



Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada

# Manejo e conservação de solo e água

Volume 2 – Resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo

Editores – Graziela Moraes de Cesare Barbosa, Cristiano André Pott, Andre Pellegrini e Eduardo Augusto Agnellos Barbosa





Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada

# **Manejo e conservação de solo e água**

Volume 2 - Resultados da hidrossedimentometria  
e atributos do solo



Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada

# **Manejo e conservação de solo e água**

Volume 2 - Resultados da hidrossedimentometria  
e atributos do solo

---

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa**  
**Cristiano André Pott**  
**Andre Pellegrini**  
**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa**  
editores

Depósito legal na CENAGRI, conforme Portaria Interministerial n.164, datada de 22 de julho de 1994 e junto à Fundação Biblioteca Nacional e Centro de Editoração, Documentação e Informação Técnica do SENAR AR-PR.

Autores: Vários autores.

Editores: Graziela Moraes de Cesare Barbosa, André Pellegrini, Cristiano André Pott e Eduardo Augusto Agnellos Barbosa.

Coordenação técnica: Bruno Vizioli.

Coordenação gráfica: Carlos Manoel Machado Guimarães Filho.

Diagramação: Sincronia Design Gráfico Ltda.

Normalização e revisão final: CEDITEC – SENAR AR/PR

Catálogo no Centro de Editoração, Documentação e  
Informação Técnica do SENAR AR/PR.

M274

Manejo e conservação de solo e água [livro eletrônico] : volume 2 - resultados da hidrossedimentometria e atributos do solo / editores Graziela Moraes de Cesare Barbosa, André Pellegrini, Cristiano André Pott e Eduardo Augusto Agnellos Barbosa. — Curitiba : SENAR AR/PR, 2025.

91136 Kb ; PDF.

ISBN 978-85-7565-239-8

Vários autores

1. Solos - Conservação - Paraná. 2. Água - Conservação - Paraná. 3. Solos - Manejo - Paraná. 4. Solos - Erosão - Paraná. I. Barbosa, Graziela Moraes de Cesare. II. Pellegrini, André. III. Pott, Cristiano André. IV. Barbosa, Eduardo Augusto Agnellos. V. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. VI. Título.

CDD: 631.4

Bibliotecária responsável: Luzia G. Kintopp - CRB/9 - 1535

Nenhuma parte desta publicação poderá ser reproduzida, por qualquer meio,  
sem a autorização do editor.

IMPRESSO NO BRASIL – DISTRIBUIÇÃO GRATUITA

## Editores

---

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa**

**Cristiano Andre Pott**

**André Pellegrini**

**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa**

## Autores

---

**Adriana Knob**

*Bióloga, Doutora em Ciências Biológicas  
Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Adriel Ferreira da Fonseca**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Aline Lopes**

*Bióloga, doutora em Biologia  
Centro de Ensino Superior de Maringá*

**Aline Marques Genú**

*Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Amanda Taissa Jung**

*Engenheira Agrônoma, Mestranda em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Ana Lúcia Londero**

*Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo*

*Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Ana Paula Marés Mikosik**

*Geógrafa, Doutora em Ciência do Solo  
Universidade Federal do Paraná*

**André Pellegrini**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Andrea Scaramal Menoncin**

*Bióloga, Doutora em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Angelica Lorini**

*Mestranda em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Anny Rosi Mannigel**

*Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia  
Centro de Ensino Superior de Maringá*

**André Luiz Oliveira de Francisco**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**André Ribeiro da Costa**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Centro de Ensino Superior de Maringá*

**Ariane Lentice de Paula**

*Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Avacir Casanova Andrello**

*Físico, Doutor em Física  
Universidade Estadual de Londrina*

**Ariane Lentice de Paula**

*Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Arnaldo Colozzi Filho**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Breyenner G. Pavão Bertagnoli**

*Biólogo, Doutor em Ciências Biológicas  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Bruno Henrique Martins**

*Químico, Doutor Química Analítica e Inorgânica  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Carla Fernanda Ferreira**

*Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo  
Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Carlos Alberto Casali**

*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Carolina Weigert Galvão**

*Bióloga, Doutora em Ciências (Bioquímica)  
Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Caroline Amadori**

*Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo  
Pós-doutoranda na Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Chaiane Olanik**

Engenheira Agrônoma, Mestranda em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**Cidimar Cassol**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Diretor Comercial CAMP Sementes

**Cristiano André Pott**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências Agrárias  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**Daiane Hyeda**

Bióloga, Mestranda em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Danilo Oliveira de Castro Lima**

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**Dinéia Tessaro**

Bióloga, Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**Eder da Costa dos Santos**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência de Alimentos  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**Edneia Aparecida de Souza Paccola**

Bióloga, Doutora em Ciências Agrárias  
Centro de Ensino Superior de Maringá

**Edison Schmidt Filho**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Centro Universitário de Maringá

**Edson Lucas Camilo**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Engenharia Agrícola  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Éricles Leonardo dos Santos**

Engenheiro Agrícola, Mestrando em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Ernani Garcia Neto**

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**Fabio José Andres Schneider**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-PAR - EMATER

**Fabrcio Tondello Barbosa**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Manejo do Solo  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Francielli Gasparotto,**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia  
Centro Universitário de Maringá

**Gabriel Barth**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas  
Fundação ABC

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa,**

Engenheira Agrícola, Doutora em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-PAR - EMATER

**Gustavo Henrique Merten,**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental  
Universidade de Minnesota, Estados Unidos

**Heverton Fernando de Melo**

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Igor Felipe de Siqueira**

Engenheiro Agrônomo, Mestrando em Agronomia  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

**Janaína Dartora**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-PAR - EMATER

**Jean Paolo Gomes Minella,**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental  
Universidade Federal de Santa Maria

**Jhonatan Spliethoff**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Universidade Estadual do Centro-Oeste

**João Marcos Favaro Lopes**

Físico, Doutorando em Física  
Universidade Estadual de Londrina

**Joice Mari Assmann**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-PAR - EMATER

**José Francirlei de Oliveira,**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-PAR - EMATER

**Kauane Victoria Szemocoviaki**  
*Estudante de Biologia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Leandro Rampim,**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia*  
*Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Luís Miguel Schiebelbein**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Lutécia Beatriz dos Santos Canalli,**  
*Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia*  
*Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná - IA-  
PAR – EMATER*

**Maiara Karini Haskel**  
*Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Agronomia*  
*Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Marcelo Marques Lopes Müller,**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia*  
*Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Marco Segalla Prazeres**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo*  
*Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Miguel David Fuentes Guevara**  
*Engenheiro Ambiental e Sanitarista, Doutor em Ci-  
ência do Solo*  
*Universidade Estadual do Centro-Oeste*

**Miriam Fernanda Rodrigues,**  
*Engenheira Florestal, Doutora em Engenharia Flo-  
restal*  
*Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Nerilde Favaretto,**  
*Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo*  
*Universidade Federal do Paraná*

**Neyde Fabíola Balarezo Giarola,**  
*Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Paulo Cesar Conceição**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo*  
*Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

**Rafael Mazer Etto**  
*Biólogo, Doutor em Ciências Bioquímica*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Regiane Kazmierczak Becker**  
*Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em*  
*Agronomia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Rennan Rodrigues da Silva**  
*Engenheiro de Software, Doutorando em Agrono-  
mia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Ricardo Kwiatkowski da Silva**  
*Geógrafo, Mestre em Computação Aplicada*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Rodrigo Ferreira**  
*Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia*  
*Fundação Agrária de Pesquisa Agropecuária - FAPA*

**Sandra Stets**  
*Química, Pós-doutoranda em Agronomia*  
*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Thaise Moser Teixeira**  
*Engenheira Ambiental, Doutora em Ciência e Tecno-  
logia Ambiental*  
*Centro Universitário de Maringá*

# Equipes de pesquisa

---

## MESORREGIÃO CENTRO ORIENTAL

### Coordenação

**Neyde Fabiola Balarezo Giarola**

### Pesquisadores envolvidos

**Adriel Ferreira da Fonseca** – UEPG

**André Carlos Stuepp** – UEPG

**Antônio Carlos Vargas Motta** – UFPR

**Carolina Weigert Galvão** – UEPG

**Cláudia Pereira Krueger** – UFPR

**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa** – UEPG

**Fabiane Machado Vezzani** – UFPR

**Fabício Tondello Barbosa** – UEPG

**Gabriel Barth** – Fundação ABC

**Glaciela Kaschuk** – UFPR

**Ildegardis Bertol** – UDESC

**Jeferson Dieckow** – UFPR

**Karina Maria Vieira Cavaliere-Polizeli** – UFPR

**Luis Miguel Schiebelbein** – CESCAGE

**Marta Regina Barrotto do Carmo** – UEPG

**Nerilde Favaretto** – UFPR

**Rafael Mazer Etto** – UEPG

**Rosimeri de Oliveira Fragoso** – UEPG

**Selma Regina Aranha Ribeiro** – UEPG

**Volnei Pauletti** – UFPR

### Pós-doutorado

**Ariane Lentice de Paula** – UEPG

**Luciane Lemos do Prado** – UFPR

**Luís Miguel Schiebelbein** – CESCAGE

**Regiane Kazmierczak Becker** – UEPG

**Veridiana Fernanda Cherobim** – UFPR

### Doutorado

**André Luiz Oliveira de Francisco**

**Daiane Hyeda**

**Gabriel Democh Goularte**

**Heverton Fernando Melo**

**Luana Salete Celante**

**Sâmara Ester Lima Saraiva**

**Santos Henrique Brand Dias**

### Mestrado

**Amanda Taissa Jung**

**Bruna Rocha de Oliveira**

**Caio Laércio Meyer**

**Darlan Paulo Cossul**

**Éricles Leonardo do Santos**

**Felipe Youssef Abboud**

**Igor Felipe de Siqueira**

**Jair Augusto Zanon**

**Jéssyca Kauana Franquito**

**Joel Zubek da Rosa**

**Lenir Gotz**

**Rafael Knesebeck**

**Ricardo Kwiatkowski da Silva**

**Sâmara Ester de Lima Saraiva**

**Sebastiao Chiquete Murtinho**

**Sergio Wallace Bousfield**

**Stallone da Costa Soares**

**Yasmin Volmer Tullio**

### Iniciação Científica

**Alexandre Wojciechowski**

**Fernanda Morais da Silva**

**Gabriel Dias Martins**

**Gabriel Ferreira Procópio**

**Gabrielle Barbieri Azambuja**

**Fernanda Lara Lederer**

**João Felipe Badalotti Marconato**

**João Luís Martins Fidelis Filho**

**João Pedro de Barros Leinecker**

**João Pedro Matoso Martins**

**Joice Angelo**

**Juliana Rosa Gabriel**

**Lana Evilyn Barbosa**

**Larissa Obenaus**

**Leticia Oliveira de Paula**

**Luis Gustavo Walus**

**Marcia Eduarda Manfron Alberti**

**Mariana Braga Marciniak**

**Thomas Malluta Malachini**

**Vinicius Caetano Pinto**

#### **Apoio Técnico**

**Ariel Stanguerlin**

**Brayan Flokorski Paulo**

**Breno Augusto Moraes**

**Bruno Gabriel da Silva**

**Camila Halat**

**Eduardo de Oliveira**

**Éricles Leonardo dos Santos**

**Felipe Riquerme**

**Gabriel Buss**

**Jéssyca Kauana Franquito**

**Joel Zubek da Rosa**

**Larissa Correia de Paula**

**Luis Fernando Grisoski**

**Mateus Jose Martins**

**Ricardo Kwiatkowski da Silva**

**Sanderson Bueno de Lara**

**Suelem Verônica Bueno**

**Thomas Malluta Malachini**

#### **Servidores**

**Mariane Gioppo Ferreira**

## **MESORREGIÃO CENTRO SUL**

### **Coordenação**

**Cristiano André Pott - UNICENTRO**

### **Pesquisadores envolvidos**

**Adriana Knob – UNICENTRO**

**Aline Marques Genú – UNICENTRO**

**Leandro Rampim – UNICENTRO**

**Marcelo Marques Lopes Müller – UNICENTRO**

**Paulo Alba – FAPA**

**Rodrigo Ferreira – FAPA**

### **Pós-doutorado**

**Carla Fernanda Ferreira**

**Edson Lucas Camilo**

**Marco Segalla Prazeres**

**Miguel David Fuentes-Guevara**

### **Doutorado**

**Danilo Oliveira de Castro Lima**

**Edson Lucas Camilo**

**Ernani Garcia Neto**

**Jhonatan Spliethoff**

### **Mestrado**

**Aline Mariele Czekalski Conrado**

**Amanda Alves Pacheco**

**Caio Ericles Kolling**

**Chaiane Olanik**

**Jhonatan Spliethoff**

**Perivaldo Mateus Conrado**

**Vitor Hugo Outeiro**

### **Iniciação Científica**

**Alan Christy Ferreira Preste**

**Amanda Alves Pacheco**

**Amanda Paola Costa**

**Ana Carolina Pichibilski Padilha**

**André Luiz Maziero Regiani**  
**Angelica Lorini**  
**Aryane Fila**  
**Bruna Housni Camargo**  
**Caio Eduardo Zander**  
**Carolina Surkamp**  
**Chaiane Olanik**  
**Clara Regina Konser**  
**Emanoel Flugel Teixeira**  
**Guilherme Antonio Mikos**  
**Higor Ayres Prado**  
**Joao Pedro Gotlieb Reichmann**  
**João Vitor Fillus**  
**Jonas Luiz Kulik**  
**Keli Colecha**  
**Lediane Martins**  
**Maria Isabel Pelegrine**  
**Mateus Franscisco Oliveira Diman**  
**Mauro Henrique Pocynek**  
**Roberto Marcondes Baptista Netto**  
**Saullo Kauann Iensen Kitcky**  
**Saullo Monteiro Gomes**  
**Sofia Kerniski Hupaló**  
**Weslei Ricardo Graffunder**

#### **Apoio Técnico**

**Amanda Alves Pacheco**  
**Ana Carolina Pichibilski Padilha**  
**Ana Carolina Ramos**  
**Ana Paula Vantropa**  
**Angelica Lorini**  
**Bruna Housni Camargo**  
**Caio Ericles Camilo**  
**Camila Eduarda Loli Pereira**  
**Chaiane Olanik**  
**Edson Lucas Camilo**  
**Erik Henrique Nowak (FAPA)**  
**Jorge Jeeziel Fernandes**  
**Keli Colecha**  
**Leandro José dos Santos (FAPA)**

**Lucas Pietras**  
**Luiz Henrique de Lima**  
**Maíra Dalvana Martins**  
**Marcelo Luiz Camilo**  
**Perivaldo Mateus Conrado**  
**Raquel de Oliveira Vaz**  
**Thaís Wouk**  
**Weslei Ricardo Graffunder**  
**Willian Cesar Kraus Teixeira**

#### **Administrativo**

**Bruno Silva Dandolini** – Agraria  
**Marcio Guimarães Mourão** – Agraria  
**Rafael Managó** – FAPA

#### **Produtor Rural**

**Jonatan Seitz**

### **MESORREGIÃO SUDOESTE**

#### **Coordenação**

**André Pellegrini - UTFPR**

#### **Pesquisadores envolvidos**

**Alceu Luiz Assmann** – IDR-Paraná  
**André Luiz Oliveira de Francisco** –  
IDR-Paraná  
**Carlos Alberto Casali** – UTFPR  
**Dinéia Tessaro** – UTFPR  
**Eder da Costa dos Santos** – UTFPR  
**Elisandra Pocojeski** – UTFPR  
**Janaína Dartora** – IDR-Paraná  
**Joice Mari Assmann** – IDR-Paraná  
**Laércio Ricardo Sartor** – UTFPR  
**Lutécia Beatriz dos Santos Canalli** –  
IDR-Paraná  
**Paulo Cesar Conceição** – UTFPR  
**Tangriani Simioni Assmann** – UTFPR  
**Thalita Grandó Rauen** – UTFPR

**Pós-doutorado****Miriam Fernanda Rodrigues****Doutorado****Cidimar Cassol****Maiara Karine Haskel****Mestrado****Élcio dos Santos Backes****Fernando Batistti****Inara de Souza Stockmann****Kelly Fioreze****Iniciação Científica****Alan Ribeiro da Silva****Ana Clara Avelino****Ana Gabriela Pelegrino****Anderson Debald****Breno Sandri Corteze****Carlos Eduardo Alves dos Santos****Caroline Aparecida Seleprin Dresch****Cassieli Lorensetti****Dieyson Fernando Peruzzolo****Edina Mara Batista****Enrike Becker Araújo****Felipe Lunardelli Sandrin****Fernando Pletsch****Gustavo Ferronato****Hellen Cristina Palinski****Heloisa Kuss Lourenço****João Vitor Yamanaka Bonatto****Ketrin Lorhayne Kubiak****Laura Aparecida dos Anjos Fucilini****Leonardo Bomfim Belotto****Leonardo Rafael de Souza Vivian****Luís Felipe Wille Zarzycki****Luiz Antônio Colet Gasparetto****Maíra Gabriela Almeida da Costa****Maria Luiza da Cruz Santos****Mateus Felipe Berra****Matheus Bortolote****Nicole Gelinski de Sousa****Otávio Leonardo Gubert****Rafael Guelere****Rodrigo Gugel****Rodrigo Rosa****Rodrigo Schwanck Fernandes****Thainara Wrzesinki Lesbik****Wander da Silva Ferreira Raboni****Winicius Langvinski Bay****Apoio Técnico****Alex Batista Trentin****Alinne Bisolo****Bruna Larissa Feix****Caroline Amadori****Edson Luiz Neves Junior****Élcio dos Santos Backes****Elizabete Artus Berté****Fagner Goes da Conceição****Fernando Batistti****Gabriel Michalichen****Jéssica Camile da Silva****Jonatha Júlio Cancelier****Larisa Ianca Vagner Schaedler****Maiara Karini Haskel****Marina Andressa de Araujo e Silva****Paula Raquel Reffatti****Mayara Yukari Koyama****Geise Diana Borges da Maia****MESORREGIÃO NORTE****Coordenação****Graziela M. de Cesare Barbosa****Pesquisadores envolvidos****André L. Johann – IDR-Paraná****Arnaldo Colozzi Filho – IDR-Paraná****Avacir Casanova Andrello – UEL**

**Fábio Luiz Melquiades** – UEL  
**José Francirlei de Oliveira** – IDR-Paraná  
**Maria de Fátima Guimarães** – UEL

#### Pós-Doutorado

**Andréa Scaramal da Silva Menoncin**  
**Bruno Henrique Martins**  
**Danilo Bernardino Ruiz**  
**Elizeu J. Didoné**  
**Fabio José Andres Schneider**

#### Doutorado

**Estevão Conceição Gomes Júnior**  
**Felipe Rodrigues dos Santos**  
**José Víctor Freitas dos Santos**  
**Smaylla El Kadri Ceccatto**

#### Mestrado

**José Víctor Freitas dos Santos**  
**Katia Cristina de Menezes Fernandes**  
**Marcelo Campos**  
**Tamires Firmino**

#### Apoio Técnico

**Ana Paula Zandonan**  
**Breyner G. Pavão Bertagnoli**  
**Carlos Hideaki Johnson Suzuki**  
**Denise Santos de Luca Lopes**  
**Estevão C. Gomes Júnior**  
**Guilherme Ari Ferreira de Oliveira**  
**Heder Asdrubal Montanez Valencia**  
**Isabela Martins Rocha**  
**João Antonio da Silva**  
**Johne Maycon Mano**  
**Jonatas Fermio Langame**  
**Keila Padilha de Oliveira Camargo de Lima**  
**Leonardo Miranda Feriani**  
**Luciano H. P. de Oliveira**

**Luiz Gustavo Batista Ferreira**  
**Mayara Mantovani Ramos**  
**Pedro Monteiro Colito**  
**Peterson Almeida Arcanjo dos Santos**  
**Rafael Jioconda Rodrigues**  
**Vanessa Gonçalves Aisawa**

#### Iniciação Científica

**Camila Bayer**  
**Claudio Alberto Piccin Junior**  
**Gabriel Liuti**  
**Giovana Gorla Gaiser**  
**Higor Cesar Gondo**  
**Ingrid Oiliva Campana**  
**Pablo Henrique N. Severino**  
**Renan Prado Rodrigues**  
**Roger Gustavo Gouveia do Bonfim**  
**Stefanie do Prado da Silva**

#### Servidores - Laboratório

**Maria Aparecida Matos**  
**Antonio Candido da Rosa**  
**Auro Sebastião da Silva**  
**Vilson José Teixeira Rozendo**  
**Rosinei Aparecida de Souza**  
**Osvaldo Horiuchi**

#### Servidores - Administrativo

**Flavio Oliveira dos Santos**  
**Lisiane Bottine**  
**Magda Regina D. Fernandes**

## MESORREGIÃO OESTE

**Coordenação**  
**Graziela Moraes de Cesare Barbosa**

Pesquisadores envolvidos

**André L. Johann** – IDR-Paraná

**Araldo Colozzi Filho** – IDR-Paraná

**José Francirlei de Oliveira** – IDR-Paraná

Pós-Doutorado

**Ana Lucia Londero**

**Andréa Scaramal da Silva Menoncin**

**Bruno Henrique Martins**

**Danilo Bernardino Ruiz**

**Elizeu J. Didoné**

**Fabio José Andres Schneider**

**Felipe Rodrigues dos Santos**

**Jean Carlo Santos de Oliveira**

**Miriam Lago Valente**

Apoio Técnico

**Allan Denizzar Limeira Coutinho**

**Ana Gabriela Strohaecker Gomes**

**Edna Aparecida de Andrade**

**Eduardo Felipe Schwaab**

**Gilberto Júnior de A. da Silva**

**Gonimar Venancio Teixeira Marques**

**Lucas Wickert**

**Rafael Bissolli Pescador**

**Silvio Duarte da Luz**

Servidores – Laboratório

**Maria A. Matos**

**Antonio C. Rosa**

**Auro Sebastião da Silva**

**Vilson José Teixeira Rozendo**

**Rosinei Aparecida de Souza**

**Oswaldo Horiuchi**

Servidores – Administrativo

**Flavio Oliveira dos Santos**

**Lisiane Bottine** – IDR-Paraná

**Magda Regina D. Fernandes** – IDR-Paraná

## MESORREGIÃO NOROESTE

Coordenação

**Edison Schmidt Filho**

Pesquisadores Envolvidos

**Aline Lopes** – UNICESUMAR

**André Ribeiro da Costa** – UNICESUMAR

**Anny Rosi Mannigel** – UNICESUMAR

**Edneia Aparecida de Souza** – UNICESUMAR

**Francielli Gasparotto** – UNICESUMAR

**Rafael Egea Sanches** – UNICESUMAR

**Thaise Moser Teixeira** – UNICESUMAR

Mestrado

**Isadora Fernanda Sperandio**

**Luis Felipe Magri de Ângelo**

**Sabrina Pariz**

**Raissa Fernanda Matias**

Iniciação Científica

**Diogo Glauco Fernandes Júnior**

**Jéssica Camilo Nogueira Rabelo**

**João Vitor Berta de Melo**

**Leandro Augusto Moraes de Melo**

**Leticia Cristine Ferreira**

**Yasmin Gulart Zaine**

Apoio Técnico

**Amanda Eustachio Pereira**

**Carlos Henrique Sanches**

**Davi Alcantud Luchs Borestein**

**Geovane Figueiredo Ferreira**

**Jean Even Alcinat**

**Leonardo Arcanjelo Marineli**

**Lucas Del Massa Bonfim**

**Lucas Toneli Cremm**

**Raphael Lohami Lacerda Uerhara**

**Thiago da Conceição Oliveira**

**Oswaldo Leite da Silva Junior**

## Consultores ---

**Gustavo Henrique Merten** – University of  
Minnesota - USA

**Jean Paolo Minella** – Universidade Federal  
de Santa Maria/RS

# Sumário

---

<b>APRESENTAÇÃO DA REDE DE AGROPESQUISA NO ESTADO DO PARANÁ</b> .....	<b>23</b>
<b>1. QUALIDADE DO SOLO E DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO CENTRO-ORIENTAL DO PARANÁ</b> .....	<b>27</b>
1.1 INTRODUÇÃO.....	27
1.2 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO DAS ÁREAS DE ESTUDO .....	29
1.2.1 Bacia hidrográfica experimental.....	30
1.2.2 Megaparcelas experimentais (encosta) .....	32
1.3 DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	35
1.3.1 Caracterização do clima .....	35
1.3.2 Processos hidrossedimentológicos .....	37
1.4 ATRIBUTOS DO SOLO.....	55
1.4.1 Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça.....	55
1.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL .....	80
<b>2. QUALIDADE DO SOLO E DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO CENTRO-SUL</b> .....	<b>89</b>
2.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO.....	90
2.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo .....	90
2.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas .....	92
2.2. QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E NAS MEGAPARCELAS .....	94
2.2.1 Atributos físicos do solo .....	95
2.2.2 Atributos químicos do solo .....	107
2.2.3 Atributos biológicos do solo.....	120
2.2.4 Emissão de dióxido de carbono.....	125
2.3 HIDROSEDIMENTOLOGIA E PERDAS DE SOLOS.....	129
2.3.1 Perdas de solo e água na bacia hidrográfica .....	130
2.3.2 Perdas de solo e água nas megaparcelas.....	133
2.4 ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE SOLO.....	141
2.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL .....	143
<b>3. QUALIDADE DO SOLO E A DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO SUDOESTE</b> .....	<b>149</b>
3.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO .....	150
3.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo (escala de bacia).....	150
3.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas (escala das megaparcelas).....	151
3.2 PROPRIEDADES DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS .....	152
3.2.1 Atributos físicos do solo .....	152
3.2.2 Atributos químicos do solo.....	161
3.2.3 Atributos biológicos do solo.....	164

3.3	HIDROSEDIMENTOLOGIA NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS.....	172
3.3.1	Perdas de solo e água na bacia hidrográfica .....	172
3.3.2	Perdas de solo e água nas megaparcelas.....	180
3.4	INDEXAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO SOB PRÁTICAS DE MANEJO EM MEGAPARCELAS .....	188
3.5	APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL.....	196
<b>4.</b>	<b>QUALIDADE DO SOLO E A DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO NORTE .....</b>	<b>203</b>
4.1	USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO.....	204
4.1.1	Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo .....	204
4.1.2	Manejo e conservação do solo nas megaparcelas .....	212
4.2	QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS .....	215
4.2.1	Atributos físicos do solo .....	215
4.2.2	Atributos químicos do solo .....	221
4.2.3	Atributos biológicos do solo .....	222
4.3	HIDROSEDIMENTOLOGIA E PERDAS DE NUTRIENTES.....	230
4.3.1.	Perdas de solo, água e nutrientes na bacia hidrográfica.....	230
4.3.2	Perdas de solo e água nas megaparcelas.....	234
4.3.3.	Avaliação de redistribuição de solo com espectrometria de raios gama.....	239
4.4	ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLOGIA DE SOLO .....	248
4.5	APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL .....	253
<b>5.</b>	<b>QUALIDADE DO SOLO E A DINÂMICA HIDROSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO OESTE.....</b>	<b>257</b>
5.1	USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO.....	258
5.1.1	Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica experimental .....	258
5.1.2	Manejo e conservação do solo nas megaparcelas.....	267
5.2	QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS.....	269
5.2.1	Atributos físico do solo .....	269
5.2.2	Atributos químicos do solo .....	273
5.2.3	Atributos biológicos do solo .....	275
5.3	HIDROSEDIMENTOLOGIA .....	282
5.3.1	Perdas de solo e água na bacia hidrográfica .....	282
5.3.2	Perdas de solo e água nas megaparcelas .....	289
5.4	ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLOGIA DE SOLO .....	300
5.5	APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL .....	304

<b>6. QUALIDADE DO SOLO E DINÂMICA HIDROSSEDIMENTOLÓGICA NA MESORREGIÃO NOROESTE DO PARANÁ.....</b>	<b>309</b>
6.1 INTRODUÇÃO.....	309
6.2 UNIDADE DE ESTUDO DE PRESIDENTE CASTELO BRANCO .....	311
6.2.1 Uso, manejo e conservação do solo.....	314
6.2.2 Qualidade do solo na bacia hidrográfica e megaparcelas .....	317
6.2.3 Atributos físicos do solo.....	317
6.2.4 Atributos químicos do solo .....	321
6.2.5 Atributos biológicos do solo.....	324
6.2.6 Dinâmica hidrossedimentológica da área de estudo .....	328
6.2.7 Análise integrada dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.....	337
6.3 UNIDADE DE ESTUDO DE CIANORTE.....	341
6.3.1 Uso, manejo e conservação do solo .....	344
6.3.2 Qualidade do solo na bacia hidrográfica e megaparcelas .....	347
6.3.3 Atributos físicos do solo .....	347
6.3.4 Atributos químicos do solo .....	351
6.3.5 Atributos biológicos do solo .....	353
6.3.6 Dinâmica hidrossedimentológica da área de estudo.....	361
6.3.7 Análise integrada dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.....	368
6.4 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL NA MESORREGIÃO NOROESTE.....	372
<b>7. ROTAÇÃO DE CULTURAS E PLANTAS DE COBERTURA INDICADAS PARA O ESTADO DO PARANÁ .....</b>	<b>383</b>
7.1 INTRODUÇÃO .....	383
7.2 ESPÉCIES DE PLANTAS DE COBERTURA INDICADAS PARA O PARANÁ .....	385
7.3 ROTAÇÕES DE CULTURAS ADOTADAS NO ESTADO DO PARANÁ.....	393
7.4 EFEITOS NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS, FÍSICAS E MICROBIOLÓGICAS DO SOLO.....	405
7.4.1 Efeitos nas propriedades químicas do solo.....	405
7.4.2 Efeitos nas propriedades físicas do solo .....	418
7.4.3 Efeitos nas propriedades biológicas do solo.....	428
7.4.4. Outros aspectos positivos das plantas de coberturas.....	432
7.5 EFEITOS NA PRODUTIVIDADE E NO RENDIMENTO ECONÔMICO DAS CULTURAS DE VERÃO E INVERNO.....	432
7.6 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL .....	440
<b>8. USO DE DEJETOS DE ANIMAIS EM CULTIVOS AGRÍCOLAS NO ESTADO DO PARANÁ.....</b>	<b>447</b>
8.1 INTRODUÇÃO .....	447

8.2 GERAÇÃO E DESTINO DE DEJETOS DE ANIMAIS NO PARANÁ .....	448
8.3 PROBLEMAS AMBIENTAIS DOS DEJETOS DE ANIMAIS .....	450
8.4 POTENCIAL AGRÔNOMICO, PROCESSO EROSIVO E TRANSFERÊNCIA DE POLUENTES EM ÁREAS COM USO DE DEJETOS DE ANIMAIS .....	453
8.4.1. Subprojeto: “Aplicação de dejetos líquido bovino de longo prazo em plantio direto: implicações nas perdas de solo, água e nutrientes” .....	453
8.4.2 Subprojeto: “Monitoramento hidrossedimentológico em microparcelas com a aplicação de dejetos de animais na Mesorregião Sudoeste do Paraná” .....	468
8.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL SOBRE O USO RACIONAL DOS DEJETOS DE ANIMAIS EM CULTIVOS AGRÍCOLAS .....	474
8.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	478
<b>9. ATRIBUTOS FÍSICOS DE SOLOS CULTIVADOS EM ÁREAS COM E SEM TERRAÇOS NO ESTADO DO PARANÁ .....</b>	<b>483</b>
9.1 INTRODUÇÃO .....	483
9.2 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO .....	485
9.2.1 Textura do solo .....	485
9.3 DENSIDADE DO SOLO .....	487
9.4 POROSIDADE DO SOLO .....	490
9.5 CONTEÚDO DE ÁGUA NO SOLO .....	500
9.5.1 Conteúdo de água na capacidade de campo .....	500
9.5.2 Conteúdo de água no ponto de murcha permanente .....	503
9.5.3 Conteúdo de água disponível .....	506
9.6 RESISTÊNCIA DO SOLO À PENETRAÇÃO .....	509
9.7 ESTABILIDADE DE AGREGADOS EM ÁGUA .....	516
9.8 VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO BÁSICA .....	522
9.9 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	525
<b>10. ANÁLISE INTEGRADA DA QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO NOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA DO ESTADO DO PARANÁ .....</b>	<b>529</b>
10.1 INTRODUÇÃO .....	529
10.2 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS .....	531
10.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	547
<b>11. ANÁLISE INTEGRADA DE ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO NOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA MONITORADOS EM DIFERENTES MESORREGIÕES NO ESTADO DO PARANÁ .....</b>	<b>551</b>
11.1 INTRODUÇÃO .....	551
11.2 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS .....	553
11.3 SENSIBILIDADE DOS INDICADORES MICROBIANOS AO TERRACEAMENTO EM CADA ANO AGRÍCOLA, EM MESORREGIÕES DO PARANÁ .....	554

11.4 SENSIBILIDADE DE INDICADORES MICROBIANOS NA SÉRIE TEMPORAL DE 2020 A 2022.....	559
11.5 SENSIBILIDADE DE INDICADORES MICROBIANOS ENTRE AS MESORREGIÕES. ....	562
11.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	564
<b>12. PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS NOS DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLAS DO ESTADO DO PARANÁ.....</b>	<b>569</b>
12.1 ANÁLISE DE EVENTOS CLIMÁTICOS NAS ÚLTIMAS DÉCADAS NO PARANÁ .....	569
12.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS DE ESCOAMENTO E PERDA DE SEDIMENTO NAS MESORREGIÕES.....	573
12.2.1 Pluviosidade monitorada nas bacias hidrográficas.....	573
12.2.2 escoamento superficial nas bacias hidrográficas .....	576
12.2.3 Concentração de sedimentos em suspensão e a produção de sedimentos nas bacias hidrográficas.....	580
12.2.4 Pluviosidade monitorada nas megaparcelsas .....	582
12.2.5 escoamento superficial nas megaparcelsas.....	584
12.2.6 Concentração de sedimentos em suspensão e produção de sedimentos nas megaparcelsas .....	589
12.3 USO DE MODELOS PARA PREDIÇÃO DE ESCOAMENTO E EROÇÃO.....	591
12.4 IMPORTÂNCIA DA GERAÇÃO DE UMA SÉRIE HISTÓRICA DE EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO-ESCOAMENTO.....	592
<b>13. IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO HIDROLÓGICO DE LONGO PRAZO EM BACIAS RURAIS PARA A DEFINIÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS VOLTADAS PARA A PRESERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS.....</b>	<b>597</b>
13.1 INTRODUÇÃO.....	597
13.2 A EXPERIÊNCIA DO MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA BACIA EXPERIMENTAL DE ARVOREZINHA .....	599
13.3 IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA REDE DE AGROPESQUISA DO PARANÁ.....	601
<b>14. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O MANEJO E A CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA NO PARANÁ .....</b>	<b>605</b>



# Apresentação da Rede de Agropesquisa no Estado do Paraná

## Autores

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>1</sup>**

**Cristiano André Pott<sup>2</sup>**

**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa<sup>3</sup>**

**André Pellegrini<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> Pesquisadora do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná IAPAR-EMATER (IDR-Paraná)

<sup>2</sup> Professor da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)

<sup>3</sup> Professor da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

<sup>4</sup> Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos (UTFPR)

A Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada (Rede Agropesquisa) foi oficializada pelo Decreto Estadual n.º 2.475, de 28 de setembro de 2015. Seu objetivo é promover a inovação e a pesquisa científica e tecnológica em ambiente produtivo no Estado do Paraná.

A formação da Rede foi organizada e conduzida pela Secretaria Estadual de Agricultura e Abastecimento (SEAB) e pela Secretaria Estadual de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (SETI – atualmente Superintendência de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior do Paraná).

A gestão da Rede é realizada por um comitê gestor paritário formado pelos organizadores (SETI e SEAB) e apoiado pelo Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná IAPAR-EMATER (IDR-Paraná), pela Fundação Araucária e pelas entidades representativas dos produtores rurais: Federação de Agricultura do Estado do Paraná (FAEP), Organização das Cooperativas do Estado do Paraná (OCEPAR) e Federação dos Trabalhadores na Agricultura do Estado do Paraná (FETAEP).

Posteriormente, foi criado o Programa Integrado de Conservação de Solo e Água do Paraná (PROSOLO) por meio do Decreto Estadual n.º 4.966, de 29 de agosto de 2016. Os objetivos do PROSOLO são:

- a sensibilização do produtor, a formação de especialistas e a permanente capacitação de profissionais e produtores rurais nas estratégias técnicas, tecnologias e práticas de conservação do solo agrícola;
- a transferência e a difusão das tecnologias, práticas e estratégias técnicas de conservação do solo;

- a interação entre os órgãos públicos de todas as esferas e instâncias, a sociedade e as organizações civis que a representem para, em regime de mútua cooperação, estabelecerem os meios e ações de apoio ao controle da erosão do solo agrícola;
- o incremento da atividade econômica e da produtividade agropecuária pela recuperação do solo agrícola;
- o equilíbrio dinâmico entre a produção e a conservação dos recursos naturais mediante seu uso racional.

Como estratégia do PROSOLO, destaca-se a conscientização e a mobilização do produtor para a importância do planejamento do uso, do manejo e da conservação do solo em sua propriedade, apoiado por ações integradas de capacitação técnica, pesquisa e extensão rural.

Essas informações a respeito da criação, organização e gestão da Rede estão descritas em detalhes no primeiro livro da Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada, publicado em 2023 (PELLEGRINI; BARBOSA, 2023).

Em virtude da criação desses dois programas, em 2017 deu-se início às pesquisas da Rede Agropesquisa, que contou com recursos financeiros da iniciativa privada (FAEP/SENAR) e pública (SETI/FUNDAÇÃO ARAUCÁRIA) e mobilizou os ativos de pesquisa (das universidades públicas e privadas e dos institutos de pesquisa) existentes no Estado de forma colaborativa e integrada em um projeto interdisciplinar que tem como principal característica a pesquisa prática e direta em atendimento às demandas do meio científico, da assistência técnica e dos produtores rurais.

A Rede Agropesquisa contou também com a contribuição da Itaipu Binacional, que financiou os estudos em duas mesorregiões do Estado (Oeste e Norte), e do Núcleo Estadual Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (NEPAR-SBCS).

Em cada mesorregião, os projetos de pesquisa aplicada em manejo e conservação do solo e água envolveram pesquisas em duas escalas: uma em escala de bacia hidrográfica de primeira ou segunda ordem e outra em escala de megaparcelsas com e sem terraços agrícolas, a fim de estudar o efeito das práticas de manejo e conservação do solo e da água, especialmente com uso de terraços agrícolas no controle do escoamento superficial de água e diminuição da erosão hídrica. Assim, por meio dessas pesquisas se realiza o monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas e em megaparcelsas com e sem terraços em seis mesorregiões do Paraná: Centro Oriental (município de Ponta Grossa); Centro-Sul (município de Guarapuava); Sudoeste (município de Dois

Vizinhos); Norte (município de Cambé); Oeste (município de Toledo); Noroeste (municípios de Presidente Castelo Branco e Cianorte).

O objetivo deste estudo é criar um banco de dados por meio do monitoramento hidrossedimentométrico e do monitoramento dos atributos físicos, químicos e biológicos de solo a fim de elaborar critérios técnicos para a implantação de práticas de controle da erosão em todo o Estado do Paraná, adequados aos tipos de solo e aos manejos e culturas específicas praticadas nas diferentes regiões.

Como objetivos específicos estão:

- a avaliação dos atributos hidrossedimentométricos em bacias hidrográficas rurais e de megaparcelsas em encostas, bem como de atributos químicos, físicos e biológicos do solo, que representam o manejo agrícola predominante em cada região, com características regionais distintas e importância agrícola para o Paraná;
- a elaboração de literatura técnica referente ao tema de sistemas conservacionistas para redução de perdas em solo e água em áreas de produção agrícola;
- a capacitação científica e técnica, bem como a disseminação dos conhecimentos referentes ao uso e à conservação do solo e da água, com base nos resultados obtidos nas microbacias.

Em 2023 foi lançado o primeiro livro da Rede Agropesquisa intitulado *Manejo e conservação de solo e água*, que descreve a formação, a implantação e as metodologias utilizadas nas pesquisas nas várias mesorregiões (PELLEGRINI; BARBOSA, 2023).

Esta nova obra da Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada é produto dos resultados das pesquisas realizadas nas diferentes mesorregiões no período de 2019 a 2023.

A estrutura do livro foi pensada de modo que cada mesorregião demonstre os resultados das perdas de solo e água revelados pelo monitoramento hidrossedimentométrico da bacia hidrográfica e das megaparcelsas, além dos resultados dos atributos físicos, químicos e biológicos de solo monitorados ao longo dos anos.

Também são apresentados resultados de subprojetos específicos que foram desenvolvidos em algumas mesorregiões, como rotação de culturas, uso de dejetos de animais no solo, avaliação de redistribuição de solo com espectrometria de raios gama; indexação da qualidade do solo; emissão de gases de

efeito estufa sob práticas de manejo em megaparcelas; estudo dos processos hidrológicos; erosão hídrica e qualidade da água em plantio direto com aplicação de chuva simulada; balanço de água no solo; variação da umidade do solo em megaparcelas.

Para entender a dinâmica e a diversidade dos solos e manejos das várias mesorregiões do Paraná, os resultados dos atributos físicos, químicos e biológicos de solo foram sistematizados em: capítulos integradores (capítulos 9, 10 e 11); capítulo integrador dos resultados dos estudos de rotação de cultura (capítulo 7); estudos de aplicação de dejetos (capítulo 8); estudos dos parâmetros hidrossedimentológicos das várias mesorregiões do Paraná (capítulo 12); sobre a importância do monitoramento hidrológico no longo prazo em bacias rurais (capítulo 13).

## REFERÊNCIAS

PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. 304p.

## 01

Autores

# Qualidade do solo e dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião Centro-Oriental do Paraná

**Neyde Fabiola Balarezo Giarola<sup>1\*</sup>****Eduardo Augusto Agnellos Barbosa<sup>1</sup>****Fabício Tondello Barbosa<sup>1</sup>****Ariane Lentice de Paula<sup>2</sup>****Adriel Ferreira da Fonseca<sup>1\*</sup>****Carolina Weigert Galvão<sup>3\*</sup>****Heverton Fernando de Melo<sup>4</sup>****Luis Miguel Schiebelbein<sup>1</sup>****Rafael Mazer Etto<sup>5\*</sup>****Éricles Leonardo dos Santos<sup>4</sup>****Igor Felipe de Siqueira<sup>4</sup>****Rennan Rodrigues da Silva<sup>4</sup>****Sandra Stets<sup>2</sup>****Regiane Kazmierczak Becker<sup>2</sup>****Ricardo Kwiatkowski da Silva<sup>6</sup>****Amanda Taissa Jung<sup>4</sup>****Daiane Hyeda<sup>4</sup>****Kauane Victoria Szemocoviaki<sup>7</sup>**

<sup>1</sup> Professor(a) Doutor(a) do Departamento de Ciência do Solo e Engenharia Agrícola e do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>2</sup> Pós-doutorando(a) do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>3</sup> Professor(a) Doutor(a) do Departamento de Biologia Estrutural, Molecular e Genética, Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>4</sup> Aluno(a) de Pós-graduação do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>5</sup> Professor(a) Doutor(a) do Departamento de Química e do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>6</sup> Bolsista Técnico do Departamento de Ciência do Solo e Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>7</sup> Aluno(a) de Graduação do curso de Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

\*Bolsista Produtividade em Pesquisa do CNPq

## 1.1 INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT) é uma das maiores bacias do Estado do Paraná, com área total de 25.239 quilômetros quadrados, o que corresponde a 13% do território paranaense (MEDRI et al., 2002). Compreende 49 municípios e aproximadamente 1,9 milhão de habitantes, sendo considerada de grande importância econômica, física e hidrológica para o Brasil (MEDRI et al., 2002).

A BHRT se estende por três diferentes zonas do relevo paranaense: o Primeiro, o Segundo e o Terceiro Planaltos (MAACK, 1981). Apresenta uma paisagem bem variada, composta por inúmeros ambientes e um gradiente de condições climáticas ao longo de seu eixo norte/sul (MEDRI et al., 2002). Em virtude dessas diferenças, a Bacia do Rio Tibagi foi dividida, para fins de estudos e projetos, em duas macrorregiões hidrográficas: Alto Tibagi e Baixo Tibagi.

A nascente do Rio Tibagi está localizada na microrregião de Ponta Grossa, no Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT). Essa microrregião se destaca por sua dimensão populacional e nível de polarização, bem como pelas atividades agropecuárias caracterizadas pela produção em escala de commodities e matérias-primas industriais. Embora a microrregião apresente alta disponibilidade hídrica, essas características impõem riscos de duas naturezas: a) risco de déficit no balanço hídrico quantitativo e b) risco de déficit no balanço hídrico qualitativo (ÁguasParaná, 2015).

Na microrregião de Ponta Grossa, as formações geológicas de origem sedimentar deram origem a solos, na maior parte, pouco desenvolvidos, frágeis, pouco férteis, com alta saturação por Al, rasos e arenosos (LARACH et al., 1984). Mesmo quando se encontram em relevo com declives mais suaves, esses solos sofrem a ação de processos erosivos em função de suas características. Embora as condições climáticas da região sejam apropriadas para o desenvolvimento de culturas anuais, especialmente pelo alto índice pluviométrico, os solos apresentam aptidão regular para o uso agrícola (IPARDES, 2004).

Na região, a técnica de manejo mais utilizada para minimizar os problemas causados pela erosão hídrica dos solos cultivados é o plantio direto (PD). No entanto, as características dos solos associadas ao relevo, ao elevado regime hídrico e à condução inadequada do sistema de manejo têm promovido a degradação física dos solos, potencializando o escoamento superficial de água e a erosão hídrica.

O entendimento dos processos hidrológicos e erosivos em encostas e bacias hidrográficas rurais é fundamental para estabelecer o uso e o manejo mais adequados dos solos e para elaboração de estudos técnicos com o objetivo de implementar obras e projetos agrícolas de conservação de solo. O Brasil carece de estudos sobre os fluxos de água e sedimentos associados às alterações temporais e espaciais do uso e ocupação das terras, bem como às mudanças climáticas severas atuais (SIMEDO et al., 2020). A microrregião de Ponta Grossa apresenta a mesma carência.

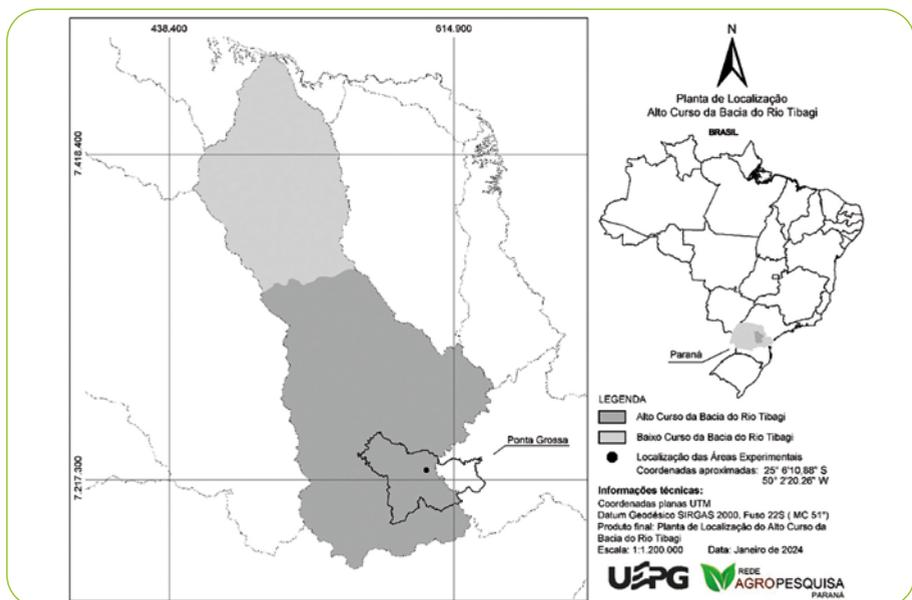
Este capítulo apresenta uma síntese das informações geradas nos primeiros anos de pesquisa, em escala de encosta, megaparcelas experimentais e microparcelas experimentais, sobre o comportamento dos atributos dos solos e sobre a dinâmica hidrossedimentológica em áreas cultivadas em plantio direto associado a terraços em nível no município de Ponta Grossa, em ambiente

geomorfopedológico típico do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, mesorregião Centro-Oriental do Paraná.

## 1.2 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO DAS ÁREAS DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida na Fazenda Escola Capão da Onça, da Universidade Estadual de Ponta Grossa (Figura 1), em diferentes áreas e escalas de trabalho: 1) em uma bacia hidrográfica de segunda ordem (67,8 ha), denominada Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça; 2) em parcelas experimentais de grande dimensão posicionadas em encosta, espelhadas, denominadas megaparcelsas experimentais (1,54 ha cada); e 3) em parcelas experimentais de menor dimensão, aqui denominadas microparcelsas (38,5 m<sup>2</sup> cada), com a aplicação de chuva simulada.

As áreas de estudo compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Verde, importante manancial de abastecimento da cidade de Ponta Grossa e afluente da margem esquerda do Rio Pitanguí. Este é tributário do Rio Tibagi, que forma uma das maiores e mais importantes bacias hidrográficas do ponto de vista social, ambiental e econômico do estado do Paraná. Informações adicionais sobre as áreas de estudo podem ser encontradas em Calegari *et al.* (2023).



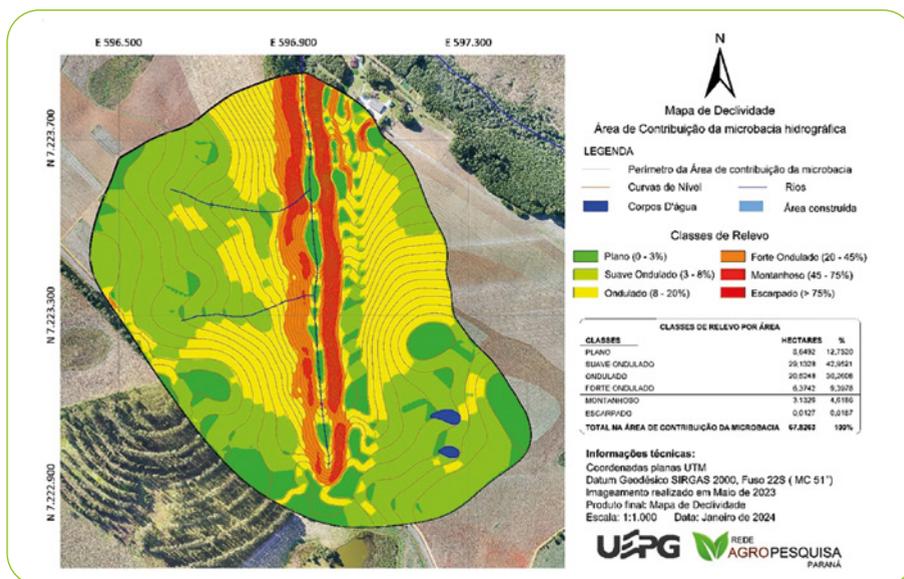
**Figura 1** – Localização das áreas de estudo no Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ricardo Kwiatkowski da Silva, 2023.

## 1.2.1 Bacia hidrográfica experimental

A Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça (BHLO) está localizada na área rural do município de Ponta Grossa (25° 05' 52,95" S, 50° 02' 37,60" W, e 25°06'26,50" S, 50° 02' 1,24"W – Datum SIRGAS 2000). Abrange 67,83 ha e apresenta altitude média de 1.015 m, variando de 970 m a 1.030 m. A região apresenta clima do tipo Cfb mesotérmico subtropical úmido (Köppen), sem estação seca e com geadas frequentes e rigorosas. No município de Ponta Grossa, a temperatura média anual é próxima a 18,2 °C, e a precipitação pluvial média anual é de 1.449 mm (Simepar, 2023).

No mapa da Figura 2 pode-se observar a distribuição das classes de relevo e respectivas áreas de abrangência na BHLO. A declividade média da BHLO é de 10,9% (ondulado), sendo que em 43% da área o relevo é classificado como suave ondulado e ocorre no terço superior das encostas. O relevo ondulado ocupa 30% da área e ocorre nos terços médio e inferior, e o relevo plano abrange 12,7% da área e ocorre nos topos da bacia hidrográfica. Às margens do rio principal, a declividade aumenta bruscamente e o relevo se torna montanhoso e escarpado.



**Figura 2** – Mapa de classes de relevo e respectiva área de abrangência na bacia hidrográfica experimental do Lajeado da Onça, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ricardo Kwiatkowski da Silva, 2024.

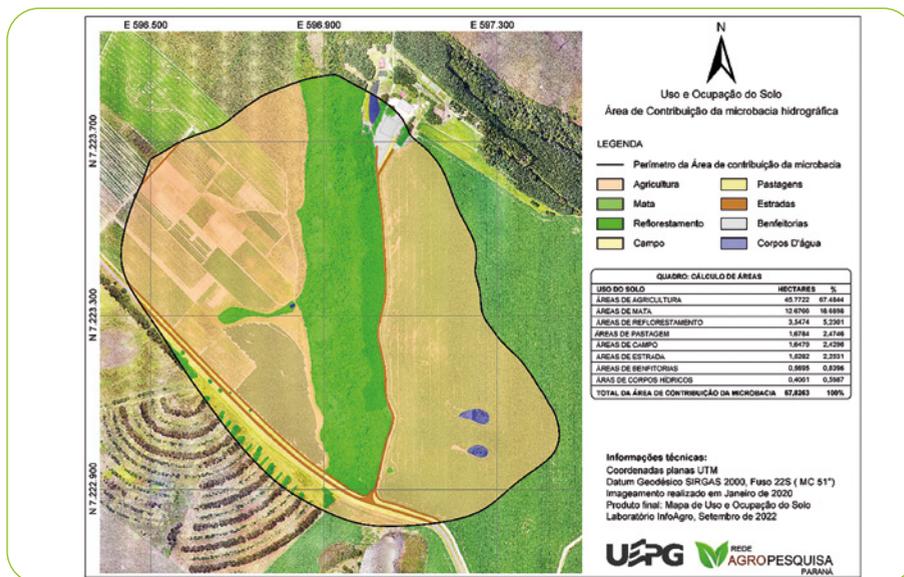
Na BHLO ocorrem quatro classes de solos: Latossolos, Cambissolos, Gleissolos e Neossolos. Todos apresentam textura média, distribuída em franco-argilo-arenosa, franco-arenosa e argilo-arenosa, herdada do retrabalhamento de folhelhos e arenitos esbranquiçados das formações Ponta Grossa e Furnas (MINEROPAR, 2007; SÁ, 1995).

No processo de erosão hídrica, as frações areia fina, areia muito fina e silte são as mais susceptíveis aos processos de salpicamento e transporte. Por outro lado, a fração areia grossa resiste à mobilização e a fração argila resiste ao processo de salpicamento pelas gotas de chuva, pela maior capacidade de agregação (SETA; KARATHANASIS, 1996).

Os Latossolos ocupam 65,7% da área da BHLO e concentram-se nas porções mais elevadas, em relevo plano a suave ondulado. Esses solos apresentam, predominantemente, textura franco-argilo-arenosa e cores que variam do vermelho ao bruno-avermelhado-escuro. Os Cambissolos ocupam 17,2% da área e são mais comuns na porção leste da BHLO, em relevo forte ondulado. Apresentam textura franco-arenosa e coloração bruno-avermelhada. Os Gleissolos ocupam 14,3% da área, no terço inferior das encostas, em relevo côncavo, em áreas sujeitas à inundação pela flutuação do nível do lençol freático. Esses solos também podem ser encontrados nos terços médio e superior, em pequenas áreas, onde ocorrem pontos de surgência hídrica. Os Neossolos ocupam 2,8% da área e apresentam horizonte A sobreposto a um horizonte C ou ao material de origem (camada R).

Na BHLO, o uso dos solos é pouco diversificado (Figura 3). Culturas agrícolas temporárias ocupam a maior área (67,5%), seguidas de matas de galeria (18,7%) e reflorestamento (5,7%). Os outros 8,5% da área estão distribuídos entre pastagens (2,5%), campo nativo degradado (2,4%), benfeitorias (0,7%), estradas (2,3%) e corpos d'água (0,6%). Devido à predominância da agricultura, o funcionamento adequado do sistema solo-água dependerá, principalmente, do manejo dos solos e das plantas de cobertura das áreas cultivadas.

As técnicas conservacionistas utilizadas nas áreas cultivadas há mais de 30 anos, são: 1) semeadura direta; 2) manutenção de cobertura de resíduos vegetais e/ou dossel das plantas cultivadas sobre o solo. Práticas mecânicas para a conservação dos solos e da água, como os terraços agrícolas, foram utilizados no passado, o que foi constatado por feições remanescentes das cristas dos terraços, detectadas em imagens adquiridas por drone. A ausência das práticas mecânicas de controle de escoamento superficial e de erosão em plantio direto representa o modelo atual de exploração agrícola da região Centro-Oriental do Paraná.



**Figura 3** – Mapa de uso e ocupação das terras da Bacia Hidrográfica Lajeado da Onça, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ricardo Kwiatkowski da Silva, 2022.

## 1.2.2 Megaparcels experimentais (encosta)

### 1.2.2.1 Diagnóstico de uso e ocupação das terras

O estudo em megaparcels experimentais foi realizado em área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico textura média (areia, 626 g kg<sup>-1</sup>; silte, 85 g kg<sup>-1</sup>; argila, 289 g kg<sup>-1</sup>), derivado de material de origem similar aos solos da BHLO (Item 1.2.1). Antes da instalação do experimento, a área estava subdividida em diferentes glebas de cultivo de grãos em plantio direto, apresentava grau acentuado de erosão (em sulcos e entre sulcos) e camadas compactadas em subsuperfície. Essa situação levou a equipe de pesquisa a optar pelo preparado prévio do solo (calagem + subsolagem) com o intuito de homogeneizá-lo nas parcelas experimentais.

Inicialmente, realizou-se a calagem superficial do solo (calcário dolomítico, 2,3 t ha<sup>-1</sup>) e a semeadura de aveia preta (*Avena strigosa*). Depois de 40 dias da semeadura da aveia, o solo foi subsolado até 0,3 m de profundidade. Em seguida (abril de 2019), duas megaparcels experimentais (1,604 ha e 1,476 ha) foram alocadas em encostas com declividade média de 0,09 m m<sup>-1</sup>, de forma espelhadas. Cada megaparcela foi delimitada por camalhões de terra com

0,5 m de altura, para evitar a entrada e a saída de água, e direcionar o escoamento superficial para uma calha H instalada no exutório. O manejo do solo e a sequência de cultivos seguiu o padrão da região, conforme demonstrado na Figura 4: cultivo em plantio direto de soja (*Glycine max*) e milho (*Zea mays*) no verão e de trigo (*Triticum aestivum*) e aveia preta (*Avena strigosa*) no inverno.



**Figura 4** – Sequência de cultivos realizados nas megaparcelas experimentais.

**Fonte:** Regiane K. Becker, 2024.

Os terraços foram instalados na megaparcela de maior dimensão (1,604 ha), em nível, de acordo com as características do solo presente na área (Latosolo Vermelho-Amarelo textura média). Para avaliar a eficiência dos terraços no controle do escoamento superficial e da produção de sedimentos, as megaparcelas foram organizadas da seguinte forma: 1) ST = plantio direto sem práticas mecânicas para controle do escoamento superficial (padrão do produtor rural), sendo a semeadura feita transversalmente ao declive do terreno (em contorno) e o controle fitossanitário intercalado entre contorno e morro abaixo; e 2) CT = plantio direto associado ao terraceamento agrícola em nível e a semeadura feita em nível e o controle fitossanitário em contorno. O tratamento ST representa a situação mais comum entre as fazendas da região, ou seja, uma única safra no verão e uma única safra no inverno, sem práticas complementares para o controle do escoamento superficial. O tratamento CT é a opção para os agricultores controlarem o escoamento superficial de água e a erosão hídrica.

### 1.2.3 Microparcelas experimentais

A pesquisa em microparcelas experimentais foi conduzida em uma área de Latossolo Vermelho distrófico, com textura argilosa na camada 0-0,2 m (areia = 437, silte = 141, argila = 422 g kg<sup>-1</sup>) e declividade média de 0,17 m m<sup>-1</sup>. Cada microparcela (3,5 m de largura × 11 m de comprimento) foi preparada de acordo com IAPAR (1975) e Merten *et al.* (2016), para estudos controlados de erosão com simulador de chuvas (Figura 5).



**Figura 5** – Microparcelas experimentais do estudo sobre o processo erosivo em Latossolo Vermelho distrófico sob chuva simulada, na Fazenda-Escola Capão da Onça, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ricardo Kwiatkowski da Silva, 2022.

Os tratamentos experimentais constaram de diferentes manejos em plantio direto mais uma testemunha, conforme descrito a seguir:

**SSC** – Solo não cultivado e mantido permanentemente descoberto, mas revolvido duas vezes ao ano com arado e grade niveladora (testemunha);

**ROT** – Solo cultivado em sistema plantio direto com rotação de culturas na sequência consórcio de plantas de cobertura: aveia preta (*Avena strigosa*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e ervilha forrageira (*Pisum sativum*) / milho (*Zea mays*) / trigo (*Triticum aestivum*) / soja (*Glycine max*);

**SUC** – Solo cultivado em semeadura direta com sucessão de culturas na sequência cereais de inverno: cevada (*Hordeum vulgare*) ou trigo (*Triticum aestivum*) / soja (*Glycine max*);

**ESC** – Solo cultivado em semeadura direta com sucessão de culturas na sequência cereais de inverno: cevada (*Hordeum vulgare*) ou trigo (*Triticum aestivum*) / soja (*Glycine max*) + escarificação do solo.

As doze parcelas experimentais foram instaladas em dezembro de 2019, em delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos e três repetições. A escarificação do tratamento ESC foi realizada em dois momentos: dezembro de 2020 (antes do cultivo de verão) e agosto de 2021 (antes do cultivo de inverno). No tratamento SSC, o revolvimento do solo foi realizado em

janeiro de 2020 (verão), julho de 2020 (inverno), dezembro de 2020 (verão), agosto de 2021 (inverno), dezembro de 2021 (verão), julho de 2022 (inverno) e dezembro de 2022 (verão). Foram realizados dois cultivos por ano: 1.º inverno (safra 2021): consórcio de plantas de cobertura na ROT e cevada na SUC e ESC; 2.º verão (safra 2021/2022): milho na ROT e soja na SUC e ESC; 3.º inverno (safra 2022): trigo em todos os tratamentos; e 4.º verão (safra 2022/2023): soja em todos os tratamentos.

### 1.3 DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

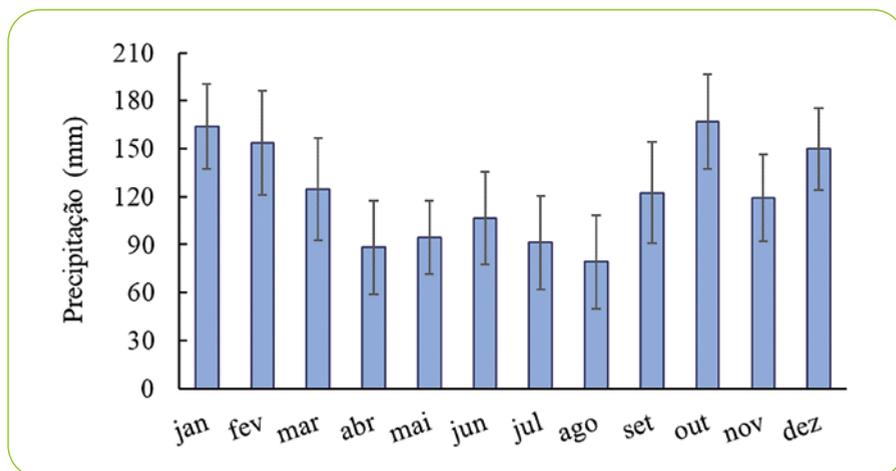
O escoamento superficial direto é determinado pelas características da bacia hidrográfica, sendo as respostas de chuva-vazão em determinado ponto do rio dependentes do padrão específico das chuvas (clima), dos aspectos fisiográficos da bacia, das características dos solos, da umidade antecedente e dos sistemas de cultivos utilizados (MERZ; BÁRDOSSY, 1998; MUPANGWA *et al.*, 2023).

Além das características das bacias rurais, a variabilidade temporal e espacial das chuvas exige o monitoramento em longo prazo para a adequada descrição do comportamento da vazão e obtenção de parâmetros hidrológicos (FONTES *et al.*, 2009). Com base nas vazões dos eventos de precipitação são confeccionados hietogramas, hidrogramas e derivados os parâmetros hidrológicos, tais como: 1) tempo de concentração; 2) tempo de ascensão de pico; 3) tempo de recessão da onda de cheia; 4) centro de gravidade do hietograma; 5) centro de gravidade do hidrograma; 6) curva número do modelo SCS; e 7) coeficiente de escoamento superficial.

#### 1.3.1 Caracterização do clima

As precipitações médias mensais e os intervalos de confiança calculados pelo teste t *Student* ( $\alpha = 0,05$ ), de junho de 1997 a dezembro de 2022 para Ponta Grossa-PR (SIMEPAR, 2023), estão ilustradas na Figura 6.

Por meio da distribuição mensal das chuvas é possível verificar a ausência de estação seca, com chuvas relativamente bem distribuídas ao longo dos meses. Esse resultado demonstra o papel da região como área de recarga hídrica dos afluentes do Rio Tibagi, bem como a importância de desenvolver, nas áreas cultivadas, obras hidráulicas complementares ao plantio direto, como o terraceamento agrícola, para a conservação da água nas bacias hidrográficas.

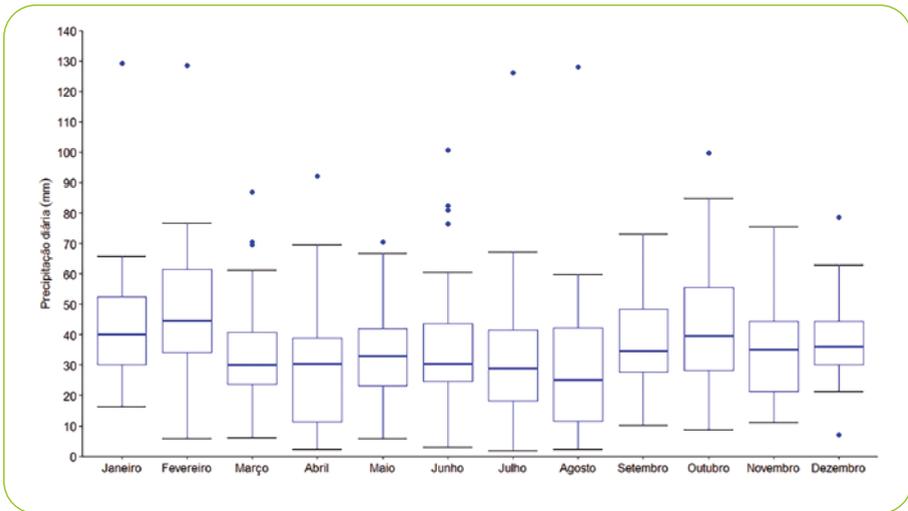


**Figura 6** – Distribuição pluviométrica média mensal, com intervalo de confiança pelo teste t *Student* ( $\alpha = 0,05$ ), para o município de Ponta Grossa-PR, de junho de 1997 a dezembro de 2022.

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2023.

A distribuição das chuvas máximas diárias observadas mensalmente está ilustrada na Figura 7 (SIMEPAR, 2023). Em geral, no período de primavera-verão, os eventos de precipitação máxima média diária foram superiores a  $35 \text{ mm dia}^{-1}$ . Já no outono-inverno, esses eventos médios foram inferiores a  $35 \text{ mm dia}^{-1}$ .

No período observado (25 anos e 7 meses) ocorreram quatro eventos extremos de precipitação, registrados nos meses de janeiro, fevereiro, julho e agosto, com valores próximos a  $130 \text{ mm dia}^{-1}$ . Destaca-se a chuva máxima diária registrada em agosto, pois neste mês tendem a ocorrer as menores precipitações máximas médias diárias ( $27 \text{ mm dia}^{-1}$ ). Dessa forma, evidencia-se que a ocorrência de eventos extremos de chuva não está associada aos meses de maior volume de chuva, devendo o agricultor manter a cobertura do solo ao longo do ano.



\* Os pontos azuis representam *outliers* que indicam eventos extremos.

**Figura 7** – Box-plot das precipitações máximas diárias mensais em Ponta Grossa-PR, no período de junho de 1997 a dezembro de 2022 (SIMEPAR, 2023).

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2023.

## 1.3.2 Processos hidrossedimentológicos

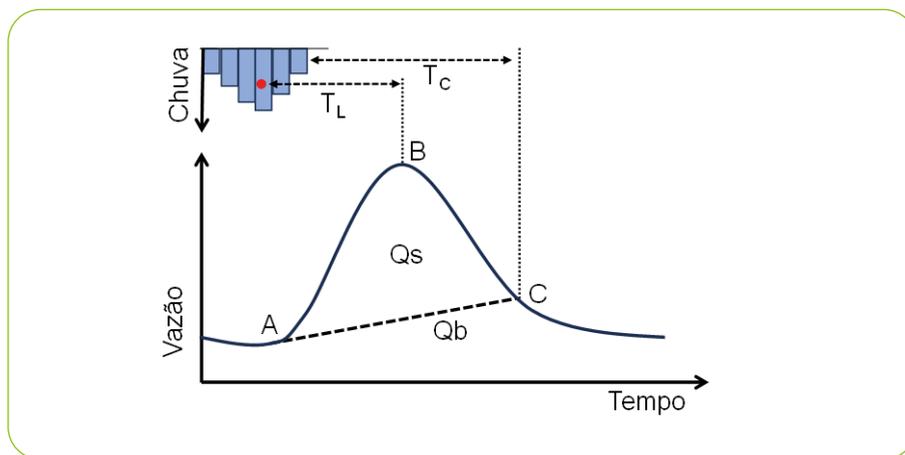
### 1.3.2.1 Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça

O monitoramento da vazão no Alto Curso da Bacia do Rio Tibagi vem sendo realizado na Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça, caracterizada como uma bacia de segunda ordem, tributária do Rio Verde. Detalhes dessa bacia hidrográfica estão descritos no item 1.2.1.

A aquisição dos dados de vazão foi realizada em calha Parshall (W48) equipada com sensor de nível (linígrafo de pressão) e *datalogger* (SL2000 PNV, SOLAR®), com coleta a cada 5 minutos. Para complementar o monitoramento da vazão, instalou-se uma câmera com visão noturna (vídeo *full HD*), que filmava constantemente a régua linimétrica da calha. Esse equipamento foi instalado por segurança, pois no caso de ocorrer alguma falha de comunicação ou de armazenamento dos dados do *linígrafo-datalogger*, as informações de vazão do rio seriam obtidas por meio das imagens adquiridas pela câmera. As chuvas foram coletadas a cada 5 minutos em pluviógrafo de balsa (Davis *Agrosystem*), instalado em estação meteorológica da marca Campbell.

Para elaborar os hietogramas e hidrogramas realizou-se uma pré-análise dos dados de chuva e vazão, considerando apenas eventos significativos de chuva, ou seja, com intensidade  $\geq 10 \text{ mm h}^{-1}$ . Esse valor foi adotado como critério depois da análise prévia das chuvas iniciais que promoviam alterações no escoamento superficial direto. Os hietogramas foram obtidos por meio da plotagem dos valores de precipitação em relação ao intervalo de tempo de cinco minutos.

Para elaborar os hidrogramas, realizou-se a identificação do início da ascensão e do fim da recessão, por meio dos pontos de inflexão “A” e “C”, conforme Figura 8. A determinação desses pontos objetivou separar a vazão de base do escoamento superficial direto. Identificar o ponto “A” é um processo direto, pois corresponde ao momento em que o hidrograma inicia sua ascensão. No entanto, a definição do ponto “C” pode trazer incertezas e não há métodos universalmente aceitos para separar os fluxos de base do escoamento direto (MCCUEN *et al.*, 1984).



**Figura 8** – Ilustração do hietograma e do hidrograma da Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça, com início da ascensão (A), vazão de pico (B), final da recessão (C), vazão do escoamento direto ( $Q_s$ ), vazão de base ( $Q_b$ ), tempo de resposta ou *lag time* ( $T_l$ ) e tempo de concentração considerando o final da chuva efetiva com o final da recessão ( $T_c$ ).

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2023.

O escoamento superficial direto foi determinado pelo método gráfico, estabelecendo o ponto de inflexão da curva de recessão do hidrograma. Como a recessão tende a seguir um modelo exponencial, a mudança do ponto de inflexão (Ponto C da Figura 8) foi determinada aplicando-se a equação logarítmica para a variação de vazão entre dois intervalos de tempo de cinco minutos, conforme equação 1 (Eq. 1).

$$\alpha = \frac{\ln\left(\frac{Q_{i+1}}{Q_i}\right)}{T_{i+1} + T_i} \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que:  $\alpha$  = coeficiente de recessão para cada intervalo de tempo (cinco minutos neste estudo);  $Q_i$  = vazão no início de cada intervalo de tempo;  $Q_{i+1}$  = vazão após cada intervalo de tempo de cinco minutos;  $T_i$  = tempo inicial de cada intervalo; e  $T_{i+1}$  = tempo final de cada intervalo.

O tempo de resposta ( $T_L$ ) ou *lag time* foi estabelecido considerando o centro de gravidade do hietograma, representado pelo ponto em vermelho na Figura 8, até a vazão de pico (Ponto B). O tempo de concentração ( $T_C$ ) foi determinado entre o tempo do fim da chuva efetiva e o fim da recessão (Ponto C).

Na Figura 9 são apresentados os hidrogramas e hietogramas resultantes de três eventos de chuva que ocorreram em 13 de fevereiro, 16 de abril e 30 de outubro de 2023. Já os parâmetros hidrológicos obtidos nos eventos são demonstrados na Tabela 1, sendo analisados a precipitação efetiva total ( $P_{ef}$ ), a intensidade média de precipitação ( $I_{med}$ ), a intensidade máxima de precipitação durante o evento de chuva ( $I_{max}$ ), a intensidade máxima em 30 min ( $I_{30}$ ), a vazão de pico do Rio Lajeado da Onça ( $Q_p$ ), o tempo de resposta ( $T_L$ ), o tempo de concentração ( $T_C$ ), o valor da curva número (CN) e o coeficiente de escoamento superficial (C).

Tabela 1 – Parâmetros hidrológicos analisados nos eventos de chuva-vazão da Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça, em Ponta Grossa-PR.

Parâmetros hidrológicos	13/02/2023	16/04/2023	30/10/2023
$P_{ef}$ (mm)	44,2	47,3	33,5
$I_{med}$ (mm h <sup>-1</sup> )	31,2	47,2	50,2
$I_{max}$ (mm h <sup>-1</sup> )	65,6	63,4	115,6
$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	50,4	52,0	61,2
$Q_p$ (L s <sup>-1</sup> )	622	907	2536
$T_l$ (min)	25	30	35
$T_c$ (min)	35	35	40
$C_N$	65,5	64,3	65,0
C (%)	4,65	3,16	18,11

P – precipitação efetiva total,  $I_{med}$  – intensidade média de precipitação,  $I_{max}$  – intensidade máxima de precipitação durante o evento de chuva,  $Q_p$  – vazão de pico do Rio Lajeado da Onça,  $T_l$  – tempo de resposta,  $T_c$  – tempo de concentração,  $C_N$  – curva número, C – Coeficiente de escoamento superficial.

O primeiro evento de chuva (13/02/2023) apresentou o maior tempo de duração da chuva efetiva (85 min), com uma lâmina total de 44,5 mm. Nesse evento foi observada a menor intensidade média de precipitação (31,2 mm h<sup>-1</sup>), acarretando menor vazão de pico na BHLO (622 L s<sup>-1</sup>) entre os três eventos analisados.

No evento do dia 16/04/2023 a chuva efetiva foi similar à do primeiro evento, com lâmina total de 45,7 mm (Figura 9), porém o tempo de duração da chuva efetiva foi menor em relação ao do primeiro evento (60 min), o que gerou intensidade média de precipitação e vazão de pico superior à do primeiro evento, com valores de 47,2 mm h<sup>-1</sup> e 907 L s<sup>-1</sup>, respectivamente. Por outro lado, as  $I_{max}$  e a  $I_{30}$  desses eventos foram próximas, com valores de 65,3 e 63,4 mm h<sup>-1</sup> para  $I_{max}$  e 50,4 e 52,0 mm h<sup>-1</sup> para  $I_{30}$ , respectivamente. Os valores de perda de água resultaram em coeficiente de escoamento de 4,65 e 3,16%, respectivamente para os eventos do dia 13 de fevereiro e 16 de abril de 2023.

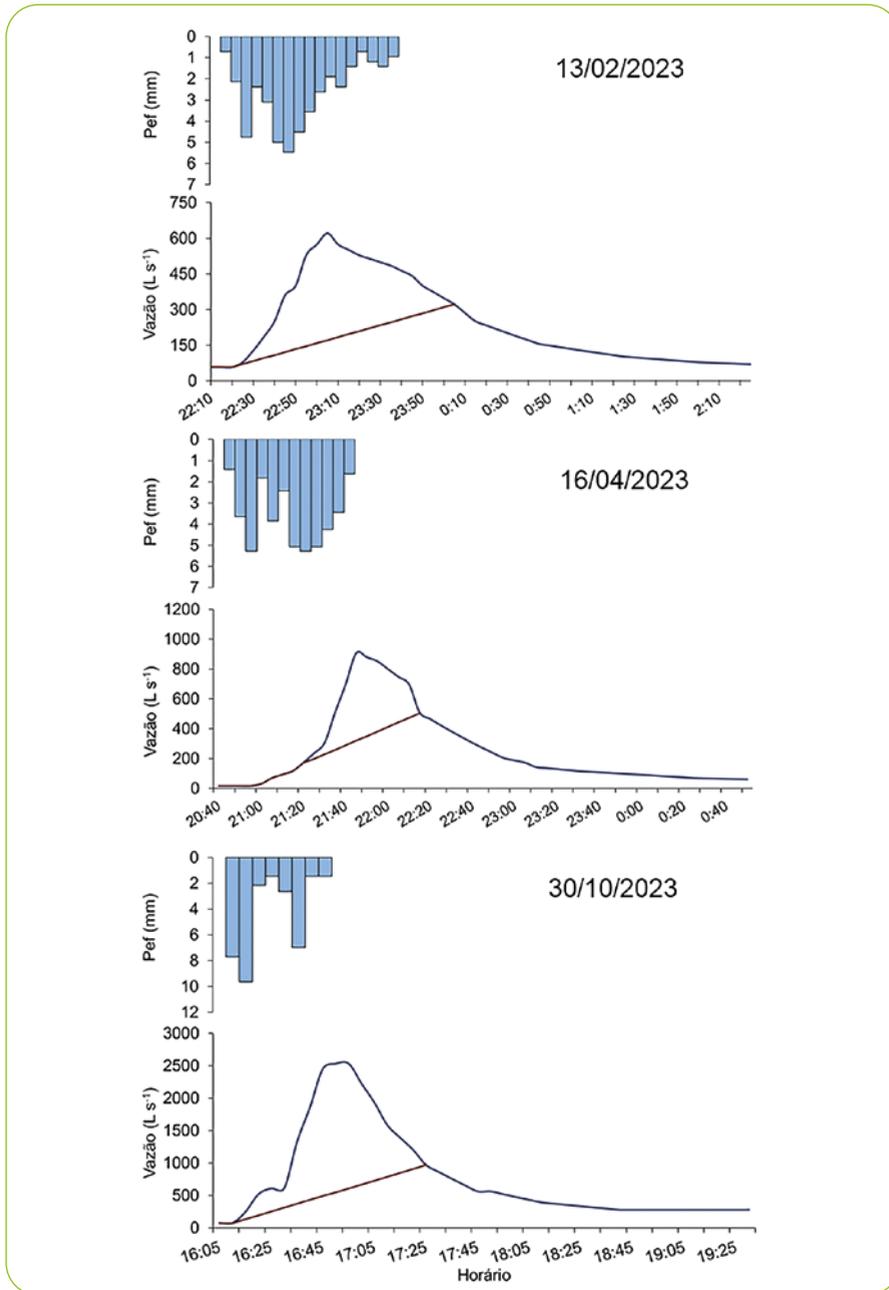
O evento de chuva-vazão do dia 30 de outubro de 2023 apresentou a menor lâmina efetiva total precipitada (33,5 mm), porém foi um evento de curta duração (40 min), resultando em elevados valores de intensidade máxima de precipitação ( $115,6 \text{ mm h}^{-1}$ )  $I_{30}$  de  $61,2 \text{ mm h}^{-1}$ , resultando em uma vazão de pico de  $2.536 \text{ L s}^{-1}$ . As perdas de água por escoamento superficial foram elevadas em comparação aos outros dois eventos, o que resultou em coeficiente de escoamento superficial de 18,11%.

Os resultados dos três eventos analisados indicam que a intensidade de precipitação apresenta maior influência na ocorrência de vazões de pico de pequenas bacias hidrográficas em relação à precipitação total (Alencar *et al.*, 2006), sendo que a intensidade de precipitação registrada em 30 de outubro de 2023 permite a obtenção de parâmetros hidrológicos de projeto com maior confiança.

Após a análise dos eventos, destaca-se a importância de avaliar as respostas “chuva-vazão” ao longo do tempo, pois nem sempre precipitações com maior lâmina total resultarão em elevadas vazões de pico. Um período longo de observações se faz necessário para obtenção de séries com valores extremos de chuva-vazão.

Os três eventos analisados, embora apresentem magnitudes distintas de precipitação, tiveram tempo de concentração ( $T_c$ ) similar, variando entre 35 e 40 min (Tabela 1). Já o tempo de resposta da bacia hidrográfica variou de 25 a 35 min. Os valores de  $T_c$  são importantes para o desenvolvimento de projetos de obras hidráulicas e de conservação do solo, especialmente na utilização de modelos que consideram o tempo de pico de vazão do rio sendo equivalente ao tempo em que toda a bacia hidrográfica está contribuindo com a formação da vazão em determinado ponto no exutório.

Os valores da curva número (CN-SCS), parâmetro amplamente utilizado em projetos hidráulicos e de conservação, são coerentes com as condições de solo e cobertura vegetal da BHLO e, juntamente ao máximo valor de coeficiente de escoamento superficial (18,11%), podem ser utilizados para nortear futuros projetos em bacias hidrográficas com características similares às do presente estudo.



**Figura 9** – Hietogramas da precipitação efetiva ( $P_{ef}$ ) e hidrogramas com separação do escoamento de base dos eventos de chuva-vazão monitorados nos dias 13 de fevereiro, 16 de abril e 30 de outubro de 2023 na Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ércles Leonardo dos Santos, 2023.

### 1.3.2.2 Megaparcelas experimentais (encosta)

O monitoramento dos processos hidrossedimentológicos nas megaparcelas experimentais foi realizado em calhas H de 2,5', alocadas na porção inferior das megaparcelas. A vazão do escoamento superficial foi determinada por um linígrafo de pressão, com aquisição automática e armazenamento das informações a cada cinco minutos. Na ocorrência de pequenas vazões realizou-se a coleta de forma direta, utilizando potes com volume conhecido e cronômetros. A amostragem do escoamento superficial para determinação da concentração de sedimento foi realizada em potes com coleta a cada 5 minutos. As chuvas foram monitoradas em pluviógrafo, e pluviômetros foram instalados na área de pesquisa, com coleta de dados a cada 5 minutos.

No início do estudo, anos de 2019 a 2021, ocorreram poucos eventos de escoamento superficial nas megaparcelas. Isso ocorreu por dois fatores: 1) a ocorrência de precipitações abaixo da média (anos de *La Niña*) e 2) alta capacidade de infiltração de água no solo observada nas áreas em função da subsolagem realizada para padronização da área experimental, conforme relatado no item 1.2.2.

A partir do ano de 2023, observou-se maior frequência na ocorrência de escoamento superficial. Na Tabela 2 são apresentados os registros das precipitações mensais e diárias entre os meses de fevereiro a dezembro de 2023, período em que foram observadas vinte chuvas-vazão nas megaparcelas.

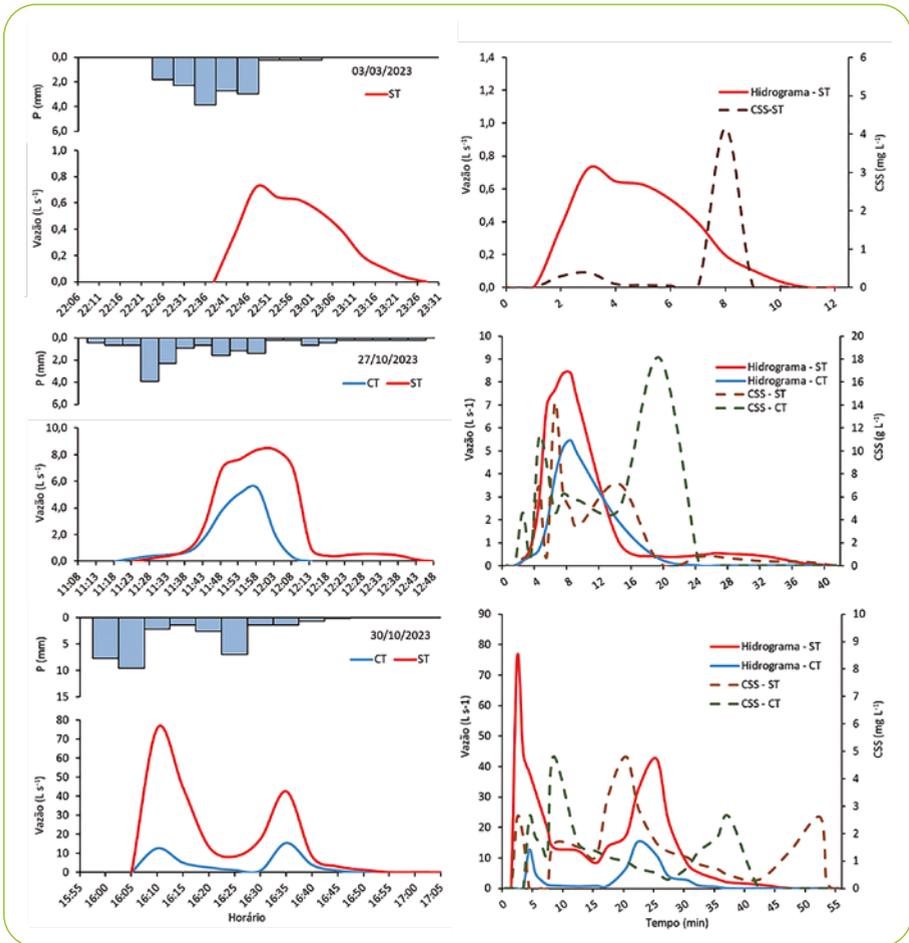
Para demonstração dos processos de chuva-vazão em cada megaparcela foram selecionados três eventos de precipitação (03/03, 27/10 e 30/10/2023), com características distintas em relação à magnitude das chuvas efetivas, condição antecedente de umidade do solo e cobertura vegetal. Os dois primeiros eventos foram de baixa intensidade de precipitação, com precipitação antecedente em cinco dias antes do evento, relativamente próximas, entretanto com cobertura do solo pelo dossel vegetativo distintas. O terceiro evento foi caracterizado por chuva de alta intensidade e em condições hidrológicas críticas, com elevada precipitação antecedente e baixa cobertura do solo pelo dossel vegetativo.

**Tabela 2** – Precipitações diárias e mensais entre janeiro e dezembro de 2023, com destaque nos que dias que foram observados os eventos de chuva-vazão nas megaparcelsas experimentais, em Ponta Grossa-PR.

Dia	Meses											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	1,2	14,9	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,5	0,2	0,0
2	13,0	14,6	<b>15,5</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>43,5</b>	0,0	0,0	0,0
3	0,2	1,2	<b>53,1</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	26,3	0,0
4	44,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,8	45,3	0,0	<b>22,3</b>
5	0,0	0,0	6,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,4	0,0	0,4
6	0,0	0,0	8,1	4,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
7	0,0	2,6	0,0	5,7	0,0	0,2	0,0	1,2	0,0	17,7	0,0	9,9
8	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	29,1	3,3	0,2	<b>47,7</b>	0,0	0,2
9	0,2	0,0	10,9	0,0	0,0	0,0	9,1	48,8	3,4	0,0	1,3	0,0
10	39,6	0,0	8,9	0,0	0,0	0,0	16,3	3,0	0,2	0,0	0,2	29,8
11	11,4	1,1	5,5	0,0	0,0	0,0	28,4	<b>16,3</b>	0,0	0,0	0,0	0,2
12	16,2	1,7	4,4	0,0	0,0	25,3	9,9	13,5	0,0	<b>28,3</b>	0,2	0,0
13	3,4	<b>72,8</b>	0,7	0,0	0,0	20,4	0,8	0,0	4,4	6,0	1,7	0,0
14	2,8	7,0	0,0	26,9	6,6	18,1	0,0	0,0	0,4	0,0	3,4	0,0
15	2,0	10,1	0,1	0,0	5,1	3,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
16	3,6	16,3	0,1	<b>50,2</b>	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	14,2	0,0	0,0
17	2,8	<b>27,0</b>	0,0	8,5	3,0	0,0	16,3	0,2	0,0	13,1	0,6	0,0
18	22,2	6,0	0,0	<b>18,7</b>	14,5	0,0	0,2	14,1	0,0	0,6	6,1	0,0
19	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	6,1	0,6	2,1	0,0
20	25,4	1,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0
21	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
22	9,6	18,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,1	0,0
23	0,0	19,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	21,2	0,0
24	0,0	1,9	14,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,5	10,7	0,0
25	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	19,1	0,0	0,9	0,2	0,0
26	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	<b>12,2</b>	0,0	0,0
27	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>22,2</b>	0,0	0,0	<b>29,5</b>	2,3	0,0
28	0,0	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9	0,0	0,0	<b>51,1</b>	12,6	0,0
29	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	<b>56,5</b>	4,6	0,0
30	13,6	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,5	<b>43,4</b>	0,0	0,0
31	10,8	-	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	-	21,9	-	0,0
TOTAL		227,4	137,2	114,1	29,5	68,0	139,1	121,5	74,8	404,7	107,9	62,8

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2024.

A análise dos hietogramas e hidrogramas (Figura 10) revela distintas formas e picos do escoamento superficial nas megaparcelas, que ocorre em função da resposta hidrológica em relação ao tipo, à magnitude e à duração da chuva, bem como às condições de umidade do solo e cobertura vegetal pelo dossel vegetativo. Essa análise ilustra a importância dos eventos extremos isolados de chuva nas perdas de água por escoamento (DIDONÉ *et al.*, 2014), bem como a condição de cobertura do solo e precipitação antecedente, sendo que um único evento (30/10/2023) representou 89% das perdas de água nos três eventos analisados.



**Figura 10** – Hietograma, hidrograma e sedimentograma (concentração de sedimento em suspensão, CSS) dos eventos de chuva observados nos dias 3 de março, 27 de outubro e 30 de outubro de 2023 nas megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços em nível (CT) em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2024.

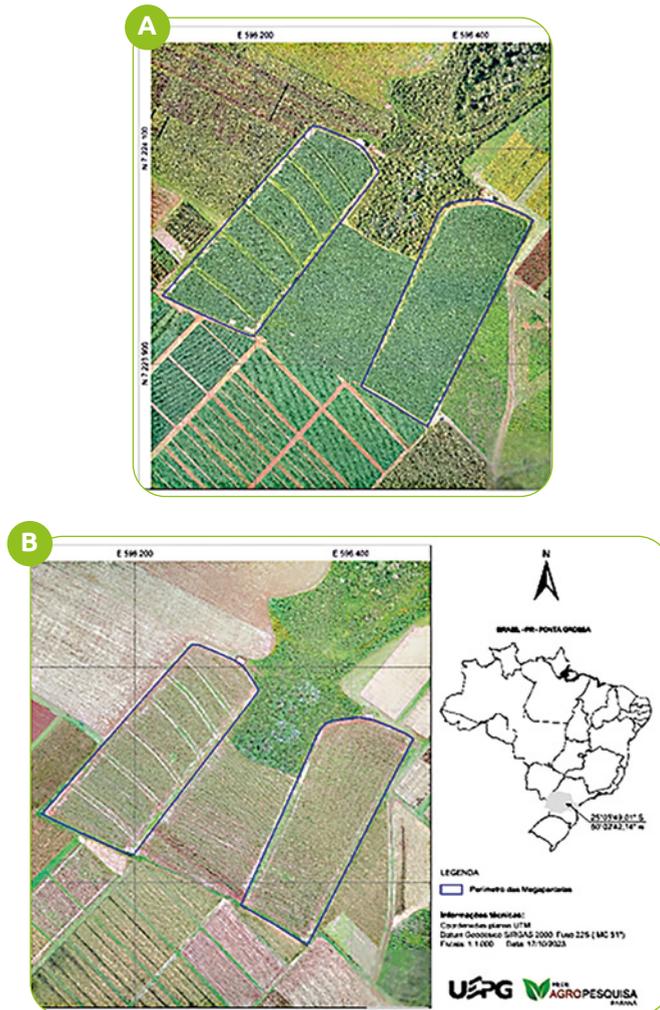
A caracterização dos eventos de chuva está descrita na Tabela 3. Observa-se que as chuvas dos dias 3 de março e 27 de outubro de 2023 apresentaram lâminas totais próximas, sendo 14,35 mm para o primeiro evento e 15,45 mm para o segundo. A maior intensidade média de precipitação e a intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ) do primeiro evento indicavam um grande potencial para a formação de escoamento superficial. No entanto, isso não foi verificado. Constatou-se que o segundo evento promoveu maior escoamento e perdas de sedimentos (Figura 10), provavelmente em função das condições de cobertura do solo. No período de 3 de março de 2023, a cobertura do solo pela cultura da soja encontrava-se elevada (Figura 11A). Por outro lado, em 27 de outubro de 2023, o solo estava descoberto (Figura 11B).

**Tabela 3** – Variáveis hidrológicas dos eventos de chuva monitorados nas megaparcelas experimentais com terraços (CT) e sem terraços (ST)

Evento	P	$I_{méd}$	$I_{30max}$	$P_{ant}$	TW	Mega	$T_c$	$V_T$	$Q_{máx}$	C
03/03/2023	14,35	21,5	27,8	24,7	40	ST	18	3,00	0,73	0,51
						CT	-	-	-	-
27/10/2023	15,45	12,4	21,1	13,6	60	ST	12	9,27	8,37	5,58
						CT	-*	3,70	5,47	2,23
30/10/2023	34,44	41,32	61,2	150,3	50	ST	20	43,70	75,83	12,69
						CT	13	8,11	15,42	2,35

P – precipitação efetiva (mm);  $I_{méd}$  – intensidade média ( $mm\ h^{-1}$ );  $I_{30máx}$  – intensidade máxima em 30 min ( $mm\ h^{-1}$ );  $P_{ant}$  – precipitação antecedente (mm);  $T_w$  – tempo de duração da chuva efetiva (min);  $T_c$  – tempo de concentração (min);  $V_T$  – volume total escoado ( $m^3\ ha^{-1}$ );  $Q_{máx}$  – vazão de máxima ( $L\ s^{-1}$ ); C – coeficiente de escoamento superficial (%); -: variável não observada.

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2024.



**Figura 11** – (A) Condições de cobertura vegetal no dia 6 de março de 2023, logo após o evento de chuva do dia 3 de março de 2023; (B) Condições de cobertura vegetal no dia 17 de outubro de 2023, antecedendo ao evento de chuva dos dias 27 e 30 de outubro de 2023.

**Fonte:** Ricardo Kwiatkowski da Silva, 2022.

Os resultados obtidos demonstraram a importância da cobertura vegetal em atenuar os efeitos da chuva na formação do escoamento superficial e na condição hidrológica do solo, considerando a precipitação antecedente do primeiro evento de 24,7 mm e de 13,6 mm no segundo evento. Dessa forma, os eventos de chuva de baixa magnitude poderão formar escoamento em condições de baixa cobertura vegetal e poucos resíduos sobre o solo. Destaca-se

também que, no primeiro evento, a formação do escoamento superficial na megaparcela ST foi extremamente baixa, com vazão máxima de  $0,73 \text{ L s}^{-1}$  e coeficiente de escoamento superficial de 0,51%. Já na megaparcela CT não foi observada a formação de escoamento superficial. O segundo evento de chuva apresentou valores de vazão máxima na megaparcela ST de  $8,37 \text{ L s}^{-1}$  e coeficiente de escoamento de 5,58%. Na megaparcela CT, a vazão máxima foi de  $5,47 \text{ L s}^{-1}$  e coeficiente de escoamento de 2,23%.

O terceiro evento de chuva (30 de outubro de 2023) ilustra bem os efeitos da ocorrência de chuvas de alta intensidade na encosta cultivada no sistema plantio direto, com e sem a presença de terraços agrícolas. Nesse evento, a precipitação total foi de 34,44 mm e  $I_{30}$  de  $61,2 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabela 3), ocorrendo em condições de menor cobertura do solo, com elevada precipitação antecedente, condições críticas para a formação do escoamento superficial e perdas de solo, conforme evidenciado pelo hidrograma desse evento e pelas perdas de sedimento (Figura 10C).

No terceiro evento, foram constatados valores elevados de vazão máxima na megaparcela ST, sendo de  $75,83 \text{ L s}^{-1}$ , coeficiente de escoamento de 12,69% e volume total escoado de  $43,70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . Na megaparcela CT, a vazão máxima foi de  $15,42 \text{ L s}^{-1}$ , o coeficiente de escoamento de 2,35% e volume total escoado de  $8,11 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Tabela 3). Esse resultado ilustra claramente a importância do terraceamento agrícola como prática fundamental para a conservação do solo e da água em encostas cultivadas no sistema plantio direto, bem como a fragilidade das encostas cultivadas em semeadura direta para controlar o escoamento superficial em eventos de precipitação de alta magnitude (DEUSCHLE *et al.*, 2019; DIDONÉ *et al.*, 2017; LONDERO *et al.*, 2018).

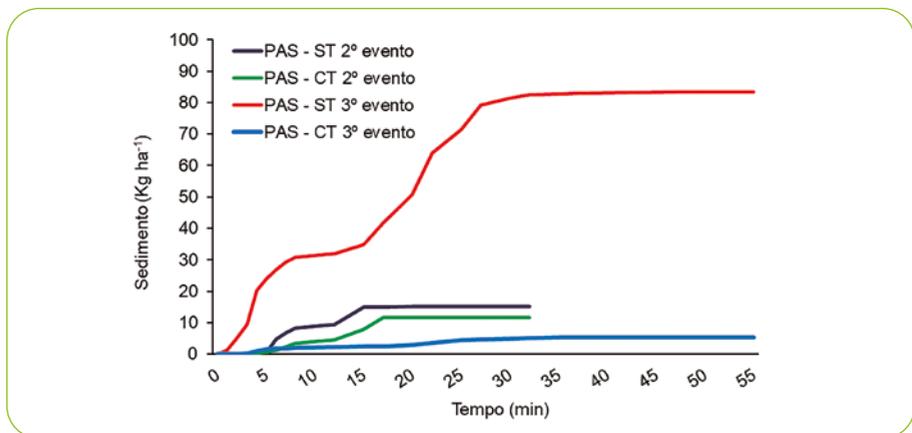
As respostas dos sedimentogramas nos três eventos analisados (Figura 10) mostraram que a maior concentração de sedimento em suspensão (CSS) não correspondeu ao pico de vazão, indicando um retardo entre os picos de vazão e de CSS. Essa situação pode ocorrer devido aos processos de desagregação, transporte e deposição dos sedimentos na área. A maior CSS foi observada no segundo evento de precipitação, na megaparcela CT. Dois pequenos picos de sedimento antes do pico da vazão ocorreram, provavelmente, em decorrência do transporte de sedimentos de eventos de chuva-vazão anteriores, que promoveram a desagregação do solo e o transporte em curta-média distância, sendo depositados próximo ao ponto de monitoramento.

De modo geral, os maiores picos de CSS não correspondem aos picos de vazão. Uma alta CSS nem sempre está associada a elevadas perdas de solo, devido à menor vazão instantânea. Esse fato é facilmente observado nos dois últimos eventos: no de 27/10/23, o pico do sedimentograma na megaparcela CT ( $18,14 \text{ g L}^{-1}$ ) foi superior ao da megaparcela ST ( $14,19 \text{ g L}^{-1}$ ) e os picos da CSS

foram similares no evento do dia 30/10/23, com valores próximos a  $4,81 \text{ g L}^{-1}$ , mas as vazões nos momentos dos picos foram distintas, com valores no segundo evento de  $7,66 \text{ L s}^{-1}$  e  $0,3 \text{ L s}^{-1}$ , nas megaparcelas ST e CT, respectivamente, e valores de vazão no terceiro evento de  $17,56 \text{ L s}^{-1}$  e  $1,02 \text{ L s}^{-1}$ , nas megaparcelas ST e CT, respectivamente.

As perdas acumuladas de sedimentos (PAS) no segundo e terceiro evento de chuva-vazão (Figura 12) demonstram a importância do terraceamento agrícola na conservação do solo. No segundo evento, as PAS entre as megaparcelas foram relativamente próximas, sendo que a megaparcela CT apresentou PAS de  $11,72 \text{ kg ha}^{-1}$ , e a megaparcela ST, PAS de  $15,16 \text{ kg ha}^{-1}$ . No evento de maior magnitude (30/10/23), as diferenças de PAS foram bastante distintas, com perdas na megaparcela CT representando apenas 10% das PAS na megaparcela ST.

No terceiro evento, que apresentou a situação mais crítica de precipitação antecedente ( $150,3 \text{ mm}$ ), baixa cobertura (Figura 11B) e chuva de elevada  $I_{30}$  (Tabela 3), as perdas de solo na megaparcela ST foram de  $83,39 \text{ kg ha}^{-1}$ , correspondendo a uma perda de  $56,5 \text{ kg}$  de solo  $\text{ha}^{-1}$ . Na megaparcela CT, as PAS foram de  $8,47 \text{ kg}$ , correspondendo a uma perda de  $5,38 \text{ kg ha}^{-1}$ . Esses resultados de perdas de água e solo no evento de maior magnitude em encostas monitoradas em Ponta Grossa, Paraná (ST e CT) reforçam a necessidade de adotar práticas complementares de conservação do solo e da água, como o terraceamento agrícola, em áreas cultivadas no sistema plantio direto.



**Figura 12** – Perdas acumuladas de sedimentos no segundo evento de chuva-vazão (27/10/2023) e no terceiro evento de chuva-vazão (30/10/2023) nas megaparcelas sem terraços agrícolas (ST) e com terraços e agrícolas (CT) em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Eduardo Augusto Agnellos Barbosa, 2023.

### 1.3.2.3 Microparcelas experimentais

Os resultados apresentados em escala de microparcelas experimentais (38,5 m<sup>2</sup>) referem-se ao estudo do processo erosivo sob chuvas simuladas que foram realizadas em setembro de 2021 (chuva A) e janeiro de 2023 (chuva B). As chuvas aplicadas foram de 1,5 hora e intensidades de 80 (chuva A) e 100 mm h<sup>-1</sup> (chuva B), resultando em precipitações totais de 120 e 150 mm. Essas chuvas foram geradas por simulador de chuva de braços rotativos, movidos hidráulicamente por empuxo (BERTOL *et al.*, 2012), que conseguem abarcar, simultaneamente, duas unidades experimentais (Figura 13).



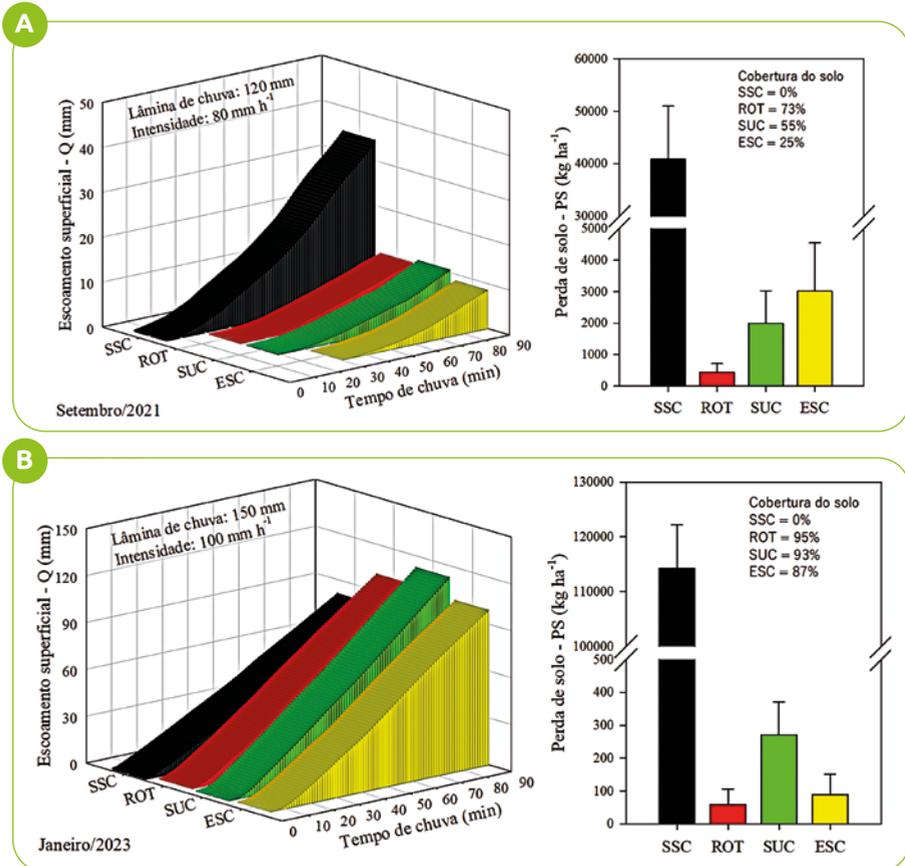
**Figura 13** – Simulador de chuvas de braços rotativos do tipo empuxo utilizado no estudo em microparcelas recobrimdo duas unidades experimentais, simultaneamente.

**Fonte:** Heverton Fernando Melo, 2022.

Na Figura 14 são apresentadas as perdas acumuladas de água (PA) por escoamento superficial, ao longo do tempo de duração da chuva, e as perdas totais de solo por erosão hídrica pluvial (PS). Também podem ser visualizados os valores da porcentagem de solo coberto por resíduos vegetais imediatamente antes das chuvas aplicadas.

As PAS variaram de acordo com a época e foram influenciadas pela condição de umidade antecedente do solo. Na primeira simulação (chuva A), a umidade inicial do solo estava baixa devido à ausência de chuvas naturais nos quinze dias anteriores e resultou em menor PA nos manejos cultivados em plantio direto, em comparação ao solo descoberto (Figura 14A). A porcentagem de água perdida por escoamento foi equivalente, em média, a 29% da chuva aplicada no SSC e a 8% nas parcelas cultivadas em plantio direto (ROT, SUC e ESC). Não foi observada variação nas PAs totais entre ROT, SUC e ESC, embora o tempo para o início do escoamento tenha sido maior para o tratamento ESC

( $\pm 30$  min), em comparação ao ROT e SUC ( $\pm 20$  min). Essa diferença possivelmente ocorreu devido ao efeito das hastes do escarificador, que resultaram em maior rugosidade superficial e aumentaram o empoçamento da água na superfície do solo. No SSC, devido à ausência de cobertura do solo, à maior propensão à formação de crostas superficiais pelo impacto das gotas de chuva e à maior suscetibilidade do solo ao sulcamento, o início do escoamento ocorreu próximo aos 5 minutos.



**Figura 14** – Perdas acumuladas de água por escoamento superficial (PA) e perdas de solo por erosão hídrica pluvial (PS) em diferentes manejos em plantio direto e em solo revolvido e sem cobertura vegetal (testemunha), resultantes da aplicação de chuva simulada, em Ponta Grossa-PR. A) Chuva A – cultivo de inverno em setembro/2021 (cevada: sucessão de culturas; plantas de cobertura: rotação de culturas). B) Chuva B – cultivo de verão (soja) em janeiro/2023. SSC: solo sem cobertura vegetal; ROT: plantio direto com rotação de culturas; SUC: plantio direto com sucessão de culturas; ESC: plantio direto com sucessão de culturas e solo escarificado antes da semeadura da cevada.

**Fonte:** Heverton Fernando Melo, 2023.

Na chuva B, as PAs foram elevadas em todos os tratamentos, independentemente do cultivo (Figura 14B). Isso se deve à umidade inicial do solo elevada, visto que ocorreram 48 e 99 mm de precipitações naturais, respectivamente, nos dois e dez dias anteriores à realização da chuva simulada. A porcentagem de água de chuva aplicada perdida por escoamento foi de 67% para os tratamentos ROT e ESC, de 75% no SUC e de 55% no SSC. Esses resultados sugerem que os diferentes manejos em plantio direto apresentam baixa capacidade de controlar o escoamento superficial, sob chuvas de grande volume e intensidade combinados, e com elevada umidade antecedente do solo. Os tempos necessários para o início do escoamento foram baixos para os tratamentos, variando de 2 a 5 minutos.

As PSs por erosão hídrica pluvial foram maiores para o tratamento SSC em comparação aos demais tratamentos. Tais perdas foram de 41.212 e 114.186 kg ha<sup>-1</sup> para as chuvas A e B, respectivamente. Os resultados demonstraram que o Latossolo Vermelho distrófico argiloso avaliado é muito suscetível à erosão, principalmente quando mobilizado mecanicamente e mantido sem cobertura vegetal (Figura 15).



**Figura 15** – Imagens da parcela com o tratamento solo sem cobertura (SSC – testemunha) antes (A) e depois (B) da aplicação de chuva simulada, em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Heverton Fernando Melo, 2023.

O tratamento ROT foi o mais eficaz para reduzir a erosão do solo, com valores de PS de 442 e 57 kg ha<sup>-1</sup> durante as chuvas A e B, respectivamente (Figura 15). Por outro lado, durante a chuva A o tratamento ESC apresentou maior PS (3.016 kg ha<sup>-1</sup>), seguido pelo tratamento SUC (1.993 kg ha<sup>-1</sup>). Durante essa chuva, a porcentagem de cobertura do solo por resíduos vegetais era de 25, 55 e 73% para ESC, SUC e ROT, respectivamente. Durante a chuva B, as PSs foram menores do que na chuva A, nas parcelas cultivadas em plantio direto. Esse resultado pode estar associado à maior quantidade de resíduos vegetais presentes na superfície do solo durante a chuva B (cobertura média de 92%). A maior PS foi observada no tratamento SUC (270 kg ha<sup>-1</sup>), seguido pelo ESC (102 kg ha<sup>-1</sup>). A concentração média de sedimentos no escoamento superficial apresentou ampla variação entre os tratamentos, sendo para a chuva A: SSC > ESC > SUC > ROT (116,2; 34,7; 23,8; e 9,0 g L<sup>-1</sup>, respectivamente) e SSC > SUC > ESC > ROT (140,1; 0,23; 0,09; e 0,05 g L<sup>-1</sup>, respectivamente) para a chuva B (Figura 16).



**Figura 16** – Imagem do escoamento superficial e da concentração de sedimentos no fluxo para os diferentes tratamentos durante chuva simulada realizada no cultivo de verão, em Ponta Grossa-PR. A coloração mais escura reflete a maior quantidade de sedimentos transportados. A) SSC: solo sem cobertura vegetal; B) ROT: plantio direto com rotação de culturas; C) SUC: plantio direto com sucessão de culturas; D) ESC: plantio direto com sucessão de culturas e solo escarificado.

**Fonte:** Heverton Fernando Melo, 2022.

Para a chuva A, observou-se maior concentração de sedimentos em ESC devido à desagregação do solo e à menor cobertura de resíduos vegetais resultantes da escarificação, que foi realizada no mês anterior ao evento de chuva simulada. Em ROT, a maior diversificação de espécies vegetais proporcionou maior cobertura do solo e mais estável ao longo do tempo, resultando em baixas concentrações de sedimentos. Nos tratamentos ESC e SUC, a cobertura do solo apresentou maior variação, sendo maior durante o cultivo de verão devido aos resíduos vegetais provenientes dos cereais de inverno e menor durante os cultivos de inverno, período em que predominavam os resíduos vegetais da soja, que gera menor quantidade de biomassa residual após a colheita e ainda se decompõe rapidamente quando em contato com o solo (baixa relação C/N).

De modo geral, as perdas de água por escoamento superficial foram menos influenciadas pelos tratamentos do que as perdas de solo por erosão. Além disso, a rotação de culturas (ROT) foi mais eficiente do que a sucessão de culturas (ESC e SUC) na redução da concentração de sedimentos no fluxo e, consequentemente, nas perdas de solo.

## **1.4 ATRIBUTOS DO SOLO**

### **1.4.1 Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça**

#### **1.4.1.2 Atributos físicos do solo**

Na Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça foram avaliadas as relações entre as variáveis estudadas e o comportamento espacial dos atributos físicos do solo sensíveis ao manejo agrícola. As relações foram investigadas por meio de análise de correlação paramétrica, calculando-se coeficientes de correlação de Pearson. A predisposição das variáveis consideradas a serem espacializadas foi investigada por meio da estatística de Moran.

Os parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para os atributos físicos do solo são demonstrados na Tabela 4.

**Tabela 4** – Parâmetros de ajuste dos semivariogramas experimentais para os atributos físicos solo: argila ( $\text{g kg}^{-1}$ ), areia ( $\text{g kg}^{-1}$ ), resistência do solo à penetração (RP, MPA), condutividade hidráulica saturada pelo método de Philip-Dunne (KSat-PD,  $\text{cm h}^{-1}$ ), condutividade hidráulica saturada pelo método do permeâmetro (KSat-Per,  $\text{cm h}^{-1}$ ), argila dispersa em água (ADA,  $\text{g kg}^{-1}$ ), densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ), porosidade total ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), bioporos ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), macroporos ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), microporos ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), para a camada de 0-0,1 m de profundidade.

Atributo	Modelo	Co	Co+C	A	RMSE	R <sup>2</sup>
Argila	Linear com patamar	374,777	3594,971	469,358	541057,698	0,894
Areia	Linear com patamar	675,993	5004,972	419,099	943475,217	0,888
RP	SDE					
KSat-PD	Linear com patamar	12,962	23,518	309,772	7,435	0,776
KSat-Per	SDE					
ADA	Linear com patamar	134,367	249,227	281,897	8971,664	0,223
Ds	SDE					
Pt	Linear com patamar	0,001	0,001	517,253	0,00	0,359
Bioporos	SDE					
MacroP	SDE					
MicroP	Linear com patamar	0,002	0,004	348,554	0,00	0,313
CC	Esférico	0,001	0,004	388,540	0,00	0,454

Co – efeito pepita; Co+C – patamar; A – alcance (m); RMSE – erro médio quadrático; R<sup>2</sup> – coeficiente de determinação; SDE – sem dependência espacial.

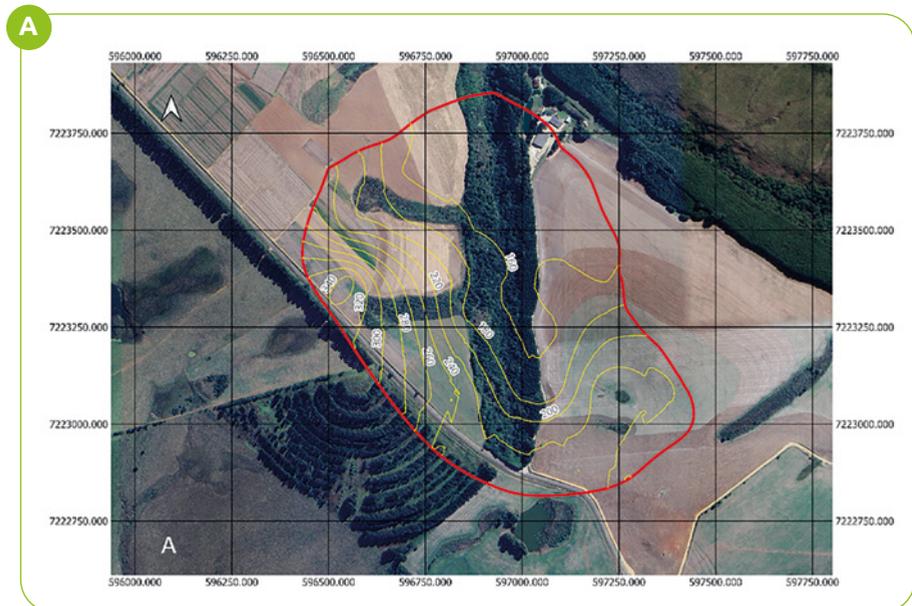
**Fonte:** Luís Miguel Schiebelbein, 2024.

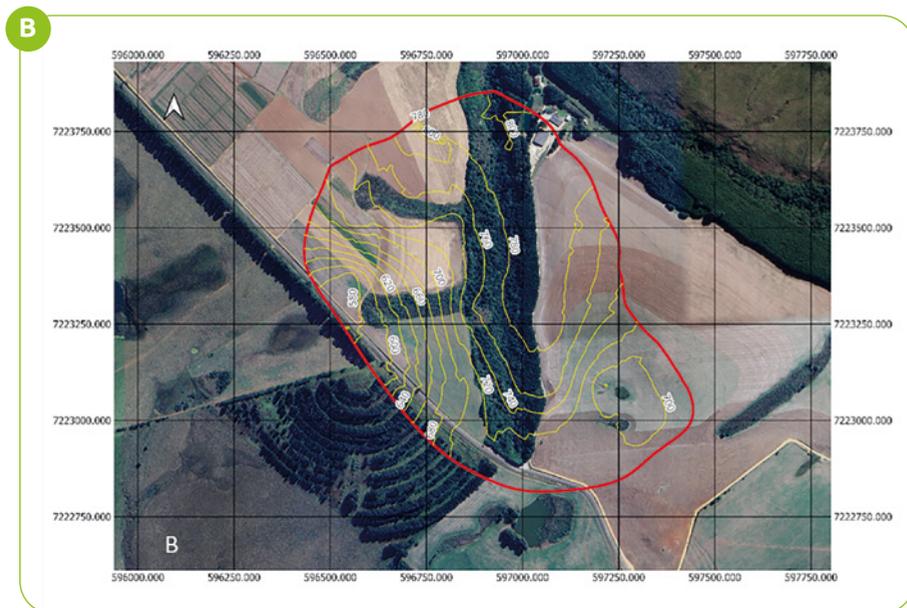
Os resultados demonstraram ausência de dependência espacial e, conseqüentemente, inexistência de distribuição regionalizada das variáveis. Essa condição indica que as variações não estão associadas com os locais avaliados e, por essa razão, não é possível modelar seu comportamento.

As variáveis argila e areia (Tabela 5) apresentaram elevado índice de dependência espacial (IDE) (CAMBARDELLA *et al.*, 1994). Já Ksat-PD e ADA apresentaram IDEs médios (44,89% e 54,33%, respectivamente). Quanto maior o valor de IDE, maior a associação observada e esperada entre as variações no meio físico (posição) e as variações na variável em análise.

De modo geral, a variação dos atributos físicos do solo dependeu da variação da textura dos solos. Na BHLO foram identificados solos de três classes texturais distintas: franco-argilo-arenosa, franco-arenosa e argilo-arenosa. Essa variação ocorreu em posição, de acordo com a topografia do terreno. Na Figura 17 podem ser observadas as variações dos teores de argila e areia da camada superficial dos solos da área de estudo.

Na comparação entre as duas camadas de solo avaliadas (0,0-0,1 m e 0,1-0,2 m) (Tabela 5), verificou-se que a resistência do solo (RP, kPa), a densidade do solo (Ds, Mg m<sup>-3</sup>), a porosidade total (Pt, m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>), os macroporos (Macro, m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>), os microporos (Micro, m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) e a capacidade de campo (CC, m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) foram os atributos do solo que apresentaram diferenças significativas (p-valor ≤ 0,05). Dadas que as variáveis associadas à textura não se mostraram distintas entre as duas camadas, pode-se propor que tais diferenças ocorrem devido ao manejo aplicado à área.





**Figura 17** – Distribuição dos teores de argila (A) e areia total (B) ( $\text{g kg}^{-1}$ ) na camada superficial (0-0,1 m) dos solos da Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça, Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Imagem – Google Satellite (out/2023). Limite da área de contribuição (R. Silva, 2023). Sistema de Coordenadas Datum SIRGAS 2000 – UTM 22 S.

**Tabela 5** – Resultados da aplicação do teste de Kruskal-Wallis para as profundidades de 0-0,1 m em comparação a 0,1-0,2 m, para variáveis e atributos físicos do solo nos pontos amostrados na Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça.

	<b>x<sup>2</sup></b>	<b>gl</b>	<b>p-valor</b>	<b>ε<sup>2</sup></b>
Argila	0,3333	1	0,564	0,00422
Silte	1,2245	1	0,268	0,01550
AreiaT	0,0112	1	0,916	0,00014
AreiaMG	0,1408	1	0,707	0,00178
AreiaG	0,1793	1	0,672	0,00227
AreiaM	0,4800	1	0,488	0,00608
AreiaF	1,2033	1	0,273	0,01523
AreiaMF	0,1556	1	0,693	0,00197
RP	55,3268	1	<b>≤0,001</b>	0,70034 <sup>MF</sup>
Ksat permeâmetro de CC	0,2315	1	0,630	0,00293
Ds	7,0023	1	<b>0,008</b>	0,08864 <sup>M</sup>
Pt	7,3112	1	<b>0,007</b>	0,09255 <sup>M</sup>
Bioporos	3,0334	1	0,082	0,03840
Macro	3,9675	1	<b>0,046</b>	0,05022 <sup>M</sup>
Micro	10,8934	1	<b>≤0,001</b>	0,13789 <sup>RF</sup>
CC	6,2112	1	<b>0,013</b>	0,07862 <sup>M</sup>

Valores de p-valor inferiores a 0,05 considerados como significativos; ε<sup>2</sup> – tamanho do efeito (M – moderado, RF – relativamente forte, MF – muito forte (Rea; Parker, 1992). AreiaT – areia total; AreiaMG – areia muito grossa; AreiaG – areia grossa; AreiaM – areia média; AreiaF – areia fina; AreiaMF – areia muito fina; RP – resistência à penetração, Ksat – condutividade hidráulica; Ds – densidade do solo; Pt – porosidade total; Macro – macroporosidade; Micro – microporosidade; CC – capacidade de campo.

**Fonte:** Luís Miguel Schiebelbein, 2024.

Na Tabela 5 pode-se observar um aumento significativo na resistência do solo (RP) da primeira para a segunda camada de solo avaliadas. Isso pode ser comprovado pelo aumento observado na densidade do solo (Ds), acompanhado da redução da porosidade total (Pt). Na análise da porosidade pode-se observar que os bioporos não foram afetados, sendo, no entanto, a macroporosidade ampliada da primeira para a segunda camada, ocorrendo o inverso com a microporosidade.

Os altos teores de areia nos solos associados a declives acentuados na maior parte da BHLO e a baixa velocidade de percolação de água no perfil, determinada pela compactação, tendem a potencializar a erosão dos solos caso o manejo agrícola seja inadequado, principalmente em eventos de elevada intensidade pluviométrica (NI *et al.*, 2020).

### 1.4.1.3 Atributos químicos do solo

A BHLO apresentava: 1) valores de pH altos ( $5,0 < \text{pH} < 5,5$ ); 2) teores de CO altos ( $15 < C < 20 \text{ g dm}^{-3}$ ); 3) teores de P disponível muito altos ( $P > 18 \text{ mg dm}^{-3}$ ); 4) teores de K trocável altos ( $0,22 < K < 0,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ); 5) valores de V predominantemente médios ( $35 < V < 50\%$ ); e 6) valores médios de CTC ( $8 < \text{CTC} < 14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ). Os elevados teores de P e K na BHLO, bem como os valores médios de V refletem a má gestão da fertilidade do solo.

Certamente, os gastos com fertilizantes minerais nas lavouras da BHLO nos anos anteriores foram acima das expectativas de produção e impactaram além do previsto sobre os custos de produção. Sem dúvida, a gestão da fertilidade do solo e dos nutrientes é algo que necessita ser constantemente aprimorado nos sistemas de produção para tornar a atividade agrícola mais sustentável econômica e ambientalmente.

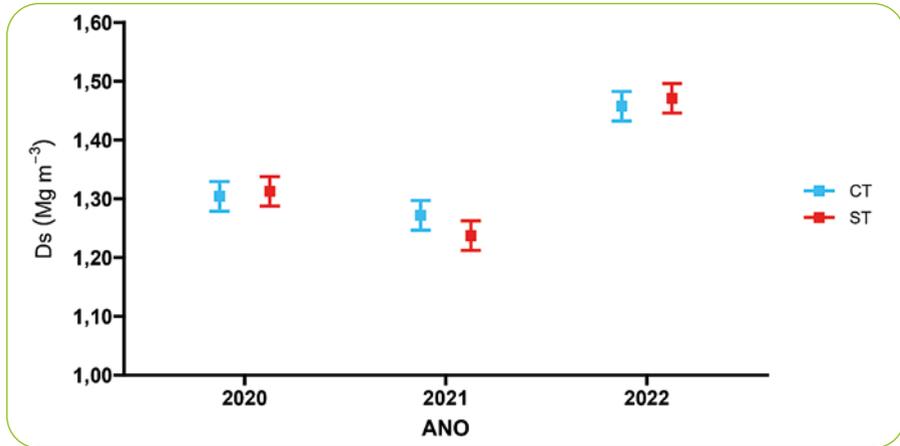
## 1.4.2 Megaparcelas experimentais (encosta)

### 1.4.2.1 Atributos físicos do solo

No estudo em escala de megaparcelas experimentais (encostas), os atributos físicos do solo determinados durante os anos de 2020, 2021 e 2022 foram submetidos ao intervalo de confiança a 15% de probabilidade, para medida de confiabilidade das estimativas. Esse nível de probabilidade foi adotado porque a variabilidade local pode resultar em um erro teórico natural dos atributos, que pode ser maior do que de outras variáveis. Dessa maneira, se a análise for extremamente rigorosa nessas condições, restringe-se a chance de que o efeito aleatório possa ser o que efetivamente gere diferenças, e não o efeito entre quaisquer tratamentos (PAYTON *et al.*, 2000). Os dados referem-se às megaparcelas cultivadas em sistema plantio direto com (CT) e sem terraços (ST).

Na Figura 18 podem ser visualizados os intervalos de confiança para a densidade do solo ( $D_s$ ) nos anos de 2020, 2021 e 2022. Os estresses induzidos pelas máquinas agrícolas aumentaram a densidade e alteraram a estrutura do solo com o tempo.

Por se tratar de uma propriedade de difícil recuperação após um distúrbio, a densidade do solo não recuperou sua condição inicial. No plantio direto, os resíduos vegetais que recobrem a superfície mantêm o solo úmido por mais tempo (DE OLIVEIRA *et al.*, 2002), o que limita a ação dos ciclos de umedecimento e secamento na reestruturação do solo.



CT: megaparcela com terraço; ST: megaparcela sem terraço.

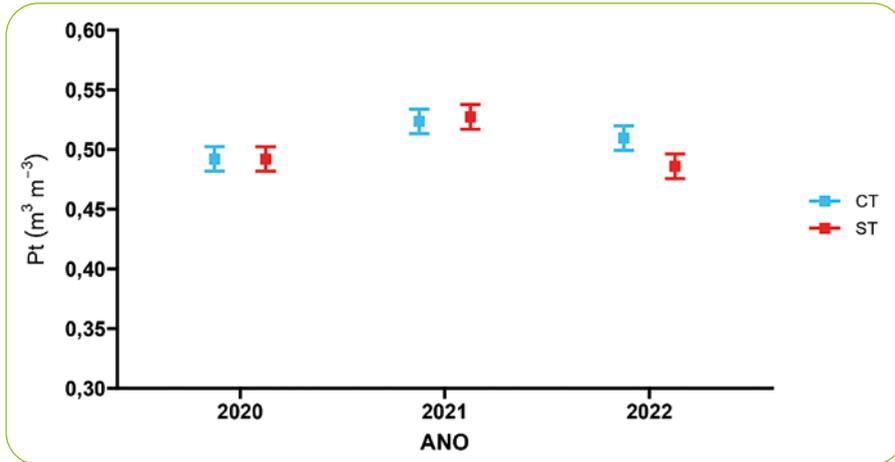
**Figura 18** – Intervalo de confiança para a densidade do solo (Ds) das megaparcelas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Nos três anos avaliados observou-se que as amostras não apresentaram valores de Ds elevados (Ds média = 1,30 Mg m<sup>-3</sup>). Os valores de Ds se enquadram abaixo dos limites restritivos ao crescimento de raízes, embora tenha ocorrido o processo de compactação. Em solos de textura média estudados por Beuttler *et al.* (2004) a densidade do solo considerada restritiva à elongação de raízes ou decréscimo de produtividade foi superior a 1,6 Mg m<sup>-3</sup>.

De modo geral, não foram observadas diferenças entre os tratamentos CT e ST no mesmo ano de avaliação. No último ano (2022) os valores de Ds superaram significativamente os dos anos anteriores (2020 e 2021), atingindo mais do que 1,45 Mg m<sup>-3</sup>, ou seja, aumento de cerca de 10% (Figura 18).

Na Figura 19 pode-se observar uma pequena flutuação nas médias da Pt ao longo dos anos, aumentando significativamente de 2020 (0,50 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) para 2021 (0,52 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) e diminuindo em 2022 (0,49 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>). As médias da Pt determinadas indicam que o solo apresenta condições ideais para o cultivo (KIEHL, 1979).



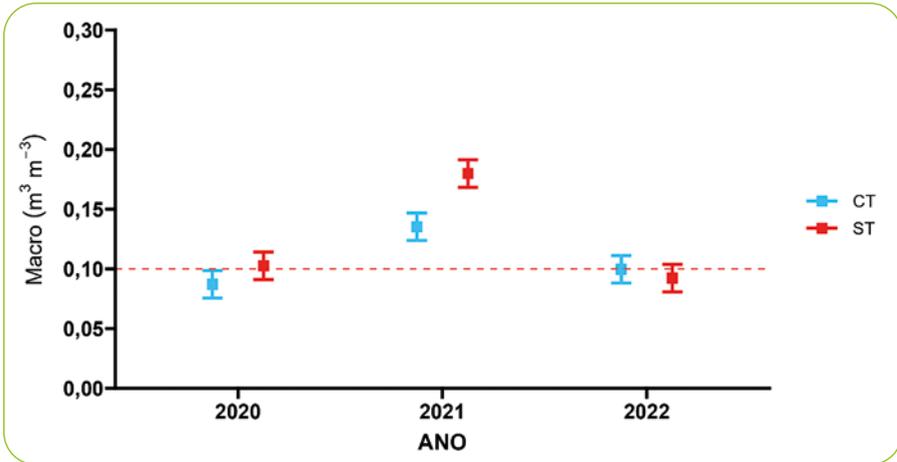
CT: megaparcelsa com terraço; ST: megaparcelsa sem terraço.

**Figura 19** – Intervalo de confiança para a porosidade total do solo (Pt) das megaparcelsas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

A macroporosidade aumentou significativamente de 2020 para 2021, para ST (de 0,13 para 0,18  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) e para CT (de 0,08 para 0,13  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ). No entanto, comparando 2020 e 2022, observou-se que o volume de macroporos não diferiu significativamente e permaneceu próximo a 0,10  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$  (Figura 20), nível considerado limítrofe para o crescimento adequado do sistema radicular das plantas (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007).

Os macroporos do solo controlam a aeração do solo e o desenvolvimento radicular das plantas e também são responsáveis pela condução da água durante o processo de infiltração. Esse último processo, por sua vez, controla o fluxo do escoamento superficial e, conseqüentemente, os processos erosivos nas encostas.

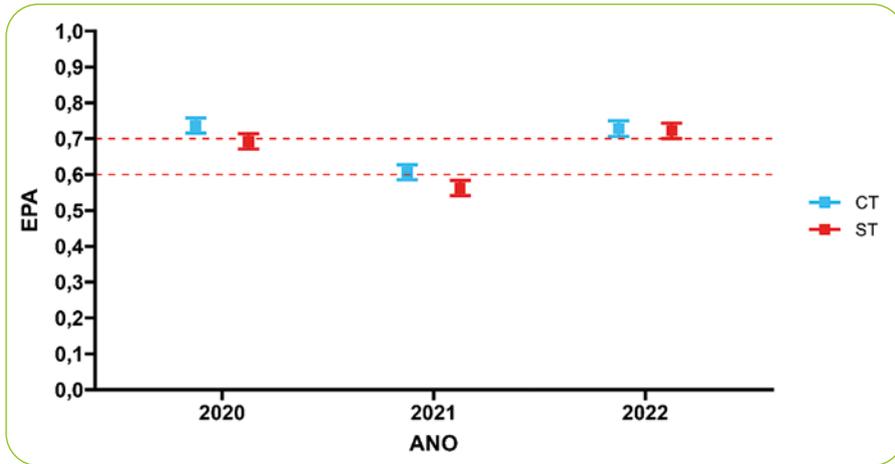


CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço. A linha pontilhada indica a porosidade mínima de aeração (10% ou  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) para o desenvolvimento das raízes das plantas (Collis-George, 1953; Grable; Siemer, 1968).

**Figura 20** – Intervalo de confiança para a macroporosidade (Macro) das megaparcelas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

O espaço poroso ocupado por água (EPA) representa a proporção ideal de água para os solos cultivados e, segundo Reynolds *et al.* (2007), deve se manter na faixa de 0,60 a 0,70. Independentemente do ano e do tratamento avaliados, o EPA permaneceu fora da faixa ideal. O tratamento CT, em 2020, e os tratamentos CT e ST, em 2022, apresentaram valores médios de EPA de 0,73, acima do limite superior. Já o tratamento ST apresentou, no ano de 2021, média de 0,56, abaixo do limite inferior. Para ST, em 2020, a média foi de 0,69 e, para CT, foi de 0,61 no ano de 2021, valores limítrofes à faixa ideal (Figura 21).



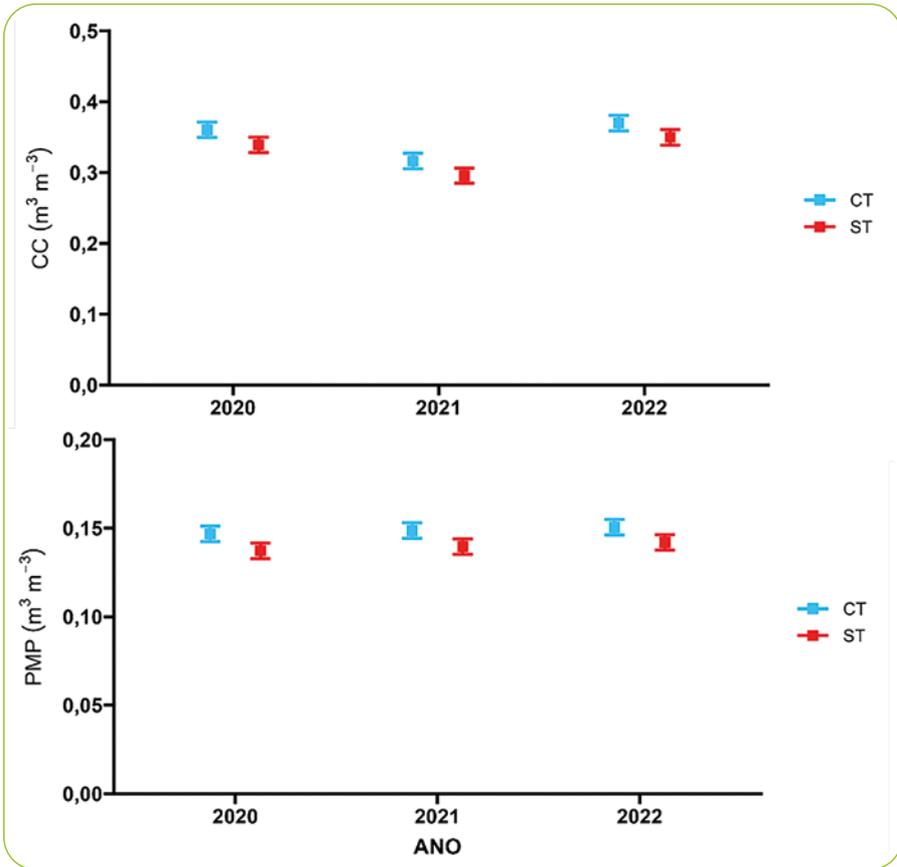
CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço. As linhas pontilhadas em vermelho representam os limites superior e inferior da faixa ideal de espaço poroso ocupado por água (EPA) para os solos cultivados (REYNOLDS *et al.*, 2007).

**Figura 21** – Intervalo de confiança para o espaço poroso ocupado por ar e água (EPA) do solo das megaparcelas experimentais na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

A capacidade de campo (CC) é definida como o volume máximo de água armazenada no solo, depois da livre drenagem do excesso da água gravitacional (REYNOLDS *et al.*, 2002), enquanto o ponto de murcha permanente (PMP) é a umidade do solo no potencial hídrico de  $-1.500$  kPa, abaixo do qual as plantas não conseguem mais absorver água do solo e murcham permanentemente (TOPP *et al.*, 1997).

Os resultados obtidos demonstraram que tanto para CC quanto para PMP o conteúdo de água do solo foi maior no tratamento CT do que no ST (Figura 22). Do ano de 2022 para 2021, ocorreu aumento das médias de CC, permanecendo próximas a  $0,35 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  (Figura 22A). O PMP variou de  $0,13$  a  $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  (Figura 22B), indicando baixa variabilidade, uma vez que depende da textura e do conteúdo de matéria orgânica do solo.

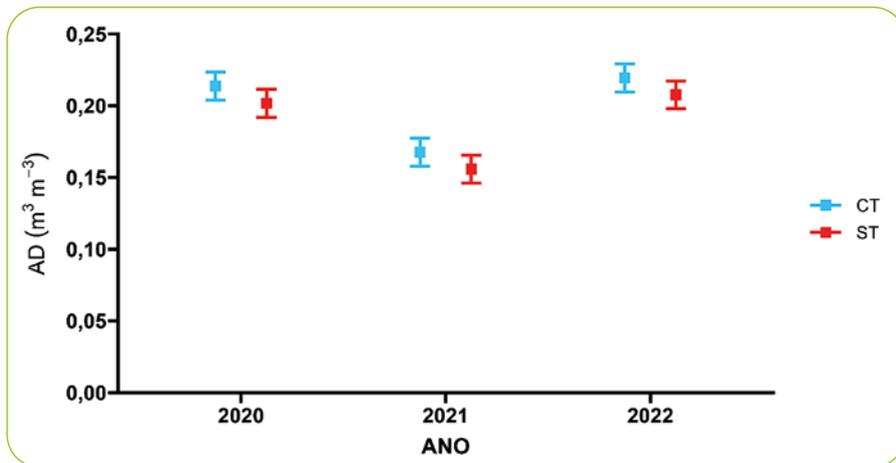


CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço.

**Figura 22** – Intervalo de confiança para a capacidade de campo (CC) e para o ponto de murcha permanente (PMP) das megaparcelas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Nos solos é desejável que o conteúdo de água disponível (AD) permaneça acima de  $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  (ASGARZADEH *et al.*, 2010). Em 2020 e 2022, o solo das megaparcelas apresentou valores ótimos, enquanto em 2021 os valores estiveram abaixo do ideal requerido pelas plantas (Figura 23).



CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço.

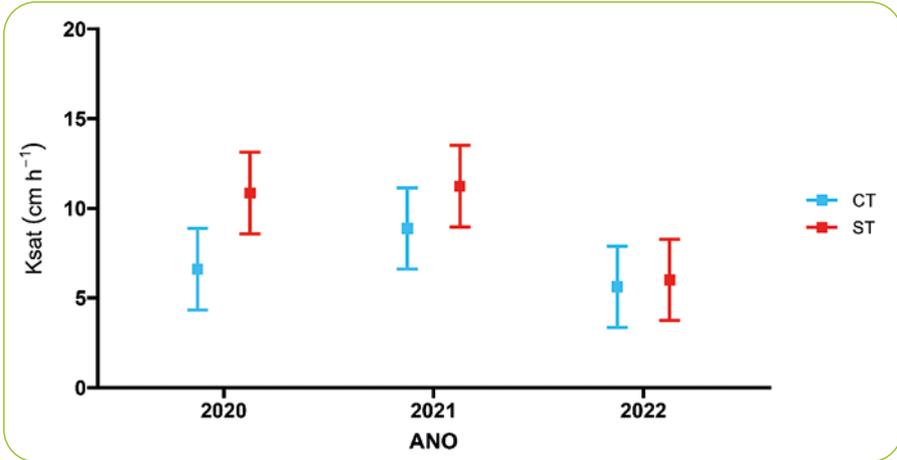
**Figura 23** – Intervalo de confiança para o conteúdo de água disponível (AD) das megaparcelsas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

As médias de condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) apresentaram a maior amplitude de valores em relação aos demais atributos físicos avaliados. Isso pode ser atribuído à alta variabilidade espacial da  $K_{sat}$  (BAGARELLO, 2017). Em 2022, os valores médios de  $K_{sat}$  ( $5 \text{ cm h}^{-1}$ ) foram menores do que nos anos anteriores (Figura 24), o que pode estar relacionado com a redução do volume de macroporos decorrente do aumento da  $D_s$  pelo processo de compactação no mesmo período.

Infiltração de água refere-se ao processo pelo qual a água penetra no solo através de sua superfície. A taxa de entrada de água no solo diminui ao longo do tempo e, eventualmente, atinge um valor constante conhecido como velocidade de infiltração básica (VIB) (POTT; DE MARIA, 2003).

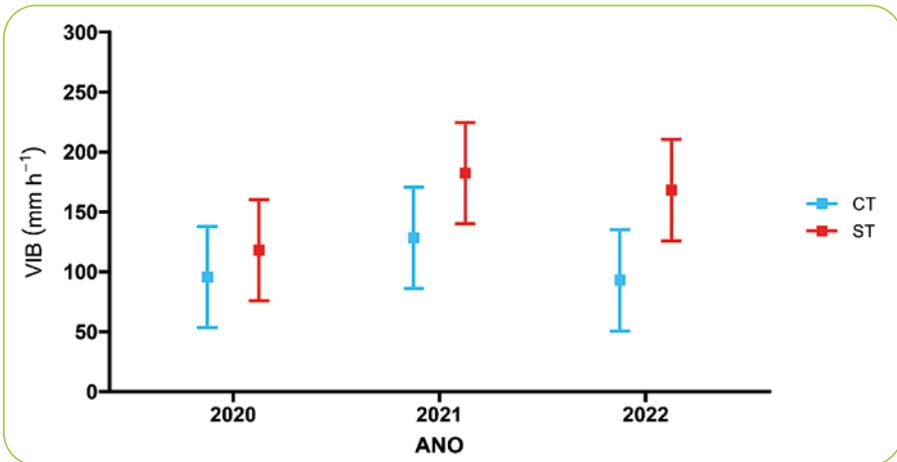
Os valores determinados para a VIB apresentaram grande amplitude, influenciada principalmente pela variabilidade espacial do solo. Para a megaparcela CT, os valores de VIB foram de 96, 128 e 96  $\text{mm h}^{-1}$  para os anos 2020, 2021 e 2022, respectivamente. Já para a ST foram de 112, 182 e 112  $\text{mm h}^{-1}$ , respectivamente (Figura 25). Segundo os critérios estabelecidos pelo Departamento de Agricultura americano (UNITED STATES, 1951), tanto para CT como para ST a infiltração básica (ou estabilizada) variou de moderadamente rápida a rápida na maior parte do tempo. Em cada ano avaliado, a VIB não diferiu significativamente entre os tratamentos ST e CT.



CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço.

**Figura 24** – Intervalo de confiança para a condutividade hidráulica saturada (Ksat) das megaparcelas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.



CT – megaparcela com terraço; ST – megaparcela sem terraço.

**Figura 25** – Intervalo de confiança para a velocidade de infiltração básica (VIB) das megaparcelas na mesorregião Centro-Oriental do Paraná (Ponta Grossa) para os anos de 2020, 2021 e 2022.

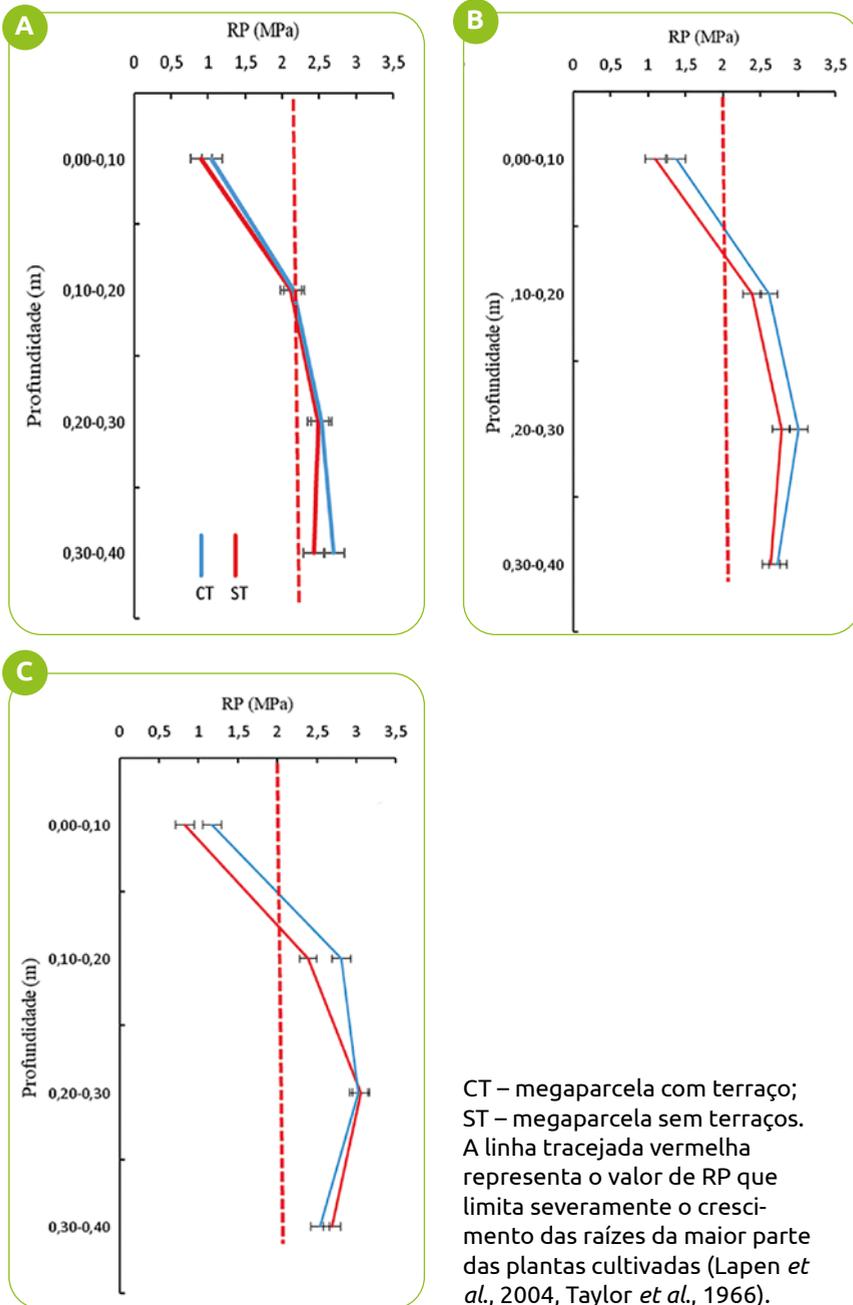
**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

A resistência do solo à penetração (RP) é um atributo físico do solo que afeta diretamente o crescimento das raízes das plantas (LETEY, 1985) e indica a ocorrência de compactação nos solos. No perfil do solo, a RP aumentou progressivamente de 2020 a 2022, até cerca de 40 cm de profundidade (Figuras 26A, 26B, 26C).

Na camada de 0,10 e 0,30 m, aproximadamente, observou-se maior incremento das médias de RP ao longo do tempo, ultrapassando os 3,0 MPa em 2022. Nas áreas cultivadas em plantio direto no estado do Paraná, a ocorrência desse processo de compactação do solo é comum e resulta da aplicação de cargas sobre a superfície do solo pelo tráfego constante do maquinário agrícola, em condições de umidade do solo elevada e ausência de rotação de culturas.

Independentemente do ano e do tratamento, o primeiro 0,10 m de profundidade do perfil do solo apresentou valores de RP inferiores a 2,0 Mpa, considerado valor crítico para o desenvolvimento das plantas (LAPEN *et al.*, 2004). Apenas no início das avaliações (2020) essa camada com baixa RP apresentava mais de 20 cm de espessura, o dobro da observada nos anos subsequentes.

No ano de 2020 os valores de RP da área CT não diferiram dos valores da ST. Já nos anos subsequentes, as médias de RP de CT foram maiores do que ST, até 30 cm de profundidade. O maior número de manobras das máquinas agrícolas realizadas em CT, ao longo do ciclo das culturas agrícolas, deve ter contribuído com o aumento da RP nesse sistema.



**Figura 26** – Resistência do solo à penetração (RP) nos anos de 2020 (A), 2021 (B) e 2022 (C) para as megaparcelas experimentais em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

### 1.4.2.2 Atributos químicos do solo

A área onde se encontram as megaparcelas vem sendo manejada há mais de 15 anos em sistema plantio direto. Foi realizado o controle de acidez do solo, em julho de 2019, por meio de aplicação de 2.300 kg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico na superfície, seguido de subsolagem. Depois, foi empregado o cultivo de plantas para cobertura do solo ou produção de grãos, e aportados os fertilizantes listados na Tabela 6. As adubações foram realizadas com base na expectativa de produção e análise de solo, conforme SBCS/NEPAR (2017), e disponibilidade de insumos no local.

Os principais atributos de fertilidade do solo da camada 0-20 cm foram, anualmente, avaliados ao longo de 2020 a 2022, após a colheita da safra de verão. Os valores de pH e carbono orgânico (CO) podem ser observados na Figura 27. As concentrações de fósforo (P) disponível (Mehlich-1) e potássio (K) trocável estão apresentados na Figura 28. Os valores de saturação por bases (V) e capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (CTC) são demonstrados na Figura 29.

**Tabela 6** – Sucessão de culturas e aporte de nutrientes nas megaparcelas experimentais entre os anos 2019 e 2023 em Ponta Grossa-PR.

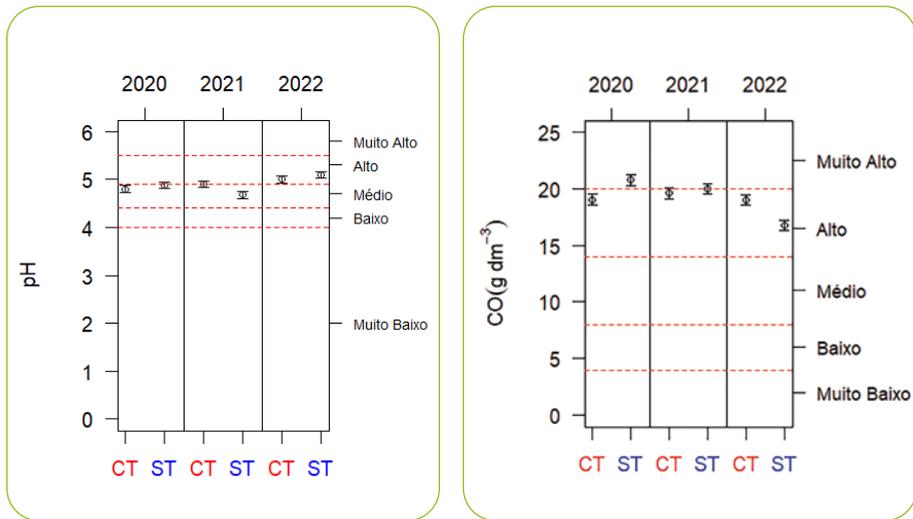
Safra	Cultura	Objetivo	Aporte de fertilizantes
2019	Aveia preta	Cobertura do solo	Não houve adubação
2019/20	Milho	Grãos	AB: não houve AC: 400 kg ha <sup>-1</sup> de 45-00-00
2020	Aveia preta	Cobertura do solo	Não houve adubação
2020/21	Soja	Grãos	AB: 350 kg ha <sup>-1</sup> de 05-25-25 AC: não houve
2021	Trigo	Grãos	AB: 270 kg ha <sup>-1</sup> de 10-20-20 AC: 200 kg ha <sup>-1</sup> de 45-00-00
2021/22	Milho	Grãos	AB: 360 kg ha <sup>-1</sup> de 10-20-20 AC: não houve
2022	Aveia preta	Cobertura do solo	Não houve adubação
2022/23	Soja	Grãos	AB: 315 kg ha <sup>-1</sup> de 00-20-20 AC: não houve
2023	Trigo	Grãos	AB: não houve AC: 70 kg ha <sup>-1</sup> de 00-00-60 + 200 kg ha <sup>-1</sup> de 45-00-00

AB: adubação de base; AC: adubação de cobertura.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2024.

O pH variou pouco ao longo dos anos e entre os tratamentos (Figura 27). Isso pode ser devido aos seguintes fatores: 1) no início do experimento foi realizada a correção da acidez do solo, então ocorreu reação lenta e gradual do corretivo, amenizando a acidez decorrente das adubações, absorção de nutrientes pelas plantas e atividade microbiana; 2) o solo em questão apresentava alto poder tampão, devido aos elevados teores de CO (Figura 27); quanto maior o poder tampão, maior a tendência de manutenção do pH do solo ao longo dos anos e cultivos.

De modo geral, os valores de pH se mantiveram médios ( $4,5 < \text{pH} < 4,9$ ) e altos ( $5,0 < \text{pH} < 5,5$ ), permanecendo na faixa adequada para as principais culturas produtoras de grãos (soja, trigo e milho), conforme SBCS/NEPAR (2017).



**Figura 27** – Valores de pH e carbono orgânico (CO) da camada de 0-20 cm das megaparcels com (CT) e sem terraço (ST).

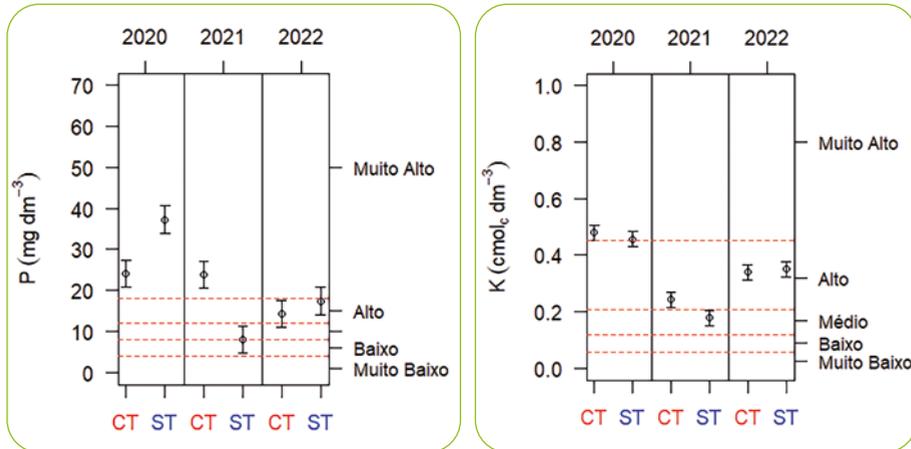
**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Com relação aos teores de CO (Figura 27), estes se mantiveram nos limiares alto ( $15 < \text{CO} < 20 \text{ g dm}^{-3}$ ) e muito alto ( $\text{CO} > 20 \text{ g dm}^{-3}$ ), particularmente nos dois primeiros anos, independentemente do tratamento. Em 2022, houve ligeira diminuição nos valores de CO, principalmente no sistema sem terraço. Ao que tudo indica, o terraço favoreceu o aumento dos estoques de nutrientes minerais e também de carbono (C), decorrente da maior produção de biomassa aérea e, provavelmente, radicular. Efeitos de estratégias de manejo e conser-

vação do solo sobre os estoques de nutrientes minerais e orgânicos são mais evidentes com o passar dos anos, particularmente, nos experimentos de longa duração. Daí a importância da manutenção desse tipo de estudo para o avanço do conhecimento científico da área e visualização prática das informações pelos agricultores e técnicos.

As concentrações de P disponíveis variaram conforme o ano e o tratamento. No início do experimento os teores de P estavam na faixa muito alta ( $P > 18 \text{ mg dm}^{-3}$ ). Em 2020, as diferenças entre os teores de P não resultaram em implicações práticas, pois estavam na mesma faixa (muito alta) de interpretação. Porém, no ano de 2021 foram observadas diferenças entre os tratamentos, e essas diferenças ocorreram em faixas distintas de interpretação, podendo influenciar, *a priori*, a recomendação de adubação. Entretanto, no ano de 2022, os teores de P disponíveis, apesar de menores quando comparados ao ano de 2020, não diferiram entre os tratamentos e ainda, estavam na mesma faixa de interpretação – alta ( $13 < P < 18 \text{ mg dm}^{-3}$ ).

A diminuição nos teores de P disponíveis ao longo dos anos também foi decorrente do menor aporte de P-fertilizante (Tabela 6). Isso se deve ao fato de, similarmente ao praticado pela maioria dos agricultores, o aumento do preço dos fertilizantes implicar diretamente na economia de insumos para equilibrar os custos e investimentos, particularmente, nos períodos de alta volatilidade das *commodities* agrícolas.



**Figura 28** – Concentrações de fósforo (P) disponível (Mehlich-1) e potássio (K) trocável da camada de 0-20 cm das megaparcelas com (CT) e sem terraço (ST).

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Salienta-se que a avaliação da disponibilidade de P em sistema plantio direto é algo complexo e plausível de erros cumulativos desde a amostragem do solo. Se um ponto de amostragem de solo atingir uma linha de adubação antiga poderá resultar, na média, em teor de nutriente acima do esperado. Portanto, essas variações dos teores de P devido aos tratamentos necessitam ser mais investigadas no futuro.

As concentrações de K trocáveis, em 2020, encontram-se na faixa muito alta ( $K > 0,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ). No ano seguinte, os teores desse nutriente ficaram na faixa alta ( $0,22 < K < 0,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), no tratamento com terraço e na faixa média ( $0,13 < K < 0,21 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), na ausência de terraço. Já em 2022 ambos os tratamentos apresentaram teores altos de K ( $0,22 < K < 0,45 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ) (Figura 28).

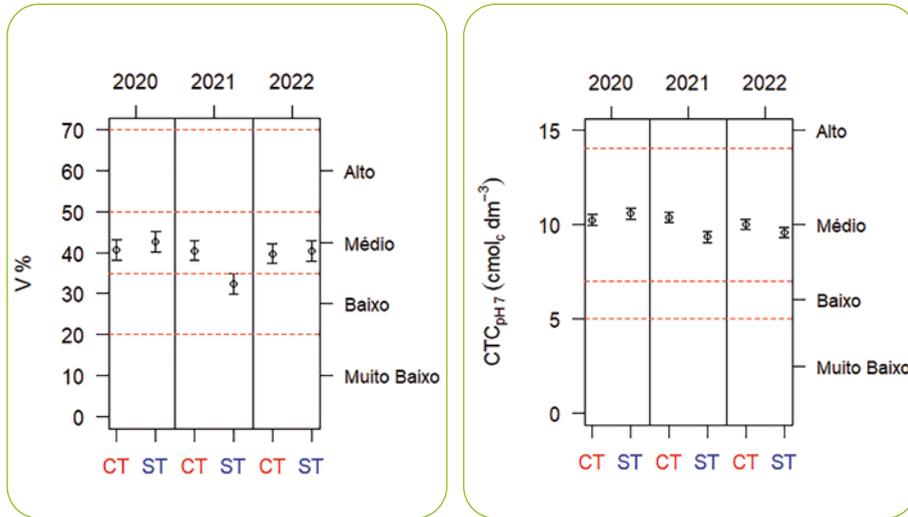
O K é um nutriente que apresenta alta mobilidade no solo. Precipitações intensas podem, com certa facilidade, proporcionar a mobilidade de K da camada de 0-20 cm para o subsolo. Por outro lado, as plantas de cobertura do solo, principalmente as aveias-pretas, são eficientes na absorção de K de camadas subsuperficiais e disponibilização desse nutriente na superfície, logo após o manejo da cobertura do solo com herbicida. Portanto, as alterações nos teores de K no presente estudo são atribuídas principalmente aos aportes de K-fertilizante e às sucessões de culturas (Tabela 6) que precederam à amostragem de solo. Desse modo, é precoce afirmar que a ausência de terraço resulta em diminuição no teor de K disponível no solo, implicando em maior aporte desse nutriente com base em uma única observação ao longo de três anos. Todavia, o efeito da ausência de terraço na diminuição do K trocável da camada de 0-20 é uma evidência que necessita ser mais bem investigada, e se isso se repete ao longo dos próximos anos.

Com relação à V, esta normalmente se manteve na faixa considerada média ( $35 < V < 50\%$ ) no período entre 2020 e 2022 (Figura 29). Com exceção do ano de 2021, os tratamentos não resultaram em alteração na V. Menor V no tratamento com ausência de terraço pode estar relacionada à menor concentração de K disponível (Figura 28), conforme observado em 2021.

Salienta-se que a cultura da soja exporta, em média, 47,2% do K absorvido, 24,2% do cálcio (Ca) e 28,6% do magnésio (Mg), conforme SBCS/NEPAR (2017). Como a amostragem de solo foi feita em 2021, após o cultivo da soja, há alta possibilidade da elevada exportação de K, Ca e Mg pelos grãos (de soja) terem impactados os teores destes nutrientes no solo, bem como a V. Todavia, é necessário averiguar se essas evidências serão repetidas, nos próximos anos.

Com relação à CTC (Figura 29), os valores deste atributo predominantemente não foram alterados e mantiveram-se na faixa média ( $8 < CTC < 14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ).

A ligeira diminuição nas concentrações de CO em 2022 (Figura 27) impactou levemente a CTC, particularmente na ausência de terraço (Figura 29).



**Figura 29** – Valores de saturação por bases (V) e capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (CTC) da camada de 0-20 cm das megaparcelas com (CT) e sem terraço (ST).

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Nos solos com carga variável, o principal responsável pela CTC é o CO humificado. Dificilmente estudos em curto prazo (até três anos) ocasionam gradiente suficiente para impactar os teores de CO, bem como a CTC do solo. Todavia, é fundamental a continuidade desse estudo em médio e longo prazo para mensuração dessas variações de CTC, que impactará diretamente a necessidade de calcário, bem como a reserva de nutrientes e o potencial produtivo do solo.

### 1.4.2.3 Atributos microbiológicos do solo

Para avaliar a influência dos terraços sobre os atributos microbiológicos do solo foram determinados, nos anos de 2020, 2021 e 2022, os seguintes atributos: carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), respiração basal (RB), qCO<sub>2</sub> (quociente metabólico), glomalina total (GT), glomalina facilmente extraível (GEF), atividade das enzimas beta-glucosidase (B), arilsulfatase (A), fosfatase ácida (FA) e urease (U).

No ano de 2020, doze meses depois da instalação dos terraços, foi possível distinguir as áreas com e sem terraços ao ordenar os 72 pontos de coleta

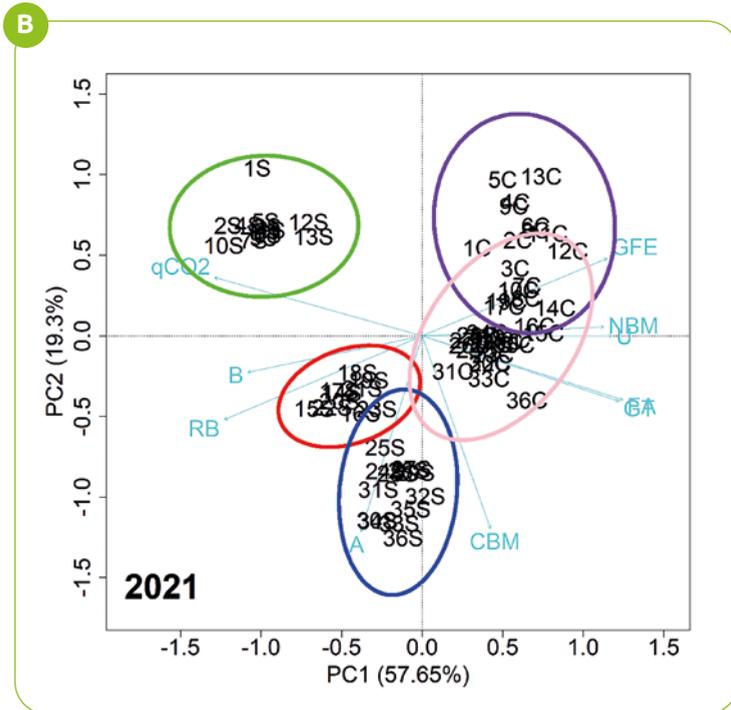
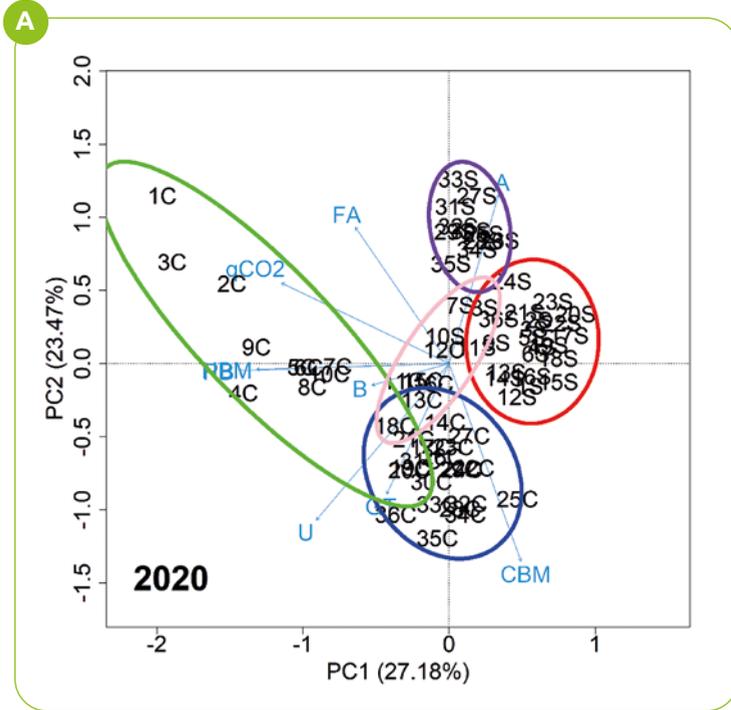
de amostras de solo em uma análise de componentes principais baseada nos atributos microbiológicos (Figura 30A).

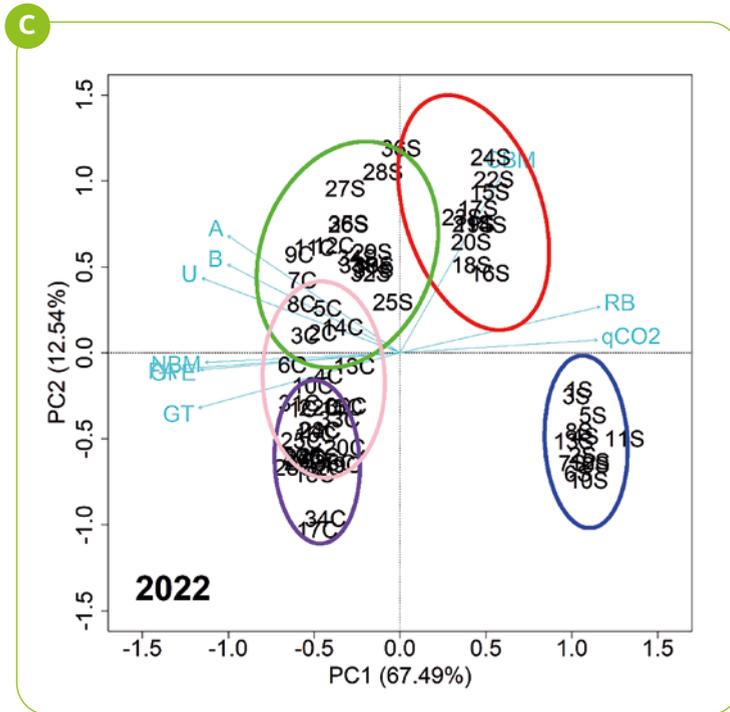
Nessas primeiras análises verificou-se que a perturbação provocada pelo revolvimento do solo para a instalação dos terraços provocou aumento dos atributos RB e  $qCO_2$  do solo. A área com terraços apresentou correlação positiva com RB e  $qCO_2$  ( $R^2 = 0,77$  e  $0,60$ ; respectivamente, e  $p < 0,001$ ). Esses resultados indicam que o revolvimento promoveu a incorporação parcial dos resíduos vegetais e, por sua vez, facilitou o acesso dos microrganismos a esses resíduos, promovendo a decomposição mais efetiva desses materiais. Isso estimulou a proliferação e a atividade da microbiota do solo, levando a uma correlação positiva da área com terraços com os demais atributos microbiológicos, destacando-se CBM e NBM ( $R^2 = 0,77$  e  $0,64$ , respectivamente; e  $p < 0,001$ ).

No segundo ano da análise (2021), manteve-se a separação entre os pontos amostrados das áreas com e sem terraços (Figura 30B). Em adição, nota-se uma divisão da área sem terraços em três grupos ao longo da rampa, indicando a provável influência da umidade do solo sobre os atributos microbiológicos. É importante destacar que RB, B e  $qCO_2$  apresentaram forte correlação positiva com a área sem terraços ( $R^2 = 0,87$ ;  $0,60$  e  $0,88$ ; respectivamente;  $p < 0,01$ ) e GT, NBM, GFE, FA apresentaram forte correlação positiva com a área com terraços ( $R^2 = 0,81$ ;  $0,62$ ;  $0,76$  e  $0,84$ , respectivamente;  $p < 0,01$ ). Isso indica os efeitos positivos dos terraços no tocante à menor perda de  $CO_2$  para a atmosfera e na melhoria da qualidade do solo.

No terceiro ano da análise (2022), manteve-se a subdivisão (heterogeneidade) da área sem terraços em três grupos, estabelecidos pela posição dos pontos amostrados na topossequência (Figura 30C). A alta correlação negativa de RB e  $qCO_2$  com a área com terraços ( $R^2 = 0,80$ ;  $0,74$ , respectivamente;  $p < 0,01$ ) indica que a presença dos terraços continua reduzindo a perda de carbono do solo para a atmosfera. Além disso, a alta correlação positiva dos atributos A, B, U, NBM, GFE, GT com a área com terraços ( $R^2 = 0,82$ ;  $0,71$ ;  $0,85$ ;  $0,72$ ;  $0,76$  e  $0,83$ ;  $p < 0,01$ ) indica que os terraços aumentaram a qualidade microbiológica do solo.

Ao comparar as Figuras 30A, 30B e 30C foi possível detectar uma tendência de homogeneização dos diferentes pontos amostrados da área com terraços ao longo dos três anos de análise. Em contrapartida, a área sem terraços se tornou gradativamente mais heterogênea. Além disso, os terraços induziram a redução do quociente metabólico e maior atividade microbiana, indicando a efetividade dos terraços na manutenção da estabilidade e da qualidade do solo em áreas com declividade.





CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; RB – respiração basal;  $qCO_2$  – quociente metabólico; GT – glomalina total; GEF – glomalina facilmente extraível; B – atividade de betaglucosidase; A – atividade de arilsulfatase; FA – atividade de fostatase ácida; U – urease.

Obs.: Os 36 pontos amostrais da área com terraços (1C a 36C) e os 36 pontos amostrais da área sem terraços (1S a 36S) foram ordenados com base nos atributos microbiológicos do solo. Os vetores correspondem aos atributos com  $p < 0,01$  de significância após 999 permutações. A direção e o comprimento de cada vetor indicam a força da correlação da variável com o escore da ordenação. Os cinco agrupamentos destacados foram definidos utilizando como critério o vizinho mais próximo.

**Figura 30** – Avaliação dos atributos microbiológicos do solo das áreas cultivadas no sistema plantio direto com e sem terraços da mesorregião Centro-Oriental do Paraná nos anos de 2020 (A), 2021 (B) e 2022 (C) por análise de componentes principais.

**Fonte:** Sandra Stets, 2024.

### 1.4.2.4 Síntese da variação total dos atributos do solo

Os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, determinados em 2020, 2021 e 2022 nas megaparcelas experimentais (CT e ST), foram analisados em conjunto com o intuito de sintetizar a variação total dos atributos em poucos componentes principais. Para isso, realizou-se uma análise de componentes principais até os terceiros componentes (Tabela 7). Esses componentes explicaram mais de 50% da variação total dos dados, com significativa redução dimensional e mínima perda de informação.

As possíveis diferenças entre a megaparcela com terraços (CT) e a sem terraços (ST) foram verificadas por meio de análise de variância (ANOVA) de cada componente principal (Tabela 8). Nesse caso optou-se por demonstrar somente a existência de diferença estatística significativa entre os tratamentos, em função da dificuldade de interpretação numérica dos valores obtidos

**Tabela 7** – Variação total dos dados da análise de componentes principais.

Parâmetro estatístico	Componentes principais			
	CP1	CP2	CP3	CP4
	<b>2020</b>			
Variância (%)	28,85	13,75	10,99	8,88
Cumulativo (%)	28,85	42,61	53,61	62,47
	<b>2021</b>			
Variância (%)	24,79	20,81	13,96	12,12
Cumulativo (%)	24,79	45,60	59,56	71,68
	<b>2022</b>			
Variância (%)	23,43	20,19	14,08	12,84
Cumulativo (%)	23,43	43,62	57,70	70,54

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Para o ano de 2020, em CP1 – que representa a maior variabilidade dos dados – CT e ST não apresentaram diferenças entre si. No entanto, em CP2 e CP3 os tratamentos CT e ST diferiram significativamente (Tabela 8). Os atributos do solo que melhor representaram o ano de 2020 foram: macroporosidade, microporosidade, espaço poroso preenchido por água e ar, pH, H+Al, cálcio, saturação por bases (V%), carbono orgânico total e urease.

Para 2021, CT e ST diferiram em CP1 e CP3, mas não apresentaram diferenças em CP2. Os atributos que melhor representaram 2021 foram: glomalina facilmente extraível, urease, nitrogênio da biomassa, H+Al, cálcio, glomalina total e fosfatase ácida.

Para 2022, os tratamentos CT e ST diferiram entre si em CP1 e CP2. No entanto, em CP3 a carga fatorial foi maior na ST do que na CT. Os atributos que melhor representaram o período foram: arisulfatase, glomalina facilmente extraível, fosfatase ácida, urease, H+Al, pH, porosidade total, cálcio.

**Tabela 8** – Resultados da análise de comparação entre a megaparcela com terraços (CT) e a megaparcela sem terraços (ST).

Componentes principais	Tratamentos	2020	2021	2022
CP1	CT	a	a	a
	ST	a	b	b
CP2	CT	a	a	a
	ST	b	a	b
CP3	CT	a	a	b
	ST	b	b	a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, de acordo com o teste F ( $p > 0,01$ ). Para CP2 e CP3, para o ano de 2021 e, para CP3, referente ao ano de 2022, foi utilizando o teste de U de Mann-Whitney devido à ausência de normalidade dos dados.

**Fonte:** Ariane Lentice de Paula, 2023.

Os resultados demonstram que, no primeiro ano de avaliação (2020), os atributos físicos do solo tiveram maior influência na diferenciação dos tratamentos (CT e ST). Provavelmente, isso ocorreu devido às diferentes culturas agrícolas conduzidas na área em que foram instaladas as megaparcelas. A partir do segundo ano (2021 e 2022), a maior influência na diferenciação dos tratamentos foi devida aos atributos biológicos, que vêm demonstrando maior sensibilidade ao manejo efetuado.

## 1.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

A produção agrícola na microrregião de Ponta Grossa, Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, destaca-se pelo uso do sistema plantio direto (SPD). Essa prática é reconhecida como fundamental para a conservação do solo e da água e por promover outros benefícios, como o incremento de matéria orgânica e das atividades biológicas no solo em relação aos cultivos convencionais. Entretanto, na última década, constatou-se uma evolução da degradação dos solos cultivados no SPD na região, ocasionada principalmente pelos processos de erosão hídrica. Para mitigar o processo de degradação dos solos por erosão hídrica nesse sistema de cultivo, práticas complementares de conservação do solo e da água, como o terraceamento agrícola, são recomendadas.

A Bacia Hidrográfica do Lajeado da Onça apresenta características geomorfopedológicas, fisiográficas e de cultivo típicas da microrregião de Ponta Grossa. As lavouras são manejadas em plantio direto, sem práticas mecânicas de conservação do solo e da água. Além disso, a sequência de cultivos mais utilizada pelos agricultores (trigo e soja) não produz biomassa suficiente para cobrir adequadamente a superfície do solo e incrementar o estoque de carbono orgânico no solo.

Latossolos e Cambissolos são as classes de solos que predominam na bacia hidrográfica. Os primeiros ocupam a maior parte da área e estão situados em relevo plano e suave ondulado; os segundos ocupam os terços médio e inferior das encostas, em relevo ondulado e forte ondulado. Ambos apresentam características que os definem como muito suscetíveis à ação do processo de erosão hídrica. Isso ocorre em resposta aos altos teores de areia, à declividade em que estão posicionados (entre 8 a 20%), ao uso de sucessão de culturas com baixa produção de palhada (soja/trigo), à prática de semeadura no sentido morro abaixo em algumas safras e ao tráfego intenso de máquinas agrícolas, que compactam as camadas subsuperficiais do solo, diminuindo a percolação de água pelo perfil. Esses fatores contribuem para a intensificação de processos erosivos durante os períodos de chuva intensa.

Os solos da região apresentavam, originalmente, altos teores de matéria orgânica (MOS) em função das características do clima (Cfb) e da vegetação nativa. No entanto, os teores de MOS dependem da textura dos solos: solos argilosos e muito argilosos apresentam maiores teores de matéria orgânica

do que os de textura média e arenosa. Nas áreas cultivadas da região, o uso da sucessão de culturas como trigo/soja tende a reduzir, significativamente, os teores de MOS e, de quebra, a cobertura do solo. Nos solos da região, a matéria orgânica tem papel fundamental como agente cimentante e estabilizador da estrutura dos solos, reduzindo sua vulnerabilidade à erosão hídrica.

No início do experimento, logo depois da instalação das megaparcelas, foram constatadas elevadas concentrações de nutrientes na camada superficial do solo, principalmente de fósforo e de potássio, herdadas do manejo anterior da área. Com o tempo de cultivo ocorreu uma leve queda na disponibilidade desses nutrientes em superfície, porém eles se mantiveram na condição de alta disponibilidade (SBCS/NEPAR, 2017).

Conforme relatado, os solos da região apresentam altos teores de carbono, fato evidenciado nas megaparcelas. Após a instalação dos terraços constatou-se ligeira superioridade do carbono orgânico (CO) na megaparcela ST em relação à CT, provavelmente em decorrência da maior mobilização do solo para construção dos terraços. Entretanto, depois de três anos, ocorreu redução dos teores de CO na megaparcela ST e estabilização dos teores na megaparcela CT. A megaparcela CT apresentou teores de C sempre mais altos do que a ST. Essa diferença se deveu, provavelmente, à maior conservação de água na mega CT, que reduz a amplitude térmica diária do solo (Ribas *et al.*, 2015) e favorece a conservação do carbono orgânico do solo. O manejo adequado do solo aumenta o sequestro de carbono em áreas cultivadas.

Os primeiros resultados da análise dos atributos físicos do solo – depois do preparo inicial da área descrito no item 1.2.2.1 – revelaram baixos valores de resistência do solo (RP) e alta velocidade de infiltração de água nas duas megaparcelas, indicando que a subsolagem foi eficiente em reduzir a compactação do solo. No entanto, essa prática de descompactação do solo apresenta efeito de curto prazo.

Com o tempo, verificou-se que as camadas subsuperficiais do solo (0,10 a 0,30 m de profundidade), em ambas megaparcelas, foram impactadas negativamente pelo manejo do solo. Esse impacto foi comprovado pelo volume de macroporos e pela RP (em solo úmido), que atingiram níveis críticos (Figuras 20 e 26). O aumento da RP e a redução da permeabilidade do solo foram observados no segundo ano de avaliação, após a subsolagem, e comprovaram a compactação do solo.

Quando o solo passa por processos de compactação, os macroporos são reduzidos, comprometendo assim a capacidade do solo de absorver e infiltrar água. Como consequência, ocorre o escoamento superficial porque a água é obrigada a se deslocar sobre a superfície do solo, transportando partículas de solo e resultando na perda progressiva de solo fértil. Em solos cultivados em plantio direto, a degradação da estrutura do solo pela compactação das camadas subsuperficiais é frequente na região. Na camada superficial, esse processo não é observado porque o solo é mobilizado pelos discos ou pelas botinhas das semeadoras durante o plantio, a cada safra.

No Paraná, entre 2020 a 2022, o número de chuvas ficou abaixo da média devido ao fenômeno *La Niña*. A ocorrência desse fenômeno climático, associado à alta permeabilidade inicial da área das megaparcels, resultou em poucos eventos de escoamento superficial nas megaparcels (encostas). No entanto, em 2023, a ocorrência do fenômeno *El Niño*, associado à reduzida permeabilidade do solo, favoreceu a formação de escoamento superficial nas áreas monitoradas, tornando-se frequente. Durante os eventos de chuva monitorados, observou-se que, em parte das chuvas, não ocorreu a formação de escoamento na megaparcels CT. Quando ocorreu escoamento na CT, a vazão de água foi significativamente inferior à ST (Figura 10).

Diante do novo cenário de chuvas, os terraços passaram a ter papel fundamental na redução da erosão do solo pelo fluxo de água. Um exemplo claro de sua eficácia foi observado no evento de chuva de alta intensidade, que ocorreu em 30/10/2023 (Figura 10). Esses resultados evidenciaram a efetividade dos terraços no controle dos escoamentos superficiais e das perdas de solo. É importante destacar que a formação do escoamento na área CT correspondeu ao volume de água que seria interceptado por um terraço que deveria estar na posição da calha de monitoramento da vazão. Os terraços também contribuíram para aumentar a capacidade de armazenamento de água, o que também foi constatado em estudo similar realizado no Rio Grande do Sul (Freitas *et al.*, 2021).

Apesar da eficiência comprovada, os terraços enfrentam desafios específicos relacionados à sua estabilidade ao longo do tempo, em função das características dos solos da região. Um desses desafios é o rebaixamento gradual dos diques que compõem os terraços, resultando em perdas de até 50% de sua capacidade de retenção, desde sua construção. Esse rebaixamento pode ser consequência de vários fatores, porém o mais importante é o assentamento natural do solo. Por essa razão, é essencial considerar a necessidade de reconstrução dos terraços a cada três anos para garantir sua funcionalidade contínua e eficaz.

Diante dos desafios frequentes enfrentados nas áreas agrícolas, é fundamental reconhecer a importância de estratégias tradicionais, e já comprovadas, para o manejo sustentável do solo. A implementação de práticas como a rotação de culturas, o cultivo de espécies de plantas que fornecem alta biomassa e os terraços continuam sendo eficazes para promover e incrementar a saúde do solo e mitigar os efeitos da erosão.

Em áreas agrícolas onde o tráfego não é controlado e a cobertura do solo está em volume insuficiente, não ocorre a reestruturação do solo. Isso é frequentemente notado em áreas cultivadas com soja. Durante o ciclo vegetativo da soja, não se forma uma cobertura completa do solo devido à baixa produção de matéria seca das culturas anteriores e à baixa relação carbono/nitrogênio das plantas (C/N).

No experimento com chuva simulada (microparcelas), em que foram avaliados diferentes manejos (sistema plantio direto com rotação diversificada, plantio direto com sucessão de culturas e plantio direto com sucessão mais escarificação do solo), a escarificação do solo, inicialmente, melhorou a infiltração de água. No entanto, com o tempo (~ 1,5 anos), as partículas do solo se acomodaram, o que resultou em redução na infiltração de água no solo, em comparação com os demais tratamentos, mesmo quando submetidos às mesmas rotações. As áreas com rotação de culturas, por outro lado, apresentaram estrutura do solo mais estável e perderam menor quantidade de solo durante o escoamento. Presumiu-se que isso se deveu à inclusão do milho no sistema

de rotação, que produziu maior volume de matéria seca. Isso é especialmente benéfico para solos de textura média, que tendem a perder carbono mais rapidamente do que os argilosos. Essas práticas destacam a importância de levar em consideração, para definir as técnicas de manejo do solo, uma abordagem mais ampla, tendo em vista resultados de pesquisa de longa duração em diferentes cenários de produção.

Os atributos microbiológicos do solo avaliados refletiram prontamente as mudanças causadas pela associação do plantio direto ao terraceamento. Isso destaca a importância dessas avaliações para detectar rapidamente os efeitos de diferentes usos e práticas de manejo do solo.

Os estudos desenvolvidos na microrregião de Ponta Grossa, Alto Tibagi, evidenciaram os resultados positivos do uso de terraços agrícolas associados ao plantio direto, confirmando sua importância como prática de conservação do solo e da água nas lavouras, sem impacto negativo sobre o solo e o rendimento das culturas.

## REFERÊNCIAS

- AGUASPARANÁ – Instituto das Águas do Paraná. **Finalização do plano da Bacia do Rio Tibagi:** contrato n.º 16/2012: produto 05: proposta de enquadramento. Revisão 5, ago. 2015. Disponível em: [http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/TIBAGI/plano\\_de\\_bacia/Produto\\_05\\_Proposta\\_de\\_Enquadramento\\_\\_\\_Revisao\\_5.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/TIBAGI/plano_de_bacia/Produto_05_Proposta_de_Enquadramento___Revisao_5.pdf). Acesso em: 5 maio 2024.
- ALENCAR, D. B. S.; SILVA, C. L.; OLIVEIRA, C. A. S. Influência da precipitação no escoamento superficial em uma microbacia hidrográfica do Distrito Federal. **Engenharia Agrícola**, v. 26, n. 1, p. 103-112, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162006000100012>. Acesso em: 10 maio 2023.
- ASGARZADEH, H.; MOSADDEGHI, M. R.; MAHBOUBI, A. A.; NOSRATI, A.; DEXTER, A. R. Soil water availability for plants as quantified by conventional available water, least limiting water range and integral water capacity. **Plant and Soil**, v. 335, p. 229-244, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0410-6>. Acesso em: 12 maio 2023.
- BAGARELLO, V. Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. **Geoderma**, v. 303, p. 70-77, 2017.
- BERTOL, I.; BERTOL, C.; BARBOSA, F. T. Simulador de chuva tipo empuxo com braços movidos hidráulicamente: fabricação e calibração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1.905-1.910, 2012.

- BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; SILVA, A. P.; ROQUE, C. G.; FERRAZ, M. V. Compactação do solo e intervalo hídrico ótimo na produtividade de arroz de sequeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 557-580, 2004.
- CALEGARI, M. R., GENÚ, A. M., PELLEGRINI, A., BARBOSA, E. A. A., HIDEKI, E. H., CONCEIÇÃO, F. G., GIAROLA, N. F. B., OLIVEIRA, J. F., LIMBERGER, L., TEIXEIRA, T. M. Caracterização fisiográfica das áreas experimentais da RedeAgropesquisa e mesorregiões geográficas. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. p. 87-102.
- CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 5, p. 1.501-1.511, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>. Acesso em: 12 maio 2023.
- COLLIS-GEORGE, N. Relationship between air and water permeabilities in porous media. **Soil Science**, v. 76, p. 239-250, 1953.
- DE OLIVEIRA, T. K.; DE CARVALHO, G. J.; MORAES, R. N. de S. Plantas de cobertura e seus efeitos sobre o feijoeiro em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 8, p. 1.079-1.087, 2002.
- DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990. 113p.
- DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. G.; HÖRBE, T. A. N.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. A. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157-163, 2019.
- DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 24-33, 2017.
- DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; REICHERT, J. M.; MERTEN, G. H.; DALBIANCO, L.; BARROS, C. A. P.; RAMON, R. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1.287-1.297, 2014.
- FONTES, M. P. F.; FONTES, R. M. O.; CARNEIRO, P. A. S. Land suitability, water balance and agricultural technology as a Geographic-Technological Index to support regional planning and economic studies. **Land Use Policy**, v. 26, n. 3, p. 589-598, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.010>. Acesso em: 9 maio 2023.
- FREITAS, L. R.; GUBIANI, P. I.; MULAZZANI, R. P.; MINELLA, J. P. G.; LONDERO, A. L. Terracing increases soil available water to plants in no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, p. 1-15, 2021.

GRABLE, A. R., SIEMER, E.G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corns roots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 32, p.180-186, 1968.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social **Leituras regionais: Mesorregião Geográfica Centro-Oriental Paranaense**. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba: IPARDES/BRDE, 2004. 143p.

KIANI-HARCHEGANI, M.; SADEGHI, S. H. R.; ASADI, H. Changeability of concentration and particle size distribution of effective sediment in initial and mature flow generation conditions under different slopes and rainfall intensities. **Iranian Journal of Watershed Engineering and Management**, v. 9, n. 2, p. 205-216, 2017. DOI: 10.22092/IJWMSE.2017.109726.

KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia: relação solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 263p.

LAPEN, D. R.; TOPP, G. C.; GREGORICH, E. G.; CURNOE, W. E. Least limiting water range indicators of soil quality and corn production, eastern Ontario, Canada. **Soil and Tillage Research**, v. 78, p. 151-170, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.02.004>. Acesso em: 13 maio 2024.

LARACH, J. O. I.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A. P.; HOCHMÜLLER, D. P.; MARTINS, J. S.; RAUEN, M. J.; FASOLO, P. J.; PÖTTER, R. O. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. EMBRAPA-Solos, 1984. EMBRAPA-SNLCS. IAPAR, 1984 (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de pesquisa, 27; IAPAR-Projeto Especial Levantamento de Solos. Boletim técnico, n. 16).

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**. New York: Springer, 1985. p. 277-294

LONDERO, A. L.; MINELLA, G. P. G.; DEUSCHLE, D.; SCHNEIDER, F. J. A.; BOENI, M.; MERTEN, G. H. Impact of broad-based terraces on water and sediment losses in no-till (paired zero-order) catchments in southern Brazil. **Journal of Soils and Sediment**, v. 18, p. 1.159-1.175, 2018.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 2. ed. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981.

MCCUEN, R. H.; WONG, S. L.; RAWLS, W. J. Estimating urban time of concentration. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 110, n. 7, p. 887-904, 1984.

MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: Ed. dos Autores, 2002.

MERTEN, G.H.; ARAÚJO, A.G.; BISCAIA, R.C.M.; BARBOSA, G.M.C.; CONTE, O. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85-93, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.014>.

MERZ, B.; BÁRDOSSY, A. Effects of spatial variability on the rainfall runoff process in a small loess catchment. **Journal of Hydrology**, v. 212-213, p. 304-317, 1998.

MINEROPAR – Minerais do Paraná S/A. **Mapa geológico do Estado do Paraná**, Folha de Ponta Grossa, 2007. SG.22-X-C. Curitiba, mapa geológico, escala 1:100.000.

- MUPANGWA, W.; NCUBE, B.; CHIPINDU, L.; NYAGUMBO, I.; DENGA-MUPANGWA, C. Deriving surface water storage and curve numbers from rainfall-runoff relationships in conventional and minimum tillage systems in Gwanda, Zimbabwe. **Applied Science**, v. 13, p. 9.623, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app13179623>. Acesso em: 9 maio 2023.
- NI, S.; ZHANG, D.; WEN, H.; CAI, C.; WILSON, G. V.; WANG, J. Erosion processes and features for a coarse-textured soil with different horizons: a laboratory simulation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, p. 2.997-3.012, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02665-5>. Acesso em: 12 maio 2023.
- PAYTON, M. E.; MILLER, A. E.; RAUN, W. R. Testing statistical hypotheses using standard error bars and confidence intervals. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, p. 547-551, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103620009370458>. Acesso em: 12 maio 2023.
- POTT, C. A.; DE MARIA, I. C. Comparação de métodos de campo para determinação da velocidade de infiltração básica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 19-27, 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832003000100003>. Acesso em: 12 maio 2023.
- 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. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, p. 49-134.
- REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1-2, p. 131-146, 2002. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(02\)00228-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00228-8). Acesso em: 12 maio 2023.
- REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; YANG, X. M.; FOX, C. A.; TAN, C. S.; ZHANG, T. Q. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 96, n. 1-2, p. 316-330, 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2007.07.003>. Acesso em: 12 maio 2023.
- RIBAS, G. G.; STRECK, N. A.; DA SILVA, S. D.; DA ROCHA, T. S. M.; LANGNER, J. A. Temperatura do solo afetada pela irrigação e por diferentes coberturas. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 5, p. 817-828, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n5p817-828/2015>. Acesso em: 13 maio 2023.
- SÁ, M. F. M. **Influência do material de origem, superfícies geomórficas e posição na vertente nos atributos de solos da região dos Campos Gerais, PR**. 1995. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, 1995, 183p.
- SETA, A. K.; KARATHANANIS, A. D. Water dispersible colloids and factors influencing their dispersibility from soil aggregates. **Geoderma**, v. 74, p. 255-266, 1996.
- SIMEDO, M. B. L.; PISSARRA, T. C. T.; MARTINS, A. L. M.; LOPES, M. C.; COSTA, R. C. A.; ZANATA, M.;

PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L. F. S. The Assessment of Hydrological Availability and the Payment for Ecosystem Services: A Pilot Study in a Brazilian Headwater Catchment. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2726, 29 set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12102726>. Acesso em: 9 out. 2023.

SIMEPAR – Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná. **Sistema meteorológico do Paraná**. Disponível em [http://www.simepar.br/site\\_pw/faleconosco#collapse1](http://www.simepar.br/site_pw/faleconosco#collapse1). Acesso em: 9 out. 2023.

SBCS/NEPAR – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Estadual do Paraná. **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2017. 289p.

TAYLOR, H. M.; ROBERSON, G. M.; PARKER JR, J. J. Soil strength-root penetration relations to medium to coarse textured soil materials. **Soil Science**, v. 102, p.18-22, 1966.

TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D.; COOK, F. J.; KIRBY, J. M.; CARTER, M. R. Chapter 2 Physical attributes of soil quality. *In: Developments in Soil Science*. Amsterdam: Elsevier, 1997. v. 25, p. 21-58.

UNITED STATES. Department of Agriculture. Soil Survey Division. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. **Soil survey manual**. Washington, 1951. 503p. (USDA. Agriculture Handbook, 18).

## 02

# Qualidade do solo e dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião Centro-Sul

## Autores

**Cristiano André Pott<sup>1</sup>**

**Leandro Rampim<sup>1</sup>**

**Marcelo Marques Lopes Müller<sup>1</sup>**

**Adriana Knob<sup>2</sup>**

**Aline Marques Genú<sup>1</sup>**

**Miguel David Fuentes Guevara<sup>3</sup>**

**Edson Lucas Camilo<sup>3</sup>**

**Jhonatan Spliethoff<sup>4</sup>**

**Carla Fernanda Ferreira<sup>1</sup>**

**Danilo Oliveira de Castro Lima<sup>5</sup>**

**Ernani Garcia Neto<sup>5</sup>**

**Angelica Lorini<sup>6</sup>**

**Chaiane Olanik<sup>6</sup>**

**Marco Segalla Prazeres<sup>3</sup>**

**Rodrigo Ferreira<sup>7</sup>**

<sup>1</sup> Professor pesquisador do Departamento de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>2</sup> Professora pesquisadora do Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>3</sup> Pesquisador Pós-doc do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>4</sup> Doutor, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>5</sup> Doutorando em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>6</sup> Mestranda em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UNICENTRO, Guarapuava-PR.

<sup>7</sup> Pesquisador, Fundação Agrária de Pesquisa Agropecuária (FAPA), Guarapuava-PR.

A região Centro-Sul do Paraná destaca-se pela produção agrícola de grãos de soja, milho, trigo e cevada. Apresenta condições edafoclimáticas apropriadas para essas culturas, com clima favorável, especialmente pelo alto índice pluviométrico e pela elevada altitude, além de solos profundos e muito argilosos, que têm alto potencial de armazenamento de água e nutrientes. A maior parte das lavouras são cultivadas em sistema plantio direto (SPD), o que além de reduzir problemas de erosão hídrica favorece a produtividade das culturas agrícolas. Dessa forma, a região se destaca no cenário estadual por sua produção agrícola.

No entanto, o elevado regime hídrico, associado à falta de práticas mecânicas de conservação do solo, e em muitos casos, à falta de rotação de culturas adequada associada ao uso de máquinas agrícolas grandes e de carga elevada, acarreta problemas recorrentes de compactação do solo nas áreas cultivadas. A compactação aumenta a densidade do solo e diminui a macroporosidade e a infiltração de água no solo, e, como consequência, gera o escoamento superficial de água, com aumento da erosão hídrica.

Nesse sentido, este capítulo tem o objetivo de apresentar os principais resultados da qualidade do solo e da dinâmica hidrossedimentológica dos estudos de conservação do solo e da água em escala de bacia hidrográfica e de megaparcelas da região.

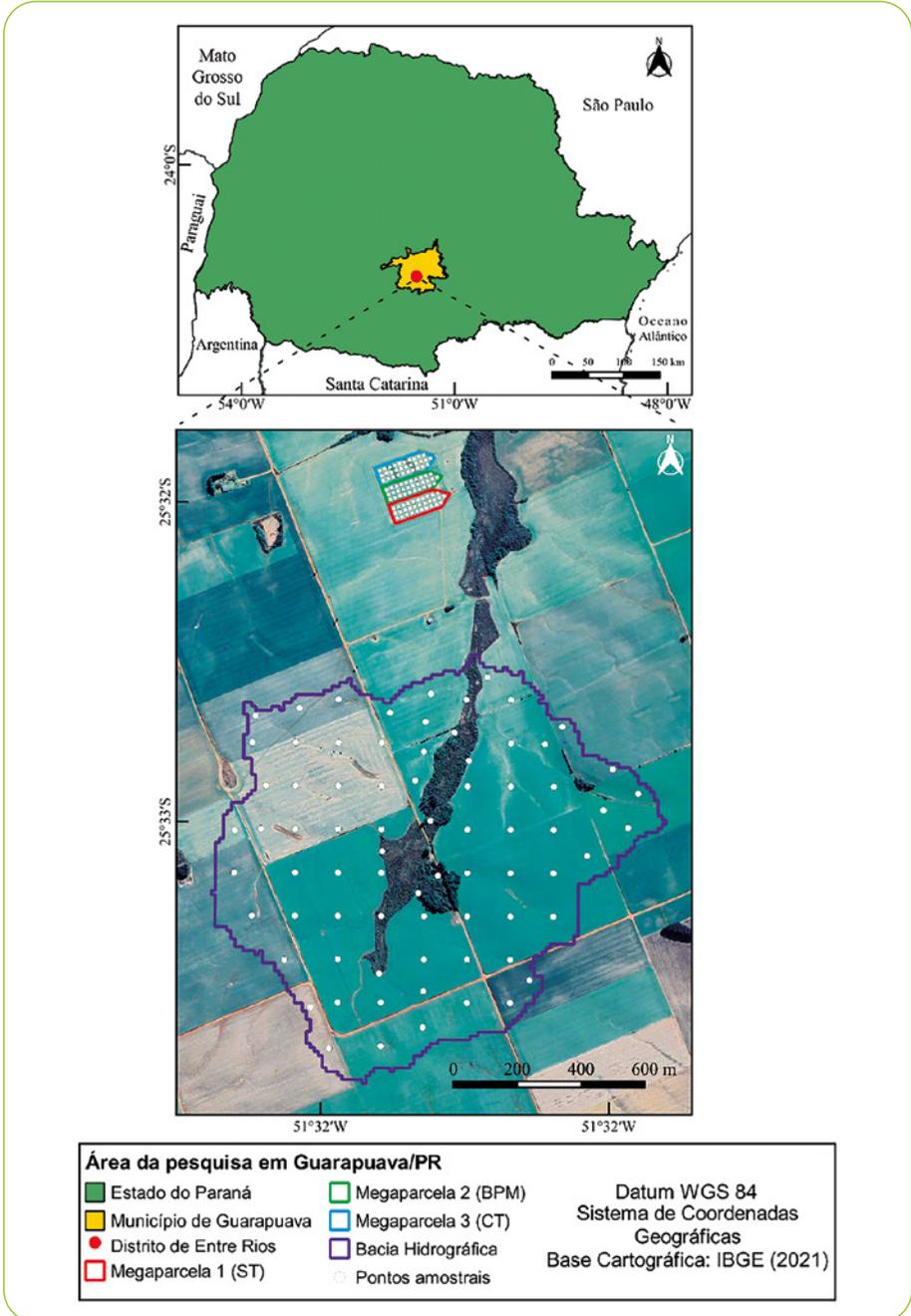
## **2.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO**

### **2.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo**

A bacia hidrográfica de estudo localiza-se nas coordenadas 25°32'S e 51°32'W, porção rural do Distrito de Entre Rios, em Guarapuava, Centro-Sul do Paraná (Figura 1). Pertence à sub-bacia do Rio Quebra Joelho, tributário do Rio Jordão, que é o principal afluente da margem direita do Rio Iguaçu (Paraná, 2008).

A altitude média local é de 1.070 m, e os solos predominantes são os Latossolos Brunos e Cambissolos (SANTOS *et al.*, 2018). O clima da região é classificado como Cfb (subtropical mesotérmico úmido), sem estação seca definida, com verões frescos e invernos com ocorrência de geadas severas e frequentes, conforme classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013). A precipitação média mensal da área nos anos 2019 a 2022 e a média climática histórica (1.936 mm) são apresentadas na Figura 2.

A bacia hidrográfica de primeira ordem onde foi implantado o projeto de monitoramento representa o sistema agrícola e o relevo regional com área de 118,8 ha de abrangência, demarcada com base na seção de monitoramento (Figura 1). O uso atual do solo é com cultivos anuais de produção de grãos, predominando soja e milho no verão e trigo, cevada e aveia no inverno. O manejo do solo é praticamente todo em SPD, porém os terraços que existiam no passado foram retirados. Essa característica, de bacia hidrográfica sob SPD sem práticas mecânicas de controle de escoamento superficial e de erosão, representa o modelo atual de exploração agrícola no Centro-Sul do Paraná e em várias outras regiões do país.



**Figura 1** – Localização da área de estudo, disposição das megaparcelas ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço), contorno da bacia hidrográfica e distribuição da grade amostral. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR.

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

## 2.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas

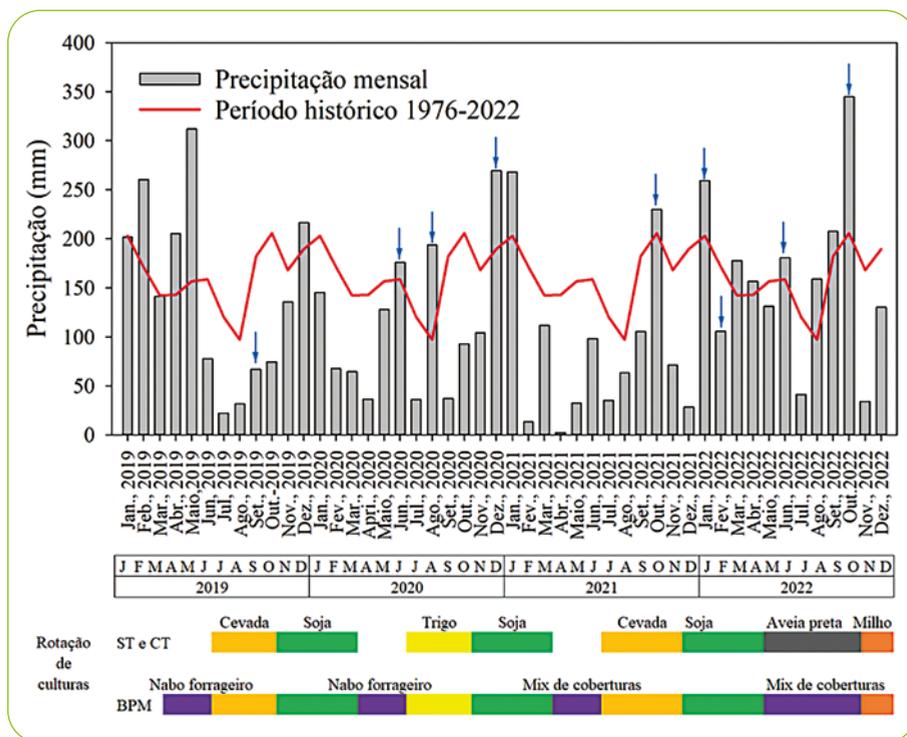
A área das megaparcelas instaladas em janeiro de 2019 está localizada próximo à Bacia Hidrográfica (Figura 1, 25°32'12" S e 51°30'21" W). O estudo conta com três megaparcelas com área de 1,10 ha cada (Figura 3), com declive médio de 4,7%, sendo estabelecidos três sistemas de manejo e conservação do solo e da água sob plantio direto:

**a) Sem terraço (ST):** megaparcela conduzida em sistema plantio direto (SPD) seguindo modelo-padrão da maioria dos produtores da região Centro-Sul do Paraná. Consiste em SPD sem prática mecânica de controle de erosão (sem terraço) e operações agrícolas na direção do declive (maior comprimento de rampa). O sistema de rotação de culturas em quatro anos é comum da região, baseado na produção de grãos com  $\frac{3}{4}$  de soja (*Glycine max*) e  $\frac{1}{4}$  de milho (*Zea mays*) no verão, além do cultivo de cereais no inverno. A sequência de culturas estabelecida em ST foi de cevada (*Hordeum vulgare*) / soja / trigo (*Triticum aestivum*) / soja / cevada / soja / aveia preta (*Avena strigosa*) / milho.

**b) Boas práticas de manejo (BPM):** conduzida em SPD como na megaparcela ST, mas com adoção de um conjunto de práticas de manejo e conservação do solo, visando melhorar suas condições físicas, químicas e biológicas. O destaque é a inclusão de plantas de cobertura (PC) na rotação de culturas durante o outono, entre a colheita da cultura de verão e a semeadura dos cereais de inverno. Além disso, as operações de semeadura e pulverização para tratamentos culturais são realizadas transversalmente ao declive. A sequência de culturas estabelecidas para a rotação foi: nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) / cevada / soja / nabo forrageiro / trigo / soja / mix de plantas de cobertura (PC) / cevada / soja / mix de PC / milho. Tanto o nabo forrageiro quanto o mix de PC foram cultivos outonais, visando à cobertura permanente do solo, sendo o mix de PC constituído de ervilhaca (*Vicia sativa*) + aveia preta + aveia branca (*Avena sativa*) em 2021 e de aveia preta + centeio (*Secale cereale*) + ervilhaca + chícharo (*Lathyrus hirsutus*) em 2022.

**c) Com terraço (CT):** conduzida em SPD como na megaparcela ST, utilizando a mesma rotação de culturas, mas com adoção de práticas mecânicas de controle do escoamento, terraços do tipo base larga em nível e operações agrícolas realizadas transversalmente ao declive. Para definição do espaçamento entre terraços foi utilizado o programa Terraço for Windows, com adequação do método de Lombardi Neto *et al.* (1994), e determinação da velocidade de infiltração básica por meio de infiltrômetro de pressão com anéis concêntricos (POTT; DE MARIA, 2003).

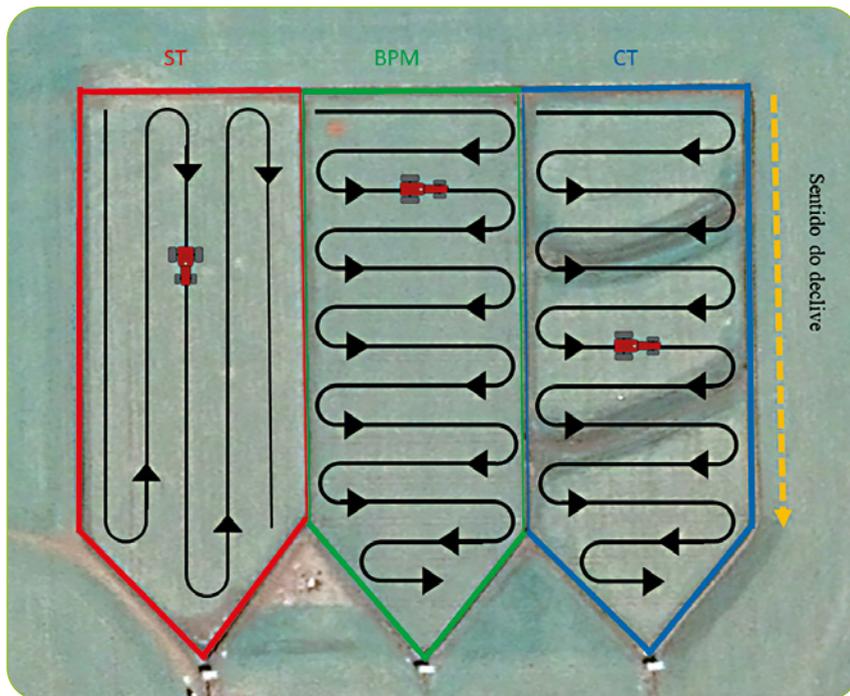
A sequência de culturas na rotação de culturas das megaparcelas ST, BPM e CT pode ser verificada na Figura 2. Na Figura 3, pode ser visualizada a direção das operações agrícolas nas três megaparcelas, destacando que na megaparcela ST a direção é a favor do declive, enquanto nas megaparcelas BPM e CT os deslocamentos são perpendiculares ao declive.



\*As setas em azul indicam as chuvas que geraram escoamento superficial.

**Figura 2** – Cronograma das práticas agrícolas e da precipitação mensal acumulada coletada por estação meteorológica no local de estudo e precipitação mensal histórica (1976 a 2022): ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2023).



**Figura 3** – Direção das operações agrícolas nos sistemas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2023).

## 2.2. QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E NAS MEGAPARCELAS

Na bacia hidrográfica, uma grade amostral com 75 pontos georreferenciados ( $1,58 \text{ pontos ha}^{-1}$ ) foi definida para coleta de amostras de solo para avaliação de atributos físicos e químicos de solo (Figura 1). Desses pontos, nove representam áreas de preservação permanente (APP) da bacia hidrográfica e 66 estão localizados em lavouras conduzidas sob SPD. A amostragem para caracterização da bacia hidrográfica foi realizada no período de entressafra (abril a maio) de 2021 nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m para avaliar atributos físicos e químicos do solo.

Nas megaparcelsas foi definida uma grade amostral regular com 31 pontos georreferenciados, com distância de 16,5 metros entre pontos. Os pontos foram georreferenciados (GPS/RTK), o que permitiu o retorno à mesma posição com precisão centimétrica ao longo do tempo. As coletas de amostras

de solo e plantas foram realizadas em quatro quadrantes no entorno de cada ponto: no primeiro ano foram coletadas amostras no primeiro quadrante; no segundo ano, no segundo quadrante, e assim por diante, a fim de evitar que o pisoteio do solo e perturbações do perfil afetassem a qualidade das amostras ao longo dos anos. A amostragem foi realizada em duas camadas, 0-0,10 m e 0,10-0,20 m de profundidade para análise dos atributos físicos e químicos do solo. As avaliações de biologia do solo foram realizadas somente na camada de 0-0,10 m. As coletas de amostras foram realizadas em 2019, 2020, 2021 e 2022, após a colheita dos cultivos de verão (soja e milho).

### 2.2.1 Atributos físicos do solo

Na bacia hidrográfica foram avaliados os seguintes atributos físicos do solo: granulometria, densidade do solo (Ds), macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi) e porosidade total (Pt). Para determinação da Ds, Ma, Mi e Pt foram coletadas amostras indeformadas por meio de anéis volumétricos de 100 cm<sup>3</sup>. Após a coleta, as amostras indeformadas de solo foram saturadas e submetidas à mesa de tensão para determinar a macroporosidade, conforme descrito em Giarola *et al.* (2023). Para determinar a granulometria e a classe textural do solo foi realizada análise granulométrica com agitação lenta de 16 horas e método da pipetagem para determinação da argila (TEIXEIRA *et al.*, 2017; GIAROLA *et al.*, 2023).

Os solos da bacia hidrográfica apresentaram altos teores de argila (74 a 83%), todos enquadrados como de textura muito argilosa (Tabela 1). Esses elevados valores de argila refletem baixos valores de Ds, típicos de Latossolos Brunos da região.

A Ds apresentou valores de 1,00 a 1,14 Mg m<sup>-3</sup> nas áreas de lavoura sob SPD e de 0,73 a 0,88 Mg m<sup>-3</sup> nos solos da APP da bacia hidrográfica (Tabela 1). Esse comportamento é explicado pelo não revolvimento do solo e pelo tráfego de máquinas agrícolas nas áreas sob SPD, que aumentam a Ds, especialmente na camada de 0,10-0,20 m. Apesar dos valores maiores de Ds nas lavouras sob SPD, eles são mais baixos do que nas outras regiões (capítulo 9), mas comuns para Latossolos Brunos muito argilosos da região (SPLIETHOFF *et al.*, 2019; RAMPIM *et al.*, 2020; BARETA JÚNIOR *et al.*, 2022; POTT *et al.*, 2023b).

Por outro lado, as APPs apresentaram menor Ds devido ao maior acúmulo de material orgânico na superfície. Em contrapartida, a APP apresentou maior Ma do que o SPD, tanto na camada de 0-0,10 m quanto na de 0,10-0,20 m de profundidade (Tabela 1). Além disso, no SPD observou-se menor Ma na camada de 0,10-0,20 m. Isso ocorre porque o aporte de material orgânico pre-

domina na superfície do solo, e não há revolvimento do solo no SPD, gerando menor Ma nas camadas subsuperficiais (BARETA JÚNIOR *et al.*, 2022). Não houve diferenças de Mi entre o SPD e a APP. A Pt foi maior em ambas as camadas na APP, indicando que a Ma está mais sujeita às mudanças causadas pelo manejo agrícola do que a Mi. Resultados semelhantes foram encontrados por Albuquerque *et al.* (2001) e Luciano *et al.* (2010).

**Tabela 1** – Atributos físicos do solo nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas áreas de proteção permanente (APP) e nas áreas de lavouras sob sistema plantio direto (SPD) na bacia hidrográfica. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR, 2021

Atributos físicos	SPD <sup>1</sup>		APP <sup>2</sup>	
	0-0,10 m	0,10-0,20 m	0-0,10 m	0,10-0,20 m
Argila (g kg <sup>-1</sup> )	742	811	758	830
Silte (g kg <sup>-1</sup> )	202	147	197	110
Areia (g kg <sup>-1</sup> )	56	42	45	60
<b>Classificação textural</b>	<b>muito argiloso</b>		<b>muito argiloso</b>	
Ds (Mg m <sup>-3</sup> )	1,00	1,14	0,73	0,88
Ma (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,15	0,10	0,21	0,19
Mi (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,51	0,51	0,51	0,50
Pt (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,66	0,61	0,72	0,69

<sup>1</sup>) Média de 66 amostras em áreas de lavoura sob SPD.

<sup>2</sup>) Média de nove amostras em áreas de APP.

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2023).

Nas megaparcelas ST, BPM e CT da mesorregião de Guarapuava os atributos físicos do solo avaliados foram: Ds, Ma, Mi, Pt, resistência do solo à penetração e umidade do solo.

A avaliação da resistência do solo à penetração foi realizada com penetrômetro eletrônico até a profundidade de 0,40 m. Os demais atributos foram obtidos seguindo a metodologia descrita para as amostras coletadas na bacia hidrográfica, e coletados na camada de 0,0-0,10 m e 0,10-0,20 m de profundidade.

A determinação da umidade volumétrica do solo foi realizada a cada sete dias, no período de janeiro a julho de 2021, utilizando o medidor eletrônico de umidade MP406 Moisture Probe Meter (ICT, 2014), que utiliza o princípio de onda estacionária de medição. As leituras foram realizadas nos 10 pontos centrais de cada megaparcela com os diferentes sistemas de manejo nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m.

Os solos das megaparcelas apresentam altos teores de argila (74 a 79%), sendo classificados como de textura muito argilosa (Tabela 2). Essa condição confere a esse solo alto potencial produtivo, com grande capacidade de retenção de água e nutrientes, no entanto, eles são muito suscetíveis à compactação.

**Tabela 2** – Granulometria do solo e classificação textural do solo das megaparcelas nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

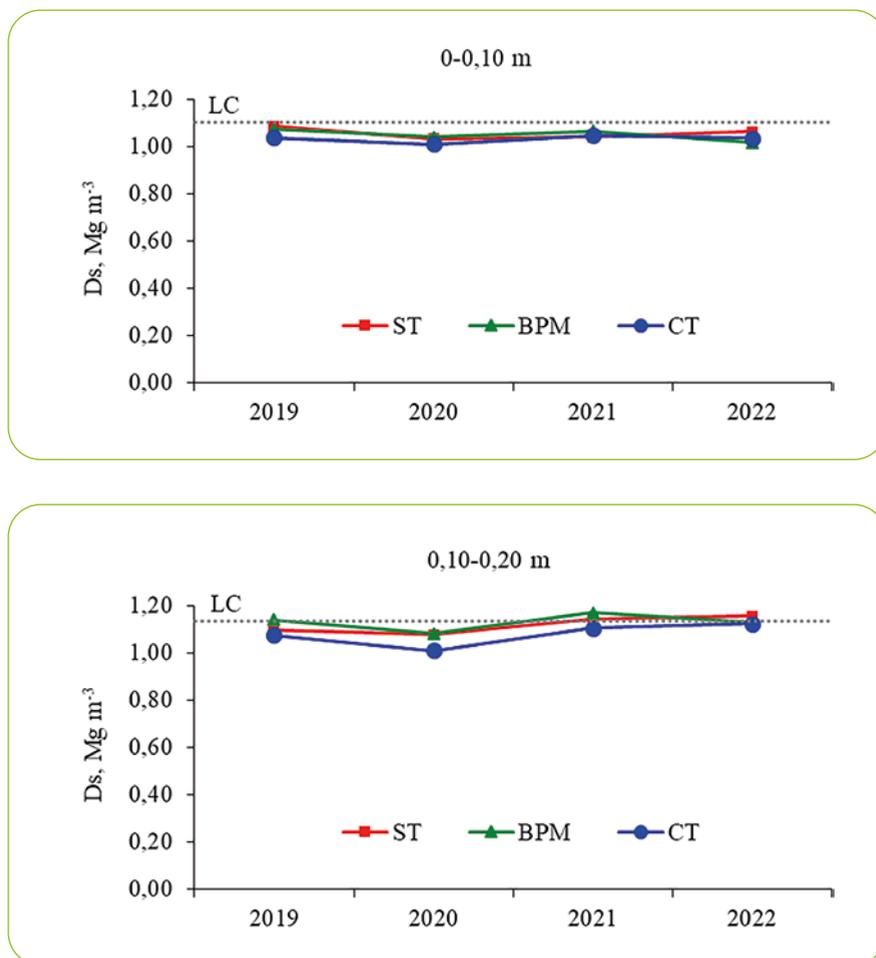
Sistema	Profundidade (m)	Argila (g kg <sup>-1</sup> )	Silte (g kg <sup>-1</sup> )	Areia (g kg <sup>-1</sup> )	Classificação textural
ST	0-0,10	739	206	55	muito argiloso
	0,10-0,20	785	165	50	muito argiloso
BPM	0-0,10	771	168	61	muito argiloso
	0,10-0,20	767	183	50	muito argiloso
CT	0-0,10	793	160	47	muito argiloso
	0,10-0,20	782	177	41	muito argiloso

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

O uso agrícola do solo causa sua compactação. A avaliação dos atributos físicos e da condição de umidade do solo permite inferir qual será o nível de limitação ao crescimento das raízes. A compactação do solo reduz o volume de Ma e aumenta a Ds em decorrência da alteração estrutural que ocorre em função do rearranjo das partículas e de seus agregados (REICHERT *et al.*, 2016; BARETA JÚNIOR *et al.*, 2022). Esse processo é comum nas áreas de plantio direto com elevado tráfego de máquinas e implementos agrícolas (BARETA JÚNIOR *et al.*, 2022) e ausência de rotação de culturas (SPLIETHOFF *et al.*, 2019). Devido a essa constatação, o uso de plantas de cobertura tem sido empregado no intervalo entre as culturas de interesse econômico para proteger o solo e mitigar as causas da compactação (POTT *et al.*, 2023b).

Ao analisar os valores de Ds, foram constatados valores semelhantes na camada 0-0,10 m nas megaparcelas ST, BPM e CT (Figura 4), sendo abaixo do limite crítico de 1,09 Mg m<sup>-3</sup>, que corresponde a 90% do grau de compactação máximo para essa camada de solo (SPLIETHOFF, 2023). Para a camada de 0,10-0,20 m (Figura 4), foi verificado que a megaparcela com terraço (CT) apresentou valores abaixo do limite crítico em todos os anos avaliados. Apesar da escala do gráfico no eixo Y (Figura 4) não permitir a observação clara das diferenças entre as megaparcelas, foi possível identificar que em 2021 os maiores valores de Ds ocorreram nas megaparcelas BPM e ST. Por outro lado,

em 2022 constatou-se que o maior valor de  $D_s$  foi apresentado apenas pela megaparcela ST, com  $1,15 \text{ Mg m}^{-3}$ , ficando acima do limite crítico de  $1,13 \text{ Mg m}^{-3}$ , que representa 90% do grau de compactação máxima para a camada de 0,10-0,20 m (SPLIETHOFF, 2023).



**Figura 4** – Densidade do solo ( $D_s$ ) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo. LC = Limite Crítico de 90% da compactação máxima do solo (SPLIETHOFF, 2023); ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

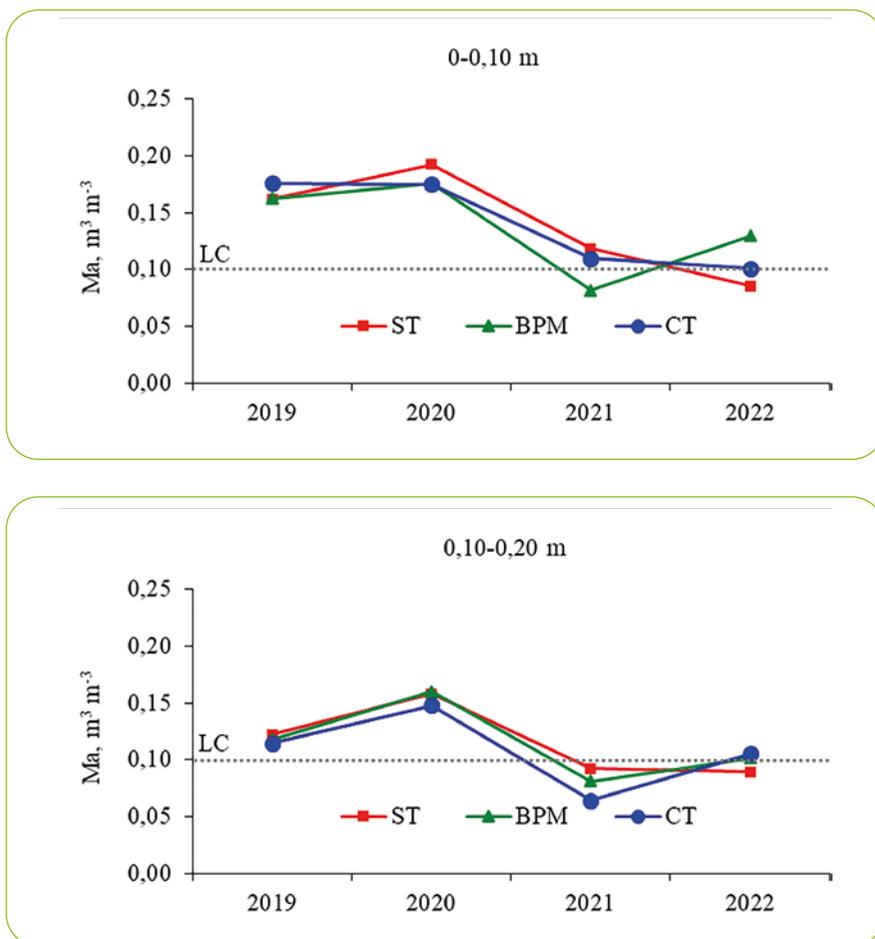
Durante o período de monitoramento foram constatadas variações na Ma. De fato, esse atributo é mais sensível para detectar diferenças na qualidade física dos sistemas ao longo do tempo, em relação à Ds e à Pt (REICHERT *et al.*, 2016).

Para a camada de 0-0,10 m no ano 2019 (Figura 5), após a instalação das megaparcelas, o sistema CT apresentou maior volume de Ma ( $0,18 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) devido à instalação dos terraços, logo após apresentando tendência à redução desses poros ao longo dos três primeiros anos. Um solo ideal para o desenvolvimento das plantas deve ter no mínimo  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ , isto é, 10% de macroporosidade (Ma) (REICHERT *et al.*, 2016; BARETA JÚNIOR *et al.*, 2022), para haver aeração suficiente para o desenvolvimento das raízes das plantas.

Em 2020, a Ma na megaparcela ST foi superior em relação às parcelas com manejo conservacionista do solo. Em 2021, a megaparcela BPM apresentou valor de Ma inferior ao limite crítico de Ma. No entanto, em 2022 ocorreu uma inversão no volume de Ma apresentado pela megaparcela BPM, com  $0,13 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Destaca-se que o cultivo prévio do solo com nabo forrageiro na área antes da instalação das megaparcelas pode ter contribuído para a Ma elevada até maio de 2020. Plantas de cobertura com sistema radicular pivotante e profundo, como o nabo-forrageiro, têm capacidade de formar bioporos estáveis e melhorar os atributos físicos do solo. Isso sugere que boas práticas de manejo do solo com plantas de cobertura promoveram melhorias na qualidade física do solo entre os anos agrícolas de 2021 para 2022, fato também verificado por Pott *et al.* (2023b)

Na camada de 0,10-0,20 m foram observados valores semelhantes de Ma entre as megaparcelas no tempo zero de monitoramento. Em 2020, foi verificada menor Ma para a megaparcela CT em relação às demais. No monitoramento realizado em 2021, a Ma ficou abaixo do limite crítico de  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  nas três megaparcelas.

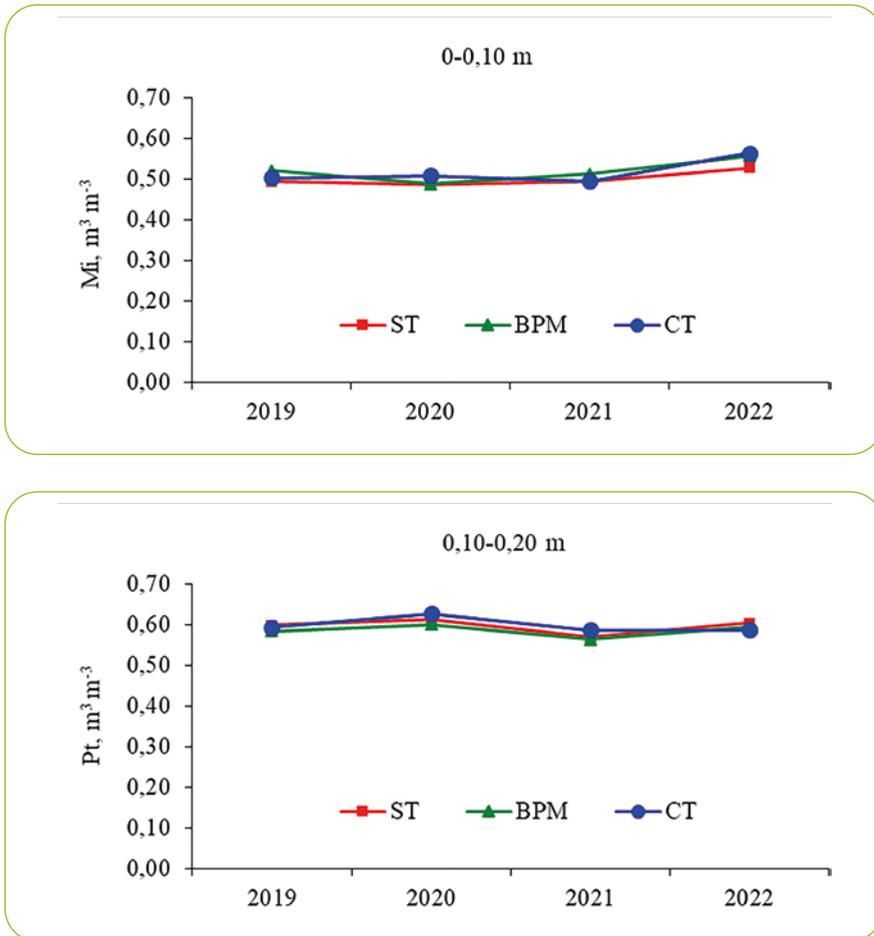
Os valores de microporosidade (Mi) tiveram variações mínimas entre as megaparcelas ao longo dos anos de monitoramento (Figura 6). Os poros de menor diâmetro apresentam maior resistência à deformação em relação aos macroporos, além de maior capacidade de suporte de carga (ANKENY *et al.*, 1990). A elevada Mi dos solos dessa mesorregião é reflexo dos elevados teores de argila (Tabela 1) e matéria orgânica, o que na prática reflete no alto potencial de armazenamento de água desses Latossolos Brunos muito argilosos.



**Figura 5** – Macroporosidade do solo (Ma) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo.

LC = Limite Crítico de Ma (REICHERT *et al.*, 2016), ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

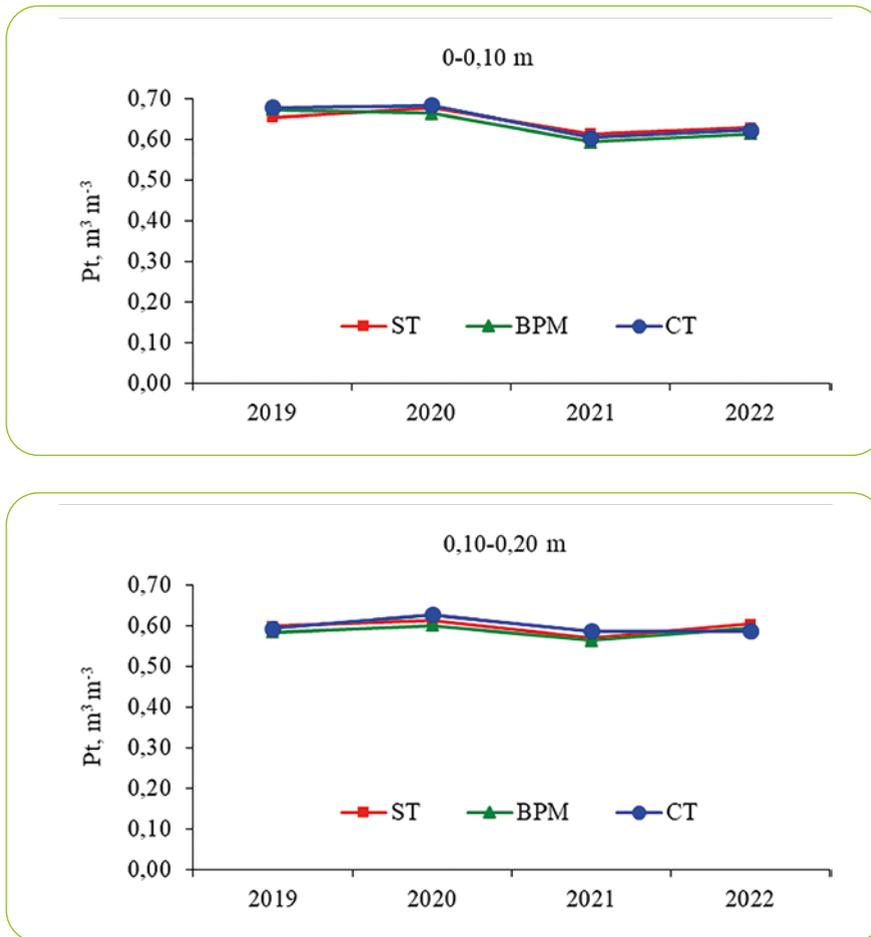
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).



**Figura 6** – Microporosidade do solo (Mi) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcels submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo. ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

A porosidade total (Pt), somatório da Ma e Mi, das megaparcels é elevada (em torno de  $0,60 m^3 m^{-3}$ , ou 60%) e foi estável ao longo dos anos (Figura 7). A Pt geralmente é mais estável que a Ma e a Mi, pois o efeito combinado dessas duas propriedades governa a Pt, e nos Latossolos Brunos muito argilosos geralmente ocorrem variações na Ma e na Mi, mas a Pt se mantém estável (POTT *et al.*, 2017; SPLIETHOFF; POTT, 2018; POTT *et al.*, 2023b).



**Figura 7** – Porosidade total (Pt) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcels submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo. ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Foi observada diminuição da Pt nas áreas cultivadas, como consequência da redução da Ma, o que explica, em parte, o aumento da Ds (Figura 4). Esses resultados devem estar associados ao tráfego de máquinas, implicando a destruição dos agregados e diminuindo, conseqüentemente, a Ma e aumentando a Mi, originando assim uma matriz mais densa. Os resultados obtidos nesse estudo estão de acordo com valores de Ds, Ma, Mi e Pt em áreas sob plantio direto em Latossolos Brunos muito argilosos da região Centro-Sul do Paraná

(POTT *et al.*, 2018; SPLIETHOFF; POTT, 2018; SPLIETHOFF *et al.*, 2019; RAM-PIM *et al.*, 2020; POTT *et al.*, 2023b).

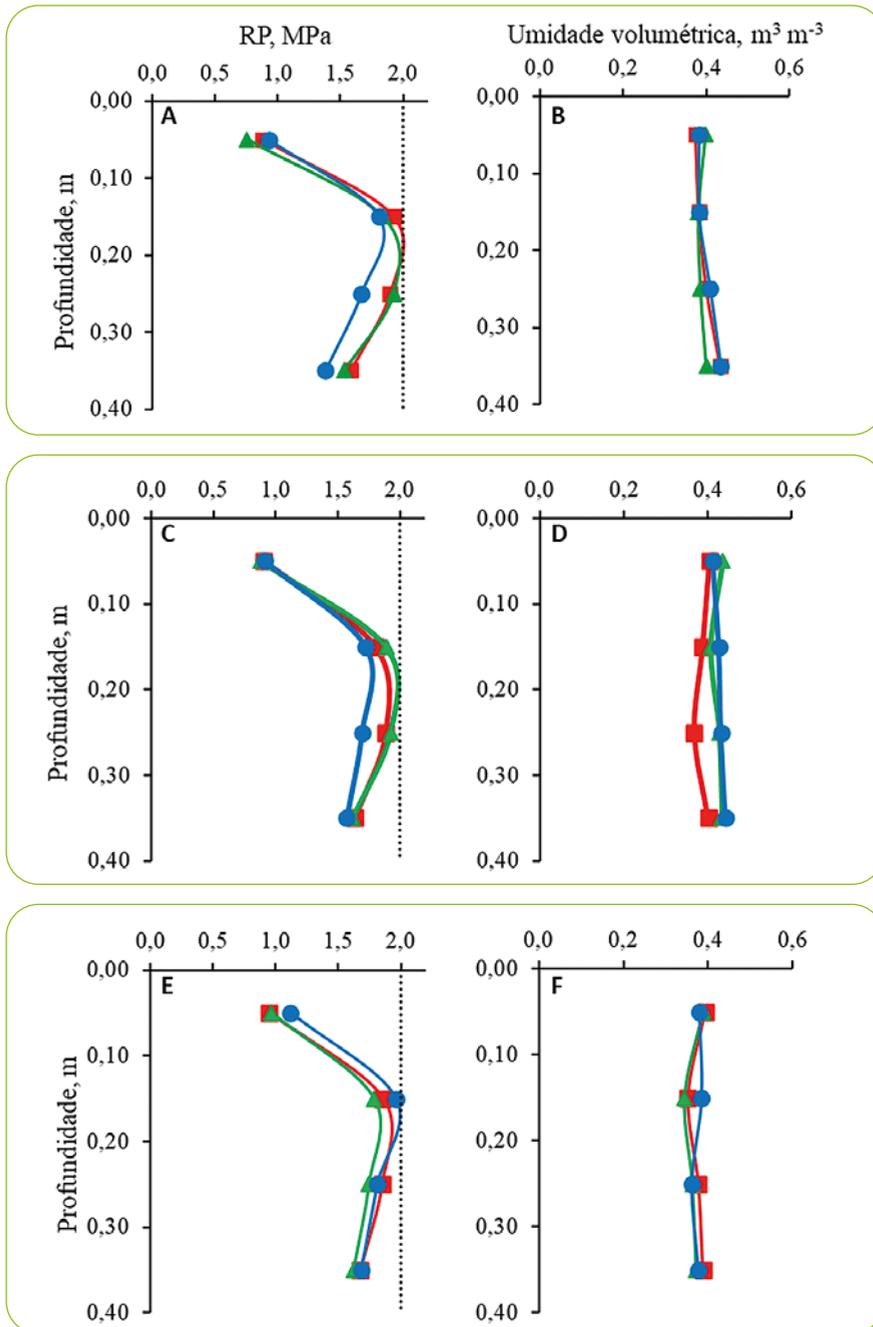
É importante destacar que a megaparcela com uso de plantas de cobertura (BPM), apesar de apresentar leve diminuição da Ma em 2021, teve o maior incremento da Ma em 2022 na camada superficial, o que evidencia o potencial das plantas de cobertura em melhorar as propriedades físicas do solo. Entretanto, estudos de longo prazo são fundamentais para comprovação desse efeito.

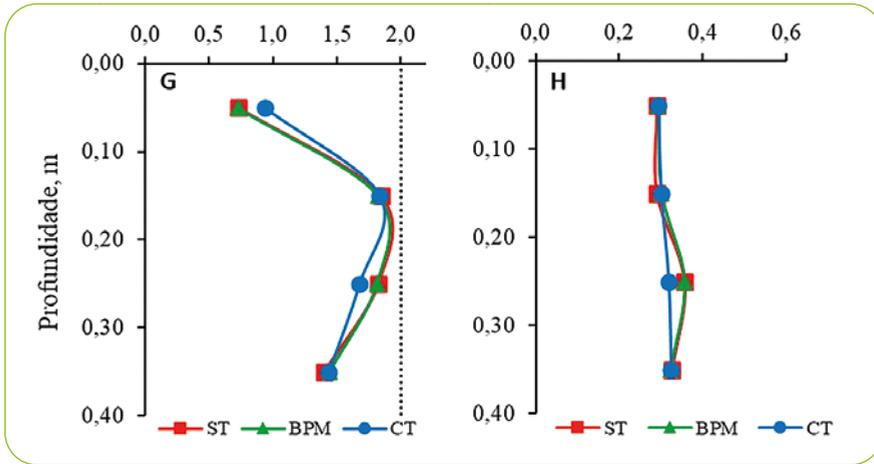
A melhoria das propriedades físicas nesse estudo ainda é incipiente, especialmente devido ao pequeno período de cultivo (em torno de 60-70 dias nas safras de 2019, 2020 e 2021) das plantas de cobertura durante o outono (Figura 2). Quando as plantas de cobertura são cultivadas até o estágio de pleno florescimento, por mais de uma safra, as evidências na melhoria da aeração do solo e da condutividade hidráulica são mais evidentes (POTT *et al.*, 2023b).

A resistência do solo à penetração (RP) é um atributo físico sensível em detectar diferenças entre manejos de solo, pois reflete o nível de compactação do solo e, conseqüentemente, influencia a facilidade com que as raízes podem penetrar e se desenvolver no perfil do solo. Estudos indicam que um valor de RP acima de 2,0 MPa representa condições desfavoráveis para o crescimento das raízes e da parte aérea da maioria das espécies vegetais, conforme originalmente proposto por Taylor e Gardner (1963). Durante o período de estudo, o solo apresentou um estado de compactação mais acentuado em todas as megaparcelas na camada de 0,10-0,20 m (Figura 8), com valores próximos a 2,0 MPa. Esse comportamento também foi relatado por Nunes *et al.* (2014) em um Latossolo conduzido sob plantio direto com mais de 10 anos.

É pertinente enfatizar que na camada de 0-0,10 m a megaparcela BPM apresentou menor valor de RP em todos os monitoramentos realizados (Figura 8), provavelmente em decorrência do pequeno revolvimento que ocorre nessa camada pelas hastes de semeadura. A megaparcela CT apresentou maior resistência nessa profundidade, especialmente nos anos de 2021 e 2022. Na camada 0,20-0,30 m os valores de RP diminuíram em todas as megaparcelas, sendo mais acentuado na megaparcela CT em relação às demais. Na camada 0,30-0,40 m foi observado resultado semelhante de RP em todo o período desde o tempo zero (2019), indicando que os atuais manejos não interferem na respectiva camada.

É importante destacar que os valores de umidade do solo foram semelhantes para as camadas monitoradas no momento de avaliação da RP, sugerindo que outros fatores são determinantes para alterar a RP do solo nas megaparcelas sob sistema plantio direto.



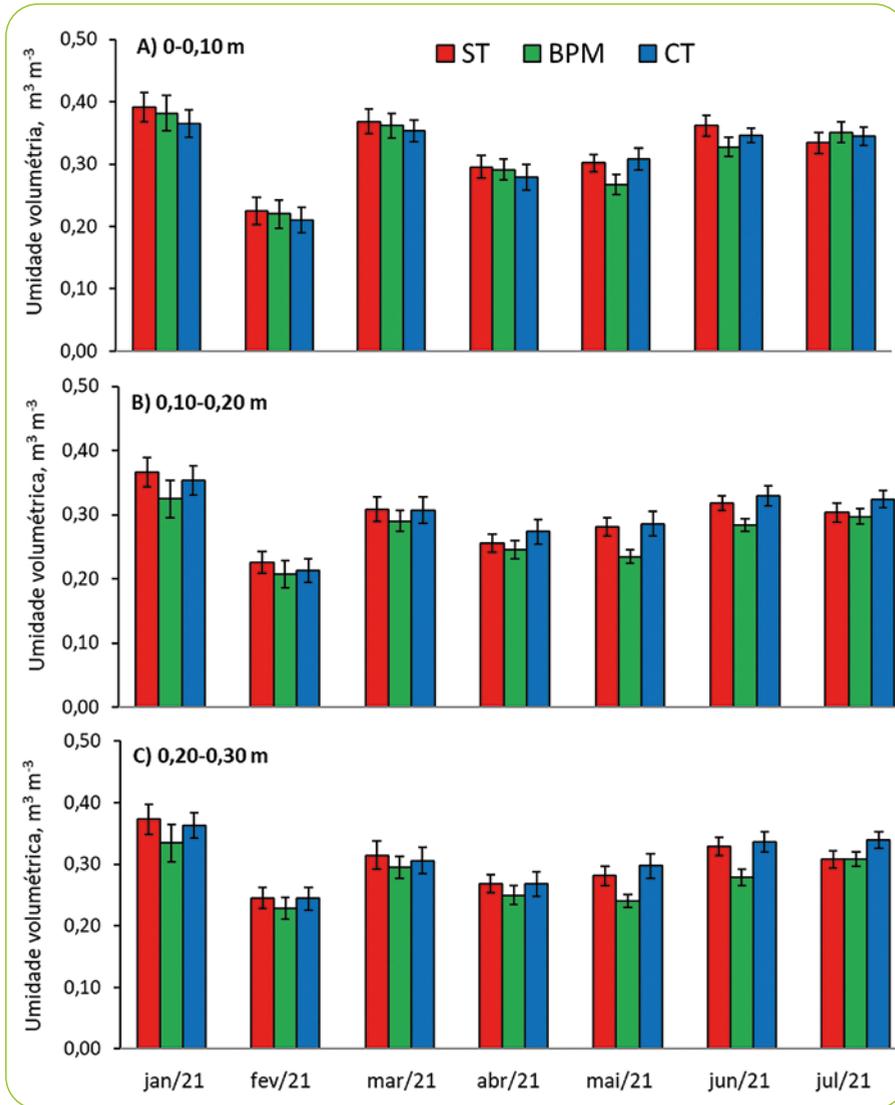


LC = limite crítico de RP.

**Figura 8** – Resistência à penetração e umidade volumétrica, respectivamente, para os anos 2019 (A, B), 2020 (C, D), 2021 (E, F) e 2022 (G, H) nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Na Figura 9 verifica-se as médias mensais de umidade volumétrica do solo nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m monitoradas semanalmente ao longo dos meses de janeiro a julho de 2021. Nesse período de avaliação foi registrada precipitação total de 562 mm de chuva, sendo que os meses de fevereiro de 2021 e julho de 2021 representam meses de baixa precipitação (Figura 2), com acumulado de 294 mm em 6 meses. Nesse período é possível observar menos umidade volumétrica do solo no sistema BPM nas três camadas avaliadas nos meses de maio e junho, que coincide com o período de cultivo das plantas de cobertura outonal em BPM (Figura 2). Em julho de 2021, verifica-se na camada de 0,20-0,30 m maior umidade volumétrica no sistema CT, o que coincidiu com o período pós-chuvas de junho de 2021, indicando maior capacidade de armazenamento de água nesse sistema com prática mecânica de conservação do solo.



\*A barra vertical representa o intervalo de confiança da média ( $p < 0,05$ ).

**Figura 9** – Umidade volumétrica do solo nas profundidades de 0,0-0,10 m (A), 0,10-0,20 m (B) e 0,20-0,30 m (C) medida ao longo dos meses de janeiro a julho de 2021 nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Os atributos físicos tiveram pouco efeito de modificação devido aos diferentes sistemas de manejo instalados. Isso se deve ao fato de a área se encontrar em condição de estabilidade do SPD antes da implantação dos terraços em CT e das plantas de cobertura em BPM. O cultivo de plantas de cobertura por curto período de tempo (Figura 2) na megaparcela BPM não melhorou as propriedades físicas.

Em outro estudo com plantas de cobertura, Pott *et al.* (2023b) constataram melhoria em várias propriedades físicas quando cultivada uma mistura de plantas de cobertura de ciclo longo por vários anos. Em quatro anos de cultivo de plantas de cobertura outonal em BPM, mesmo com aporte de biomassa de parte aérea e de raízes que ocorre nessa megaparcela e não nas demais, não foi possível demonstrar grandes diferenças na física do solo. É importante ressaltar a necessidade de dar continuidade ao monitoramento dos atributos físicos do solo para que seja possível avaliar o comportamento desses atributos em longo prazo em diferentes sistemas conservacionistas.

## 2.2.2 Atributos químicos do solo

Na bacia hidrográfica, os atributos químicos do solo avaliados em 2021 nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m de profundidade foram: matéria orgânica do solo (MOS), pH, H+Al, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>. Os métodos utilizados para as determinações foram os recomendados para o Estado do Paraná (PAVAN *et al.*, 1992; MÜLLER *et al.*, 2023), sendo MOS por Walkley-Black; pH em solução CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>; H+Al por meio do pH da suspensão solo-solução SMP; P e K<sup>+</sup> por Mehlich-I; Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> por KCl 1 mol L<sup>-1</sup>.

Os valores de MOS verificados foram altos, ficando quase o dobro do nível crítico utilizado para o estado do Paraná (NEPAR-SBCS, 2019), tanto nas áreas de SPD como na APP, nas duas camadas de solo avaliadas (Tabela 3).

O SPD foi implantado nos anos 1990-2000 nas áreas de lavoura da bacia hidrográfica da região Centro-Sul do Paraná, o que ajuda a explicar valores de MOS semelhantes na APP e no SPD. A adoção do SPD bem conduzido resulta em elevação dos teores e da qualidade da MOS (AMADORI *et al.*, 2022). Como o clima da região é temperado, com verão ameno, do tipo Cfb, a adição de palha pelas culturas gramíneas comuns na região, como milho no verão e cereais de inverno, permite obter teores de MOS elevados, como os existentes sob vegetação nativa.

**Tabela 3** – Atributos químicos do solo nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas áreas de proteção permanente (APP) e nas áreas de lavouras sob sistema plantio direto (SPD) na bacia hidrográfica. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

Atributos químicos	SPD <sup>1</sup>		APP <sup>2</sup>	
	0-0,10 m	0,10-0,20 m	0-0,10 m	0,10-0,20 m
MOS (g dm <sup>-3</sup> )	52,35	51,20	52,36	52,75
pH em CaCl <sub>2</sub>	5,53	5,18	4,87	4,86
P (mg dm <sup>-3</sup> )	22,98	11,16	4,87	2,80
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,09	0,17	0,72	0,79
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	11,10	7,62	6,66	4,86
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	6,24	5,11	4,36	3,61
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,67	0,41	0,41	0,26

<sup>1</sup>) Média de 66 amostras em áreas de lavoura sob SPD.

<sup>2</sup>) Média de nove amostras em áreas de APP.

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

O pH do solo é uma medida da acidez, neutralidade ou alcalinidade do solo, além de ser um indicativo indireto de sua fertilidade, pois permite inferir sobre a forma química em que o alumínio se encontra, se tóxica (Al<sup>3+</sup>) ou precipitada (Al(OH)<sub>3</sub>), sobre o nível de solubilidade dos nutrientes e sobre a atividade de microrganismos no solo (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013). Verifica-se pH maior nas áreas sob SPD do que nas de APP em ambas as camadas do solo, condição típica de áreas cultivadas que regularmente recebem calagem, a qual aumenta o pH e diminui os teores de Al<sup>3+</sup>, como se observa nas áreas de SPD (Tabela 3).

Nessas áreas também se observa maior pH na camada superficial do solo, justificado pela ausência de preparo e revolvimento do solo, de forma que o calcário fica na superfície, e os efeitos da calagem, consequentemente, se concentram na camada de 0-0,10 m, em detrimento da camada de 0,10-0,20 m. As médias de pH das áreas de SPD são interpretadas como altas (5,0-5,5), enquanto os valores para as APP são interpretados como médios (NEPAR-SBCS, 2019).

Os teores de P também são elevados nas áreas de SPD, ficando acima do nível crítico (NEPAR-SBCS, 2019), o que não ocorre na APP. Trata-se de efeito de adubação dos cultivos nas áreas sob SPD, que é acumulativo ao longo dos anos. P é um elemento com baixa mobilidade no solo, concentrando-se na camada superficial, onde é adicionado via fertilizantes, especialmente nas áreas de SPD, por conta do não revolvimento do solo, como já discutido para a calagem.

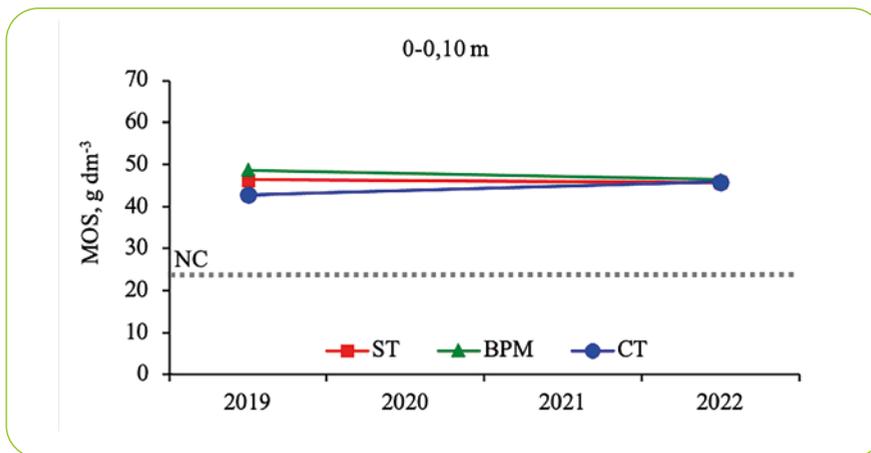
O  $K^+$ , por sua vez, apresentou teores classificados como muito altos nas áreas sob SPD (NEPAR-SBCS, 2019), superando os valores da área de APP nas profundidades de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m. Como no caso do P, os valores se apresentaram maiores na camada superficial do que em subsuperfície (Tabela 3) devido ao não revolvimento do solo em SPD, o que o assemelha ao funcionamento do sistema solo-planta que ocorre na APP. Os restos vegetais são depositados e permanecem na superfície, por onde os nutrientes são reciclados e liberados para o solo.

De maneira geral, as áreas sob SPD da bacia hidrográfica apresentam adequada qualidade química do solo na camada superficial devido a práticas de adubação e correção do solo em superfície.

Os atributos químicos do solo avaliados nas megaparcelas ST, BPM e CT foram: MOS, na camada de 0-0,10 m nos anos de 2019 e 2022, bem como pH, H+Al, P,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nos anos de 2019, 2020, 2021 e 2022. Para tanto, o solo foi amostrado nos 31 pontos georreferenciados de cada megaparcela utilizados para amostras indeformadas dos atributos físicos do solo, sempre após as culturas de verão (milho e soja).

Dentre os atributos do solo, a MOS é fundamental para a qualidade química, física e biológica do solo. Em termos de fertilidade, ela é determinante na geração de cargas da fase sólida, sendo responsável pela maior parte da capacidade de troca de cátions e pelo poder tampão do solo (HAVLIN *et al.*, 2013).

A avaliação inicial, realizada em 2019 (0-0,10 m), revelou ligeira diferença entre os sistemas avaliados (Figura 10), em que a parcela sob o sistema CT apresentou menor teor de MOS em relação aos sistemas ST e BPM. Esse resultado se deve ao revolvimento inicial do solo para construção dos terraços, o que não ocorreu nas demais parcelas.



NC = nível crítico de MOS (NEPAR-SBCS, 2019).

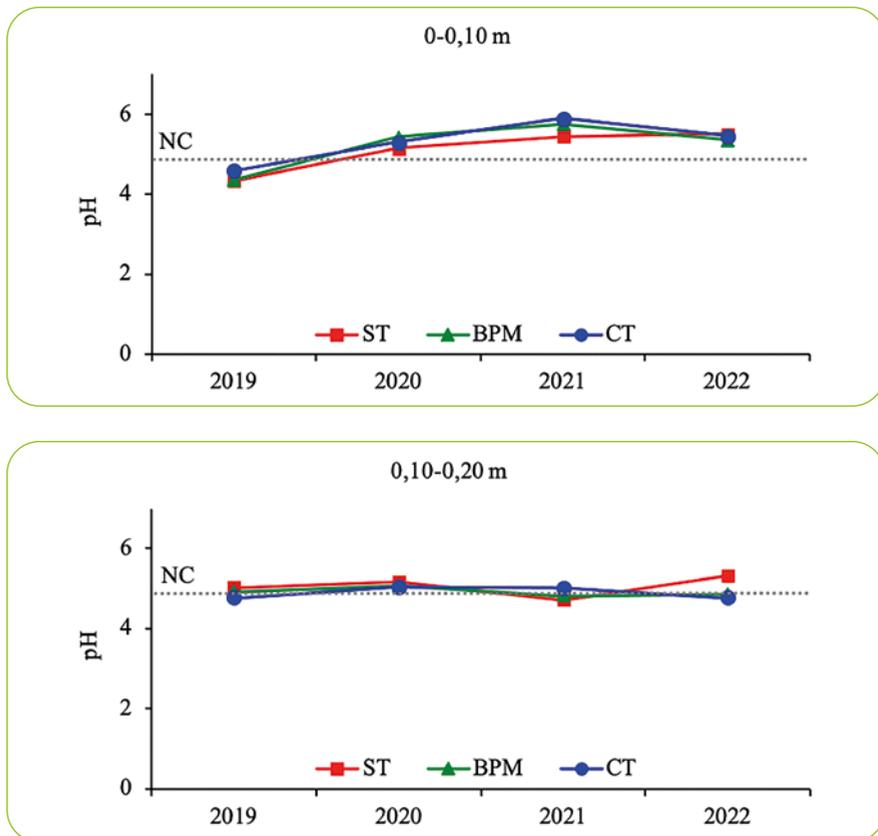
**Figura 10** – Matéria orgânica do solo (MOS) na profundidade de 0-0,10 m nas megaparcels submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Na avaliação realizada em 2022, os três sistemas de manejo apresentaram valores semelhantes para MOS, o que condiz com a ausência de revolvimento em todas as megaparcels após o início do estudo. A ausência de efeito dos sistemas sobre os teores de MOS indica não ter havido grande impacto do terraceamento (CT) e do uso de plantas de cobertura (BPM), o que se deve, em parte, à baixa incidência de processos erosivos nessa primeira fase do estudo devido à longa estiagem que o Paraná enfrentou entre 2019 e 2022, tendo inclusive decretado oficialmente estado de emergência hídrica em decorrência dos baixos índices pluviométricos registrados no período (Decreto n.º 9.989/2021).

O alto teor inicial de MOS observado, cerca de duas vezes maior que o nível crítico estabelecido para o estado (NEPAR-SBCS, 2019), também respalda a ausência de efeito das plantas de cobertura cultivadas há pouco tempo no sistema BPM, sendo mais relacionada ao resultado da qualidade do SPD adotado há cerca de 30 anos na área de estudo, e do clima frio da região (Cfb). O aparente aumento do teor de MOS no sistema CT entre 2019 e 2022, por sua vez, resulta da normalização da cobertura do solo e da redistribuição do solo mobilizado na superfície durante a construção dos terraços, bem como pode ser uma resposta positiva da maior umidade do solo nos pontos localizados no canal dos terraços ao longo do tempo, promovendo maior atividade e biomassa microbiana, que faz parte da MOS.

O pH do solo ou acidez ativa, indicador da reação ácido-base e atributo-chave para o comportamento químico do solo, fundamental para a disponibilidade dos nutrientes às plantas (HAVLIN *et al.*, 2013), apresentou inicialmente valores na camada de 0-0,10 m abaixo do nível crítico para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019), em todos os sistemas de manejo em 2019 (Figura 11). Porém, os valores de pH em  $\text{CaCl}_2$  aumentaram em 2020 e 2021 e se estabilizaram (ST) ou voltaram a cair (CT e BMP) em 2022, permanecendo acima do nível crítico. Esse aumento de pH ocorreu em função da aplicação de calcário em superfície após a colheita do milho no verão de 2019, portanto após a amostragem inicial do solo, respeitando a periodicidade da calagem adotada na área de estudo.



NC – nível crítico de pH  $\text{CaCl}_2$  (NEPAR-SBCS, 2019).

**Figura 11** – pH em  $\text{CaCl}_2$  nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

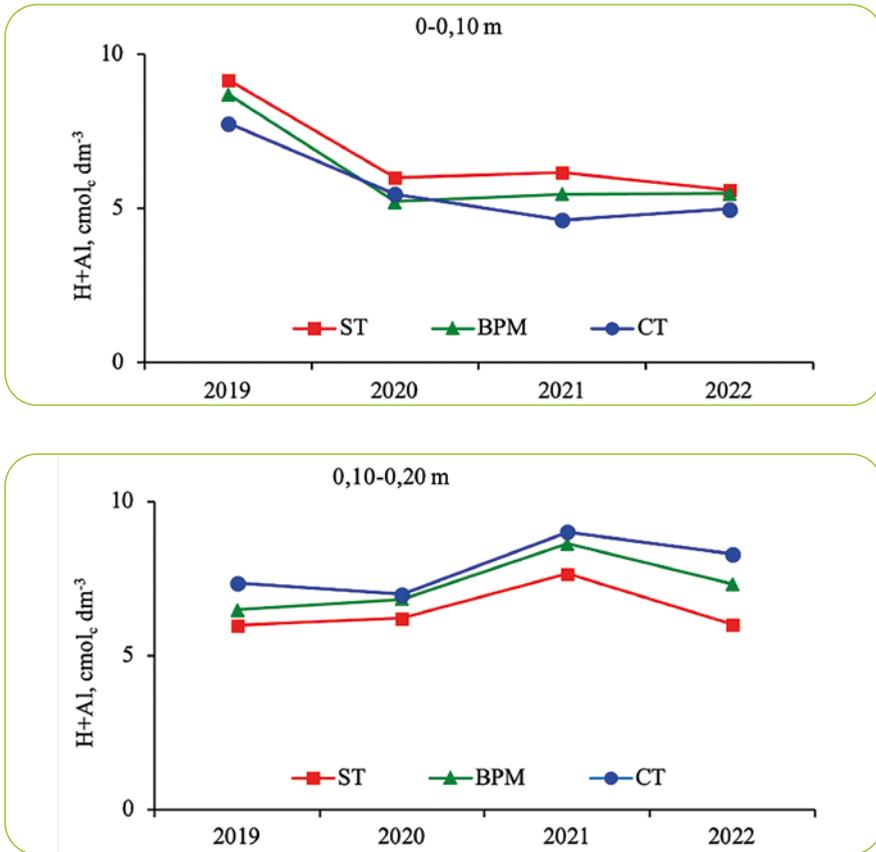
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Não houve variações de pH em  $\text{CaCl}_2$  na camada de 0-0,10 m entre os sistemas, mas os valores foram ligeiramente menores no sistema ST em 2020 e 2021 e similares nos três sistemas em 2022, podendo-se inferir que a reação do calcário foi mais lenta em ST. Esse fato pode ser devido à presença de maior quantidade de palha no sistema BPM, por conta do cultivo das plantas de cobertura outonais, cuja decomposição e presença de ácidos orgânicos podem acelerar a dissolução do calcário, o que não ocorre nas parcelas ST e CT. No caso do sistema CT, pode ter havido dissolução mais rápida devido à manutenção de maior umidade do solo (Figura 9), especialmente no sistema CT, que também se justifica pelo menor escoamento da água nesse sistema.

Na camada de 0,10-0,20 m (Figura 11), os valores de pH foram similares entre os sistemas e próximos ao nível crítico para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019), não ocorrendo variações acentuadas ao longo dos anos. Em 2022, no entanto, o pH foi maior no sistema ST em comparação ao dos sistemas CT e BPM; esse resultado pode ser reflexo da reação mais lenta do calcário na camada de 0-0,10 m nesse sistema nos primeiros anos, o que acarretou um efeito residual maior que nos sistemas BPM e CT, e com reflexos na camada de 0,10-0,20 m.

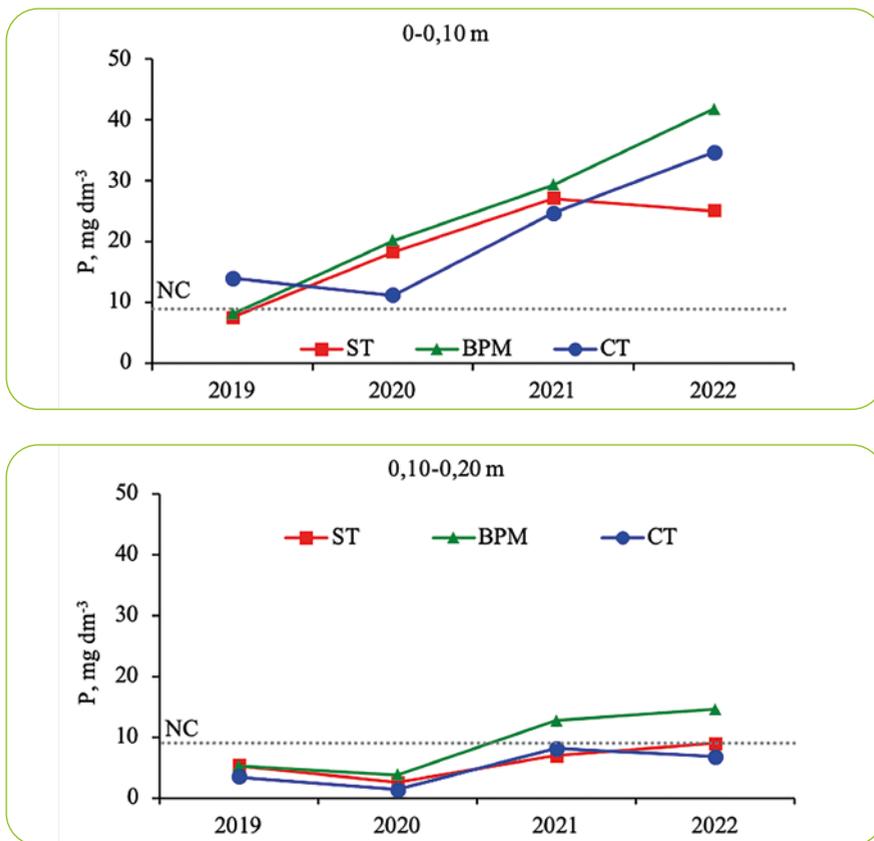
A acidez potencial ( $\text{H}^+\text{Al}$ ) apresentou resultados condizentes com os de pH, com quem se correlaciona de forma inversamente proporcional. Na camada de 0-0,10 m (Figura 12), os maiores valores foram observados no ano de 2019 em todos os sistemas, ocorrendo diminuição a partir de 2020 após a calagem. Maiores valores de  $\text{H}^+\text{Al}$  para ST nos anos de 2020 e 2021 foram condizentes com os menores valores de pH observados (Figura 11), sendo as diferenças menores entre os sistemas em 2022, também em consonância com os valores de pH. Na camada de 0,10-0,20 m (Figura 12), porém, foram observadas diferenças mais nítidas entre os sistemas do que no caso do pH, e o comportamento foi inverso ao obtido na camada de 0-0,10 m. O manejo ST apresentou os menores valores, e como esse comportamento ocorreu em 2019 (antes da calagem) e se manteve ao longo dos anos, pode refletir uma diferença prévia entre as áreas das megaparcelas, não sendo resposta ao efeito dos sistemas de manejo estudados.

Os teores de P, por sua vez, apresentaram como característica importante grande variabilidade na camada de 0-0,10 m, além de diferenças entre os sistemas e variação ao longo dos anos (Figura 13). Diferente da MOS, do pH e de  $\text{H}^+\text{Al}$ , os teores de P e  $\text{K}^+$  do solo são afetados pela adição de fertilizantes NPK duas vezes ao ano, na semeadura das espécies de verão e de inverno, sendo a variabilidade muito influenciada pela posição de amostragem em relação às linhas e entrelinhas de semeadura e devido ao efeito residual dos fertilizantes nos sulcos próximo às linhas de semeadura.



**Figura 12** – H+Al nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR  
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Em 2019, as áreas ST e BPM apresentaram teores bem próximos ao nível crítico de P para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019), enquanto o manejo CT apresentou maior teor do nutriente, seja por variabilidade dos dados em relação à posição linha/entrelinha nas coletas, seja pela variabilidade causada pelo revolvimento e pela amontoa do solo superficial em alguns pontos da megaparcela (construção dos terraços). Em 2020, a situação se inverteu, ST e BPM apresentaram teores maiores que no ano anterior, enquanto CT apresentou teores menores que 2019 e abaixo dos observados nos demais sistemas, talvez devido à mobilização inicial do solo ter aumentado o contato solo-fertilizantes, diminuindo o efeito residual nas posições próximas aos sulcos.



NC – nível crítico de P (NEPAR-SBCS, 2019).

**Figura 13** – Fósforo (P) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). NC = Nível Crítico de P (NEPAR-SBCS, 2019). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Vencida a fase inicial de estabilização de cada sistema, em 2021 todos os sistemas apresentaram acréscimos nos teores de P em relação ao ano anterior, ficando os valores bem próximos entre os sistemas e superando em muito o nível crítico de P para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019). Em 2022, os sistemas CT e BPM continuaram respondendo às adubações, com novo acréscimo no teor de P do solo, principalmente BMP por conta do poder de ciclagem de nutrientes das plantas de cobertura, enquanto o sistema ST apresentou estabilidade com tendência de queda do teor de P. Tal fato indica maior exaustão de P no solo

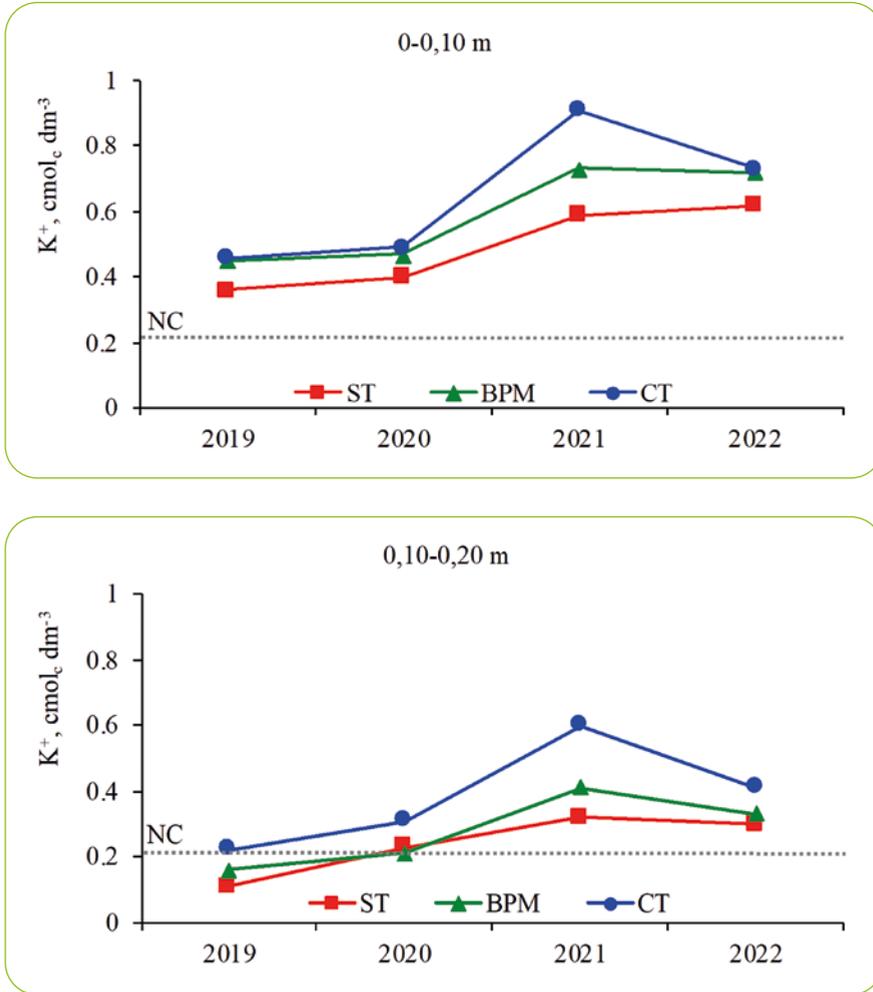
sob sistema ST, o que pode se justificar pela menor eficiência de conversão do P dos fertilizantes a P-disponível medido pela análise química de solo, a qual aponta níveis de acidez um pouco maiores no sistema ST (Figura 11), sendo que a acidez do solo causa a fixação do P em solos com mineralogia rica em óxidos, como os latossolos, deixando o nutriente em formas não disponíveis e, portanto, não quantificadas pela análise (HAVLIN *et al.*, 2013; NOVAIS; SMYTH, 1999).

Na camada de 0,10-0,20 m (Figura 13), os teores de P foram menores, condizentes com a baixa mobilidade desse nutriente no solo (HAVLIN *et al.*, 2013) e com a profundidade do sulco de adubação NPK, próximo de 0,05-0,07 m. Muito próximos entre os sistemas, os valores ficaram todos abaixo do nível crítico em 2019 e 2020. Em 2021 e 2022, os teores aumentaram e se aproximaram do nível crítico nos sistemas ST e CT, enquanto no BPM houve aumento mais intenso nos teores, ultrapassando o nível crítico nesses dois últimos anos. Esse fato, a exemplo do observado na camada de 0-0,10 m, provavelmente se deve ao poder de ciclagem de nutrientes das plantas de cobertura cultivadas todo outono nesse sistema.

Os teores de  $K^+$  no solo apresentaram comportamento semelhante aos teores de P, com aumento ao longo dos anos, em resposta às adubações NPK dos cultivos, com maiores respostas também entre 2021 e 2022. Na camada de 0-0,10 m (Figura 14), os valores ficaram acima do nível crítico para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019) em todos os anos e sempre foram inferiores no sistema ST, o qual apresentou níveis um pouco maiores de acidez do solo (Figura 11), sendo que os cátions ácidos H e  $Al^{3+}$  são mais fortemente adsorvidos ao solo que o  $K^+$ , portanto, diminuindo a eficiência da adsorção do nutriente adicionado via fertilizantes. O sistema ST também sofreu maior perda de água por escoamento superficial em 2022, perdendo, conseqüentemente, mais nutrientes como o  $K^+$  adicionado em fertilização a lanço sobre o solo. BPM e CT apresentaram elevação mais acentuada dos teores, superando ST sobretudo em 2021, com tendência de igualdade em 2022. Essa superioridade nos sistemas conservacionistas reflete tanto a capacidade de reciclagem de nutrientes das plantas de cobertura em BPM quanto a menor perda de nutrientes por escoamento superficial em CT.

A camada de 0,10-0,20 m demonstrou comportamento semelhante ao observado na camada superficial no caso do  $K^+$ . Os teores, no entanto, iniciaram abaixo do nível crítico 2019 e ultrapassaram essa barreira em 2020, obtendo-se maiores valores em 2021, novamente com destaque para o sistema CT, que apresentou os maiores valores. Esse fato, provavelmente, se deve ao auge do período de seca ter ocorrido até a amostragem de solo de 2021, dificultando

a absorção do nutriente pelas culturas e diminuindo sua redistribuição em profundidade no solo devido à menor percolação, o que se reverteu em 2022 devido ao retorno das chuvas ao patamar de normalidade.



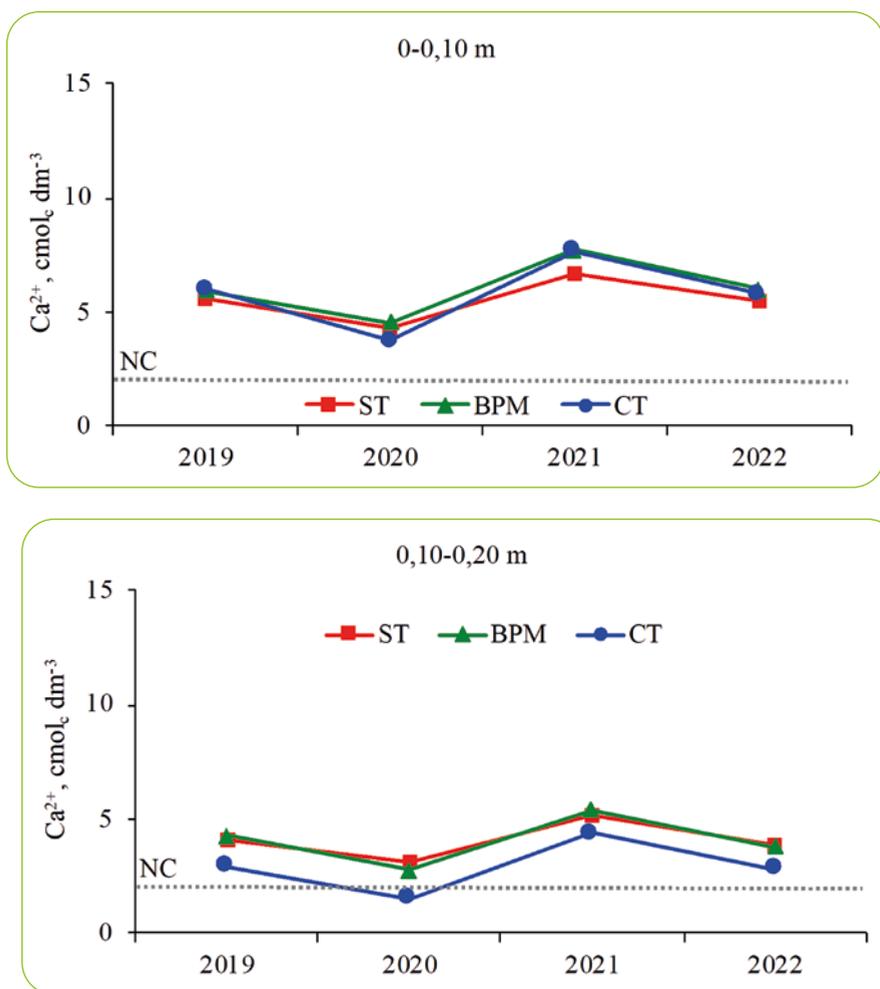
NC – nível crítico de K<sup>+</sup> (NEPAR-SBCS, 2019).

**Figura 14** – Potássio (K<sup>+</sup>) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Os teores de Ca<sup>2+</sup> no solo oscilaram ao longo dos anos, aumentando entre 2019 e 2021 e diminuindo em 2022, tanto na camada de 0-0,10 m quanto na ca-

mada de 0,10-0,20 m de profundidade (Figura 15). Na camada de 0-0,10 m não houve diferença entre as megaparcelas, enquanto na camada de 0,10-0,20 m os teores diminuíram e foram menores na megaparcela CT comparada com as megaparcelas ST e BPM, o que pode se justificar pela mobilização do solo para instalação dos terraços em CT, trazendo para próximo da superfície o solo mais pobre em  $\text{Ca}^{2+}$  de camadas mais profundas.



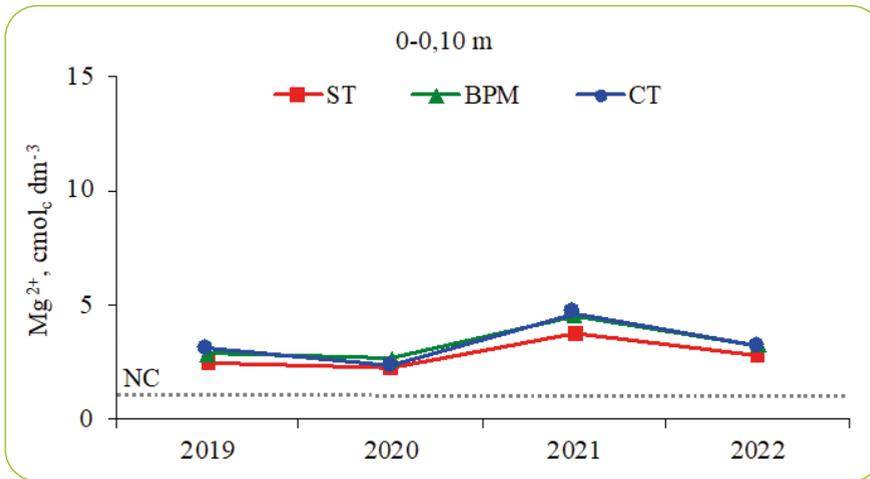
NC – nível crítico de  $\text{Ca}^{2+}$  (NEPAR-SBCS, 2019).

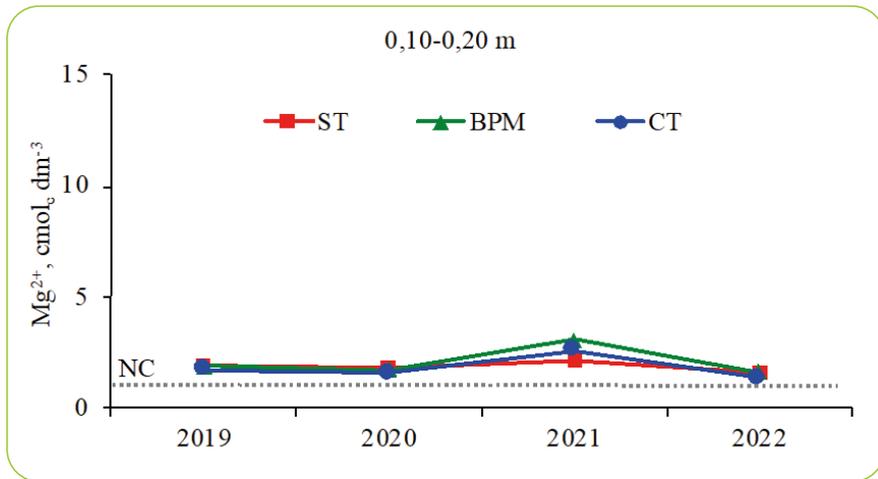
**Figura 15** – Cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Sobre a variação ao longo dos anos do estudo, o motivo pode ser tanto a diferença de extração do nutriente pelas diferentes espécies cultivadas quanto a possível presença de  $\text{Ca}^{2+}$  em alguns fertilizantes do tipo NPK, utilizados na semeadura das culturas de verão (milho e soja) e de inverno (trigo e cevada).

No caso do  $\text{Mg}^{2+}$ , a variação dos teores nos diferentes anos de estudo foi bem menor quando comparada à variação dos teores de  $\text{Ca}^{2+}$ , mas ocorreu de maneira similar, com aumento dos valores em 2021, com maior magnitude na camada de 0-0,10 m de profundidade em comparação à camada de 0,10-0,20 m (Figura 16). Além dos fatores já citados para as variações observadas para  $\text{Ca}^{2+}$ , de extração diferenciada das culturas e uso de fertilizantes distintos ao longo dos anos, essa elevação simultânea dos teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  se justifica pelo uso de calcário após a colheita do milho em 2019, o qual tem por característica aumentar os teores desses nutrientes no solo e elevar o pH, e essa reação do calcário aplicado em superfície em SPD se intensifica com o tempo. Prova desse fato foi o aumento de pH observado de 2019 para 2021, conforme já discutido (Figura 11).





NC = nível crítico de Mg<sup>2+</sup> (NEPAR-SBCS, 2019).

**Figura 16** – Magnésio (Mg<sup>2+</sup>) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

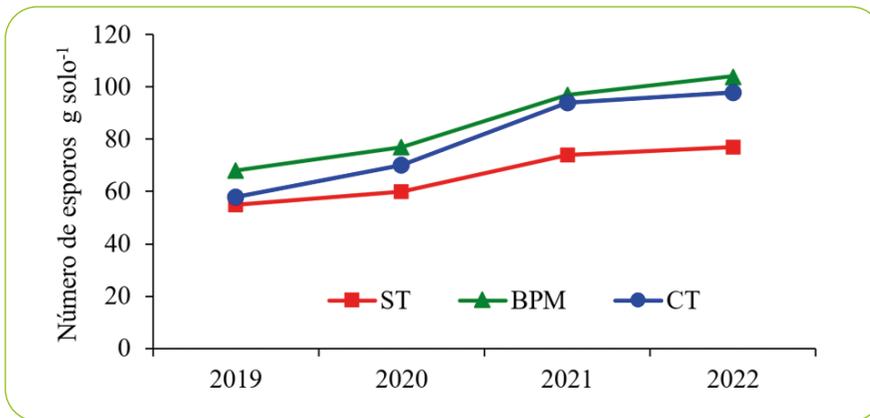
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

De modo geral, o solo apresenta elevados teores de MOS em todos os sistemas, condizente com o clima frio local e o histórico longo de SPD. O pH do solo é adequado, e os macronutrientes P e K encontram-se acima do nível crítico, o que é comum na região devido aos cultivos de milho e cevada, exigentes em termos nutricionais. Os teores dos nutrientes mostraram-se elevados, sobretudo na camada de 0-10 cm, sendo a disponibilidade um pouco menor na camada subsuperficial de 10-20 cm, como é característico no SPD, que tradicionalmente apresenta gradiente vertical de fertilidade. Sendo um solo muito argiloso e rico em MOS, é bastante tamponado, o que torna necessário o monitoramento por meio de análise química ao longo de vários anos a fim de verificar os efeitos dos diferentes sistemas de manejo, sendo possível corrigir eventuais excessos nas adubações de P e K conforme a diagnose com o passar dos anos.

### 2.2.3 Atributos biológicos do solo

Dentre os atributos microbianos monitorados nas megaparcelas CT, ST e BPM na mesorregião Centro-Sul do Paraná, destacam-se a densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), a atividade da enzima fosfatase ácida, o carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana, o quociente metabólico e a respiração basal do solo.

Os FMAs se destacam por formar associações simbiotróficas mutualísticas com as raízes da maioria das plantas, sendo essas associações importantes na absorção de nutrientes do solo, especialmente naqueles com baixo nível de P disponível. São de grande importância nos agroecossistemas, sendo influenciados pelas práticas de manejo do solo, que podem reduzir a incidência de espécies de FMAs. Dessa forma, a avaliação da densidade dos esporos de FMAs também é utilizada para monitorar práticas agrícolas. Em relação a esse atributo, verifica-se que no tempo zero de monitoramento (2019) diferenças não foram observadas entre as megaparcelas (Figura 17). No entanto, a partir do primeiro ano de monitoramento (2020) as megaparcelas já podem ser discriminadas em relação à densidade de esporos de FMAs, constatando-se que o maior número de esporos de FMAs foi apresentado pelas megaparcelas conservacionistas, BPM e CT.



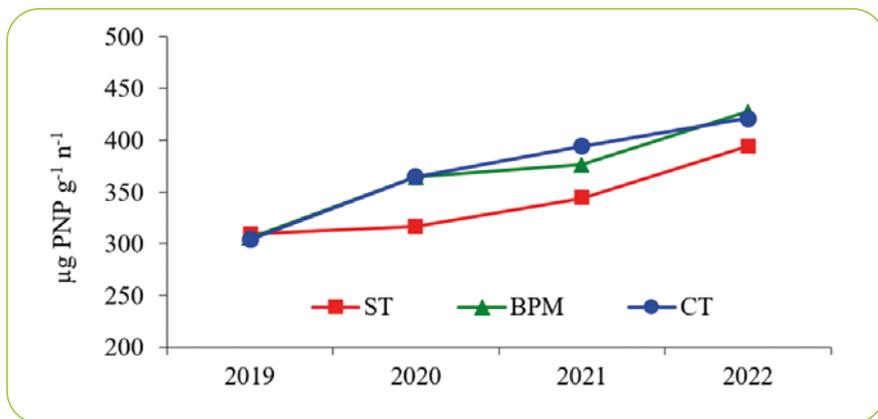
**Figura 17** – Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

A utilização de espécies vegetais como plantas de cobertura influencia a microbiota do solo em termos de quantidade e diversidade, bem como em seu desenvolvimento. Estudos prévios demonstraram aumento na população de fungos com a implantação de plantas de cobertura no sistema produtivo (SPLIETHOFF *et al.*, 2023).

A atividade microbiana também pode ser mensurada pela atividade enzimática, que é um indicativo da diversidade funcional da microbiota do solo. Dentre as enzimas indicadoras de qualidade, a fosfatase tem sido uma das mais investigadas, por estar diretamente associada à ciclagem de P orgânico no solo. A fosfatase ácida geralmente é mais estudada que a alcalina, pois grande parte dos solos utilizados para agricultura nas regiões tropicais e subtropicais são ácidos.

Inicialmente, no ano 2019, as megaparcelas apresentavam níveis similares de fosfatase ácida (PNP – p-nitrofenil-fosfato) (Figura 18). Após um ano de adoção das diferentes práticas de uso do solo (2020), observa-se que a atividade da fosfatase ácida apresentou os menores níveis na megaparcela ST. O mesmo comportamento foi verificado nos anos subsequentes, sendo os maiores níveis enzimáticos observados nas megaparcelas BPM e CT.



PNP – p-nitrofenil-fosfato.

**Figura 18** – Atividade da fosfatase ácida na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

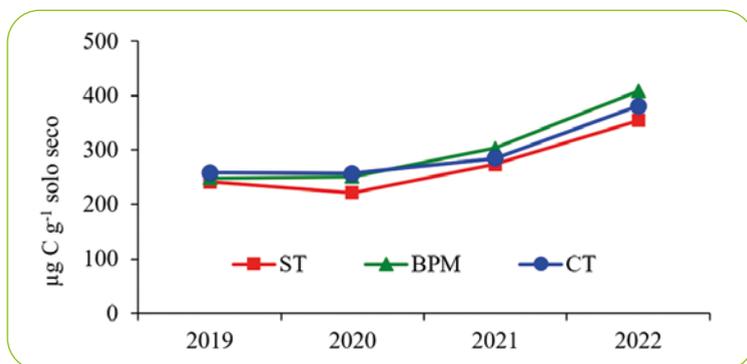
**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

Por meio dos resultados da atividade da fosfatase ácida e FMAs, é possível sugerir que a maior atividade da enzima esteve relacionada às atividades dos FMAs, visto que maior densidade de esporos de FMAs também foi verificada nas megaparcelas BPM e CT. Assim, nota-se que esses manejos com características conservacionistas favoreceram mais a atividade microbiana no solo.

A biomassa microbiana é um dos principais indicadores microbiológicos de qualidade do solo. Representa a parte viva da matéria orgânica do solo, formada por bactérias, fungos, protozoários e algas, formando um importante estoque de nutrientes no solo que podem ser rapidamente disponibilizados às plantas devido à sua rápida ciclagem (PIRES *et al.*, 2021). Ao mesmo tempo, essa imobilização temporária reduz perdas de nitrogênio por lixiviação ou desnitrificação e de fósforo por fixação, uma vez que os nutrientes ficam protegidos nas células microbianas. O carbono e nitrogênio da biomassa microbiana também permitiram a diferenciação entre as megaparcelas.

Após o primeiro ano de monitoramento (2020), a adoção de terraços na megaparcela CT e as boas práticas de manejo adotadas na megaparcela BPM resultaram em maiores níveis de carbono da biomassa (Figura 19). Em 2022, o maior teor de carbono da biomassa microbiana foi verificado na megaparcela BPM.

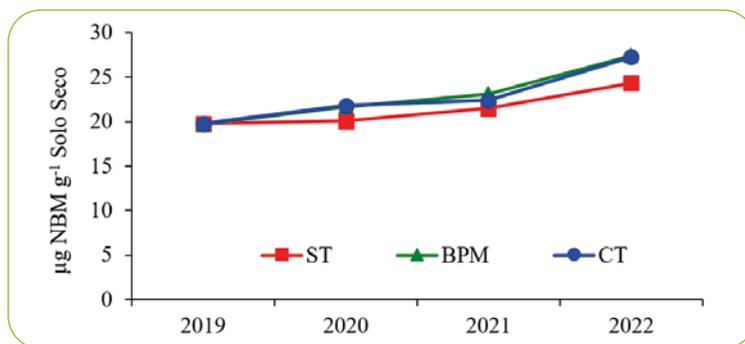
Entre os efeitos positivos que podem ser obtidos pela utilização da rotação de culturas estão a possibilidade de haver maior aporte de carbono ao sistema, bem como o fornecimento de diferentes tipos de resíduos vegetais ao solo, visto que quanto maior é a quantidade de material orgânico incorporado ao solo maior será a biomassa microbiana.



**Figura 19** – Carbono da biomassa microbiana (CBM) na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

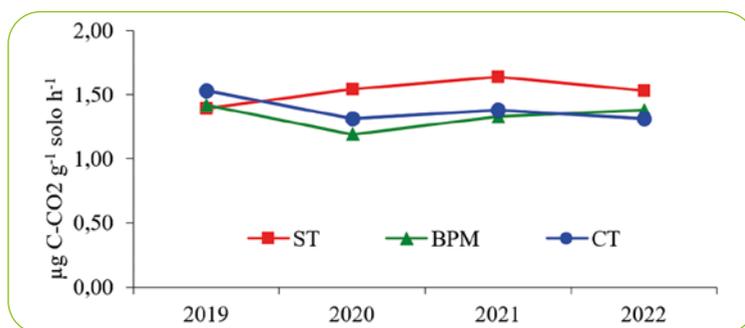
Ao observar os níveis de nitrogênio da biomassa microbiana (Figura 20), inicialmente não foram detectadas diferenças entre as megaparcelas. No entanto, no ano de 2022, as megaparcelas que tiveram a adoção de práticas de conservação do solo (BPM e CT) exibiram os maiores níveis desse bioindicador.



**Figura 20** – Nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

A respiração basal do solo (RBS) é a soma de todas as atividades metabólicas dos microrganismos, que reflete na produção de  $\text{CO}_2$  resultante de sua atividade respiratória e permite estudar a dinâmica dos microrganismos. Ao analisar os valores de RBS apresentados a partir de 2020, foram identificados maiores níveis desse bioindicador na megaparcela ST (Figura 21).



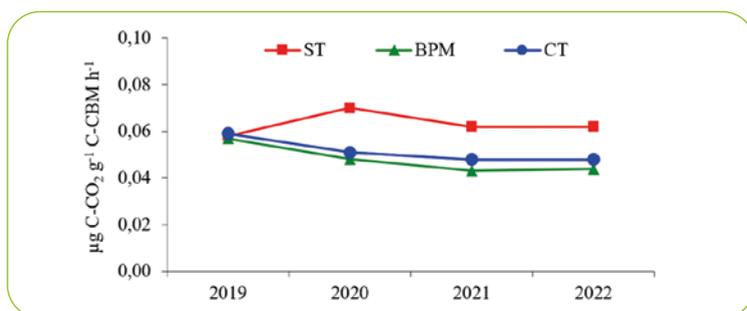
**Figura 21** – Respiração basal do solo (RBS) na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

Um solo que apresenta alta taxa de respiração basal (RBS) indica maior atividade microbiana e decomposição acelerada do material orgânico. Por outro lado, solos com baixa taxa de respiração basal têm pouca atividade microbiana, ou seja, deficiência na decomposição da matéria orgânica. No entanto, valores mais elevados de RBS, em alguns casos, não indicam maior atividade metabólica dos microrganismos, uma vez que a atividade metabólica indica condições desejáveis no solo e melhoria da qualidade dos sistemas de manejo do solo. Em longo prazo, valores mais elevados de RBS podem refletir perdas excessivas de carbono orgânico para a atmosfera. Com a análise do indicador quociente metabólico, é possível prever o que de fato está acontecendo.

Com base na relação entre respiração e biomassa microbiana de C é possível calcular o quociente metabólico ( $qCO_2$ ), o qual permite avaliar o estado metabólico dos microrganismos do solo. Segundo esse índice, valores mais elevados representam menor eficiência metabólica, sendo necessária uma respiração mais intensa para a manutenção da biomassa microbiana decorrente de uma condição estressante à comunidade microbiana. Ao analisar esse indicador, observa-se que, a partir de um ano de monitoramento (2020), os maiores valores foram exibidos pela megaparcela ST (Figura 22). Os menores índices foram atribuídos às megaparcelas BPM e CT, nas quais foram adotadas práticas de conservação do solo.

Os resultados encontrados apontam que na megaparcela ST está ocorrendo perda de carbono na forma de  $CO_2$  para a atmosfera, ou seja, pode ter havido um estresse na população microbiana dessas megaparcelas, a qual consumiu mais energia na forma de carbono para manutenção da mesma biomassa microbiana. Os menores valores de  $qCO_2$  constatados na megaparcela onde as boas práticas de manejo foram adotadas demonstram o efeito positivo dos resíduos dessas coberturas na população microbiana do solo.



**Figura 22** – Valores de quociente metabólico ( $qCO_2$ ) na camada de 0-0,10 m nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Spliethoff *et al.*, 2023.

Após quatro anos de monitoramento, os atributos microbiológicos do solo apresentaram respostas diferenciadas nas megaparcelas. Os microrganismos têm a capacidade de responder rapidamente a mudanças de manejo do solo, característica não observada em relação aos indicadores químicos ou físicos. Em alguns casos, alterações na população e na atividade microbiana podem preceder mudanças nas propriedades químicas e físicas do solo, refletindo um claro sinal em sua melhoria ou degradação.

É possível verificar distinção entre as megaparcelas BPM e CT da megaparcela ST com os atributos densidade de esporos de FMAs, respiração basal do solo, carbono da biomassa microbiana e quociente metabólico, provavelmente devido ao emprego de plantas de cobertura outonal e o menor escoamento superficial.

Os atributos microbiológicos avaliados no período revelam o efeito dos diferentes usos e manejos do solo, apontando melhor qualidade do solo na megaparcela BPM, especialmente pelo maior aporte de biomassa devido às plantas de cobertura no período outonal. Entre os efeitos positivos que podem ser obtidos pela utilização da rotação de culturas estão o maior aporte de carbono ao sistema, bem como o fornecimento de diferentes tipos de resíduos vegetais ao solo. Essa incorporação de resíduos culturais eleva a atividade biológica do solo, a qual tem papel importantíssimo na promoção de sua melhoria. É importante ressaltar, ainda, a necessidade de um período maior de monitoramento para que seja possível avaliar o comportamento desses atributos microbiológicos perante os eventos de elevada precipitação.

Diante dos resultados obtidos em relação aos atributos microbiológicos nesse período de monitoramento, é possível afirmar que associar os princípios básicos do SPD a práticas complementares de conservação do solo, como uso de plantas de cobertura, cultivo em nível e adoção de terraços, pode contribuir para a sustentabilidade das lavouras na região.

## 2.2.4 Emissão de dióxido de carbono

O fluxo de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) do solo para a atmosfera é parte do ciclo global do carbono e é influenciado por vários processos naturais, porém as atividades humanas, principalmente o uso e o manejo incorreto do solo têm provocado alterações no ciclo, ocorrendo maior liberação do  $\text{CO}_2$ . Fatores como a remoção da cobertura vegetal e a perturbação das camadas superficiais do solo podem expor o carbono orgânico do solo, tornando-o mais suscetível à decomposição e acelerando o processo de decomposição dos resíduos culturais em áreas agrícolas. Outro fator está associado à elevação da temperatura do solo, no qual, à medida que as temperaturas aumentam, a atividade

microbiana no solo tende a acelerar, o que pode aumentar a liberação de  $\text{CO}_2$ . Portanto, entender e gerenciar o fluxo de  $\text{CO}_2$  do solo para a atmosfera é importante para mitigar as mudanças climáticas, e isso inclui práticas de manejo sustentável, como o uso de técnicas agrícolas que promovam a retenção de carbono no solo e a redução das emissões de  $\text{CO}_2$ .

Para avaliar o fluxo de  $\text{CO}_2$  nas megaparcelas, foram instalados na linha central, em cada terço das megaparcelas (superior, médio e inferior), cilindros de PVC com 0,20 m de diâmetro e 0,15 m de profundidade, abertos em ambas as extremidades, que quando acoplados ao equipamento para medição podem ser vedados hermeticamente por uma tampa articulada (Figura 23).

A respiração do solo foi determinada pelo fluxo de  $\text{CO}_2$  em avaliações de câmara dinâmica utilizando o sistema automatizado CFlux-1 (PP Systems). O tempo de avaliação foi de 300 segundos a cada 5 minutos por 8 horas. As avaliações foram realizadas entre os meses de janeiro a abril de 2023. Para obter o fluxo de  $\text{CO}_2$  foi realizada a conversão dos dados em função do ajuste linear pela compensação da água, da pressão barométrica e da temperatura do ar.



**Figura 23** – Medidor de fluxo de  $\text{CO}_2$  com a câmara aberta (a) e fechada realizando a medição no campo (b). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

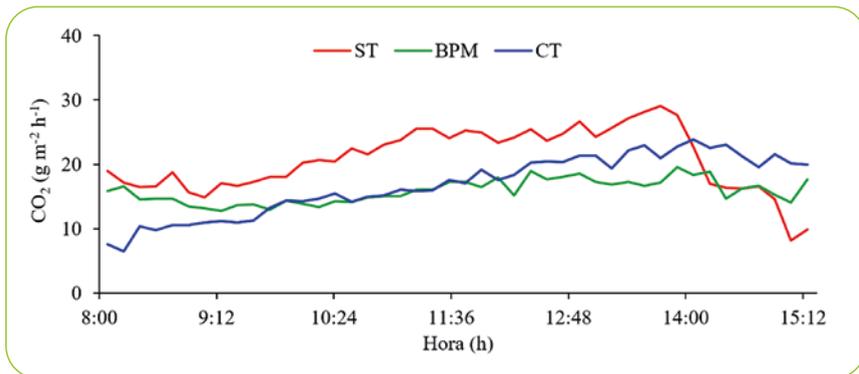
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

A respiração foi determinada pela taxa de concentração de  $\text{CO}_2$  dentro da câmara, conforme equação proposta por Vedove *et al.* (2007).

Na Figura 24 estão os resultados do fluxo do dióxido de carbono no solo, mensurado em um período entre as 8h e as 15h, utilizando o analisador de câmara dinâmica em escala de megaparcelas instaladas na mesorregião Centro-Sul.

Os resultados demonstram que as práticas agrícolas conservacionistas adotadas neste estudo, principalmente na megaparcela BPM com cultivo de plantas de cobertura, tiveram variações do fluxo de  $\text{CO}_2$  no solo em comparação com práticas agrícolas adotadas na megaparcela ST. A implementação de plantas de cobertura na rotação de culturas em conjunto com a redução do revolvimento do solo do sistema plantio direto foram eficazes na redução das flutuações sazonais no fluxo de  $\text{CO}_2$ .

Em períodos de maior atividade biológica, que estão associados ao aumento da temperatura do solo, há maior taxa de fixação de carbono no solo nas megaparcelas CT e BPM. Isso indica que essas práticas promovem a incorporação de carbono orgânico no solo, contribuindo para redução das perdas de dióxido de carbono.



**Figura 24** – Variação temporal do fluxo do dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) entre os meses de janeiro e abril de 2023 nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

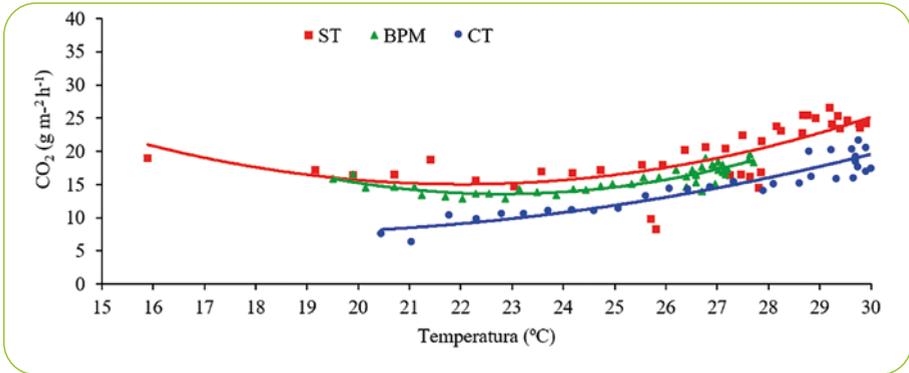
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Em contraste, o sistema agrícola praticado na megaparcela ST mostrou variações mais acentuadas no fluxo de  $\text{CO}_2$  ao longo do dia. Foram observados picos nas emissões de  $\text{CO}_2$ , sugerindo a liberação de carbono do solo para a atmosfera devido a maiores atividades metabólicas dos microrganismos e estresse na população microbiana na megaparcela ST, conforme discutido no tópico 2.2.3.

A análise dos dados revelou que os sistemas de práticas agrícolas conservacionistas apresentaram mitigação substancial de carbono em comparação com o sistema ST, em valores médios da análise diária de  $15,83 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na megaparcela BPM e  $16,75 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na megaparcela CT em contraste com a média de  $20,70 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na megaparcela ST. Durante o período de estudo, os sistemas conservacionistas foram responsáveis por redução líquida das emissões de  $\text{CO}_2$  em comparação com o ST.

Esses resultados destacam a importância das práticas agrícolas conservacionistas na mitigação das emissões de  $\text{CO}_2$  provenientes da agricultura. Além disso, ressaltam o papel crucial dessas práticas na promoção do sequestro de carbono no solo, contribuindo assim para a redução dos impactos das mudanças climáticas. A implementação mais ampla dessas práticas conservacionistas pode desempenhar papel importante na busca por sistemas agrícolas mais sustentáveis e na redução das emissões de gases de efeito estufa relacionadas à agricultura. Tais resultados demonstraram a variabilidade do fluxo do dióxido de carbono do solo para a atmosfera em função de fatores além dos associados ao manejo, como a temperatura e as oscilações térmicas ao longo do dia, conforme proposto por Edwards e Riggs (2003).

A correspondência entre a temperatura e o fluxo de dióxido de carbono é comprovada na Figura 25. A temperatura média do ar durante a avaliação do fluxo do dióxido de carbono na megaparcela CT foi de  $28,0 \text{ }^\circ\text{C}$ . Essa condição de temperatura permitiu que os fluxos de dióxido de carbono fossem inferiores no CT em relação à megaparcela ST, comprovando a potencialidade do sistema CT para maior conservação do  $\text{CO}_2$ . Além disso, cabe destacar que em condições de temperaturas mais altas (a partir de  $26,9 \text{ }^\circ\text{C}$ ), o sistema ST apresentou variações de  $\text{CO}_2$  mais acentuadas. Tal fato demonstra que o sistema de cultivo no sentido da declividade acelera o processo erosivo, acarretando perdas de material orgânico e, conseqüentemente, menor resiliência às variações térmicas.



**Figura 25** – Correlação entre a taxa de respiração CO<sub>2</sub> ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) em função das variações de temperatura nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo: ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

## 2.3 HIDROSEDIMENTOLOGIA E PERDAS DE SOLOS

A forma como o solo é utilizado e manejado, tanto em escalas de vertentes agrícolas quanto em bacias hidrográficas, desempenha papel crucial na variação temporal da quantidade e qualidade das águas. Portanto, o monitoramento da vazão e da qualidade da água pode ser visto como uma abordagem indireta para avaliar os impactos que as alterações no uso e manejo do solo em bacias agrícolas podem ter sobre esses aspectos.

Durante eventos de precipitação com elevado volume, o solo pode atingir seu ponto de saturação e ocasionar o acúmulo de água nas depressões, que posteriormente darão origem ao fluxo de água sobre a superfície do solo, seguindo os múltiplos canais de escoamento.

O escoamento em superfície depende da energia cinética do fluxo e pode desagregar e transportar sedimentos e poluentes, ocasionando a erosão que impacta os recursos hídricos. Desse modo, o monitoramento da qualidade da água e a medição das perdas de solo podem ser realizados nas redes de drenagem, as quais captam o escoamento superficial, permitindo entender como os processos hidrossedimentológicos são afetados pelas práticas agrícolas em escala de bacia hidrográfica (POTT *et al.*, 2023a).

### 2.3.1 Perdas de solo e água na bacia hidrográfica

O manejo das lavouras cultivadas em uma bacia hidrográfica reflete no comportamento da vazão (Q) e na qualidade das águas dos cursos hídricos (OWENS; COLLINS, 2006). Assim, os efeitos das alterações do manejo ocorridas em uma bacia hidrográfica podem ser avaliados por meio do monitoramento da vazão e da qualidade da água. Na bacia hidrográfica, o rio é o integralizador dos fenômenos que ocorrem nas vertentes e podem ser avaliados pelos parâmetros hidrossedimentológicos (MERTEN; MINELLA, 2002).

A estação de monitoramento (Figura 26) da região Centro-Sul do Paraná mede a Q do rio por meio do linígrafo conectado a um *datalogger* que realiza leituras da carga hidráulica a cada 5 minutos. O *datalogger*, que armazena as informações de Q, está conectado a um pluviógrafo que faz leituras a cada cinco minutos para quantificar a precipitação (PCP). As informações de Q e PCP são extraídas semanalmente do *datalogger* nos dias de realizar o *backup* dos dados. Além disso, um amostrador automático de sedimentos (ISCO®) foi instalado junto à calha Parshall e está programado para coletar uma amostra diária de 500 mL de água do rio, no período da manhã, para determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS). Semanalmente essas amostras são coletadas e processadas no laboratório pelo método da sedimentação para quantificar a CSS (POTT *et al.*, 2023a).

Para calcular a Q, o valor da cota lida pelo linígrafo (H) foi aplicado na equação da calha Parshall,  $W36'' Q = 7.855,2 (H)^{1.556}$ , em que H (m) e Q ( $m^3 h^{-1}$ ). Para determinação da produção de sedimento (PS), multiplica-se a vazão diária pela CSS diária e divide-se pela área de contribuição da bacia hidrográfica. A carga de sedimento foi determinada em  $kg d^{-1} km^{-2}$ .

Além disso, em eventos de chuva com elevada precipitação-vazão (PCP-Q) na bacia hidrográfica são discretizados parâmetros hidrológicos como intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ) e determinado o coeficiente de escoamento superficial (C), que representa quanto da PCP de fato foi escoada na bacia hidrográfica, isto é, água perdida por escoamento superficial.



**Figura 26** – Estação de monitoramento do rio de primeira ordem da bacia hidrográfica localizada no Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

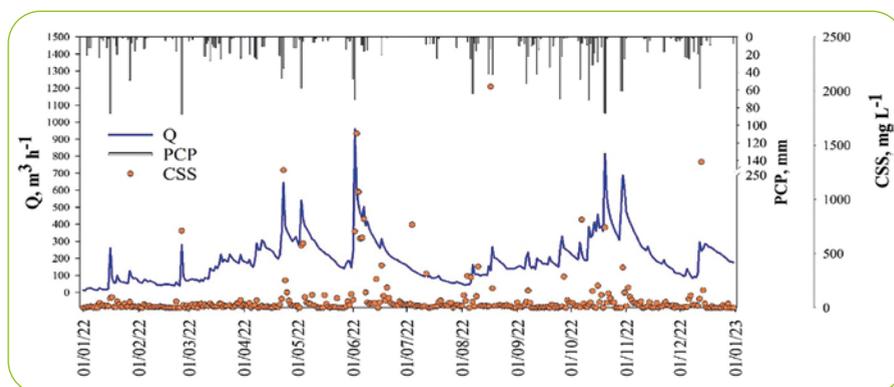
A precipitação diária, a vazão diária e a concentração de sedimentos em suspensão (CSS) diária do período de 1º de janeiro de 2022 a 31 de dezembro de 2022 são apresentados na Figura 27.

De maneira geral, os picos de CSS ocorrem em função do aumento da Q; esta, por sua vez, ocorre em função da PCP. No entanto, nem todos os picos de PCP que geram aumento da vazão ocasionam aumento da CSS, pois depende principalmente da cobertura vegetal existente na bacia hidrográfica no momento do evento de chuva e outros fatores edafoclimáticos.

Na Tabela 4 é possível verificar a discretização de alguns eventos de PCP-Q que no ano de 2022 apresentaram os maiores coeficientes de escoamento superficial (C). De maneira geral, os maiores valores de C estão relacionados com eventos de elevada  $I_{30}$ , a qual gera eventos de PCP de elevada erosividade.

Os maiores valores de CSS estão relacionados aos eventos de cheia, mas nem sempre aos valores mais elevados de Q. Estudos têm demonstrado que, de fato, os sedimentos suspensos são transportados na maioria durante eventos de cheia (GONZALEZ-HIDALGO *et al.*, 2010; OEURNG *et al.*, 2010; MEGNOUNIF *et al.*, 2013; GIROLAMO *et al.*, 2015).

Entretanto, essa relação não se dá de forma direta, na medida em que existe a atuação de uma complexidade de fatores sobre a bacia, os quais afetam a quantidade de sedimentos que passa por dada seção do rio, entre eles: a morfologia; as formações litológicas; a umidade antecedente do solo; a intensidade, o volume e a distribuição das precipitações; as variações sazonais da cobertura vegetal; as práticas agrícolas, o uso do solo; as distâncias das fontes de sedimentos em relação aos corpos hídricos, etc. (MEGNOUNIF *et al.*, 2013).



**Figura 27** – Precipitação diária (PCP), vazão (Q) diária do rio e concentração diária de sedimentos em suspensão (CSS) no período de 1º de janeiro de 2022 a 31 de dezembro de 2022. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

Para facilitar o entendimento da relação da precipitação com a vazão e a produção de sedimentos da bacia, geraram-se as figuras mensais desses parâmetros para o período de janeiro de 2022 a dezembro de 2022 (Figura 28).

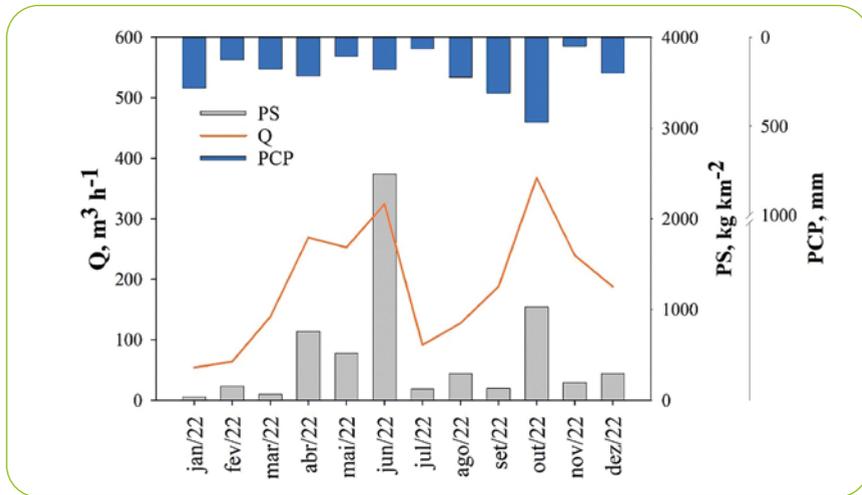
Nos meses de menor PCP houve baixa Q e consequentemente baixa produção de sedimento (PS). A PCP acumulada em 2022 foi de 2.422 mm, sendo o maior volume em outubro (477 mm) e o menor em novembro (49 mm). A Q de outubro foi a maior registrada ( $367,7 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ), e a menor foi em janeiro ( $54,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ). A CSS média anual foi de  $72,96 \text{ mg L}^{-1}$ , e a PS total em 2022 foi de  $6.103 \text{ kg km}^{-2}$ , o que equivale à perda anual de  $61 \text{ kg ha}^{-1}$ .

**Tabela 4** – Discretização de alguns eventos de chuvas com elevada precipitação-escoamento ocorrido no ano de 2022 na Bacia Hidrográfica de Entre Rios, Guarapuava-PR

Evento	PCP mm	$I_{30}$ $\text{mm h}^{-1}$	$Q_{\text{max}}$ $\text{L s}^{-1}$	C %
16/01/2022	74,2	49,8	675,1	3,39
25/02/2022	87,2	66,8	384,2	2,44
20/10/2022	47,4	42,7	813,3	3,50
29/10/2022	53,6	22,7	333,6	1,39

PCP (mm): precipitação;  $I_{30}$  ( $\text{mm h}^{-1}$ ): intensidade máxima em 30 minutos;  $Q_{\text{max}}$  ( $\text{L s}^{-1}$ ): vazão máxima do rio; C (%): coeficiente de escoamento superficial.

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).



**Figura 28** – Precipitação mensal (PCP), vazão (Q) média mensal do rio e produção de sedimento (PS) no período de 1.º de janeiro de 2022 a 31 de dezembro de 2022. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

### 2.3.2 Perdas de solo e água nas megaparcelas

Os resultados apresentados a seguir sobre a perda de solo, água e nutrientes em escala de megaparcelas instaladas na mesorregião Centro-Sul são

referentes à metodologia de monitoramento hidrossedimentométrico por meio de calhas H instaladas no exutório das megaparcelas, conforme descrito em Barbosa *et al.*, 2023. Em seguida, são apresentadas as características de alguns eventos de precipitação ocorridos durante o tempo de monitoramento, as respostas hidrossedimentológicas ocorridas durante os eventos de precipitação e a variação temporal dos eventos precipitação-vazão-sedimentos.

### **Características dos eventos de precipitação**

A precipitação média na região de Guarapuava, considerando o período climatológico de referência de 1976 a 2022, foi de 1.936,4 mm (Figura 2). Durante o período de monitoramento foi observado impacto provocado pelo fenômeno La Niña no padrão de precipitação anual, refletido em reduções consideráveis de 14%, 27% e 35% nos anos de 2019, 2020 e 2021, respectivamente. Isso corresponde a uma redução de 277 mm, 515 mm e 685 mm nas precipitações anuais para esses anos específicos. É importante salientar que o impacto negativo do fenômeno La Niña também teve efeito indireto sobre a ocorrência de eventos de precipitação significativos, que por sua vez influenciaram o escoamento superficial nas megaparcelas durante o estudo.

### **Respostas hidrossedimentológicas nas megaparcelas**

Os resultados do monitoramento hidrossedimentológico revelaram variações notáveis na resposta temporal de vazão (Q) e na concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nos sistemas de manejo avaliados durante eventos de precipitação (PCP), acompanhadas de rápida resposta hidrológica. Esses resultados possibilitaram uma análise mais aprofundada, identificando as disparidades entre os fatores responsáveis pelas perdas de água e solo nos sistemas de produção sob investigação. Ao longo dos 19 eventos monitorados, um total acumulado de 472,4 mm de chuva foi registrado, ocorrendo em diferentes condições de umidade antecedente ( $\theta$ ) e intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ).

No que se refere à umidade antecedente, fica evidente sua importância na geração de perdas de água, como indicado na Tabela 5. Os valores de umidade no solo acima de 40% ( $0,40 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) resultaram nos maiores volumes de perda de água em todos os sistemas, mesmo quando a intensidade da precipitação ( $I_{30}$ ) estava entre 14 e 30  $\text{mm h}^{-1}$ , conforme apresentado na Tabela 5, como evidenciado nos eventos de 2 de junho de 2022 e 30 de outubro de 2022.

Além disso, por meio do monitoramento da infiltração aparente (Ia) (Tabela 5), independentemente do sistema de manejo, o solo apresentou alta capacidade de infiltração aparente. Isso resultou na ocorrência menos frequente de eventos de escoamento superficial impactantes, mesmo em situações de eventos pluviométricos de alta intensidade.

A Figura 29 exhibe os resultados das variáveis hidrológicas monitoradas durante os 10 eventos com os maiores coeficientes de escoamento nas megaparcels. As perdas mais expressivas foram registradas na megaparcelsa ST, totalizando 41 m<sup>3</sup> de perda de água e 0,95 kg de solo ao longo de todos os eventos analisados. Essa megaparcelsa se destacou pelo fato de ter apresentado perdas de água em todos os eventos e maiores coeficientes de escoamento em grande parte dos eventos. Por outro lado, as megaparcelsas BPM e CT registraram perdas de água totais de 40 m<sup>3</sup> e 7 m<sup>3</sup> (Figura 29), respectivamente.

As consideráveis perdas de água e solo acumuladas durante todo o período de avaliação na megaparcelsa ST podem ser atribuídas à falta de práticas mecânicas de conservação que estabeleçam barreiras físicas ao escoamento superficial. Além disso, as práticas e os manejos aplicados pelo produtor local, que direcionaram o fluxo na direção da inclinação da encosta (morro abaixo), contribuíram para a maior erosão e transporte de solo, bem como o escoamento superficial durante os eventos de precipitação, como discutido por Xu *et al.* (2019).

Esse tipo de manejo do solo propicia a formação de sulcos de drenagem, onde a água do escoamento se concentra na encosta inferior, acelerando a erosão por sulcos e resultando em maior energia de transporte do solo. Esse processo contribui para a intensificação da erosão hídrica em áreas inclinadas, como também discutido em pesquisas anteriores (LUCIANO *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2016).

Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com as características observadas em áreas de cultivo, na qual a prática de implementação dos cultivos segue a direção da maior inclinação do terreno, conforme observado em estudos anteriores (LUCIANO *et al.*, 2009; ROCHA JÚNIOR *et al.*, 2018).

**Tabela 5** – Características dos eventos de precipitação monitorados nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

Evento		Umidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	I <sub>30</sub>	Ia (mm)		
Data	PCP (mm)*	Antecedente**	mm h <sup>-1</sup>	ST	BPM	CT
01/09/2019	13,20	0,35	23,6	13,18	13,19	13,18
09/06/2020	27,20	---	34,4	27,19	27,19	27,19
09/06/2020	18,20	---	18,0	18,18	18,19	18,19
10/06/2020	7,60	---	15,6	7,59	7,59	7,59
15/08/2020	9,60	0,45	14,4	9,59	9,59	9,59
15/08/2020	5,40	0,45	6,4	5,39	5,39	5,39
18/08/2020	13,60	0,47	9,6	13,59	13,59	13,59
04/12/2020	17,00	0,34	27,2	16,99	16,99	16,99
05/12/2020	15,20	0,43	19,2	15,19	15,19	15,19
05/12/2020	8,00	0,46	14,8	7,99	7,99	0,00
03/10/2021	12,05	0,38	13,7	12,02	12,04	0,00
23/10/2021	30,98	0,39	24,0	30,97	0,00	0,00
16/01/2022	69,02	0,36	46,7	68,84	69,00	69,01
25/02/2022	61,35	0,25	64,2	61,31	61,34	61,34
02/06/2022	32,06	0,42	16,5	31,29	31,41	32,00
02/06/2022	35,37	0,42	14,1	35,19	35,29	35,33
20/10/2022	35,86	0,38	41,7	35,32	35,55	35,68
29/10/2022	21,95	0,30	42,9	21,84	21,83	21,89
30/10/2022	37,34	0,43	37,8	35,60	34,91	37,02

\*Precipitação durante o evento.

\*\* Umidade do solo antecedente.

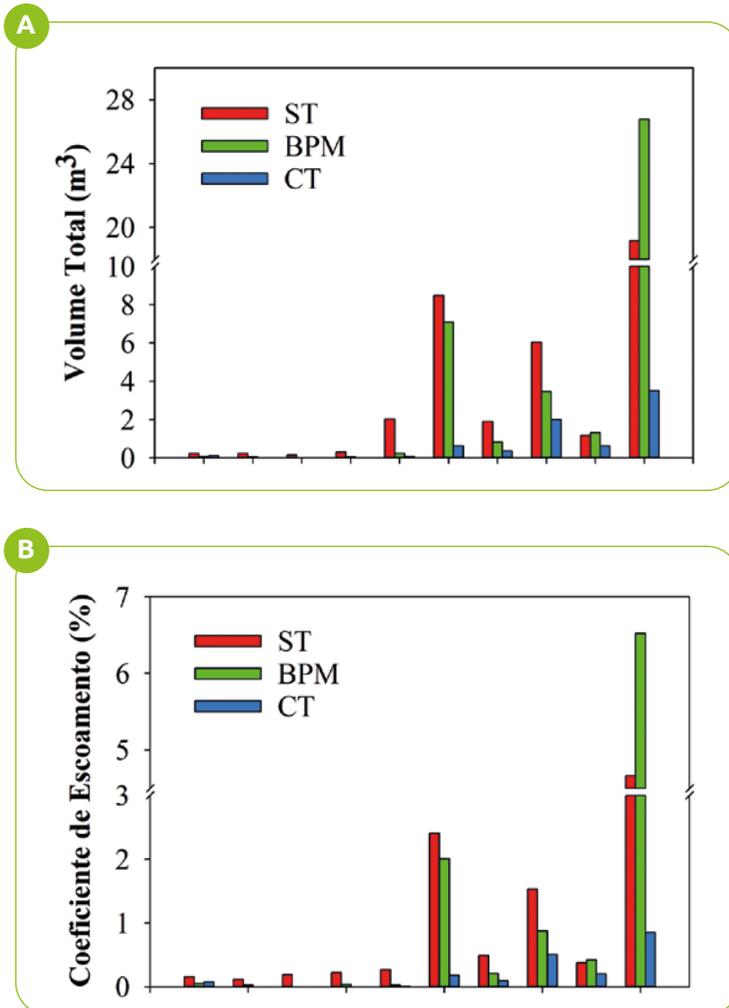
P (mm) – precipitação; I<sub>30</sub> (mm h<sup>-1</sup>) – intensidade máxima em 30 min; Ia – infiltração aparente. --- – dados não disponíveis.

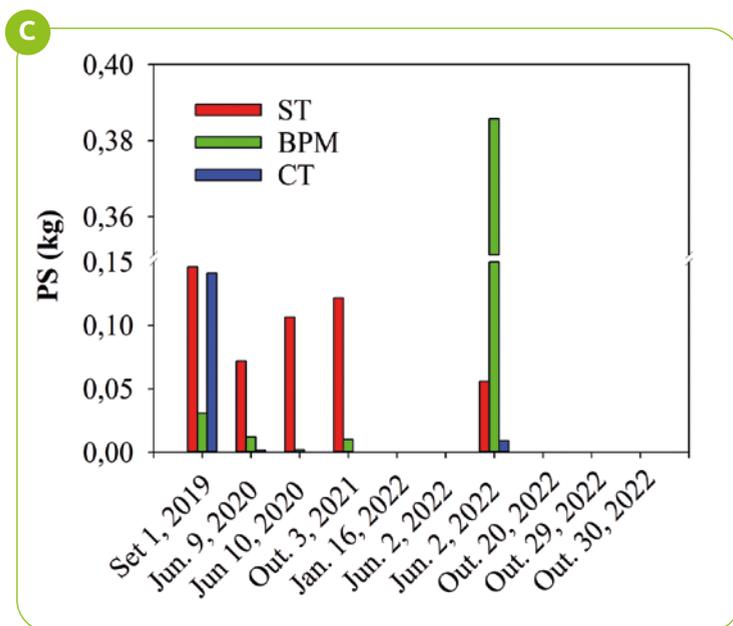
**Fonte:** Adaptado de Fuentes-Guevara *et al.*, 2024.

Apesar de o sistema BPM ter controlado, na maioria dos eventos de precipitação, as perdas de água (40 m<sup>3</sup>) e solo (0,54 kg) (Figura 29), durante eventos de alta intensidade de precipitação e alta umidade antecedente (Tabela 5) esse sistema não conseguiu reduzir as perdas por escoamento superficial e a produção de sedimentos, demonstrando que os *mix* de cobertura vegetal e o cultivo em contorno não são suficientes para controlar a erosão nestas condições.

O sistema com práticas mecânicas de controle de erosão, incluindo os terraços de base larga, foi o mais adequado para mitigar as perdas de água e solo no SPD. Isso é evidenciado pelas reduções no volume total acumulado de escoamento (7,46 m<sup>3</sup>) e perda de sedimentos acumulados (0,16 kg) de 78,5% e 78,1%, respectivamente.

Embora alguns estudos tenham observado que o SPD pode reduzir a erosão a níveis baixos (WILLIAMS *et al.*, 2014; KUROTHE *et al.*, 2014), é notável que as perdas de água e solo ainda sejam mais detectadas e expressivas no SPD quando não são implementadas práticas adicionais de conservação do solo.





**Figura 29** – Variáveis hidrológicas nas macroparcelas: (a) volume total de água escoada, (b) coeficiente de escoamento superficial e (c) produção de sedimento dos eventos durante os anos de 2019 a 2022. ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Adaptado de Fuentes-Guevara *et al.*, 2024.

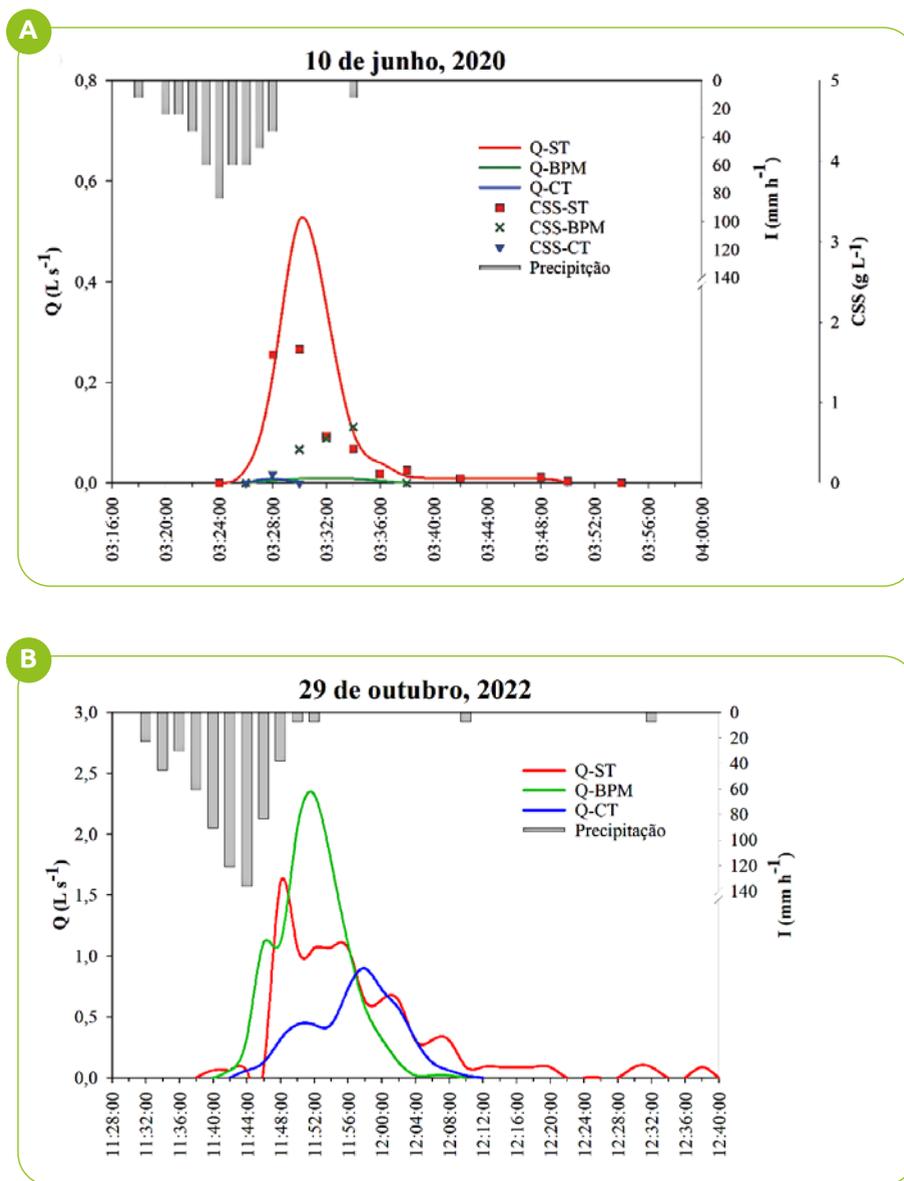
A avaliação das séries temporais de Q e CSS durante os eventos de precipitação apresentaram diferenças entre os sistemas monitorados, como apresentado na Figura 30. Os hidrogramas para o evento de 10 de junho de 2020 (Figura 30a) representam o comportamento esperado para os sistemas com ausência de práticas de controle mecânico nas lavouras, manifestando maiores picos de vazão no sistema ST, devido à facilidade do fluxo concentrado de escoamento no sentido do cultivo próximo à data da semeadura da cultura de inverno (trigo).

O hietograma para esse evento mostra uma chuva de intensidade máxima em 30 min ( $I_{30\text{máx}}$ ) de  $16 \text{ mm h}^{-1}$ , indicando que mesmo durante eventos de moderada intensidade o sistema sem práticas conservacionistas potencializa as perdas de água (156 L) e, por consequência, as maiores perdas de solo, expressas pela maior concentração de sólidos em suspensão (CSS). Durante esse mesmo evento, os sistemas BPM e CT apresentaram menores perdas nos volumes de água com 3 e 1 L, respectivamente.

Por outro lado, no fim da cultura de inverno (aveia preta em CT e ST e mistura de plantas de cobertura em BPM) houve o evento de precipitação em 29 de outubro de 2022 com  $I_{30\text{máx}}$  de  $43 \text{ mm h}^{-1}$ . Nesse evento, a resposta hidrológica nos sistemas avaliados apresentou comportamentos diferentes, gerando maiores perdas de água no sistema BPM (1315 L) durante precipitações com alta intensidade. Essa resposta permite induzir que, mesmo com práticas vegetativas e cultivo em contorno, precipitações de alta intensidade podem gerar maior escoamento superficial com a presença de culturas, não sendo essas práticas de controle de erosão suficientes para evitar as perdas de água e solo, o que é evidenciado pelas menores perdas de água no sistema com terraços (CT) com 631 L (Figura 30). Cabe salientar que essa perda no CT é a contabilização da água que passou pela calha de monitoramento, mas na realidade esse escoamento fica retido nos terraços, haja visto que não houve transbordamento de água nos terraços.

O sistema com práticas de controle mecânico da erosão, incluindo terraços de base larga (CT), mostrou ser a técnica mais adequada para reduzir a perda de água e solo no SPD (Figura 30), mitigando a degradação do solo pela erosão hídrica. Em média, esse sistema diminuiu o volume total de escoamento superficial (C) e a produção de sedimentos (PS) em 78,5% e 78,1%, respectivamente (Tabela 6). A utilização de terraços foi a melhor prática de conservação de solo para controlar o escoamento superficial na agricultura e tem sido recomendada em vários estudos (MERTEN *et al.*, 2015; LONDERO *et al.*, 2017; DEUSCHLE *et al.*, 2019).

Esses estudos afirmam que os terraços impactam positivamente a produção agrícola, uma vez que esse sistema aumenta a produtividade das culturas devido à elevação na disponibilidade de água e nutrientes (LONDERO *et al.*, 2017).



**Figura 30** – Variação temporal das variáveis hidrossedimentológicas, escoamento superficial ( $Q$ ), concentração de sedimentos em suspensão (SSC) e intensidade de precipitação ( $I$ ): (a) evento 1, início cultivo do inverno com trigo, (b) evento 2, estágio final cultivo do inverno. ST (sem terraço), BPM (boas práticas de manejo) e CT (com terraço). Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO (2024).

**Tabela 6** – Média das variáveis hidrossedimentológicas medidas durante 19 eventos nos anos de 2019 a 2022 nas megaparcelas submetidas a diferentes práticas de manejo e conservação do solo. Distrito de Entre Rios, Guarapuava-PR

Megaparcelas	V <sub>Total</sub> (m <sup>3</sup> )	C (%)	PS (kg)
ST	2,14 a	0,572 a	0,073 a
BPM	2,22 a	0,573 a	0,045 b
CT	0,46 b	0,125 b	0,016 b

V<sub>Total</sub> = volume total de enxurrada; C = coeficiente de escoamento superficial; PS = produção de sedimento para uma área de 1,10 ha. Letras diferentes na mesma coluna diferem estatisticamente pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

**Fonte:** Adaptado de Fuentes-Guevara *et al.*, 2024.

## 2.4 ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE SOLO

Na busca por uma agricultura conservacionista, o sistema plantio direto (SPD) assume papel de destaque, já que atende os princípios básicos desse modelo agrícola, como a redução da perturbação do solo, a retenção de resíduos e a rotação de culturas, que são os princípios básicos do SPD. Entretanto, para a garantia da sustentabilidade do SPD, algumas medidas precisam ser tomadas, visto que há inúmeros relatos de problemas físicos (compactação), químicos (estratificação química) e biológicos do solo (baixa atividade microbológica) nesse sistema. Tais problemas intensificam as perdas de água e sedimento por escoamento superficial, culminam em impactos ambientais (poluição de rios), causam prejuízos econômicos em decorrência das perdas de fertilizantes e reduzem a produtividade das culturas, afetando a segurança alimentar e a qualidade de vida da população, além de ocasionar menor rentabilidade direta para o produtor rural e menor geração de renda para a sociedade, reduzindo o crescimento do país.

No estudo em megaparcelas, com a implantação de dois sistemas conservacionistas, um com maior aporte de biomassa (BPM) e outro com construção de estruturas para conter escoamento de água (CT), foi verificado que ambas implicam modificações na qualidade do solo, ora em curto, ora em médio prazo. Em curto prazo, efeitos da mudança do manejo com a implantação de plantas de cobertura outonal e cultivo em nível e terraceamento afetam as propriedades biológicas do solo já no segundo ano, especialmente evidenciado com os atributos densidade de esporos de FMAs, atividade da fosfatase ácida, carbono na biomassa microbiana, respiração basal do solo e quociente

metabólico, os quais tiveram incrementos ainda maiores no terceiro e quarto ano de avaliação, mostrando serem bons indicadores da qualidade biológica nos primeiros anos de estudo ao comparar diferentes sistemas de manejo. As propriedades microbiológicas foram influenciadas pelo maior aporte de biomassa (BPM) e por maior acúmulo de água na megaparcela CT, pois ocorreu menor escoamento superficial e conseqüentemente maior infiltração de água nesse sistema.

Os sistemas conservacionistas do solo são essenciais para a mitigação de problemas de ordem climática, já que têm papel importante na retenção de carbono e nitrogênio do solo, elementos que compõem os principais gases do efeito estufa. Nesse sentido, associar os princípios básicos do SPD com as práticas complementares de manejo e conservação do solo, como uso de plantas de cobertura, cultivo em nível e terraceamento contribuem de forma complementar e pode potencializar a sustentabilidade das lavouras em SPD (SPLIETHOFF *et al.*, 2023).

Modificações na química do solo entre os sistemas de manejo são imperceptíveis nos dois primeiros anos, mas ocorre mudança geral nos atributos, logo após a calagem, que ocorreu em todos os sistemas. No entanto, o efeito acumulativo do cultivo das plantas de cobertura foi percebido no terceiro ano de cultivo, com aumento de P e K<sup>+</sup>, especialmente, na megaparcela BPM, que tem cultivo outonal de plantas de cobertura, evidenciando a importância dessa prática para melhorar a ciclagem de nutrientes no SPD. Os atributos físicos do solo, por sua vez, apresentam maior resiliência para serem modificados. Somente no quarto ano evidenciou-se ligeira melhoria da macroporosidade na camada superficial do solo com o uso de plantas de cobertura na megaparcela BPM.

No período de 2019 a 2021, fortemente influenciado pelo fenômeno La Niña, com menores índices pluviométricos e menos eventos extremos de alta intensidade pluviométrica, houve menor escoamento superficial nas megaparcelas BPM e CT em relação à ST. Assim, a melhoria da qualidade do solo no sistema de cultivo em nível com introdução de plantas de cobertura (megaparcela BPM) e no sistema de cultivo em nível com terraços agrícolas (megaparcela CT) reduz o escoamento superficial em eventos de precipitações pluviométricas de menor volume e menor intensidade. No entanto, em eventos extremos de alto volume e intensidade pluviométrica, somente a megaparcela CT tem efetivo controle do escoamento, pois os terraços são uma barreira física que diminuem o escoamento e aumentam a infiltração de água no solo.

Para uma efetiva conclusão de como as propriedades do solo afetam os sistemas de manejo e de sua influência no escoamento superficial e na produ-

ção de sedimento é necessário continuar o monitoramento dos sistemas de manejo por um período maior, a fim de contemplar eventos climáticos extremos em períodos influenciados por fenômeno El Niño.

## 2.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

Os resultados de qualidade do solo da bacia hidrográfica evidenciam que as áreas de lavoura são típicas de SPD de longa duração, com altos valores de matéria orgânica do solo (MOS) e que são regularmente corrigidas, com pH alto e baixos teores de Al, até a profundidade de 0,20 m.

Os altos teores de P, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup> são típicos de solos regularmente adubados e produtivos. Cabe ressaltar que, naturalmente, os Latossolos Brunos são ácidos e pobres em P, mas quando corrigidos apresentam alto potencial produtivo, pois naturalmente são ricos em MOS, como pode ser constatado nos valores de MOS da APP. Em adição, quando esses solos são bem conduzidos em SPD, eles mantêm os teores altos de MOS, como pode ser constatado na Tabela 3.

Apesar de quimicamente os solos da bacia hidrográfica estarem adequados, do ponto de vista físico requerem atenção, especialmente devido aos altos teores de argila, o que os enquadra como muito argilosos e os torna suscetíveis à compactação, especialmente na camada de 0,10-0,20 m, onde são observados maiores valores de Ds e baixos valores de Ma. No entanto, os valores de Ma dessa camada no SPD estão na média de 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> ou 10%, que coincidem com o limite mínimo para o desenvolvimento radicular da maioria das culturas. Isso sinaliza a necessidade constante de cuidados com entrada de máquinas e implementos na lavoura, evitando especialmente períodos com elevada umidade do solo, a fim de evitar agravamento na compactação do solo.

A forte estrutura desses solos muito argilosos os torna resistente à perda de solo (BERTOL; ALMEIDA, 2000). No ano de 2022, as perdas de solo na bacia hidrográfica foram equivalentes a 61 kg ha<sup>-1</sup> (6.103 kg km<sup>-2</sup>) (Figura 28). No entanto, as perdas de água ocorridas no evento de maior magnitude em 20/10/2022, com vazão de 813 L s<sup>-1</sup>, correspondeu à perda de 3,50% da água por escoamento superficial (C) (Tabela 4). Esse evento de alta intensidade e erosividade demonstra a necessidade do uso de práticas complementares de conservação do solo, tais como cultivo em nível, uso de plantas de cobertura e terraceamento.

Os resultados de qualidade do solo nas megaparcelas evidenciam que os atributos biológicos do solo são mais sensíveis à mudança do manejo. Após um ano de implantação do projeto, com a construção de terraços na mega-

parcela CT e o cultivo de plantas de cobertura outonal na megaparcela BPM, houve alteração positiva na qualidade biológica do solo dos sistemas conservacionistas quando comparados com a megaparcela ST. A qualidade química, especialmente com aumento nos teores de P e K<sup>+</sup>, é verificada na parcela BPM, pois ocorre maior ciclagem de nutrientes, tanto na camada de 0-0,10 m como na de 0,10-0,20 m, porém isso é mais evidente só a partir do terceiro ano de cultivo, indicando que o manejo conservacionista deve ser permanente para melhoria da qualidade do solo.

Já as modificações da qualidade física do solo foram muito pequenas no período de estudo. Somente a partir do quarto ano verifica-se pequeno incremento na macroporosidade do solo na megaparcela BPM. As plantas de cobertura cultivadas na megaparcela BPM tiveram ciclo reduzido (60-70 dias), pois seu manejo foi antecipado para não comprometer as culturas de inverno (trigo e cevada), e assim o incremento de biomassa de parte aérea e de raízes não foi suficiente para aumentar bioporos, como quando as plantas de cobertura são cultivadas até o período de pleno florescimento ou mais (POTT *et al.*, 2023b).

Na mesma linha dos resultados da bacia hidrográfica, as perdas de solo por escoamento superficial foram baixas no período de 2019 a 2022, fortemente influenciado pelo fenômeno La Niña. No entanto, as perdas de água são reduzidas com os sistemas conservacionistas BPM e CT. Em grande parte dos eventos de La Niña, o sistema BPM foi eficiente para reduzir o escoamento superficial, mas o evento de 29 de outubro de 2022 evidenciou a fragilidade desse sistema, que perdeu mais água por escoamento superficial que o sistema ST. Isso ocorreu logo após o manejo das plantas de cobertura pré-milho, que na megaparcela BPM era a mistura de plantas de coberturas. Nesse evento, o sistema com terraço mostrou ser necessário para controlar o grande volume de chuva precipitado no período.

O sistema padrão do produtor com rotação de culturas de  $\frac{3}{4}$  soja e  $\frac{1}{4}$  milho no verão e mínimo de três cereais de inverno (trigo, cevada e aveia) é um bom sistema de rotação de culturas regional e caracteriza esse cultivo como um verdadeiro sistema plantio direto (SPD) devido à prática de rotação de culturas (POSSAMAI *et al.*, 2022). No entanto, esse SPD pode ser melhorado com o incremento de mais espécies de plantas de cobertura cultivadas em mistura, afinal, quando se aumenta a diversidade de espécies, pode-se melhorar a qualidade do solo e aumentar o sequestro de carbono pelo SPD. E se essa prática for associada com o uso de terraços base larga e cultivo em nível, além de assegurar qualidade física, química e biológica do solo, também reduzirá as perdas de solo e água por escoamento superficial, garantindo a sustentabilidade agrícola.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 717-723, 2001.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; LEONARDO, J.; GONÇALVES, M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMADORI, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; CASALI, C. A.; CANALLI, L. B. S.; CALEGARI, A.; DIECKOW, J. Soil organic matter fractions in an oxisol under tillage systems and winter cover crops for 26 years in the Brazilian subtropics. **Bragantia**, v. 81, p. e3622, 2022.
- ANKENY, M. D.; KASPAR, T. C.; HORTON, R. Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, n. 3, p. 837-840, 1990.
- BARBOSA, G. M. C.; PELLEGRINI, A.; POTT, C. A.; SCHMIDT FILHO, E.; BARBOSA, F. T. de; OLIVEIRA, J. F. de; DIDONÉ, E. J.; Monitoramento hidrossedimentométrico em megaparcelas experimentais. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023.
- BARETA JÚNIOR, E.; GENÚ, A. M.; RAMPIM, L.; UMBURANAS, R. C.; POTT, C. A. Critical limits of soil physical attributes for corn and black oat in a Xanthic Hapludox. **Revista Ciência Agronômica**, v. 53, p. e20207533, 2022.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 657-668, 2000.
- BERTOLINI, D.; LOMBARDI NETO, F.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B.; DRUGOWICH, M. I.; ANDRADE, N. O.; GALETI, P. A.; BELINAZZI JUNIOR R.; DECHEN, S. C. F. (Ed.). **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas: CATI, 1994, p. 11-35 (Manual técnico).
- DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. G.; HÖRBE, T. A. N.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. A. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157-163, 2019.
- EDWARDS, N. T.; RIGGS, J. S. Automated monitoring of soil respiration: a moving chamber design. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 4, p. 1.266-1.271, 2003.
- FUENTES-GUEVARA, M. D.; SPLIETHOFF, J.; CAMILO, E. L.; GARCIA NETO, E.; OLANIK, C.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, R.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. **Land Degradation and Development**, v. 35, n. 6, p. 2.145-2.156, 2024.
- GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. E. K.; GUIMARÃES, M. de F.; FRANCHINI, J. C. Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada, Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023.

- GIROLAMO, A. M.; PAPPAGALLO, G.; PORTO, A. L. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). **Catena**, v. 128, p. 135-143, 2015.
- GONZALEZ-HIDALGO, J. C.; BATALLA, R. J.; CERDA, A.; LUIS, M. Contribution of the largest events to suspended sediment transport across the USA. **Land Degradation and Development**, v. 21, n. 2, p. 3-91, 2010.
- HAVLIN, J.; TISDALE, S.; NELSON, W.; BEATON, J. **Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management**. Melbourne: Pearson Education, 2013. 528p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base cartográfica contínua do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Documentação técnica geral. Escala 1:250.000.
- KUROTHE, R. S.; KUMAR, G.; SINGH, R.; SINGH, H. B.; TIWARI, S. P.; VISHWAKARMAA, A. K.; SENA, D. R.; PANDE, V. C. Effect of tillage and cropping systems on runoff, soil loss and crop yields under semiarid rainfed agriculture in India. **Soil and Tillage Research**, v. 140, p. 126-134, 2014.
- LOMBARDI NETO, F.; BELINAZZI JÚNIOR R.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B.; BERTOLINI, D.; GALETI, P. A.; DRUGOWICH, M. I. **Terraceamento agrícola**. Campinas: Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, CATI, 1994 (Boletim Técnico, 206).
- LONDERO, A. L.; MINELLA, G. P. G.; DEUSCHLE, D.; SCHNEIDER, F. J. A.; BOENI, M.; MERTEN, G. H. Impact of broad-based terraces on water and sediment losses in no-till (paired zero-order) catchments in southern Brazil. **Journal of Soils and Sediment**, v. 18, p. 1159-1175, 2017.
- LUCIANO, R. V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; VÁZQUEZ, E. V.; FABIAN, E. L. Water and soil losses through water erosion under oat and vetch sown in two directions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 669-676, 2009.
- LUCIANO, R. V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; KURTZ, C.; FAYAD, J. A. Propriedades físicas e carbono orgânico do solo sob plantio direto comparados à mata natural, num Cambissolo Háplico. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 9, n. 1, p. 09-19, 2010.
- MEGNOUNIF, A.; TERFOUS, A.; OUILLO, S. A graphical method to study suspended sediment dynamics during flood events in the WadiSebdou, NW Algeria (1973-2004). **Journal of Hydrology**, v. 497, p. 24-36, 2013.
- MERTEN, G. H.; ARAÚJO, A. G.; BISCAIA, R. C. M.; BARBOSA, G. M. C.; CONTE, O. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85-93, 2015.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, p. 33-38, 2002.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; FONSECA, A. F. da; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; SCHMIDT FILHO, E.; PRADO, L. L. do; CANALLI, L. B. dos S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023.
- NEPAR-SBCS. **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 289 p. 2019.

- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- NUNES, M. R.; DENARDIN, J. E.; FAGANELLO, A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S. Efeito de semeadora com haste sulcadora para ação profunda em solo manejado com plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 627-638, 2014.
- OEURNG, C.; SAUVAGE, S.; SANCHEZ-PÉREZ, J. M. Dynamics of suspended sediment transport and yield in a large agricultural catchment, southwest France. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, n. 11, p. 1.289-1.301, 2010.
- OWENS, P. N.; COLLINS, A. J. **Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modelling and management**. Oxfordshire: Cambridge, 2006. 342p.
- PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Rio Jordão**. Curitiba: Sedest, 2008.
- PAVAN, M. A.; BLOCH, M. D. M.; ZEMOULSKI, H. C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)
- PIRES, M. F. M.; MEDEIROS, J. C.; SOUZA, H. A.; ROSA, J. D.; BOECHAT, C. L.; MAFRA, A. L.; NOLÊTO, K. C.; ROCHA, A. G. Conservation system improves soil microbial quality and increases soybean yield in the Northeastern Cerrado. **Bragantia**, v. 79, n. 4, p. 599-611, 2021.
- POSSAMAI, E. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; AMADORI, C.; BARTZ, M. L. C.; RALISCH, R.; VICENSI, M.; MARX, E. F. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: a (re)view. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210104, 2022.
- POTT, C. A.; BARBOSA, G. M. C.; PELLEGRINI, A.; OLIVEIRA, J. F.; DIDONÉ, E. J.; MANNIGEL, A. R.; BARBOSA, E. A. A.; RUIZ, D. B. Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023a.
- POTT, C. A.; BARETA JÚNIOR, E.; MÜLLER, M. L. M.; GENÚ, M.; SANDINI, I. E.; KRAMER, L. F. M. Qualidade física do solo e produtividade da cultura do feijoeiro em sistema de integração agricultura-pecuária. **Acta Iguazu**, v. 7, n. 3, p. 85-98, 2018.
- POTT, C. A.; CONRADO, P. M.; RAMPIM, L.; UMBURANAS, R. C.; CONRADO, A. M. C.; OUTEIRO, V. H.; MÜLLER, M. M. L. Mixture of winter cover crops improves soil physical properties under no-tillage system in a subtropical environment. **Soil and Tillage Research**, v. 234, p. e105854, 2023b.
- POTT, C. A.; DE MARIA, I. C. Comparação de métodos de campo para determinação da velocidade de infiltração básica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 19-27, 2003.
- POTT, C. A.; ZERBIELLI, L. C.; MARTINS, P. J.; GARDIN, E.; GARCIA, M. L. Qualidade física do solo em sistemas florestais, pecuários e integrados de produção. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 10, n. 2, p. 53-60. 2017.

- PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória: INCAPER, 2013. 104 p.
- RAMPIM, L.; POTT, C. A.; VOLANIN, A. J. D.; SPLIETHOFF, J.; CAMILO, E. L.; CAMILO, M. L.; CONRADO, A. M. C.; KOLLING, C. E.; CONRADO, P. M.; GARCIA NETO, E. Influence of mechanical management and green manure on physical attributes of Oxisol. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 5, p. e173953258, 2020.
- REICHERT, J. M.; ROSA, V. T.; VOGELMANN, E. S.; ROSA, D. P.; HORN, R.; REINERT, D. J.; SATTLER, A.; DENARDIN, J. E. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, p. 123-136, 2016.
- ROCHA JÚNIOR, P. R.; BHATTARAI, R.; FERNANDES, R. B. A.; KALITA, P. K.; ANDRADE, F. V. Runoff sediment and P losses from various soil management practices: modelling in hilly slopes. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, n. 1, p. 113-128, 2018.
- SANTOS, H. dos; JACOMINE, P.; ANJOS, L. dos; OLIVEIRA, V. de; LUMBRERAS, J. E.; COELHO, M.; ALMEIDA, J. de; ARAUJO FILHO, J. de; OLIVEIRA, J. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação do solo**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- SPLIETHOFF, J. **Sistema plantio direto com boas práticas de manejo e conservação do solo reduzem escoamento superficial**. 2023. Tese (Doutorado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2023.
- SPLIETHOFF, J.; KNOB, A.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Soil microbial properties are improved by the adoption of soil management and conservation practices in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0230022, 2023.
- SPLIETHOFF, J.; POTT, C. A. Qualidade física de um latossolo bruno com nove anos sob sistema de integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 11, n.3, p. 21-29, 2018.
- SPLIETHOFF, J.; RAMPIM, L.; POTT, C. A. Performance of cover and corn plants in different mechanical and biological management associations. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p. e6655, 2019.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A. TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p.
- VEDOVE, G. D.; ALBERTI, G.; ZULIANI, M.; PERESSOTTI, A. Automated monitoring of soil respiration: an improved automatic chamber system. **Italian Journal of Agronomy**, v. 2, n. 4, p. 377-382, 2007.
- WANG, Y.; ZHANG, J. H.; ZHANG, Z. H.; JIA, L. Z. Impact of tillage erosion on water erosion in a hilly landscape. **Science of the Total Environment**, v. 551-552, p. 522-532, 2016.
- WILLIAMS, J. D.; WUEST, S. B.; LONG, D. S. Soil and water conservation in the Pacific Northwest through no-tillage and intensified crop rotations. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 6, p. 495-504, 2014.
- XU, H. C.; JIA, L. Z.; ZHANG, J. H.; ZHANG, Z. H.; WEI, Y. H. Combined effects of tillage direction and slope gradient on soil translocation by hoeing. **Catena**, v. 175, p. 421-429, 2019.

## 03

# Qualidade do solo e a dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião Sudoeste

## Autores

**André Pellegrini<sup>1</sup>**  
**Miriam Fernanda Rodrigues<sup>2</sup>**  
**Dinéia Tessaro<sup>1</sup>**  
**Paulo Cesar Conceição<sup>1</sup>**  
**Carlos Alberto Casali<sup>1</sup>**  
**Eder da Costa dos Santos<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Professores pesquisadores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Dois Vizinhos (UTFPR-DV)

<sup>2</sup> Pesquisadora pós-doutoranda, Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua), da UTFPR campus Campo Mourão-PR.

<sup>3</sup> Professor pesquisador da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Francisco Beltrão-PR.

A região Sudoeste do Paraná, composta atualmente por 42 municípios e com uma área de 16.975,5 km<sup>2</sup>, teve sua colonização efetivada entre as décadas de 1950 a 1970, com a entrada de agricultores gaúchos e catarinenses descendentes de imigrantes europeus, principalmente italianos e alemães. Isso configurou a ocupação dos solos da região com base em pequenas propriedades rurais familiares, as quais desenvolviam sistemas de produção diversificados com várias espécies vegetais e animais de forma integrada.

Essa região conta uma população total de 565.392 habitantes, dos quais 193.064 residem no meio rural, o que corresponde a 34,1% da população total. Conforme o Censo Agropecuário 2006, essa região possui 49.934 estabelecimentos rurais, dos quais 43.777 pertencem a agricultores familiares, o que corresponde a 87,6% do total, ocupando estes uma área de 643.099 ha (46% do total da área agrícola da região), e com uma média de 14,7 ha por estabelecimento rural familiar.

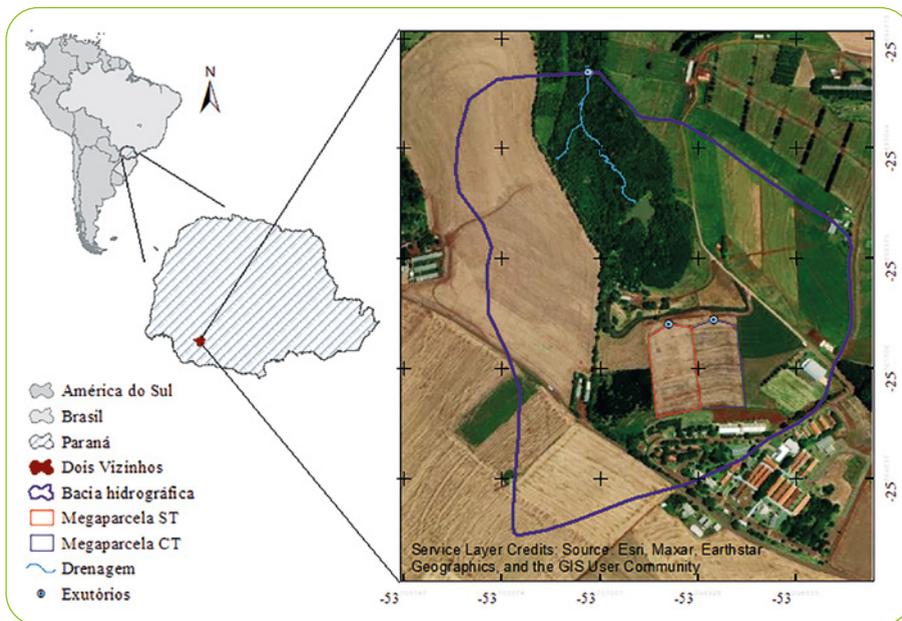
A região Sudoeste do Paraná tem como uma de suas principais características a forte presença da agricultura familiar. Os sistemas produtivos praticados por essa categoria social, nessa região, basearam-se no arranjo de diversas produções agrícolas e pecuárias ao mesmo tempo, formando sistemas diversificados. Atualmente, essa diversificação está baseada principalmente na produção agrícola de grãos (soja, milho e feijão), na bovinocultura leiteira e

na avicultura integrada, conferindo aos agricultores familiares melhor uso da estrutura produtiva, principalmente no uso da terra, bem como diluição dos riscos climáticos e de mercado, diversificação das fontes de renda e melhor utilização do trabalho familiar.

### 3.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO

#### 3.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo (escala de bacia)

A bacia hidrográfica (0,62 km<sup>2</sup>) está localizada na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Dois Vizinhos (UTFPR-DV), no município de Dois Vizinhos, região Sudoeste do Paraná, entre as coordenadas geográficas 25° 42' de latitude sul e 53° 06' de longitude oeste, a 509 m de elevação (Figura 1).



**Figura 1** – Localização da bacia hidrográfica e das megaparcelsas sem terraços (ST) e com terraços (CT) em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores. Imagem do Google Earth® de 12/08/2020.

O clima da região é do tipo subtropical úmido mesotérmico (Cfa), sem estação seca definida, de acordo com a classificação climática de Köppen

(ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média do mês mais quente é superior a 22 °C e do mês mais frio inferior a 18 °C. A precipitação pluvial anual varia entre 1.800 e 2.200 mm (ALVARES *et al.*, 2013), com média anual de 2.011 mm (Vieira *et al.*, 2018). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, sendo outubro e janeiro os meses mais chuvosos e julho e agosto os meses menos chuvosos (VIEIRA *et al.*, 2018). A erosividade média da região varia de 10.000 a 12.000 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (WALTRICK *et al.*, 2015).

A geologia regional é caracterizada pela presença de rochas basálticas da Formação da Serra Geral, originadas de derrames de lavas basálticas ocorridos no Terceiro Planalto Paranaense (MANASSES *et al.*, 2011). O relevo predominante é plano a ondulado, com declividade menor de 10% na maior parte da região sudoeste.

O solo da área de estudo é classificado como Nitossolo Vermelho (BHERING; SANTOS, 2008) de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2018) e Nitisol de acordo com o World Reference Base for Soil Resources system (IUSS Working Group WRB, 2015), com distribuição do tamanho médio de partículas na camada de 0,00-0,40 m de 20,0 g kg<sup>-1</sup> de areia, 294,2 g kg<sup>-1</sup> de silte e 685,8 g kg<sup>-1</sup> de argila, sendo classificado como de textura muito argilosa.

Os principais usos da bacia hidrográfica são lavoura (30,30 ha-47,3%), pastagem (13,80 ha-21,6 %), mata (10,26 ha-16,0%) e vegetação arbustiva (5,27 ha-8,2 %), seguidos de estrada (2,19 ha-3,4%), sede (1,27 ha-1,9%), pomar (0,64 ha-1,0%) e açude (0,28 ha-0,4%), em menor proporção (Battisti, 2020).

### **3.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas (escala das megaparcelas)**

As duas megaparcelas são pareadas e estão inseridas na bacia hidrográfica, sendo uma megaparcela onde os terraços foram removidos, denominada sem terraços (ST), e outra onde os terraços foram mantidos, denominada com terraços (CT). Ambas as megaparcelas têm área de 1,923 ha (Figura 1). As megaparcelas foram instaladas em maio de 2019 em uma área de lavoura que vinha sendo conduzida sob plantio direto desde meados dos anos 2000. O terraceamento de base larga foi realizado em toda área da UTFPR em meados de 1997, após a aquisição da área para implantação do Colégio Agrícola.

As culturas que vêm sendo utilizadas nas megaparcelas caracterizam o sistema regional. São elas: soja semeada na primeira quinzena de outubro, com colheita em fevereiro; na sequência, safrinha de feijão ou milho com colheita no início de junho; como culturas de inverno, a aveia preta, para cobertura ou

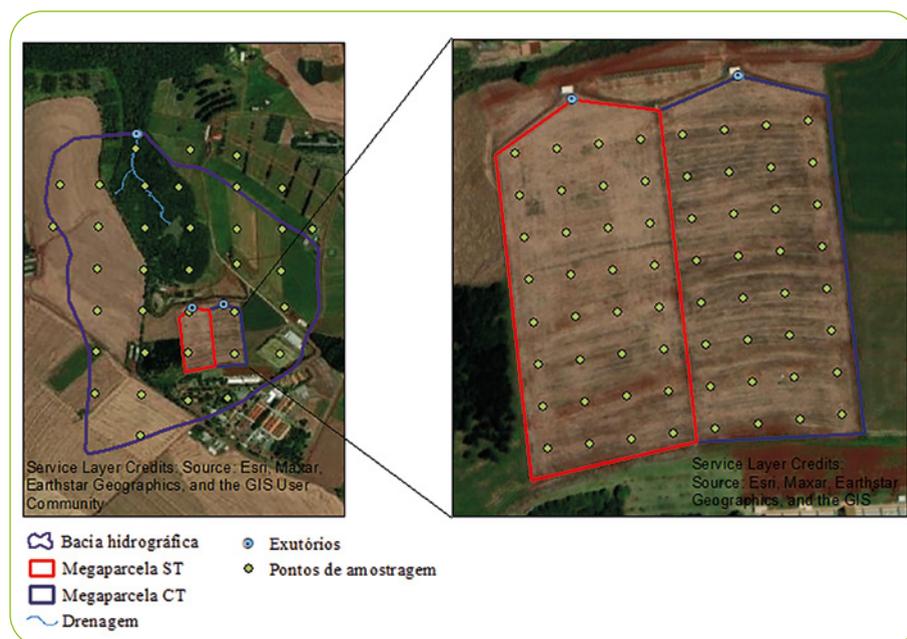
trigo como cultivo comercial. A megaparcela com terraços tem comprimento de rampa de 203,60 m e declividade média de 8,98%, enquanto a megaparcela sem terraços tem 206,50 m de comprimento de rampa e declividade média de 8,62%.

## 3.2 PROPRIEDADES DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS

### 3.2.1 Atributos físicos do solo

#### 3.2.1.1 Caracterização físico-hídrica dos solos da bacia hidrográfica

A caracterização físico-hídrica dos solos da bacia hidrográfica foi realizada no ano de 2018, por meio de amostragens para análises laboratoriais e de avaliações em cada ponto. Uma malha regular de pontos de amostragem foi estabelecida na área da bacia hidrográfica e contemplou 17 pontos de amostragem em áreas de lavoura, 10 pontos em pastagens e seis pontos em vegetação nativa (mata) (Figura 2).



**Figura 2** – Distribuição dos pontos de amostragem de solo na bacia hidrográfica e nas megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT) em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores. Imagem do Google Earth® de 12/08/2020.

Amostras de solo com estrutura preservada foram coletadas em todos os pontos de amostragem da bacia hidrográfica, no centro das camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m para avaliação da densidade do solo (Ds), da porosidade total (Pt), da macroporosidade (Mac) e da microporosidade (Mic) para cada uso do solo.

A resistência do solo à penetração (RP) e a umidade volumétrica ( $\theta_v$ ) do solo foram avaliadas nos mesmos pontos de amostragem, nas camadas de 0,0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30; 0,30-0,40, 0,40-0,50 m.

A Ds nas áreas de lavoura foi maior do que as áreas de pastagem e de mata, que tiveram as menores Ds em comparação aos demais usos do solo. A Ds aumentou com o aumento na profundidade da camada superficial até 0,30 m de profundidade e diminuiu novamente na camada de 0,30-0,40 m nas áreas de lavoura. Nas áreas de pastagem, a Ds diminuiu com o aumento da profundidade, enquanto nas áreas de mata a Ds aumentou com o aumento na profundidade (Tabela 1).

As áreas de mata tiveram maior Mac em comparação aos demais usos (Tabela 1). A Pt e a Mic não tiveram tendência de aumento ou redução com o aumento na profundidade do solo em todos os usos do solo, enquanto a Mac teve comportamento inverso à Ds em todos os usos, na maioria das camadas (Tabela 1).

As menores Ds associadas às maiores Mac na mata, e também na camada superficial do solo nas áreas de lavoura e de pastagem, foram causadas pelo acúmulo de matéria orgânica e resíduos orgânicos, bem como pela atividade biológica e pelo desenvolvimento radicular durante o ciclo de crescimento das plantas. O uso do solo para atividades antrópicas altera as propriedades do solo, sendo evidente esse efeito nas propriedades influenciadas pela geometria do espaço poroso. O tráfego das máquinas e o pisoteio animal, nas áreas de lavoura e de pastagem, respectivamente, proporcionam aumento da Ds e redução da Mac, o que ocorre devido ao acúmulo de tensões no solo.

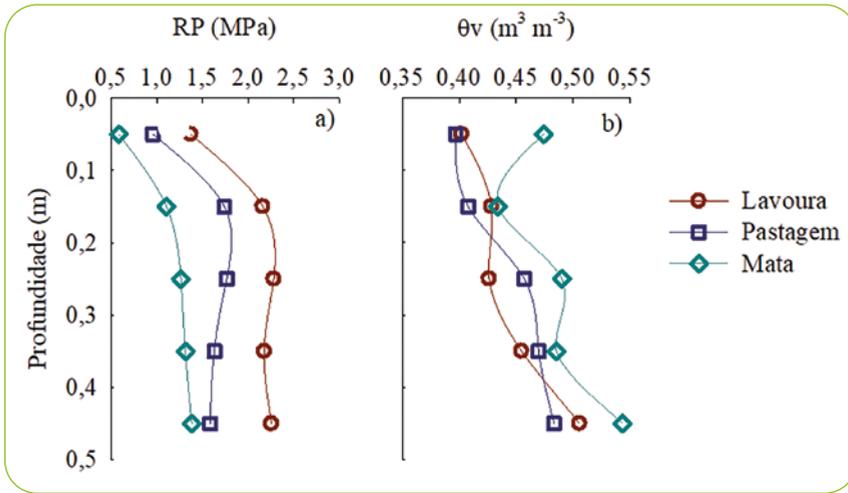
A macroporosidade foi superior ao limite mínimo (10%) exigido para o desenvolvimento das raízes das plantas (VOMOCIL; FLOCKER, 1966; DREWRY *et al.*, 2008). A Mac foi maior do que  $0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na camada superficial da mata, o que proporciona bom fluxo de ar (STEPNIEWSKI *et al.*, 1994) e água. Contudo, a maioria das camadas de solo, nos diferentes usos, tiveram Mac entre 10% e 25%, que é um intervalo considerado adequado para o crescimento das plantas (DREWRY *et al.*, 2008), embora possam ocorrer limitações nas trocas gasosas sob certas condições (GRABLE, 1971; STEPNIEWSKI *et al.*, 1994).

**Tabela 1** – Densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macroporosidade (Mac) e microporosidade (Mic) nos diferentes usos da bacia hidrográfica em 2018, Dois Vizinhos-PR

Camada (m)	Ds (Mg m <sup>-3</sup> )	Pt (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	Mac (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	Mic (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )
<b>Lavoura</b>				
0,00-0,10	1,23	0,63	0,18	0,45
0,10-0,20	1,28	0,60	0,16	0,44
0,20-0,30	1,32	0,65	0,16	0,48
0,30-0,40	1,16	0,64	0,18	0,46
<b>Pastagem</b>				
0,00-0,10	1,20	0,63	0,17	0,46
0,10-0,20	1,20	0,60	0,15	0,45
0,20-0,30	1,19	0,61	0,13	0,48
0,30-0,40	1,17	0,62	0,13	0,49
<b>Mata</b>				
0,00-0,10	0,85	0,69	0,28	0,40
0,10-0,20	1,02	0,65	0,23	0,43
0,20-0,30	1,07	0,65	0,22	0,43
0,30-0,40	1,08	0,65	0,23	0,42

**Fonte:** Os autores.

As lavouras tiveram a maior RP, seguidas das áreas de pastagem, enquanto a mata teve as menores RP em todas as camadas, em comparação aos demais usos do solo da bacia hidrográfica. A mata teve a maior  $\theta_v$  em comparação aos demais usos do solo em todas as camadas (Figura 3). A RP foi maior do que 2,0 MPa apenas nas áreas de lavoura, na maioria das camadas (0,10-0,50 m), exceto na camada superficial (0,00-0,10 m). Esse valor de RP é considerado restritivo ao crescimento das plantas (2,0 MPa) (TAYLOR *et al.*, 1966, TORMENA *et al.*, 1999). Esse comportamento de RP maior do que 2,0 MPa nas áreas de lavoura evidencia o efeito de aumento da RP devido à maior intensidade do tráfego das máquinas nas áreas de lavoura (SOHRABI *et al.*, 2019) para a realização das práticas agrícolas, em comparação com as áreas de pastagem e de mata.



**Figura 3** – Resistência do solo à penetração (RP) e umidade volumétrica ( $\theta_v$ ) nos diferentes usos da bacia hidrográfica em 2018, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

### 3.2.1.2 Caracterização físico-hídrica dos solos das megaparcelsas

A caracterização físico-hídrica dos solos das megaparcelsas foi realizada anualmente desde 2019, por meio de amostragens para análises laboratoriais e de avaliações em cada ponto amostral. Uma malha de pontos 24 m equidistantes foi estabelecida em cada megaparcelsa, composta por oito linhas, cada uma delas com quatro pontos de amostragem, o que totalizou 32 pontos de amostragem em cada megaparcelsa (Figura 2).

Amostras de solo com estrutura não preservada foram coletadas em todos os pontos de amostragem georreferenciados de cada megaparcelsa nas camadas de 0,00-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m para avaliação da distribuição granulométrica. As amostras de solo com estrutura não preservada foram secas ao ar livre, peneiradas em peneira com malha de 2 mm, obtendo-se assim a fração terra fina seca ao ar (TFSA).

A distribuição granulométrica do solo foi determinada pelo método da pipeta (KLEIN *et al.*, 2013; SUZUKI *et al.*, 2015). A dispersão das amostras de solo foi realizada em um agitador horizontal com 120 rpm durante 4h, utilizando recipientes de vidro de 100 mL contendo 20 g de solo, 10 mL de NaOH

6% (dispersante químico), 50 mL de água destilada e duas esferas de *nylon* com peso de 3,04 g, diâmetro de 1,71 cm e densidade de  $1,11 \text{ Mg m}^{-3}$  (SUZUKI *et al.*, 2004a; SUZUKI *et al.*, 2004b).

Nos mesmos pontos e camadas de coleta das amostras com estrutura não preservada, amostras de solo com estrutura preservada foram coletadas em cilindros metálicos de 5,0 cm de diâmetro e 5,0 cm de altura, para a avaliação da densidade do solo (Ds), da porosidade total (Pt), da macroporosidade (Mac) e da microporosidade (Mic).

As amostras de solo com estrutura preservada foram saturadas por capilaridade por 48h e pesadas, sendo em seguida submetidas à tensão de 6 kPa em coluna de areia (REINERT; REICHERT, 2006). Ao final, as amostras foram mantidas em estufa a 105 °C até atingirem peso constante para determinação da densidade do solo (Ds) (BLAKE; HARTGE, 1986). A quantidade de microporos foi determinada com base na água retida na tensão de 6 kPa, enquanto a quantidade de macroporos foi determinada pela diferença entre o volume de água retido na saturação e o volume de água retido na microporosidade (DANIELSON; SUTHERLAND, 1986).

A resistência do solo à penetração ( $R_p$ ) e a umidade volumétrica ( $\theta_v$ ) do solo foram avaliadas nas camadas de 0,0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30; 0,30-0,40, 0,40-0,50 m. A resistência mecânica do solo à penetração foi avaliada em campo com um penetrômetro eletrônico digital com coletor automático de dados da marca Falker®. O cone tem 1,2 cm de diâmetro e ângulo de 30°. A velocidade de penetração constante foi de  $1 \text{ cm s}^{-1}$ . Os dados foram obtidos a cada 1 cm, até 0,5 m de profundidade, com cinco medições em um raio de 3 m, em cada ponto de amostragem, nas duas megaparcelas.

Amostras de solo com estrutura não preservada foram coletadas, concomitantemente, à medição da resistência mecânica do solo à penetração, pesadas e secas em estufa a 105 °C até atingirem peso constante para obtenção da umidade gravimétrica. Esta foi multiplicada pela densidade do solo da camada correspondente para obtenção da umidade volumétrica do solo.

Os dados foram submetidos aos testes Kolmogorov-Smirnov (d) e Barlett (<sup>2</sup>) para avaliar a normalidade e a homoscedasticidade, respectivamente. Os dados que não tiveram distribuição normal ou homogeneidade de variâncias foram submetidos à transformação Box-Cox. As médias das propriedades físico-hídricas do solo entre a CT e a ST foram comparadas pelo Least Significant Difference (LSD) test (teste t), ao nível de 5% de significância.

A distribuição granulométrica e a densidade de partículas não diferiram significativamente entre a ST e a CT. A classe textural indicou que o solo é muito argiloso (SANTOS *et al.*, 2018) nas camadas de 0,00-0,40 m (Tabela 2).

**Tabela 2** – Distribuição granulométrica do solo das megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

Camada (m)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classe textural <sup>(1)</sup>
<b>ST</b>				
0,00-0,10	2,4	31,2	66,4	muito argiloso
0,10-0,20	2,0	29,4	68,6	muito argiloso
0,20-0,30	2,0	29,6	68,3	muito argiloso
0,30-0,40	1,6	27,5	70,9	muito argiloso
<b>CT</b>				
0,00-0,10	2,2	30,4	67,5	muito argiloso
0,10-0,20	1,8	27,5	70,7	muito argiloso
0,20-0,30	1,8	27,3	70,8	muito argiloso
0,30-0,40	1,5	24,4	74,1	muito argiloso

<sup>(1)</sup> Classificação textural adotada pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SANTOS *et al.*, 2018).

**Fonte:** Os autores.

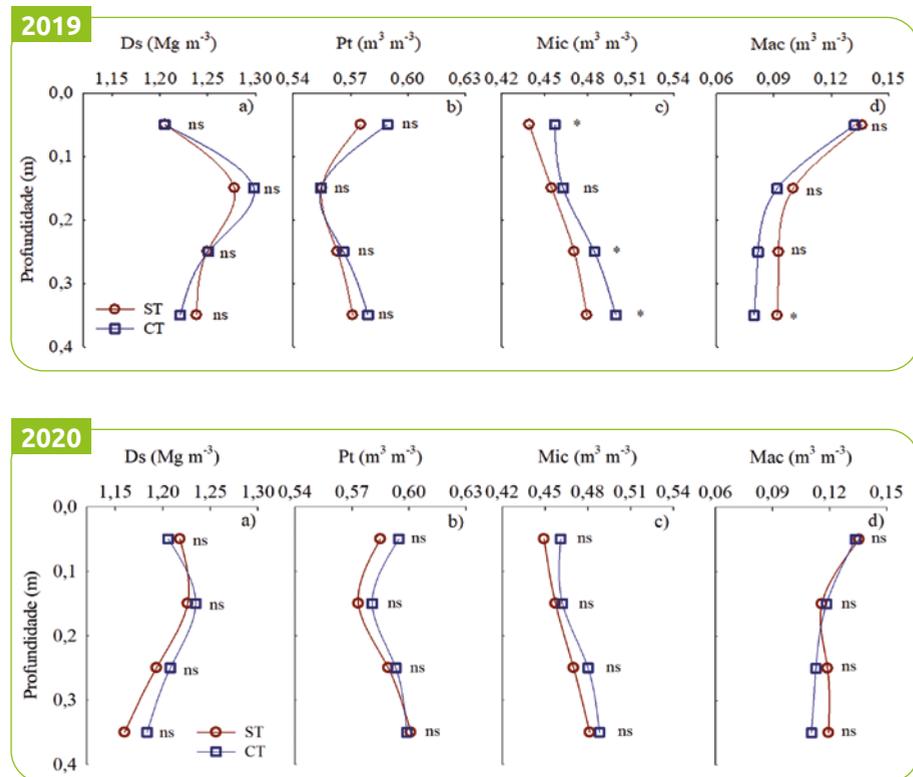
Em 2019, a Ds e a Pt não diferiram entre a CT e a ST em todas as camadas (Figura 4a). A Mac foi significativamente menor na CT apenas na camada de 0,30-0,40 m. A Mic foi significativamente maior na CT na maioria das camadas, exceto na de 0,10-0,20 m, onde diferenças significativas não foram observadas. A Ds, de maneira geral, foi maior na megaparcela sem terraço em comparação à megaparcela com terraço. A Pt e Mac foram, de maneira geral, inversas à Ds. A Mac foi menor do que o valor adequado para o desenvolvimento das plantas ( $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) nas camadas mais profundas do solo. Essas menores Mac foram coincidentes às maiores Mic.

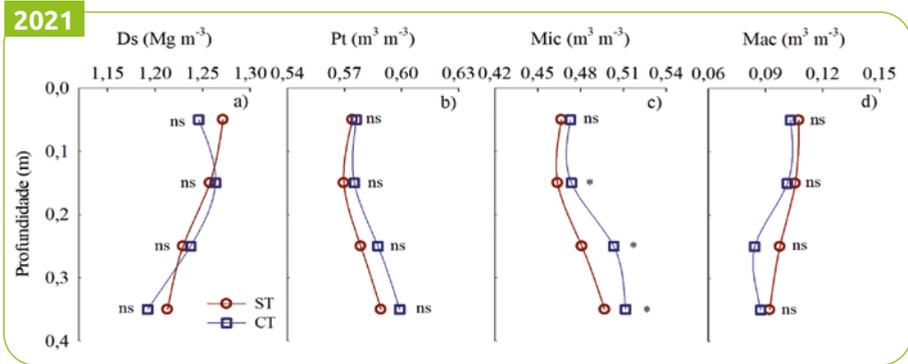
Em 2020, a Ds, a Pt, a Mac e a Mic não diferiram entre a CT e a ST em todas as camadas (Figura 4b). A macroporosidade foi maior do que o valor limite restritivo para o desenvolvimento das plantas ( $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) em todas as camadas do solo.

Em 2022, a Ds, a Pt e a Mac não diferiram entre a CT e a ST em todas as camadas (Figura 4c). A Mic foi significativamente maior na CT em comparação à ST nas camadas de 0,10-0,40 m. A Mac foi menor do que o valor adequado para o desenvolvimento das plantas ( $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) nas camadas mais profundas do solo.

A Mac foi superior ao limite mínimo (10%) exigido para o adequado desenvolvimento das raízes das plantas (VOMOCIL; FLOCKER, 1966; DREWRY *et*

al., 2008) na ST nas camadas de 0,00-0,20 m e na CT na camada de 0,00-0,10 m em 2019; em todas as camadas na ST e na CT em 2020, e nas camadas de 0,00-0,20 m na ST e na CT em 2022. Por outro lado, as demais camadas tiveram Mac inferior a 10%, o que pode limitar o desenvolvimento das plantas e os fluxos de água e de ar, uma vez que o solo deve ter macroporosidade de pelo menos 10% para ser considerado fisicamente adequado ao desenvolvimento das plantas. Uma macroporosidade inferior a 10% proporciona fluxo de ar e aeração deficientes, bem como baixa infiltração de água e redistribuição inadequada no solo (STEPNIEWSKI *et al.*, 1994; EPON *et al.*, 2016; FRÜND; AVERDIEK, 2016; TOIVIO *et al.*, 2017), enquanto uma macroporosidade superior a 10% mantém níveis adequados de aeração e trocas gasosas do solo, especialmente em condições de solo mais úmido, onde a maior parte dos poros responsáveis pela aeração é preenchida com água (DREWRY *et al.*, 2008).





**Figura 4** – Densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), microporosidade (Mic) e macroporosidade (Mac) das megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT) em 2019, 2020 e 2022, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

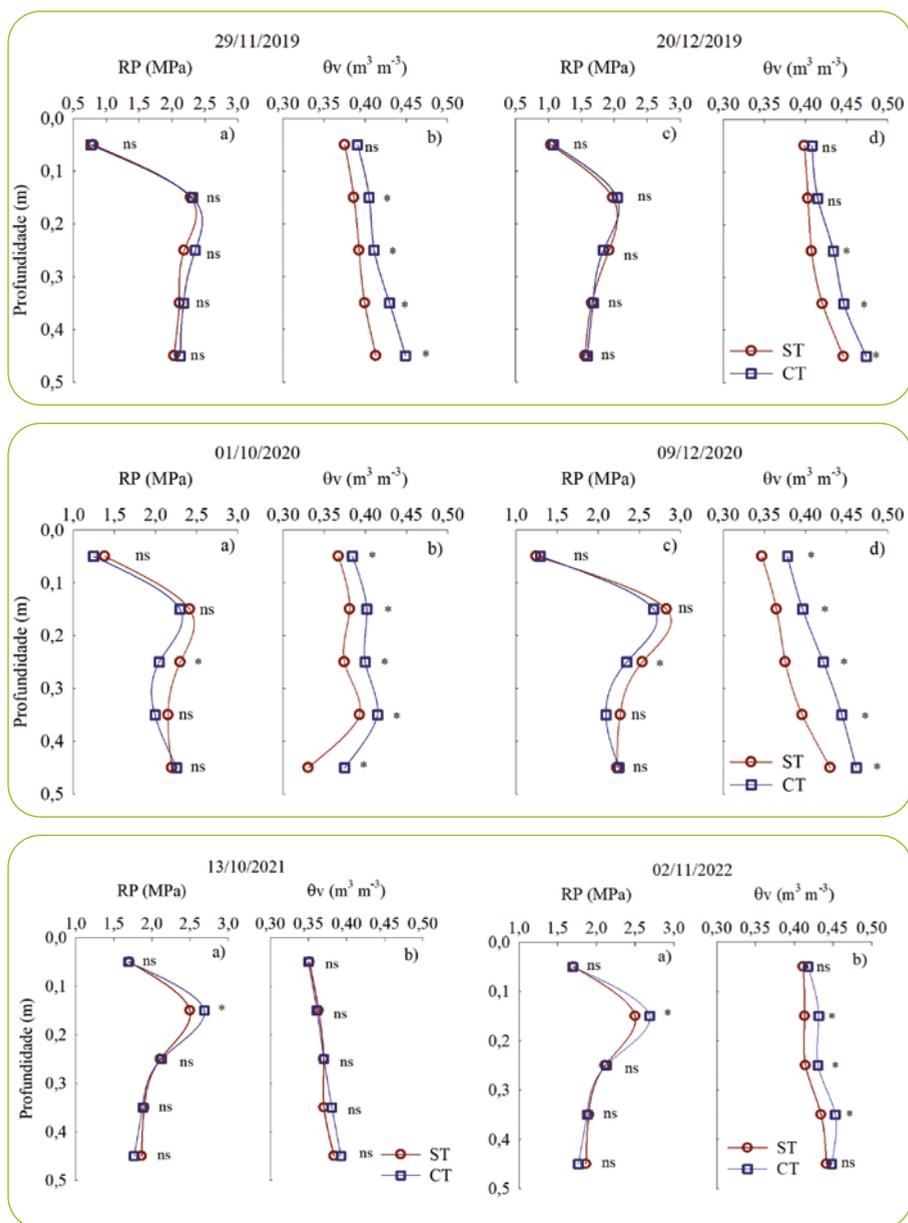
A RP não diferiu significativamente entre a ST e a CT em 2019, enquanto a  $\theta_v$  foi significativamente maior na CT na maioria das camadas (Figura 5a). A RP foi maior do que 2,0 MPa na CT e na ST, na primeira avaliação de 2019, na maioria das camadas, exceto na camada superficial (0,00-0,10 m).

A RP, em 2020, foi significativamente maior na ST na camada de 0,20-0,30 m, enquanto a  $\theta_v$  foi significativamente maior na CT em todas as camadas, nas duas avaliações (Figura 5b). A RP foi maior do que 2,0 MPa na CT e na ST, nas duas avaliações, na maioria das camadas, exceto na camada superficial (0,00-0,10 m).

A RP, em 2021, foi significativamente maior na CT (2,7 MPa) do que na ST (2,5 MPa) na camada de 0,10-0,20 m, enquanto a  $\theta_v$  não diferiu significativamente entre a CT e a ST (Figura 5c). A RP foi maior do que 2,0 MPa na CT e na ST, nas camadas de 0,10-0,20 m e de 0,20-0,30).

A RP, em 2022, foi significativamente maior na CT (2,7 MPa) do que na ST (2,5 MPa) na camada de 0,10-0,20 m, enquanto a  $\theta_v$  foi significativamente maior na CT nas camadas de 0,10-0,40 m (Figura 5d). A RP foi maior do que 2,0 MPa na CT e na ST, nas camadas de 0,10-0,30 m.

A RP maior do que 2,0 MPa, que ocorreu em algumas camadas em todas as avaliações, é o valor considerado restritivo ao crescimento das plantas (TAYLOR *et al.*, 1966; TORMENA *et al.*, 1999).



**Figura 5** – Resistência do solo à penetração (RP) e umidade volumétrica ( $\theta_v$ ) nas megarparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT) em 2019, 2020, 2021 e 2022, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

### 3.2.2 Atributos químicos do solo

A caracterização química dos solos das megaparcelas foi realizada em outubro de 2019, 2020, 2021 e 2022, sendo que aqui serão apresentados os dados de 2020, 2021 e 2022, nos quais as amostragens de solo foram feitas apenas na camada de 0-10 cm. Uma malha de pontos com 24 m equidistantes foi estabelecida em cada megaparcela, composta por oito linhas, cada qual com quatro pontos de amostragem, o que totalizou 32 pontos de amostragem em cada megaparcelas, seguindo a mesma malha da amostragem para análises físicas e biológicas (Figura 2).

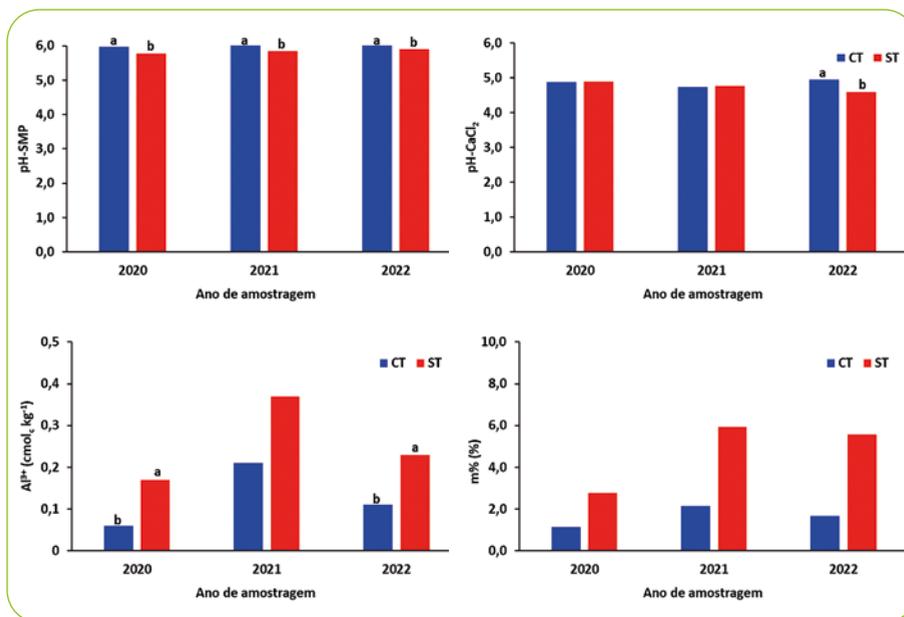
Em cada ponto de amostragem coletou-se solo na camada de 0-10 cm, com auxílio de pá de corte, e as amostras foram secas ao ar livre, moídas em moinho tipo martelo e peneiradas em peneira de malha de 2 mm. Os métodos laboratoriais de análise de solo foram padronizados com as outras mesorregiões do projeto no Estado do Paraná (MÜLLER *et al.*, 2023).

O carbono orgânico total do solo (COT) foi quantificado em analisador elementar de combustão seca (marca Shimadzu, TOC-LCSH, modelo SSM-5000). As amostras foram moídas em gral até a granulometria de 100  $\mu\text{m}$  e foram analisadas a partir de 0,5 g de amostra por combustão a 1.000 °C.

A combustão da amostra em elevadas temperaturas (900-1200 °C), associada a um influxo de gás oxigênio, converte o C em  $\text{CO}_2$ , que é quantificado por meio de detector de infravermelho. Os dados obtidos foram submetidos à análise da variância e quando significativos realizou-se o teste de médias de Tukey a 1% e 5% de probabilidade de erro.

Nos três anos avaliados a acidez potencial (pH-SMP) foi maior no solo sem uso de terraços, enquanto a acidez ativa foi maior apenas no último ano avaliado (2022), não diferindo entre os sistemas nos anos de 2020 e 2021 (Figura 6). Da mesma forma, o teor de Al trocável foi maior no solo da área sem terraço em dois dos três anos avaliados, enquanto a saturação de alumínio não diferiu entre os sistemas.

De forma geral, os atributos de acidez do solo foram maiores na área sem uso de terraço, o que pode estar relacionado à mobilização do solo realizada para retirada dos terraços no ano de 2019, na qual o solo das camadas subsuperficiais foram mobilizados para a superfície quando os terraços foram desmanchados.



Médias seguidas pela mesma letra diferem entre si para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

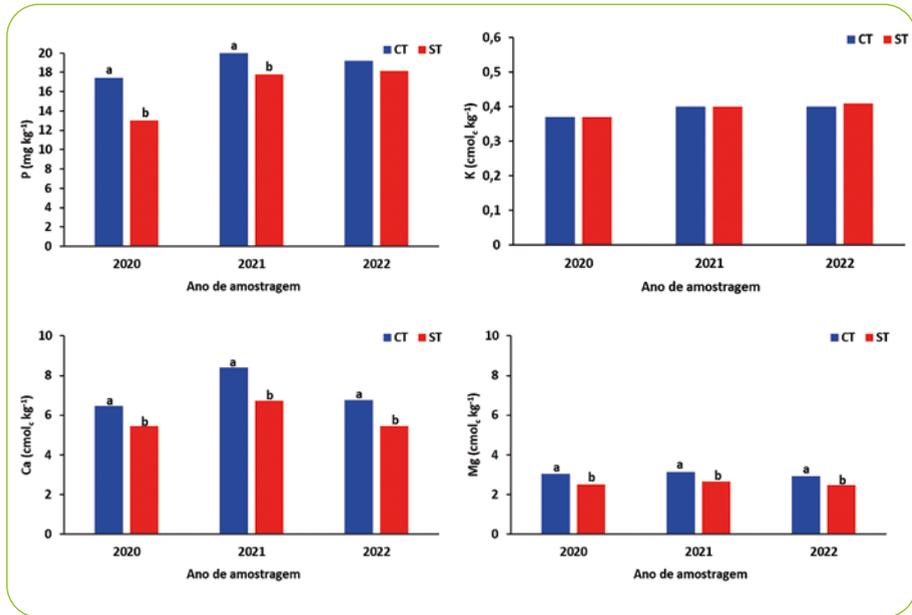
**Figura 6** – Atributos de acidez do solo na camada de 0-10 cm sob sistema plantio direto em megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços para controle de erosão. pH-Ca-Cl<sub>2</sub>, pH-SMP, Al trocável (Al<sup>3+</sup>) e saturação por alumínio (m%) do solo amostrado em 2020, 2021 e 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

A disponibilidade dos nutrientes P, no solo amostrado em 2020 e 2021, e de Ca e Mg, no solo amostrado nos três anos, foi maior com o uso de terraço, enquanto a disponibilidade de K no solo não diferiu entre as áreas com e sem terraceamento (Figura 7).

A mobilização do solo para retirar os terraços, construídos há mais de 20 anos, distribuiu na superfície o solo de camadas mais profundas, os quais apresentam menor disponibilidade de nutrientes e maior acidez. Em áreas de SPD é comum no perfil do solo o surgimento do gradiente de concentração de nutrientes, inversamente proporcional aos atributos de acidez do solo (DALLA NORA *et al.*, 2017; DE BONA, 2022). Assim, o transporte de solo da subsuperfície pode afetar os atributos químicos das camadas superficiais.

Para o teor de Ca e Mg esse efeito perdurou por três anos após a retirada dos terraços, enquanto para o P no terceiro ano os teores dos nutrientes não diferiram mais. A acidez subsuperficial e a resiliência do gradiente de fertilidade do solo, comuns nos solos cultivados em médio ou longo tempo sob sistema plantio direto, não são fáceis de serem alteradas ou corrigidas (DE BONA, 2022).

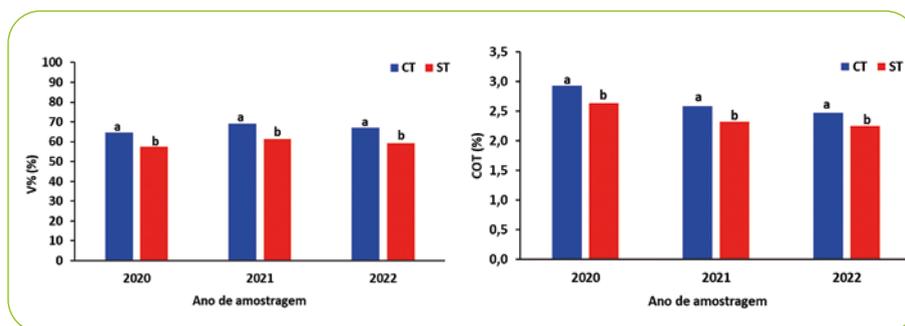


Médias seguidas pela mesma letra diferem entre si para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

**Figura 7** – Disponibilidade de P, K, Ca e Mg no solo da camada de 0-10 cm sob sistema plantio direto em megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços para controle de erosão, amostrado em 2020, 2021 e 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

Assim como para o teor de P, Ca e Mg, a saturação por bases (V%) e o COT também foram maiores no solo com uso de terraços, perdurando essa diferença entre os sistemas nos três anos avaliados (Figura 8).



Médias seguidas pela mesma letra diferem entre si para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

**Figura 8** – Carbono orgânico total (COT) e saturação por bases (V%) no solo da camada de 0-10 cm sob sistema plantio direto em megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços para controle de erosão, amostrado em 2020, 2021 e 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

A retirada dos terraços causou uma mobilização do solo que afetou negativamente a disponibilidade de nutrientes e o teor de COT, enquanto aumentou os atributos de acidez do solo da camada de 0-10 cm. Além disso, verifica-se que os efeitos negativos podem perdurar por até três anos, sendo o SPD incapaz de restabelecer esses atributos de solo nesse período, principalmente porque os processos erosivos e as perdas de COT e nutrientes tendem a ser maiores nas áreas sem práticas mecânicas de controle de erosão.

Em SPD, o maior teor de nutrientes na camada superficial do solo, associado à acidez em subsuperfície, leva à concentração do sistema radicular das plantas. Sendo a camada de 0-10 cm do solo a principal responsável pelo fornecimento de nutrientes aos cultivos agrícolas, os efeitos negativos da retirada dos terraços podem comprometer diretamente o desenvolvimento das culturas.

### 3.2.3 Atributos biológicos do solo

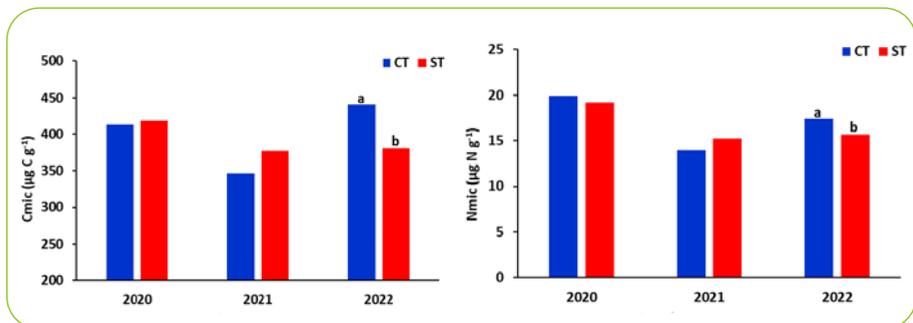
O solo é um dos habitats mais diversos da Terra, caracterizado como um grande reservatório que abriga mais de um quarto da biodiversidade global, composta parcialmente por microrganismos e invertebrados. Essas comunidades do solo são limitadamente conhecidas, pautado em sua imensa diversidade, seu reduzido tamanho e no desafio técnico de sua identificação

(ORGIAZZI *et al.*, 2016). Apesar dessas limitações, muito já se sabe sobre seu potencial benéfico nos mais diversos ecossistemas naturais e agroecossistemas, embora especificidades para diferentes usos e manejos do solo ainda demandem pesquisas e o monitoramento de alguns parâmetros biológicos em longo prazo, para sua melhor compreensão.

Nesse contexto, os atributos biológicos monitorados na mesorregião Sudoeste foram a fauna edáfica, e os parâmetros microbiológicos carbono (Cmic) e nitrogênio (Nmic) da biomassa microbiana, respiração basal e quociente metabólico ( $qCO_2$ ).

Neste tópico, serão apresentados alguns resultados preliminares das amostragens dos anos de 2020, 2021 e 2022. Informações sobre a metodologia de coleta e análise dos atributos microbianos e da fauna edáfica estão descritos em Colozzi Filho *et al.* (2023).

O Cmic e o Nmic apresentaram o mesmo comportamento nas amostragens em 2020 e 2021, não havendo diferença significativa entre a lavoura com e sem terraço. Por outro lado, na amostragem de outubro de 2022 o solo em lavoura com terraço apresentou maior Cmic e Nmic (Figura 9). Isso indica que com o passar do tempo começa-se a acumular eventos pluviométricos, os quais levam a maiores perdas graduais de carbono e nutrientes por escoamento superficial nas áreas sem terraço, diminuindo também a biomassa microbiana do solo.

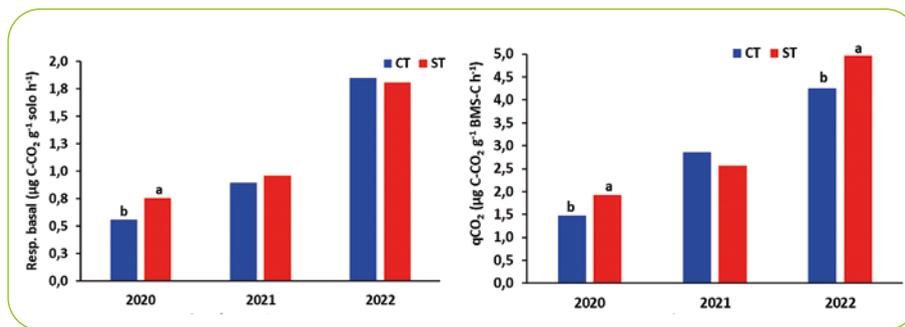


Médias seguidas pela mesma letra diferem entre si para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

**Figura 9** – Carbono (Cmic) e nitrogênio (Nmic) da biomassa microbiana do solo da camada de 0-10 cm sob sistema plantio direto em megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços para controle de erosão, amostrado em 2020, 2021 e 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

Ao mesmo tempo, a respiração basal foi maior para o solo da lavoura sem terraço apenas no ano de 2020, sem diferir da lavoura com terraço nos outros anos (Figura 10). A maior respiração basal é um indicativo de estresse ambiental que leva os microrganismos a degradar maior quantidade de compostos orgânicos do solo, aumentando a emissão de  $C-CO_2$  e diminuindo o estoque de MOS lábil. Isso acarretou em maior  $qCO_2$  no solo da lavoura sem terraço em dois dos três anos avaliados (Figura 10), o que indica maior perturbação em nível de solo e pior qualidade biológica na lavoura sem terraço.



Médias seguidas pela mesma letra diferem entre si para o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro.

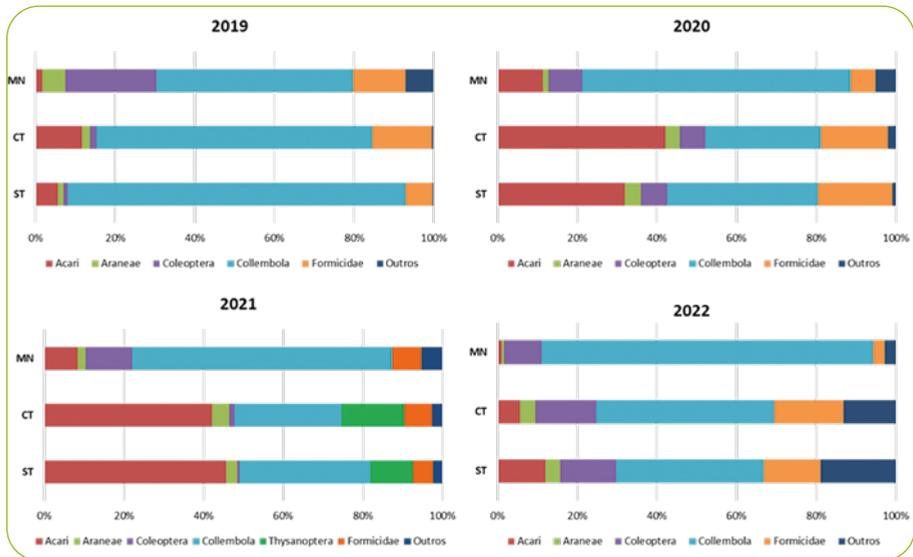
**Figura 10** – Respiração basal e quociente metabólico do solo da camada de 0-10 cm sob sistema plantio direto em megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços para controle de erosão, amostrado em 2020, 2021 e 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

Como elemento fundamental no solo, a fauna edáfica desempenha importantes funções nos ecossistemas, como a ciclagem de nutrientes, a fragmentação de resíduos orgânicos, a aeração, a mobilização de nutrientes e a participação nos ciclos biogeoquímicos (BIRKHOFER *et al.*, 2022; CALÓ *et al.*, 2022; MANU *et al.*, 2022). Dessa forma, beneficia as propriedades do solo, as quais podem afetar seu comportamento em virtude de alterações ocasionadas pelo uso e manejo (CASARIL *et al.*, 2019; FERREIRA *et al.*, 2019). Logo, a avaliação da abundância e diversidade da fauna edáfica pode ser utilizada para monitorar diferentes práticas agrícolas.

Ao longo dos anos de 2019 a 2022, foram amostrados 21 grupos taxonômicos: Acari, Araneae, Blattaria, Chilopoda, Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Diplopoda, Formicidae, Hemiptera, Hymenoptera, Isopoda, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Pseudoscorpionida, Psocoptera, Siphonaptera, Thysanoptera, Thysanura e ninfas.

Os grupos mais frequentes ao longo do estudo foram Collembola, Acari, Formicidae, Coleoptera e Araneae, sendo que os grupos com frequência inferior foram agrupados na categoria “outros” (Figura 11).



**Figura 11** – Frequência relativa de grupos taxonômicos amostrados pelo método *Pitfall Traps* em áreas de plantio direto com (CT) e sem terraço (ST) e fragmento de mata nativa (MN) na região Sudoeste do estado do Paraná no período de 2019 a 2022

**Fonte:** Os autores.

Observa-se elevada frequência da ordem Collembola em todos os períodos, em todas as áreas, enquanto a ordem Acari destaca-se nos anos de 2020 a 2021 nas áreas agrícolas. A família Formicidae foi encontrada em todos os períodos, em menor proporção em relação aos grupos supracitados, assim como a ordem Coleoptera, seguida da ordem Araneae, para todas as áreas.

No ano de 2021 houve um número expressivo de representantes da ordem Thysanoptera, apenas nas áreas agrícolas, a qual não se mostrou representativa nas demais amostragens. Embora os grupos nas diferentes áreas sejam predominantemente os mesmos, ocorrem oscilações na porcentagem de cada um entre as áreas, principalmente nas áreas agrícolas com e sem terraço, especialmente no primeiro ano de estudo.

Tais grupos têm relação direta com as características promovidas pelo sistema de plantio direto, adotado em ambas as áreas. O aporte de resíduos

orgânicos adicionados ao solo, influenciados pelo plantio direto, afeta positivamente o desenvolvimento de alguns grupos edáficos, incluindo os citados (SILVA *et al.*, 2022).

Em relação à abundância média de grupos edáficos (Tabela 3), verifica-se que no ano de 2019 as três áreas diferiram entre si, com maior média associada à área sem terraço. Esse resultado é reflexo da elevada abundância de colêmbolos na área, que totalizou mais de 26.000 indivíduos. A remoção dos terraços neste ano para implantação das áreas experimentais pode ser o fator determinante para esse resultado, pois áreas antropizadas têm maior frequência desse grupo (BALIN *et al.*, 2017).

A perturbação e simplificação do hábitat podem ter contribuído para redução do número dos predadores do grupo, favorecendo-os (MORENTE *et al.*, 2018). No ano de 2020 não foram constatadas diferenças significativas entre as áreas, enquanto nos anos subsequentes, 2021 e 2022, houve alternância da maior abundância para as áreas agrícolas com e sem terraço que não diferem entre si, e a área de mata. Quanto à riqueza média, a área de mata apresentou maior média no ano de 2020, enquanto no ano de 2021 as áreas agrícolas com e sem terraço se sobressaíram em relação à área de vegetação nativa.

**Tabela 3** – Abundância e riqueza médias de organismos edáficos coletados pelo método *Pitfall traps* em áreas de plantio direto com (CT) e sem terraços (ST) e fragmento de mata nativa (MN) na região Sudoeste do estado do Paraná no período de 2019 a 2022

Sistema	Abundância média (indivíduos/armadilha)			
	2019	2020	2021	2022
ST	752,21 <sup>a</sup>	178,28 <sup>a</sup>	297,40 <sup>a</sup>	106,87 <sup>b</sup>
CT	298,28 <sup>b</sup>	178,96 <sup>a</sup>	243,65 <sup>a</sup>	99,68 <sup>b</sup>
MN	54,28 <sup>c</sup>	156,09 <sup>a</sup>	148,6 <sup>b</sup>	202,06 <sup>a</sup>
Riqueza média				
ST	6,06 <sup>a</sup>	6,43 <sup>b</sup>	8,25 <sup>a</sup>	6,62 <sup>a</sup>
CT	6,40 <sup>a</sup>	6,31 <sup>b</sup>	8,03 <sup>a</sup>	6,31 <sup>a</sup>
MN	6,3 <sup>a</sup>	8,03 <sup>a</sup>	6,84 <sup>b</sup>	6,09 <sup>a</sup>

Médias seguidas por letras minúsculas distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.

**Fonte:** Os autores.

A dominância de grupos na área sem terraço no ano de 2019 é evidenciada pelo índice de dominância de Simpson (Tabela 4), como reflexo da elevada abundância de colêmbolos nesse local. A menor abundância média, aliada à melhor uniformidade e à baixa dominância de indivíduos na área de mata, contribuíram para a maior diversidade nesse ambiente. Nos anos subsequentes, observa-se que em todos os períodos as áreas agrícolas apresentaram maiores índices de diversidade e menor dominância em comparação à área da mata.

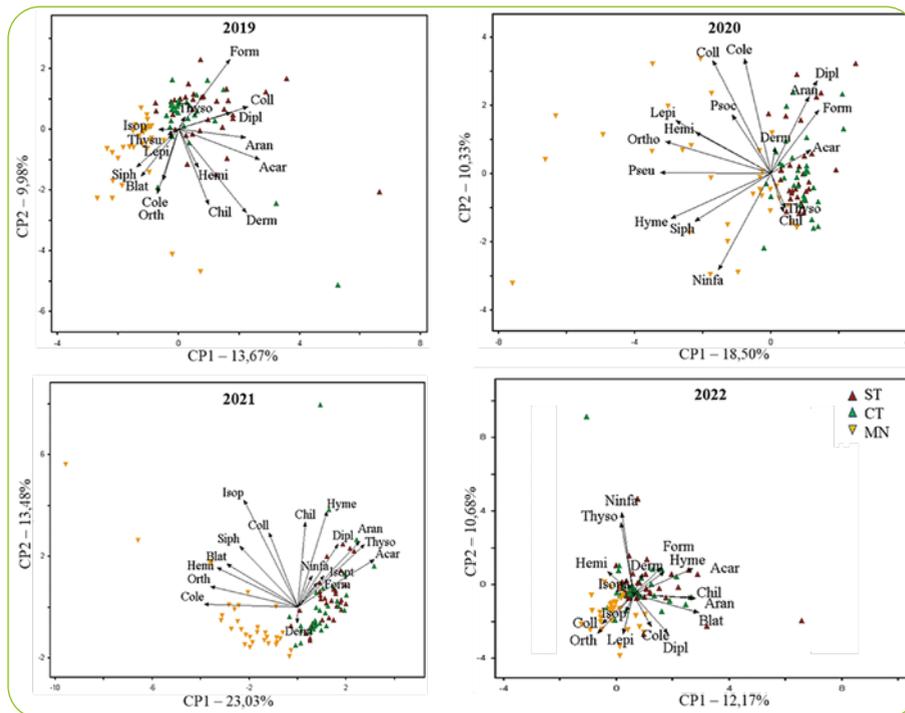
A presença de material vegetal mais lignificado no ambiente da mata pode resultar em menor velocidade de decomposição e caracterizar um fator limitante para certos grupos, afetando o desenvolvimento e a composição da fauna (OLIVEIRA *et al.*, 2018; LIN *et al.*, 2019), o que pode explicar a maior dominância associada a esse ambiente nesses períodos.

**Tabela 4** – Índice ecológico de dominância de Simpson ( $J'$ ) e diversidade de Shannon ( $H'$ ) em áreas de plantio direto com (CT) e sem terraço (ST) e fragmento de mata nativa (MN) na região Sudoeste do estado do Paraná no período de 2019 a 2022

	2019			2020			2021			2022		
	ST	CT	MN									
$J'$	0,72	0,51	0,31	0,28	0,29	0,47	0,33	0,28	0,45	0,27	0,31	0,7
$H'$	0,61	0,96	1,46	1,41	1,42	1,19	1,36	1,51	1,24	1,56	1,47	0,62

**Fonte:** Os autores.

A análise de componentes principais (ACP) revelou que em todos os anos houve clara separação da área de mata em relação às áreas agrícolas, contudo, sem distinta separação destas entre si. Em todos os anos, a família Formicidae e as ordens Araneae, Acari e Diplopoda mostraram-se associadas às áreas agrícolas com e sem terraço, enquanto as ordens Coleoptera e Orthoptera estiveram associadas à área de mata em todos os períodos (Figura 12).



Legenda: Chilo – Chilopoda; Thyso – Thysanoptera; Hyme – Hymenoptera; Aran – Araneae; Diplo – Diplopoda; Derma – Dermaptera; Coleo – Coleoptera; Lepid – Lepidoptera; Hemi – Hemiptera; Coll – Collembola; Ortho – Orthoptera; Formi – Formicidae; Isop – Isopoda; Blat – Blattodea; Isop – Isoptera; CP1 – Componente Principal 1; CP2 – Componente Principal 2.

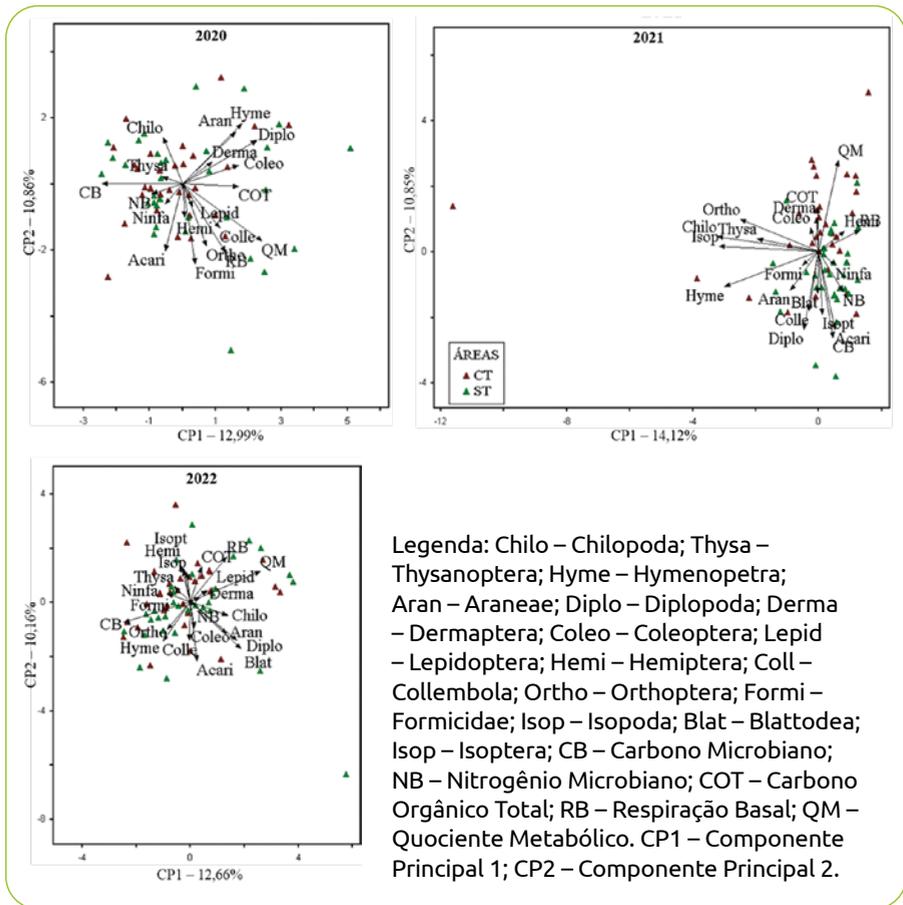
**Figura 12** – Análise de componentes principais (ACP) para grupos da fauna edáfica em áreas de plantio direto com (CT) e sem terraço (ST) e fragmento de mata nativa na região Sudoeste do estado do Paraná, no período de 2019 a 2022

**Fonte:** Os autores.

Salienta-se que nos anos de 2020 e 2021 houve o fenômeno *La Niña*, que reduziu consideravelmente as chuvas no Sudoeste do estado do Paraná e, por consequência, os processos erosivos, o que pode justificar a inexistência, até então, de diferenças mais expressivas nos atributos químicos e biológicos do solo entre as áreas com e sem terraço. Diante do exposto, esses resultados fomentam a expectativa de que a coleta e análise de dados em longo prazo permita compreender como as mudanças com a adoção do terraceamento em áreas de SPD afetam os atributos químicos e biológicos do solo e os sistemas produtivos como um todo, bem como verificar como as condições edafoclimáticas avaliadas interferem na dinâmica do solo.

Considerando a ampla base de dados que tange o monitoramento da fauna de solo neste estudo, maiores informações e reflexões sobre o tema estão disponíveis em Stockmann (2023).

Para a análise integrada dos parâmetros biológicos, foram utilizados os dados obtidos no período de 2020 a 2022 referentes aos grupos taxonômicos da fauna edáfica e os parâmetros microbiológicos carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico e carbono orgânico total, os quais foram submetidos à ACP a fim de verificar a relação entre eles (Figura 13).



**Figura 13** – Análise de componentes principais (ACP) para os grupos da fauna edáfica e parâmetros microbiológicos em áreas de plantio direto com (CT) e sem terraços (ST) na região Sudoeste do estado do Paraná para os anos de 2020, 2021 e 2022

**Fonte:** Os autores.

A ACP indica que não há separação clara entre as duas áreas de estudo durante o período avaliado. Esse resultado pode estar associado às características das áreas, ambas conduzidas em SPD, capazes de criar condições similares para a fauna, associado aos baixos índices pluviométricos, principalmente nos anos de 2020 e 2021, reduzindo, conseqüentemente, os processos erosivos e a avaliação efetiva dos terraços sobre o componente biológico.

No ano de 2020, observa-se associação da ordem Coleoptera e Diplopoda ao COT, e os grupos Collembola e Orthoptera ao quociente metabólico e à respiração basal, respectivamente. As ordens Thysanura e Chilopoda mostraram-se associadas ao CBM, e as ninfas, em geral, ao NBM. No ano de 2021, as ordens Dermaptera e Coleoptera apresentaram associação ao COT, isoptera e acari estão associados ao CBM, e as ninfas, ao NBM. Em 2022 não houve associação do COT e RB a nenhum grupo taxonômico da fauna edáfica, enquanto Araneae, Coleoptera, Chilopa e Diplopoda apresentam relação com o NBM. Os grupos Formicidae e Orthoptera mostram certa associação ao CBM.

A associação de grupos da macrofauna ao CBM reflete seu papel na escavação e formação de poros no solo, onde podem ser depositadas suas fezes, que contribuem para a introdução de compostos orgânicos no sistema, que fomentam o aumento da biomassa microbiana (Kuzuyakov; Blagodatskaya, 2015). Organismos fragmentadores de serapilheira, como diplópodes, também podem beneficiar a biomassa microbiana por facilitar o ataque microbiano ao material particulado (CORREIA; OLIVEIRA, 2005).

Embora algumas associações tenham sido observadas, uma análise mais completa da relação fauna edáfica/parâmetros microbianos demanda um histórico mais detalhado e longo, associada à identificação avançada de alguns grupos edáficos-chave.

## **3.3 HIDROSSEDIMENTOLOGIA NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS**

### **3.3.1 Perdas de solo e água na bacia hidrográfica**

A bacia hidrográfica consiste na melhor área a ser utilizada para o planejamento dos usos e manejos do solo, uma vez que as atividades realizadas nas encostas dessa área refletem e se propagam até a rede de drenagem, considerada como elemento integrador de todos os fatores que compõem a bacia hidrográfica.

Os processos hidrológicos e sedimentológicos, como escoamento superficial, com conseqüente aumento da vazão, da concentração de sedimentos

em suspensão, da produção de sedimentos e alteração nos constituintes da qualidade da água, frente a eventos de chuva, têm suas respostas integradas na rede de drenagem da bacia hidrográfica.

O comportamento hidrossedimentológico da bacia hidrográfica experimental vem sendo monitorado desde 2019. O monitoramento contínuo da chuva, da vazão e da turbidez para estimativa da concentração de sedimentos em suspensão foi realizado na seção de monitoramento da bacia hidrográfica, composta por uma calha Parshall automatizada com sensor de nível (linígrafo) para estimativa da vazão, da turbidez (turbidímetro) para estimativa da concentração de sedimentos em suspensão, de chuva (pluviógrafo), *datalogger* e painel solar.

O *datalogger* é utilizado para o armazenamento dos dados, que são mensurados e registrados em intervalos de tempo fixos de 5 minutos. Além dos dados automáticos, eventos de chuva-vazão-sedimentos são monitorados diretamente, com amostragem durante os eventos de cheia, para calibrar os equipamentos automáticos e coletar amostras necessárias para a estimativa da concentração e da produção de sedimentos.

As coletas de sedimentos em suspensão, durante os eventos de chuva, vêm sendo realizadas para caracterizar o regime sedimentológico, o que possibilita a estimativa da produção de sedimentos nas bacias, tendo em vista que a maior transferência dos sedimentos ocorre durante os eventos de cheia. As amostras são levadas ao laboratório para a quantificação da concentração de sedimentos em suspensão, após a evaporação (SHREVE; DOWNS, 2005).

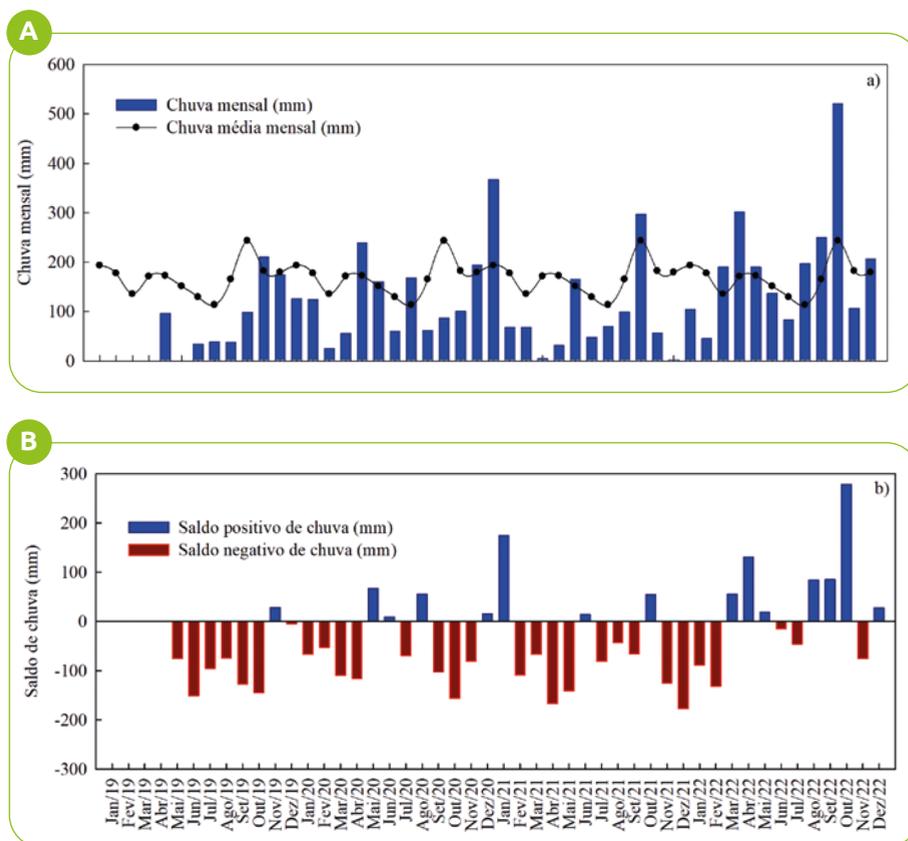
O monitoramento da chuva na bacia, além do pluviógrafo instalado junto à seção de monitoramento, é realizado com quatro pluviômetros distribuídos na área da bacia, o que permite a representação adequada da distribuição espacial das chuvas na bacia e a correção dos dados obtidos pelo pluviógrafo.

Os dados de chuva, vazão e concentração de sedimentos em suspensão dos eventos monitorados foram utilizados para elaborar o hietograma, o hidrograma e o sedimentograma e para obter as variáveis características da chuva (volume total, intensidade média da chuva ( $I$  média) e intensidade máxima da chuva em 30 minutos ( $I_{30}$ ), da vazão (vazão máxima ( $Q_{\text{máx}}$ ) e média ( $Q_{\text{méd}}$ ) e coeficiente de escoamento ( $C$ ) e dos sedimentos (concentração de sedimentos em suspensão máxima ( $C_{\text{ss}_{\text{máx}}}$ ) e média ( $C_{\text{ss}_{\text{méd}}}$ ) e produção de sedimentos específica ( $PS_{\text{esp}}$ ) de cada evento.

As chuvas ocorridas durante o período de monitoramento (2019-2022) tiveram comportamento distinto em relação à média histórica para Dois Vizinhos-PR (VIEIRA *et al.*, 2018) e, exceto no ano de 2022 (Figura 14a), resultaram em menor volume mensal acumulado em comparação à média histórica

na maior parte do período monitorado (Figura 14b). Os anos de 2019 até 2022 foram influenciados pela ocorrência do fenômeno *La Niña*. Na Região Sul do Brasil, esse fenômeno ocasionou precipitação pluvial abaixo da média climatológica. O ano de 2022, mesmo sob influência do fenômeno *La Niña*, teve precipitação pluvial mensal acima da média histórica na maioria dos meses. Isso ocorreu porque o fenômeno é também caracterizado pela irregularidade das chuvas, o que causou alta quantidade de precipitações pluviais em algumas regiões, como no Sudoeste do Paraná, enquanto outras regiões seguiram dentro ou abaixo da média histórica (CRN, 2022).

O volume mensal de chuva tem influência direta sobre a vazão (Q) e a concentração de sedimentos em suspensão (C<sub>ss</sub>) máximas mensais (Tabela 5).



**Figura 14** – Chuva média mensal para o município de Dois Vizinhos-PR e chuva mensal (A) e saldo de chuva em relação à chuva média mensal (B) ocorridas na bacia hidrográfica de 2019 a 2022, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

**Tabela 5** – Chuva mensal e vazão (Q) e concentração de sedimentos em suspensão (Css) médias, mínimas e máximas mensais ocorridas na bacia hidrográfica em 2022, em Dois Vizinhos-PR

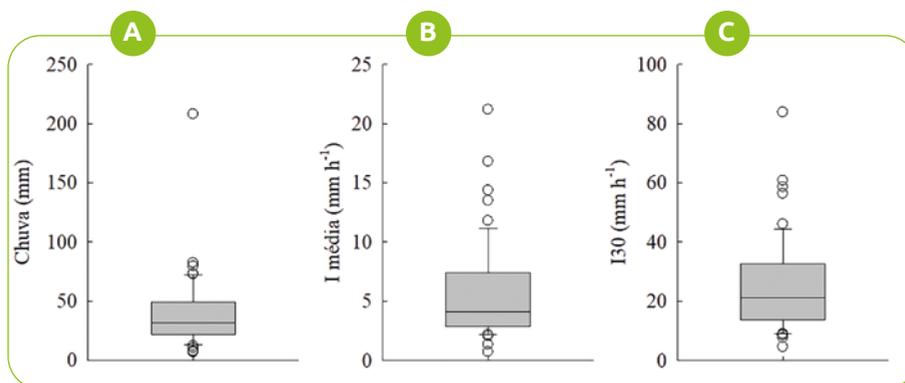
Mês	Chuva (mm)	Q (L s <sup>-1</sup> )			Css (mg L <sup>-1</sup> )		
		Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima
Jan	104,5	3,0	4,9	45,7	14,7	21,5	544,5
Fev	45,6	3,0	6,0	31,8	14,7	20,5	301,4
Mar	190,2	3,0	7,1	101,8	11,6	19,0	362,1
Abr	302,0	3,1	14,5	221,2	11,6	22,2	738,1
Mai	190,7	10,5	20,4	148,7	11,6	18,5	462,3
Jun	136,6	18,4	33,7	97,6	11,6	17,4	97,3
Jul	83,0	13,0	19,4	75,3	8,6	20,1	453,5
Ago	197,1	10,3	18,7	134,5	11,6	21,7	554,0
Set	249,8	14,3	19,8	85,9	8,6	21,9	200,6
Out	521,3	18,2	64,0	642,0	11,6	27,3	1513,0
Nov	106,4	21,8	48,3	215,5	11,6	23,6	674,0
Dez	206,5	12,8	22,6	264,6	14,7	24,3	804,9

**Fonte:** Os autores.

Durante o período de monitoramento, 54 eventos de chuva que geraram escoamento superficial foram monitorados. Esses eventos geraram de chuva geraram aumento na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão no rio (Figuras 15, 16 e 17).

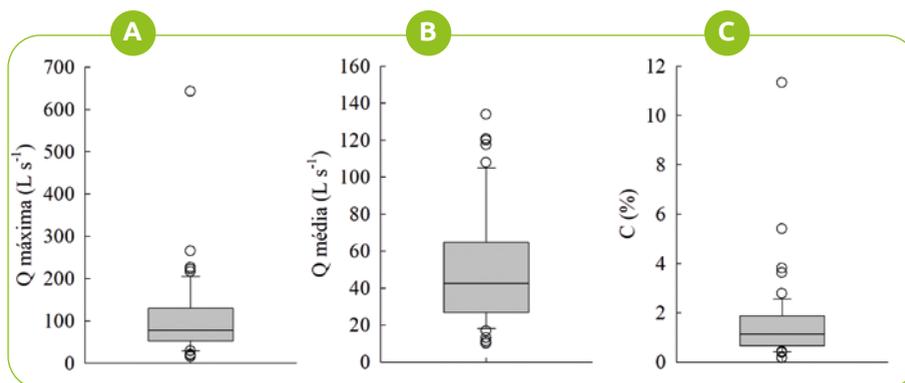
A bacia hidrográfica tem modo operante de respostas rápidas na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão frente a eventos de chuva (Figura 18). Esses eventos são representativos da resposta da bacia hidrográfica rural às chuvas e da capacidade do solo em permitir a infiltração e o armazenamento de água.

Os eventos de chuva ocorridos ao longo do período de monitoramento tiveram diferentes magnitudes das variáveis hidrológicas (Figura 15). Por consequência, os eventos de vazão-sedimentos também tiveram diferentes magnitudes (Figuras 16 e 17), influenciadas pela ação individual ou combinada da umidade antecedente do solo, resultante de eventos consecutivos de chuva, e do volume e da intensidade máxima da chuva.



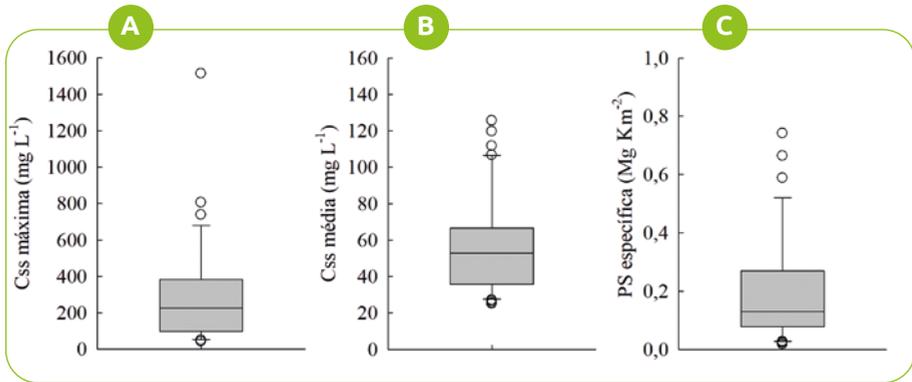
**Figura 15** – Volume total de chuva acumulado ao longo de todo o evento (a), intensidade média (I média) (b) e intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ) (c) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos nos anos 2021 e 2022 na bacia hidrográfica em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 16** – Vazão máxima (Q máxima) (a), vazão média (Q média) (b) e coeficiente de escoamento superficial (C%) (c) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos nos anos de 2021 e 2022, na bacia hidrográfica, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 17** – Concentração de sedimentos em suspensão máxima (C<sub>ss</sub> máxima) (a), concentração de sedimentos em suspensão média (C<sub>ss</sub> média) (b) e produção de sedimentos específica (PS específica) (c) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos nos anos de 2021 e 2022, na bacia hidrográfica, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

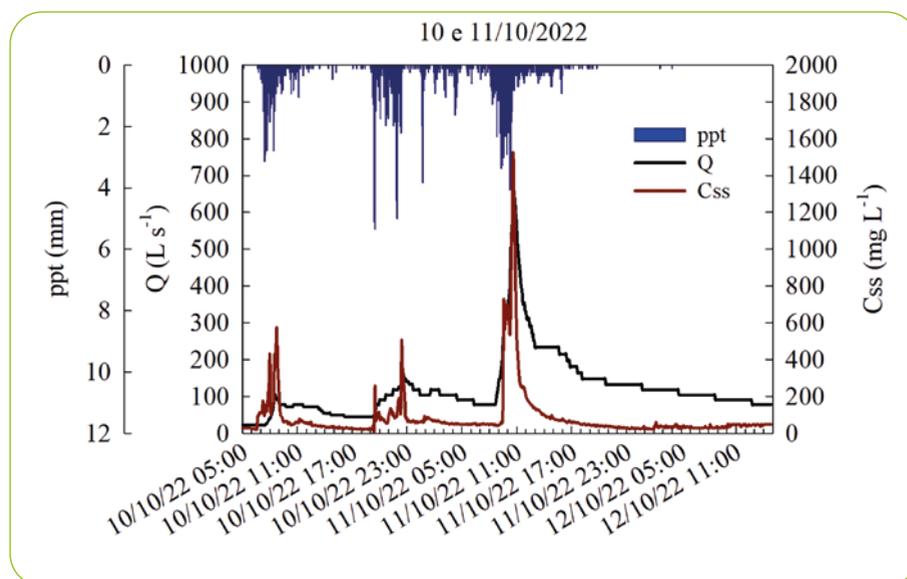
O volume e a intensidade da chuva estiveram diretamente relacionados com a magnitude das variáveis da vazão e dos sedimentos (Tabela 6). A alta intensidade da chuva, maior do que a capacidade de infiltração de água no solo, proporciona escoamento superficial com consequente aumento na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão. Como as respostas na vazão e nos sedimentos são rápidas frente às chuvas, a variação na intensidade ao longo dos eventos da chuva gera hidrogramas e sedimentogramas compostos para alguns eventos.

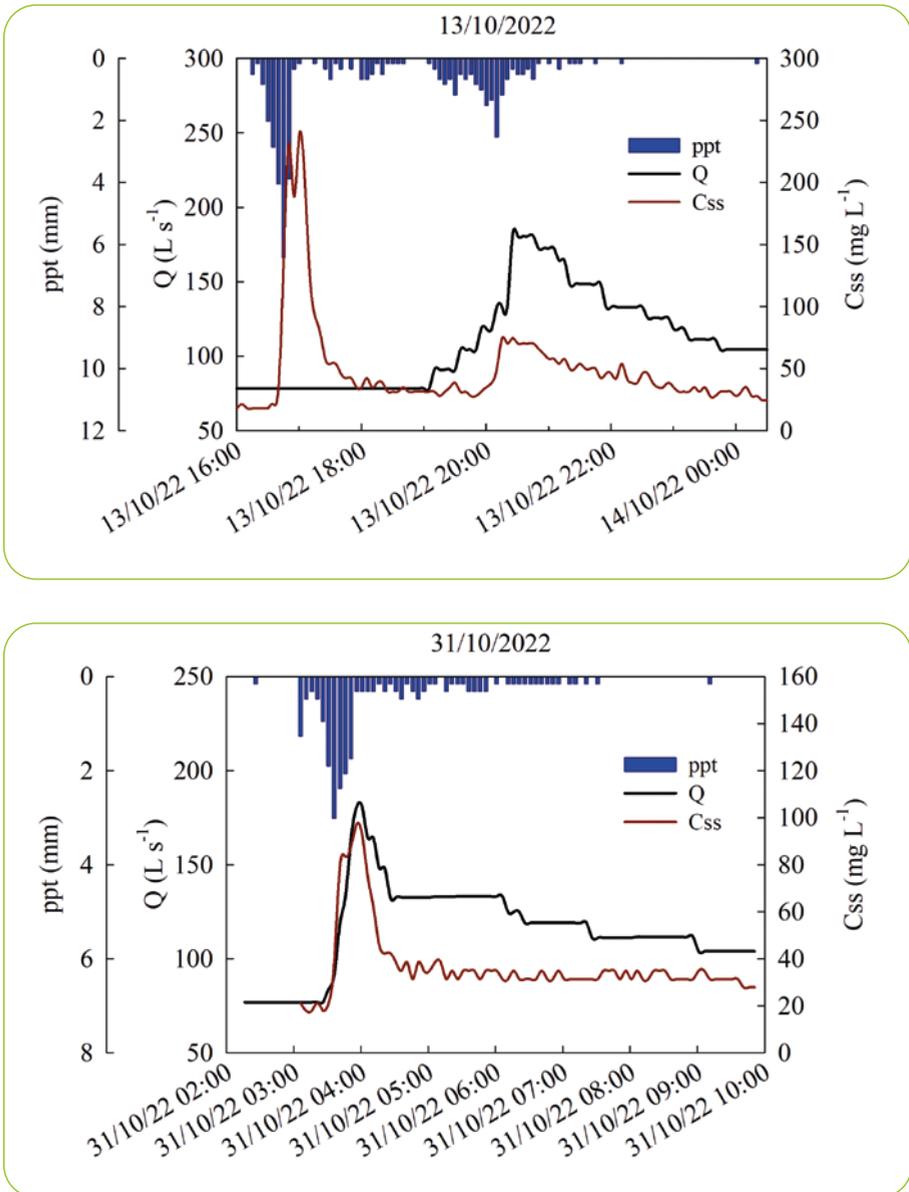
A resposta rápida da vazão na bacia hidrográfica e na concentração de sedimentos em suspensão, frente a eventos de chuva, é resultante da ação individual ou combinada da umidade antecedente do solo e da intensidade máxima da chuva (RODRIGUES *et al.*, 2014).

**Tabela 6** – Variáveis características da chuva, da vazão e dos sedimentos de três eventos de diferentes magnitudes ocorridos na bacia hidrográfica em 2022, em Dois Vizinhos-PR

Evento Out/22	P (mm)	I média	I30	Vol	Lâmina	C	Q	Css	PS
		(mm h <sup>-1</sup> )	(mm h <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> )	(mm)	(%)	máxima (L s <sup>-1</sup> )	máxima (mg L <sup>-1</sup> )	(kg)
10/out	208,0	5,4	32,2	3614,0	5,65	2,7	642,0	1513,0	3874,9
13/out	52,6	3,7	40,1	313,2	0,49	0,9	180,7	238,9	182,9
31/out	23,6	3,5	24,1	163,1	0,25	1,1	180,7	97,3	113,7

Fonte: Os autores.





**Figura 18** – Hietograma (ppt), hidrograma (Q) e sedimentograma (C<sub>ss</sub>) de eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 10 e 11, 13 e 31/10/22 na bacia hidrográfica, em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

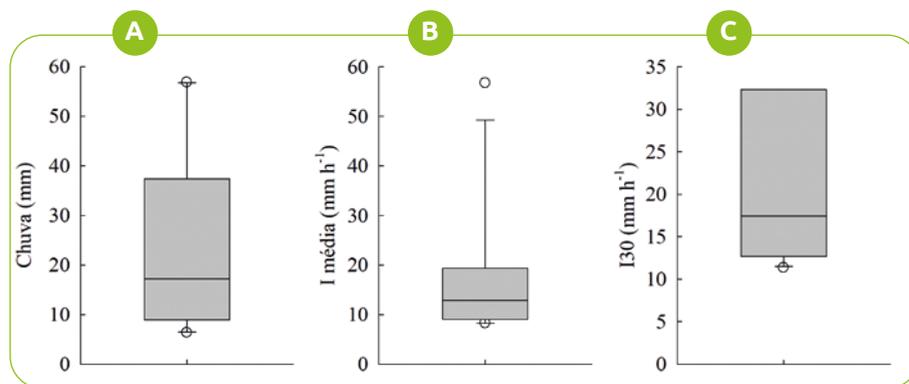
### 3.3.2 Perdas de solo e água nas megaparcelsas

O monitoramento hidrossedimentométrico foi realizado nas seções de monitoramento localizadas no exutório das megaparcelsas, em calhas H. Os dados de nível foram obtidos manualmente conforme a variação do nível, por meio de leitura em régua limimétrica instaladas junto às calhas, em cada seção de monitoramento, durante os eventos. Os dados de nível foram usados para estimar a vazão por meio da equação de cada calha H. Amostras foram coletadas manualmente nas calhas durante o escoamento para quantificação da concentração de sedimentos em suspensão.

O monitoramento da chuva e a obtenção das variáveis características dos eventos de chuva-vazão-sedimentos são os mesmos descritos para a bacia hidrográfica (Figuras 19, 20 e 21).

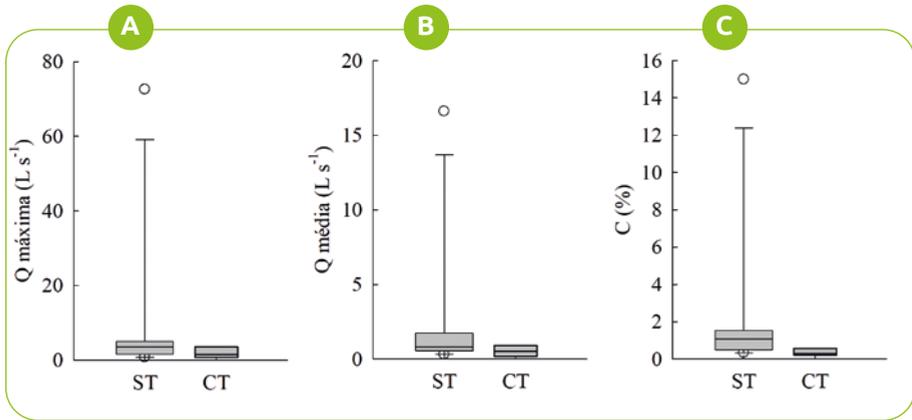
Durante o período de monitoramento, foram monitorados 11 eventos de chuva que geraram escoamento superficial, com conseqüente aumento na vazão e na concentração de sedimentos em suspensão na megaparcelsa sem terraços, e oito eventos na megaparcelsa com terraços.

A magnitude do volume e da intensidade das chuvas influencia diretamente a magnitude das variáveis relacionadas ao escoamento superficial e à concentração de sedimentos em suspensão, principalmente onde a encosta não possui barreiras físicas para o controle do escoamento superficial (ST).



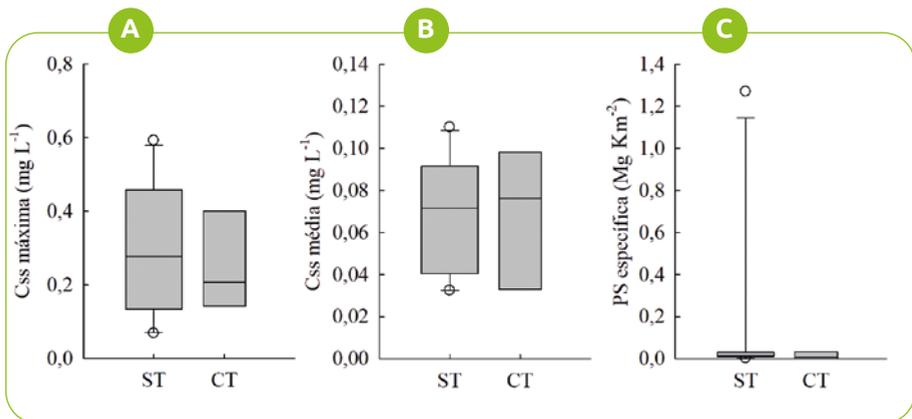
**Figura 19** – Volume total de chuva acumulado ao longo de todo o evento (A), intensidade média ( $I$  média) (B) e intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ) (C) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 2021 e 2022 nas megaparcelsas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 20** – Vazão máxima ( $Q_{\text{máxima}}$ ) (A), vazão média ( $Q_{\text{média}}$ ) (B) e coeficiente de escoamento superficial (C%) (C) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 2021 e 2022 nas megaparcelsas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 21** – Concentração de sedimentos em suspensão máxima ( $C_{\text{ss máx}}$ ) (A), concentração de sedimentos em suspensão média ( $C_{\text{ss média}}$ ) (B) e produção de sedimentos específica (PS específica) (C) dos eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 2021 e 2022 nas megaparcelsas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

O volume e a intensidade das chuvas e a umidade antecedente do solo estiveram diretamente relacionados com a magnitude das variáveis da vazão e dos sedimentos (Tabela 7).

A variabilidade da intensidade das chuvas ao longo do período de ocorrência do evento influencia o comportamento da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão. A menor magnitude da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão no início do evento de chuva em comparação aos eventos gerados com a evolução do evento de chuva ocorreu, possivelmente, porque a umidade do solo estava menor no início do evento e favoreceu a infiltração da água e o aumento da umidade do solo. Assim, o aumento da umidade do solo ao longo da duração da chuva proporciona eventos consecutivos de vazão-concentração de sedimentos em suspensão de maior magnitude, como nos eventos dos dias 10 e 11/10/22 (Figura 22).

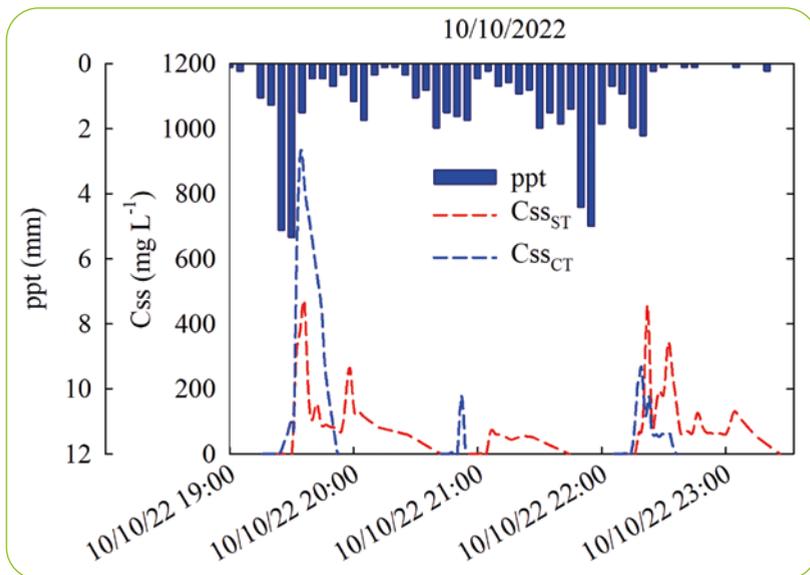
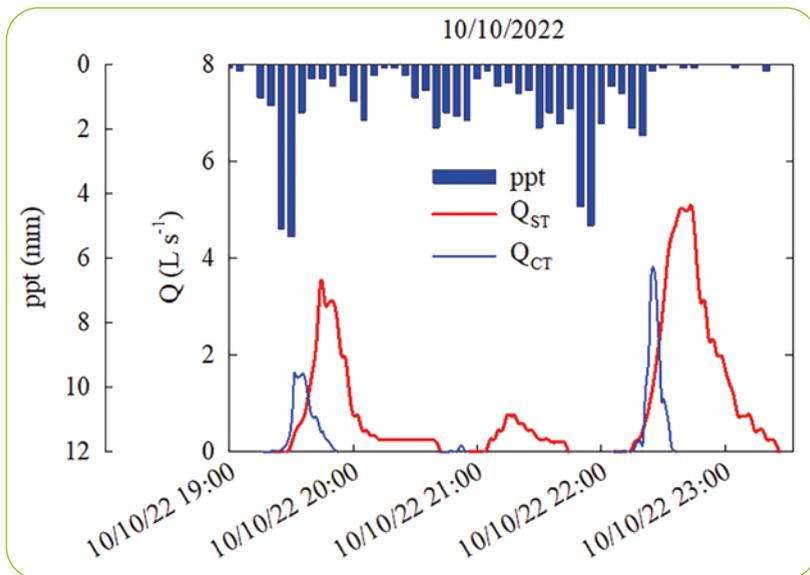
A resposta rápida da vazão, do escoamento superficial e da concentração de sedimentos em suspensão nas megaparcelas ST e CT, frente a eventos de chuva, é resultante da ação individual ou combinada da umidade antecedente do solo e da intensidade máxima da chuva (RODRIGUES *et al.*, 2014).

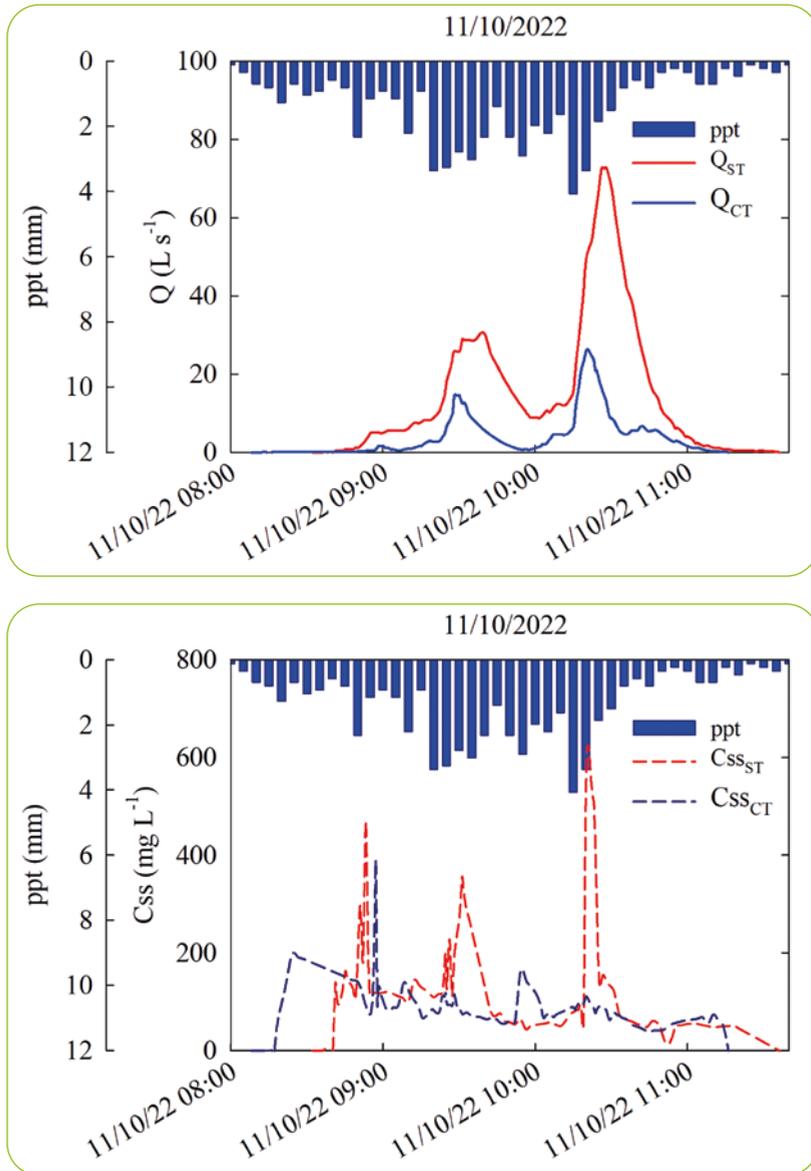
Os eventos de chuva dos dias 10, 11, 13 e 31/10/22 proporcionaram maior magnitude da vazão, do escoamento superficial, da concentração de sedimentos em suspensão e da produção de sedimentos na megaparcela sem terraços em comparação com a megaparcela com terraços (Figura 22, 23 e 24). A maior magnitude da vazão e do escoamento superficial na ST em comparação à CT evidencia o importante efeito dos terraços no controle do escoamento superficial, conforme observado também por Londero *et al.* (2021), principalmente em eventos de alta intensidade e com alta umidade antecedente do solo.

**Tabela 7** – Variáveis características da chuva, da vazão e dos sedimentos de eventos de diferentes magnitudes ocorridos nas megaparcelsas sem terraços e com terraços nos eventos ocorridos em outubro de 2022, em Dois Vizinhos-PR

Evento	P	I média	I30	Vol	Lâmi- na	C	Q	Css	PS
	(mm)	(mm h <sup>-1</sup> )	(mm h <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> )	(mm)	(%)	máxima (L s <sup>-1</sup> )	máxima (mg L <sup>-1</sup> )	(kg)
10/out/22-1	37,4	12,8	32,3	3,8	0,20	0,52	4,1	254,2	0,185
10/out/22-2	56,7	56,7	29,5	3,6	0,19	0,33	3,5	466,5	0,405
10/out/22-3	9,9	13,2	17,4	0,6	0,03	0,33	0,7	68,3	0,029
ST 10/out/22-4	27,4	19,4	32,3	5,3	0,28	1,01	5,0	456,1	0,585
11/out/22-1	8,9	8,3	15,6	0,9	0,04	0,50	1,0	-	-
11/out/22-2	56,8	19,5	32,3	163,8	8,52	14,99	72,5	592,2	24,413
13/out/22	17,2	9,8	16,9	6,7	0,35	2,01	5,3	301,8	0,619
31/out/22	18,9	9,1	24,1	4,8	0,25	1,33	5,0	181,8	0,348
10/out/22-2	19,6	19,6	29,5	1,1	0,06	0,30	1,6	922,4	0,633
10/out/22-3	9,9	13,2	17,4	0,0	0,00	0,01	0,1	179,2	0,003
CT 10/out/22-4	27,4	19,4	32,3	1,5	0,08	0,29	3,6	268,5	0,127
11/out/22-2	56,8	19,5	32,3	43,5	2,26	3,98	26,0	390,8	2,500
13/out/22	17,2	9,8	16,9	1,9	0,10	0,58	3,6	207,4	0,221
31/out/22	18,9	9,1	24,1	0,7	0,04	0,19	1,1	112,7	0,052

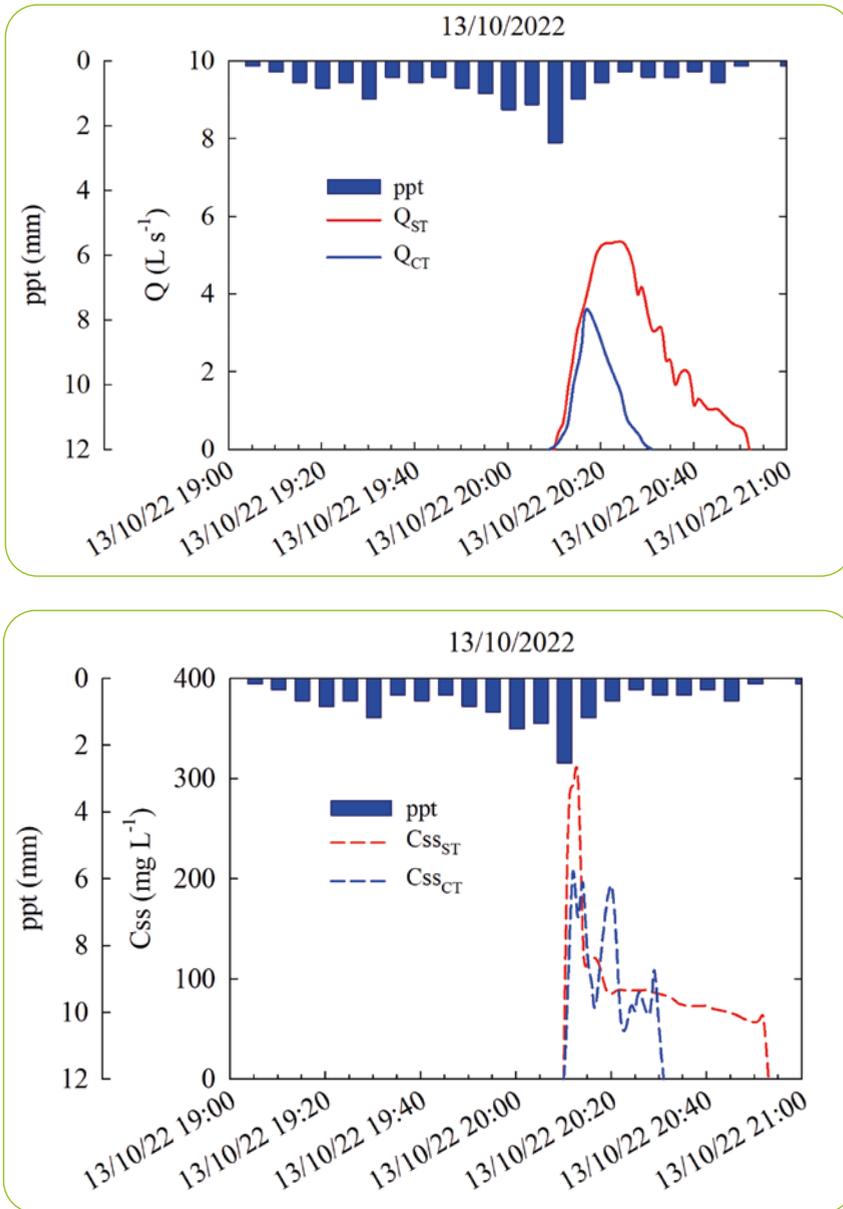
**Fonte:** Os autores.





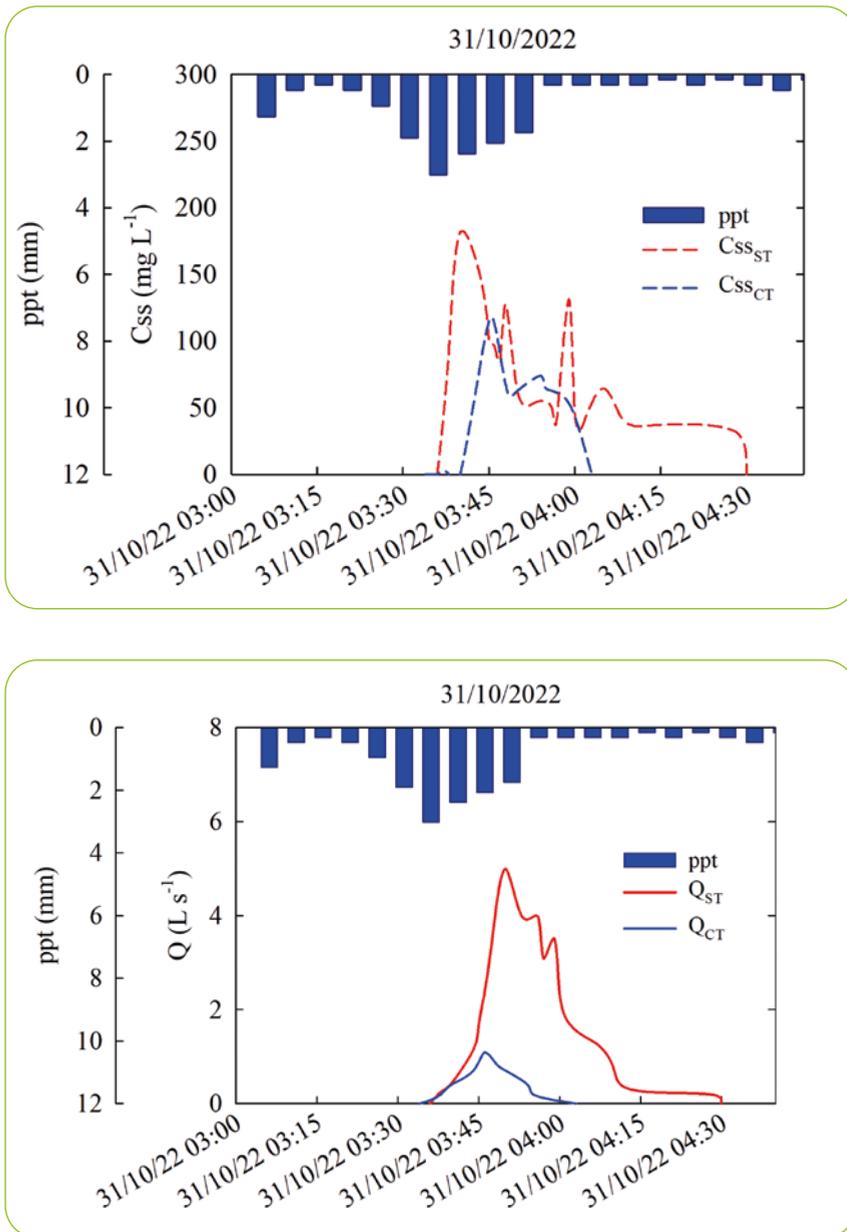
**Figura 22** – Hietograma (ppt), hidrograma (Q) e sedimentograma (C<sub>ss</sub>) de eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 10 e 11/10/22 nas megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 23** – Hietograma (ppt), hidrograma (Q) e sedimentograma ( $C_{ss}$ ) de eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 13/10/22 nas megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.



**Figura 24** – Hietograma (ppt), hidrograma (Q) e sedimentograma (C<sub>ss</sub>) de eventos de chuva-vazão-sedimentos ocorridos em 31/10/22 nas megaparcelas sem terraços (ST) e com terraços (CT), em Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Os autores.

### 3.4 INDEXAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO SOB PRÁTICAS DE MANEJO EM MEGAPARCELAS

A qualidade do solo é composta por três elementos fundamentais: a capacidade produtiva, a qualidade ambiental e a saúde vegetal e animal. Esses componentes são essenciais para avaliar a sustentabilidade das práticas agrícolas (BATIONO *et al.*, 2007). No entanto, avaliar a qualidade do solo é complexo devido à variedade de fatores que podem influenciar sua capacidade produtiva.

Para superar essa complexidade, foram desenvolvidos índices de qualidade do solo (IQS), que são modelos matemáticos projetados para sintetizar informações com base em indicadores de qualidade (DORAN; SAFLEY, 1997; DORAN; ZEISS, 2000; ANDREWS *et al.*, 2002). Esses índices facilitam a tomada de decisões com múltiplos objetivos, servindo como ferramenta de gestão da sustentabilidade agrícola e ambiental.

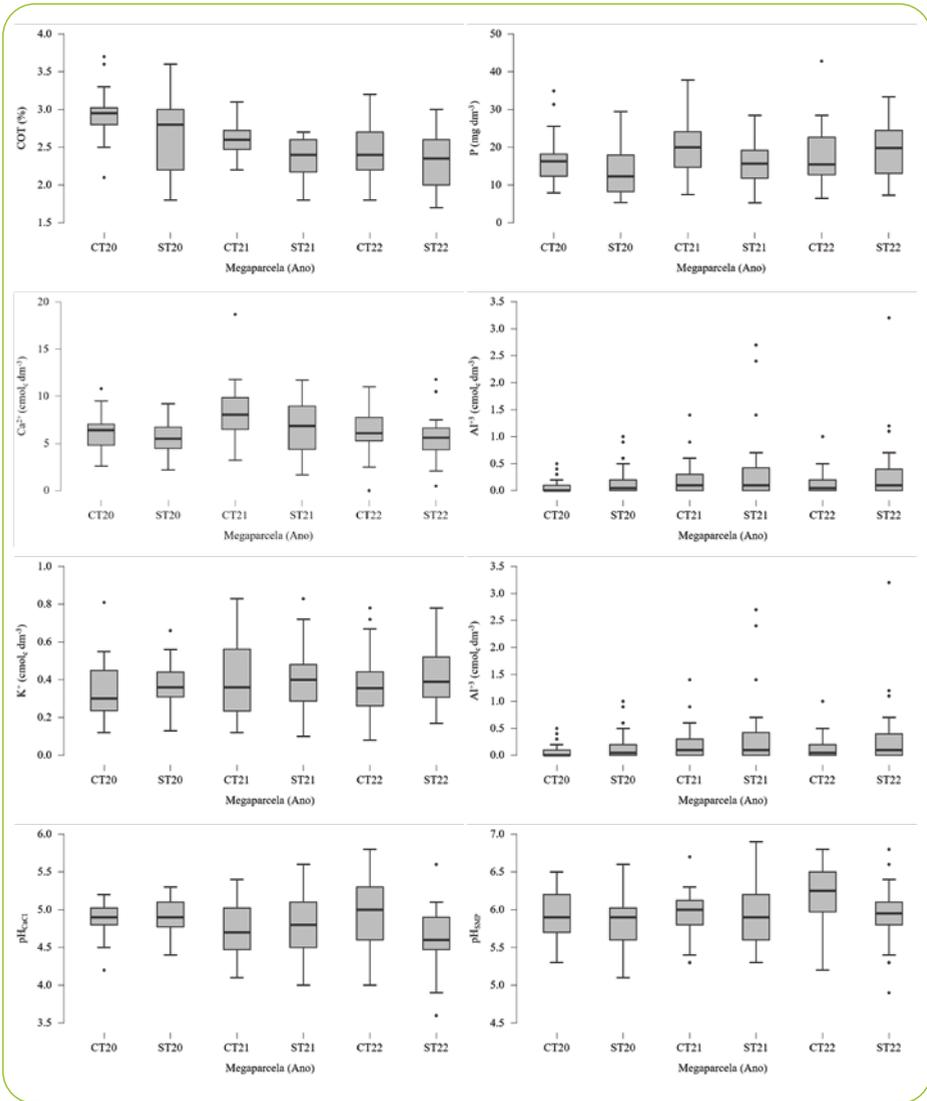
Os indicadores selecionados para a qualidade do solo devem ter relação direta com os processos ecossistêmicos alterados pelas práticas agrícolas (YU *et al.*, 2018).

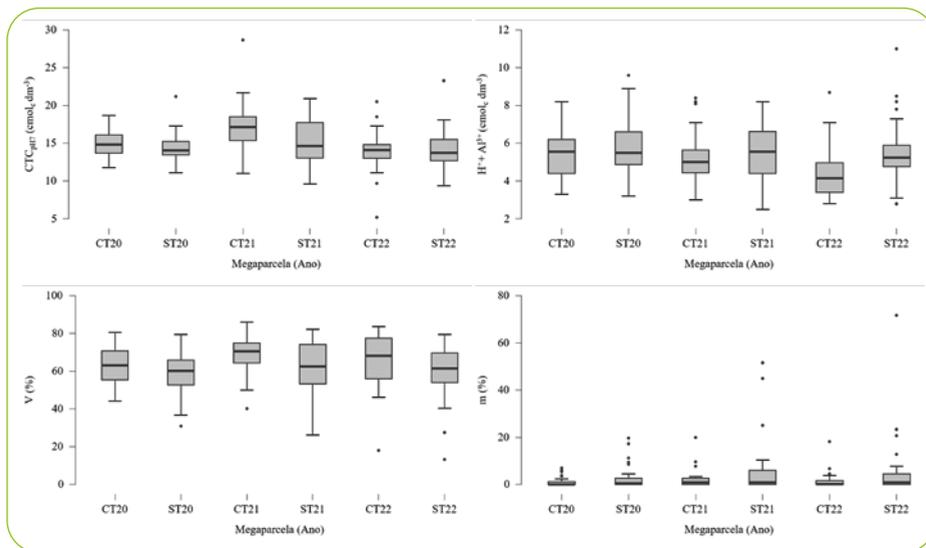
O método para indexar a qualidade do solo geralmente envolve três passos:

1. A seleção individual de indicadores;
2. A conversão desses indicadores em escores de qualidade;
3. A integração dos escores de qualidade no IQS.

Neste estudo, para assegurar a criação de índices de qualidade do solo representativos e com a máxima capacidade discriminatória entre as diferentes práticas de manejo, as variáveis do solo foram caracterizadas por parâmetros físicos, químicos e biológicos, que refletem a funcionalidade desse sistema. As variáveis do conjunto de dados foram selecionadas com base em atributos do solo avaliados em megaparcels submetidas a duas práticas de manejo.

O conjunto inicial de dados incluiu vinte e duas variáveis, amostradas nos anos de 2020, 2021 e 2022, sendo composto por doze atributos químicos (Figura 25), seis atributos físicos (Figura 26) e quatro atributos biológicos (Figura 27).

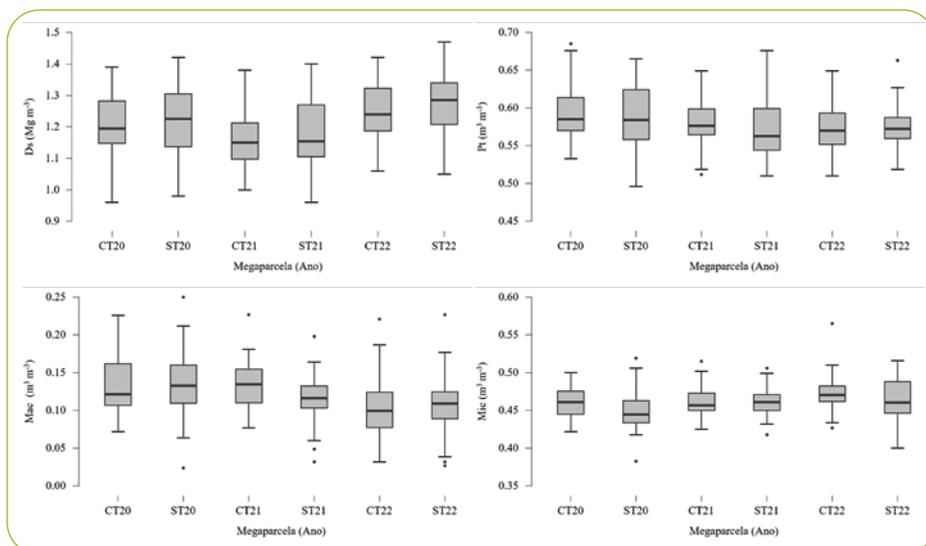


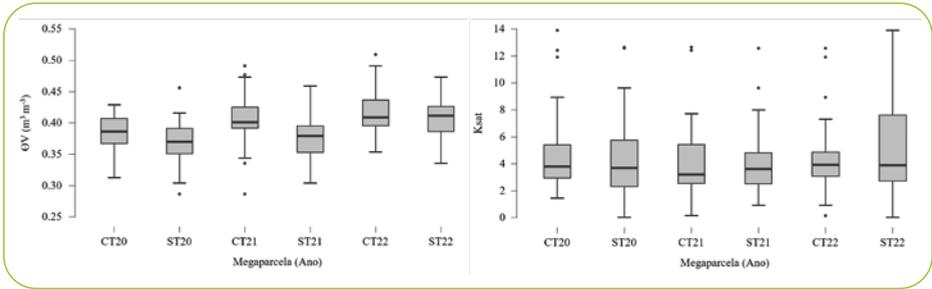


Atributos químicos: P – fósforo; K<sup>+</sup> – potássio; Ca<sup>2+</sup> – cálcio; Mg<sup>2+</sup> – magnésio; Al<sup>3+</sup> – alumínio; COT – carbono orgânico total; pH<sub>CaCl</sub> – potencial de hidrogênio em solução de CaCl; pH<sub>SMP</sub> – potencial de hidrogênio em solução tampão; H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup> – acidez potencial; CTC<sub>pH7</sub> – potencial de troca catiônica em pH 7.0; V – soma de bases trocáveis; m – alumínio trocável.

**Figura 25** – Distribuição dos dados das propriedades químicas do solo empregados na seleção de indicadores químicos de qualidade do solo (IQQS)

**Fonte:** Os autores.

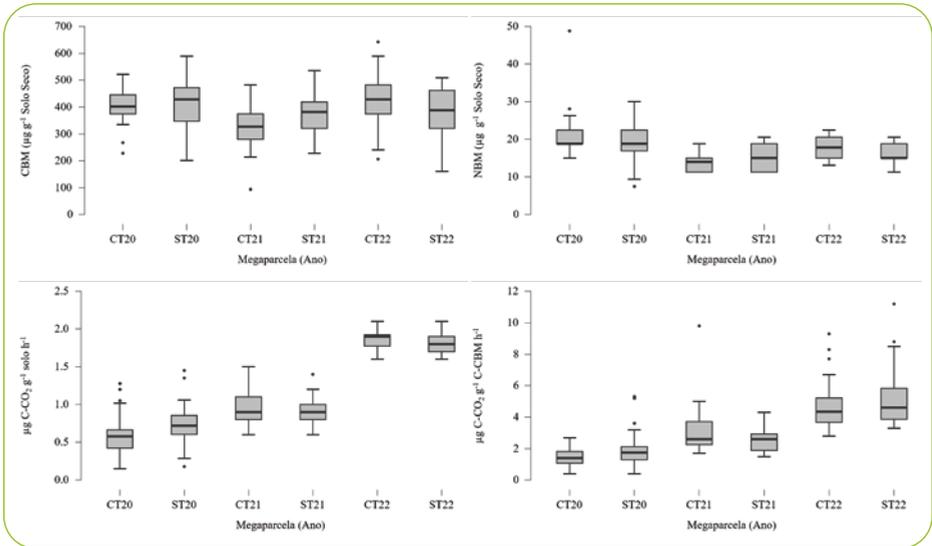




Atributos físicos: Ds – densidade do solo; Pt – porosidade total; Mac – macroporosidade; Mic – microporosidade;  $\Theta_v$  – umidade volumétrica; Ksat – condutividade hidráulica saturada.

**Figura 26** – Distribuição dos dados das propriedades físicas do solo empregados na seleção de indicadores físicos de qualidade do solo (IFQS)

**Fonte:** Os autores.



Atributos biológicos: CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; respiração basal;  $qCO_2$ , quociente metabólico microbiano.

**Figura 27** – Distribuição dos dados das propriedades biológicas do solo empregados na seleção de indicadores biológicos de qualidade do solo (IBQS)

**Fonte:** Os autores.

Os dados foram inicialmente divididos de maneira aleatória em dois conjuntos: um de calibração, com 70% das amostras totais, e um de verificação, com os 30% restantes.

A seleção dos indicadores foi realizada utilizando algoritmos de Aprendizado de Máquina Supervisionados de Classificação, sendo que o modelo de Árvore de Decisão se destacou como o melhor, obtendo as métricas de desempenho apresentadas na Tabela 8.

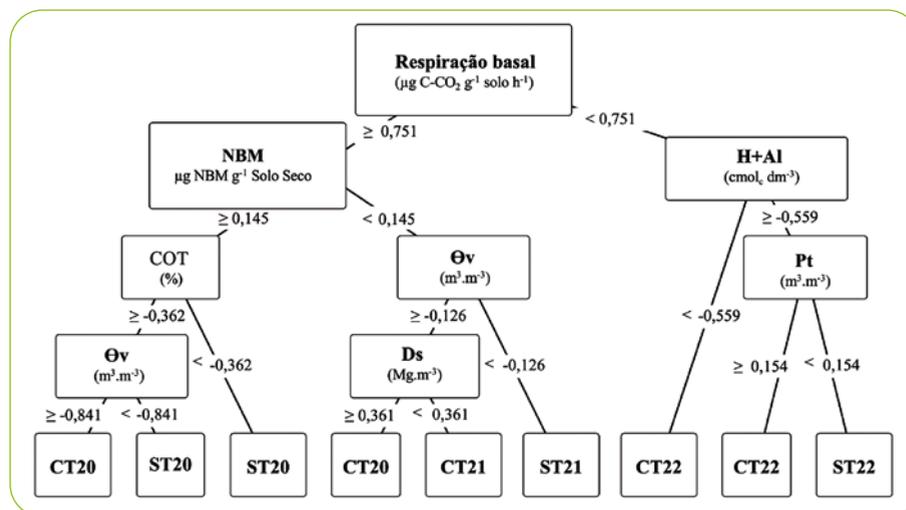
**Tabela 8** – Métricas de desempenho da árvore de decisão

Classe	Prática de manejo e ano						Total
	CT20	ST20	CT21	ST21	CT22	ST22	
Precisão	0,804	0,824	0,843	0,745	0,882	0,882	0,830
AUC	0,778	0,552	0,590	0,516	0,828	0,754	0,670

As métricas de desempenho foram calculadas para cada classe em comparação com todas as outras classes. AUC, Área sob a curva. CT, Megaparcela com terraço. ST, Megaparcela sem terraço

**Fonte:** Os autores.

A área sob a curva (AUC) é uma métrica que mede a capacidade da Árvore de Decisão em distinguir entre as classes, ou seja, mostra se o modelo é capaz de classificar corretamente as observações. Quanto maior a área sob a curva, melhor é o desempenho do modelo em fazer previsões precisas. Em resumo, a AUC em árvores de decisão fornece uma medida da capacidade discriminativa do modelo, ajudando a determinar sua eficácia na classificação de observações em diferentes classes, que no presente modelo foi de 67%. A precisão total da Árvore de Decisão indica que o modelo classifica corretamente 83% das observações.



**Figura 28** – Árvore de Decisão empregada na seleção dos indicadores de qualidade do solo

**Fonte:** Os autores.

Conjuntamente, essas métricas indicam o desempenho da Árvore de Decisão, pois uma alta AUC indica que o modelo é capaz de separar bem as classes, enquanto uma alta precisão indica que o modelo é confiável quando classifica as observações.

Com base na Árvore de Decisão, sete dos 22 atributos analisados foram escolhidos como indicadores de qualidade do solo para o período em análise. A Figura 28 ilustra a eficácia da Árvore de Decisão na separação e classificação hierárquica das práticas de manejo aplicadas nas megaparcelas. Essa classificação leva em conta a importância relativa dos atributos do solo.

A estrutura hierárquica da árvore permite visualizar a ordem de importância dos atributos e como cada decisão conduziu a um resultado específico no processo de seleção. Assim, é possível identificar quais fatores foram mais influentes na modelagem e, conseqüentemente, na previsão do resultado final.

No contexto deste estudo, a Tabela 9, de importância relativa, revelou que os atributos mais influentes na modelagem foram: respiração basal, nitrogênio da biomassa microbiana, acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ), porosidade total, carbono orgânico total, umidade volumétrica e densidade do solo.

Esses indicadores apresentaram maior importância relativa e menor variabilidade entre as simulações, evidenciando o papel crucial desses atributos na dinâmica do sistema solo.

Uma vez selecionados os atributos do solo, como indicadores de qualidade, esses foram convertidos em escores normalizados para compor o índice de qualidade do solo (IQS) das megaparcelas.

Para a transformação, os atributos foram categorizados em duas classes:

1.  $E_{i>M}$ : quanto maior o escore do indicador, melhor é a qualidade;
2.  $E_{i>P}$ : quanto maior o escore do indicador, pior é a qualidade.

As fórmulas utilizadas foram:

- $E_{i>P} = O_{i\min} / O_i$
- $E_{i>M} = O_i / O_{i\max}$

Em que:

$O_{i\min}$  é o valor mínimo das observações do indicador;  $O_i$  é o valor da observação do indicador;  $O_{i\max}$  é o valor máximo das observações do indicador.

Com essa transformação, os escores foram normalizados em uma escala numérica de 0 a 1, em que:

- 0 representa a pior condição do indicador para a qualidade do solo (limite inferior);
- 0,5 indica uma condição intermediária do indicador para a qualidade do solo;
- 1 representa a condição ideal do indicador para a qualidade do solo (limite superior).

O IQS do solo para as duas megaparcelas foi calculado utilizando a equação:

$$IQS = \sum_{i=1}^n Si / n,$$

em que  $Si$  é a pontuação do escore  $i$ , e  $n$  é o número de indicadores.

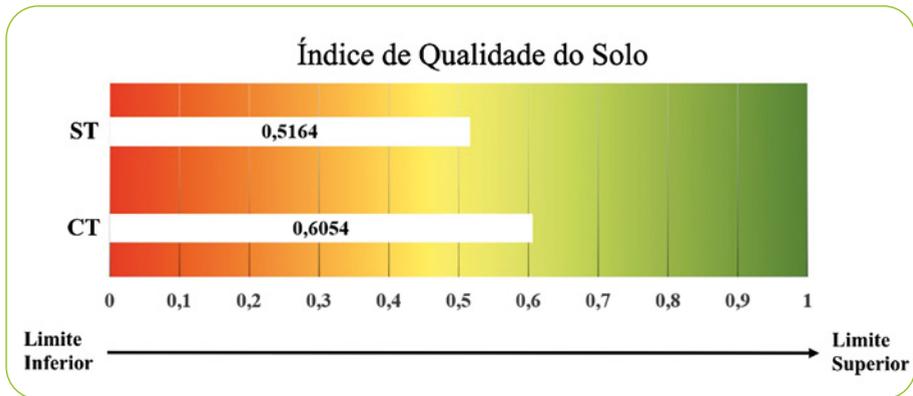
**Tabela 9** – Importância relativa e escores normalizados dos indicadores de qualidade do solo selecionados pela árvore de decisão

Indicador selecionado	Importância relativa*	Megaparcela		Diferença
		CT	ST	
Respiração basal	18,669	0,190	0,164	-0,026
Nitrogênio da biomassa	8,759	0,356	0,347	-0,009
Umidade gravimétrica	6,357	0,791	0,347	-0,444
H+Al	6,300	0,530	0,471	-0,059
Porosidade total	4,487	0,852	0,842	-0,010
Carbono orgânico total	3,969	0,718	0,655	-0,063
Densidade do solo	3,427	0,801	0,789	-0,012
<b>Índice de qualidade do solo (IQS)</b>		<b>0,6054</b>	<b>0,5164</b>	

\*Esta tabela resume a importância relativa e os escores atribuídos aos indicadores de qualidade do solo, conforme determinado pela análise da Árvore de Decisão. Os indicadores são classificados em ordem de relevância, com os respectivos escores refletindo sua contribuição para a qualidade do solo.

**Fonte:** Os autores.

A integração ponderada dos escores normalizados dos indicadores selecionados resultou em um IQS para a prática de manejo com terraço (CT) de 0,6054 e para a prática sem terraço (ST) de 0,5164 (Figura 29). Esses resultados indicam que o sistema de manejo CT teve um impacto menos negativo sobre os atributos do solo em comparação com o sistema ST, resultando em menor perda da capacidade produtiva e da qualidade ambiental, na comparação.



**Figura 29** – Representação gráfica do IQS ponderado das megaparcelas sob as duas práticas de manejo adotadas

**Fonte:** Os autores.

Os resultados sugerem que a prática de manejo de cultivo ST promoveu uma redução mais acentuada na qualidade de alguns atributos físicos e químicos, como a umidade volumétrica ( $-0,444$ ), o carbono orgânico total ( $-0,063$ ) e a acidez potencial H+Al ( $-0,059$ ), que são imprescindíveis para o desenvolvimento vegetal.

Os resultados observados provavelmente possam ser atribuídos ao maior escoamento e velocidade da água nas áreas de cultivo pós-eventos de acentuada precipitação, favorecendo a erosão do solo, a perda de matéria orgânica e a acidificação do solo, associadas ao manejo sem terraço.

Embora o estudo tenha evidenciado o impacto positivo da prática manejo CT na manutenção da qualidade do solo, são necessárias pesquisas adicionais para ampliar a compreensão e aplicação dessa prática em longo prazo.

### 3.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

O comportamento hidrossedimentológico na bacia hidrográfica e nas megaparcels evidenciou que o maior volume e a maior intensidade das chuvas, principalmente associados à alta umidade antecedente do solo causada por chuvas consecutivas, proporcionam alta magnitude do escoamento superficial, da vazão e das perdas de solo e de produção de sedimentos. Com isso, a adoção de práticas adequadas de manejo e conservação do solo e da água, além de aumentar a umidade do solo e a produtividades das culturas durante períodos de estiagem, tem essencial importância em períodos chuvosos, uma vez que apenas uma chuva de alta magnitude (volume e intensidade) pode ser suficiente para proporcionar a maior parte das perdas de solo e de água nas áreas da bacia vertente.

A prática de terraceamento nas áreas de lavouras é uma eficiente estratégia de redução e controle do escoamento superficial e das perdas de solo e de água. Os terraços reduziram a magnitude do escoamento superficial e das perdas de solo e de água na megaparcela terraceada em comparação com a megaparcela cultivada sob semeadura direta sem terraços. Isso ocorre porque a barreira física proporcionada pelos terraços diminui o volume e a velocidade do escoamento superficial e aumenta o tempo de permanência da água na área da lavoura, o que favorece e aumenta a infiltração de água no solo. Como as perdas de solo são proporcionadas pelo impacto das gotas da chuva e pelo escoamento superficial, a redução na magnitude do escoamento superficial proporcionada pelos terraços também favorece a redução nas perdas de solo e na produção de sedimentos.

As imagens a seguir foram registradas no ano de 2024 em áreas próximas da Unidade Experimental da Rede de Agropesquisa da UTFPR-DV, descrita neste capítulo, e demonstram a dificuldade da adoção de práticas conservacionistas pelos agricultores no momento atual, mesmo passados já 40 anos da promulgação da nossa legislação Paranaense (1984).

A subsolagem no que ainda resta do canal do terraço (Figura 30) é uma tentativa infrutífera de controlar o processo erosivo no caso de uma chuva

mais intensa, pois não conterà o fluxo de água que escoará em superfície. Ao mesmo tempo, a diminuição do canal pode ser produto das erosões anteriores ao longo dos anos, bem como da prática comum de rebaixamento parcial dos terraços visando melhorar a plantabilidade transpondo os terraços e, portanto, fora de nível.



**Figura 30** – Terraços assoreados que receberam uma subsolagem em abril de 2024 visando controlar o processo erosivo

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição.

Uma alternativa que está sendo adotada para a área erosionada e sem terraços é a escarificação em toda a área (Figura 31), que também é uma estratégia inadequada, pois se escarificar as lavouras controlasse a erosão o produtor ainda estaria fazendo cultivo mínimo e não teria evoluído para o PD e daí para o SPD. É preciso entender que práticas conservacionistas são um conjunto, que envolve práticas de caráter edáfico (fertilidade), vegetativas (uso das plantas, vivas ou mortas) e mecânicas (cultivo em nível, subsolagem se necessário, terraceamento).



**Figura 31** – Área sem terraços com processo erosivo acentuado resultante de chuvas ocorridas em março de 2024

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição.

Com base nos resultados obtidos nesses quatro anos de monitoramento, corroboramos o que já é conhecido e relatado na literatura:

1. A ausência de terraços resulta em maior escoamento superficial e perdas de solo e água;
2. Há alterações em outras propriedades do solo decorrentes da retirada do terraço, com consequente aumento do processo erosivo, perda de matéria orgânica e nutrientes.

Por outro lado, embora o período chuvoso de 2023 tenha resultado em uma das maiores enchentes em Dois Vizinhos, há dificuldades do produtor em adotar práticas conservacionistas. Mesmo com a área experimental na universidade, abertura para visitas, na realização de dias de campo e eventos como a Reunião Paranaense de Ciência do Solo, em que foram apresentados os resultados experimentais e debatido o tema, a mudança no campo é lenta e exige continuidade das pesquisas e programas de governo focadas em promover a difusão do conhecimento, bem como geração de novas informações atualizadas e balizadas.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDREWS, S. S.; KARLEN, D. L.; MITCHELL, J. P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 90, p. 25-45, 2002.
- BALIN, N. M.; BIANCHINI, C.; ZIECH, A. G. R.; LUCHESE, A. V.; ALVES, M. V.; CONCEIÇÃO, P. C. Fauna edáfica sob diferentes sistemas de manejo do solo para produção de cucurbitáceas. **Revista Scientia Agrária**, Curitiba, v. 1, n. 3, p. 74-84, 2017.
- BATIONO, A.; KIHARA, J.; VANLAUWE, B.; WASWA, B.; KIMETU, J. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. **Agriculture System**, v. 94, p. 13-25, 2007.
- BATTISTI, F. **Implantação e monitoramento preliminar de microbacia hidrográfica rural no Sudoeste do Paraná**. 2020. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Tecnológica Federal de Dois Vizinhos, Dois Vizinhos, 2020. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/5195>. Acesso em: 8 set. 2022.
- BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. **Mapa de solos do Estado do Paraná**: legenda atualizada. Rio de Janeiro: Embrapa/Ipapar. n. 74, 2008.
- BIRKHOFFER, K.; BAULECHNER, D.; DIEKOTTER, T.; ZAITSEV, A.; WOLTERS, V. Fertilization rapidly alters the feeding activity of grassland soil mesofauna independent of management history. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 1-10, 2022.
- BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**: physical and mineralogical methods. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 363-375.
- CALÓ, L. O.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, C. F.; CAMARA, R.; CASTRO, K. C.; LIMA, S. S.; PEREIRA, M. G.; AQUINO, A. M. Epigeal fauna and edaphic properties as possible soil quality indicators in forest restoration areas in Espírito Santo, Brazil. **Acta Oecologica**. v. 117, p. 103.807, 2022.
- CASARIL, C. E.; DE OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SANTOS, J. C. P.; DA ROSA, M. G. Fauna edáfica em sistemas de produção de banana no Sul de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 1, p. 1-12, 2019.
- CENTRAL REGIONAL DE NOTÍCIAS – CRN. **La Niña provoca chuvas acima da média histórica no Paraná**. 2022. Disponível em: <https://crn1.com.br/2022/10/la-nina-provoca-chuvas-acima-da-media-historica-no-parana/>. Acesso em: 27 jan. 2024.
- COLOZZI FILHO, A.; KNOB, A.; MENONCIN, A.S.; CASALI, C.A.; GALVÃO, C.W.; TESSARO, D.; SANTOS, E.C.; PACCOLA, E.A.S.; GASPAROTTO, F.; MACHINESKI, G.; CARRENHO, R. Atributos biológicos. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G.M.C. **Manejo e conservação de solo e água**. Curitiba: SENAR AR/PR, 2023. 267-292 p.
- CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes. In: **Processos biológicos no sistema solo-planta**: ferramentas para uma agricultura sustentável. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p. 77-99, 2005.

DALLA NORA, D.; AMADO, T. J. C.; NICOLOSO, R. S.; MAZUCO, A. C. B.; PICCIN, M. Mitigation of the gradient of chemical properties in the rooting zone of dystrophic Oxisols by gypsum and lime inputs under a no-till system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-22, 2017.

DANIELSON, R. E.; SUTHERLAND, P. L. Porosity. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 443-461.

DE BONA, F. D. **Gradiente de concentração de nutrientes no perfil e acidez em subsuperfície do solo sob sistema plantio direto consolidado: o que fazer?** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2022. 34 p.

DORAN, J. W.; SAFLEY, M. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Ed.). **Biological Indicators of Soil Health**. New York: CAB International, 1997. p. 1-28.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 3-11, 2000.

DREWRY, J. J.; CAMERON, K. C.; BUCHAN, G. D. Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing – a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 46, p. 237-256, 2008.

EPRON, D.; PLAIN, C.; NDIAYE, F.-K.; BONNAUD, P.; PASQUIER, C.; RANGER, J. Effects of compaction by heavy machine traffic on soil fluxes of methane and carbon dioxide in a temperate broadleaved forest. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 1-9, 2016.

FERREIRA, C. R.; GUEDES, J. N.; ROSSET, J. S.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Diversity of the edaphic macrofauna in areas managed under no-tillage for different periods. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 40, n. 2, p. 599-610, 2019.

FRÜND, H.-C.; AVERDIEK, A. Soil aeration and soil water tension in skidding trails during three years after trafficking. **Forest Ecology and Management**, v. 380, p. 224-231, 2016.

GRABLE, A. R. Effects of compaction on content and transmission of air in soils. In: BARNES, K. I. C.; CARIETON, W. M.; TAYLOR, H. M.; THROCKMORTON, R. I.; VANDEN BERG, G. E. (Ed.). **Compaction of Agricultural Soils**. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, U.S.A. 1971. p. 154-164.

IUSS WORKING GROUP WRB. **World Reference Base for Soil Resources**. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: World Soil Research. 2014, updated 2015.

KLEIN, V. A.; MADALOSSO, T.; REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. A. S.; VEIGA, M.; ALBUQUERQUE, J. A.; PAULETTO, E. A. Metodologias de controle de qualidade de análises granulométricas do solo. **Ciência Rural**, v. 43, p. 850-853, 2013.

KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & Review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 83, p. 184-199, 2015.

LIN, D.; WANG, F.; FANIN, N.; PANG, M.; DOU, P.; WANG, H.; QIAN, S.; ZHAO, L.; YANG, Y.; MI, X.; MA, K. Soil fauna promote litter decomposition but do not alter the relationship between leaf economics spectrum and litter decomposability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, p. 107-119, 2019.

- LONDERO, A.L.; MINELLA, J.P.G; SCHNEIDER, F.J.A.; DEUSCHLE, D.; MENEZES, D.; EVRARD, O.; BOENI, M.; MERTEN, G.H. Quantifying the impact of no-till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 3, p. 14094, 2021.
- MANASSES, F.; ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo hidrogeológico da Formação Serra Geral na região sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 64-65, p. 59-67, 2011.
- MANU, M.; BANCILA, R. L.; MOUNTFORD, O. J.; ONETE, M. Soil invertebrate communities as indicator of ecological conservation status of some fertilized grasslands from Romania. **Diversity**, v. 14, p. 1.031, 2022.
- MORENTE, M.; CAMPOS, M.; RUANO, F. Evaluation of two different methods to measure the effects of the management regime on the olive-canopy arthropod community. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 259, p. 111-118, 2018.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; FONSECA, A. F.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; SCHMIDT FILHO, E.; PRADO, L. L.; CANALLI, L. B. S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação do solo e da água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR 2023. p. 229-266.
- OLIVEIRA, P. H. G.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; SALES, M. V. F. Litter and soil-related variation in functional group abundances in cacao agroforests using structural equation modeling. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 254- 262, 2018.
- ORGIAZZI, A.; BARDGETT, R. D.; BARRIOS, E.; BEHAN-PELLETIER, V.; BRIONES, M. J. I.; CHOTTE, J-L.; DE DEYN, G. B.; EGGLETON, P.; FIERER, N.; FRASER, T.; HEDLUND, K.; JEFFERY, S.; JOHNSON, N. C.; JONES, A.; KANDELER, E.; KANEKO, N.; LAVELLE, P.; LEMANCEAU, P.; MIKO, L.; MONTANARELLA, L.; MOREIRA, F. M. S.; RAMIREZ, K. S.; SCHEU, S.; SINGH, B. K.; SIX, J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WALL, D. H. (Ed.). **Global Soil Biodiversity Atlas**. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2016. 176 p.
- REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Ciência Rural**, v. 36, p. 1.931-1.935, 2006.
- RODRIGUES, M. F.; REICHERT, J. M.; MINELLA, J. P. G.; DALBIANCO, L.; LUDWIG, R. L.; RAMON, R.; RODRIGUES, L. A.; BORGES JUNIOR, N. Hydrosedimentology of nested subtropical watersheds with native and eucalyptus forests. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1.311-1.324, 2014.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e amp. Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- SHREVE, E. A.; DOWNS, A. C. **Quality-assurance plan for the analysis of fluvial sediment by the U.S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory**, 2005.
- SILVA, S. I. A.; SOUZA, T.; LUCENA, E. O.; LAURINDO, L. K.; SANTOS, D. Influência de sistemas de cultivo sobre a comunidade da fauna edáfica no nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 32, p. 829-855, 2022.

- SOHRABI, H.; JOURGHOLAMI, M.; TAVANKAR, F.; VENANZI, R.; PICCHIO, R. Post-harvest evaluation of soil physical properties and natural regeneration growth in steep-slope terrains. **Forests**, v. 10, p. 1.034, 2019.
- STEPNIEWSKI, W.; GLIŃSKI, J.; BALL, B. C. Effects of compaction on soil aeration properties. In: SOANE, B. D.; VAN OUWERKERK, C. (Ed.). **Soil Compaction in Crop Production**, Amsterdam, p. 45-69, 1994.
- STOCKMANN, I.S. **Composição e diversidade da fauna edáfica em áreas agrícolas cultivadas em sistema plantio direto com e sem terraceamento**. 2023. 97p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2023.
- SUZUKI, L. E. A. S.; REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A.; REINERT, D. J.; KAISER, D. R. Dispersion and flocculation of vertisols, alfisols and oxisols in Southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 64-70, 2015.
- SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; KAISER, D. R.; KUNZ, M.; PELLEGRINI, A.; REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A. Teor de argila de solos sob diferentes tempos de agitação horizontal, tempo de contato do dispersante químico e dispersão mecânica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15, 2004, Santa Maria. **Anais [...]**. Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004a. 4p. CD-ROM.
- SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; KAISER, D. R.; KUNZ, M.; PELLEGRINI, A.; REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A. Areia total de solos sob diferentes tempos de agitação horizontal, tempo de contato do dispersante químico e dispersão mecânica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15, 2004, Santa Maria. **Anais [...]**. Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004b. 4p. CD-ROM.
- TAYLOR, H. M.; ROBERSON, G. M.; PARKER JÚNIOR, J. J. Soil strength-root penetration relations to medium to coarse-textured soil materials. **Soil Science**, v. 102, p. 18-22, 1966.
- TOIVIO, J.; HELMISAARI, H. S.; PALVIAINEN, M.; LINDEMAN, H.; ALA-ILOMÄKI, J.; SIRÉN, M.; UUSITALO, J. Impacts of timber forwarding on physical properties of forest soils in southern Finland. **Forest Ecology and Management**, v. 405, p. 22-30, 2017.
- TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Soil physical quality of a Brazilian Oxisol under two tillage systems using the least limiting water range approach. **Soil and Tillage Research**, v. 52, p. 223-232, 1999.
- VIEIRA, F. M. C.; MACHADO, J. M. C.; VISMARA, E.; POSSENTI, J. C. Distribuições de probabilidade para análise de frequência de chuva no sudoeste do Paraná. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. 2, p. 260-266, 2018.
- VOMOCIL, J. A.; FLOCKER, W. J. Effect of soil compaction on storage and movement of soil, air and water. **Transactions of the ASAE**, v. 4, p. 242-246, 1966.
- WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. M.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativa da erosividade de chuvas no estado do paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 256-267, 2015.
- YU, P.; LIU, S.; ZHANG, L.; LI, Q.; ZHOU, D. Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. **Science of The Total Environment**, v. 616-617, p. 564-571, 2018.

## 04

# Qualidade do solo e a dinâmica hidrossedimentológica na Mesorregião Norte

## Autores

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>1</sup>**  
**Arnaldo Colozzi Filho<sup>1</sup>**  
**José Francirlei de Oliveira<sup>2</sup>**  
**Avacir Casanova Andrello<sup>3</sup>**  
**Andrea Scaramal Menoncin<sup>4</sup>**

**Bruno Henrique Martins<sup>4</sup>**  
**Breyner G. Pavão Bertagnoli<sup>4</sup>**  
**Ana Lúcia Londero<sup>4</sup>**  
**Fabio José Andres Schneider<sup>4</sup>**  
**João Marcos Favaro Lopes<sup>5</sup>**

<sup>1</sup> Pesquisadores do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>2</sup> Analista do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná -IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>3</sup> Professor da Universidade Estadual de Londrina (UEL)

<sup>4</sup> Bolsistas de pós-doutorado no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná -IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>5</sup> Doutorando em Física na Universidade Estadual de Londrina (UEL)

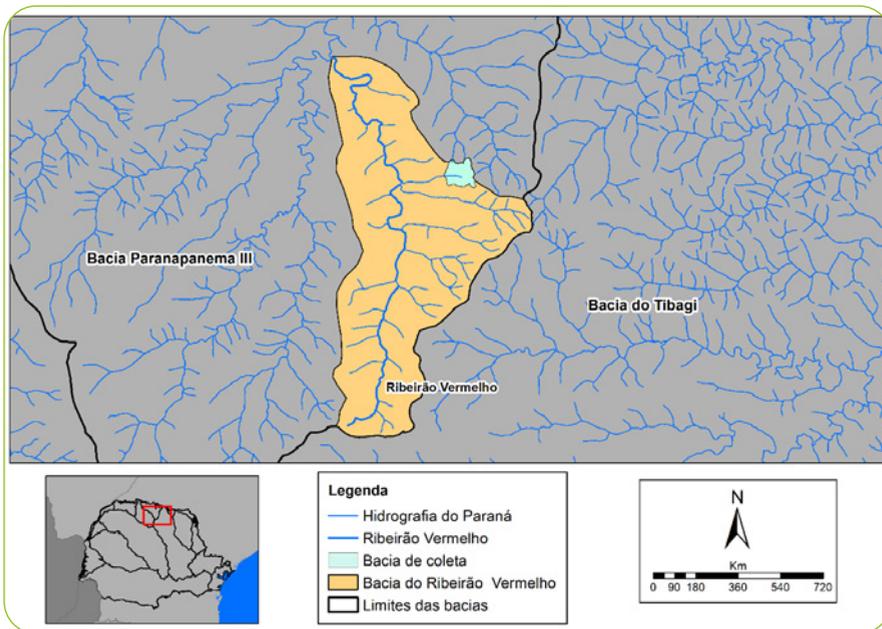
Nesses últimos anos, o Estado do Paraná passou pela pior estiagem desde que o Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (Simepar) começou a monitorar as condições do tempo, em 1997. A baixa precipitação decorreu do período de *La Niña* e, segundo dados do Simepar, muitas cidades paranaenses, de quase todas as regiões do Estado, tiveram chuvas bem abaixo da média histórica entre junho de 2019 e novembro de 2020, inclusive decretando situação de emergência hídrica em todo o estado do Paraná por meio do decreto n.º 8.299/2021, quando o volume dos reservatórios do estado chegou a 29% de sua capacidade de armazenamento (PARANÁ, 2021).

Porém, em épocas de chuvas intensas, surge a preocupação com a formação de escoamento superficial em áreas agrícolas, como por exemplo, nas áreas de produção de grãos sob plantio direto, que ocupam grande parte do norte do Paraná, nas quais é recorrente a visualização de erosão hídrica. Assim, compreender o processo de transferência de sedimentos e sua relação com o manejo do solo e das culturas é fundamental para definir as práticas de manejo eficientes.

## 4.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO

### 4.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo

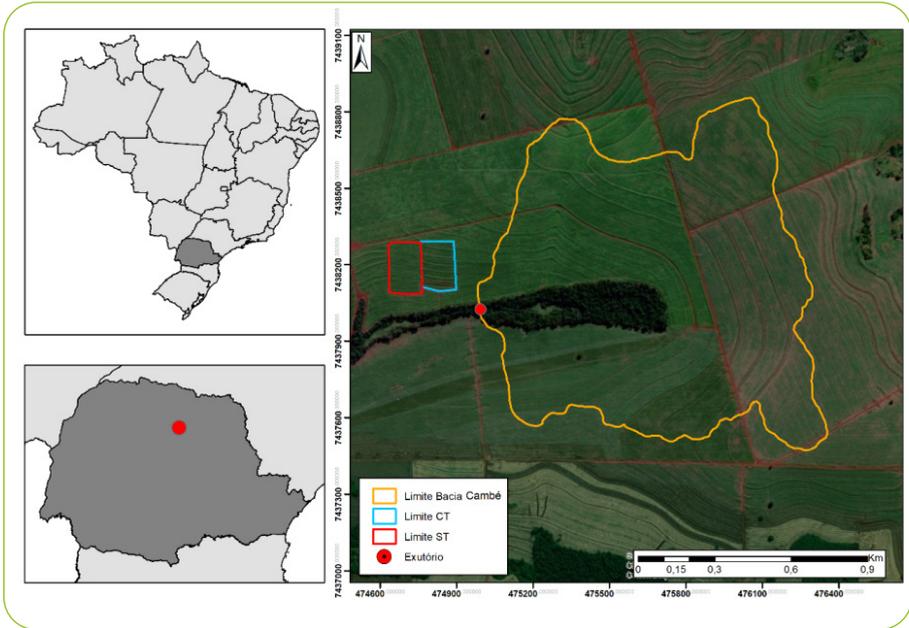
O estudo hidrossedimentológico na bacia hidrográfica de primeira ordem no município de Cambé, localizada no norte do Paraná, vem sendo monitorada desde 2018. Essa bacia hidrográfica é tributária do Rio Vermelho (curso d'água de quarta ordem) (Figura 1), que por sua vez é tributário do Rio Paranapanema.



**Figura 1** – Bacia do Rio Vermelho, norte do Paraná

**Fonte:** Organização Feriani, L.M., 2024.

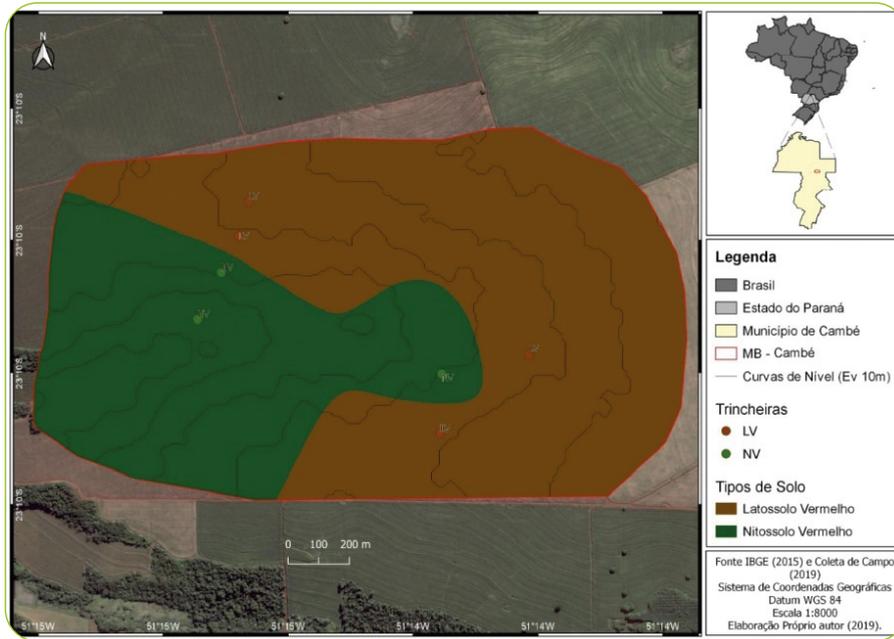
A escolha da bacia hidrográfica seguiu o critério de solos, rampas e declives característicos do norte do Paraná, bem como o manejo e culturas que predominam na região (Figura 2). Dessa forma, fez-se a caracterização do meio físico e da capacidade de uso dos solos com levantamento de relevo, classe, uso e manejo dos solos da microbacia, bem como identificação das redes de drenagem e estradas rurais.



**Figura 2** – Localização da bacia hidrográfica e das megaparcelas em Cambé, norte do Paraná

**Fonte:** Organização Feriani, L.M., 2024.

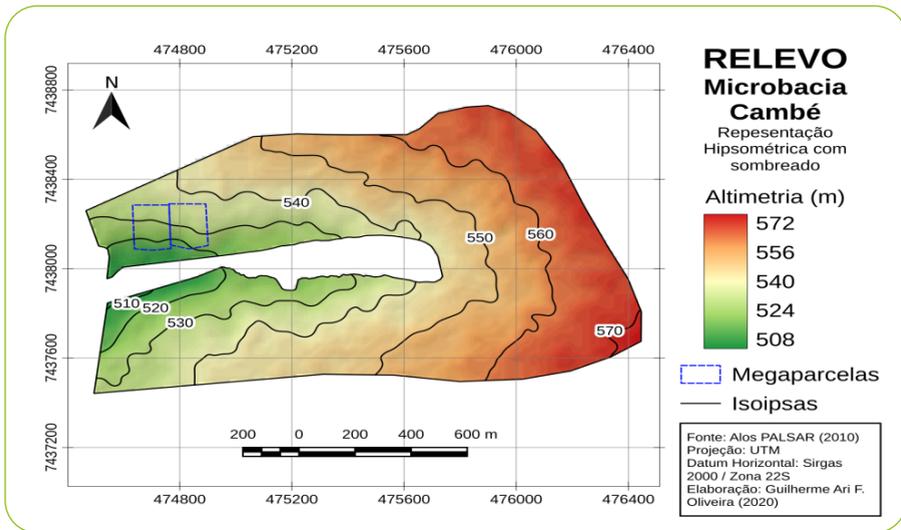
O material de origem dos solos da bacia hidrográfica é o basalto com formação de solos altamente intemperizados e profundos. As classes de solos encontradas foram Latossolo Vermelho distrófico no topo e Nitossolo Vermelho distrófico latossólico na meia encosta e no sopé da vertente, ambos com textura muito argilosa (Figura 3).



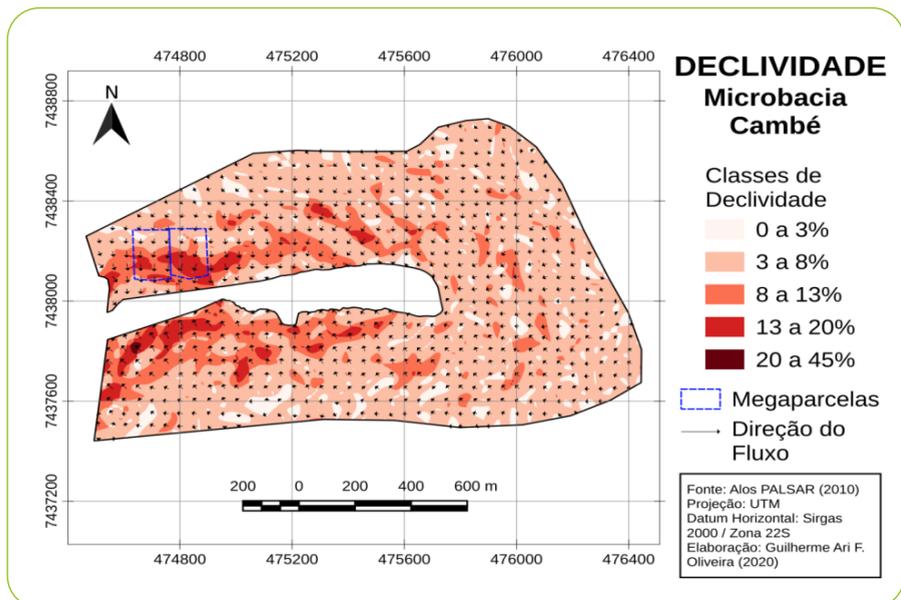
**Figura 3** – Mapa de solos da bacia hidrográfica de estudo, Cambé-PR

**Donte:** Organização Feriani, L.M., 2024.

O relevo da bacia é suave ondulado a plano, com perfil de curvatura retilínea-côncava, altitude variando entre 508 e 572 m (Figura 4) e declividades variando de 0 a 18%, conforme demonstrado no mapa (Figura 5). Segundo Köppen, o clima é do tipo Cfa, subtropical com precipitação média anual de 1.430 mm sem estação seca definida e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão. Maiores detalhes da formação dessa região podem ser encontrados em Calegari *et al.* (2023).

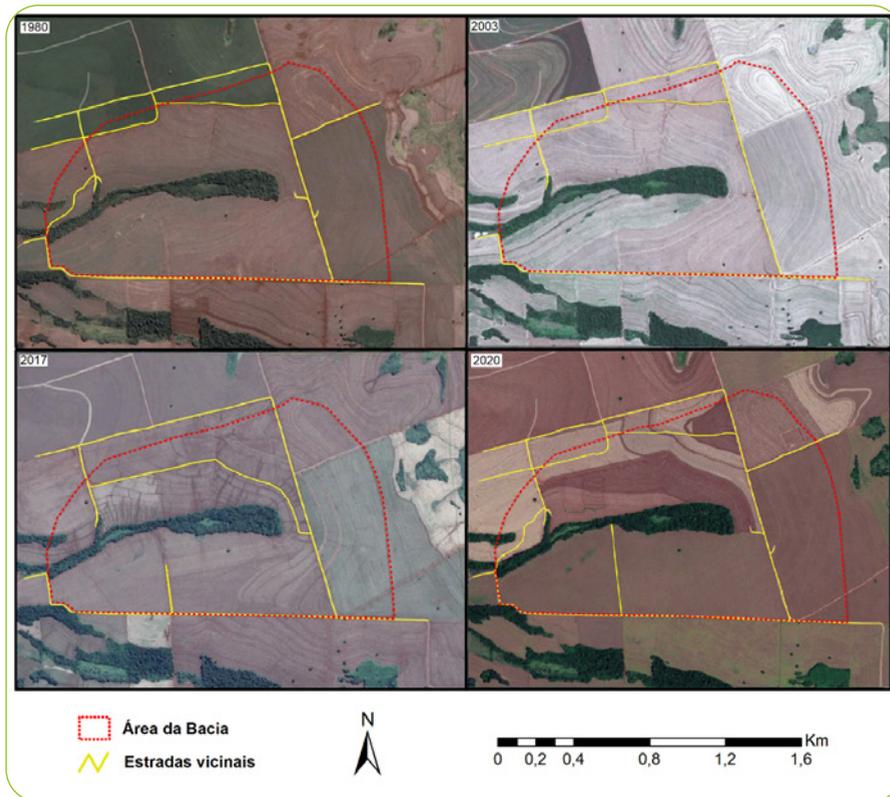


**Figura 4** – Mapa altimétrico da Bacia Hidrográfica de Cambé-PR  
**Fonte:** Oliveira, J. F. (2018)



**Figura 5** – Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica de Cambé-PR  
**Fonte:** Oliveira, J. F. (2018)

A Figura 6 ilustra a evolução de uso da terra e estradas na área da bacia hidrográfica. As imagens foram obtidas por meio do Google Earth® (1980 e 2020). Observa-se que o uso do solo não mudou desde 1980, mudando apenas a disposição de carregadores na área, cuja localização era próxima do divisor de águas no período de 1980 a 2003 e foi realocada no meio da encosta a partir de 2017 até 2020. A mudança da estrada rural para o meio da encosta requer maior atenção do produtor, já que essa estrada pode ser uma importante fonte de sedimentos para o rio, com potencial de contribuição de mais de 50% da produção de sedimentos que chegam ao canal fluvial (TIECHER *et al.*, 2014).



**Figura 6** – Alteração dos manejos realizados na bacia de estudo desde 1980, Cambé-PR  
**Fonte:** Organização Feriani, L.M., 2024.

A área da bacia é de 132,42 ha. O manejo adotado é sob plantio direto há mais de oito anos, com sucessão de soja (*Glycine max*) na safra principal e milho (*Zea mays*) na segunda safra. Porém, o produtor realizou a escarificação ( $\approx 8$  cm de profundidade) por duas vezes no período de 2018 a 2022, além de subsolagem nos canais dos terraços presentes na microbacia. Considerando a

sucessão de culturas da área, em que a colheita do milho da segunda safra é realizada nos meses de junho e julho e da soja nos meses de fevereiro e março, deixa o solo com pouca cobertura vegetal até o pleno desenvolvimento da próxima cultura. Além disso, a operação de semeadura pode prejudicar ainda mais a distribuição da palha e proteção do solo, sobretudo quando é realizada com uma velocidade que causa uma desestruturação excessiva da camada superficial e acelera a decomposição da palhada (Figura 7).



**Figura 7** – Condição de cobertura do solo após semeadura do milho segunda safra (A) e cobertura do solo durante o período inicial de desenvolvimento da soja da safra 2021/2022 (B) na microbacia hidrográfica de Cambé

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2021.

Na área da Bacia Hidrográfica de Cambé e na região próxima, não é realizado nenhum controle de tráfego de máquinas, no entanto, o controle do tráfego de máquinas se trata de uma técnica que poderia auxiliar o manejo do solo na área, uma vez que passagens de máquinas transversais ao camalhão dos terraços pode reduzir a capacidade de armazenamento do canal e potencializar os processos erosivos (Figura 8).



**Figura 8** – Deslocamento de máquinas transversal ao camalhão de terraços na micro-bacia de Cambé-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2020.

Buscando entender os efeitos do manejo predominante na região Norte do Paraná e em diversas outras regiões do Estado sobre os processos erosivos e o nível de degradação do solo, na bacia foi instalada uma estação meteorológica e três estações de monitoramento hidrossedimentológico, sendo duas estações na escala de encosta e uma na escala de bacia hidrográfica.

Na estação meteorológica, as leituras da precipitação ocorrem a cada dois minutos, assim como a leitura da vazão e da turbidez nas estações hidros-

sedimentológicas. Estudam-se os processos hidrológicos e erosivos integrados na paisagem, que são monitorados como uma estratégia para verificar a capacidade dos manejos em controlar o escoamento superficial e os processos erosivos a cada evento de chuva. Para tanto, são monitoradas a precipitação, a vazão, a concentração de sedimentos em suspensão e a qualidade da água.

Essas variáveis são medidas em alta frequência de amostragem ao longo do tempo, contemplando as diferentes fases do manejo das plantas (desenvolvimento das culturas), da palha (cobertura do solo) e do solo, assim como das diferentes estações meteorológicas ao longo do ano. O banco de dados é complementado com outras variáveis importantes, por exemplo, de precipitação (volume, intensidade, energia cinética etc.), de solo (atributos indicadores da qualidade física, química e biológica) e de produtividade das culturas.

No início do projeto foi instalada uma seção de monitoramento (calha Parshall) em um rio de primeira ordem (Figura 9) equipando-a com linígrafo, turbidímetro, condutivímetro e *datalogger*.



**Figura 9** – Calha Parshall instalada no rio de primeira ordem na bacia hidrográfica de Cambé-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

O monitoramento dos eventos de chuva-vazão é realizado presencialmente pela equipe do projeto. Também foram instalados amostradores automáticos para coleta de água e sedimentos quando as coletas não puderem ser feitas de forma presencial (Figura 10). Maiores detalhes da instalação e demais informações estão descritos em Pott *et al.* (2023).



**Figura 10** – Amostrador automático de sedimento (ISCO®) instalado junto à calha Parshall no rio de primeira ordem de Cambé-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

#### 4.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas

A escolha das encostas foi orientada pela similaridade de atributos topográficos primários (declividade e plano e perfil de curvatura) e secundários (índice topográfico de umidade, direção de fluxo do escoamento superficial etc.).

Foram delimitadas as megaparcelas com camalhões, ambas com área de drenagem de 2,6 ha. Em uma das megaparcelas os terraços foram reconstruídos (pois estavam sem critério de espaçamento e assoreados), e na outra megaparcela foram retirados, caracterizando a análise do processo erosivo na escala de encosta na megaparcela com terraços (CT à direita) e sem terraços (ST à esquerda, Figura 11).



**Figura 11** – Imagem aérea das megaparcelas sem (esquerda) e com terraços (direita) na bacia hidrográfica de Cambé-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2020.

Os processos hidrológicos são monitorados como uma estratégia para verificar a capacidade dos manejos em controlar o escoamento superficial e os processos erosivos a cada evento de chuva. O monitoramento é feito por meio de uma calha H, instalada no exutório de cada megaparcela (Figura 12).

Nessa seção de monitoramento foram instalados uma régua linimétrica e linígrafos (com sensor de pressão) para medição do nível de água a cada dois minutos e estimação da vazão no tempo (hidrograma). Além disso, foram coletadas amostras de sedimento e água para análise da produção e qualidade do sedimento oriundo do escoamento superficial durante todos os eventos de chuva, conforme descrito em Barbosa *et al.* (2023).



**Figura 12** – Calha H instalada no exutório das megaparcelas com e sem terraços, Cambé-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2020.

Um amostrador automático de sedimentos foi instalado e é acionado pelo linígrafo quando ocorrer precipitação que gera altura na régua linimétrica maior que 3 cm. Nessas amostras são determinados os atributos pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, carbono total e concentração de sedimentos em suspensão. Além disso, o banco de dados foi complementado com outras variáveis importantes, por exemplo, climáticas, de solo e de produtividade.

As características do manejo do solo, de planta, de água e de palha foram as mesmas da bacia hidrográfica. O interesse nessa escala de encosta é a possibilidade da análise da erosão em diferentes escalas (encosta e bacia hidrográfica), uma vez que a análise da encosta proporciona menor influência

de variáveis ambientais que não podem ser observadas na escala de bacia ao longo de todo o processo erosivo. Além disso, os dados coletados na escala de encosta podem ser uma forma de subsidiar a aplicação de modelos hidrológicos e de erosão na escala de bacia hidrográfica.

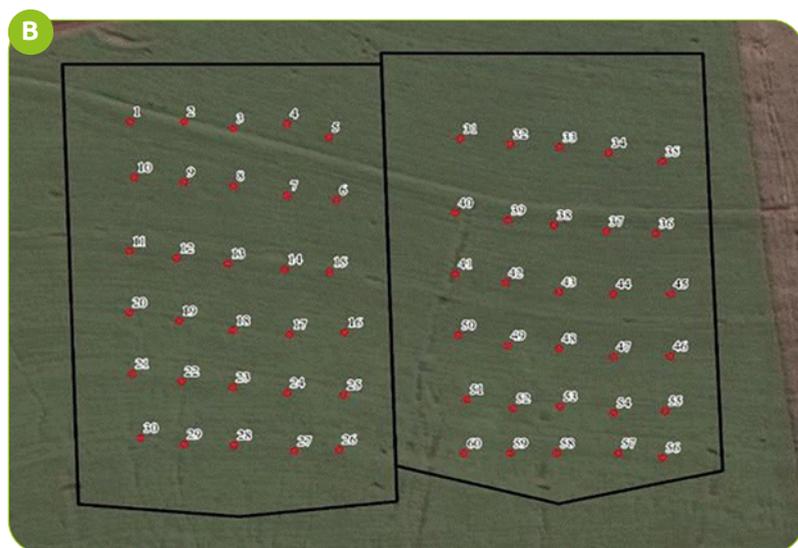
## 4.2 QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS

### 4.2.1 Atributos físicos do solo

Nas megaparcelas e na bacia hidrográfica foram analisados os seguintes atributos físicos do solo: condutividade hidráulica saturada, curva de retenção e disponibilidade de água, densidade e porosidade do solo, estabilidade de agregados em água e resistência do solo à penetração, conforme metodologia padrão de toda a Rede de Agropesquisa (GIAROLA *et al.*, 2023).

Os pontos foram georreferenciados para coleta de amostras de solos deformadas e indeformadas para análises químicas, físicas e microbiológicas na bacia hidrográfica e nas megaparcelas, conforme Figuras 13 (A) e (B), respectivamente.





**Figura 13** – Pontos georreferenciados na bacia hidrográfica (A) e pontos georreferenciados nas megaparcelas (B) da microbacia de Cambé-PR

**Fonte:** Oliveira, J. F. (2018)

A textura do solo da bacia hidrográfica e das megaparcelas foi classificada como muito argilosa, pois apresentou granulometria de  $730 \text{ g kg}^{-1}$  de argila,  $120 \text{ g kg}^{-1}$  de silte e  $150 \text{ g kg}^{-1}$  de areia.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados da densidade do solo, da densidade de partículas e da porosidade do solo de acordo com a topossequência das duas megaparcelas. A densidade do solo apresentou valor médio de  $1,20 \text{ Mg m}^{-3}$  na camada de 0 a 10 cm e de aproximadamente  $1,40 \text{ Mg m}^{-3}$  nas camadas abaixo. A densidade de partículas variou de  $2,89$  a  $2,95 \text{ Mg m}^{-3}$  na megaparcela sem terraço (ST) e de  $2,91$  a  $2,96 \text{ Mg m}^{-3}$  na megaparcela com terraço (CT)  $2,92 \text{ Mg m}^{-3}$ . A porosidade total foi maior na camada de 0 a 10 cm, com  $0,58 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  e nas camadas inferiores com variação de  $0,50$  a  $0,54 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Os microporos aumentaram conforme aumentou a profundidade, já a quantidade de macroporos diminuiu bruscamente da primeira camada analisada (0-10 cm) para a segunda (10-20 cm), apresentando uma queda de aproximadamente 50% de seu volume. Essa diferença no volume de macroporos da primeira camada para a segunda pode resultar em limitações na infiltração e na condutividade hidráulica.

**Tabela 1** – Densidade do solo (Ds), densidade de partículas (Dp), porosidade total do solo (Pt), macroporosidade (macro) e microporosidade (micro) do solo em topossequência, nas megaparcelas sem terraço (ST) e com terraço (CT). Dados de 2020, Cambé-PR

Posição	Prof. (cm)	Ds		Dp		Porosidade					
		Mg m <sup>-3</sup>				P <sub>total</sub>		Micro		Macro	
		ST	CT	ST	CT	ST	CT	ST	CT	ST	CT
superior	0-10	1,21	1,16	2,89	2,91	0,58	0,60	0,42	0,39	0,16	0,21
	10-20	1,34	1,37	2,92	2,94	0,54	0,54	0,44	0,44	0,10	0,10
	20-30	1,40	1,39	2,93	2,93	0,52	0,53	0,47	0,44	0,05	0,08
	30-40	1,39	1,36	2,93	2,92	0,53	0,54	0,48	0,46	0,05	0,08
médio	0-10	1,25	1,17	2,93	2,93	0,57	0,60	0,42	0,40	0,16	0,20
	10-20	1,44	1,42	2,95	2,94	0,51	0,52	0,45	0,44	0,07	0,08
	20-30	1,42	1,43	2,94	2,95	0,52	0,52	0,46	0,45	0,06	0,07
	30-40	1,36	1,40	2,93	2,93	0,54	0,52	0,47	0,46	0,07	0,06
inferior	0-10	1,24	1,27	2,92	2,96	0,57	0,57	0,40	0,39	0,17	0,18
	10-20	1,43	1,47	2,94	2,95	0,52	0,50	0,45	0,45	0,07	0,06
	20-30	1,40	1,44	2,93	2,96	0,53	0,51	0,45	0,45	0,07	0,06
	30-40	1,37	1,39	2,93	2,96	0,53	0,53	0,45	0,46	0,08	0,07
Média	0-10	1,23	1,20	2,91	2,93	0,58	0,59	0,41	0,39	0,16	0,19
	10-20	1,40	1,42	2,94	2,94	0,52	0,52	0,44	0,44	0,08	0,08
	20-30	1,41	1,42	2,93	2,95	0,52	0,52	0,46	0,45	0,06	0,07
	30-40	1,37	1,38	2,93	2,94	0,53	0,53	0,47	0,46	0,07	0,07

ST – megaparcela sem terraço; CT – megaparcela com terraço; Prof – profundidade.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados do tamanho dos agregados, o índice de estabilidade dos agregados (IEA), o diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) nas megaparcelas em função da posição na topossequência. A área de monitoramento mostrou que os agregados têm os maiores tamanhos nas camadas de 0 a 20 cm, apresentando uma diminuição conforme aumenta a profundidade. O DMG variou de 3,14 a 2,12 mm na CT e de 3,36 a 2,43 mm na ST na profundidade de 0 a 20 cm, e de 2,7 a 1,9 mm na profundidade de 20 a 40 cm, ao passo que o DMP apresentou va-

lores maiores que 5,5 mm de 0 a 20 cm, apresentando valores abaixo de 5 mm nas camadas inferiores de 20 a 40 cm. O índice de estabilidade dos agregados (IEA) apresentou alta estabilidade, com valores acima de 86% e média de 92%.

**Tabela 2** – Tamanho dos agregados, IEA, DMP e DMG em topossequência nas megaparcels. Dados de 2020, Cambé-PR

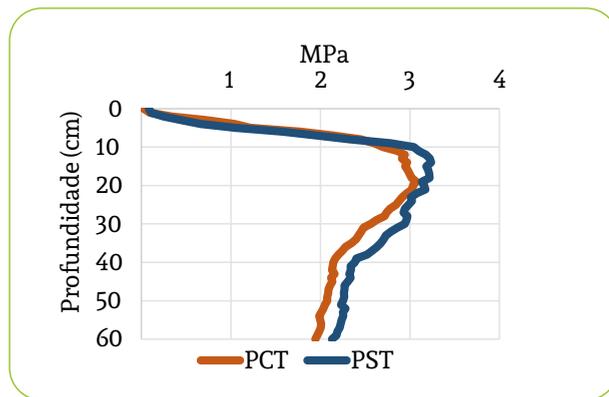
Posição no relevo	Prof. (cm)	Parcela	Tamanho dos agregados								IEA	DMP	DMG
			<0,25	0,25	0,50	1,00	2,00	4,00	8,00				
			mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	%			
Superior	0-10	CT	7,43	9,17	13,35	11,03	8,00	11,88	39,14	92,56	6,55	3,05	
		ST	9,42	8,28	11,29	10,34	8,44	13,23	39,01	90,58	6,60	2,99	
	10-20	CT	5,74	8,35	14,78	14,38	9,99	13,53	33,23	94,26	5,96	2,89	
		ST	7,80	7,73	13,48	14,91	11,53	17,06	27,50	92,20	5,45	2,61	
	20-30	CT	5,63	9,47	14,35	20,57	14,28	16,93	18,75	94,36	4,44	2,29	
		ST	5,64	6,22	9,90	17,87	15,68	21,27	23,42	94,36	5,28	2,86	
	30-40	CT	7,25	9,21	16,57	18,36	14,10	19,82	14,68	92,75	4,04	2,02	
		ST	6,66	5,73	11,30	16,09	15,20	22,35	22,68	93,35	5,22	2,82	
	Médio	0-10	CT	9,17	7,68	10,51	11,33	8,26	11,96	41,10	90,83	6,80	3,14
			ST	9,61	9,01	12,69	11,71	8,62	12,03	36,32	90,39	6,20	2,76
		10-20	CT	6,87	5,87	11,02	12,99	10,51	15,55	37,19	93,13	6,58	3,33
			ST	9,20	8,12	14,53	14,92	10,80	15,57	26,87	90,80	5,26	2,51
20-30		CT	5,97	6,92	13,29	19,00	13,94	18,77	22,13	94,03	4,95	2,50	
		ST	5,75	6,73	12,38	18,58	14,67	21,13	20,76	94,25	4,91	2,58	
30-40		CT	7,66	6,26	12,31	18,39	15,11	19,46	20,81	92,34	4,83	2,43	
		ST	5,32	6,50	13,18	17,77	15,01	20,44	21,79	94,68	5,02	2,66	
Inferior		0-10	CT	13,30	11,89	16,11	11,00	7,09	10,27	30,33	86,70	5,27	2,12
			ST	10,81	9,30	13,03	13,10	8,84	11,63	33,29	89,19	5,80	2,43
		10-20	CT	9,15	8,82	15,32	14,68	10,42	13,15	28,47	90,85	5,32	2,56
			ST	5,79	6,27	13,44	13,65	10,12	14,94	35,79	94,22	6,37	3,36
	20-30	CT	8,67	10,68	17,59	23,41	12,85	12,07	14,72	91,33	3,63	1,84	
		ST	6,12	7,68	15,16	17,99	11,80	15,71	25,55	93,88	5,17	2,70	
	30-40	CT	11,46	12,73	24,13	23,54	10,91	9,86	7,37	88,54	2,51	1,30	
		ST	6,41	7,99	16,48	19,18	12,74	16,43	20,77	93,59	4,62	2,49	

IEA – índice de estabilidade dos agregados; DMP – diâmetro médio ponderado; DMG – diâmetro médio geométrico.

Os resultados dos agregados mostraram que o DMG teve uma média de 2,5 mm, porém diversas amostras apresentaram valores próximos ou menores que 2 mm, que ocorreram na maioria das vezes na CT, sobretudo no terço inferior da megaparcela. Esse resultado demonstra o potencial de erodibilidade desses solos (NUNES; CASSOL, 2008).

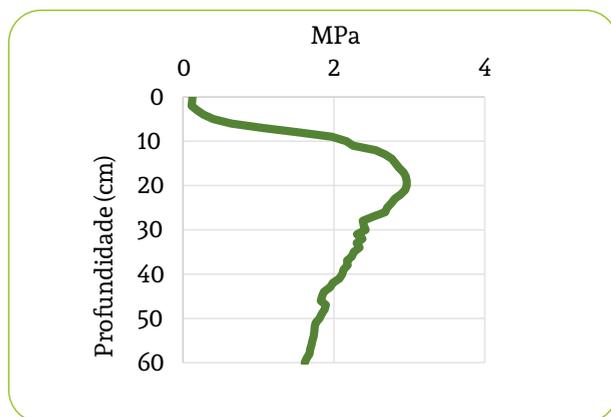
O DMP apresentou uma média geral de 5,2 mm, sendo que os resultados abaixo de 5,0 mm indicam a formação do selamento superficial. Segundo Thomaz *et al.* (2022), a resistência à desagregação dos agregados desse Latossolo é diferente para os macro e microagregados, sendo que os primeiros dependem mais do pH e da matéria orgânica do solo (raízes e hifas fúngicas), enquanto os segundos estão relacionados aos óxidos de Fe e de Al.

Na Figura 14 são apresentadas as médias de resistência do solo à penetração (RP) das megaparcelas, em que se verifica uma pequena diferença entre as curvas desde a profundidade de 10 cm até 60 cm. Os valores médios de umidade do solo nos pontos avaliados nas megaparcelas e as profundidades variaram entre 0,276 g g<sup>-1</sup> e 0,300 g g<sup>-1</sup>, estando próximas da capacidade de campo, que variou de 0,254 a 0,394 g g<sup>-1</sup> para esses solos.



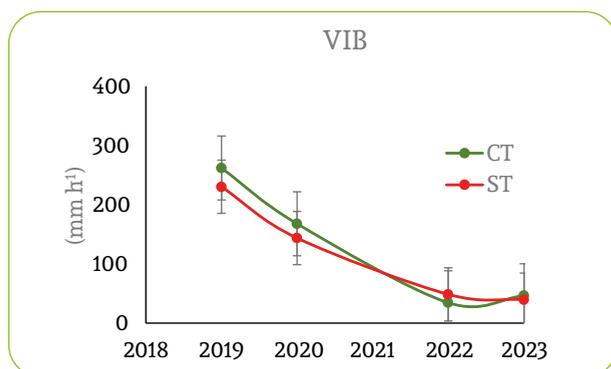
**Figura 14** – Média da resistência do solo à penetração nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST). Dados de 2020, Cambé-PR

Verifica-se que a RP nas megaparcelas (Figura 14) teve um valor máximo semelhante ao da bacia (média de 45 pontos, Figura 15) e das megaparcelas, atingindo 3,0 MPa na camada de 10 a 20 cm. Esses valores próximos de 3,0 MPa indicam a existência de compactação na camada 10 a 20 cm, o que é ratificado com a macroporosidade igual ou menor que 0,10 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> nessa camada nos terços superior, médio e inferior das duas megaparcelas (Tabela 1).



**Figura 15** – Média de resistência do solo à penetração (RP) na microbacia hidrográfica de estudo, Cambé-PR

A taxa de infiltração estável no solo, medida por meio dos anéis concêntricos, mostraram a redução desse atributo no período de 2019 a 2023, porém sem diferenças entre as megaparcelas (Figura 16). A TIE reduziu ao longo dos anos, possivelmente devido ao manejo do solo, com pouco revolvimento (somente pela semeadura), sucessão de soja e milho, ausência de rotação de culturas com maior diversidade de plantas e baixa adição de fitomassa na superfície do solo. Além disso, a TIE em 2022 foi determinada antes da escarificação da área, e sabe-se que o efeito da escarificação mecânica pode durar menos que nove meses (NICOLOSO *et al.*, 2008). Assim, pode-se considerar que as TIEs determinadas em 2022 e 2023 não sofreram o efeito da escarificação.



**Figura 16** – Velocidade de infiltração básica (VIB) no solo avaliada no período de 2019 a 2023 nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR

## 4.2.2 Atributos químicos do solo

Nas megaparcelas e na bacia hidrográfica foram analisados os atributos químicos de solos e de nutrientes na água de escoamento. As metodologias de coleta e análise encontram-se descritas em Müller *et al.* (2023).

As coletas de caracterização da área de estudo e após a implantação das megaparcelas permitiram observar que a implantação dos terraços alterou a quantidade e a qualidade do carbono na encosta na microbacia de Cambé.

A Tabela 3 apresenta os valores médios dos atributos de fertilidade: carbono (C), fósforo (P), pH, acidez potencial (H+Al), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (T), percentual de bases trocáveis (V) e saturação por alumínio (SAL) na profundidade de 0 a 10 cm em amostras de solo coletadas em 2020 nas megaparcelas de Cambé.

O teor de carbono foi semelhante entre a CT e a ST. Porém, observa-se uma redução do teor de carbono ao longo dos anos (Tabela 3), causada principalmente pela mecanização no momento da construção dos terraços em 2017 associada à manutenção dos canais dos terraços realizados em 2019.

**Tabela 3** – Valores médios dos atributos químicos do solo das megaparcelas com (CT) e sem (ST) terraços nos anos de 2020, 2021 e 2022, Cambé/PR

	Prof.	Local	pHP <sub>CaCl</sub>	C	P	CTC	V	m
				g dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	%	%
<b>2020</b>								
Média	0-10	CT	5,5	24,19	24,46	14,74	70,2	0,5
		ST	5,6	24,67	21,07	15,64	70,35	0,52
CV (%)	0-10	CT	0,1	0,3	0,4	0,15	0,12	0,03
		ST	0,1	0,16	0,55	0,08	0,15	0,37
<b>2021</b>								
Média	0-10	CT	4,8	20,89	16,35	14,11	55,17	4,68
		ST	4,8	20,2	14,33	13,39	55,57	2,09
CV (%)	0-10	CT	0,1	0,16	0,4	0,07	0,19	0,19
		ST	0,1	0,13	0,46	0,06	0,13	0,56
<b>2022</b>								
Média	0-10	CT	4,7	16,49	29,42	12,94	53,94	3,96
		ST	4,9	16,22	27,56	11,38	55,78	4,71
CV (%)	0-10	CT	0,1	0,18	0,43	0,16	0,16	0,55
		ST	0,1	0,1	0,38	0,1	0,14	0,43

Prof. – profundidade; C – carbono; P – fósforo; CTC – capacidade de troca catiônica; V – saturação por bases; m – saturação por alumínio.

Ao longo dos anos observa-se também aumento da saturação por alumínio e redução da saturação por bases, sem alteração da capacidade de troca de cátions (Tabela 4). Para o carbono, o revolvimento do solo pode ter proporcionado essas alterações na fertilidade química ao longo dos anos.

Espera-se que os terraços, que constituem práticas conservacionistas permanentes e de longo prazo e que vislumbram, entre outros fatores, a redução de perdas de solo, água e nutrientes, possam, conseqüentemente, aumentar os teores de carbono e melhorar a fertilidade química da encosta ao longo do tempo. Dessa forma, o estudo sobre a dinâmica de macro e micronutrientes em áreas com e sem terraços deve ser um processo contínuo, buscando a melhor maneira da utilização desse tipo de arranjo em áreas agricultáveis com valor econômico.

### 4.2.3 Atributos biológicos do solo

O solo é resultante de uma complexa interação entre material de origem, clima, relevo, tempo, flora e fauna que o habita. Juntos, flora e fauna atuam nos principais processos físico-químicos e biológicos que ocorrem no solo e são responsáveis pela transformação, degradação, ciclagem e conservação de sua capacidade funcional, que é promovida por seus atributos químicos, físicos e biológicos. Os organismos que compõem a biota edáfica são sensíveis ao manejo do solo e das culturas e respondem com alterações fisiológicas e/ou funcionais às práticas de cultivo.

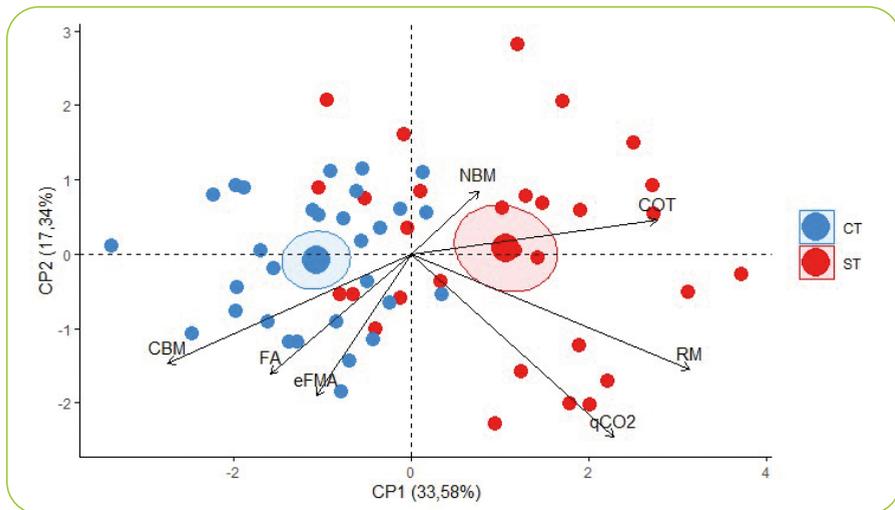
O uso de práticas conservacionistas, tais como plantio em nível, terraceamento, plantio direto, cultivo consorciado ou mesmo integração entre lavoura e pecuária atua de forma direta ou indireta sobre a comunidade microbiana e a atividade enzimática, cujos efeitos podem ser indicadores da qualidade do solo e da sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola. O conhecimento e a avaliação desses efeitos sobre componentes da microbiota e sua funcionalidade e sobre a atividade de enzimas no solo podem contribuir para a qualificação de práticas conservacionistas, como o terraceamento, quando aplicado em diferentes sistemas de produção regionais, validando sua utilização e aceitação entre os agricultores como prática agrícola sustentável complementar, que contribui para preservar o solo, sua fertilidade e funcionalidade (GŁODOWSKA; WOZNIAK, 2019).

Foram analisados dados obtidos de amostragens de solo realizadas entre 2018 e 2022 nas megaparcelas de Cambé, cujos detalhes de localização, instalação e manejo são apresentados no item 4.1.1 deste capítulo. Foram avaliados o carbono da biomassa microbiana (CBM), o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), o quociente metabólico ( $qCO_2$ ), a respiração microbiana (RM), a

atividade das enzimas  $\beta$ -glicosidase (BETA), arilsulfatase (ARIL), fosfatase ácida (FA) e urease (URE). Também foram determinadas a concentração de glomalina facilmente extraível (GFE) e glomalina total (GT), e também o número de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (eFMA) e o carbono orgânico total do solo (COT). A metodologia de coleta das amostras e das análises dos atributos microbianos e atividade das enzimas estudados está descrita em Colozzi Filho *et al.* (2023). A metodologia de avaliação do carbono orgânico total do solo (COT) está descrita em Müller *et al.* (2023).

Para tentar identificar padrões de comportamento e relações entre os atributos microbianos e a atividade enzimática do solo com ou sem terraço nas megaparcelas na série temporal avaliada (2018 a 2022) foram realizadas análises de componentes principais (ACP) utilizando o programa estatístico R (R CORE TEAM, 2022).

A ACP referente à amostragem realizada após o cultivo de inverno em 2018 apresentou 50,92% da variabilidade encontrada entre CT e ST e as variáveis microbianas e enzimáticas do solo. Desse percentual, 33,58% são explicados pelo componente principal CP1 e 17,34% pelo CP2 (Figura 17). As áreas com e sem terraço apresentaram-se de forma distinta.



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; eFMA – esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 17** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR no ano de 2018

Dentre as variáveis, o CBM, a atividade da enzima FA e os eFMA apresentaram maior associação com a CT. A construção de terraços no ano de 2017 resultou na mobilização da camada superficial do solo na CT, gerando diminuição na relação do estoque de carbono nesta parcela. A construção de terraços, embora tenha o objetivo de promover a estabilidade do solo, pode, sem intenção, resultar no soterramento de camadas, alterando a dinâmica do carbono do solo e a distribuição de matéria orgânica, impactando a respiração potencial do solo e a estabilidade do carbono orgânico, variáveis cruciais na compreensão da saúde do solo (LI *et al.*, 2023).

Essa correlação indica que a construção dos terraços pode ter estimulado a comunidade microbiana do solo, como fungos, bactérias, actinomicetos, protozoários, entre outros organismos, o que pode ter resultado no aumento da atividade da enzima FA, uma vez que a biomassa microbiana é composta de várias populações de microrganismos que são a principal fonte das fosfatases no solo (ADETUNJI *et al.*, 2017) sendo a FA produzida principalmente por fungos.

Avaliações do COT na área experimental mostram que a dinâmica do carbono na encosta foi significativamente influenciada pelas ações de implantação e manutenção dos terraços. Essa intervenção impactou processos físico-químicos relacionados à estruturação do solo e à matéria orgânica, especialmente devido à remoção de solo superficial durante a construção do canal e à redistribuição de agregados durante a formação do camalhão. Esse efeito corrobora com o relatado por Zhang e Elser (2017).

Alterações na estruturação do solo têm o potencial de acelerar a mineralização do carbono orgânico nativo, expondo parte do carbono protegido à ação dos microrganismos, como discutido por Tisdall e Oades (1982), Novotny *et al.* (1999) e Reichert *et al.* (2016).

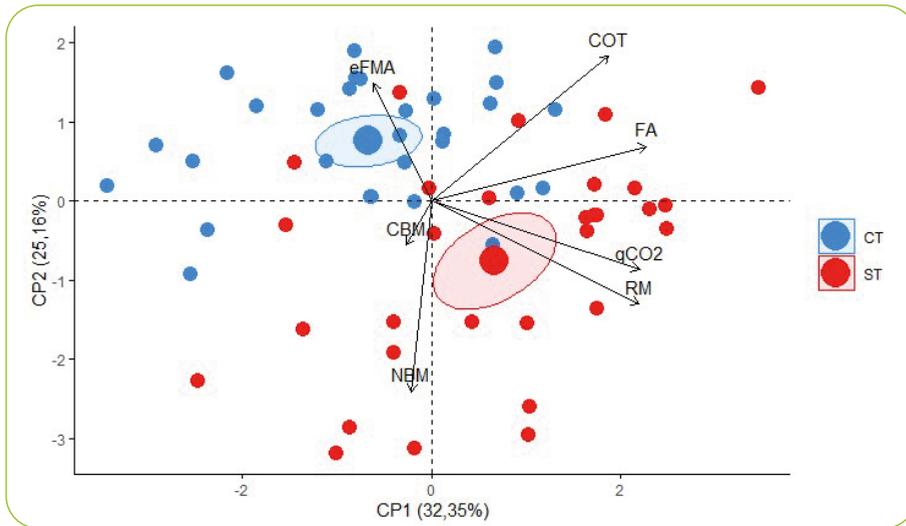
A implantação dos terraços resultou no revolvimento do solo, que promoveu diminuição do conteúdo e da reserva de carbono na camada superficial (dados não publicados), gerando estresse na comunidade microbiana. Essa condição é evidenciada pelo aumento no CBM em 2018 na CT (Figura 17), um ano após a construção dos terraços. Powlson *et al.* (1987) já haviam observado que, após o término de um período de estresse, é possível ocorrer aumento na biomassa microbiana, mesmo que os níveis de carbono orgânico do solo permaneçam inalterados.

A construção dos terraços, por outro lado, pode ter induzido os FMA a produzir maior quantidade de esporos, uma vez que o revolvimento do solo rompe o micélio externo, gerando estresse na comunidade fúngica e induzido a produção de esporos, que são estruturas reprodutivas e de resistência (CARRENHO *et al.*, 2010). Além disso, os terraços podem ter contribuído para diminuir as perdas de esporos ocasionadas pela ocorrência de escoamento superficial, conforme relatado por Colozzi Filho *et al.* (2024). Por outro lado, a ST apresentou maior associação com o NBM (Figura 17), indicando maior imobilização de nitrogênio nos tecidos microbianos, bem como maior COT em resposta à não perturbação do solo promovida pela construção de terraços, que expõe a matéria orgânica do solo a reações de oxidação e degradação pela microbiota, promovendo sua mineralização (HOMBEGOWDA *et al.*, 2016).

Em 2019, a ACP explicou 57,51% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 32,35% e a CP2 por 25,16% (Figura 18). A CT novamente apresentou maior associação com eFMA, indicando que a produção de esporos pelos FMA continua sendo influenciada pelo revolvimento do solo feito para a construção dos terraços e que estes podem contribuir para o aumento do potencial de inóculo natural dos FMA no solo ao reduzir o arraste de esporos por escoamento superficial.

Em contraste, o  $qCO_2$  e a RM apresentaram maior associação com a ST, indicando maior atividade microbiana, possivelmente ocasionada pelo arraste de sedimentos, de matéria orgânica e de nutrientes causado pelo escoamento superficial de água, que reduz a cobertura do solo e a ciclagem de nutrientes, aumenta a insolação e conseqüentemente a evapotranspiração, impactando a microbiota e a atividade enzimática.

A maior relação do  $qCO_2$  com a ST aponta que a microbiota do solo pode estar em condições de desequilíbrio ou estresse, liberando mais  $CO_2$  para a atmosfera, corroborando o relatado por Liu *et al.* (2022). Nesse sentido, o estresse ambiental causado pelo escoamento superficial na ST pode ter aumentado a taxa de RM e o  $qCO_2$ .



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; eFMA – esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 18** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR no ano de 2019

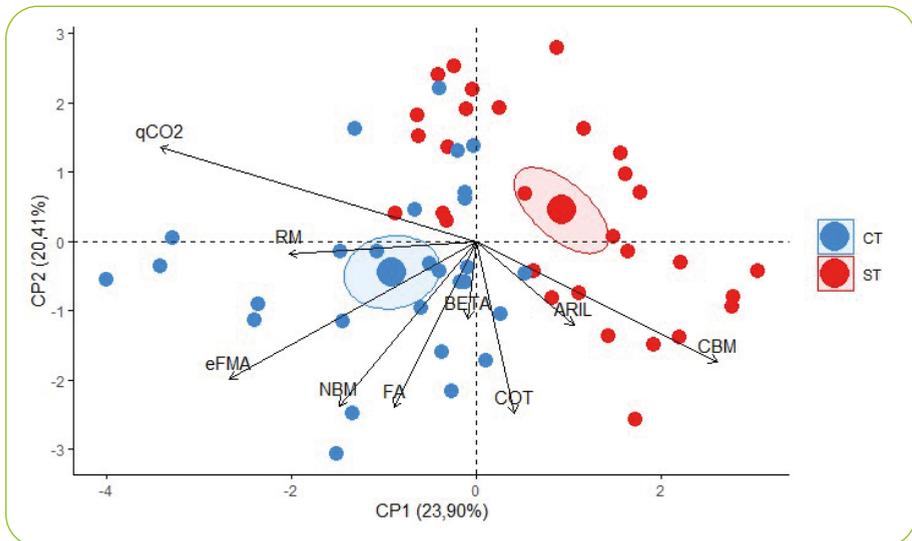
A ACP referente à amostragem realizada após o cultivo de inverno em 2020 explicou 44,31% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 23,90% e a CP2 por 20,41% (Figura 19). A variável eFMA novamente apresentou maior correlação com a CT, seguida da RM, NBM e atividade das enzimas BETA e FA. Em contraste, na ST não se observou correlação desta com nenhuma variável. A maior relação de algumas das variáveis microbianas e de enzimas com a CT indica que o solo está biologicamente ativo e funcionalmente diverso após o revolvimento promovido pela construção dos terraços.

A associação do NBM à CT indica variações na concentração de nitrogênio e mudanças na composição da biomassa microbiana, favorecendo a multiplicação de microrganismos que têm uma relação C/N mais estreita, capazes de acumular mais nitrogênio em seus tecidos, o que pode ser fundamental para as dinâmicas biogeoquímicas do solo, influenciando a ciclagem de nutrientes e a disponibilidade de nitrogênio para as plantas. A relação C/N diferente entre grupos microbianos, especialmente entre fungos e bactérias, em que os fungos acumulam mais C, e as bactérias, mais N, em seus tecidos é bastante documentada na literatura (MARTIN, 1991; HOORMAN, 2010; ZHANG;

ELSER, 2017) e refletem não apenas diferenças nas estruturas celulares, mas também nas necessidades nutricionais específicas desses grupos microbianos, o que pode ser alterado pelo manejo do solo, conforme observado aqui.

Nesse sentido, na CT observou-se maior relação desta com as enzimas ligadas à ciclagem de nutrientes, como a BETA, que é relacionada ao ciclo do carbono quebrando compostos mais complexos como celulose e outros polisacarídeos, e também a FA, que quebra compostos orgânicos fosfatados liberando fósforo inorgânico (ADETUNJI *et al.*, 2017).

No entanto, é essencial destacar que essa interpretação é uma inferência baseada na correlação identificada. Investigar a composição taxonômica e funcional da comunidade microbiana em função do manejo do solo por meio de abordagens específicas pode fornecer perspectivas adicionais sobre a natureza e a amplitude desses efeitos sobre a diversidade, atividade e funcionalidade das comunidades microbianas e suas implicações para o ecossistema.

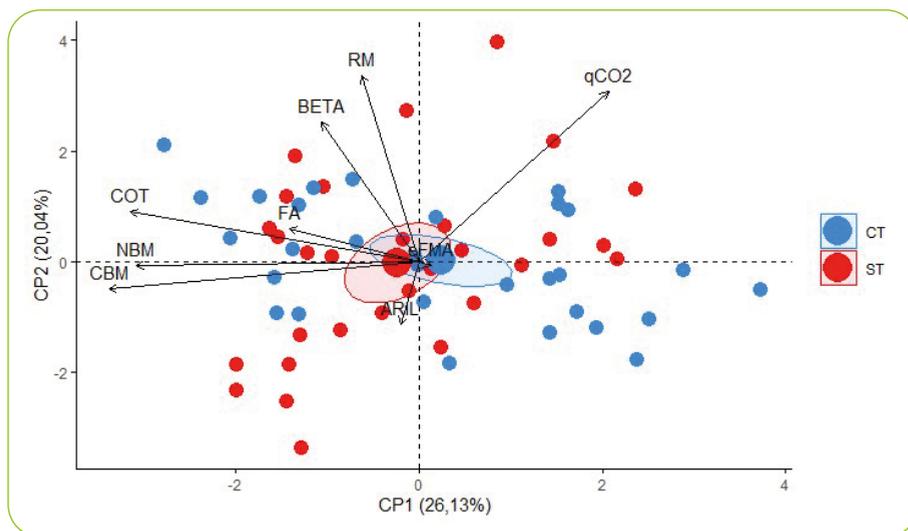


CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – arilsulfatase; eFMA – esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 19** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR no ano de 2020

Em 2021, a ACP explicou 46,17% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 26,13%, e a CP2, por 20,04% (Figura 20). Foi observada uma grande dispersão dos dados e baixa associação das variáveis em relação aos tratamentos (ST e CT), o que não permite uma diferenciação entre eles. É possível que fontes de variação não controladas, como por exemplo a baixa ocorrência de chuvas e a ocorrência de altas temperaturas no período amostrado, tenham impactado o experimento de tal modo que as variáveis não foram capazes de discretizar os tratamentos (Figura 20). Reforça essa observação o fato de que ambas as parcelas são conduzidas em sistema plantio direto e a baixa pluviosidade no período em questão contribuiu para a similaridade entre elas.

Vale ressaltar também a associação das variáveis microbianas similar nas duas ACP, mesmo em condições de baixa pluviosidade, o que pode ser interpretado como uma recuperação da atividade microbiana e enzimática no solo na CT, considerando que há um efeito negativo da preparação do terraço, conforme registrado nas avaliações de 2019 e 2020.



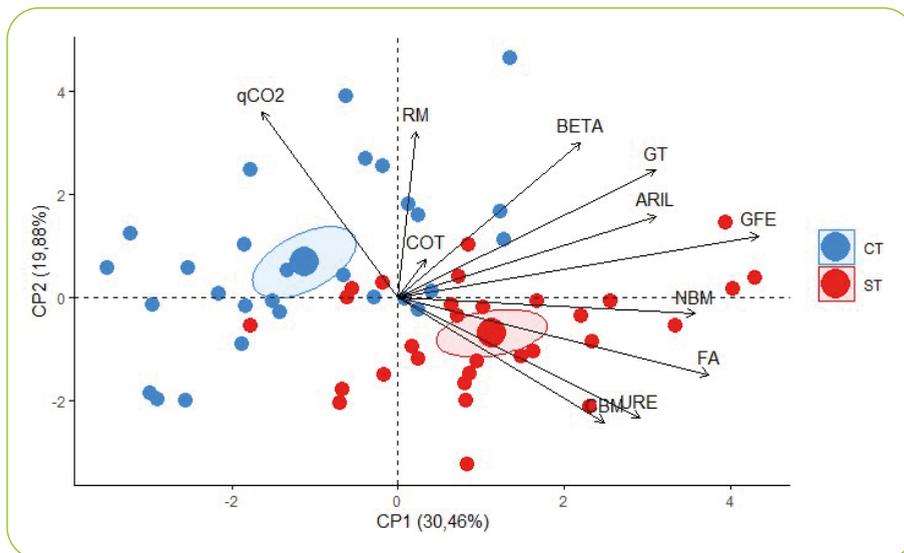
CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – arilsulfatase; eFMA – esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 20** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR no ano de 2021

Em 2022, a ACP explicou 50,34% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 30,46%, e a CP2, por 19,88% (Figura 21). Os resultados indicam que, mesmo após quatro anos da construção dos terraços, a atividade microbiana na área com terraços (CT) continua em expansão. A associação da variável  $q\text{CO}_2$  com a CT sugere uma atividade microbiana persistente, enquanto a ST mostra atividade microbiana mais estável, evidenciada pela associação com enzimas como FA, URE, além do CBM e do NBM.

Essa baixa associação de variáveis microbianas e enzimáticas e o predomínio da variável  $q\text{CO}_2$  na CT em relação à associação de variáveis observada na ST indica desuniformidade na atividade microbiana, que pode estar associada ao impacto inicial e ao tempo de recomposição do carbono orgânico total (COT) no solo, alterado pela construção dos terraços. O COT, que é composto por carbono orgânico de diversas fontes e formas, tem sua degradação acelerada pela exposição a agentes oxidantes com sua redistribuição no perfil ou mesmo remoção promovida por ocasião da instalação dos terraços. O restabelecimento das relações COT com os atributos químicos, físicos e biológicos do solo é um processo lento e fortemente dependente das condições climáticas e do manejo do sistema de produção.

A correlação entre a atividade microbiana e enzimática na CT e o período necessário para a recomposição do COT ressalta a complexidade dos processos edáficos e a importância de adotar práticas conservacionistas nos sistemas de produção agrícola a fim de promover resiliência e estabilidade no ecossistema solo.



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – arilsulfatase; URE – urease; GFE – glomalina facilmente extraível; GT – glomalina total; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 21** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR no ano de 2022

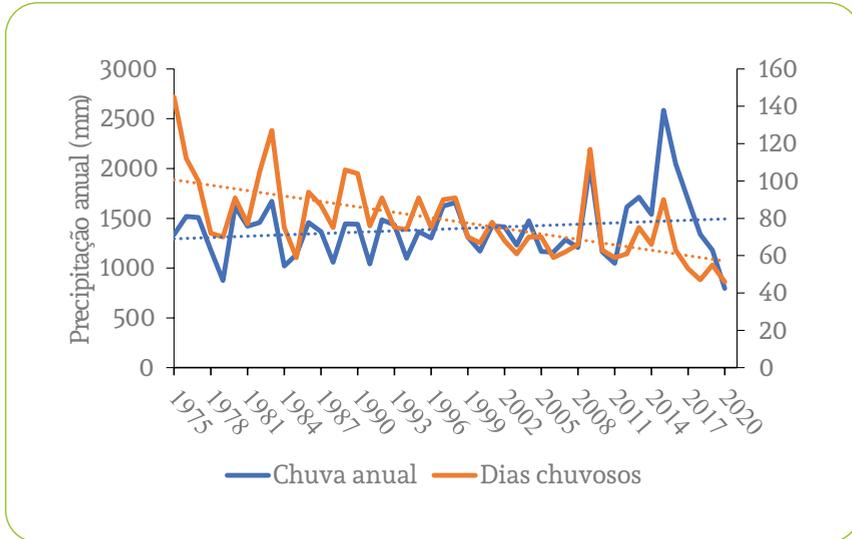
## 4.3 HIDROSSEDIMENTOLOGIA E PERDAS DE NUTRIENTES

### 4.3.1. Perdas de solo, água e nutrientes na bacia hidrográfica

Na bacia hidrográfica de primeira ordem foi instalada, na seção de monitoramento, uma calha Parshall, uma régua linimétrica, um linígrafo, um turbidímetro, um radar e um amostrador automático de sedimentos (ISCO), programado para coletas em função da mudança de cota, detectado pelo linígrafo.

Os resultados do monitoramento hidrossedimentométrico na bacia hidrográfica de primeira ordem da mesorregião norte do Paraná apresentam as variáveis de resposta hidrológica de descarga líquida para descrever o com-

portamento da bacia no espaço e no tempo. Na última década, os volumes de chuva em Cambé aumentaram entre 2015 e 2019, com valores que chegaram a mais de 2500 mm ano<sup>-1</sup>, e a partir desse ano até 2021 o volume reduziu drasticamente (Figura 22).



**Figura 22** – Volume de chuva anual e quantidade de dias chuvosos no município de Cambé-PR

O período de monitoramento hidrossedimentológico abrange os anos de 2020, 2021 e 2022. Ao longo desse período, ocorreram 116 eventos de chuva, considerados quando o volume foi maior que 1,00 mm e o tempo de 6 horas entre eventos. Ou seja, houve diversos eventos de chuva, porém poucos com intensidade suficiente para causar escoamento superficial e erosão, mesmo no ano de 2022, em que ocorreram 88 eventos, contra 23 e 5 eventos nos anos de 2020 e 2021, respectivamente.

Na bacia hidrográfica foram monitorados 11 eventos precipitação-escoamento entre 2020 e 2022. Desses eventos, 7 ocorreram nos meses de janeiro a março no período de maturação e após a colheita da soja, quando a cobertura do solo é baixa (Figura 7), o que ratifica a necessidade do manejo da palha nesse período. A baixa cobertura do solo propicia o impacto direto da gota da chuva contra o solo, aumentando a desagregação do solo pelo impacto da gota e, conseqüentemente, causando o selamento superficial e a redução significativa da velocidade de infiltração da bacia hidrográfica e das megaparcelas.

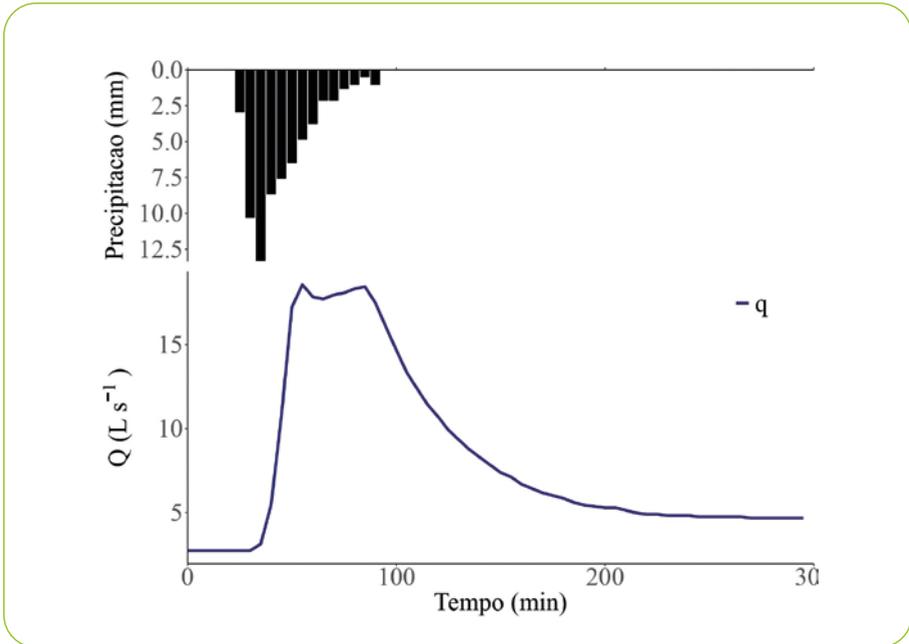
Por meio da análise do hidrograma, realizou-se a separação fluxo superficial e do volume de base do leito fluvial, utilizando o método gráfico. Foram analisados os eventos de maior intensidade em 30 minutos de cada ano. Desse eventos, de todo o volume escoado, o volume superficial correspondeu a 37%, 40% e 51% do volume total nos anos de 2020, 2021 e 2022, respectivamente (Tabela 4).

**Tabela 4** – Variáveis características dos eventos monitorados na bacia hidrográfica de primeira ordem de Cambé-PR em 2020, 2021, 2022.

Evento	P	$I_{30}$	Vol	$Vol_{Base}$	$Vol_{Sup}$	Lâmina	C	$Q_{max}$
	(mm)	(mm h <sup>-1</sup> )		(m <sup>3</sup> )		(mm)	(%)	(L s <sup>-1</sup> )
19/02/2020	17,1	70,4	38,91	27,12	11,79	0,01	0,05	7,55
19/03/2020	17,8	116,8	49,18	26,69	22,49	0,02	0,1	9,42
20/03/2020	7,5	11,2	50,8	34,08	16,72	0,01	0,07	8,29
22/05/2020	30,2	69	117,93	71,85	46,08	0,03	0,06	8,37
17/01/2021	25	33	55,72	32,93	22,79	0,02	0,07	6,18
31/01/2021	50	60	52,63	32,57	20,06	0,02	0,03	7,21
23/10/2021	49,4	91,57	88,24	52,47	35,78	0,03	0,06	10,81
13/03/2022	73	175,2	114,11	44,07	70,04	0,05	0,07	18,58
23/03/2022	25,1	43,2	80,77	35,14	45,63	0,03	0,12	22,8
12/04/2022	22,2	18,8	104,89	55,26	49,62	0,04	0,16	8,75
06/10/2022	28,8	49,7	97,35	60,75	36,6	0,03	0,1	9,62

P – precipitação;  $I_{30}$  – intensidade máxima em 30 minutos; Vol – volume total escoado por superfície e subsuperfície;  $Vol_{Base}$  – volume superficial escoado por subsuperfície;  $Vol_{Sup}$  – volume total escoado por superfície; Lâmina – altura de lâmina d’água escoada em cada evento; C – coeficiente de escoamento de cada evento;  $Q_{max}$  – vazão máxima de cada evento.

O evento com maior volume e intensidade de precipitação ocorreu no dia 13/03/2022, com 73 mm em 1,2 horas e intensidade máxima de 175,19 mm h<sup>-1</sup>. A intensidade máxima em 30 minutos ( $I_{30}$ ) foi de 112,62 mm h<sup>-1</sup>, com o  $I_{30}$  acima de 100 mm h<sup>-1</sup> em mais de 20% do tempo total do evento, o que causou vazão máxima de 18,58 L s<sup>-1</sup> (Figura 23). Nesse evento, o volume do fluxo superficial transpassou os terraços e, ainda assim, a lâmina de água perdida foi baixa, pois possivelmente houve forte deposição de sedimentos na mata ciliar que desconectou eficientemente a contribuição do fluxo superficial da lavoura com a vazão do rio.



**Figura 23** – Hietograma e hidrograma do evento monitorado no dia 13/03/2022 na bacia hidrográfica de primeira ordem de Cambé-PR

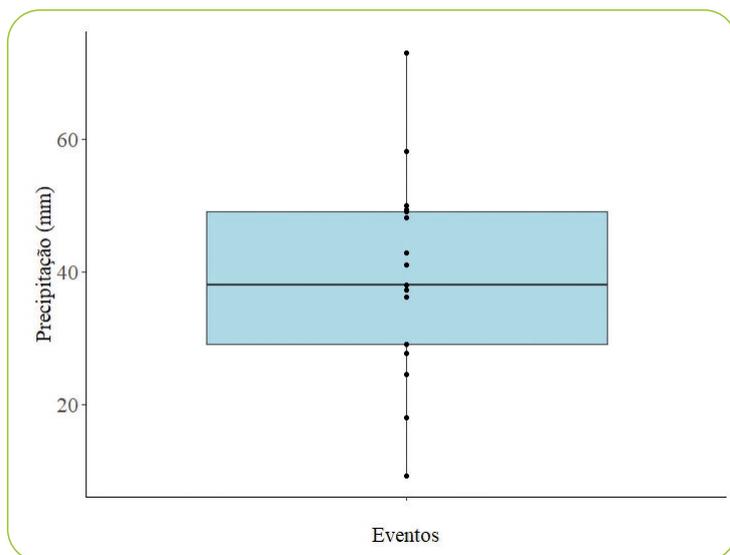
Salienta-se que um evento  $< 10$  mm no dia 20/03/2022 foi suficiente para causar elevação do nível de água no rio. Esse evento aconteceu possivelmente porque houve uma precipitação acumulada de 27,1 mm nos cinco dias anteriores a esse evento e, mais especificamente, uma precipitação de 17,8 mm no dia anterior ao evento  $< 10$  mm que promoveu aumento da vazão do rio associado a outros fatores, como selamento superficial e redução da velocidade de infiltração de água no solo, que explicam o aumento da vazão do rio proporcionado por um evento de baixa erosividade.

O volume de chuva de todos os eventos monitorados foi de 346,1 mm e, mesmo no maior evento de 13/03/2022, assim como nos outros 10, a somatória da lâmina de água perdida ao longo do tempo de monitoramento não foi maior que 1 mm. Assim, apesar das fragilidades do manejo com a redução da velocidade de infiltração, a falta de manejo da palha e de plantas de cobertura, principalmente no período entre as safras, onde ocorreram os eventos com aumento da vazão do rio, as perdas de água quantificadas foram pequenas.

Esse resultado ratifica a importância dos terraços e da mata ciliar na bacia hidrográfica, que mesmo transpassados pela mecanização e com canais assoreados, foram eficientes no controle do escoamento superficial.

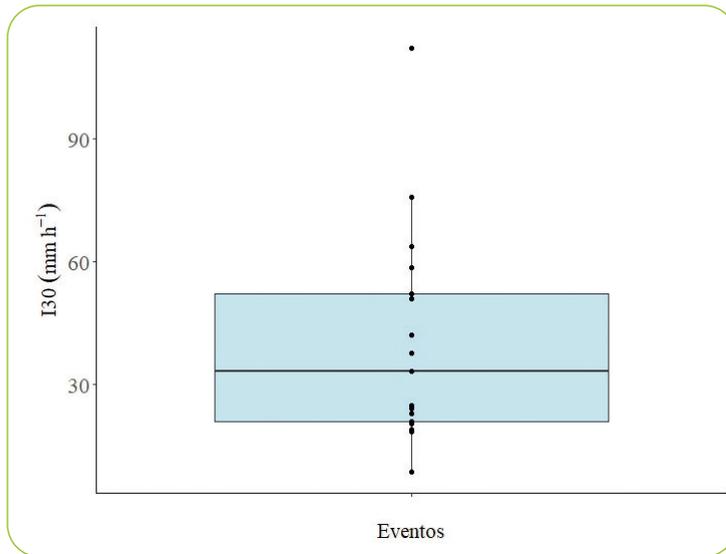
### 4.3.2 Perdas de solo e água nas megaparcelas

No período de 2018 a 2023 foram monitorados 18 eventos de chuva que geraram escoamento superficial nas megaparcelas. Dos eventos monitorados, 44% (8 eventos) ocorreram nos meses de setembro e outubro e variaram de 9,2 a 73 mm (Figura 24), sendo que a precipitação média que causou escoamento superficial foi de 38 mm.



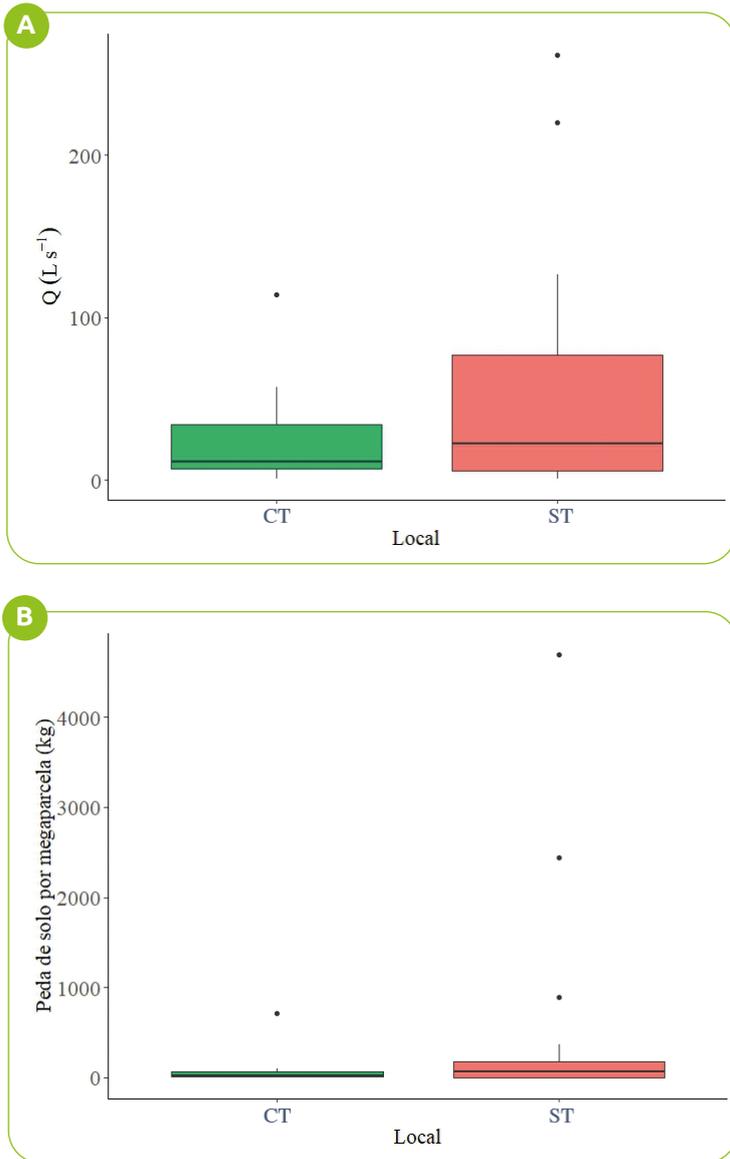
**Figura 24** – Eventos de precipitação que causaram escoamento superficial nas megaparcelas de Cambé-PR no período de 2018 a 2023

A intensidade em 30 minutos ( $I_{30}$ ) desses eventos variou de 8,68 a 112,2 mm h<sup>-1</sup> e, para esse conjunto de dados, intensidade acima de 51 mm h<sup>-1</sup> está acima de 75% (terceiro quartil) dos eventos monitorados, indicando que a  $I_{30}$  acima desse valor indica alta probabilidade de formação do escoamento superficial e erosão hídrica (Figura 24).



**Figura 25** – Intensidade da chuva em 30 minutos ( $I_{30}$ ) dos eventos que causaram escoamento superficial nas megaparcelas de Cambé no período de 2018 a 2023

O efeito benéfico do terraço pode ser observado na amplitude da vazão e da perda de solo das parcelas com e sem terraços. Na megaparcela sem terraços, a vazão máxima foi de  $261,60 \text{ L s}^{-1}$ , e na megaparcela com terraço foi de  $113,78 \text{ L s}^{-1}$  (Figura 26a). A redução da energia do fluxo superficial com a redução da vazão resultou em uma redução da perda de solo na parcela com terraços, que perdeu pouco mais de 700 kg de solo nos 18 eventos monitorados, enquanto a parcela sem terraço perdeu mais de 4.500 kg (Figura 26 (B)).



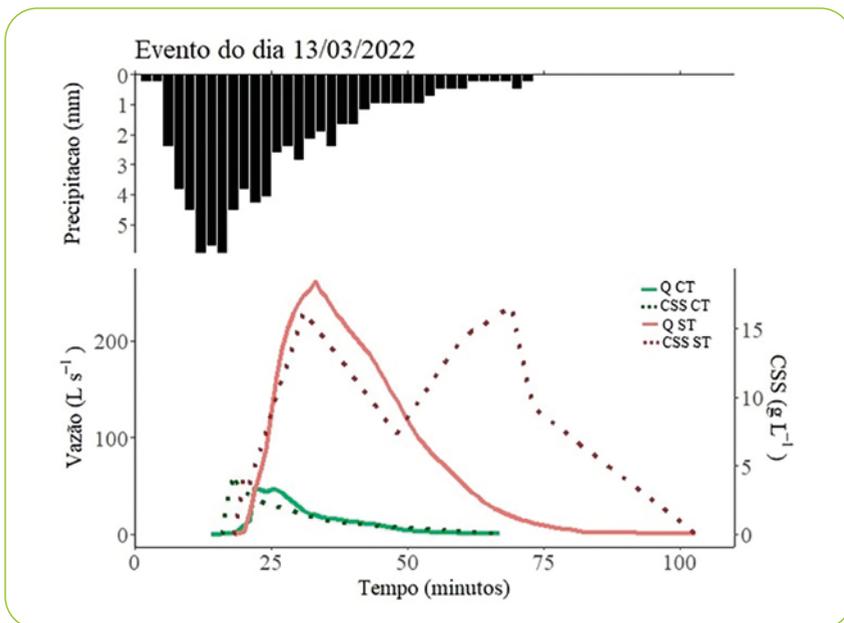
**Figura 26** – *Box-plot* de vazão (Q) (A) e perda de solo (B) das megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) instaladas na microbacia de Cambé-PR

O volume total da precipitação dos 18 eventos foi de 693,3 mm; desse volume, a parcela com terraço perdeu uma lâmina de 24,59 mm, e a sem terraço, de 119,89 mm, sendo que a parcela com terraço chegou ao máximo de coeficiente de escoamento de 14% e na parcela sem terraços até 28% do evento se transformaram em escoamento superficial.

Esses resultados confirmam a necessidade do uso de terraços em áreas de plantio direto, proporcionando melhor aproveitamento da água e reduzindo a perda de solo e, conseqüentemente, perdas de diversidade biológica, nutrientes e princípios ativos que podem ser arrastados pelo fluxo superficial.

Para exemplificar a dinâmica de sedimentos nas parcelas com e sem terraços foram apresentados dois eventos de precipitação, sendo um deles o de maior intensidade e outro o de menor intensidade de chuva que geraram escoamento superficial no período de 2018 a 2023.

O evento com maior intensidade de chuva ocorreu no dia 13 de março de 2022, cujas características da chuva foram apresentadas na seção anterior. Nesse evento foi possível observar que o pico da vazão e o da concentração de sedimento em suspensão na CT ocorreu antes do observado na ST, porém com intensidades e tempo de escoamento muito menores que na CT (Figura 27). Além disso, a concentração de sedimento na CT alcançou um máximo de  $5 \text{ g L}^{-1}$ , e na ST a concentração máxima foi de aproximadamente  $20 \text{ g L}^{-1}$ . A maior concentração de sedimentos na ST ocorreu em função da maior força de cisalhamento do fluxo superficial nessa parcela.

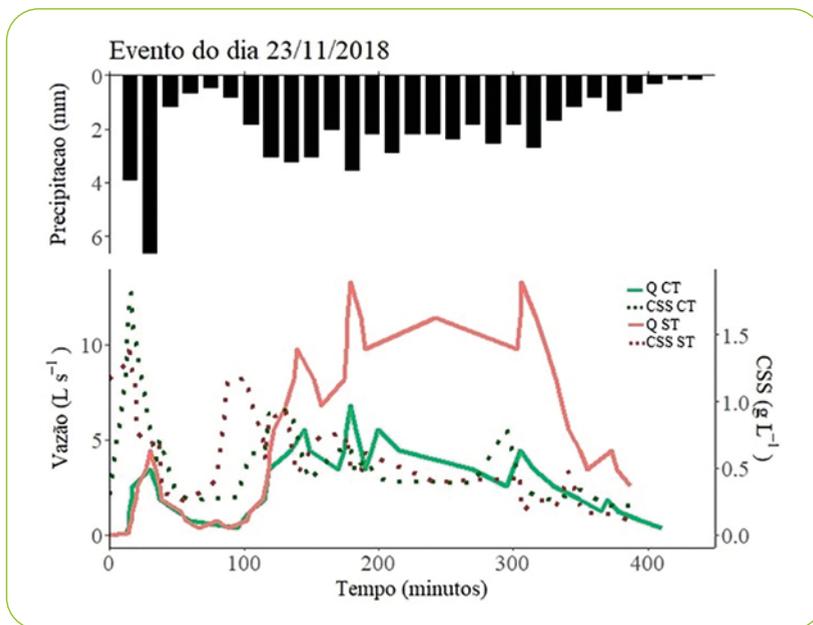


**Figura 27** – Vazão e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) da megaparcela com terraços (CT) e da megaparcela sem terraço (ST) no evento que ocorreu em 13/03/2020 em Cambé-PR

A magnitude da concentração de sedimentos na ST ressalta a falta de proteção e a fragilidade da estrutura da camada superficial do solo em resposta à erosão, sobretudo em um sistema sem controle do fluxo superficial.

O evento com menor intensidade de chuva que gerou escoamento superficial no período de 2018 a 2023 ocorreu no dia 23 de novembro de 2018, com volume total de 58,2 mm em 7,5 horas e  $I_{30}$  de 21 mm h<sup>-1</sup>, com o  $I_{30}$  acima de 15 mm h<sup>-1</sup> somente em 2% do período do evento. É importante ressaltar que para esse evento o solo estava seco, uma vez que houve uma precipitação total acumulada de apenas 20 mm nos dias 18 e 19 de novembro.

Assim, nesse evento do dia 23/11/2018 foi possível observar que o pico de sedimentos ocorreu antes com o pico de vazão nas duas parcelas (Figura 28) e que no segundo pico da vazão o pico de sedimento de ambas apresentou menor concentração, indicando a exaustão de sedimento disponível para arraste na encosta.



**Figura 28** – Vazão e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) da megaparcela com terraços (CT) e megaparcela sem terraço (ST) no evento que ocorreu em 23/11/2018 em Cambé-PR

A dinâmica do arraste de sedimentos foi similar no evento de alta intensidade (> 100 mm h<sup>-1</sup>) e no de baixa intensidade (< 20 mm h<sup>-1</sup>), com exceção do segundo pico de sedimentos no evento de baixa intensidade, em que houve ní-

tida exaustão dos sedimentos nas duas megaparcelas. Além disso, observa-se que no segundo pico da vazão o fluxo foi maior na ST. Esses resultados evidenciam a intensa desestruturação e a fragilidade da proteção do solo ao processo de desprendimento e arraste da camada superficial em resposta à erosão, mesmo naqueles de baixa intensidade, e o rápido assoreamento e redução do tempo de vida útil do canal dos terraços. Isso porque a intensidade de apenas  $20 \text{ mm h}^{-1}$  foi capaz de formar o fluxo superficial na encosta. Produção significativa de sedimentos em área de PD, mesmo nos eventos de baixa intensidade ( $< 25 \text{ mm h}^{-1}$ ), também foi observada por Deuschle *et al.* (2019) em uma encosta com Latossolo e Nitossolo.

A maior vazão observada na ST nos dois eventos (de maior e de menor intensidade) evidencia a eficiência dos terraços na redistribuição da água na encosta, que pode resultar em aumento do teor de água disponível do solo para as plantas, como observado por Freitas *et al.* (2021).

É importante ressaltar que a falta de cobertura do solo e manejo da palha e o arraste de sedimentos nos eventos de baixa intensidade ( $< 20 \text{ mm h}^{-1}$ ) reduz significativamente a vida útil do canal dos terraços presentes na área, o que exige maior periodicidade de manutenção e aumenta o risco de extravasamento do mesmo, aumentando a energia cinética e o potencial erosivo do fluxo superficial, com graves consequências à manutenção da qualidade do solo. Assim, observa-se a necessidade de melhorar o manejo da palha e da cobertura do solo, sobretudo nos períodos entre as safras e durante o desenvolvimento da soja, além de adotar técnicas conservacionistas que melhorem a estrutura e a resistência do solo aos processos erosivos.

### **4.3.3. Avaliação de redistribuição de solo com espectrometria de raios gama**

A espectrometria de raios gama (GRS) é uma técnica de análise não destrutiva que possibilita a detecção e quantificação de isótopos radioativos (radioisótopos) em vários tipos de amostras, principalmente de solo. Dentre os radioisótopos que podem ser encontrados em amostras ambientais, destacam-se os que são depositados por precipitação úmida ou seca. Esses elementos podem ter origem natural ou artificial.

Por serem introduzidos no solo, esses elementos têm uma concentração que pode ser determinada e usada para fornecer informações sobre erosão e redistribuição do solo. Os principais radionuclídeos estudados para essa finalidade são o berílio-7 (tempo de meia-vida = 53 dias) e o céscio-137 (tempo de

meia-vida = 33 anos). O primeiro é um radionuclídeo cosmogênico, formado na atmosfera terrestre pela interação da radiação cósmica com átomos de oxigênio e nitrogênio.

O céσιο-137, por outro lado, é um radioisótopo artificial produzido pela fissão do urânio-235. Esse elemento foi introduzido na atmosfera terrestre com o desenvolvimento da bomba atômica, durante a Segunda Guerra Mundial, e liberado continuamente na atmosfera devido aos testes nucleares de superfície realizados entre as décadas de 1940 e 1960.

Uma vez no solo, ambos os radionuclídeos são adsorvidos pelas partículas de argila, porém com intensidades diferentes. As formas iônicas dos elementos,  ${}^7\text{Be}^{2+}$  e  ${}^{137}\text{Cs}^+$  fazem com que o berílio se ligue mais fortemente ao solo do que o céσιο. Essa diferença nas intensidades das ligações, juntamente aos diferentes tempos de meia-vida dos elementos, garante que os isótopos penetrem no solo em diferentes profundidades máximas.

A combinação entre diferentes tempos de meia-vida e diferentes penetrações máximas no solo garante que o estudo desses radionuclídeos no solo forneça diferentes informações. Enquanto o estudo do berílio-7 permite analisar a redistribuição de solo em curtos períodos de tempo (máximo de 6 meses), a avaliação do céσιο-137 fornece informações do histórico erosivo do solo por até 60 anos.

Para realização deste estudo, amostras de solo foram coletadas em megaparcelas agrícolas com e sem terraço no município de Cambé-PR. As megaparcelas foram divididas em pontos para coleta de amostras contemplando os terços superior, médio e inferior da encosta de cada megaparcela. Para cada ponto, três amostras foram coletadas em profundidades diferentes, totalizando 27 e 30 amostras por megaparcela.

A Figura 29 apresenta a imagem aérea das megaparcelas, e a Figura 30, o sistema de coleta de amostras. Além disso, amostras de referência, isto é, fora das parcelas, foram coletadas para fins de comparação.



**Figura 29** – Vista aérea da área estudada apresentando a posição dos pontos coletados em cada megaparcelsa, Cambé-PR

**Fonte:** Andreello, A. C. (2021)



**Figura 30** – Sistema de coleta de amostra nas megaparcelsas, Cambé-PR

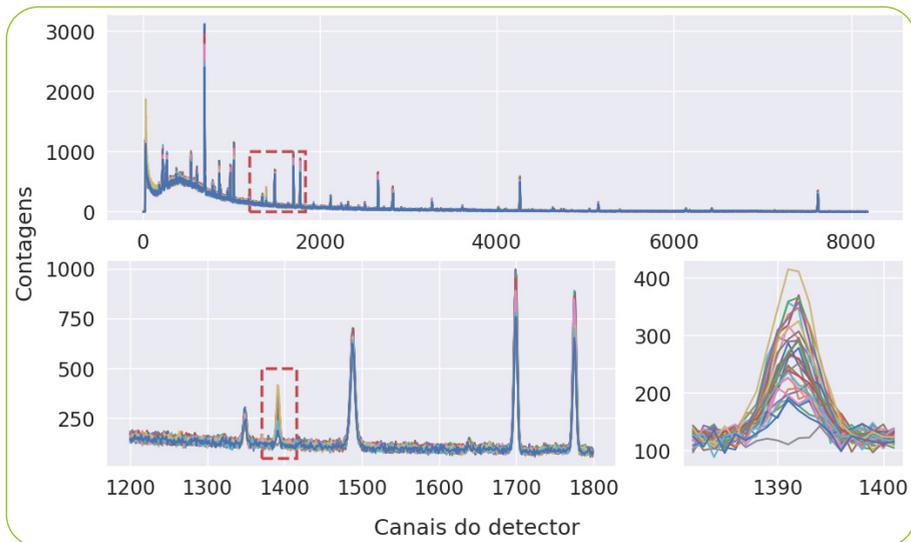
**Fonte:** Andreello, A. C. (2022)

Na avaliação do berílio-7 foram coletadas amostras com profundidades de até 3 cm com incrementos de 1 cm. Para a avaliação do céσιο-137 foram coletadas amostras até 30 cm com incrementos de 10 cm. Após coleta, as amostras foram secas por 48 horas à temperatura ambiente para posteriormente serem peneiradas com granulometria inferior a 2 mm e depositadas em recipientes plásticos para análise.

Cada amostra foi medida durante 24 horas para garantir uma boa precisão estatística dos resultados. Essas análises permitiram quantificar a quantidade de céσιο-137 e berílio-7 presente na amostra. Conhecendo a concentração desses radionuclédeos, foi possível determinar a redistribuição de solo ocorrida nas áreas estudadas.

### Berílio-7

As concentrações de berílio-7 presentes nas amostras coletadas foram determinadas utilizando detectores de germânio hiper-puro (HPGe) e de iodo de sódio ativado com tálio (NaI(Tl)). A presença de berílio-7 em uma amostra medida com o detector de HPGe foi verificada, como ilustra a Figura 31. A Figura 32 apresenta o detector utilizado dentro da blindagem de chumbo.



**Figura 31** – Detecção da emissão de Berílio-7 em um detector do tipo HPGe



**Figura 32** – Sistema de detecção utilizado: detector HPGe e blindagem de chumbo

**Fonte:** Andrello, A. C. (2022)

A área abaixo do pico é convertida em valores de concentração ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) utilizando a equação 1, na qual  $\varepsilon$  é a eficiência do detector para uma determinada energia,  $p_y$  é a probabilidade de emissão de um fóton com determinada energia,  $t$  é o tempo pelo qual a amostra foi medida e  $m$  é a massa da amostra.

$$C = \frac{\text{área do pico}}{\varepsilon \times p_y \times t \times m} \quad (1)$$

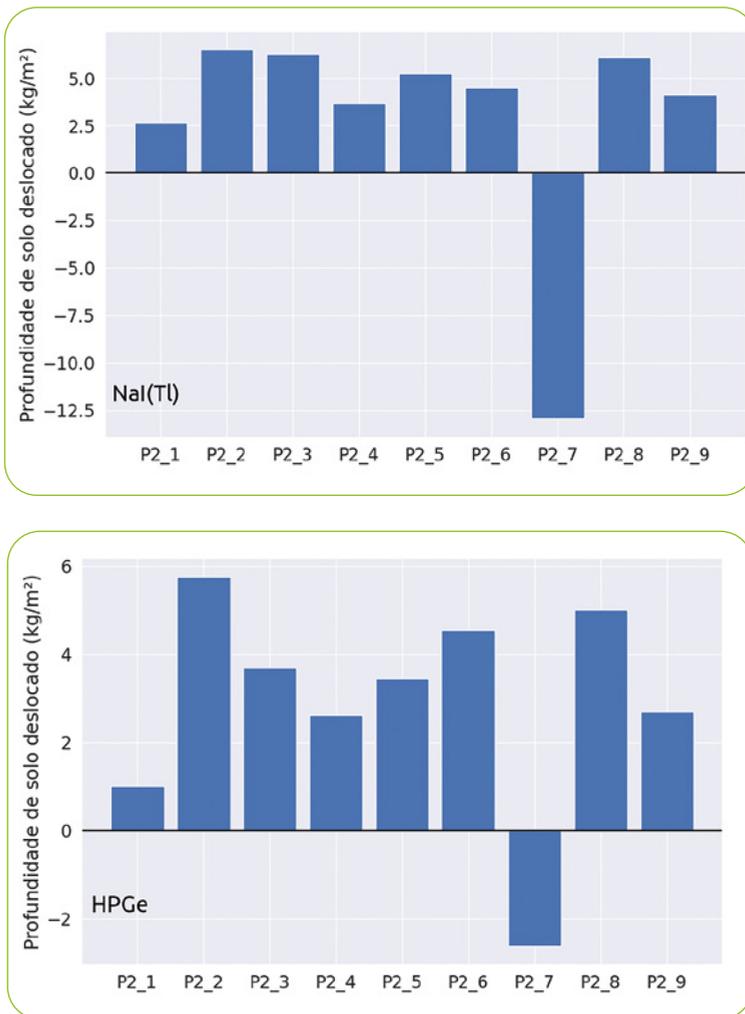
Com os valores de concentração, é possível calcular o inventário de berílio-7 ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) em cada ponto para avaliar a redistribuição de solo. Tal valor é calculado utilizando a equação 2, cuja soma é feita para os três incrementos de cada ponto. Os valores  $p$  e  $d$  correspondem à densidade volumétrica do solo e à profundidade de coleta, respectivamente.

$$A = \sum_i C_i \times \rho_i \times d_i \quad (2)$$

O inventário de  ${}^7\text{Be}$  medido para um ponto reflete a profundidade de solo deslocado  $h$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ), que pode ser obtida pela equação 3, em que  $h_0$  é o coeficiente de relaxação que descreve a penetração do radionuclídeo no solo.

$$h = h_0 \ln \left( \frac{A}{A_{ref}} \right) \quad (3)$$

As amostras coletadas na megaparcela com terraço foram analisadas para determinação do berílio-7 presente no solo. Os resultados obtidos para redistribuição de solo dentro da parcela durante uma cultura estão ilustrados na Figura 33.



**Figura 33** – Redistribuição de solo calculada a partir das mudanças no inventário de berílio-7

Analisando a Figura 33, é possível verificar majoritariamente o efeito de deposição de solo dentro da parcela. Como a área de estudo está localizada em uma encosta, é possível interpretar que o solo é depositado de regiões externas à parcela, principalmente nos pontos superiores da megaparcela (pontos 1 a 6).

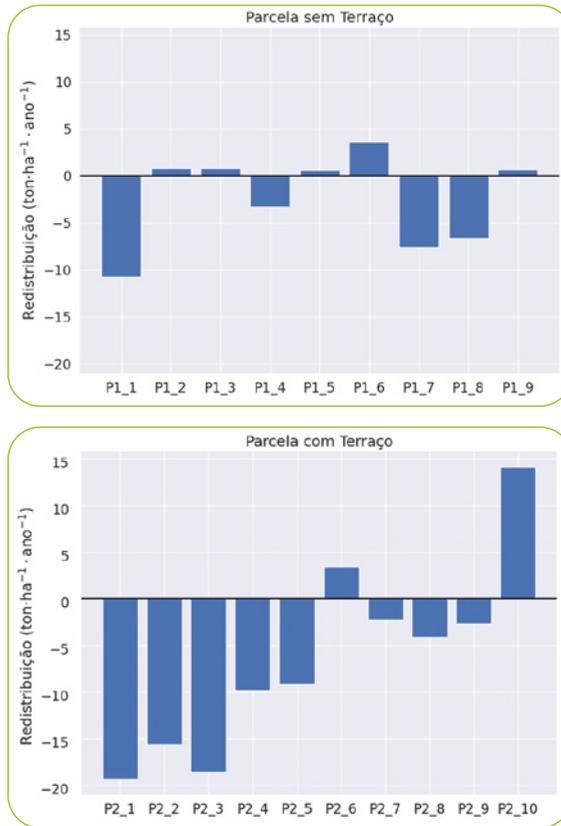
Nos pontos da parte inferior da megaparcela, nota-se erosão no ponto 7 e deposição nos pontos 8 e 9. Esse comportamento é um indicativo de que parte do solo descolado pela chuva foi movido seguindo o sentido de cultivo. Esses resultados podem ser usados para avaliar se o manejo utilizado está sendo eficiente para controle do processo erosivo.

Com base nos resultados apresentados, podemos concluir que o manejo utilizado durante o cultivo da soja foi eficiente para controle do processo erosivo, porém esse resultado não pode ser extrapolado para outros anos de cultivo.

### **Césio-137**

A metodologia para determinação de césio-137 no solo é igual à utilizada para o berílio-7, alterando levemente as equações utilizadas para ajustá-las às diferentes profundidades e períodos de tempo. Complementando os resultados das medições realizadas por espectrometria de raios gama (ERG), essas amostras também foram medidas por fluorescência de raios X por dispersão de energia (FRXDE) com a finalidade de buscar uma relação entre a presença de Cs-137 no solo com os macro e micronutrientes do solo. Os dados rotulados P1 referem-se à megaparcela sem terraço, e os dados rotulados P2 referem-se à megaparcela com terraço.

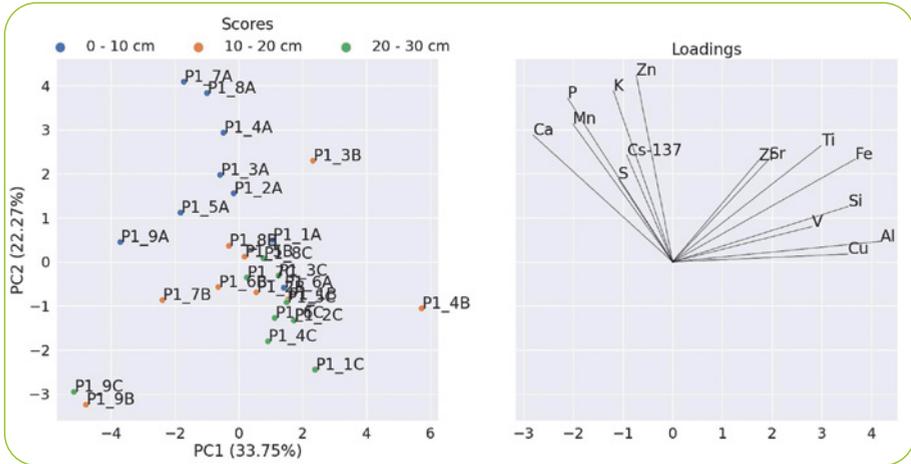
Os resultados para histórico erosivo das megaparcelas estão ilustrados na Figura 34. Pela escala dos gráficos, é possível verificar que a parcela com terraço apresentou maiores índices de redistribuição de solo do que a parcela sem terraço. Visto que o uso do césio-137 determina o histórico erosivo da área nos últimos 60 anos de manejo, esse resultado não tem ligação com o fato de as megaparcelas terem ou não terraço.



**Figura 34** – Redistribuição de solo calculada à partir das mudanças no inventário de Césio-137

Os dados da composição mineral do solo, obtidos com FRXDE, foram confrontados com as concentrações de Cs-137 medidas com a ERG por meio da análise de componentes principais (PCA) para estudar a correlação entre os elementos detectados e obter mais informações sobre os fenômenos de redistribuição de solo.

O biplot relacionando as amostras coletadas para a parcela sem terraço com os elementos verificados pode ser observado na Figura 35, em que é possível notar uma separação entre as amostras de acordo com as profundidades de coleta, separadas no sentido da influência do Cs-137, o que é esperado, já que a concentração de césio-137 diminui em profundidade. Os pontos marcados com as letras A, B e C referem-se aos incrementos de profundidade 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, respectivamente.



**Figura 35** – Biplot da PCA dos dados obtidos com EDXRF e GRS para as amostras coletadas na parcela sem terraço

No gráfico de *score* apresentado na Figura 35 é possível notar que as amostras P1\_1A e P1\_6A estão misturadas com as amostras de maiores profundidades, o que, em comparação com o gráfico da redistribuição apresentado na Figura 34, indica que no ponto P1\_1 ocorreram efeitos erosivos tão intensos que o horizonte superficial foi perdido e substituído pelo horizonte subsuperficial. Em contrapartida, o ponto P1\_6 aparenta ter recebido deposição de horizontes minerais. Ainda no gráfico de *scores*, o ponto P1\_3B apresenta maior semelhança com amostras superficiais do que com as demais amostras coletadas na mesma profundidade. Comparando esse comportamento com o gráfico de deposição, fica claro que o ponto P1\_3 sofreu deposição de solos de horizonte superficial.

Com base nesses resultados é possível identificar, na área estudada, os pontos onde é necessária maior atenção durante a correção e adubação do solo a fim de corrigir sua fertilidade e suas características originais. Desse modo, essa metodologia ajuda a minimizar custos e maximizar a correção de pontos degradados. Isso implica menor investimento e maior produção de grãos juntamente a um melhor manejo do solo no controle do processo erosivo, já que um solo fértil cujas propriedades organominerais estão estabilizadas e com manejo correto é menos suscetível à erosão.

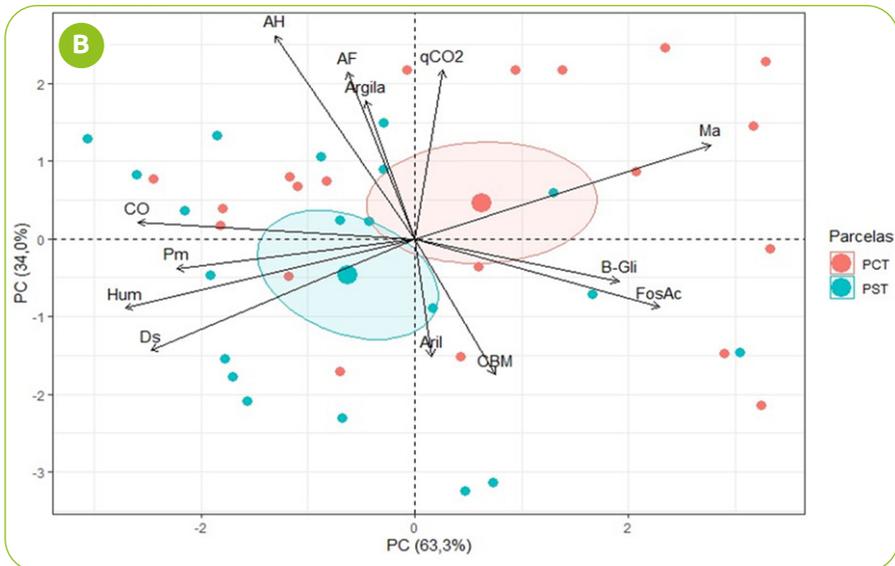
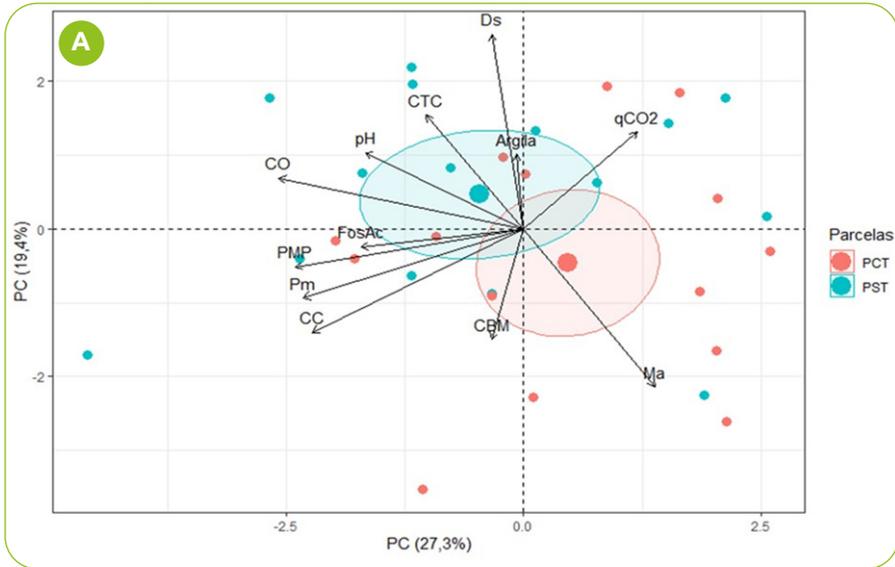
## 4.4 ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLOGIA DE SOLO

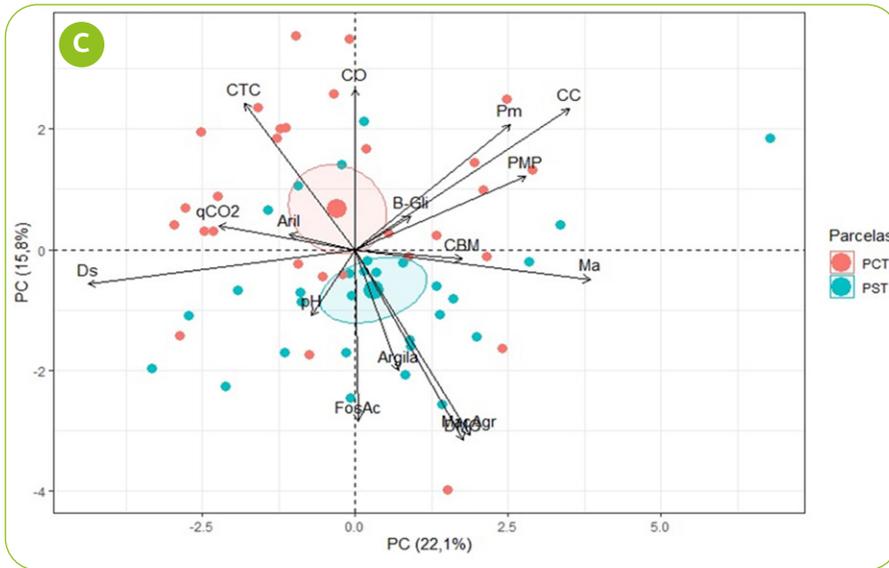
Com o objetivo de aprimorar a compreensão dos efeitos do manejo nas áreas com e sem terraço na área de Cambé-PR, os resultados do efeito do terraceamento nos atributos químicos, físicos e microbianos, descritos respectivamente nos itens 4.2.1, 4.2.2 e 4.2.3 deste capítulo, foram analisados de forma integrada nos anos de 2018, 2020 e 2022. Tais anos foram selecionados porque as análises químicas e físicas do solo nesse projeto são realizadas bienalmente, conforme metodologia (GIAROLA *et al.*, 2023; MÜLLER *et al.*, 2023; COLOZZI FILHO *et al.*, 2023). Foram avaliados os indicadores densidade do solo (Ds), ponto de murcha permanente (PMP), macroporosidade (Ma), argila, capacidade de campo (CC), capacidade de troca de cátions (CTC), fósforo Mehlich (Pm), carbono orgânico (CO), fração humina (HUM), ácido húmico (AH), ácido fúlvico (AF), carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), quociente metabólico ( $qCO_2$ ), fosfatase ácida (FosAc),  $\beta$ -glicosidase (B-Gli) e arilsulfatase (Aril).

A avaliação no tempo da interação entre os atributos do solo permite obter uma visão ampliada da estrutura, fertilidade e funcionalidade do solo. A análise conjunta dos atributos químicos oferece informações sobre a disponibilização e ciclagem de nutrientes, enquanto os atributos físicos informam sobre a permeabilidade e compactação do solo.

Em uma análise integrada, os atributos microbianos e enzimas podem revelar interações essenciais para a ocorrência dos processos biogeoquímicos na interface solo-planta fundamentais para o funcionamento e saúde do solo. Essa abordagem integrada permite identificar correlações entre os atributos, fornecendo informações para decisões mais precisas na implementação de práticas agrícolas sustentáveis que visam preservar a saúde do solo em longo prazo.

A análise de componentes principais (ACP), realizada com base em variáveis químicas, físicas e microbianas (Figura 36 A, B e C), permitiu a organização dos dados nos dois primeiros componentes principais (CP). Em 2018 (Figura 36A), os dois primeiros CPs alcançaram 46,7% da variância total, ampliando-se consideravelmente para 97,0% em 2020 (Fig. 36B) e, posteriormente, 37,9% em 2022 (Fig. 36C).





Ds – densidade do solo; PMP – ponto de murcha permanente; Ma – macroporosidade; Argila; DMG – diâmetro médio geométrico; MacAgr – macroagregados; pH – potencial hidrogeniônico; CC – capacidade de campo; CTC – capacidade de troca de cátions; Pm – fósforo Mehlich; CO – carbono orgânico; HUM – fração humina; AH – ácido húmico; AF – ácido fúlvico; CBM – carbono da biomassa microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FosAc – fosfatase ácida; B-Gli –  $\beta$ -glicosidase; Aril – arilsulfatase; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 36** – Análise de componentes principais (ACP) de atributos físicos, químicos, microbianos e enzimas de solo cultivado sob sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cambé-PR nos anos de 2018 (A), 2020 (B) e 2022 (C)

Observa-se evidente separação entre as áreas em estudo, nomeadamente a CT e a parcela ST (Figura 36 A, B e C). Essa segregação gráfica reflete as diferentes contribuições das variáveis analisadas, evidenciando a influência distinta de cada componente principal na estrutura dos dados ao longo do período analisado.

Os resultados sugerem que a ACP foi eficaz em destacar padrões de variação nas propriedades do solo entre as áreas ao longo do tempo. A expressiva proporção da variância total explicada nos anos de 2018 (Figura 36A) e 2020 (Figura 36B) indica uma representação abrangente dos dados, enquanto a redução em 2022 (Figura 36C) pode apontar para uma menor variabilidade entre as amostras ou mudanças na dinâmica do solo durante esse período.

Observa-se que a separação entre as áreas no ano de 2018 (Figura 36B) em relação aos atributos químicos, físicos e microbianos do solo foi influenciada

pela presença de dois conjuntos de variáveis inversamente correlacionadas. O primeiro conjunto, à esquerda, com exceção da FA, agrupa a maioria das características físicas e químicas do solo, como CTC, pH, COT, DS, PMP, Pm, CC e argila, que apresentaram maior associação com a ST. Já o segundo conjunto, à direita, agrupou, à exceção da Ma, exclusivamente características microbiológicas como o  $qCO_2$  e o CBM, que apresentaram maior associação com a CT.

No ano de 2020 foi possível observar clara distinção das propriedades do solo entre áreas com (CT) e sem terraço (ST) (Fig. 36B). Na CT, destacaram-se fortes associações com a Ma, atividade das enzimas BETA, FA, CBM e  $qCO_2$ . Essa associação sugere uma interconexão entre características biológicas e físicas do solo, indicando possíveis efeitos da instalação e manutenção dos terraços nessa área. Por outro lado, na ST observou-se maior associação de variáveis como COT, Pm, HUM, AH, AF, argila e Ds, o que ressalta a importância dos atributos químicos e físicos para a funcionalidade do solo e indica que a matéria orgânica e a estruturação do solo são interdependentes e desempenham papéis significativos na determinação das propriedades do solo.

Em 2022, na CT observou-se associação com COT, CTC,  $qCO_2$  e Aril, sugerindo possíveis melhorias na qualidade e fertilidade do solo associadas à presença do terraço (Figura 36C). Conforme destacado no item 4.2.2, a mobilização de aproximadamente 30% do solo para construção de terraços alterou a dinâmica do carbono, reduzindo o conteúdo e o estoque de carbono no perfil de 0,00-0,20 m sendo que após três anos de cultivo o COT ainda não havia sido recuperado.

Apesar das maiores perdas de  $CO_2$  relacionada à elevada atividade microbiana ( $qCO_2$ ) associada à CT, observa-se que a presença dos terraços em sistemas de plantio direto desempenha um papel crucial no aumento do COT no solo. Essa contribuição positiva pode ser atribuída ao objetivo fundamental dos terraços de preservar a camada superficial do solo e manter a umidade, atuando como uma barreira eficaz contra a erosão e evitando a perda de solo e água. Como resultado, essa abordagem não apenas conserva o conteúdo de matéria orgânica, mas também promove a sustentabilidade do solo em longo prazo.

Em contrapartida, na parcela sem terraço a correlação mais expressiva foi identificada com a fração de argila do solo, enfatizando a importância da composição textural do solo. Além disso, vale destacar que os impactos na dinâmica do carbono devido à construção dos terraços ainda são observados na análise integrada dos dados em 2022, pois a associação do CBM e FosAc com a ST sugere variações na atividade microbiana relacionadas às alterações introduzidas pelos terraços. Essas mudanças na atividade enzimática e nos

níveis de CBM indicam uma resposta complexa dos microrganismos do solo às intervenções realizadas.

A construção de terraços no ano de 2017 resultou na mobilização da camada superficial do solo na CT, gerando uma diminuição na relação do estoque de carbono nesta parcela. A construção de terraços, embora tenha o objetivo de promover a estabilidade do solo, pode resultar na redistribuição e no aprofundamento de camadas, alterando a dinâmica do carbono do solo e a distribuição de matéria orgânica, impactando a respiração potencial do solo e a estabilidade do carbono orgânico, variáveis cruciais na compreensão da saúde do solo (LI *et al.*, 2023).

Outra relação observada foi entre o  $qCO_2$  e o CBM no que diz respeito à Ma. Os três atributos estiveram correlacionados com a CT nos anos de 2018 e 2020 (Fig. 36 A e 36B). A Ma do solo refere-se ao volume de espaços vazios maiores, fundamental para a estrutura do solo, e afeta diretamente a capacidade de retenção de água, drenagem e disponibilidade de oxigênio para os organismos do solo. Dessa forma, nota-se que a construção dos terraços modificou a estrutura do solo por meio da Ma, proporcionando condições favoráveis para a atividade microbiana no solo.

Estudos demonstraram que a macroporosidade e a distribuição do tamanho dos poros do solo moldam não apenas a composição, mas também a atividade das comunidades microbianas (FINNEY *et al.*, 2017; XIA *et al.*, 2022). Além disso, a manutenção de macro e microporos no solo é necessária para promover boa aeração e rápida infiltração das chuvas, bem como para absorver e reter a água para um ótimo crescimento das plantas (XIA *et al.*, 2022).

Assim, a análise integrada dos anos 2018, 2020 e 2022 indica que o revolvimento do solo para a construção do terraço promoveu alterações nas propriedades físicas, com impactos também nos atributos químicos e biológicos do solo. Os microrganismos do solo e as enzimas demonstraram uma resposta rápida e sensível aos efeitos do manejo. Essa pronta resposta destaca sua importância como indicadores precoces das mudanças introduzidas por práticas de manejo, como a implementação de terraços.

A presença ou ausência de terraços não apenas configura a distribuição de nutrientes e a estrutura do solo, mas impacta a atividade biológica, evidenciando a complexidade das interações entre os atributos do solo, principalmente quando se considera o solo agrícola manejado em determinado sistema de produção.

## 4.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

Os resultados obtidos apontam para questões práticas importantes para os extensionistas e produtores rurais em relação ao terraceamento em áreas de cultivo agrícola, que vão desde o planejamento para a construção ou reforma de terraços em uma bacia hidrográfica até o manejo conservacionista do solo e das culturas nos sistemas de produção agrícola.

Na bacia hidrográfica de Cambé, os dados preliminares indicam que as escarificações esporádicas devem ser evitadas quando possível e que a manutenção ou construção de terraços em lavouras agrícolas tem potencial para reduzir a perda de solo em até 70% em relação à encosta sem terraço. Além disso, o uso dos terraços deve ser associado às outras técnicas de conservação que estimulem a recuperação do estoque de carbono e a fertilidade da área. Além disso, reforçam a importância da instalação e/ou manutenção dos terraços nas encostas.

Entretanto, para definição de critérios apropriados que possibilitem o cálculo do espaçamento entre terraços nas encostas é necessário um banco de dados mais robusto, contemplando maior número de eventos de chuva de maior magnitude e com escorrimentos coletados que possibilitem que outros processos, como a cobertura vegetal do solo, possam ser analisados e discutidos no processo erosivo.

A aplicação prática dos conhecimentos gerados neste projeto estará cientificamente justificada e irá proporcionar o avanço do entendimento das relações entre os efeitos climáticos e a hidrologia dos sistemas de produção (excessos e déficits hídricos, por exemplo) e dos ciclos biogeoquímicos entre o ambiente terrestre e aquático (transferência de carbono, nutrientes e da produção de sedimentos, por exemplo).

Na integração desse conhecimento, espera-se também a geração de ferramentas de gestão de recursos naturais (modelos matemáticos locais de estimativa de parâmetros hidrológicos e de erosão, por exemplo) que irão orientar extensionistas e produtores rurais no planejamento conservacionista, fundamental para o uso da terra na atividade de produção agrícola.

Essa atividade deve estar em sintonia com as demandas decorrentes do uso da água, inclusive aumentando a disponibilidade hídrica para as plantas e a recarga de aquíferos em termos qualitativos e quantitativos. A atividade agrícola pode contribuir para a produção de energia elétrica, a melhoria no

abastecimento e o controle das enchentes. Entretanto, é necessário investimento para compreender como essas conexões se estabelecem, e isso depende de uma rede de pequenas bacias experimentais distribuídas nas diferentes regiões do país.



**Figura 37** – Terraços embutidos em Nitossolo e cultivo em nível. Norte do Paraná  
**Fonte:** Barbosa, G. M. C. (2021)

## REFERÊNCIAS

- ADETUNJI, A. T.; LEWU, F. B.; MULIDZI, R.; NCUBE, B. The biological activities of  $\beta$ -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Jornal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, n. 3, p. 794-807, 2017.
- BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; POTT, C. A.; SCHMIDT FILHO, E.; BARBOSA, F. T.; OLIVEIRA, J. F.; DIDONE, E. J. Monitoramento hidrossedimentométrico em megaparcels experimentais. *In*: PELLEGRINI, A; BARBOSA, G. M. De C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 155-186.
- CALEGARI, M. R.; GENU, A. M.; PELLEGRINI, A.; BARBOSA, E. A. A.; HAYAKAWA, E. H.; CONCEICAO, F. G.; GIAROLA, N. F. B.; OLIVEIRA, J. F.; LIMBERGER, L.; TEIXEIRA, T. M. Caracterização fisiográfica das áreas experimentais da redeagropesquisa e mesorregiões geográficas. *In*: PELLEGRINI, A; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1, p. 87-113.
- CARRENHO, R.; GOMES DA COSTA, S. M.; BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A. Fungos micorrízicos arbusculares em agrossistemas brasileiros. *In*: SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil**. Lavras: Editora UFLA, 2010. p. 215-249.

- COLOZZI FILHO, A.; BERTAGNOLI, B. G. P.; MENONCIN A. S. S.; OLIVEIRA, J. F.; CAMPANA, I. O.; MACHINESKI, G. S.; BARBOSA, G. M. C. Terracing reduces arbuscular mycorrhizal fungi spore loss through surface runoff. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67, e24230801, 2024.
- COLOZZI FILHO, A.; KNOB, A.; MENONCIN, A. S.; CASALI, C. A.; GALVÃO, C. W.; TESSARO, D.; SANTOS, E. C.; PACCOLA, E. A. S.; GASPAROTTO, E.; MACHINESKI, G.; CARRENHO, R. Atributos biológicos. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. p. 267-292.
- DEUSCHLE, D.; MINELLA J. P. G.; HORBE, T. DE A. N.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. A. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in Southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157-63. 2019.
- FINNEY, D. M.; MURRELL, E. G.; WHITE, C. M.; BARAIBAR, B.; BARBERCHECK, M. E.; BRADLEY, B. A.; SCHIPANSKI, M. E. Ecosystem services and disservices are bundled in simple and diverse cover cropping systems. **Agricultural and Environmental Letters**, v. 2, n. 1, p. 170.033, 2017.
- FREITAS, L. R.; GUBIANI, P. I.; MULAZZANI, R. P.; MINELLA, J. P. G.; LONDERO, A. L. Terracing increases soil available water to plants in no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, p. 1-15, 2021.
- GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. E. K.; GUIMARAES, M. F.; FRANCHINI, J. C. Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. 1. ed. Curitiba: SENAR-PR, 2023. v. 1. p. 229-266.
- GŁODOWSKA, M.; WOZNIAK, M. Changes in soil microbial activity and community composition as a result of selected agricultural practices. **Agricultural Sciences**, v. 10, p. 330-351, 2019.
- HOMBEGOWDA, H. C.; VAN STRAATEN, O.; KÖHLER, M., HÖLSCHER, D. On the rebound: soil organic carbon stocks can bounce back to near forest levels when agroforests replace agriculture in southern India. **Soil**, v. 2, n. 1, p. 13-23, 2016.
- HOORMAN, J. J. Understanding soil microbes and nutrient recycling. **Agriculture and natural resources**, p. 1-5, 2010.
- LI, W.; LI, Z.; LIU, Y.; NIE, X.; ZHENG, H.; ZHANG, G.; MA, Y. Soil nutrients shape the composition and function of fungal communities in abandoned ancient rice terraces. **Journal of Environmental Management**, v. 329, p. 11.7064, 2023.
- LIU, H.; WANG, X.; SONG, X.; LENG, P.; LI, J.; RODRIGUES, J. L. M.; HONG, Z.; KUZYAKOV, Y.; DAI, Z. Generalists and specialists decomposing labile and aromatic biochar compounds and sequestering carbon in soil. **Geoderma**, v. 428, p. 116.176, 2022.
- MARTIN, A. **Introduction to soil microbiology**, 2. ed. Malabar: Krieger Publishing Company, 1991.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; DA FONSECA, A. F.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; FILHO, E. S.; PRADO, L. L.; CANALLI, L. B. S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. p. 187-227.

- NICOLOSO, R. da S.; AMADO, T. J. C.; SCHNEIDER, S.; LANZANOVA, M. E.; GIRARDELLO, V. C.; BRAGAGNOLO, J. Eficiência da escarificação mecânica e biológica na melhoria dos atributos físicos de um latossolo muito argiloso e no incremento do rendimento de soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1.723-1.734, 2008.
- NOVOTNY, E.; BLUM, W.E.; GERZABEK, M.; MANGRICH, A. Soil management system effects on size fractionated humic substances. **Geoderma**, v. 92, n. 1-2, p. 87-109, 1999.
- NUNES, M. C. M.; CASSOL, E. A. Estimativa da erodibilidade em entressulcos de latossolos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2.839-2.845, 2008, Número Especial.
- PARANÁ, Agência Nacional de Notícias. Governo decreta situação de emergência hídrica em todo o Paraná, 2021. <https://www.aen.pr.gov.br/Noticia/Governo-decreta-situacao-de-emergencia-hidrica-em-todo-o-Parana>. Acessado em 03/03/2024.
- POTT, C. A.; BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; OLIVEIRA, J. F. de; DIDONÉ, E. J.; MANNIGEL, A. R.; BARBOSA, E. A. A.; RUIZ, D. B. Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 114-153.
- POWLSON, D. S.; PROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil biology and biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022.
- REICHERT, J. M.; DA ROSA, V. T.; VOGELMANN, E. S.; DA ROSA, D. P.; HORN, R.; REINERT, D. J.; SATTLER, A.; DENARDIN, J. E. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, p. 123-136, 2016.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; DOS SANTOS, D. R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 639-649, 2014.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water stable aggregates in soils. **Journal Soil Science**, v. 33, p. 141-163, 1982.
- THOMAZ, E. L.; ARAUJO-JUNIOR, F. C.; VENDRAME, P. R. S.; MELO, T. R. Mechanisms of aggregate breakdown in (sub) tropical soils: effects of the hierarchical resistance. **Catena**, v. 216, n. 4, 2022.
- XIA, Q.; ZHENG, N.; HEITMAN, J. L.; SHI, W. Soil pore size distribution shaped not only compositions but also networks of the soil microbial community. **Applied Soil Ecology**, v. 170, p. 104.273, 2022.
- ZHANG, J.; ELSER, J. J. Carbon: nitrogen: phosphorus stoichiometry in fungi: a meta-analysis. **Frontiers in microbiology**, v. 8, p. 1.281, 2017.

## 05

# Qualidade do solo e a dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião Oeste

## Autores

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>1</sup>**

**Arnaldo Colozzi Filho<sup>1</sup>**

**José Francirlei de Oliveira<sup>2</sup>**

**Ana Lúcia Londero<sup>3</sup>**

**Andrea Scaramal Menoncin<sup>3</sup>**

**Bruno Henrique Martins<sup>3</sup>**

**Breyenner G. Pavão Bertagnoli<sup>3</sup>**

**Fabio José Andres Schneider<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Pesquisadores do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>2</sup> Analista do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>3</sup> Bolsistas de pós-doutorado no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná -IAPAR-EMATER (IDR)

A região oeste do Paraná é referência no agronegócio, sendo destaque na produção de grãos (soja e milho) e em sua transformação em proteína animal (aves, suínos, leite e pescado), gerando impacto socioeconômico positivo no Estado.

Devido ao crescimento das áreas agrícolas da região nas últimas décadas, é necessário que o manejo do solo permita a proteção dos recursos hídricos e suas fontes de abastecimento de água. Outra questão importante são os solos da região, considerados apropriados para a agricultura intensiva mecanizada. Na região se pratica a produção de grãos, sendo soja no verão e milho na segunda safra. Esse sistema de produção deixa o solo em pousio durante 40 a 50 dias. Devido a esse fato, há uma preocupação na conservação dos solos e da água nessa região para minimizar os efeitos do escoamento superficial e dos processos erosivos.

Há uma tendência mundial de mudanças climáticas, com aumento da frequência de chuvas de alta intensidade e longos períodos de estiagem. Assim, o manejo de áreas agrícolas precisa estar adaptado a essas mudanças, buscando-se maximizar a infiltração e o armazenamento de água no solo e disciplinar a retirada do excesso de escoamento superficial.

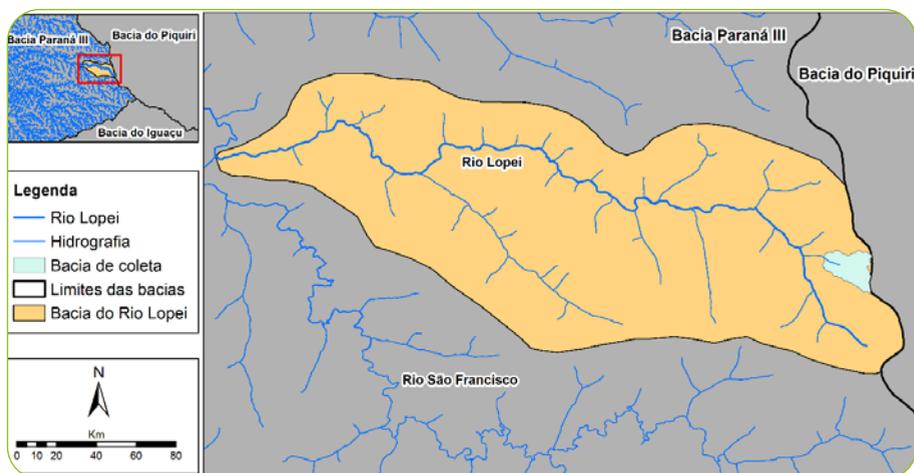
A adoção associada de manejo de solo, planta e água em áreas agrícolas é uma prática conservacionista que traz benefícios ao sistema produtivo e tem como funcionalidade melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Por outro lado, a adoção de sistemas mais simplificados, sem incremento

de rotação de culturas e fitomassa ao sistema, pode promover a redução da qualidade desses atributos do solo e, com isso, potencializar a degradação do sistema produtivo em condições climáticas extremas.

## 5.1 USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO

### 5.1.1 Manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica experimental

O estudo hidrossedimentológico na bacia hidrográfica de primeira ordem no município de Toledo, localizada no oeste do Paraná, vem sendo monitorado desde 2018. Essa bacia hidrográfica contribui com a bacia do Rio Lopeí (Figura 1). Geograficamente, a área está localizada a  $24^{\circ}48'44.77''$  sul e  $53^{\circ}33'30.36''$  oeste, que pertence à Bacia do Paraná 3.



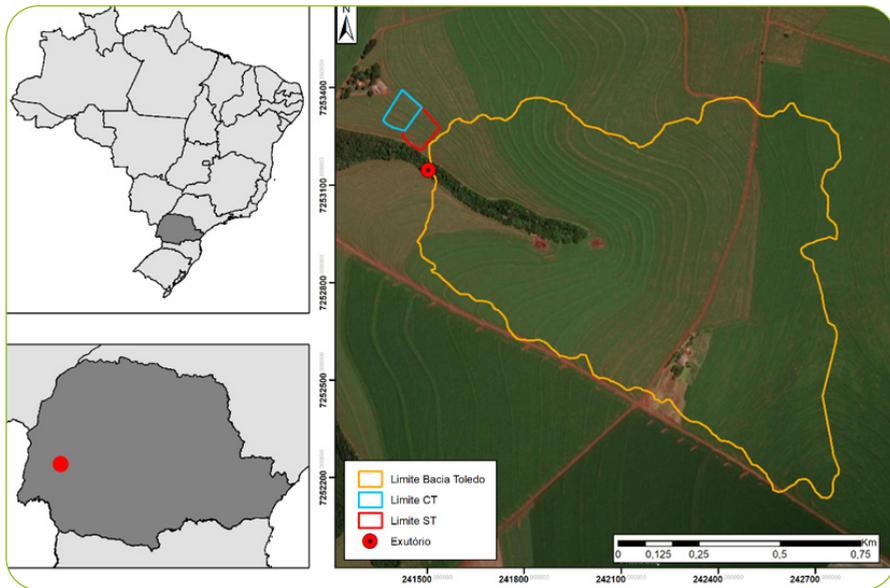
**Figura 1** – Bacia hidrográfica experimental do Rio Lopeí, Toledo, Oeste do Paraná

**Fonte:** Leonardo M. Feriani, 2024.

A escolha da área para alocação do estudo seguiu os seguintes critérios: características semelhantes de relevo, declividade e tipo de solo, que fossem representativos da região oeste do Paraná, bem como o manejo e culturas que nela predominam. Dessa forma, fez-se a caracterização química e físico-hídrica do solo, bem como um levantamento topográfico, do qual foi gerado o modelo numérico de elevação e foram extraídos os índices topográficos – como

declividade, rede de drenagem, entre outros – da bacia hidrográfica experimental de Toledo-PR.

A Figura 2 representa a delimitação das duas unidades de estudo: bacia hidrográfica de primeira ordem e megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST), localizadas na região oeste do Paraná, no município de Toledo.

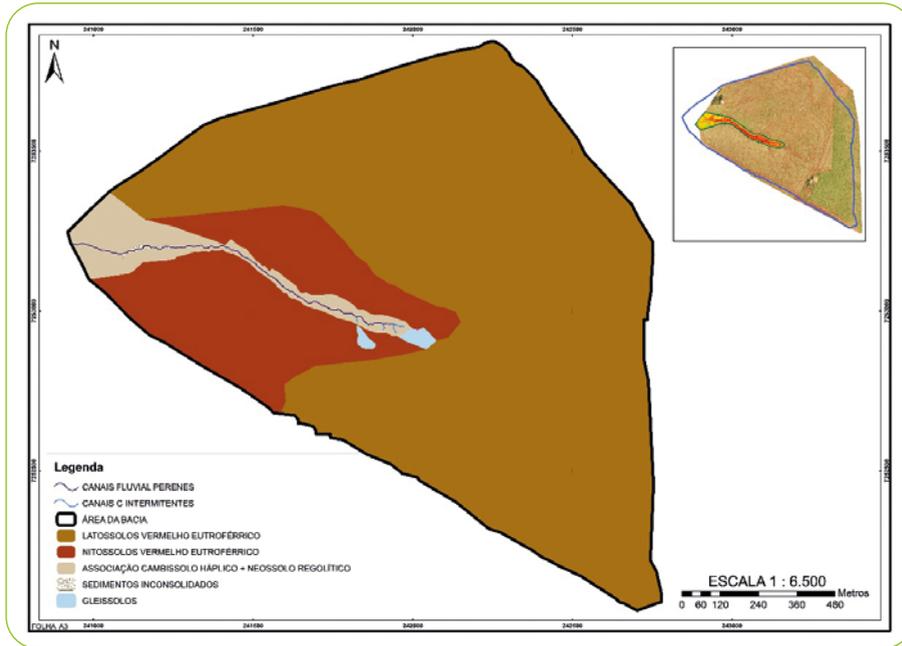


**Figura 2** – Localização da bacia hidrográfica de primeira ordem e das megaparcelas em Toledo, Oeste do Paraná

**Fonte:** Leonardo M. Feriani, 2023.

A região é constituída por derrames basálticos juro-cretáceos do Supergrupo São Bento. Na área da bacia hidrográfica de estudo a geologia é formada por basalto maciço de coloração cinza-arroxeadado, com rochas vulcanoclásticas subordinadas, procedentes predominantemente de derrames tabulares (ARIOLI; LICHT, 2013).

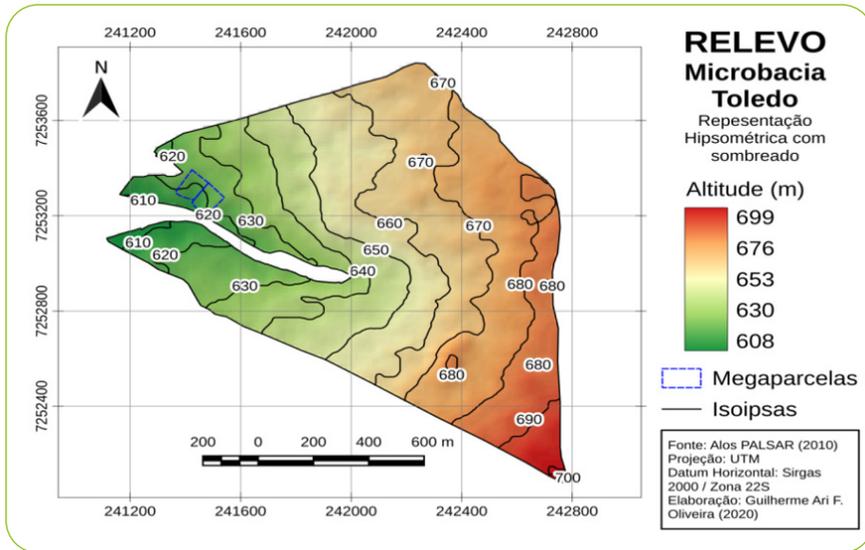
As classes de solos encontradas na bacia experimental são Latossolo Vermelho distroférico nos segmentos de topo e ao longo dos interflúvios; Nitosolo Vermelho distroférico na média vertente e solos rasos (Neossolos regolílicos, Neossolos litólicos e Cambissolos) nos setores mais íngremes (Figura 3). Segundo Köppen, o clima é subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1.600 mm a 1.800 mm (FENDRICH, 2011).



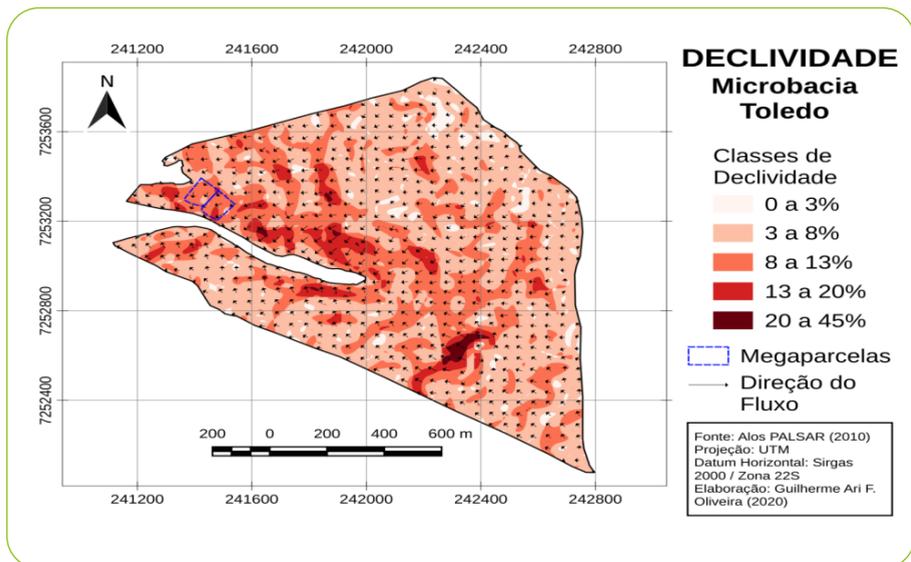
**Figura 3** – Mapa de solos da área do estudo, Toledo-PR

**Fonte:** Oliveira, 2019.

O relevo é composto por interflúvios alongados e aplainados, vertentes convexa-convergente e vale em V (Figura 4), com predomínio de declividades entre 3 a 20% (Figura 5). Maiores detalhes da formação dessa região podem ser encontrados em Calegari *et al.* (2023).



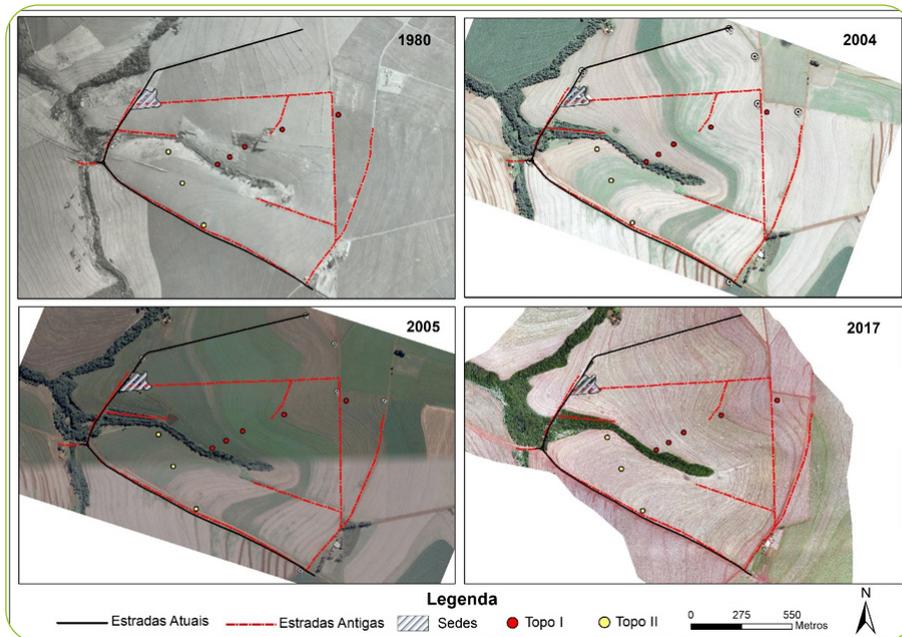
**Figura 4** – Mapa do relevo da bacia hidrográfica experimental de Toledo-PR  
**Fonte:** Oliveira, 2019



**Figura 5** – Mapa de declividade da bacia hidrográfica experimental de Toledo-PR  
**Fonte:** Oliveira, 2019

A Figura 6 apresenta a evolução do uso e da ocupação da terra da área da bacia hidrográfica no período de 1980 a 2017. As imagens foram obtidas por meio da análise de fotografia aérea (voo 1980-ITC, escala original 1:25.000), imagens de satélite obtidas do Google Earth® (2003 e 2005) e imagem obtida pelo VANT, com imagem obtida em 2017.

Na imagem de 1980, verifica-se a ausência de praticamente toda a mata ciliar, carregadores mal dimensionados e ausência de terraços. Na imagem de 2005, os carregadores já haviam sido redimensionados e existiam terraços (mal dimensionados e muitos desconstruídos), e a semeadura era realizada em nível. Porém, em 29 de outubro de 2017 houve um evento com precipitação de 160 mm em menos de 24 horas que ocasionou rompimento de terraços, erosão, solapamento da cabeceira da nascente e das margens do rio. Esse evento pluviométrico forçou o produtor a reconstruir seu sistema de terraceamento em nível e melhorar o manejo do solo.



**Figura 6** – Alteração do uso do solo e de estradas realizados na bacia hidrográfica experimental de Toledo-PR nos anos de 1980, 2004, 2005 e 2017

**Fonte:** Oliveira, 2019.

Dessa forma, o manejo adotado é o plantio direto, com sucessão de soja (*Glycine max*) na cultura de verão e milho (*Zea mays*) segunda safra ou trigo (*Triticum aestivum*) no inverno.

Após o evento ocorrido em 2017, iniciou-se novamente o monitoramento hidrossedimentológico nessa bacia de 108 ha, deixando somente uma mega-parcela sem terraços (0,8 ha).

Na bacia hidrográfica foi instalada uma estação meteorológica e duas seções de monitoramento onde são coletadas as informações de precipitação, vazão, concentração de sedimentos em suspensão, perda de macronutrientes e de parâmetros biológicos para estudar os processos hidrológicos e erosivos integrados na paisagem. Esses processos são monitorados para obtenção das intensidades de precipitação e verificar a capacidade dos manejos de controlar o escoamento superficial e os processos erosivos para cada evento de chuva.

As variáveis precipitação, vazão e sedimentos são medidas em alta frequência de amostragem ao longo do tempo e espaço e em diferentes estádios de desenvolvimento da cultura, em condição de umidade antecedente do solo e intensidade de chuva. As variáveis climáticas, os parâmetros químicos/físicos e microbiológicos de solo e de produtividade das culturas também fazem parte do banco de dados gerado nessa bacia hidrográfica.

Após a escolha do local de estudo, foi instalada uma calha Parshall no rio de primeira ordem (Figura 7). Além disso, nessa seção de monitoramento foram instalados equipamentos (radar, turbidímetro, condutivímetro e *data-logger*) para registrar, de maneira contínua, a lâmina, a turbidez e a condutividade elétrica da água em intervalos regulares de 5 minutos.

O monitoramento dos eventos de chuva-vazão é realizado presencialmente pela equipe do projeto. Também foram instalados amostradores automáticos (ISCO) para coleta de água + sedimento em eventos nos quais as coletas manuais não são realizadas de maneira presencial (Figura 8). Maiores detalhes da instalação e demais informações estão descritos em Pott *et al.* (2023).



**Figura 7** – Calha Parshall instalada na bacia hidrográfica experimental de primeira ordem em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2018.



**Figura 8** – Amostrador automático de sedimentos (ISCO®) instalado na bacia hidrográfica experimental de primeira ordem em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2020.

O manejo adotado na bacia hidrográfica de primeira ordem e nas megaparcelsas é bem característico da região oeste do Paraná. A cultura da soja é cultivada no período de setembro-janeiro e logo após a colheita é semeado o milho segundo safra, que permanece na área até julho/agosto. Nos anos de 2020 e 2021 foi semeado trigo na área das megaparcelsas e em torno de 30% da bacia hidrográfica. Quando o produtor opta pela cultura do trigo, o período de entressafra é de aproximadamente três meses até sua semeadura, que ocorre em maio; dessa forma, o solo fica descoberto e suscetível à erosão.

A bacia hidrográfica tem terraços do tipo base larga, sendo que o produtor não enfrenta dificuldade em transpor os terraços durante a operação de semeadura e nenhuma área é perdida. A semeadura é realizada em nível, ou seja, em sentido perpendicular ao comprimento de rampa, o que é uma prática adequada e recomendada.

Os restos culturais da cultura da soja e do milho segunda safra ou trigo, devido à baixa relação C/N e a condição de alta temperatura, são rapidamente decompostos nos sistemas agrícolas na região e, conseqüentemente, na área de estudo. Durante a semeadura da cultura do milho, ocorre uma mobilização na camada superficial do solo e, muitas vezes, a velocidade de semeadura não é adequada para a operação, promovendo a rápida decomposição dos restos culturais da soja, o que reduz a proteção do solo (Figuras 9 A e B).





**Figura 9** – (A) Semeadura da cultura do milho nas megaparcelas (fevereiro); (B) baixa cobertura do solo após 30 dias em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo, 2022.

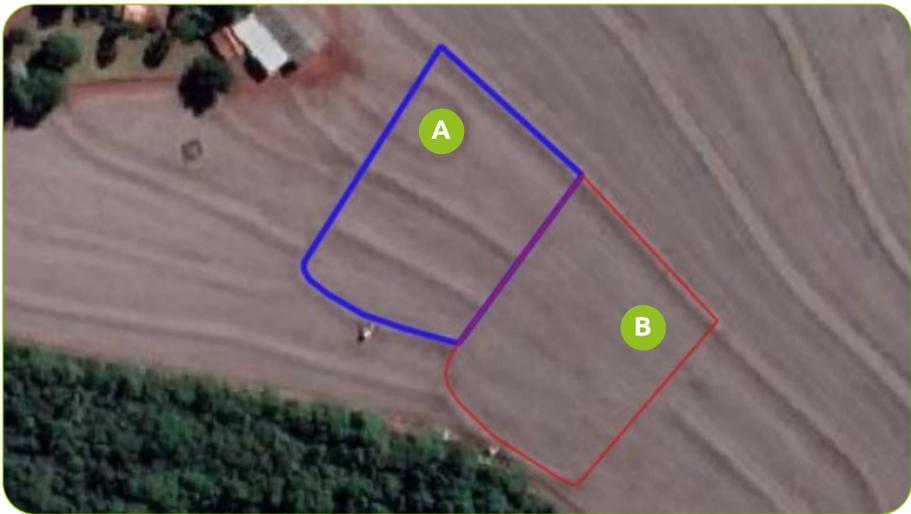
Os restos culturais do milho têm maior relação C/N que a palha de soja, porém o período de entressafra no Paraná está associado a uma condição de altas temperaturas, o que favorece a decomposição dos restos culturais. Assim, a matéria seca que fica depositada sob o solo a partir das culturas implantadas não é suficiente para a adição de fitomassa preconizada ao plantio direto.

Por exemplo, no ano de 2022, a cobertura do solo após a semeadura da soja era baixa ( $< 4 \text{ t ha}^{-1}$  de matéria seca) e mostrou-se ineficiente para controlar o escoamento superficial ocasionado pelas chuvas ocorridas em outubro na área sem terraço. O escoamento superficial formou sulcos de erosão na ST, com energia para remover a camada superficial do solo e, conseqüentemente, carregou as sementes de soja que foram semeadas. Isso comprometeu a germinação e promoveu falhas no estande de plantas. Na CT, a energia do escoamento superficial foi interrompida pelo uso dos terraços, por isso esse problema foi evitado e a germinação ocorreu de forma mais homogênea.

A manutenção da cobertura do solo e a redução de períodos de solo descoberto em áreas agrícolas são práticas fundamentais para conservação do solo, porém não são suficientes para controlar a formação do escoamento superficial (DEUSCHLE *et al.*, 2019; LONDERO *et al.*, 2021b). Por essa razão, práticas mecânicas de conservação do solo, como o terraceamento, devem ser adotadas em áreas agrícolas do Oeste do Paraná.

### 5.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas

A escolha das encostas deu-se em função de atributos topográficos como similaridade de solos, declividade, comprimento e formato de rampa, índice de umidade, direção de fluxo do escoamento superficial, entre outros. As megaparcelas foram delimitadas com camalhões e com área de drenagem de 0,8 hectares cada uma. Uma das megaparcelas foi construída com terraços e a outra sem (Figura 10).



**Figura 10** – Imagem aérea das megaparcelas: (A) com terraço (CT) e (B) sem terraços (ST), Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2020.

Nas megaparcelas são monitorados os processos hidrológicos a fim de verificar a capacidade dos manejos utilizados em controlar o escoamento superficial e os processos erosivos a cada evento de chuva. O monitoramento é realizado na seção de monitoramento por meio de uma calha H, instalada na extremidade final de cada megaparcela (Figura 11). Nessa seção de monitoramento foram instalados uma régua linimétrica e linígrafos (com sensor de pressão) para medição do nível de água a cada 2 minutos, de modo a calcular a vazão no tempo (hidrograma).

No monitoramento foram coletadas amostras do escoamento superficial para análise da concentração de sedimento em suspensão e perda de nutrientes durante ascensão e recessão da vazão. Foi instalado também um amostra-

dor automático de sedimentos (ISCO®), que é acionado pelo linígrafo quando há geração de escoamento superficial significativo (altura da lâmina de água maior que 3 cm) (Figura 12). Nessas amostras são determinados os atributos pH, condutividade elétrica, N-total, fósforo total, carbono total, potássio total, magnésio total e a concentração de sedimentos em suspensão.



**Figura 11** – Seção de monitoramento com calha H em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2018.



**Figura 12** – Seção de monitoramento com amostrador automático de sedimentos junto à calha H em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

As variáveis de vazão e concentração de sedimentos são medidas em alta frequência de amostragem ao longo do tempo nas duas megaparcelas. O banco de dados é complementado com outras variáveis importantes, por exemplo, climáticas (precipitação), de solo e de produtividade, conforme descrito em Barbosa *et al.* (2023).

As megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) são manejadas de forma semelhante à bacia hidrográfica. Na CT foram construídos terraços de infiltração, de base larga, sem dificuldade em transpassar os terraços durante as operações agrícolas. A semeadura é realizada em nível, como na bacia hidrográfica.

Da mesma forma que na bacia hidrográfica, são utilizadas as culturas de soja, milho segunda safra ou trigo, que, conforme descrito na seção 6.1.1, produzem baixa quantidade de fitomassa.

Ressalta-se que algumas operações agrícolas, como a semeadura e a pulverização, podem ser revisadas e melhoradas, buscando evitar alta mobilização do solo na semeadura (Figura 9 A e B) ou transpassar perpendicularmente os terraços, potencializando o extravasamento do mesmo durante o acúmulo de água para infiltração.

## **5.2 QUALIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA E MEGAPARCELAS**

### **5.2.1 Atributos físico do solo**

Nas megaparcelas e na bacia hidrográfica foram analisados os atributos condutividade hidráulica saturada, curva de retenção e disponibilidade de água no solo, densidade e porosidade do solo e resistência à penetração do solo, conforme metodologia descrita em Giarola *et al.* (2023).

Na bacia hidrográfica e nas megaparcelas foram demarcadas malhas de pontos georreferenciados (Figuras 13 A e B) para coleta de amostras de solos deformadas e indeformadas para análises químicas, físicas e microbiológicas do solo.



**Figura 13** – (A) pontos georreferenciados na bacia hidrográfica experimental; (B) pontos georreferenciados nas megaparcelas em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

Os solos da bacia hidrográfica são classificados como argilosos, com  $780 \text{ g kg}^{-1}$  de argila,  $130 \text{ g kg}^{-1}$  de silte e  $90 \text{ g kg}^{-1}$  de areia.

Os resultados para as megaparcelas dos atributos de densidade do solo (DS), porosidade total (Pt), macro e microporosidade do solo, capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado (DMP) e porcentagem de agregados de 2 mm são apresentados na Tabela 1. Os valores médios de porosidade total foram de  $0,56 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  nas duas megaparcelas e a capacidade de campo correspondeu a quase 66% da porosidade total, ou seja, os valores de macro e micro porosidade também são adequados (REYNOLDS *et al.*, 2002) e não causam nenhuma restrição ao desenvolvimento radicular.

Os valores de capacidade de campo a  $-10 \text{ kPa}$  variaram de 0,31 a  $0,34 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na CT e de 0,31 a  $0,37 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na ST e o ponto de murcha permanente na CT variou de 0,26 a  $0,28 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  e na ST de 0,25 a  $0,32 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Pode-se verificar maior variabilidade na ST e valores maiores de ponto de murcha permanente em comparação à CT. Observa-se um solo com agregados de maior tamanho na ST e a predominância de agregados de 2 mm na CT, considerando os agregados: DMG, % agregados de 2 mm, e no DMP os valores médios determinados na CT foram de 3,19 mm, 47% e 6,90 mm e na ST de 6,90 mm, 27 % e 9,43 mm, respectivamente.

**Tabela 1** – Atributos físicos do solo das megaparcelas de Toledo-PR, 2022.

Ponto	Mega-parcela	Prof. (cm)	Ds	Pt	Micro	Macro	CC	PMP	DMG	% agregados	DMP
			$\text{Mg m}^{-3}$		$\text{m}^{-3} \text{ m}^{-3}$		$\text{m}^{-3} \text{ m}^{-3}$	$\text{m}^{-3} \text{ m}^{-3}$	kPa	mm	2 mm
1	CT	0-10	1,29	0,54	0,44	0,10	0,33	0,28	2,72	51	6,29
2	CT	0-10	1,32	0,53	0,42	0,11	0,31	0,28	3,65	41	7,48
3	CT	0-10	1,31	0,54	0,41	0,13	0,31	0,28	2,88	48	6,57
4	CT	0-10	1,27	0,56	0,42	0,14	0,32	0,27	4,47	33	8,82
5	CT	0-10	1,14	0,60	0,38	0,22	0,33	0,29	3,93	37	8,15
6	CT	0-10	1,21	0,57	0,44	0,13	0,34	0,27	3,72	38	8,07
7	CT	0-10	1,27	0,56	0,41	0,15	0,31	0,26	1,50	70	3,78
8	CT	0-10	1,21	0,58	0,37	0,20	0,31	0,28	3,88	40	7,85
9	CT	0-10	1,14	0,61	0,37	0,23	0,32	0,27	1,98	63	5,05
10	ST	0-10	1,28	0,54	0,42	0,12	0,32	0,25	5,27	30	9,09
11	ST	0-10	1,26	0,56	0,43	0,13	0,3	0,25	7,19	19	10,56
12	ST	0-10	1,29	0,55	0,42	0,13	0,32	0,25	4,29	37	8,13
13	ST	0-10	1,30	0,54	0,42	0,12	0,32	0,28	5,81	26	9,56
14	ST	0-10	1,21	0,57	0,41	0,16	0,33	0,27	6,79	22	10,23
15	ST	0-10	1,24	0,56	0,42	0,13	0,34	0,29	6,93	22	10,22
16	ST	0-10	1,18	0,58	0,45	0,13	0,37	0,32	4,42	38	8,02
17	ST	0-10	1,24	0,57	0,39	0,18	0,31	0,27	7,31	19	10,54
18	ST	0-10	1,18	0,59	0,43	0,16	0,36	0,28	4,79	34	8,48

Os atributos físicos avaliados no ano de 2022 indicam que as megaparcelas apresentam valores semelhantes e não representam nenhuma restrição relativa à compactação do solo, ou seja, apesar da baixa capacidade de armazenamento de água na camada de 0-10 cm, o solo apresenta boa drenagem.

Os valores médios de densidade do solo foram de  $1,24 \text{ Mg m}^{-3}$ , nas duas megaparcelas, mostrando que as áreas não apresentam camada compactada na profundidade de 0-10 cm, o que favorece a infiltração de água no solo. Os testes de infiltração nas CT e ST foram realizados por meio dos anéis concêntricos no ano de 2020 e 2022 (Tabela 2).

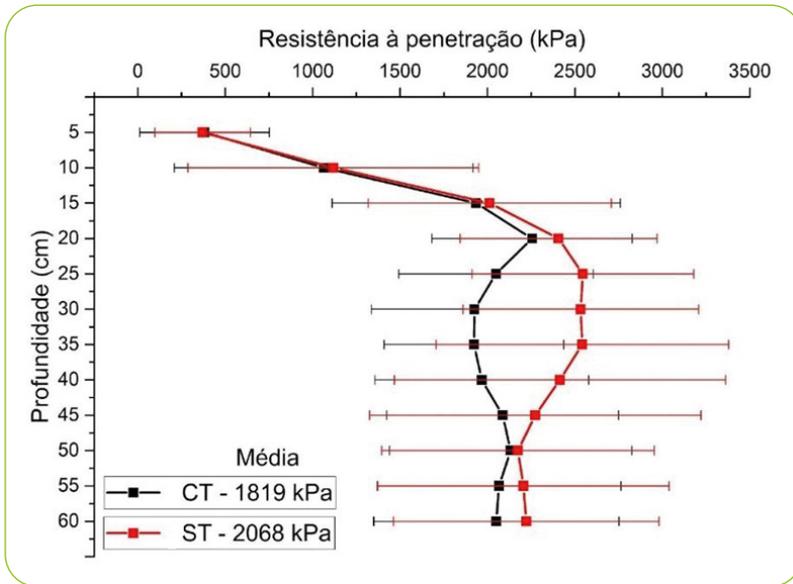
**Tabela 2** – Velocidade de infiltração básica (VIB) nas megaparcelas em Toledo-PR

Ano	Megaparcela	VIB ( $\text{mm h}^{-1}$ )	
		média	mediana
2020	CT	166	118
	ST	274	276
2022	CT	89	107
	ST	273	258

Os resultados demonstram que a ST apresentou maior velocidade de infiltração básica (VIB) em relação à CT, porém existe uma grande variabilidade espacial nas megaparcelas, o que resulta em uma grande amplitude de valores de VIB. No ano de 2020, a VIB na CT variou de 39 a  $454 \text{ mm h}^{-1}$  e na ST de 47 a  $518 \text{ mm h}^{-1}$ , em 2022 os valores na ST ficaram entre 79 a  $510 \text{ mm h}^{-1}$  e na CT de 39 a  $454 \text{ mm h}^{-1}$ . A variabilidade na CT nos últimos dois anos é menor em relação à ST. A utilização de métodos pontuais, como o duplo anel, para determinar a taxa de infiltração em encostas pode subestimar os valores da VIB (KOPPE *et al.*, 2022).

Os resultados de resistência à penetração do solo (Figura 14) demonstram que até 20 cm de profundidade as duas megaparcelas apresentam resistência semelhante, sendo que a partir dessa profundidade ocorre aumento na resistência à penetração na ST e redução na CT. Na ST entre 20 e 50 cm a resistência do solo à penetração apresentou valores  $> 2.000 \text{ kPa}$  e na CT  $< 2.000 \text{ kPa}$ .

Valores quantificados acima de 2.000 kPa no solo com umidade próxima da capacidade de campo já podem ser considerados restritivos para o desenvolvimento do sistema radicular das culturas.



**Figura 14** – Resistência à penetração do solo das megaparcelsas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no ano de 2022 em Toledo-PR.

## 5.2.2 Atributos químicos do solo

Nas megaparcelsas foram analisados os atributos químicos de solo. As metodologias de coleta e análise encontram-se descritas em Müller *et al.* (2023).

A Tabela 3 apresenta os valores médios dos atributos de fertilidade: carbono (C), fósforo (P), pH, acidez potencial (H+Al), alumínio ( $Al^{3+}$ ), cálcio ( $Ca^{2+}$ ), magnésio ( $Mg^{2+}$ ), potássio ( $K^+$ ), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), percentual de bases trocáveis (V) e saturação por alumínio (m) na profundidade de 0 a 10 cm em amostras de solo coletadas nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas duas megaparcelsas de Toledo.

**Tabela 3** – Valores médios dos atributos químicos do solo das megaparcelas nos anos de 2020, 2021 e 2022 na profundidade 0 a 10 cm em Toledo-PR

Mega-parcela		pH	P	C	Al	H <sup>+</sup> Al	Ca	Mg	K	SB	CTC	V	m
		mg dm <sup>-3</sup>			g dm <sup>-3</sup>			cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> de solo					%
<b>2020</b>													
Média	CT	6,1	9,8	17,60	0,0	3,5	6,5	3,7	0,3	10,4	13,9	74,7	0,0
	ST	6,4	27,6	20,4	0,0	2,6	8,2	4,5	0,5	13,3	15,9	83,5	0,1
CV (%)	CT	10,0	76,1	37,8	0,0	34,8	15,5	15,6	80,1	14,0	10,2	11,3	0,0
	ST	8,7	52,5	17,0	0,0	46,8	14,7	14,6	41,9	14,9	7,0	10,6	0,0
<b>2021</b>													
Média	CT	5,97	12,6	17,1	0,0	3,3	6,2	3,1	0,3	9,7	12,9	74,4	0,0
	ST	6,2	22,5	17,0	0,0	3,5	7,1	3,8	0,5	11,4	14,9	76,5	0,0
CV (%)	CT	2,99	93,3	19,3	0,0	9,4	9,5	9,9	70,0	7,8	7,08	2,5	0,0
	ST	4,13	108,2	33,6	0,0	4,5	17,7	12,2	42,4	15,5	12,1	3,4	0,0
<b>2022</b>													
Média	CT	6,0	11,5	15,0	0,0	3,1	5,1	3,3	0,5	8,9	12,0	73,7	0,0
	ST	6,3	17,4	20,6	0,0	2,7	6,4	4,0	0,6	10,9	13,6	80,0	0,0
CV (%)	CT	7,7	76,6	19,6	0,0	20,4	25,1	21,1	60,4	21,8	14,6	10,0	0,0
	ST	2,9	56,8	16,6	0,0	10,4	13,1	9,9	49,5	11,8	9,1	3,5	0,0

Os valores de pH em ambas megaparcelas indicam que não é necessária a realização de calagem. Além disso, foi possível observar que os maiores teores de C (aumento de 13,7%), P (aumento de 64,5%), Ca<sup>2+</sup> (aumento de 20,7%), Mg<sup>2+</sup> (aumento de 17,8%), K<sup>+</sup> (aumento de 40%), SB (aumento de 21,8%) e V (aumento de 10,5%) foram observados na ST em relação à CT.

Os teores menores de fertilidade na CT podem estar relacionados à obra de construção dos terraços na área, o que promoveu a mobilização do solo e a redução do aporte de matéria orgânica durante o processo de construção e alocação dos terraços. Tal mobilização requer um período necessário para adaptação do solo ao novo delineamento e consequente estabilização dos processos físicos, químicos e biológicos da matéria orgânica do solo.

Os valores médios de cada atributo no ano de 2021 apresentaram variabilidade entre a ST e CT, exceto para o C, cuja diferença entre CT e ST foi de 0,1 g kg<sup>-1</sup>.

Ao longo do tempo, pode-se observar a manutenção da fertilidade química do solo em ambas megaparcelas, ressaltando-se que na ST os atributos químicos apresentaram valores médios maiores em relação à CT.

Os resultados do ano de 2022 demonstraram variabilidade para quase todos os atributos químicos, sendo possível observar que os maiores teores de C (aumento de 27,2%), P (aumento de 33,9%), Ca (aumento de 20,3%), Mg (aumento de 17,5%), K (aumento de 16,7%), SB (aumento de 18,3%), T (aumento de 11,8%) e V (aumento de 7,9%) estão na ST, como observado nos anos anteriores. O pH manteve-se praticamente constante em todas as profundidades.

Pela análise dos atributos ao longo do período de 2020 a 2022, pode-se observar que a área da CT demonstrou menores valores dos atributos químicos analisados em detrimento à da ST, muito em função do que foi discutido anteriormente sobre a construção dos terraços. Contudo, observa-se que, independentemente do arranjo considerado, os atributos tiveram um decréscimo em seus valores, o que denota o impacto do tipo de manejo empregado na bacia hidrográfica. Esse resultado indica a necessidade de um manejo mais adequado, com rotação de culturas, para incrementar a fertilidade do solo.

Vale ressaltar que os resultados aqui apresentados se referem a um período relativamente curto de avaliação. Assim, há de se continuar o monitoramento da fertilidade química e a manutenção e ciclagem da matéria orgânica.

### 5.2.3 Atributos biológicos do solo

A biota do solo desempenha papel importante para a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola e para a produtividade das culturas porque atuam nos principais processos físico-químicos e biológicos que ocorrem no solo e são responsáveis pela transformação, degradação, ciclagem e conservação de sua capacidade funcional e por isso podem ser indicadores sensíveis das alterações ambientais promovidas por práticas agrícolas.

O terraceamento é uma das tecnologias preconizadas pela agricultura conservacionista e tem como objetivo diminuir o escoamento superficial da água das chuvas e contribuir para o armazenamento de água no solo e a redução da erosão hídrica (FREITAS *et al.*, 2021).

Ao implementar o terraceamento com maior retenção de água no solo, é possível que ocorram alterações nos processos físico-químicos e biológicos relacionados à decomposição e ciclagem de nutrientes, com reflexos na nutrição e no desenvolvimento das plantas. Compreender a reação da comunidade microbiana a essas mudanças é necessário para avaliar o sucesso das práticas de conservação do solo, adaptar estratégias de manejo e garantir a sustentabilidade em longo prazo da agricultura (GŁODOWSKA; WOZNIAK, 2019).

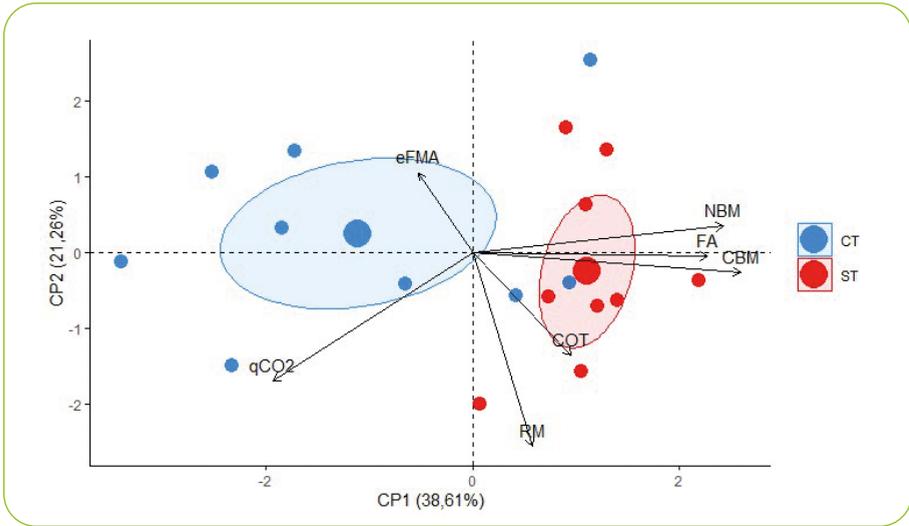
Para caracterizar os atributos biológicos do solo foram analisados dados obtidos de amostragens de solo realizadas anualmente após o cultivo de inver-

no entre os anos de 2019 e 2022 nas megaparcelas de Toledo-PR, cujos detalhes de localização, instalação e manejo são apresentados no item 5.1.1 desse capítulo. Foram avaliados o carbono da biomassa microbiana (CBM), o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), o quociente metabólico ( $qCO_2$ ), a respiração microbiana (RM), a atividade das enzimas  $\beta$ -glicosidase (BETA), a arilsulfatase (ARIL), a fosfatase ácida (FA) e a urease (URE). Também foram determinadas a concentração de glomalina facilmente extraível (GFE) e a glomalina total (GT) e também o número de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (eFMA) e o carbono orgânico total do solo (COT).

A metodologia de coleta das amostras e das análises dos atributos microbianos avaliados está descrita em Colozzi Filho *et al.* (2023). A metodologia de avaliação do carbono orgânico total do solo (COT) está descrita em Müller *et al.* (2023).

Para identificar padrões de comportamento e relações entre os atributos microbianos e de solo com ou sem terraço nas megaparcelas na série temporal avaliada (2019 a 2022) foram realizadas análises de componentes principais (ACP) utilizando o programa estatístico R (R CORE TEAM, 2022).

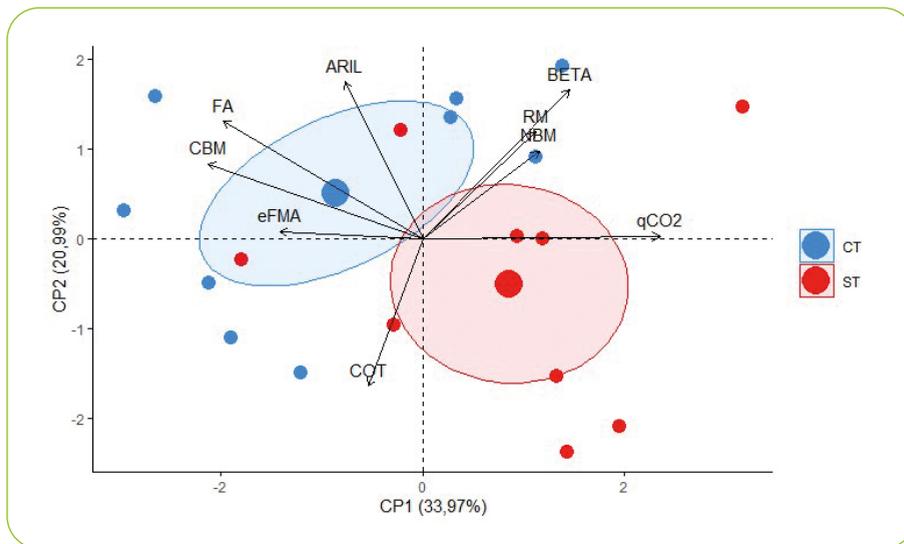
Em 2019, a ACP explicou 59,87% da variabilidade dos dados, sendo que a componente principal CP1 foi responsável por 38,61%, e a CP2, por 21,26% (Figura 15). Observa-se que a associação das variáveis microbianas foi distinta nas megaparcelas. A CT apresentou maior associação com eFMA, indicando que o revolvimento provocado para a construção dos terraços estimulou a produção de esporos pelos FMA. Além disso, por reduzir o escoamento superficial de água e, conseqüentemente, o arraste de esporos por erosão hídrica, os terraços colaboraram com o aumento do potencial de inóculo natural dos FMA, conforme relatado por Colozzi Filho *et al.* (2024) e Birhane *et al.*, (2017). Por outro lado, a ST foi associada à biomassa microbiana, com maiores valores de CBM e NBM, além da enzima FA e do COT, sugerindo uma dinâmica do solo diferente entre os sistemas CT e ST, possivelmente influenciada pela manutenção das características naturais da área, na qual não houve o revolvimento do solo para a construção dos terraços.



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; eFMA – esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 15** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR no ano de 2019

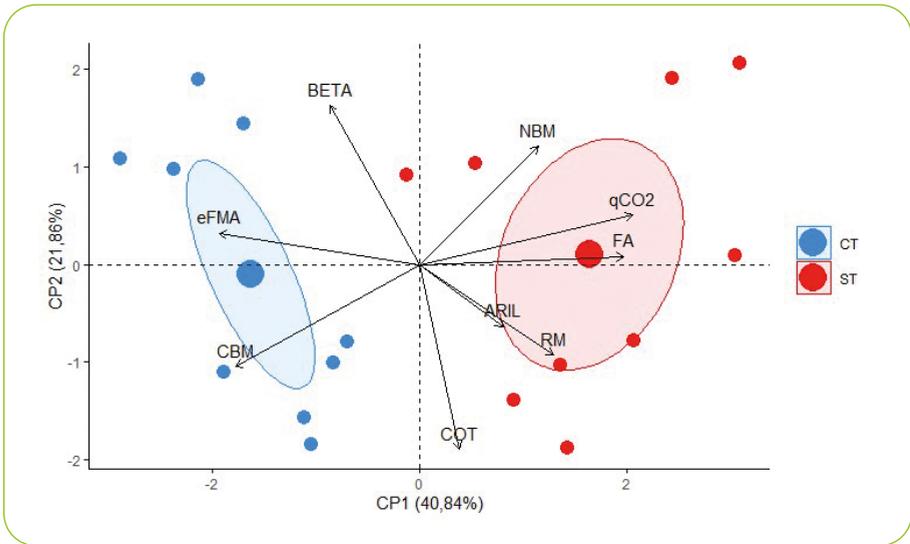
Em 2020, a ACP explicou 54,96% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 33,97%, e a CP2, por 20,99% (Figura 16). A área CT apresentou novamente forte associação com eFMA, reafirmando o papel do controle do escoamento superficial de água na redução das perdas de esporos de FMA e no conseqüente aumento do potencial de inóculo natural desses fungos no solo, além de apresentar correlação com o CBM e com a atividade enzimática do solo por meio da FA e da ARIL, sugerindo restabelecimento da atividade microbiana no solo após o revolvimento para construção dos terraços. Em contraste, a área ST associou-se apenas com o  $qCO_2$ , indicando que por estar desprotegida contra o escoamento superficial, essa área pode estar levando os microrganismos do solo a uma situação de estresse, uma vez que apresenta grande perda de  $CO_2$  por unidade de CBM, a qual reflete no aumento das perdas de  $CO_2$  ao invés de aumentar seu estoque na biomassa microbiana (ZHENG *et al.*, 2019).



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – Arilsulfatase; eFMA = esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 16** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR no ano de 2020

Após o período de construção dos terraços e possível restauração do equilíbrio dos atributos biológicos do solo, os resultados da ACP para o ano de 2021 visualmente delineiam a separação entre as áreas CT e ST. A ACP explicou 62,70% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 40,84%, e a CP2, por 21,86% (Figura 17). Essa segregação gráfica reflete as diferentes contribuições das variáveis analisadas em cada parcela, evidenciando a influência distinta de cada conjunto de variáveis na estrutura dos dados ao longo do período analisado.



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – Arilsulfatase; eFMA = esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 17** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR no ano de 2021

Nesse período, a área CT foi novamente associada ao eFMA, provavelmente devido aos fatores já citados nos parágrafos anteriores e também ao CBM. Já a ST apresentou novamente associação ao  $qCO_2$ , bem como à RM e à atividade das enzimas da FA e ARIL (Figura 17).

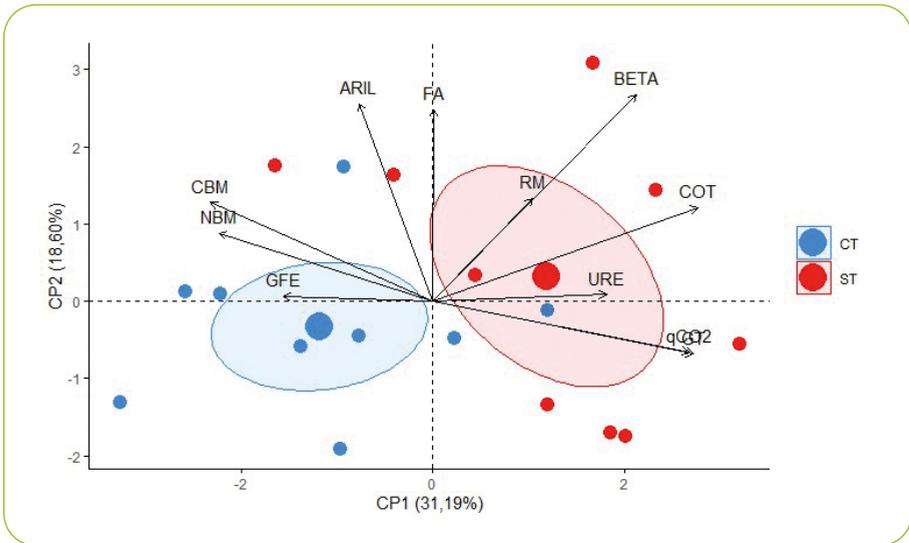
Conforme Haynes (1999), a atividade enzimática do solo apresenta correlação direta com o estoque de carbono no solo. Mesmo com uma baixa associação entre o COT e a ST, observa-se na Figura 17 maior contribuição dessa variável para a ST. Similarmente, Nogueira e Melo (2003) encontraram correlação positiva entre a atividade da arilsulfatase e os teores de enxofre total do

solo, cuja maior parte está na matéria orgânica. Assim, torna-se claro que a maior atividade enzimática normalmente está relacionada a maiores teores de carbono orgânico, que contém a maior parte dos substratos sobre os quais as enzimas atuam.

Conforme discutido no item 5.2.2 deste capítulo, observou-se que, apesar de o sistema ST apresentar valores superiores de fósforo em comparação com a CT, no decorrer dos anos (2019, 2020 e 2021) houve queda nos teores de fósforo no solo. Diante desse cenário, é possível inferir que a maior associação da FA a essa parcela esteja relacionada a essa oscilação nos níveis de fósforo nessa área específica. Em solos com baixos teores de fósforo, observa-se aumento na liberação das fosfatases pelos microrganismos, intensificando a solubilização e, conseqüentemente, a remobilização do fosfato (Adetunji *et al.*, 2017).

Em 2022, a ACP explicou 49,79% da variabilidade dos dados, sendo que a CP1 foi responsável por 31,19%, e a CP2, por 18,60% (Figura 18). No último período de avaliação, em CT associou-se a GFE e na ST associaram-se a RM, URE, BETA e COT. A correlação da CT com a GFE pode ser explicada pela associação que essa área apresentou com os eFMA nos anos anteriores. Isso porque a GFE é produzida pelos FMA, e quanto maior a quantidade desses fungos no solo, maior é a produção dessa glicoproteína. A glomalina é importante para o solo porque atua sobre sua estruturação por meio da cimentação de partículas minerais de menor diâmetro em estruturas maiores e mais estáveis (WRIGHT *et al.*, 2007). além disso, a molécula de glomalina tem elevado estoque de elementos como o carbono e o nitrogênio (LOVELOCK *et al.*, 2004).

Bertagnoli *et al.* (2020) encontraram maior participação da glomalina na cimentação de agregados de diâmetros intermediários no solo, entre 4,00 mm e 8,00 mm, desempenhando papel fundamental na formação de agregados maiores e mais estáveis.



CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – Arilsulfatase; URE – urease; GFE – glomalina facilmente extraível; GT – glomalina total; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 18** – Análise de componentes principais (ACP) para atributos microbianos e enzimas em solo cultivado em sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR no ano de 2022

Por outro lado, a ST apresentou maior ligação com a RM,  $qCO_2$ , COT e com a atividade das enzimas URE e BETA, as quais podem contribuir com a decomposição da matéria orgânica do solo. A relação com a enzima URE pode ser importante, pois anteriormente essa área estava relacionada com a imobilização de nitrogênio no solo. A enzima urease catalisa a hidrólise da ureia em amônia e  $CO_2$ , aumentando a disponibilidade desse elemento para as culturas (CORDERO *et al.*, 2019).

Outro fato interessante foi a ligação entre a atividade da enzima BETA com o COT, pois essa enzima está intimamente relacionada com o ciclo do carbono no solo e quebra ligações glicosídicas em moléculas, liberando glicose, ou seja, moléculas com alta presença de carbono, refletindo em valores elevados de COT nessa área (BEDNIK *et al.*, 2023).

A maior atividade enzimática na ST conduz a uma maior taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, a qual se reflete na maior ligação dessa área com a RM e o  $q\text{CO}_2$ . A análise e discussão dos dados de FMA coletados a partir de 2022 relativos tanto ao eFMA quanto à riqueza de espécies não constam desta publicação, devendo fazer parte da próxima.

As análises realizadas entre os anos 2019 a 2022 nas megaparcelas de Toledo-PR revelaram padrões distintos de comportamento nos atributos microbianos e atividade enzimática do solo entre áreas CT e ST. A construção de terraços demonstrou influenciar positivamente a biomassa microbiana, a atividade enzimática no solo e o potencial de inóculo natural de fungos micorrízicos arbusculares pelo aumento do número de esporos no solo. Em contraste, áreas sem terraço apresentaram elevadas taxas de respiração microbiana e quociente metabólico, indicando condições estressantes para a comunidade microbiana. Os efeitos positivos e negativos sobre a comunidade microbiana podem estar relacionados principalmente à redução de perdas de água e sedimentos na área promovida pelo terraceamento, o que impacta diretamente os atributos químicos, físicos e microbianos do solo e suas complexas interações.

A segregação gráfica indica estabilização e diferenciação entre as áreas CT e ST e apresenta novas associações, enfatizando a complexidade das interações no sistema solo-planta.

Este estudo destaca a importância dos terraços na promoção de serviços ecossistêmicos associados à saúde do solo, sublinhando os desafios enfrentados em áreas sem essa infraestrutura de conservação de solo e água. A continuidade das análises das variáveis microbianas e da atividade enzimática e o estudo de suas interações com os demais componentes físico-químicos do solo irá oferecer uma compreensão mais completa dos impactos dessas práticas de manejo do solo agrícola ao longo do tempo.

## **5.3 HIDROSEDIMENTOLOGIA**

### **5.3.1 Perdas de solo e água na bacia hidrográfica**

O monitoramento hidrossedimentométrico na bacia hidrográfica apresenta os resultados principais de chuva-vazão-sedimentos, dos quais posteriormente são extraídas variáveis respostas que permitem descrever o comportamento hidrossedimentométrico da bacia hidrográfica no tempo e no espaço. O período de monitoramento abrange os anos de 2020, 2021 e 2022.

As precipitações durante esses três anos na maioria dos meses ficaram abaixo da média histórica da região oeste do Paraná, o que reduziu o número de eventos de chuva-vazão (Tabela 6). Durante 2020 e 2021, os volumes de chuva ficaram abaixo da média histórica na maioria dos meses. Em 2022, as chuvas voltaram a ocorrer com maior volume na região oeste, principalmente no segundo semestre, o que resultou em um número mais expressivo de eventos em 2022.

A precipitação monitorada na estação meteorológica da área experimental da mesorregião oeste (Toledo-PR) foi comparada com a série histórica de precipitação da estação meteorológica de Bom Princípio, que fica localizada a aproximadamente 5 km de distância, a qual tem uma série de registros de 1974-2022, que corresponde a 47 anos de dados pluviométricos. Algumas falhas de registro ocorreram, o que resultou na falha de dados em alguns meses do ano na estação meteorológica da área experimental de Toledo, apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4** – Precipitação mensal e série histórica mensal da mesorregião de Toledo, no oeste do Paraná

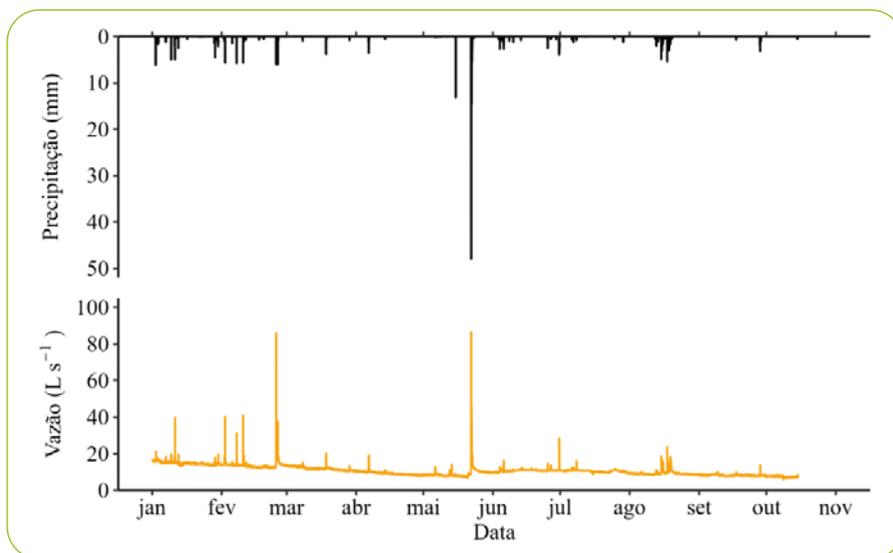
Mês	Ano			
	1975-2022	2020	2021	2022
Precipitação (mm)				
janeiro	120,0	95,1	303,8	202,2
fevereiro	140,3	205,6	*	180,4
março	93,0	17,9	*	68,2
abril	111,9	30,2	10,9	262,1
maio	155,6	186,0	50,0	14,2
junho	117,3	97,2	98,7	193,0
julho	122,5	42,7	4,4	29,7
agosto	97,5	133,9	24,9	232,3
setembro	124,2	15,7	15,3	385,6
outubro	173,9	23,1	457,9	491,3
novembro	91,8	44,8	90,7	167,1
dezembro	99,2	273,0	*	71,5
Total	1347,2	1165,2	1056,6	2297,6

\*Falha de registro da estação meteorológica localizada na área do experimento, em Toledo-PR.

Apesar de alguns meses apresentarem volume de precipitação maior do que a média histórica, não ocorreu escoamento superficial, principalmente nas megaparcelas. Deve-se destacar que foram chuvas contínuas de baixa intensidade e longo tempo de duração, que não geram escoamento superficial. Também se deve destacar que os valores médios quantificados de VIB nas duas megaparcelas foram altos ( $> 80 \text{ mm h}^{-1}$ , Tabela 2), e combinados com chuva de baixa intensidade não promoveram a formação de escoamento superficial. As características das precipitações são decisivas na formação dos processos erosivos em áreas agrícolas, sendo que a intensidade é mais problemática do que o volume total acumulado durante o evento de precipitação.

A série de dados de descarga líquida monitorada de maneira contínua na bacia hidrográfica possibilitou a análise da ocorrência de eventos de chuva-vazão. Isso pode ser verificado por meio do hietograma e do hidrograma ao longo no tempo, que apresentam um exemplo da elevação da vazão do rio em 2020 (Figura 19).

A elevação da vazão em função da precipitação caracteriza a ocorrência de um evento de chuva-vazão. Posteriormente ao evento, é possível realizar a separação do escoamento superficial pelo método gráfico e extrair as variáveis características para cada evento, que representam os volumes perdidos por superfície em cada evento de chuva-vazão.



**Figura 19** – Exemplo da série histórica de vazão do rio no período de janeiro a outubro de 2020 na bacia hidrográfica de primeira ordem de Toledo-PR.

O hidrograma integra o escoamento superficial mais o subsuperficial, quando se realiza a separação pelo método gráfico, quantifica-se apenas o escoamento superficial e são determinadas as variáveis hidrológicas.

Na tabela 5 apresentam-se as variáveis extraídas dos eventos monitorados na calha Parshall no período de 2020, 2021 e 2022, que também geraram escoamento nas megaparcelas. Um conjunto maior de eventos foi monitorado na bacia, porém optou-se por apresentar apenas os mais significativos. A maioria dos eventos monitorados quantificou baixos resultados em relação à perda de água.

**Tabela 5** – Variáveis características dos eventos monitorados em 2020, 2021 e 2022 na bacia hidrográfica de primeira ordem de Toledo-PR

Evento	P	$I_{30}$	Vol	Vol <sub>Base</sub>	Vol <sub>Sup</sub>	Lâmina	C	Q <sub>max</sub>
	mm	mm h <sup>-1</sup>		m <sup>3</sup>		mm	%	L s <sup>-1</sup>
22/05/2020	173,0	*	1237,9	741,9	495,9	0,46	0,27	86,7
17/01/2021	70,7	32,4	429,4	318,6	173,9	0,16	0,23	50,0
15/10/2021	84,5	49,5	774,6	620,6	154,0	0,14	0,09	67,1
23/10/2023	65,7	84,2	387,7	241,6	146,1	0,14	0,10	65,7
12/04/2022	83,4	54,2	478,5	172,0	306,5	0,28	0,17	108,4
21/04/2022	27,4	18,4	156,3	115,9	40,5	0,04	0,07	18,3
22/04/2022	25,1	31,4	103,0	53,2	49,9	0,05	0,09	40,3
23/04/2022	34,9	45,9	175,3	85,9	89,4	0,08	0,11	57,6
21/09/2022	47,1	18,5	267,9	141,7	42,2	0,04	0,05	42,2
06/10/2022	49,6	52,3	281,8	206,7	75,1	0,07	0,07	99,3
10/10/2022	16,1	19,2	186,9	173,3	13,5	0,01	0,04	59,1
11/10/2022	29,8	36,8	396,7	319,6	77,1	0,07	0,12	73,6
11/10/2022	58,7	24,5	1350,8	1186,3	164,5	0,15	0,13	88,4
13/10/2022	24,5	29,2	199,1	178,7	20,3	0,02	0,04	77,1
20/10/2022	113,3	34,6	4613,6	3903,5	710,5	0,66	0,30	136,7
30/10/2022	29,4	32,0	526,4	453,4	73,0	0,07	0,11	119,8
31/10/2022	53,1	30,8	1086,3	952,8	133,5	0,12	0,12	107,2
13/11/2022	55,8	61,2	640,1	448,5	191,7	0,18	0,18	200,2

P – precipitação;  $I_{30}$  – intensidade máxima de 30 minutos; Vol – volume total de escoamento; Vol<sub>Base</sub> – volume total de escoamento de base; Vol<sub>Sup</sub> – volume total de escoamento superficial; Lâmina – volume perdido em milímetros; C – coeficiente de escoamento; Q<sub>max</sub> – vazão máxima.

No ano de 2020 foram monitorados 22 eventos de chuva-vazão na bacia hidrográfica. As precipitações, na maioria dos meses, ficaram abaixo da média histórica. Os valores acumulados de precipitação que resultaram na geração de escoamento superficial na bacia variaram de 7,5 a 120 mm, com intensidade máxima de 30 minutos ( $I_{30}$ ) entre 7 e 55 mm h<sup>-1</sup>. O volume total de precipitação que gerou o escoamento superficial foi de 775 mm, sendo que foram perdidos 2,28 mm. Deve-se destacar que área da bacia hidrográfica é terraceada, portanto os terraços foram eficientes em disciplinar o escoamento superficial e no controle das perdas de água.

No ano de 2021 foram monitorados 20 eventos de chuva-vazão, e o volume de precipitação que gerou escoamento superficial foi de aproximadamente 759 mm, sendo que os volumes variam de 10 a 85 mm, com  $I_{30}$  variando de 16 a 91 mm h<sup>-1</sup>. O volume perdido de água foi de 1,40 mm, ou seja, uma quantidade pequena foi perdida da lavoura pelo escoamento superficial, sendo que boa parte infiltrou no solo e ficou disponível para as plantas durante seu desenvolvimento, principalmente porque toda a bacia é terraceada.

Em 2022, no segundo semestre, as precipitações foram acima da média histórica. Nesse ano houve a ocorrência de 43 eventos de chuva-vazão, ou seja, o dobro em relação aos anos anteriores. O volume de precipitação que gerou escoamento superficial foi de 979 mm, com  $I_{30}$  entre 10 e 61 mm h<sup>-1</sup>, sendo que 2,10 mm foram perdidos e o restante ficou armazenado no solo, devido aos terraços que foram instalados em toda a área.

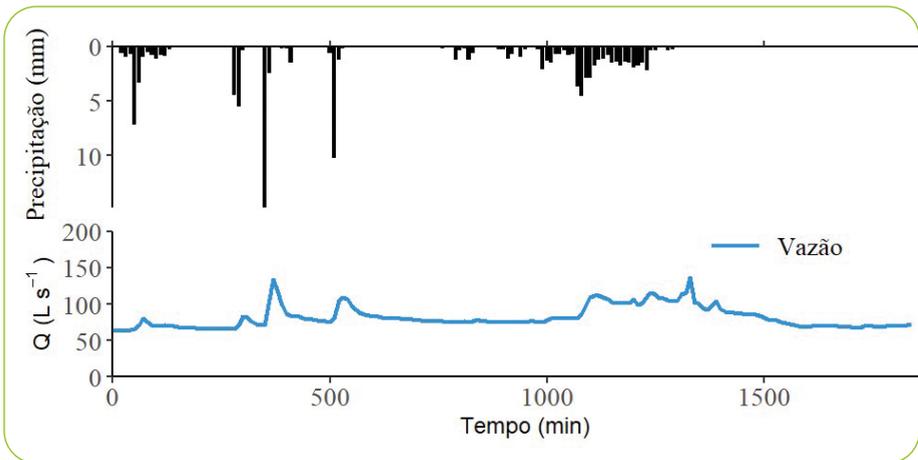
Os volumes quantificados de água durante os três anos de monitoramento na bacia demonstram que as perdas foram pequenas, sendo que nenhum evento atingiu valores de porcentagem de escoamento superiores a 1%. Destaca-se que a precipitação com volume > 10 mm já foi suficiente para promover a subida da lâmina de água no rio. Esse tipo de chuva é característico da região e é conhecido como pancadas de verão, ou seja, chuva de alta intensidade que ocorre em curto período de tempo.

A bacia hidrográfica monitorada em Toledo-PR é terraceada na totalidade. Portanto, foi adotado um manejo de solo que conserva a água no sistema produtivo para controlar a formação do escoamento superficial e, principalmente, evitar a perda de água, o que explica a porcentagem de escoamento superficial inferior a 1% ao longo dos três anos de monitoramento.

Os resultados do monitoramento demonstram que as perdas são pequenas, portanto, que os terraços estão exercendo sua função de manter a água no sistema. Os terraços têm a finalidade de reduzir o comprimento de rampa e evitar a formação dos processos erosivos que causam degradação da camada superficial e a perda de água e solo. Encostas agrícolas que adotam os terraços

aumentam a disponibilidade de água das plantas e garantem a produtividade das culturas (HÖRBE *et al.*, 2021; BERTOL, BARBOSA, 2019).

O evento mais expressivo em relação às perdas de água na bacia hidrográfica ocorreu no dia 20/10/2022. O volume de precipitação superou os 100 mm devido à condição de alta umidade antecedente do solo, por isso o aumento na intensidade da chuva promoveu a formação de escoamento superficial, como pode ser visualizado na Figura 20, que representa a ascensão da vazão quando ocorre o incremento na precipitação.



**Figura 20** – Hietograma e hidrograma do evento monitorado no dia 20/10/2022 na bacia de primeira ordem de Toledo-PR.

Foram destacados os quatro picos de vazão que ocorreram durante o dia 20/10/2022 (Figura 20), que corrobora com os quatro eventos monitorados nas megaparcels. O volume acumulado de precipitação foi de 113 mm, com  $I_{30}$  de  $35 \text{ mm h}^{-1}$ , sendo que apenas 0,66 mm foram perdidos.

Durante o mês de outubro ocorreram vários dias chuvosos na região e uma condição de alta umidade antecedente do solo. A cobertura do solo nesse período era baixa devido à recente sementeira da cultura da soja na área da bacia hidrográfica.

Apesar das condições de proteção do solo do período não serem boas devido à sementeira da cultura da soja, as perdas de água quantificadas foram pequenas. Disso se conclui que a prática mecânica (terraços) adotada foi eficiente no controle do escoamento superficial. Também não foi verificado transbordamento dos terraços na área agrícola, apesar do alto volume acumulado de precipitação no período.

As perdas de solo durante os eventos precisa ser mais bem explorada na área de estudo. Existe uma grande mobilização de sedimento no leito do rio durante os eventos de chuva-vazão (Figura 21). A hipótese é que boa parte desse sedimento seja oriunda de bancos de sedimentos que estão depositados no leito do rio devido a um processo erosivo que correu em 2017 na bacia hidrográfica e promoveu grandes degradações na área, como o solapamento da cabeceira da nascente, transbordamentos dos terraços antigos, desmoronamento das margens do rio, entre outros, descritos no item 5.1.1 deste capítulo. Por esse motivo, os resultados da produção de sedimento precisam ser analisados e correlacionados com amostragens manuais que estão sendo desenvolvidas atualmente durante o monitoramento dos eventos com auxílio do amostrador DH48.



**Figura 21** – Seção de monitoramento com calha Parshall durante a recessão do evento do dia 11/10/2022 da bacia hidrográfica de primeira ordem de Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

### 5.3.2 Perdas de solo e água nas megaparcelas

Os resultados do monitoramento nas megaparcelas correspondem ao período de outubro de 2019 a dezembro de 2022. Nesse intervalo ocorreram 20 eventos que geraram escoamento superficial em diferentes condições de cobertura, umidade antecedente do solo e intensidade de precipitação (Tabela 6).

**Tabela 6** – Precipitação, intensidade máxima em 30 minutos e cobertura do solo nos eventos monitorados nas megaparcelas de Toledo-PR

Evento	Precipitação (mm)	$I_{30}$ (mm h <sup>-1</sup> )	Cobertura do solo
11/12/2019	38	77,8	Soja no estágio vegetativo – 15 cm
22/05/2020	177	*	Trigo com três dias após o plantio
17/01/2021	58	39	Soja no estágio vegetativo – 15 cm
15/10/2021	72	27	Palhada de milho pós-colheita
23/10/2021	27	50	Pós-plantio, soja recém-semeada
12/04/2022	57	63	Milho no estágio reprodutivo
22/04/2022	24	36	Milho no estágio reprodutivo
23/04/2022	37	51	Milho no estágio reprodutivo
21/09/2022	11	22	Milho no estágio reprodutivo
06/10/2022	28	53	Restos culturais do milho, pós-colheita
10/10/2022	20	38	Restos culturais do milho, pós-colheita
11/10/2022	31	26	Restos culturais do milho, pós-colheita
11/10/2022	11	27	Restos culturais do milho, pós-colheita
20/10/2022	10	20	Após a semeadura da cultura da soja
20/10/2022	17	34	Após a semeadura da cultura da soja
20/10/2022	12	25	Após a semeadura da cultura da soja
20/10/2022	37	24	Após a semeadura da cultura da soja
31/10/2022	20	35	Soja no estágio vegetativo – 10 cm
31/10/2022	18	29	Soja no estágio vegetativo – 10 cm
13/11/2022	43	62	Soja no estágio vegetativo
15/02/2023	16	28	Soja no estágio reprodutivo final (maturação)
10/07/2023	20	31	Milho no estágio reprodutivo
02/09/2023	50	47	Palhada de milho pós-colheita

O volume total de precipitação monitorado na bacia hidrográfica no ano de 2020 foi de 1.165 mm, em 2021 foi de 1.057 mm e em 2022 foi de 2.298 mm. Em 2020, apenas 33% dos meses obtiveram precipitação acima da média histórica. Em 2021, os volumes de precipitação em 17% dos meses superaram a média histórica, e em 2022 as precipitações foram mais expressivas e em quase 58% dos meses superiores à média histórica da região oeste (Tabela 6).

Deve-se destacar que a ocorrência mais expressiva de precipitações no segundo semestre de 2022 foi responsável por praticamente 52% dos eventos monitorados nas megaparcelas desde o início desse estudo. No mês de outubro a precipitação média mensal histórica foi de 174 mm, sendo que em 2021 e 2022 foi monitorado um volume acumulado de 458 e 491 mm, respectivamente. Verifica-se que dos 20 eventos monitorados 60% ocorreram durante outubro nos anos de 2021 e 2022.

Esse alto volume no mês de outubro é preocupante, pois é um período de baixa cobertura do solo em áreas agrícolas na região oeste do Paraná, onde normalmente são cultivados soja no verão e milho segunda safra na sequência; sendo assim, o solo fica sem cultura por cerca de 50 dias. Com o início das chuvas mais erosivas no mês de outubro, o solo encontra-se com restos da cultura do milho segunda safra em processo de decomposição devido às condições de alta temperatura da região. Portanto, no momento da semeadura da cultura da soja a baixa condição de cobertura, associada à velocidade de semeadura, promove uma mobilização de 5 cm na camada superficial do solo, o que o deixa exposto ao impacto das gotas de chuva e causa a formação do selamento superficial e a redução da capacidade de infiltração de água no solo. Com a formação do fluxo superficial, sua propagação na superfície potencializa o fluxo por caminhos preferenciais e, conseqüentemente, a formação de sulcos de erosão (Figura 22).



**Figura 22** – Formação de sulcos de erosão na megaparcela sem terraço (ST) após a semeadura da cultura da soja em outubro de 2022

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

Os resultados das variáveis hidrossedimentológicas dos eventos monitorados de 2019 a 2022 nas megaparcelas ST e CT estão apresentados na Tabela 7. Os resultados representam diferentes condições de uso e manejo do solo, volume e intensidade de chuva e condições de umidade antecedente do solo.

**Tabela 7** – Variáveis características de precipitação, vazão e concentração de sedimento em suspensão dos eventos monitorados nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR

Data	P	I30	Sistema	VTP		C	Q <sub>peak</sub>	PS	CSS <sub>med</sub>	CSS <sub>max</sub>
	mm	mm h <sup>-1</sup>		m <sup>3</sup>	mm	%	L s <sup>-1</sup>	kg	g L <sup>-1</sup>	
11/12/2019	42,00	78,00	CT	1,82	0,23	0,54	3,19	1,90	0,76	1,72
			ST	6,63	0,83	1,97	10,76	19,90	3,53	9,71
22/05/2020	173,00	*	CT	11,78	1,47	0,85	8,05	20,98	0,62	6,11
			ST	17,77	2,22	1,28	16,14	102,67	2,22	14,39
17/01/2021	59,00	38,56	CT	0,28	0,03	0,06	0,19	0,08	0,16	0,40
			ST	0,21	0,03	0,04	0,26	0,53	2,20	4,55
15/10/2021	72,20	27,20	CT	2,80	0,35	0,48	1,46	1,09	0,35	0,97
			ST	7,09	0,89	1,23	3,60	4,97	0,84	2,28
23/10/2021	30,00	50,26	CT	2,16	0,27	0,90	2,39	1,53	0,52	1,46
			ST	3,27	0,41	1,36	7,35	2,25	0,70	1,42
12/04/2022	64,00	56,00	CT	8,96	1,12	1,75	3,88	2,42	0,26	1,02
			ST	26,76	3,34	5,22	12,08	18,72	0,65	3,43
22/04/2022	19,00	36,06	CT	0,64	0,08	0,41	0,62	0,06	0,12	0,25
			ST	1,56	0,20	1,03	2,95	0,96	0,51	1,66
23/04/2022	25,54	50,62	CT	5,47	0,68	2,68	6,55	*	*	*
			ST	13,19	1,65	6,46	22,73	*	*	*
21/09/2022	11,50	21,75	CT	0,25	0,03	0,27	0,24	0,01	0,03	0,23
			ST	1,00	0,12	1,09	1,18	0,19	0,16	0,47
06/10/2022	28,00	52,37	CT	3,12	0,39	1,39	3,84	*	*	*
			ST	5,63	0,70	2,51	9,48	*	*	*
10/10/2022	20,10	37,60	CT	6,80	0,85	4,23	5,11	1,94	0,19	0,99
			ST	10,89	1,36	6,77	8,73	4,89	0,42	3,06
11/10/2022	31,0	25,1	CT	5,15	0,64	2,08	2,83	0,92	0,18	0,47
			ST	7,22	0,90	2,91	5,41	1,38	0,14	0,45
11/10/2022	23,5	26,8	CT	5,06	0,63	2,69	2,45	0,72	0,15	0,54
			ST	5,89	0,74	3,13	3,10	0,75	0,10	0,58
20/10/2022	10,10	20,20	CT	0,39	0,05	0,49	0,35	2,64	5,17	8,57
			ST	1,32	0,16	1,63	1,66	5,33	3,60	7,21

Data	P	I30	Sistema	VTP		C	Q <sub>peak</sub>	PS	CSS <sub>med</sub>	CSS <sub>max</sub>
	mm	mm h <sup>-1</sup>		m <sup>3</sup>	mm	%	L s <sup>-1</sup>	kg	g L <sup>-1</sup>	g L <sup>-1</sup>
20/10/2022	17,00	34,00	CT	10,95	1,37	8,05	13,31	62,51	3,49	15,93
			ST	20,11	2,51	14,79	30,19	292,80	7,10	26,88
20/10/2022	12,50	24,79	CT	5,21	0,65	5,21	3,58	26,54	3,26	16,07
			ST	5,70	0,71	9,91	10,69	49,40	4,23	15,61
20/10/2022	37,00	23,73	CT	15,41	1,93	5,21	3,64	39,26	2,33	8,00
			ST	25,58	3,20	8,64	6,21	121,55	3,72	15,03
31/10/2022	20,50	34,77	CT	2,56	0,32	1,56	1,78	*	*	*
			ST	3,86	0,48	2,35	3,99	*	*	*
31/10/2022	18,20	28,60	CT	4,66	0,58	3,20	2,29	1,41	0,20	0,62
			ST	5,59	0,70	3,84	4,23	7,23	1,15	3,23
13/11/2022	43,00	62,44	CT	4,48	0,56	1,30	4,29	2,07	0,18	1,10
			ST	7,06	0,88	2,05	11,97	5,88	0,54	2,09
<b>Total</b>	<b>757,14</b>		<b>CT</b>	<b>97,96</b>	<b>12,24</b>			<b>166,08</b>		
			<b>ST</b>	<b>176,32</b>	<b>17,66</b>			<b>639,40</b>		

P – precipitação; I<sub>30</sub> – intensidade máxima de 30 minutos; VTP – volume total perdido de água; C – porcentagem de escoamento superficial; Q<sub>peak</sub> – vazão máxima; PS – produção de sedimento; CSS<sub>max</sub> – concentração de sedimento em suspensão máxima; CSS<sub>med</sub> – concentração de sedimento em suspensão média.

\* Não houve coleta de concentração de sedimento em suspensão.

Importante salientar que o volume total perdido de água (VTP) na CT se refere à distância entre o último terraço e a calha H, que está instalada no exato local onde o terraço seguinte estaria alocado. Por esse motivo, estão contabilizados volume de água e perda de sedimento. O volume total de precipitação monitorada nas megaparcelsas foi de aproximadamente 758 mm, que promoveu a geração de escoamento superficial com volumes variando de 10 a 173 mm.

As precipitações monitoradas no período de estudo indicam que pequenos volumes associados a condições de umidade antecedente ou alta intensidade de chuva podem promover a geração de escoamento superficial em áreas agrícolas. Os eventos monitorados até o momento estão indicando que a CT é mais eficiente em relação às perdas de água e solo. Ou seja, a associação plantio direto + terraceamento é a prática de manejo mais adequada para o siste-

ma de produção agrícola do oeste do Paraná. Isso pode ser evidenciado pelos valores da  $Q_{peak}$ , comparados aos valores monitorados na CT em relação à ST, que variaram de 0,35 a 13,35 L s<sup>-1</sup> e 0,26 a 30,19 L s<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os valores maiores na ST representam sua maior capacidade em promover os processos erosivos, ou seja, o escoamento superficial gerado tem maior energia para desagregar e transportar a camada superficial do solo em relação à CT, onde os terraços servem como uma barreira mecânica que reduz o comprimento de rampa e interceptam o escoamento superficial devido ao aumento da fricção do ambiente frente aos agentes erosivos.

Um dos desafios da agricultura no século 21 é amenizar os impactos das mudanças climáticas. Segundo o IPCC (2023), existe uma tendência de redução dos dias chuvosos e de aumento da intensidade das chuvas. Nesse sentido, as áreas agrícolas precisam se adaptar a essas novas condições por meio da adoção de práticas de manejo associadas (BASCHE, 2017), a fim de aumentar a capacidade de infiltração de água e garantir a produtividade das culturas. Para isso, deve-se manejar o excesso de precipitação (escoamento superficial) para evitar o desperdício de água no sistema e minimizar os processos erosivos (BONILLA *et al.*, 2006; MERTEN *et al.*, 2023).

Como já mencionado neste capítulo, durante o período de monitoramento verificou-se que as perdas de solo foram maiores em períodos de baixa cobertura, principalmente no mês de outubro, nos eventos que ocorreram após a semeadura da cultura da soja, devido à mobilização promovida no solo. Deve-se considerar, em relação à perda de solo, que o período de maior fragilidade ao desencadeamento dos processos erosivos é no momento da semeadura.

Os resultados das perdas de solo evidenciam que do conjunto de 20 eventos monitorados quatro foram responsáveis por aproximadamente 90% das perdas de solo na CT e 89% na ST. Evidencia-se que esses tipos de eventos podem promover danos em áreas agrícolas irreversíveis em curto prazo. A Figura 23 exemplifica um desses eventos ocorridos na bacia após a semeadura da cultura de soja, onde o escoamento superficial promoveu sulcos de erosão e a falha de resíduo. Por isso, as práticas de conservação do solo precisam ser adotadas para controlar esses fenômenos climáticos e reduzir as perdas de água e solo.



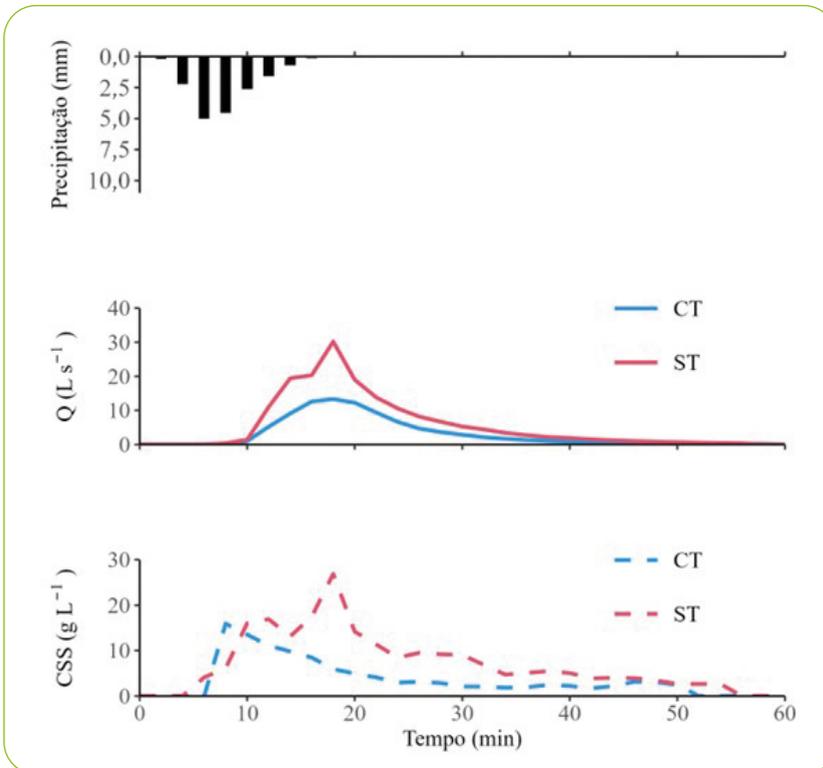
**Figura 23** – Sulcos de erosão na megaparcela sem terraço em Toledo-PR  
**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022.

Comparando as duas megaparcelas em relação à perda total de solo, pode-se quantificar uma redução de 73% na CT em relação à ST. Portanto, apesar da adoção do plantio direto na ST, este não se mostrou eficiente para controlar as perdas de solo. No entanto, quando o terraceamento foi adotado a redução foi significativa.

Estudos que quantificaram a perda de água e solo em encostas agrícolas vêm demonstrando que o plantio direto não é suficiente para controlar o escoamento superficial e os processos erosivos, sendo que a adoção de plantas de cobertura se mostra eficiente para eventos de baixa e média magnitude, porém os melhores resultados são obtidos quando o terraceamento é associado ao plantio direto (DEUSCHLE *et al.*, 2019; LONDERO *et al.*, 2021a).

O maior escoamento superficial nas megaparcelas ocorreu no dia 20/10/2022 com precipitação de 113 mm e duração de aproximadamente 22 horas. Essa chuva resultou na ocorrência de quatro eventos com escoamento superficial (Tabela 7).

Na Figura 24 está apresentado o hietograma, o hidrograma e o sedimentograma do 2.º evento, que ocorreu no dia 20/10/2022. O volume acumulado de chuva foi de 17 mm, com  $I_{30}$  de  $34 \text{ mm h}^{-1}$ , e destaque para a alta condição de umidade antecedente do solo devido à ocorrência de chuvas durante a maioria dos dias do mês de outubro. Isso indica uma condição de solo praticamente saturado, sendo que a ocorrência de chuvas mais intensas promove a formação de escoamento superficial. Na ST a perda de água foi o dobro em relação à CT, e a perda de solo, quase cinco vezes maior. A vazão de pico na ST foi duas vezes maior, com  $30 \text{ L s}^{-1}$  em relação à CT, que foi de  $13 \text{ L s}^{-1}$ .



**Figura 24** – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 20/10/2022, quando houve escoamento superficial nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR

Durante o evento mencionado anteriormente, a geração do escoamento superficial iniciou nas duas megaparcelas praticamente no mesmo instante devido ao incremento na intensidade da precipitação. Verifica-se que a ascensão da vazão da área ST é mais íngreme em relação à CT, evidenciando seu maior potencial em desencadear os processos erosivos.

O pico da concentração de sedimento em suspensão (CSS) na ST coincidiu com o pico da vazão. Na área CT, o pico da CSS ocorreu antes do pico da vazão. Essa antecipação na área CT pode estar relacionada à menor área de contribuição, que representa apenas a área entre o último terraço e o exutório da megaparcela, onde está instalada a calha H.

Nos eventos ocorridos nos dias 10 e 11/10/2022 o volume acumulado de precipitação foi de 133 mm em 42 horas, o que promoveu a geração de escoamento no evento ocorrido em 10/10/22 e dois eventos com escoamentos no dia 11/10/22. Desses três eventos, o primeiro, que ocorreu no dia 10/10/22, promoveu as maiores perdas devido à maior intensidade da chuva em 30 minutos ( $38 \text{ mm h}^{-1}$ ). Apesar de apresentar volume acumulado parecido com o do segundo e do terceiro eventos, o fator intensidade interfere nas respostas hidrológicas e sedimentológicas de áreas agrícolas. Isso reitera que não se deve considerar apenas o volume de precipitação, mas também sua intensidade e a condição de umidade antecedente do solo.

Os resultados quantificados pelo monitoramento, considerando os eventos dos dias 10 e 11/10/22 antes da semeadura da cultura da soja (com restos da cultura de milho segunda safra) e do dia 20/10/22 após a semeadura (Figura 25 A e B), revelam um incremento na CSS e na produção de sedimento, o que reforça a fragilidade das áreas agrícolas após o plantio de culturas devido à mobilização da camada superficial do solo (Figura 22). A coloração da água do escoamento evidencia maior concentração de sedimento durante o evento do dia 20/10/22 na área ST.



**Figura 25** – (A) Megaparcela sem terraço no evento ocorrido em 10/10/2022; (B) megaparcela sem terraço no evento ocorrido em 20/10/2022.

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2018.

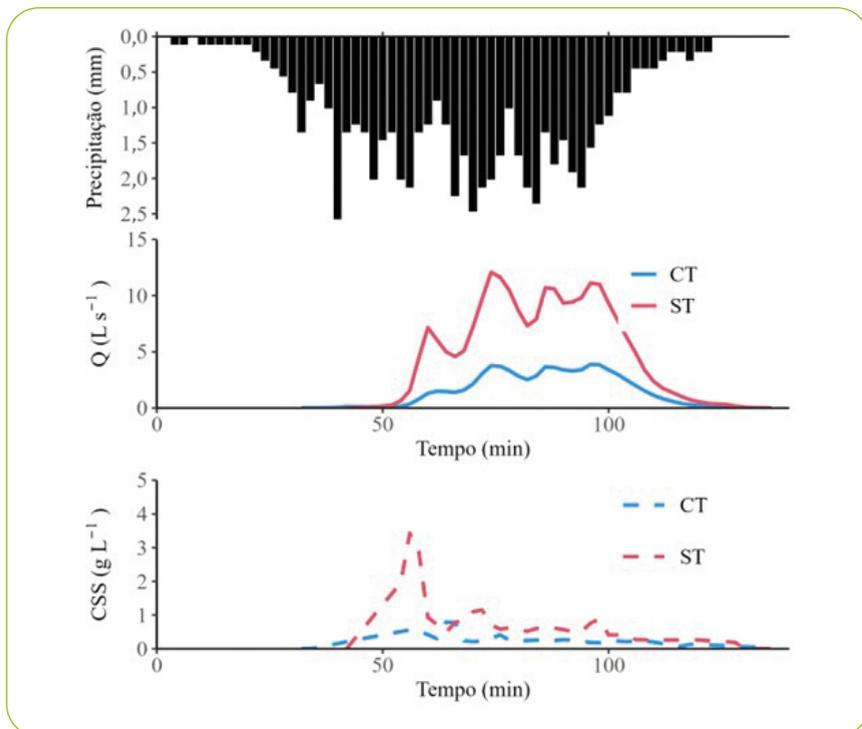
Outros eventos ocorreram em situação oposta de cobertura, como os monitorados em abril/2022, quando a cobertura do solo era a cultura do milho em estágio reprodutivo (Figura 26). Mesmo assim, houve a formação de escoamento superficial e perdas de solo nas duas megaparcelas, apesar da boa cobertura do solo pelo dossel vegetativo.



**Figura 26** – Cobertura do solo nas megaparcelas no mês de abril/2022 nas megaparcelas em Toledo-PR

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2022

Em abril/2022 houve três eventos com escoamento superficial. O evento que apresentou as maiores respostas em relação às perdas de água e solo ocorreu em 12/04/2022. Nesse evento o volume de precipitação acumulado foi de 64 mm, sendo que 44,54 mm geraram o escoamento (19,46 mm foi a chuva antecedente) e a intensidade máxima de chuva em 30 minutos foi de 56 mm h<sup>-1</sup>. O evento ocorreu em condição de alta umidade antecedente do solo devido à ocorrência de uma chuva antecedente de aproximadamente 38 mm. A resposta da vazão de pico na área ST foi de 12,08 L s<sup>-1</sup> e na CT foi de 3,88 L s<sup>-1</sup>, o que representa o triplo de vazão na ST, demonstrando maior energia do escoamento superficial em desencadear os processos erosivos em áreas agrícolas sem a presença de barreiras mecânicas (terraços). Além disso, pode-se observar que o aumento da vazão está relacionado ao aumento da intensidade da precipitação (Figura 27). Ambas as megaparcelas responderam ao aumento e à redução da vazão conforme comportamento da precipitação.



**Figura 27** – Hietograma, hidrograma e sedimentograma dos eventos monitorados no dia 12/04/2022 nas megaparcelas com (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR

A área ST apresentou um comportamento de elevação da vazão muito rápido, indicando que o sistema é altamente responsivo e tem energia para desencadear os processos erosivos. Apesar da formação de escoamento superficial na área CT, os volumes de vazão são menores, o que reduz a energia do escoamento. As perdas de água quantificadas no evento foram de 27 m<sup>3</sup> na ST e de 9 m<sup>3</sup> na CT, que correspondem a um volume perdido de 3,34 mm e 1,12 mm, respectivamente.

Considerando a diferença da porcentagem de escoamento superficial, essas perdas representam 2% na área ST e 0,67% na CT. As perdas de solo foram de 2,42 kg em CT e de 18,72 kg em ST. Os valores quantificados demonstram uma redução de 86% da perda de solo para esse evento na CT. Mesmo com a boa cobertura do solo, ocorreram perdas que foram mais expressivas na parcela sem terraço.

Quando há perdas de solo e de água nas megaparcelas e, consequentemente, na bacia hidrográfica, também ocorrem perdas de nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Essas perdas estão sendo monitoradas e quantificadas pelo projeto e serão apresentadas na próxima edição.

## **5.4 ANÁLISE INTEGRADA DOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLOGIA DE SOLO**

Para avançar na compreensão dos efeitos do manejo nas áreas com e sem terraço na bacia hidrográfica de primeira ordem em Toledo-PR, os resultados do efeito do terraceamento nos atributos químicos, físicos e microbianos do solo, descritos respectivamente nos itens 5.2.1, 5.2.2 e 5.2.3 deste capítulo, foram analisados de forma integrada referente aos anos de 2020 e 2022. As metodologias das análises para os atributos físicos, químicos, microbianos e enzimas estão descritas em Giarola *et al.* (2023), Müller *et al.* (2023) e Colozzi Filho *et al.* (2023).

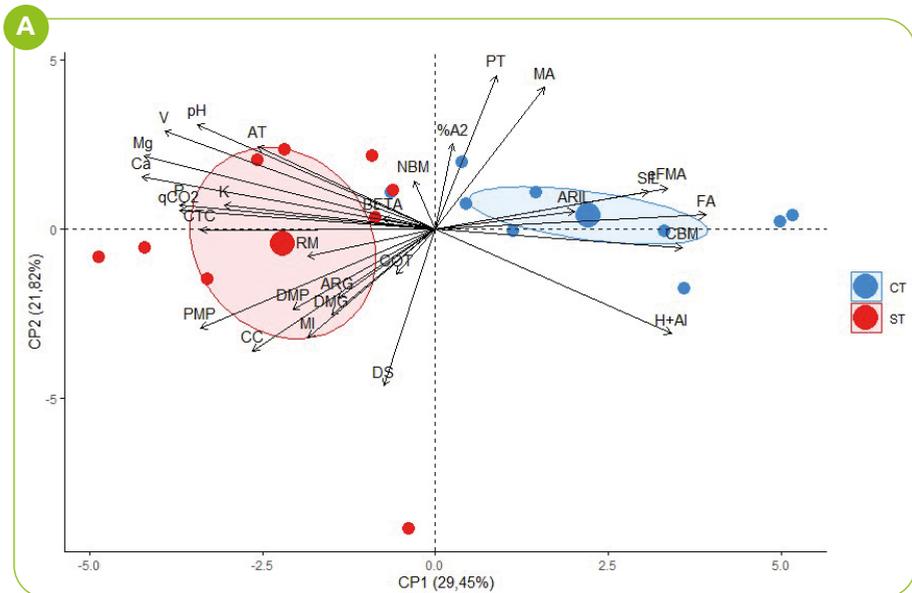
Esses anos de amostragem foram selecionados porque as análises químicas e físicas do solo nesse projeto são realizadas bianualmente e pela disponibilidade do maior conjunto de dados já analisados.

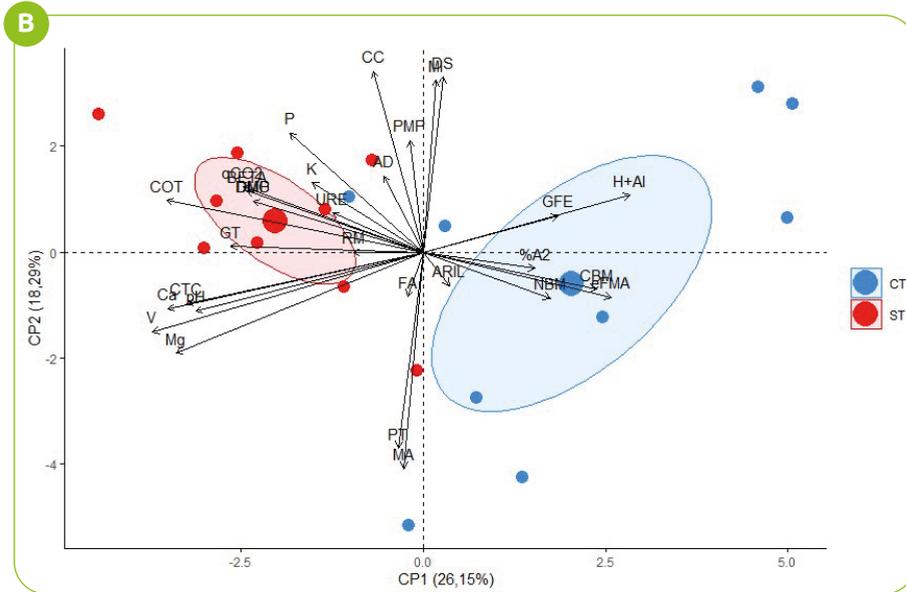
Foram avaliados os indicadores densidade do solo (DS); ponto de murcha permanente (PMP); macroporosidade (Ma); argila; capacidade de campo (CC); capacidade de troca de cátions (CTC), fósforo Mehlich (Pm), carbono orgânico

(CO), fração humina (HUM), ácido húmico (AH), ácido fúlvico (AF), carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), quociente metabólico ( $qCO_2$ ), fosfatase ácida (FosAc),  $\beta$ -glicosidase (B-Gli), arilsulfatase (AriI).

Ao avaliar a interação entre esses atributos, é possível obter uma visão abrangente da fertilidade, estrutura e funcionalidade do solo. A análise conjunta dos atributos químicos permite obter percepções sobre a disponibilidade de nutrientes. Os atributos físicos destacam a permeabilidade e resistência do solo, enquanto a inclusão dos atributos microbianos de solo revela as interações essenciais para processos biogeoquímicos. Essa abordagem integrada permite identificar correlações entre os atributos, possibilitando decisões mais precisas na implementação de práticas agrícolas sustentáveis que preservam a saúde do solo em longo prazo.

Na análise de componente principal (ACP), observa-se que a separação das variáveis químicas, físicas e microbianas entre as áreas no ano de 2020 foi influenciada pela presença de dois conjuntos de variáveis inversamente correlacionadas (Figura 28A). O primeiro, à esquerda, agrupa a maioria das variáveis físicas e químicas do solo, que apresentaram maior proximidade com a parcela ST. Já o segundo, à direita, agrupou as características microbiológicas, como CBM, eFMA, ARIL, FA, que apresentaram maior proximidade com a área CT.





DS – densidade do solo; PMP – ponto de murcha permanente; MA – macroporosidade; MI – microporosidade; AD – água disponível; CC – capacidade de campo; ARG – argila; SIL – silte; AT – areia total; PT – porosidade total; DMG – diâmetro médio geométrico; %A2 – porcentagem de agregados maiores que 2 mm; DMP = diâmetro médio ponderado; CTC – capacidade de troca de cátions; pH – potencial hidrogeniônico P – fósforo Mehlich; K – potássio; Ca – cálcio; Mg – magnésio; V – saturação por base; COT – carbono orgânico total; H+Al – acidez potencial; CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; RM – respiração microbiana;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; BETA –  $\beta$ -glicosidase; ARIL – arilsulfatase; URE – urease; GFE – glomalina facilmente extraível; GT – glomalina total; eFMA – número de esporos de fungos micorrízicos arbusculares; CP1 – componente principal 1; CP2 – componente principal 2.

**Figura 28** – Análise de componentes principais (ACP) de atributos físicos, químicos, microbianos e enzimas de solo cultivados sob sistema de plantio direto com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Toledo-PR nos anos de 2020 (A) e 2022 (B)

Em 2022, novamente a maioria das variáveis físicas e químicas do solo apresentaram-se mais associadas na área ST (Figura 28B). As variáveis microbianas e enzimáticas se associaram na CT. O único atributo da química do solo correlacionado na CT foi a acidez potencial (Figura 28B). A maior correlação da CT com a microbiologia do solo sugere que, seja pela redução no escoamento superficial da água e aumento na retenção de água na área, seja pela soma de outros efeitos correlatos que a maior umidade produz sobre os componentes do solo, a instalação dos terraços pode favorecer a criação de microambientes propícios para o desenvolvimento de uma comunidade microbiana diversificada e ativa. Nesse contexto, os terraços emergem como agentes de

transformação, capazes de moldar significativamente a diversidade e atividade microbiana no solo.

Os resultados de pesquisas recentes destacam uma série de impactos provocados pelo uso dos terraços, cada um desempenhando um papel crucial na modificação do ambiente do solo (ZHAO *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2023). Segundo os autores, os terraços controlam o fluxo e a infiltração da água, exercendo controle sobre a distribuição de matéria orgânica e a retenção de umidade no solo. Essa regulação, por sua vez, exerce influência direta na composição e função da comunidade microbiana, estabelecendo uma intrincada rede de interações no solo. Outro ponto a ser considerado é a redistribuição e disponibilidade de nutrientes no solo com a presença dos terraços. Esse rearranjo nutricional reverbera na composição e função da comunidade microbiana, exemplificado pelo papel dos microrganismos do solo. Além dos impactos diretos no solo, a construção de terraços instiga mudanças no uso da terra e alterações na topografia local. Essas transformações, por sua vez, influenciam a comunidade microbiana e suas atividades, perpetuando um ciclo dinâmico de adaptação e evolução (ZHAO *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2023).

Por outro lado, as variáveis analisadas correlacionam-se mais fortemente com a química e física do solo na área ST, ressaltando a relevância desses aspectos em ambientes sem modificações topográficas significativas. Os terraços são construídos para controlar o fluxo e a infiltração da água, e sua ausência pode permitir que as propriedades naturais do solo tenham maior influência no suporte da vegetação e na regulação da dinâmica da água e dos nutrientes, resultando em características físicas e químicas mais homogêneas, em que a composição do solo desempenha papel preponderante na sustentação da vegetação. Isso indica que em áreas sem interferências topográficas, ou seja, sem alterações significativas na paisagem, podem ter um impacto direto na disponibilidade de nutrientes e na capacidade de retenção de água.

Essa distinção nas correlações ressalta a importância de considerar o contexto topográfico ao interpretar dados do solo. O manejo adequado do solo deve levar em conta não apenas as características físicas e químicas, mas também as influências da topografia na dinâmica da atividade microbiana. A presença ou ausência de terraço não apenas molda a distribuição de nutrientes e a estrutura do solo, mas também influencia a atividade biológica, destacando a complexidade das interações no ambiente do solo.

Consequentemente, abordagens de manejo adaptadas às características específicas do relevo são cruciais para otimizar a produtividade agrícola e promover a sustentabilidade do ecossistema. A compreensão dessas nuances é essencial para integrar práticas agrícolas que levem em conta as interações complexas entre a microbiota, a química, a física e a topografia do solo.

## 5.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

A adoção de práticas de conservação do solo e da água por meio de terraceamento em encostas agrícolas mostra-se uma das práticas mais indicadas para o produtor manter e conservar o solo e a água nas lavouras, bem como para o armazenamento da água para disponibilização às plantas.

O maior problema na perda de solos e água das lavouras não é tanto o volume de precipitação, mas sim sua intensidade das chuvas. Waltrick *et al.* (2015) descrevem que nos meses de outubro e janeiro ocorrem as chuvas mais erosivas no Paraná, principalmente no oeste e sudoeste do Estado. O mês de outubro tem a fragilidade de ser o mês de semeadura das culturas de verão, e muitas vezes a baixa cobertura do solo intensifica a ocorrência de processos erosivos nas áreas cultivadas. Outra questão que o produtor deve considerar é a velocidade da máquina no momento da semeadura. Quanto maior a velocidade, maior a mobilização e exposição do solo, deixando-o suscetível ao impacto das gotas de chuva.

Esse estudo de longa duração, por meio do monitoramento de indicadores químicos, físicos e microbianos do solo, enfatiza a importância do uso de práticas conservacionistas, principalmente do plantio direto, semeadura em nível, proteção do solo com palhada da cultura antecedente, rotação de culturas e terraceamento agrícola, para a redução das perdas de solo e água por escoamento superficial.

Além disso, destaca a importância dos terraços na promoção de serviços ecossistêmicos associados à saúde do solo, sublinhando os desafios enfrentados em áreas sem essa infraestrutura de conservação. O monitoramento de indicadores químicos, físicos e microbiológicos do solo nessa primeira fase do estudo mostrou que existem diferenças importantes relacionadas à instalação dos terraços nas áreas agrícolas. O escoamento superficial de água pode arrastar sementes, fertilizantes e até palha, o que irá refletir sobre a produção, produtividade e lucratividade dos cultivos. O uso dos terraços, aliado a todas as práticas descritas anteriormente, controla o escoamento superficial durante os eventos de chuva de maior erosividade, possibilitando a infiltração e aumentando a permanência da água na área, o que vai atuar favoravelmente no sistema produtivo e ambiental.

O terraceamento das áreas influencia positivamente a quantidade, a atividade e possivelmente a diversidade de microrganismos do solo. Em razão disso, também se observa maior atividade enzimática no solo. Na prática, isso implica em ciclagem e disponibilização de nutrientes para as culturas, maior

crescimento vegetal e possivelmente menor ocorrência de danos às culturas por pragas e doenças devido à melhor nutrição das plantas. Plantas bem nutridas produzem sistema radicular saudável e abundante, que absorve água e nutrientes de forma mais efetiva e produz bioporos no solo que possibilitam o desenvolvimento de organismos diversificados e favorecem a estruturação do solo e aumento da taxa de infiltração. Além de produzirem mais, plantas bem nutridas deixam no solo maior quantidade de material orgânico (carbono), que vai realimentar todo o sistema em um novo cultivo.

Em épocas de estresse hídrico, a presença dos terraços possibilita a manutenção da umidade do solo por maior período e, conseqüentemente, maior produtividade das culturas.

O produtor tem vantagens em conter os processos erosivos e manter a água na lavoura (Figura 29), uma vez que a perda de água significa também a perda de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, entre outros) que foram adquiridos a um custo elevado e aplicados junto às sementes por meio da adubação mineral e/ou orgânica e calagem quando necessário. Além disso, a conservação do solo e da água nas lavouras agrícolas auxilia na redução do assoreamento das nascentes e rios e dos impactos ambientais e aumentam a rentabilidade do produtor rural.



**Figura 29** – Bacia hidrográfica de estudo em Toledo-PR indicando o cultivo em nível, terraços base larga com acúmulo de água durante um evento de chuva.

**Fonte:** Grupo de pesquisa em Ciência do Solo – IDR-Paraná, 2023.

## REFERÊNCIAS

- ADETUNJI, A.T.; LEWU, F.B.; MULIDZI, R.; NCUBE, B. The biological activities of  $\beta$ glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 794-807, 2017.
- ARIOLI, E. E.; LICHT, O. A. B. **O Grupo Serra Geral no Estado do Paraná**: mapeamento geológico das cartas 1:250.000 de Guaíra, Cascavel, Campo Mourão, Foz do Iguaçu, Guaraniaçu, Guarapuava, Pato Branco e Clevelândia. Curitiba: Mineropar, 2013.
- BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; POTT, C. A.; SCHMIDT FILHO, E.; BARBOSA, F. T.; OLIVEIRA, J. F.; DIDONE, E. J. Monitoramento hidrossedimentométrico em megaparcels experimentais. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 155-186.
- BASCHE, A. **Turning soils into sponges**: how farmers can fight floods and droughts. Cambridge: Union of Concerned Scientists, 2017. p. 18.
- BEDNIK, M.; MEDYŃSKA-JURASZEK, A.; ĆWIELAŁ-PIASECKA, I.; DUDEK, M. Enzyme activity and dissolved organic carbon content in soils amended with different types of biochar and exogenous organic matter. **Sustainability**, v. 15, n. 21, p. 15396, 2023.
- BERTAGNOLI, B. G. P.; OLIVEIRA, J. F.; BARBOSA, G. M. C.; COLOZZI FILHO, A. Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 104.657, 2020.
- BERTOL, O. J.; BARBOSA, G. M. de C. Manejo e conservação do solo e da água em microbacia hidrográfica: estratégia técnica e operacional. *In*: BERTOL, O. J.; COLOZZI FILHO, A.; BARBOSA, G. M. C.; SANTOS, J. B.; GUIMARÃES, M. F. (Org.). **Manual de manejo e conservação dos solos e da água para o Estado do Paraná**. 1. ed. Curitiba: Cubo, 2019. v. 1. p. 321-325.
- BIRHANE, E.; GEBREMEDIHIN, K. M.; TADESSE, T.; HAILEMARIAM, M.; SOLOMON, N. Exclosures restored the density and root colonization of arbuscular mycorrhizal fungi in Tigray, Northern Ethiopia. **Ecological Processes**, v. 6, n. 33, 2017.
- BONILLA, C. A.; KROLL, D. G.; NORMAN, J. M.; YODER, D. C.; MOLLING, C. C.; MILLER, P. S.; PANUSKA, J. C.; TOPEL, J. B.; WAKEMAN, P. L.; KARTHIKEYAN, K. G. Instrumentation for measuring runoff, sediment, and chemical losses from agricultural fields. **J. Environ. Qual.** v. 35, jan. 2006.
- CALEGARI, M. R.; GENU, A. M.; PELLEGRINI, A.; BARBOSA, E. A. A.; HAYAKAWA, E. H.; CONCEICAO, F. G.; GIAROLA, N. F. B.; OLIVEIRA, J. F.; LIMBERGER, L.; TEIXEIRA, T. M. Caracterização fisiográfica das áreas experimentais da redeagropesquisa e mesorregiões geográficas. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 87-113.
- COLOZZI FILHO, A.; BERTAGNOLI, B. G. P.; MENONCIN A. S. S.; OLIVEIRA, J. F.; CAMPANA, I. O.; MACHINESKI, G. S.; BARBOSA, G. M. C. Terracing reduces arbuscular mycorrhizal fungi spore loss through surface runoff. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67, e24230801, 2024.
- COLOZZI FILHO, A.; KNOB, A.; MENONCIN, A. S.; CASALI, C. A.; GALVÃO, C. W.; TESSARO, D.;

- SANTOS, E. C.; PACCOLA, E. A. S.; GASPAROTTO, F.; MACHINESKI, G.; CARRENHO, R. Atributos biológicos. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 267-292.
- CORDERO, I.; SNELL, H.; BARDGETT, R. D. High throughput method for measuring urease activity in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 72-77, 2019.
- DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. G.; HÖRBE, T. A. N.; LONDERO, A. L.; SCHNEIDER, F. J. A. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157-163, 2019.
- FENDRICH, R. **Chuvas intensas para obras de drenagem no Estado do Paraná**. 3. ed. Curitiba: Champagnat, 2011. 89p.
- FREITAS, L. R.; GUBIANI, P. I.; MULAZZANI, R. P.; MINELLA, J. P. G.; LONDERO, A. L. Terracing increases soil available water to plants in no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, e0210046. 2021.
- GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. E. K.; GUIMARAES, M. F.; FRANCHINI, J. C. Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 229-266.
- GŁODOWSKA, M.; WOZNIAK, M. Changes in soil microbial activity and community composition as a result of selected agricultural practices. **Agricultural Sciences**, v. 10, p. 330-351, 2019.
- HAYNES, R. J. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. **Biology and fertility of soils**, [S.l.], v. 30, n. 3, p. 210-216, 1999.
- HÖRBE, T.; MINELLA, J. P. M.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; GUBIANI, P. I.; MERTEN, G. H.; SCHLESNER, A. Managing runoff in rainfed agriculture under no-till system: potential for improving crop production. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, e0210015, 2021.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Relatório de síntese AR6 Mudanças Climáticas 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>. Acessado em janeiro/2024.
- KOPPE, E.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; DE QUEIROZ, R.; BULIGON, L.; MINELLA, J. P. G. Soil water infiltration evaluation from punctual to hillslope scales. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 4, 2022.
- LI, W.; LI, Z.; LI, Y.; LIU, Y.; NIE, X.; ZHENG, H.; ZHANG, G.; WANG, S.; MA, Y. Soil nutrients shape the composition and function of fungal communities in abandoned ancient rice terraces. **Journal of Environmental Management**, v. 329, p. 117.064, 2023.
- LONDERO, A. L.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; DEUSCHLE, D.; MERTEN, G. H.; EVRARD, O.; BOENI, M. Quantifying the impact of no-till on sediment yield in southern Brazil at the hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**. 2021a, v. 35, e14286.
- LONDERO, A. L.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; DEUSCHLE, D.; MENEZES, D.; EVRARD, O.; BOENI, M.; MERTEN, G. H. Quantifying the impact of no-till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 3., 2021b.

- LOVELOCK, C. E.; WRIGHT, S. F.; CLARK, D. A.; RUESS, R. W. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungal across a tropical rain forest landscape. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p. 278-287, 2004.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P.; BARBOSA, G. M. de C. Uso de terraços para o controle do escoamento superficial. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 49-85.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; DA FONSECA, A. F.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; FILHO, E. S.; PRADO, L. L.; CANALLI, L. B. S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água**. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. p. 187-227.
- NOGUEIRA, M. A.; MELO, W. J. **Enxofre disponível para a soja e atividade de arilsulfatase em solo tratado com gesso agrícola**. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 2003.
- OLIVEIRA, P. A. **Relação solo-relevo assistida por árvore de decisão**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 128 p. Marechal Cândido Rondon, 2019. (Dissertação de Mestrado).
- POTT, C. A.; BARBOSA, G. M. de C.; PELLEGRINI, A.; OLIVEIRA, J. F. de; DIDONÉ, E. J.; MANNIGEL, A. R.; BARBOSA, E. A. A.; RUIZ, D. B. Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. DE C. (Org.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 114-153.
- R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022.
- REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. T.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, p. 131-146, 2002.
- WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. M.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativa da erosividade de chuvas no estado do Paraná pelo método da pluviometria: atualização com dados de 1986 a 2008. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n.1, p. 256-267, 2015.
- WRIGHT, S. F.; GREEN, V. S.; CAVIGELLI, M. A. Glomalin in aggregate size classes from three different farming systems. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 2, p. 546-549, 2007.
- ZHAO, P.; FALLU, D. J.; CUCCHIARO, S.; TAROLLI, P.; WADDINGTON, C.; COCKCROFT, D.; SNAPE, L.; LANG, A.; DOETTERL, S.; BROWN, A. G.; VAN OOST, K. Soil organic carbon stabilization mechanisms and temperature sensitivity in old terraced soils. **Biogeosciences**, v. 18, n. 23, p. 6301-6312, 2021.
- ZHENG, Q.; HU, Y.; ZHANG, S.; NOLL, L.; BÖCKLE, T.; RICHTER, A.; WANEK, W. Growth explains microbial carbon use efficiency across soils differing in land use and geology. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 128, p. 45-55, 2019.

## 06

# Qualidade do solo e dinâmica hidrossedimentológica na mesorregião Noroeste do Paraná

*Autores***Edison Schmidt Filho<sup>1</sup>****Thaise Moser Teixeira<sup>1,2</sup>****Edneia Aparecida de Souza Paccola<sup>1,2</sup>****Francielli Gasparotto<sup>1,2</sup>****Anny Rosi Mannigel<sup>1</sup>****Rafael Egea Sanches<sup>1</sup>****André Ribeiro da Costa<sup>1</sup>****Fabio José Andres Schneider<sup>3</sup>****Aline Lopes<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup> Professor do curso de Agronomia e pesquisador da UniCesumar-PR

<sup>2</sup> Professor do Programa de Pós-graduação em Tecnologias Limpas da Unicesumar e bolsista de Produtividade do Instituto Cesumar de Ciência, Tecnologia e Inovação (ICETI)

<sup>3</sup> Pós-doutorando no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná-IAPAR-EMATER (IDR)

## 6.1 INTRODUÇÃO

A mesorregião Noroeste do estado do Paraná, caracterizada por solos derivados do arenito Caiuá com texturas predominantemente arenosa e média (Latosolos e Argissolos), é altamente suscetível a processos erosivos devido ao escoamento superficial (BHERING; SANTOS, 2008; FIDALSKI; HELBEL JUNIOR, 2020; PINTO *et al.*, 2021; NÓBREGA *et al.*, 2023). A falta de adoção de práticas de conservação do solo e da água na gestão do ambiente agrícola pode resultar em séria degradação do solo e aumento das perdas de solo e água durante eventos extremos de precipitação (TOFFOLLI, 2002).

As mudanças climáticas têm provocado alterações nos padrões de temperatura e precipitação no Paraná, com aumento da incidência de chuvas intensas e períodos de seca mais prolongados, destacando a urgência de implementar estratégias de gestão preventiva para mitigar os impactos na agricultura e nos recursos hídricos (GRZEGOZEWSKI *et al.*, 2022). Análises espaciais realizadas no estado do Paraná revelaram variações na produtividade da soja devido a fatores agrometeorológicos ocasionados por flutuações climáticas (MARCOLIN; CALEGARI, 2020).

Os solos derivados do arenito Caiuá apresentam textura granular e porosa, o que aumenta a taxa de infiltração da água (BORDIN *et al.*, 2020). Essa estrutura porosa pode conter diferentes tamanhos de poros, porém com baixa estabilidade de agregados, resultando em solos de estrutura fraca e com predomínio de areia fina. Esses solos formam sedimentos pouco coesos, o que leva à baixa capacidade de retenção de água e nutrientes, tornando-os mais propensos à erosão pelo fluxo de água durante eventos de precipitação, especialmente quando ocorre escoamento superficial devido à obstrução dos poros. A topografia, suave ondulada a ondulada, da mesorregião Noroeste exacerba ainda mais essa suscetibilidade ao facilitar o escoamento da água superficial, aumentando, em última instância, as taxas de erosão hídrica (BARREIROS *et al.*, 2018; THOMAZ; FIDALSKI, 2020). Compreender essas propriedades do solo e as características da paisagem é crucial para implementar medidas eficazes de controle da erosão nas práticas agrícolas na região.

Nesse sentido, o cultivo realizado pelo produtor sem medidas de conservação acentua a erosão dos solos, especialmente naqueles com baixo teor de argila e em ambientes com pouca matéria orgânica devido à remoção da vegetação natural (BUFEBO *et al.*, 2023). A implementação de práticas de conservação do solo e da água melhora significativamente as propriedades físico-químicas do solo, incluindo pH, carbono orgânico, nitrogênio e fósforo, mitigando assim os riscos de erosão (SRIVASTAVA *et al.*, 2023).

Práticas de conservação, como rotação de culturas e cultura em faixas, têm sido eficazes na redução de picos de inundação, escoamento superficial e transporte de sedimentos, melhorando a qualidade da água em paisagens agrícolas (ELKADIRI *et al.*, 2023). As práticas de agricultura de conservação, como o plantio direto e as culturas de cobertura, aumentam a quantidade de matéria orgânica e a fertilidade do solo e reduzem sua vulnerabilidade à erosão (FRANCAVIGLIA *et al.*, 2023; SHARKAWY *et al.*, 2022). Além de melhorar a qualidade física do solo, tais práticas influenciam o desenvolvimento das raízes, o armazenamento de água e a disponibilidade de nutrientes, beneficiando o crescimento das plantas e a sustentabilidade do ambiente agrícola.

A erosão hídrica representa uma ameaça à fertilidade e à qualidade do solo no noroeste do Paraná, impactando a sustentabilidade agrícola. A implementação de práticas sustentáveis, como o manejo integrado da fertilidade do solo e a gestão da água (HU *et al.*, 2023), o manejo de resíduos agrícolas, o cultivo de plantas de cobertura (NDEGWA *et al.*, 2023) e a implantação de terraços pode mitigar os efeitos da erosão, preservando a produtividade do solo.

Durante o projeto da Rede Paranaense de Agropesquisa na região Noroeste do Paraná, de 2020 a 2023, eventos de chuva e vazão foram monitorados nos municípios Presidente Castelo Branco e Cianorte. Esse monitoramen-

to teve como objetivo avaliar o impacto das chuvas na erosão do solo nessas regiões. Na área de estudo ocorreram chuvas abaixo da média em 2019 e 2020 (CUARTAS *et al.*, 2023), e a variabilidade espacial e temporal das chuvas anuais na região do Alto Rio Paraná apresentou redução significativa de chuvas nas regiões norte e noroeste (TOKUDA, 2023).

Durante esse período, foram coletados e analisados dados sobre o comportamento do solo em eventos de chuva e a influência na qualidade do solo. Esses dados desempenham papel fundamental no desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação do solo, visando mitigar os efeitos da erosão hídrica na região Noroeste do Paraná.

Assim, neste capítulo serão apresentados os resultados da análise temporal de atributos físicos, químicos e biológicos de solos e a dinâmica hidrossedimentológica em duas áreas agrícolas localizadas na mesorregião Noroeste do estado do Paraná, uma no município de Presidente Castelo Branco e outra no município de Cianorte, em escala de megaparcelas experimentais, com e sem adoção de terraços agrícolas como técnica complementar de conservação do solo e da água e em rio de primeira ordem, localizado na mesma bacia hidrográfica.

## 6.2 UNIDADE DE ESTUDO DE PRESIDENTE CASTELO BRANCO

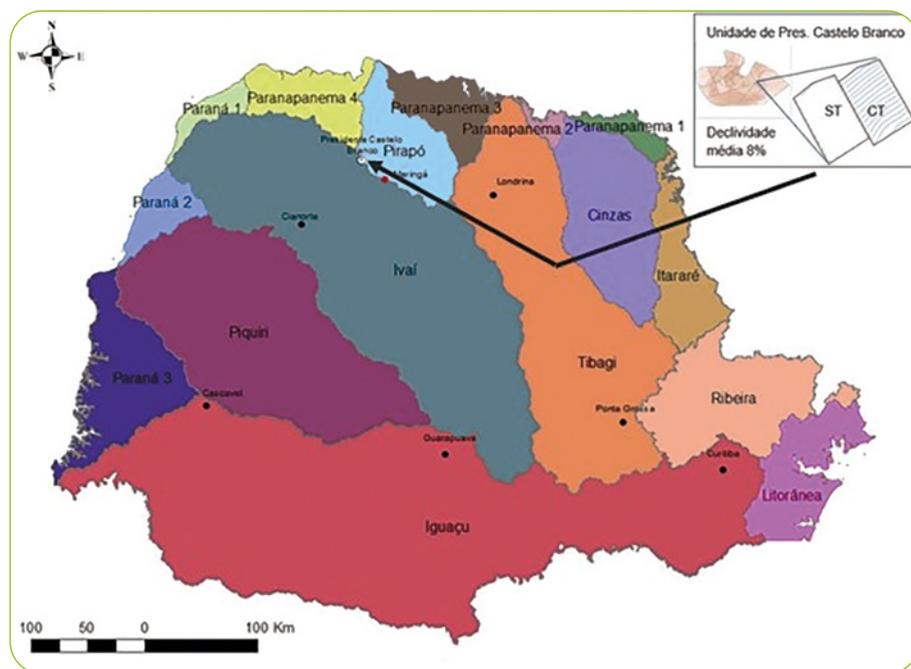
A área de estudo em Presidente Castelo Branco situa-se a 13 km da sede do município, na região Noroeste do Paraná, próximo à divisa com o município de Atalaia (Figura 1). Essa região faz parte da bacia hidrográfica dos rios Ivaí e Pirapó e é utilizada para cultivo de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) para produção de açúcar e etanol.

A bacia hidrográfica tem uma mata ciliar bem preservada, com mais de 90 metros de largura, e está localizada nas coordenadas geográficas 23°11'23"S e 52°05'58"W. O clima da região é classificado como Cfa, subtropical úmido, com base na classificação de Köppen, caracterizado por verões quentes e invernos amenos.

A temperatura média anual varia entre 18°C e 25°C. A distribuição pluviométrica na região é marcada por uma estação chuvosa durante os meses de verão, de dezembro a março, e uma estação mais seca, com menos chuvas durante o inverno, de junho a agosto, com precipitação média anual historicamente variando entre 1.100 mm e 1.700 mm. O relevo da bacia hidrográfica é predominantemente suave-ondulado, apresentando uma declividade média de 8% no local onde estão localizadas as megaparcelas. Essa topografia favorece as atividades agrícolas e o desenvolvimento urbano na região.

As características geológicas da área, tais como a presença de basaltos e andesitos da Formação Serra Geral (MANASSES *et al.*, 2011; PRESTES; VOLKMER, 2017; PRESTES *et al.*, 2021), influenciam a hidroquímica, com predominância de águas subterrâneas de cálcio-bicarbonato (BONGIOLO *et al.*, 2011). Adicionalmente, a composição topográfica e o material da encosta desempenham papel crucial em processos de erosão, como a erosão em túnel e voçorocas (BAZZOTTI *et al.*, 2017).

**Figura 1** – Localização da Unidade Estudo de Presidente Castelo Branco no Noroeste paranaense e as Bacias Hidrográficas do Paraná

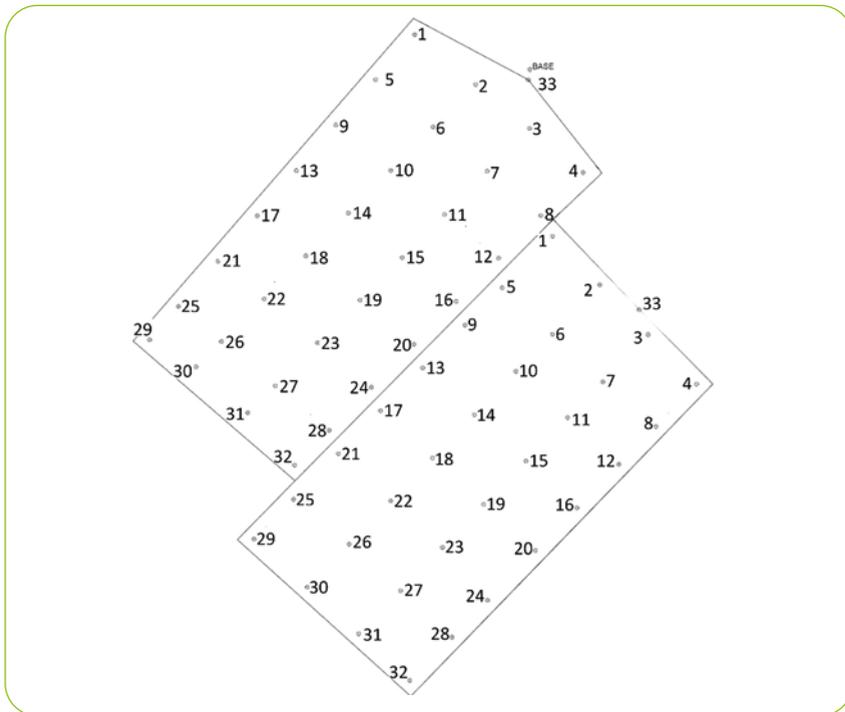


**Fonte:** Elaborado por Aline Lopes com base nos arquivos da SUDERHSA, 2007.

O estudo realizado em Presidente Castelo Branco não interferiu no manejo da cultura ou do solo, com o objetivo de retratar com precisão os procedimentos de campo adotados pelo grupo sucroalcooleiro responsável pela área ao longo de quatro anos. Essa abordagem permitiu uma avaliação detalhada dos processos naturais que ocorrem na unidade, com base nas práticas de gestão existentes. Dessa forma, a pesquisa pôde fornecer informações valiosas sobre os efeitos em longo prazo das operações do grupo no ecossistema da unidade e na produtividade agrícola, além de capturar o impacto real das práticas adotadas na sustentabilidade da unidade.

Nesta unidade, uma megaparcela foi mantida com terraços (CT), preservando o sistema de terraceamento já existente na área, enquanto a outra teve os terraços removidos (ST). Foram instaladas seções de monitoramento por meio de calhas H's em duas megaparcelas; cada área tem dois hectares, com dimensões de 100 metros de largura por 200 metros de comprimento. Além disso, uma calha Parshall foi posicionada em um riacho, a montante do ponto onde as megaparcelas foram alocadas, de modo a não ser influenciada pela vazão de água proveniente destas. Essas instalações das megaparcelas permitiram a coleta da água escoada durante eventos de precipitação, facilitando medições e avaliações hidrossedimentológicas em cada evento. A configuração também permitiu o estudo da hidrossedimentologia monitorando a dinâmica da água no rio durante os eventos registrados.

As megaparcelas CT e ST foram também divididas em 32 pontos amostrais distribuídos em *grid* para a realização das coletas de solo para as análises físicas, químicas e microbiológicas (Figura 2).



**Figura 2** – Malha amostral das megaparcelas CT e ST, com os pontos georreferenciados, para realização das coletas de solo utilizadas nas análises físicas, químicas e microbiológicas em Presidente Castelo Branco-PR

**Autor:** Bruno A. Camolezi, 2020.

## 6.2.1 Uso, manejo e conservação do solo

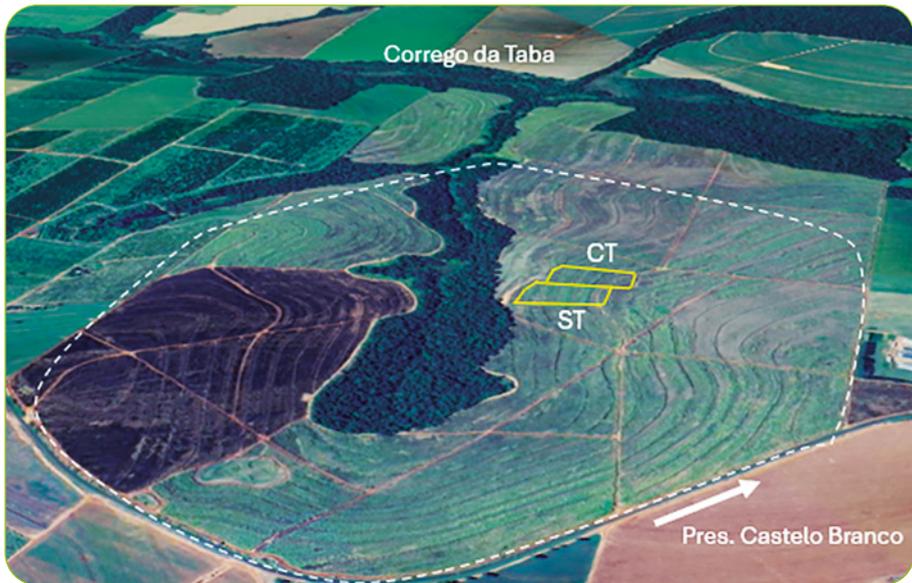
### 6.2.1.1 Uso, manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica de estudo

A microbacia onde se encontra a unidade de Presidente Castelo Branco, que está inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó, abrange uma área de 190,0 hectares. Destes, 30,3 hectares são cobertos por mata ciliar, 3,2 hectares são ocupados por estradas, 0,9 hectares permanecem sem cultivo e 155,6 hectares são dedicados ao cultivo de cana-de-açúcar (Figura 3). O uso e a cobertura do solo nessa bacia são influenciados por uma interação complexa entre topografia, solos e vegetação e reflete uma mistura de vegetação natural, infraestrutura e atividades agrícolas, com uma parcela significativa destinada ao cultivo da cana-de-açúcar para a produção de açúcar e etanol (KAWANO *et al.*, 2020; CUARTAS *et al.*, 2023). Esse uso diversificado da terra destaca a importância de práticas sustentáveis para manter a qualidade ambiental da bacia do Rio Pirapó.

O estabelecimento das megaparcelas ocorreu em área destinada ao cultivo de cana-de-açúcar desde 1998, passando por cinco ciclos completos da cultura. Ou seja, após um ano do plantio, ocorreu o primeiro corte, e após a colheita, a cana brotou e o canavial foi conduzido novamente, repetindo-se sucessivamente esse processo por mais quatro anos. Em seguida foi realizada a reforma do canavial, com o plantio de uma nova variedade que será conduzida por mais cinco anos.

O recente cultivo mecanizado foi implantado em 2018 com a variedade RB867515. Desde então, a colheita tem sido realizada de forma totalmente mecanizada, sem queima, levando a uma retenção substancial de palha no solo. Esse sistema de lavoura, combinado com culturas de cobertura, pode melhorar a qualidade física do solo, beneficiando o desenvolvimento e a produtividade das raízes da cana-de-açúcar (DURAN, 2022).

A implementação da cultura de cana-de-açúcar em 2018 envolveu a realização do preparo convencional do solo, que incluiu a abertura de sulcos e o plantio da cana-de-açúcar. O sulcamento e o plantio foram conduzidos em nível, adotando um sistema conservacionista com a utilização de terraços embutidos, variando em altura entre 0,80 e 1,0 metro. Os terraços foram espaçados horizontalmente em aproximadamente 40,0 metros e verticalmente em 3,0 metros entre cada um.

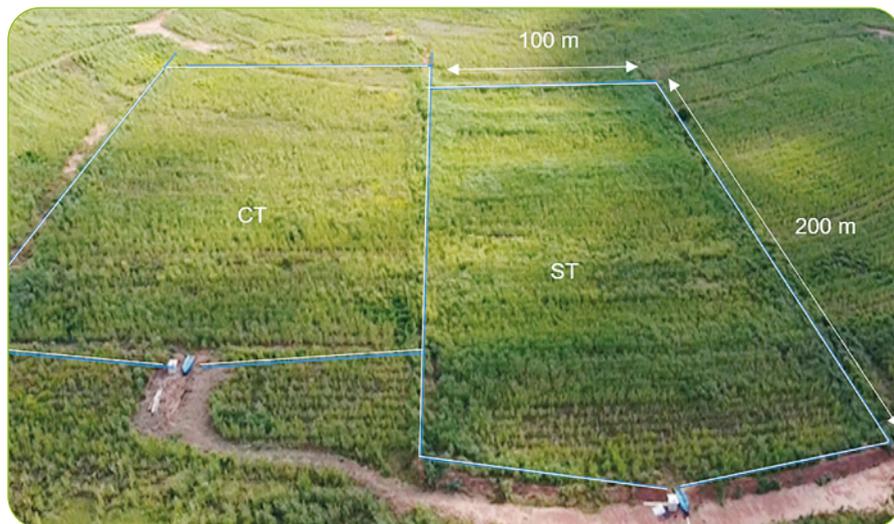


**Figura 3** – Delimitação da bacia hidrográfica e localização das megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) na Unidade de Estudo de Presidente Castelo Branco-PR  
**Fonte:** Autores, 2024.

### 6.2.1.2 Uso, manejo e conservação do solo nas megaparcelas

O manejo do solo, o sistema de cultivo e o manejo da cultura nas duas megaparcelas da unidade em Presidente Castelo Branco seguiram o padrão adotado pelo grupo sucroalcooleiro responsável pela condução área. A única modificação realizada foi a retirada dos terraços da megaparcela ST, a fim de permitir a comparação entre a eficácia da prática de conservação empregada pelo grupo e a ausência de terraços (Figura 4). Para delimitar as megaparcelas, foram construídos camalhões em suas bordas com altura suficiente para evitar a entrada de água de escoamento superficial externa às áreas.

Os camalhões foram construídos por meio do uso de retroescavadeiras, as quais retiravam o solo em pontos próximos às áreas experimentais das megaparcelas. Para a construção dos terraços de dentro das megaparcelas, as retroescavadeiras retiraram solo da parte superior, sendo que os terraços se localizavam abaixo do limite superior de cada megaparcela.



**Figura 4** – Disposição das megaparcelsas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Presidente Castelo Branco-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

Durante o período de pesquisa em Presidente Castelo Branco, a usina realizou o manejo e a colheita da cana-de-açúcar conforme programado nos dois primeiros anos de estudo, em 2020 e 2021. A colheita mecanizada ocorreu em agosto de 2021, e a soqueira da cana-de-açúcar foi mantida para rebrota e desenvolvimento vegetativo até a próxima colheita programada para 2022. No entanto, a colheita da cultura não foi realizada pela usina em 2022 conforme planejado, prolongando-se até outubro de 2023, o quarto ano de estudo nesta unidade.

No quarto ano de pesquisa (outubro/2023), a usina realizou a colheita da cultura. No entanto, a colheita não foi realizada dentro das megaparcelsas e áreas mais declivosas devido ao baixo desenvolvimento e ao pequeno potencial produtivo da cana-de-açúcar, causados por dois anos consecutivos de escassez de chuvas na região, tornando a colheita inviável. Assim, a cana-de-açúcar existente dentro das megaparcelsas foi destruída em novembro de 2023.

## 6.2.2 Qualidade do solo na bacia hidrográfica e megaparcels

Na bacia hidrográfica do Pirapó, localizada no município de Presidente Castelo Branco, a qualidade do solo é resultado complexo da interação de diversos fatores; notadamente destaca-se o uso da terra, o tipo de solo e as práticas agrícolas adotadas. Pesquisas conduzidas na região têm evidenciado que diferentes modalidades de uso da terra exercem influência significativa no comportamento físico-hídrico do solo, incidindo sobre atributos como densidade, porosidade e estabilidade dos agregados (BONIFÁCIO *et al.*, 2014). Além disso, constata-se que as propriedades químicas, microbiológicas e bioquímicas do solo, particularmente relacionadas aos elementos carbono, nitrogênio e fósforo, apresentam variações expressivas conforme o tipo de uso da terra, o que ressalta a necessidade premente de práticas sustentáveis de manejo do solo para a manutenção ou melhoria da sua qualidade em propriedades agrícolas diversificadas (GETAHUN *et al.*, 2018).

No contexto específico da área de estudo, o solo exibe uma textura média arenosa, sendo categorizado como Argissolo Vermelho distrófico, conforme estabelecido pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2018). Esse perfil de solo, caracterizado por propriedades específicas, desempenha papel crucial na determinação da viabilidade e produtividade das atividades agrícolas desenvolvidas na região.

## 6.2.3 Atributos físicos do solo

O estudo referente à qualidade do solo tem se tornado mais intenso à medida que se tornou evidente que diversos fatores podem ocasionar a degradação do solo e, conseqüentemente, a perda de produtividade das lavouras (SILVA *et al.*, 2020).

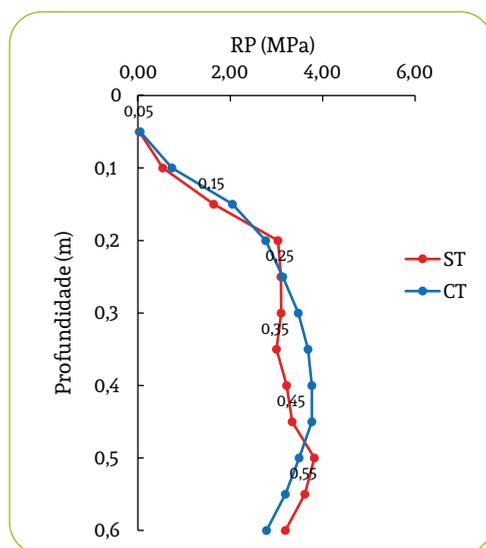
Dentre os indicadores físicos utilizados para avaliar a qualidade do solo está a resistência do solo à penetração. Tal parâmetro está relacionado com as propriedades físicas inerentes ao solo, tais como textura, superfícies específicas, densidade do solo e constituintes (REICHARDT; TIMM, 2012), além da umidade do solo, que é variável determinante da mesma.

A avaliação da resistência do solo à penetração (RP) foi realizada seguindo o protocolo adotado pela Rede Agropesquisa conforme descrito em Giarola

*et al.* (2023). Foram coletados dados de 0,0 a 0,60 m de profundidade com penetrômetro digital (Penetrolog) da marca Falker, modelo PLG 2040, em 32 pontos georreferenciados (Figura 2) em cada megaparcela.

Os dados de RP apresentaram padrões similares ao longo das profundidades de 0,05 a 0,6 m em 2021 nas megaparcelas (Figura 5). Pelo teste não paramétrico U de Mann-Whitney não houve diferença significativa entre os dois tratamentos, ST e CT, em todas as profundidades estudadas.

Na primeira camada de solo (0,0 a 0,05 m) foram encontrados valores de RP de 0,03 MPa e 0,05 MPa nos tratamentos ST e CT, respectivamente. Esses valores são considerados muito baixos pela classificação de Arshad *et al.* (1996), ou seja, não representam impedimento para o crescimento de raízes. Na camada seguinte, de 0,06 a 0,10 m, os valores passaram à condição de baixos pelo mesmo sistema de classificação e não são considerados como impeditivos ao desenvolvimento radicular.



**Figura 5** – Resistência do solo à penetração (RP) nas duas megaparcelas (CT – com terraço e ST – sem terraço) no município de Presidente Castelo Branco-PR, 2021

**Fonte:** Autores, 2024.

Na camada de 0,11 a 0,15 m os valores apresentados em ambos os tratamentos foram considerados moderados (ARSHAD *et al.*,1996) e, embora não tenham diferença estatística, o valor de 2,05 MPa encontrado para CT o coloca como limitante para o crescimento de plantas, conforme Beutler *et al.* (2006).

Ambos os tratamentos tiveram valores acima de 2,0 MPa nas camadas subsequentes, apontados como restritivos ao crescimento radicular por Hamza e Anderson (2005), Imhoff, Da Silva e Tormena (2000). Os valores exibem aumento para ambos os tratamentos até atingir 0,45 m no tratamento CT e 0,50 m no tratamento ST e, a partir destas profundidades, ocorrem diminuições nos valores de RP encontrados nas duas megaparcelas. Observou-se o maior valor de RP (3,82 MPa) na camada de 0,50 m na megaparcela ST, sendo esse valor considerado crítico ao crescimento das raízes de cana-de-açúcar por Sá *et al.* (2016).

Ressalta-se ainda que o valor encontrado em CT na camada de 0,20 a 0,25 m foi 35% maior do que o encontrado na camada anterior (0,15 a 0,20 m) no mesmo tratamento e, ao se realizar a mesma comparação no ST entre as profundidades 0,15 a 0,20 m e 0,20 a 0,25 m, observou-se um incremento da compactação da ordem de 85% de diferença entre as camadas analisadas. Situação semelhante, em relação ao início da camada compactada, foi relatada por Mioto *et al.* (2016), que identificaram valores maiores de RP provavelmente em virtude do efeito de pé-de-grade ocasionado pelo preparo convencional do solo realizado na implantação da cultura.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos na avaliação da velocidade de infiltração básica (VIB) no período de estudo por meio do uso do infiltrômetro de anéis concêntricos. Para avaliar as diferenças entre as megaparcelas CT e ST, aplicou-se o teste t utilizando o *software* estatístico R.

**Tabela 1** – Média da velocidade de infiltração básica (VIB) em megaparcelas com terraço (ST) e sem terraço (CT) localizadas no município de Presidente Castelo Branco-PR

Área	VIB (mm h <sup>-1</sup> )	
	2021	2022
CT	123,46	106,15
ST	103,31	88,75
p*	0,599	0,594

\*Resultados estatisticamente não significativos ( $p > 0,05$ ).

Fonte: Autores, 2024.

Segundo Alves e Cabeda (1999), a infiltração de água no solo é um dos fenômenos que melhor refletem as condições físicas internas do solo, pois a boa qualidade estrutural leva a uma distribuição de tamanho de poros favorável ao crescimento de raízes e à capacidade de infiltração de água no solo. Considerando as condições experimentais e a interpretação dos resultados apresentados, pode-se afirmar que a VIB não foi influenciada pela adoção de terraços.

Tal resultado pode ser explicado pela textura do solo, pois de acordo com a análise física, o solo possui 76% de areia, sendo da classe textural franco-arenosa. Para Brandão *et al.* (2007), existem diferentes classes texturais do solo, considerando a predominância percentual de uma partícula em relação às demais, sendo os solos de textura grossa definidos como arenosos. Estes contêm maior quantidade de macroporos do que os solos de textura fina, argilosos, conseqüentemente, apresentam maiores valores de taxa de infiltração.

De acordo com Bernardo *et al.* (2019), como as velocidades de infiltração básica nas duas condições (com terraço e sem terraço) foram superiores a  $30 \text{ mm h}^{-1}$ , pode-se classificar o solo da área experimental como de VIB alta. Como a velocidade de infiltração da água é alta, as plantas de cana-de-açúcar tiveram menor disponibilidade de potássio e nitrato para seu processo produtivo em função da ocorrência de processos de lixiviação.

Considerando a classificação de grupos hidrológicos proposta por McCuen (1998) e os resultados obtidos na determinação da velocidade de infiltração básica, os solos da mesorregião de Presidente Castelo Branco estão situados no grupo A, que contém solos com textura arenosa, areno-argilosa ou franco-arenosa, com velocidades de infiltração superiores a  $7,62 \text{ mm h}^{-1}$ .

Os valores de velocidade de infiltração básica (VIB) obtidos em Presidente Castelo Branco são considerados altos para solos agrícolas, comparados às informações de classificação existentes na literatura. Dessa forma, é de extrema importância a revisão das tabelas de classificação dos valores de velocidade de infiltração básica para os solos do estado do Paraná.

## 6.2.4 Atributos químicos do solo

Neste estudo, buscou-se verificar a influência da presença de terraceamento sobre atributos químicos do solo, considerando que naturalmente os solos arenosos são altamente suscetíveis a perdas por lixiviação, em virtude de sua granulometria. Além disso, esses solos comumente têm baixa capacidade de retenção de nutrientes, teores reduzidos de matéria orgânica e baixa capacidade de retenção de água, o que impacta em sua produtividade (VAN RAIJ, 1991).

Para avaliar os atributos químicos foram utilizados os mesmos 32 pontos amostrais utilizados para as avaliações dos atributos físicos em cada megaparcela da área de estudos em Presidente Castelo Branco, sendo que tais pontos foram georreferenciados (Figura 4) para monitoramento ao longo do período do estudo. As análises químicas seguiram os métodos adotados pela Rede Agropesquisa, conforme descrito em Müller *et al.* (2023).

Para avaliar as diferenças individuais entre as megaparcelas CT e ST, aplicou-se o teste t, exceto nos casos em que os dados não apresentaram normalidade, nos quais foi utilizado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste Shapiro-Wilk. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* estatístico R.

Na Tabela 2 estão as médias referentes aos principais atributos químicos avaliados em 2023, bem como os resultados da análise estatística examinando os tratamentos CT e ST nas profundidades de 0,0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m.

**Tabela 2** – Média  $\pm$  desvio padrão dos parâmetros pH ( $H_2O$ ); pH ( $CaCl_2$ ); Matéria orgânica (MO); Fósforo (P); Potássio (K); Alumínio (Al); Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) nas camadas de 0,0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m de profundidade em Presidente Castelo Branco-PR, 2023

Áreas	pH	pH	MO	P	K	Al	Ca	Mg
	( $H_2O$ )	( $CaCl_2$ )	g $dm^{-3}$	mg $dm^{-3}$	mg $dm^{-3}$	mg $dm^{-3}$	cmol <sub>c</sub> $dm^{-3}$	cmol <sub>c</sub> $dm^{-3}$
	<b>Camada 0,0 a 0,10 m</b>							
CT	6,37 $\pm$ 0,34	5,80 $\pm$ 0,54	11,34 $\pm$ 4,84	10,97 $\pm$ 5,93	0,14 $\pm$ 0,08	0,01 $\pm$ 0,03	1,46 $\pm$ 0,56	0,79 $\pm$ 0,28
ST	5,91 $\pm$ 0,48	4,95 $\pm$ 0,62	11,37 $\pm$ 3,40	8,97 $\pm$ 4,90	0,16 $\pm$ 0,08	0,05 $\pm$ 0,10	1,19 $\pm$ 0,46	0,60 $\pm$ 0,28
*p	<0,001	<0,001	0,229	0,232	0,183	0,017	<0,001	0,003
	<b>Camada 0,10 a 0,20 m</b>							
CT	6,45 $\pm$ 0,51	5,70 $\pm$ 0,69	8,36 $\pm$ 2,73	8,74 $\pm$ 7,68	0,10 $\pm$ 0,05	0,03 $\pm$ 0,15	1,32 $\pm$ 0,69	0,66 $\pm$ 0,29
ST	5,93 $\pm$ 0,55	4,98 $\pm$ 0,61	9,32 $\pm$ 2,10	6,35 $\pm$ 3,94	0,12 $\pm$ 0,07	0,08 $\pm$ 0,13	1,03 $\pm$ 0,40	0,53 $\pm$ 0,27
*p	<0,001	<0,001	0,048	0,140	0,545	0,001	0,110	0,042

\*Resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ).

Fonte: Autores, 2024.

A megaparcela com terraço apresentou valores significativamente mais elevados de pH ( $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{CaCl}_2$ ), em ambas as profundidades analisadas, em relação às megaparcelas sem terraço (Tabela 3).

A acidez do solo é um dos principais fatores que podem comprometer o potencial produtivo dos solos tropicais (RAMOS *et al.*, 2006). Isso ocorre devido à liberação de elementos considerados tóxicos para as plantas, como o  $\text{Al}^{3+}$ , bem como à redução da disponibilidade de nutrientes essenciais para seu desenvolvimento (LOPES *et al.*, 1990). A aplicação de fertilizantes em solo ácido é uma maneira de desperdiçar adubos, pois o pH baixo do solo interfere negativamente na absorção dos nutrientes pelas plantas, sendo considerado este um dos grandes motivos para a redução na eficiência das adubações, baixas produtividades e baixos rendimentos dos agricultores (LOPES; GUILHERME, 2000).

Em relação à matéria orgânica (MO) não se constatou diferença significativa entre os tratamentos na camada de 0,0-0,10 m. No entanto, na camada de 0,10-0,20 m houve uma tendência de maiores valores de MO na megaparcela sem terraço (Tabela 3). É importante notar que, nas situações avaliadas, os teores de MO foram classificados como baixos (PAULETTI; MOTTA, 2019), o que está correlacionado com a perda da qualidade química do solo, que por sua vez influencia negativamente a saúde do solo (CARDOSO; ANDREOTE, 2016).

O nutriente fósforo (P) não apresentou diferença significativa entre os tratamentos nas duas camadas analisadas. Contudo, na camada de 0,10-0,20 m observaram-se valores menores em comparação com a camada superficial. Segundo os limites de interpretação de teores de fósforo disponíveis no *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (PAULETTI; MOTTA, 2019), o P em todos os tratamentos foi classificado como baixo. A baixa disponibilidade de P pode restringir o desenvolvimento das plantas, resultando em comprometimento na produtividade.

Para o nutriente potássio (K), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos nas camadas analisadas. Os valores foram classificados como médios na camada de 0,0-0,10 m e baixos na camada de 0,10-0,20 m em ambos os tratamentos (ST e CT). Destaca-se que o K é o nutriente mais exportado pela cultura da cana-de-açúcar (RAIZER *et al.*, 2022).

Os teores de alumínio ( $\text{Al}^{+3}$ ) em ambas as profundidades e em ambos os tratamentos foram considerados muito baixos conforme Pauletti e Motta (2019). Os mesmos autores afirmam que solos com valores de  $\text{Al}^{+3}$  inferiores a  $0,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  não prejudicam o desenvolvimento das plantas. Mesmo que os valores de Al encontrados tenham sido muito baixos, houve diferença significativa entre os tratamentos para ambas as profundidades, sendo os menores valores observados no tratamento CT.

Os nutrientes cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram significativamente afetados pelos tratamentos na primeira camada analisada (0,0-0,10 m). O Ca apresentou valores estatisticamente maiores no tratamento CT em comparação ao ST, assim como o magnésio. Na camada de 0,10-0,20 m de profundidade (Tabela 3), o Ca não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, mas o Mg seguiu o padrão da camada superficial, exibindo diferença significativa entre os tratamentos.

Os teores de Ca na camada superficial foram classificados como médios em ambos em tratamentos, conforme *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (PAULETTI; MOTTA, 2019). Já na camada 0,10-0,20 m o Ca foi classificado baixo no ST e médio no CT.

O Ca desempenha papel ativo no desenvolvimento e na formação do sistema radicular da cana-de-açúcar, além de atuar como regulador enzimático e mensageiro secundário (MALAVOLTA, 2006). Já o Mg atua nos mecanismos de defesa da cana-de-açúcar em situações de estresse abiótico e biótico, podendo influenciar positivamente a produção de açúcar (GARCIA *et al.*, 2019). Os teores de Mg encontrados em ambas as profundidades foram classificados como médios (PAULETTI; MOTTA, 2019).

O período estudado, embora curto ao se considerar a cultura da cana-de-açúcar, mostrou a influência positiva da presença de terraços para os atributos de pH do solo e disponibilidade de Ca e Mg, além de valores menores para o elemento tóxico alumínio. Entretanto, deve-se considerar que no período avaliado houve pouca influência de chuvas, assim, é importante repetir as avaliações por um período mais longo.

## 6.2.5 Atributos biológicos do solo

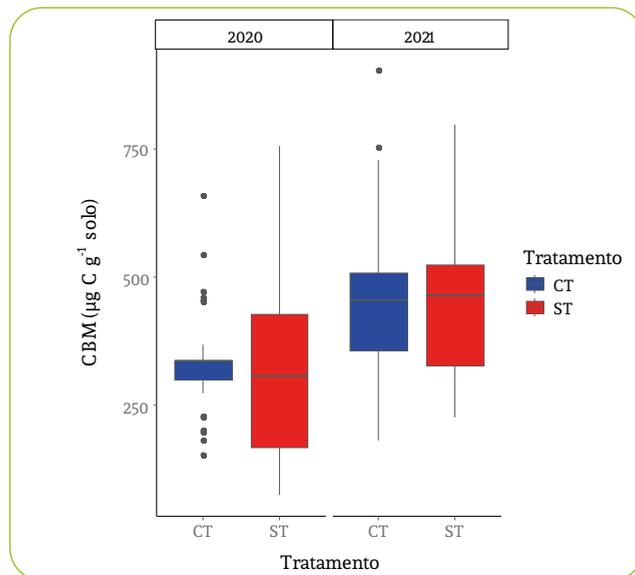
Em Presidente Castelo Branco os dados analisados para monitoramento dos atributos biológicos do solo são referentes às amostragens realizadas nos anos de 2020 e 2021, no mês de novembro. Foram avaliados o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM). Em cada ano, a coleta de solo foi realizada em 32 pontos por megaparcela, com terraço (CT) e sem terraço (ST), distribuídos em *grid* (Figura 2). A metodologia de coleta das amostras e das análises dos atributos microbianos estudados está descrita em Colozzi Filho *et al.* (2023).

Os resultados dessas análises estão sendo apresentados por meio de *boxplots* nas Figuras 6 e 7. Nelas é possível verificar a amplitude dos valores de cada atributo em cada ano (por meio da análise das barras), assim como as medianas (linha horizontal dentro do retângulo) e os valores extremos.

Verifica-se, pela análise comparativa dos *boxplots* do ano de 2020, para o CBM, um comportamento distinto na distribuição dos intervalos interquartílicos, bem como alta presença de *outliers* na CT; no entanto, as medianas apresentaram valores próximos nas duas áreas (Figura 6).

Verificou-se ainda, na área CT, elevada assimetria nos dados de CBM, com os valores da mediana e do 3.º quartil praticamente sobrepostos e baixa dispersão, porém, com muitos *outliers*, tanto acima quanto abaixo dos valores esperados. Já na ST se observou maior dispersão dos dados, porém com maior simetria entre estes.

O CBM desempenha papel fundamental na análise da funcionalidade dos ecossistemas, sendo um indicador importante da atividade biológica do solo e da capacidade de armazenar carbono na biomassa microbiana, atributo fundamental para entender a fertilidade do solo e sua capacidade de sustentar a vida vegetal (KASCHUK *et al.*, 2010). Mesmo que as diferenças do CBM sejam menos pronunciadas entre CT e ST no período estudado, sua relevância não deve ser subestimada, pois podem fornecer informações sobre a saúde e a produtividade dos ecossistemas no longo prazo ou mesmo quando analisadas em conjunto com outros indicadores de qualidade do solo.



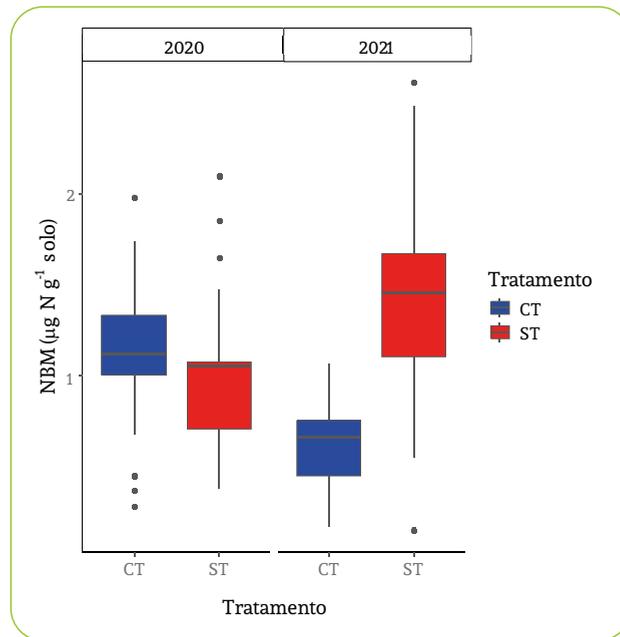
**Figura 6** – Valores de carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) ( $\mu\text{g C g}^{-1}$  solo), representados em *boxplot*, em megaparcelas cultivadas com cana-de-açúcar com (CT) e sem terraço (ST) no município de Presidente Castelo Branco-PR nos anos de 2020 e 2021

**Fonte:** Autores, 2024.

Para o ano de 2021, observa-se que os valores da mediana foram mais elevados em ambas as áreas, 454,5  $\mu\text{g C g}^{-1}$  solo na CT e 464,1  $\mu\text{g C g}^{-1}$  solo na ST. Vieira *et al.* (2020), avaliando os efeitos da retirada de 50% e 100% da palhada da cana sobre os indicadores microbiológicos do solo, verificaram que o carbono microbiano sofreu redução significativa com a retirada total e parcial da palha em relação à manutenção de toda a palha após a colheita. No caso desta pesquisa, tanto na área CT como na ST a palhada vem se acumulando na área ao longo dos anos devido à realização da colheita mecanizada da cana sem queima, favorecendo o aumento do CBM em ambas.

Destaca-se que a mudança do método de colheita da cana-de-açúcar, passando esta a ser executada de forma mecânica, sem a queima prévia e com a manutenção da palhada sobre o solo, como abordado no item 6.2.1.1, pode influenciar de forma benéfica diversos parâmetros ligados à qualidade do solo, com destaque tanto para o aumento do CBM (SOUZA *et al.*, 2012) como para a elevação do teor de carbono (CERRI *et al.*, 2011). Além disso, pode acarretar redução dos processos erosivos, como destacado por Martins Filho *et al.* (2009) e aumento da retenção da umidade do solo (AWE *et al.*, 2015; AQUINO *et al.*, 2017). Assim, o monitoramento dos parâmetros microbiológicos do solo em áreas com a retirada de terraços, com a manutenção da palha, é de suma importância para avaliar o impacto dessa mudança nesses benefícios em longo prazo.

Quanto ao NBM, verificou-se pela análise comparativa dos *boxplots* do ano de 2020 que a ST apresentou uma distribuição mais assimétrica em relação à CT e com projeção de menor valor do intervalo interquartil. As medidas de tendência central foram similares, 1,12  $\mu\text{g N g}^{-1}$  solo na CT e 1,05  $\mu\text{g N g}^{-1}$  solo na ST, mas esta apresentou alta concentração de valores entre a mediana e o 3.º quartil, visto sua aproximação (Figura 7). No entanto, em 2021 verificou-se uma variação entre as áreas, com redução da mediana na área CT e elevação da mediana na área ST. E esta apresentou maior intervalo interquartil com assimetria dos valores de NBM.



**Figura 7** – Valores de nitrogênio da biomassa microbiana do solo (NBM) ( $\mu\text{g N g}^{-1}$  solo), representados em *boxplot*, em megaparcels cultivadas com cana-de-açúcar com (CT) e sem terraço (ST) no município de Presidente Castelo Branco-PR nos anos de 2020 e 2021

**Fonte:** Autores, 2024.

Segundo Vieira *et al.* (2020), a variável nitrogênio microbiano tende a apresentar valores crescentes com o aumento da quantidade de palhada mantida sobre o solo em áreas de cultivo de cana-de-açúcar; isso foi observado na parcela sem terraço, mas não na megaparcela com terraço. Os autores ainda destacam maior imobilização do nitrogênio de acordo com a taxa de manutenção da palhada sobre o solo. Esse processo de imobilização pela biomassa microbiana é um fenômeno temporário, pois após a morte dos microrganismos o nitrogênio é novamente liberado no ambiente.

Além da manutenção da palhada da cana na superfície do solo após a colheita mecanizada sem queima em ambas as áreas, CT e ST, as baixas médias pluviométricas observadas nesses dois anos de monitoramento (Tabelas 4 e 5) podem ter influenciado a baixa variação nos resultados.

De acordo com Wang *et al.* (2006), a umidade do solo regula a atividade microbiana e a disponibilidade de substrato para utilização microbiana. Assim, este estudo necessita ser realizado em um maior período, para que seja observado o comportamento da biomassa microbiana na área cultivada sem terraço e com terraço, já que, diante de elevados índices pluviométricos e a ocorrência de escoamento superficial, a população e a atividade dos microrganismos do solo podem variar.

## 6.2.6 Dinâmica hidrossedimentológica da área de estudo

O monitoramento hidrológico realizado na mesorregião de Presidente Castelo Branco consistiu na caracterização das variáveis precipitação, vazão e sedimentos, assim como das demais variáveis que possibilitem o entendimento hidrológico da área. Nesse sentido, buscou-se compreender como a precipitação se transforma em escoamento superficial e gera erosão nas condições de solo e cultivo da região. Dessa forma, o entendimento das condições físico-hídricas da área de estudo se torna imprescindível para compreender os processos de formação e geração do escoamento superficial e os processos a ele associados.

O monitoramento hidrológico dos eventos de chuva-vazão foi realizado de forma manual, quando a equipe esteve no local, e também de forma automática, de maneira contínua e ininterrupta. O monitoramento manual garantiu a qualidade do dado obtido de forma presencial, e a coleta automática possibilitou garantir que não ocorressem perdas de eventos de chuva-vazão quando a equipe de monitoramento não estivesse no local.

O volume de chuva que ocorreu na área foi obtido por pluviógrafos automáticos e pluviômetros manuais. Os primeiros registraram o volume precipitado a cada dois minutos, e os segundos foram contabilizados por eventos de chuva-vazão ou no intervalo de cada visita a cada área, que ocorre semanalmente. O volume coletado no pluviômetro manual foi utilizado para corrigir o volume registrado pelo pluviógrafo automático. Essa correção se torna importante, pois de maneira geral ocorrem variações do volume precipitado nos pluviógrafos devido à variação da intensidade das chuvas.

O monitoramento do escoamento superficial foi realizado em uma calha H de 2,5 pés, instalada na parte inferior da megaparcela, na qual o escoamento superficial é conduzido até a calha H por camalhões que delimitam a área de estudo, conforme descrito no item 6.2. Os camalhões garantem que não entre escoamento de fora da parcela e, da mesma forma, que o escoamento seja direcionado apenas para a calha H.

Na calha H existe um poço tranquilizador equipado com um sensor de pressão modelo 2000 NV, da marca SOLAR, com resolução aproximada de 0,5 cm acoplado a um *datalogger* CR200 da marca Campbell. O *datalogger* registra a pressão da coluna de água em intervalos de dois minutos em mV, que depois é convertido em altura de lâmina de água em metros. A conversão é realizada por meio de uma equação linear de calibração do sensor, atualizada periodicamente a cada trimestre. O *datalogger* também é utilizado para registrar o volume do pluviômetro automático.

A leitura da altura de lâmina de água é realizada diretamente na calha H, com auxílio de uma régua linimétrica. As leituras manuais garantem a consistência das leituras automáticas, sendo fundamentais para garantir o funcionamento dos equipamentos e a qualidade dos dados. As leituras manuais são realizadas em intervalos de um a cinco minutos.

Com base na vazão obtida na calha é possível calcular o volume escoado e as demais variáveis hidrológicas características de cada evento de chuva-vazão. Durante o período de 2021 e 2022, o sensor de pressão não funcionou de maneira satisfatória durante os eventos de chuva-vazão, e a leitura do nível de água na calha foi coletado manualmente. Como os sensores são frágeis e sofrem a influência das intempéries ambientais, o monitoramento presencial se torna fundamental para garantir a qualidade e a confiabilidade da informação.

A determinação da concentração de sedimentos em suspensão é realizada em amostras de água coletadas na saída da calha H, durante os eventos de chuva-vazão. As amostras são coletadas de acordo com a altura da lâmina d'água presente na calha, sendo realizada uma coleta a cada alteração de 1 cm na régua posicionada na saída da calha, a fim de representar a ascensão e a recessão do hidrograma. As amostras de água contendo o sedimento são levadas ao laboratório, onde é realizada a quantificação da concentração de sedimentos em suspensão pelo método da evaporação seguindo o protocolo adotado pela Rede Agropesquisa, conforme descrito em Pott *et al.* (2023).

O monitoramento hidrológico teve início em janeiro/2021, sendo que as parcelas foram equipadas com os sensores em dezembro/2020. No ano de 2021 houve uma precipitação total de 1.207,2 mm, enquanto no ano de 2022 a precipitação total foi de 1.319,8 mm. As Tabelas 3 e 4 apresentam a precipitação diária ocorrida nos anos de 2021 e 2022, respectivamente.

**Tabela 3** – Monitoramento diário dos volumes de precipitação (mm) na área experimental de Presidente Castelo Branco-PR durante o ano de 2021.

<b>Dia</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>	<b>Mar</b>	<b>Abr</b>	<b>Mai</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>
1	0	6,4	0	0	0	5,8	0	4	0	8,8	10,2	0
2	4,6	0	0	0	8,2	0	0	5,8	0	<b>36,6</b>	0	5,8
3	0	0	10,4	5,6	0	0	14,2	0	0	0	0	8,8
4	0	8,2	0	0	0	8,6	0	0	0	0	6,6	0
5	5,4	0	0	4,8	6,8	0	0	0	6,2	0	0	6,4
6	4,6	0	6,8	0	8,4	0	0	0	12,4	8,8	0	9,2
7	0	9,4	0	12,4	0	20,2	9,2	12,2	5,4	0	5,6	0
8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	10,2	0	12
9	0	6,8	6,8	9,4	7,4	0	0	5,8	0	0	0	0
10	9,8	0	0	0	0	5	7,4	0	0	0	6,4	9,2
11	0	8,8	9,6	0	0	0	0	0	8,2	14,4	0	0
12	0	0	0	8,2	5,2	0	0	0	0	0	8,2	0
13	5,8	0	10,4	0	0	8,4	0	0	0	0	0	9,4
14	6,4	7,4	0	0	0	7,4	0	12,4	8,2	0	8,8	6,6
15	0	0	7,4	9,4	3,6	0	11,2	0	0	18,6	0	0
16	11,6	10,2	0	6,2	0	6,8	0	6,4	0	0	6,4	24,8
17	0	0	0	0	0	0	6,2	0	0	0	0	0
18	12,2	4,4	18,4	0	7,2	0	0	0	0	9,6	12,4	0
19	0	6,8	0	10,6	0	4,2	0	0	8,8	0	0	0
20	0	0	6,2	0	8,4	0	8,6	10,8	0	0	0	18,6
21	10,6	0	0	5,8	0	0	0	0	0	18,4	0	0
22	0	0	6,6	6,4	0	5,4	7,4	6,4	12,6	0	0	0
23	0	11,6	0	0	6,8	0	0	0	0	0	8,4	0
24	12,6	0	0	0	0	26,2	0	0	0	0	0	10
25	0	5,8	5,8	5,2	0	0	0	0	11,2	4,6	0	0
26	4,4	0	0	0	0	0	4,6	7,6	0	0	16,4	0
27	0	6,6	0	0	5,2	10,2	0	0	0	0	0	6,6
28	12,6	0	9,8	8,2	0	0	0	9,2	0	7,8	0	0
29	0	-*	6,2	0	0	0	5,8	0	0	0	6,4	8
30	9,4	-	0	0	0	6,6	0	0	12,4	0	0	0
31	0	-	0	-	0	-	0	0	-	8,6	-	0
<b>Total</b>	<b>118</b>	<b>92,4</b>	<b>104,4</b>	<b>92,2</b>	<b>67,2</b>	<b>114,8</b>	<b>74,6</b>	<b>80,6</b>	<b>85,4</b>	<b>146,4</b>	<b>95,8</b>	<b>135,4</b>

\*Dias não existentes nos respectivos meses.

OBS.: Em negrito esta destacada a chuva com formação de escoamento superficial monitorado.

**Fonte: Autores, 2024.**

**Tabela 4** – Monitoramento diário dos volumes de precipitação (mm) na área experimental de Presidente Castelo Branco-PR durante o ano de 2022.

<b>Dia</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>	<b>Mar</b>	<b>Abr</b>	<b>Mai</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>
1	5,2	19,2	9,8	0	0	0	0	0	8,6	4,6	6,4	0
2	0	9,6	0	8,4	8,8	4,6	12,6	0	0	0	9,2	8
3	0	6,4	10,2	0	0	0	0	12,4	0	0	0	0
4	12,2	<b>35,6</b>	0	0	0	7,6	8,2	0	6,8	12,2	0	12,2
5	0	0	14,4	6,6	6,6	0	0	10	0	10,2	0	0
6	0	0	0	0	0	0	10,4	0	7,6	<b>48,0</b>	0	0
7	8,4	0	0	0	9,2	18,2	0	0	0	0	0	9
8	0	0	8,8	10,8	0	0	5,4	6	4,6	0	14,2	0
9	7,6	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	8,2
10	0	6,4	0	6,6	8,4	0	0	22,2	0	0	0	0
11	4,6	0	6,6	0	0	8,4	0	0	0	0	0	0
12	0	7,6	0	0	0	0	0	0	10,2	0	7,4	7,6
13	0	0	0	19,4	5	0	0	0	0	9,8	0	0
14	13,4	0	9,8	0	0	9,6	0	8	0	6,6	13,2	0
15	0	8,4	0	0	11,4	0	6,6	0	13,2	0	0	16,6
16	0	0	5,6	9,4	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	10,2	0	16,6	0	0	0	0
18	8,8	5,6	8,8	0	6,2	0	11,4	0	0	25,6	10,8	9,8
19	0	0	0	0	0	0	0	0	10,2	0	0	0
20	10,2	0	0	6,6	0	6,2	0	7,4	15,6	0	0	0
21	0	0	11,2	0	6,6	0	13,2	0	<b>36,2</b>	0	6	26,6
22	9,6	0	0	8,4	0	0	0	0	0	14,8	0	0
23	0	20,2	7,8	0	0	8,4	0	4	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	6,6	0	0	0	2	0
25	0	0	0	0	7,6	0	0	0	0	8	0	0
26	8,6	6,6	9	7,6	0	4,4	0	8,4	0	0	8	9,6
27	0	0	0	0	0	0	6,6	0	0	0	0	0
28	18,8	0	11,2	6,4	6,8	0	0	7,6	11	2	6	0
29	0	-	0	0	0	8,4	0	0	0	0	0	16,8
30	0	-	0	5	3	0	8,2	0	5	0	0	0
31	0	-	6,2	-	0	-	0	6,4	-	26	-	0
<b>Total</b>	107,4	125,6	123,4	95,2	79,6	86	89,2	109	129	167,8	83,2	124,4

\* Dias não existentes nos respectivos meses.

OBS.: Em negrito estão destacadas as chuvas com formação de escoamento superficial monitorado.

Fonte: Autores, 2024.

Considerando os valores de precipitação apresentados nas Tabelas 4 e 5, nos anos de 2021 e 2022 não ocorreram eventos de chuva em 24h com volumes acima de 98,5 mm, que corresponde a um tempo de retorno de 10 anos, ou seja, probabilidade de o evento de chuva ocorrer a cada 10 anos. Entretanto, entre eventos de chuvas monitoradas em 2021, em apenas um deles houve escoamento superficial. No ano de 2022, foram monitoradas nove precipitações, sendo que ocorreram três escoamentos superficiais. Na Tabela 5 estão descritos os eventos de chuva monitorados em Presidente Castelo Branco nas megaparcelas ST e CT.

**Tabela 5** – Eventos de chuva monitorados nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Presidente Castelo Branco-PR

Evento	P	$I_{30}$	$I_{méd}$	Tr
02/10/2021	25,4	23,2	13,37	<1
04/02/2022	8,8	13,2	10,15	<1
21/09/2022	25	44	35,71	<1
06/10/2022	37	27,2	18,81	<1

P – precipitação total em mm;  $I_{30}$  – intensidade máxima em 30 minutos em  $mm\ h^{-1}$ ;  $I_{méd}$  – intensidade média em  $mm\ h^{-1}$ ; Tr – tempo de retorno em anos.

**Fonte:** Autores, 2024.

Na Tabela 6 estão apresentados os valores de vazão máxima, volume total escoado e produção de sedimentos dos eventos ocorridos nas parcelas de Presidente Castelo Branco.

**Tabela 6** – Vazão máxima, volume total do escoado e produção de sedimentos nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Presidente Castelo Branco-PR

Evento	$q_{max}$		Vol		PS
	ST	CT	ST	CT	ST
02/10/2021	0,88	0,77	4,82	1,95	
04/02/2022	9,92	5,71	4,64	2,18	2,37
21/09/2022	4,09	1,58	3,53	1,29	0,10
06/10/2022	5,71	2,69	15,11	7,51	2,4

$q_{max}$  – vazão máxima em  $L\ s^{-1}$ ; Vol – volume em  $m^3$ ; PS – produção de sedimentos em kg por megaparcela.

**Fonte:** Autores, 2024.

Como a quantidade de eventos monitorados durante esse período é baixa e o volume de chuva precipitado tem um tempo de recorrência menor do que um ano, a conclusão e a dinâmica dos processos erosivos carecem de mais monitoramento em Presidente Castelo Branco para que seja possível concluir algo a respeito da dinâmica hidrológica das parcelas.

Nos eventos monitorados durante o ano de 2022, observa-se a tendência de a parcela com terraço reduzir as perdas de água em 50%. Esse efeito também foi observado por outros estudos com mesmo desenho experimental no Rio Grande do Sul, onde os autores observaram redução de até 90% em alguns eventos de chuva, comparando as perdas de água (LONDERO *et al.* 2021).

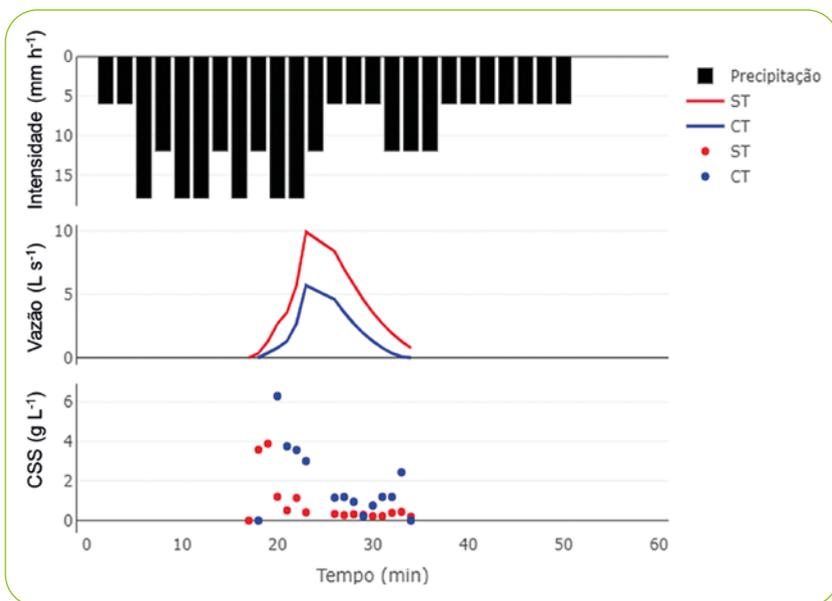
De acordo com Rodrigues (2016), as práticas agrícolas têm importante papel na superação do desafio da expansão da produtividade e na manutenção da produção agrícola sustentável. Práticas como terraços apresentam grande potencial de preservação do solo, da biodiversidade, de recursos hídricos e da manutenção de níveis de produtividade, com potencial de aplicação inclusive por pequenos produtores.

Como descrito no item 6.2.1.2., as megaparcelsas foram cultivadas com cana-de-açúcar nos anos de 2021 e 2022. Como se trata de uma cultura explorada em grandes extensões de solo e que exige uso de maquinários pesados, ocorreu o fenômeno de compactação de solo, conforme abordado no item 6.2.3., fato que pode potencializar a ação da água como agente erosivo. Esse efeito se pronunciou em maior intensidade nas áreas sem terraço. De acordo com Confessor *et al.* (2022), além da desagregação e do arraste das partículas de solo, a erosão também carrega microrganismos, matéria orgânica e elementos minerais, diminuindo a fertilidade do solo e ocasionando passivos nos locais de deposição, como eutrofização e assoreamento de corpos d'água.

Os resultados obtidos no monitoramento também podem ser explicados pelo efeito combinado da adoção de terraços e sua influência na manutenção da estrutura do solo. De acordo com Brady e Weil (2013), solos arenosos têm menor estruturação em comparação a solos argilosos. Além disso, as ligações químicas entre os elementos são mais fracas nos solos arenosos do que nos solos argilosos. Como consequência, as partículas de solos arenosos apresentam fenômenos como coesão em pequena intensidade, favorecendo a desagregação e o arraste das áreas de produção, aumentando suas participações nos volumes de escoado e influenciando os valores de vazão e volume total do escoado.

Com intuito de demonstrar o escoamento e a produção de sedimentos nas duas megaparcelsas, foram selecionados dois eventos monitorados. Na Figura 8 são apresentados o hietograma, os hidrogramas e a concentração de

sedimentos em suspensão do evento ocorrido em 4 de fevereiro de 2022 para as duas megaparcelas.



**Figura 8** – Hietograma, hidrogramas e concentração de sedimentos em suspensão do evento de chuva-vazão ocorrido no dia 04/02/2022 nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Presidente Castelo Branco-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

A apresentação dos dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) foi realizada por meio de pontos devido ao fato de a coleta de água com sedimentos nas parcelas ter sido realizada manualmente por ocasião dos eventos de chuva-vazão, e não de forma contínua, com uso de turbidímetros, fato que permitiria o registro das informações da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em forma de linha contínua.

Considerando as vazões encontradas no evento do dia 04/02/2022, pode-se observar que os maiores valores de vazão foram registrados na parcela sem terraço, sendo que a vazão de pico foi de 9,92 L s<sup>-1</sup>, enquanto para a parcela com terraço o pico de vazão foi de aproximadamente 5,71 L s<sup>-1</sup>. A precipitação do evento de chuva foi de 8,8 mm, com duração de 50 minutos. O coeficiente de escoamento superficial na parcela sem terraço foi superior (3,51%) ao encontrado na parcela com terraço (1,58%).

Esse evento de chuva foi o que mais gerou perdas de água e sedimentos. Embora o volume precipitado tenha sido baixo, a umidade antecedente estava alta devido à precipitação antecedente, conforme apresentado na Tabela 4. Considerando os cinco dias antes do evento de 4 de fevereiro de 2022, houve uma precipitação acumulada de 35,2 milímetros, indicativo de que o solo estava com umidade próxima à capacidade de campo, de acordo com a condição 2 de umidade antecedente no solo (MISHRA *et al.*, 2006; GEETHA *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2011). Além disso, a área estava sendo conduzida com a cultura de cana-de-açúcar no intervalo entre perfilhamento e crescimento de colmos.

O escoamento iniciou-se na parcela sem terraço decorridos seis minutos após o início da chuva, ao passo que na parcela com terraço o escoamento teve início após 10 minutos de chuva. Mesmo sendo um evento de baixa magnitude, o terraço reduziu a perda de água em aproximadamente 50%, visto que na parcela sem terraço o volume de escoado foi de 4,64 m<sup>3</sup>, enquanto na parcela com terraço o volume de escoado foi de 2,18 m<sup>3</sup>.

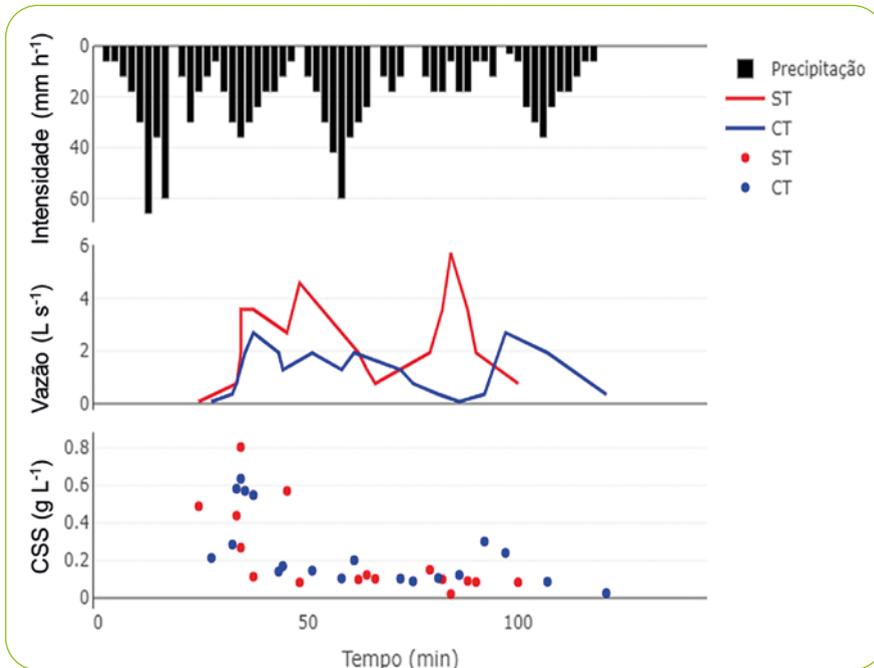
Nesse evento do dia 04/02/2022 os valores de intensidade de chuva que antecederam à vazão de pico foram superiores a 15 mm h<sup>-1</sup>, atingindo 18 mm h<sup>-1</sup>. De acordo com Reichardt e Timm (2012), esses valores podem ser classificados como indicativos de chuva forte, não sendo possível identificar gotas isoladas. De acordo com Gomes e Paiva (2010), a intensidade de chuva interfere diretamente no transporte das partículas porque quanto maior for a intensidade, mais facilmente ocorrerá o desprendimento das partículas da superfície na qual se encontram, fato que pode ter contribuído para maior produção de sedimentos nos eventos avaliados em Presidente Castelo Branco.

Isso pode ter contribuído para a redução do tempo de início do escoamento. Entretanto, este iniciou-se primeiramente na parcela sem terraço, sendo essa diferença pequena em comparação com a parcela com terraço. Spohr *et al.* (2009), em um experimento no qual se avaliou o efeito de diferentes condições de chuvas em solos, concluíram que quanto maior a intensidade da chuva, menor o tempo de início do escoamento superficial.

Na Figura 9 estão apresentados o hietograma, os hidrogramas e a concentração de sedimentos em suspensão do evento de chuva-vazão ocorrido no dia 6 de outubro de 2022. Comparando com os valores de vazão do evento ocorrido em 06/10/2022, observa-se a mesma dinâmica ocorrida no evento do dia 04/02/2022, onde a máxima vazão, de 5,71 L s<sup>-1</sup>, foi observada na parcela sem terraço, enquanto a parcela com terraço teve vazão máxima de 2,69 L s<sup>-1</sup>. Nesse evento foi registrada uma precipitação de 37 mm, sendo que os escoamentos nas parcelas com terraço e sem terraço se iniciaram 16 minutos após o início das chuvas. Entretanto, o escoamento teve maior duração na parcela sem terraço (120 minutos) em comparação à parcela com terraço (118 minutos).

O coeficiente de escoamento superficial na parcela sem terraço foi superior (2,05 %) ao encontrado na parcela com terraço (0,84 %). Além disso, o volume de escoado foi cerca de 50% superior na parcela sem terraço (15,11 m<sup>3</sup>) em comparação à parcela com terraço (7,51 m<sup>3</sup>). Além disso, a produção total de sedimentos na parcela sem terraço foi superior (2,4 kg megaparcelas<sup>-1</sup>) em comparação à parcela com terraço (1,52 kg megaparcelas<sup>-1</sup>).

Considerando os cinco dias antes do evento de 6 de outubro de 2022, houve uma precipitação acumulada de 27 milímetros, indicativo de que o solo estava com umidade próxima à capacidade de campo, de acordo com a condição 2 de umidade antecedente no solo (MISHRA *et al.*, 2006; GEETHA *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2011). Além disso, a área estava sendo conduzida com a cultura da cana-de-açúcar em fase de realização de colheita.



**Figura 9** – Hietograma, hidrogramas e concentração de sedimentos em suspensão do evento de chuva-vazão ocorrido no dia 06/10/2022 nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Presidente Castelo Branco-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

### 6.2.7 Análise integrada dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo

A degradação do solo é definida como a diminuição da capacidade atual ou potencial do solo para desempenhar serviços e funções ecossistêmicos, especialmente a produção de alimentos, ração e fibras, como consequência do declínio das propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do solo (LAL, 2009). A análise integrada desses atributos, incluindo a presença ou ausência dos terraços, é essencial para compreender os impactos significativos na qualidade do solo.

Assim, com os dados de 2021 realizou-se a análise de componentes principais (PCA), visando identificar a influência das diferentes variáveis edáficas e microbiológicas nas megaparcelas CT e ST na unidade de estudo de Presidente Castelo Branco. Posteriormente, para verificar a significância estatística dos grupos formados na PCA, empregou-se o teste de análise de similaridade (ANOSIM). Para avaliar as diferenças individuais entre as megaparcelas CT e ST, aplicou-se o teste t, exceto nos casos em que os dados não apresentaram normalidade, nos quais foi utilizado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste Shapiro-Wilk. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* estatístico R.

De um total de 41 atributos do solo, 23 (56,1%) demonstraram diferenças significativas entre as megaparcelas com e sem terraço. Dessas, 14 (47,8%) apresentaram valores significativamente mais altos nas megaparcelas com terraço. Destacaram-se os níveis de magnésio (31%) e cálcio (25%), e o carbono orgânico total foi 14% maior na megaparcela com terraço (Tabela 7). Por outro lado, a quantidade de alumínio no solo foi entre 61 e 87% maior na parcela sem terraço (Tabela 7). Essas discrepâncias nas propriedades do solo entre as parcelas com e sem terraço são indicativas da melhor qualidade e fertilidade do solo nas áreas com terraço, atribuível à proteção proporcionada pelo terraço e às diferentes práticas de manejo adotadas entre as duas parcelas. Essas descobertas destacam o impacto significativo dos terraços e das práticas agrícolas na qualidade geral do solo.

A análise de componentes principais (PCA), conduzida com 14 variáveis do solo, revelou que o componente principal 1 explicou 42,02% da variabilidade dos dados, e o componente principal 2, 15,35%, totalizando 57,37% (Tabela 8). As variáveis que mais contribuíram positivamente para o eixo 1 foram V%, Mg e Ca, enquanto H+Al, m, Al e nitrogênio da biomassa mostraram tendências negativas. No componente principal 2, COT, H+Al, e Al foram as variáveis que mais contribuíram positivamente, enquanto pH mostrou tendência negativa (Figura 10).

As amostras coletadas na megaparcela com terraço se distribuíram majoritariamente ao lado direito inferior do gráfico PCA, influenciadas pelo pH do solo, enquanto as da ST se posicionaram mais na parte esquerda superior com influência do Al, m% e H+Al. A análise ANOSIM não demonstrou separação significativa entre os grupos CT e ST ( $p > 0,05$ ).

As interações entre o solo, os atributos microbiológicos, a topografia do terreno e o manejo da água desempenham papel crucial nas práticas agrícolas sustentáveis e nos esforços de conservação do solo. Os resultados apresentados aqui destacam a importância da análise integrada desses atributos para orientar a tomada de decisões relacionadas à agricultura e à conservação do solo. Ao compreender como esses elementos se influenciam mutuamente, pode-se desenvolver estratégias mais eficazes para promover a sustentabilidade dos agroecossistemas em longo prazo.

**Tabela 7** – Diferença nos atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo nas megaparcelas de Presidente Castelo Branco com terraço (CT) e sem (ST) terraço

Atributos	P	Megaparcela com maior valor médio	% de diferença
Al (10 a 20)	0,001	ST	61%
Ca (0 a 10)	0,001	CT	22%
COT	0,001	CT	14%
H+Al (0 a 10)	0,001	ST	15%
H+Al (10 a 20)	0,001	ST	16%
Ksat (0 a 10)	0,001	CT	113%
Ksat (10 a 20)	0,001	CT	119%
m% (0 a 10)	0,001	ST	81%
m% (10 a 20)	0,001	ST	72%
NBM	0,001	ST	58%
pH (CaCl) (0 a 10)	0,001	CT	17%
pH (CaCl) (10 a 20)	0,001	CT	14%
pH (H <sub>2</sub> O) (0 a 10)	0,001	CT	8%
pH (H <sub>2</sub> O) (10 a 20)	0,001	CT	9%
VIB (0 a 10)	0,001	CT	25%
V (0 a 10)	0,002	CT	19%
Mg (0 a 10)	0,003	CT	31%

(continua)

Atributos	P	Megaparcela com maior valor médio	% de diferença
V (10 a 20)	0,005	CT	22%
Al (0 a 10)	0,017	ST	87%
CTC efetiva (0 a 10)	0,017	CT	19%
RP (0 a 10)	0,025	ST	44%
Mg (10 a 20)	0,042	CT	25%
COT (10 a 20)	0,048	ST	10%
Microporosidade (10 a 20)	0,082	CT~ST	–
CTC efetiva (10 a 20)	0,109	CT~ST	–
Ca (10 a 20)	0,11	CT~ST	–
P (10 a 20)	0,14	CT~ST	–
Microporosidade (0 a 10)	0,155	CT~ST	–
K (0 a 10)	0,183	CT~ST	–
COT (0 a 10)	0,229	CT~ST	–
P (0 a 10)	0,232	CT~ST	–
Macroporosidade (10 a 20)	0,258	CT~ST	–
RP (10 a 20)	0,371	CT~ST	–
Macroporosidade (0 a 10)	0,495	CT~ST	–
K (10 a 20)	0,545	CT~ST	–
Pt (0 a 10)	0,561	CT~ST	–
CBM	0,63	CT~ST	–
FMA	0,642	CT~ST	–
CTC pH7 (10 a 20)	0,648	CT~ST	–
CTC pH7 (0 a 10)	0,92	CT~ST	–
Pt (10 a 20)	0,922	CT~ST	–

\* Valores em negrito indicam diferença entre CT e ST para p-valor  $\leq 0,05$  determinado pelo teste t.

CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; COT – carbono orgânico total; VIB – velocidade de infiltração básica; RP – resistência do solo à penetração mecânica; Pt – porosidade total do solo; FMA – fungos micorrízicos arbusculares.

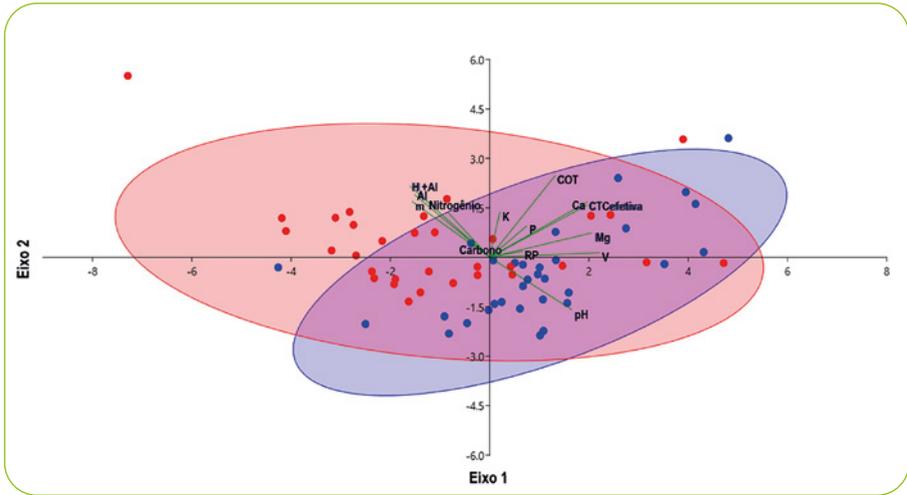
**Fonte:** Autores, 2024.

**Tabela 8** – Correlação dos eixos da análise de componentes principais (PCA) com as variáveis das amostras de solo das megaparcelas de Presidente Castelo Branco-PR em 2021

Variáveis	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
Al	-0,66	0,50	0,48	-0,16	-0,02	-0,04
Ca	0,87	0,42	0,09	-0,04	-0,19	-0,01
CBM	0,13	0,06	0,34	0,65	-0,06	0,65
COT	0,58	0,66	-0,10	0,07	0,08	0,01
CTC efetiva	0,86	0,45	0,09	-0,03	-0,14	-0,06
H+Al	-0,70	0,57	-0,12	-0,04	0,07	0,02
K	0,09	0,37	-0,67	0,21	0,41	0,05
m%	-0,68	0,45	0,51	-0,14	0,02	-0,06
Mg	0,90	0,20	0,12	0,00	-0,13	-0,15
NBM	-0,37	0,36	-0,36	0,29	-0,33	-0,27
P	0,33	0,25	-0,12	-0,59	0,31	0,45
pH	0,73	-0,42	0,17	-0,14	0,12	-0,10
RP	0,29	0,05	0,39	0,34	0,67	-0,35
V%	0,97	0,04	0,07	0,00	-0,13	-0,02

CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; RP – resistência do solo à penetração mecânica.

**Fonte:** Autores, 2024.



**Figura 10** – Análise de componentes principais (PCA) integrando os dados físicos, químicos e microbiológicos do solo obtidos nas megaparcelas com terraço (CT), em azul, e sem terraço (ST), em vermelho, localizadas em Presidente Castelo Branco-PR no ano de 2021

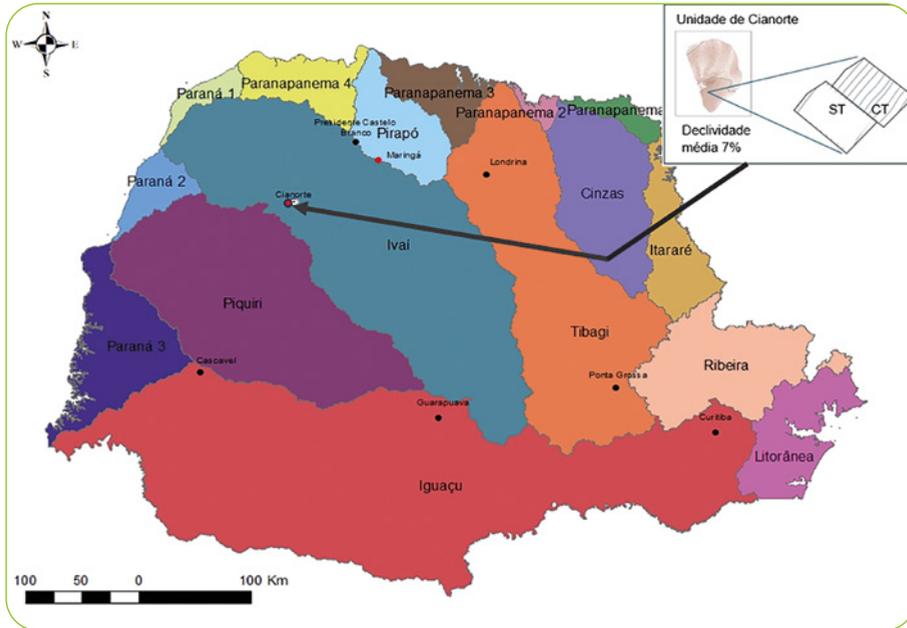
**Fonte:** Autores, 2024.

### 6.3 UNIDADE DE ESTUDO DE CIANORTE

O município de Cianorte está situado na Bacia Hidrográfica do Rio Ivaí, a segunda maior do Paraná, cobrindo uma ampla área entre as coordenadas geográficas 22°56'17" e 25°35'27" de latitude sul e 50°44'17" e 53°41'43" de longitude oeste, correspondendo a cerca de 20% do estado.

A região é marcada pelo mergulho monoclinal das camadas paleozoicas e mesozoicas da Bacia Sedimentar do Paraná, caracterizada por uma série de lineamentos estruturais, como falhas e fraturas, com direção preferencial NW-SE, paralela ao Arco de Ponta Grossa (FUJITA, 2009).

A área de pesquisa em Cianorte está situada a uma distância de 8 km da sede do município, localizada na região Noroeste do Paraná, como ilustrado na Figura 11. Essa região constitui parte da Bacia Hidrográfica do Rio Ivaí. A unidade está inserida em uma área com declividade média de 7%, predominantemente utilizada para o cultivo de culturas anuais, como soja (*Glycine max L*), milho (*Zea mays*) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), sendo operada por um produtor regional que arrenda a área para fins agrícolas.



**Figura 11** – Localiza o da Unidade de Estudo de Cianorte, no Noroeste paranaense, e as bacias hidrográficas do Paraná

**Fonte:** Elaborado por Aline Lopes com base nos arquivos da SUDERHSA, 2007.

A bacia hidrográfica em estudo está inserida em uma região com poucos corpos d'água significativos, no entanto, apresenta alguns córregos e riachos que contribuem para a drenagem local. A bacia hidrográfica de primeira ordem cont m uma mata fluvial preservada com uma largura média de 30 metros e está localizada nas coordenadas geográficas  $23^{\circ}37'43''\text{S}$   $52^{\circ}39'57''\text{W}$ , situando-se em uma região de clima subtropical úmido e classificado como Cfa de acordo com a K ppen, caracterizado por verões quentes e invernos amenos. A temperatura média anual varia entre  $20^{\circ}\text{C}$  e  $25^{\circ}\text{C}$ , com precipita o significativa ao longo do ano, especialmente durante o verão. A distribui o pluviométrica na região é marcada por uma esta o chuvosa durante os meses de verão, de dezembro a março, e uma esta o seca durante o inverno, de junho a agosto, com precipita o média anual entre 1.300 mm e 1.600 mm.

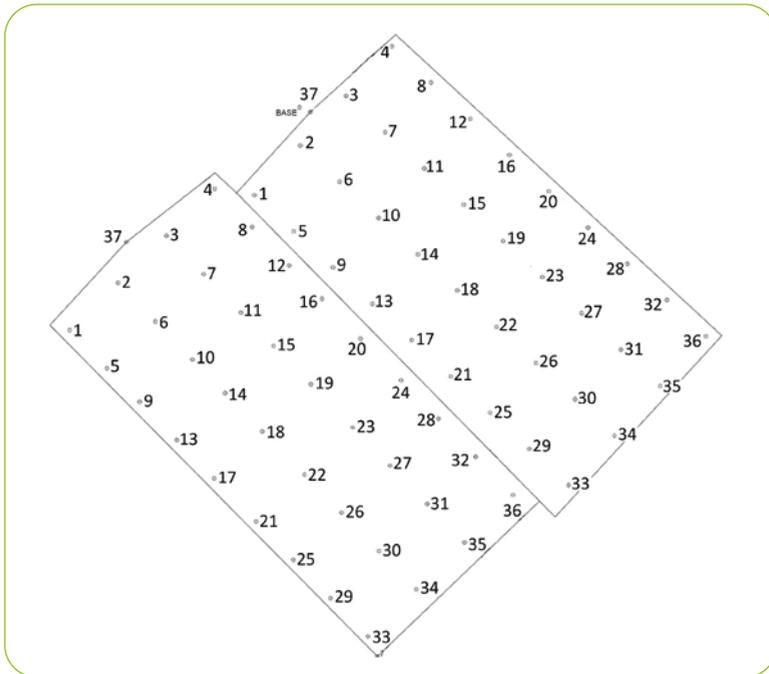
O relevo da bacia hidrográfica é predominantemente suave-ondulado, apresentando declividade média de 7% no local onde estão localizadas as megaparcelas. Essa topografia favorece as atividades agrícolas e o desenvolvimento urbano na região.

Da mesma forma que em Presidente Castelo Branco, em Cianorte o estudo foi conduzido sem modificar o manejo da cultura adotado pelo produtor da  rea. Essa abordagem foi empregada para assegurar a máxima precisão na

representação dos processos que ocorrem nas condições de campo, de acordo com as práticas agrícolas do produtor, ao longo dos quatro anos de pesquisa.

Na unidade de estudo em Cianorte, uma das megaparcelas foi mantida com terraços (CT), preservando assim o sistema de terraceamento utilizado pelo produtor, enquanto na outra os terraços foram removidos (ST). Foram instaladas calhas Hs em duas megaparcelas, cada uma abrangendo uma área de dois hectares, com dimensão de 100 metros de largura por 200 metros de comprimento. Essas calhas Hs viabilizaram a coleta de água escoada pelas megaparcelas durante eventos de precipitação, permitindo a mensuração e a avaliação hidrossedimentológica em cada evento. Adicionalmente, uma calha Parshall foi posicionada no rio da microbacia hidrográfica, a montante do ponto onde as megaparcelas foram alocadas, de modo a não ser influenciada pelo escoamento de água proveniente destas (Figura 13). Além disso, o monitoramento do comportamento da água durante os eventos registrados no rio possibilitou o estudo da hidrossedimentologia.

Cada uma das megaparcelas CT e ST foi dividida em 36 pontos amostrais, distribuídos em *grid* georreferenciado, para realização das coletas de solo para as análises físicas, químicas e microbiológicas (Figura 12).



**Figura 12** – Malha amostral com 36 pontos georreferenciados em cada megaparcela CT e ST, utilizada para coleta do solo nas análises físicas, químicas e microbiológicas em Cianorte-PR

**Autor:** Bruno A. Camolezi, 2020.

## 6.3.1 Uso, manejo e conservação do solo

### 6.3.1.1 Uso, manejo e conservação do solo na bacia hidrográfica

O uso e a ocupação do solo na área da bacia hidrográfica em estudo abrangem uma extensão total de 194,0 hectares. Desse total, 18,6 ha são compostos por mata ciliar, enquanto 1,7 ha são ocupados por estradas e 2,9 ha são reservados para construções, incluindo residências, barracões e outras instalações rurais. Adicionalmente, 60,5 ha são dedicados à pastagem para criação de gado de leite e corte pelo proprietário da área. Por fim, 110,3 ha, onde estão as megaparcelas, são utilizados por um produtor que conduz atividades agrícolas no regime de arrendamento rural, cultivando soja, milho e aveia preta (Figura 13).

A área destinada à produção agrícola é cultivada por meio de plantio direto e tem terraços de base média como medida conservacionista do solo, com altura variando entre 0,5 e 0,7 metros. O espaçamento horizontal entre os terraços varia entre 25,0 e 35,0 metros, enquanto o espaçamento vertical é de 2,0 metros entre os terraços.



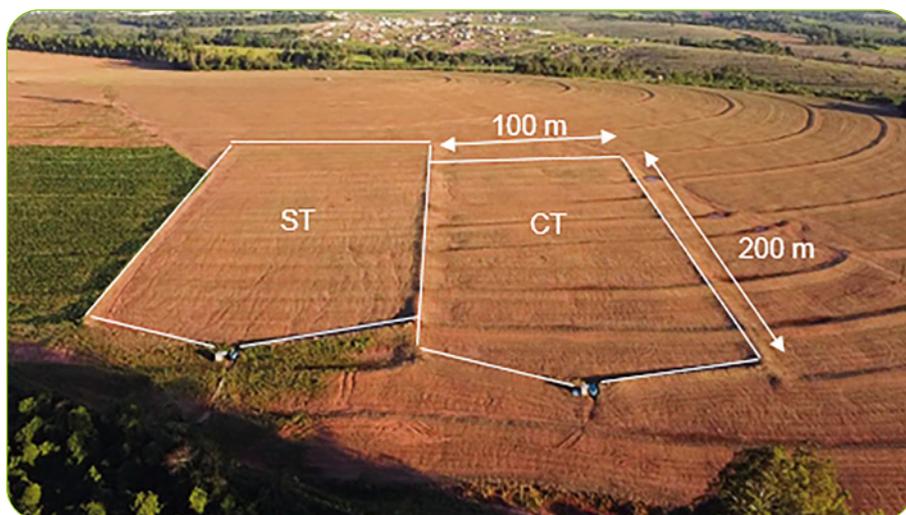
**Figura 13** – Delimitação da bacia hidrográfica e localização das megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) da unidade de estudo de Cianorte-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

### 6.3.1.2 Manejo e conservação do solo nas megaparcelas

O manejo do solo nas duas megaparcelas da unidade em Cianorte também seguiu as diretrizes estabelecidas pelo produtor rural, e a condução do estudo não influenciou as práticas adotadas de cultivo e manejo da cultura. Entretanto, foram removidos os terraços da megaparcela ST a fim de viabilizar a comparação entre a eficácia da prática de conservação utilizada pelo produtor e a ausência de terraços.

Os terraços construídos pelo produtor na bacia hidrográfica foram mantidos na megaparcela CT (Figura 14). Para delimitação das megaparcelas de 2,0 ha foram erguidos camalhões em suas bordas, com altura suficiente para evitar a entrada de água de escoamento superficial externa a estas.



**Figura 14** – Disposição das megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) na área experimental em Cianorte-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

Durante os quatro anos de pesquisa na unidade de estudo em Cianorte o produtor cultivou soja no verão e milho alternado com aveia preta no inverno (Tabela 9). O manejo foi realizado de acordo com as recomendações técnicas de profissional da região que atende ao produtor.

**Tabela 9** – Culturas cultivadas, variedade, épocas de semeadura e colheita e produtividade entre os anos de 2021 e 2023 na área de estudo da unidade em Cianorte-PR

Cultura	Variedade	Época de Semeadura	Época de Colheita	Produtividade Kg ha <sup>-1</sup>
Soja	AS3700 XTD	10/2020	02/2021	3.280,0
Milho	FS400 PW	02/2021	-	0,0
Soja	AS3700 XTD	10/2021	02/2022	1.200,0
Aveia Preta	BRS139	05/2022	-	-
Soja	AS3700 XTD	11/2022	03/2023	3.350,0

**Fonte:** Autores, 2024.

O sistema de cultivo adotado foi o de plantio direto para toda a área agrícola da bacia hidrográfica, porém com baixa quantidade de palhada como cobertura do solo, constatado após avaliação a campo. Para determinar a massa seca (MS) existente sobre a superfície do solo, foram feitas cinco avaliações da quantidade de palhada existente no solo nas megaparcelsas ST e CT no mês de setembro de 2021 e cinco avaliações em agosto de 2022.

A Tabela 10 apresenta a quantidade de MS existente sobre o solo das megaparcelsas nos dois anos avaliados, demonstrando que o manejo da palhada realizado pelo produtor não foi eficiente para a sustentabilidade do sistema de plantio direto.

**Tabela 10** – Quantidade de massa seca (MS) da palhada presente nas áreas de estudo das megaparcelsas com terraço (CT) e sem terraço (ST) da unidade em Cianorte-PR em 2021 e 2022

Data da avaliação	Megaparcelsa CT	Megaparcelsa ST
	kg MS ha <sup>-1</sup>	
09/2021	2.324,0	1.862,0
08/2022	2.941,0	2.237,0

CT – Megaparcelsa com terraço; ST – megaparcelsa sem terraço.

**Fonte:** Autores, 2024.

Para o cultivo do milho safrinha em 2021, o produtor não fez plantio direto e realizou gradagem no solo em toda a área agrícola, incluindo as megaparcelsas CT e ST, com a intenção de eliminar os sulcos erosivos que haviam

se formado durante a safra anterior, retomando o plantio direto a partir de agosto de 2022. Para a correção do solo, o produtor aplica calcário dolomítico a cada três anos de cultivo na quantidade de 1.250 kg ha<sup>-1</sup>.

A região noroeste paranaense, onde está localizado o município de Cianorte, enfrentou uma estiagem prolongada de março de 2021 a fevereiro de 2022, resultando em danos significativos às culturas por causa da deficiência hídrica no solo. Essa condição climática adversa resultou na perda total da produção de milho safrinha, semeado em fevereiro de 2021, sem que houvesse colheita. Além disso, a produtividade da soja, cultivada entre outubro de 2021 e colhida em fevereiro de 2022, foi afetada, registrando uma redução de 65% em comparação com a safra anterior, de 2020, conforme demonstrado na Tabela 9.

### 6.3.2 Qualidade do solo na bacia hidrográfica e megaparcels

De acordo com a classificação de Maack (2017), a bacia está situada no Segundo e no Terceiro Planalto Paranaense, apresentando características geomorfológicas distintas em diferentes áreas. No entanto, a qualidade do solo na região enfrenta desafios, principalmente devido ao uso da terra e à urbanização.

Mudanças no sistema de cultivo agrícola, incluindo a implementação de terraceamento a partir dos anos 1980, têm modificado a hidrografia da região, aumentando a infiltração da água de precipitação e modificando o curso do Rio Ivaí (PASSOS *et al.*, 2012). A bacia, em geral, sofreu a devastação de grande parte de sua vegetação natural para dar lugar ao sistema agrícola e pastagens.

### 6.3.3 Atributos físicos do solo

As megaparcels de Cianorte compreendem solo classificado como Latossolo Vermelho, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2018). As características granulométricas do solo estudado em Cianorte mostraram uma composição de 840 g kg<sup>-1</sup>, 40 g kg<sup>-1</sup> e 120 g kg<sup>-1</sup> de argila no Horizonte A e 740 g kg<sup>-1</sup>, 70 g kg<sup>-1</sup> e 190 g kg<sup>-1</sup> de argila no Horizonte B. Nas megaparcels de Cianorte foram coletados dados de 36 pontos georreferenciados para as avaliações de resistência à penetração do solo (RP) do solo (Figura 15), conforme a metodologia proposta por Giarola *et al.* (2023).

Ao analisar os dados de resistência do solo à penetração (RP) na camada de 0,0 a 0,05 m de profundidade, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos nos dois anos analisados. Os valores encontrados são con-

siderados baixos, conforme a classificação proposta por Arshad *et al.* (1996). Salienta-se que no ano de 2021 o agricultor efetuou gradagem na área.

Na camada de 0,05 a 0,10 m de profundidade, os valores de RP diferiram estatisticamente entre si no ano de 2021 (Figura 15), o que não ocorreu em 2022. Ambos os tratamentos, nos dois anos, foram classificados como baixos (ARSHAD *et al.*, 1996).

Na camada de 0,10 a 0,15 m de profundidade não houve diferença significativa nos dois anos analisados, sendo os valores de RP classificados como moderados pela classificação de Arshad *et al.* (1996). A partir desta profundidade, observou-se variação nos valores de RP, com um incremento gradativo conforme se aprofundou o perfil do solo, resultando em valores mais acentuados de RP para as camadas mais profundas.

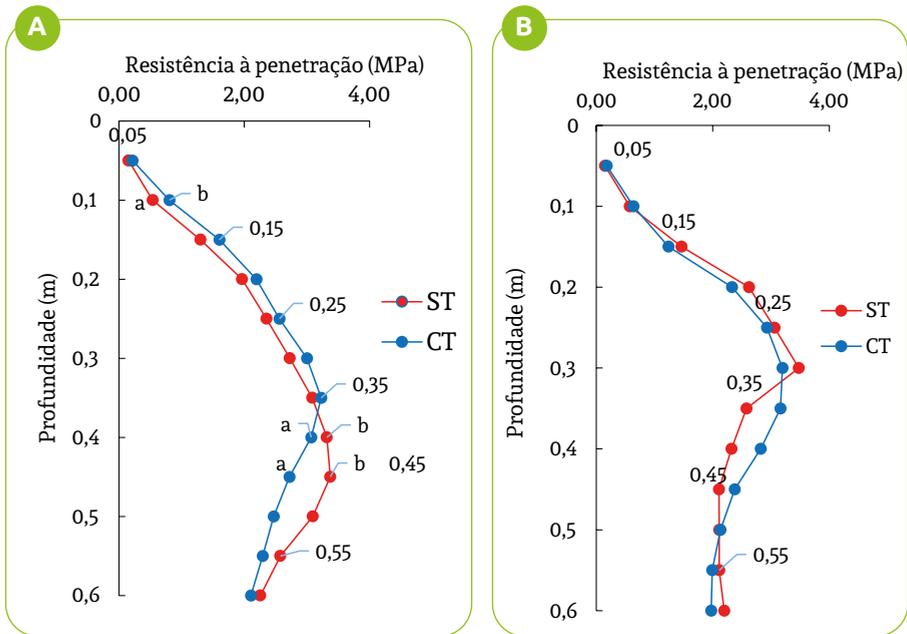
Entre as camadas de 0,15 a 0,20 m e 0,20 a 0,25 m de profundidade, assim como nas demais profundidades analisadas (0,25 a 0,30 m; 0,30 a 0,35 m; 0,35 a 0,40 m), ocorreu ampla variação nos valores de RP nos anos de 2021 e 2022. Essa variação está relacionada à textura do solo, com solos arenosos apresentando maior RP em camadas mais profundas devido à deposição de partículas de menor diâmetro, conforme observado por Iaia *et al.* (2006). Além disso, o manejo e o preparo do solo podem influenciar a RP em profundidade, como relatado por Roboredo *et al.* (2010). Apesar de não ter ocorrido diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos nessas camadas, os valores de RP presentes podem interferir no desenvolvimento radicular das plantas, por estarem acima do valor crítico de 2,0 MPa, de acordo com Magalhães *et al.* (2001).

No ano de 2021, para as camadas de 0,40 a 0,45 m e 0,45 a 0,50 m de profundidade, os tratamentos apresentaram diferença significativa entre si, com maiores valores em ST. Ambas as parcelas foram classificadas com RP alta (ARSHAD *et al.*, 1996). Entretanto, para o ano de 2022 não ocorreu diferença estatisticamente significativa para tais profundidades.

Entre as camadas de 0,50 a 0,55 m e 0,55 a 0,60 m de profundidade observou-se uma diminuição nos valores de RP nos dois anos avaliados, porém não houve diferença estatisticamente significativa. Essa diminuição nos valores de RP também foi observada por Santos *et al.* (2015) na camada de 0,50 a 0,60 m de profundidade em áreas com diferentes culturas anuais em Latossolo Vermelho amarelo no Cerrado.

Verificou-se que nos anos de 2021 e 2022, a partir da profundidade de 0,20 m, ocorreram valores de RP acima dos limites considerados críticos para o desenvolvimento radicular, que é de 2,0 MPa (MAGALHÃES *et al.*, 2001). Ressalta-se que em 2021, na megaparcela CT, a camada com maior impedimento

mecânico estava entre 0,30 e 0,35 m de profundidade, registrando 3,04 MPa, enquanto na megaparcela ST a camada entre 0,40 e 0,45 m apresentou 3,22 MPa. No ano seguinte, na megaparcela CT, a camada com maior impedimento mecânico foi entre 0,30 e 0,35 m de profundidade, registrando 3,19 MPa, enquanto na megaparcela ST essa mesma camada atingiu 3,48 MPa.



Valores coletados em 2021 (a) e em 2022 (b).

**Figura 15** – Resistência do solo à penetração (MPa) nas duas megaparcelas, com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte-PR.

**Fonte:** Autores, 2024.

O período de monitoramento do atributo RP trouxe resultados que proporcionam um panorama da compactação do solo nas duas megaparcelas (CT e ST), entretanto, esse intervalo de tempo é muito curto, o que interferiu na obtenção de dados conclusivos para a total compreensão da influência dos terraços sobre esse indicador de qualidade de solo.

Quanto à velocidade de infiltração básica (VIB), os resultados referentes à avaliação no período de estudo nas megaparcelas de Cianorte encontram-se na Tabela 11. Para avaliar as diferenças individuais entre as megaparcelas CT e ST aplicou-se o teste t utilizando o *software* estatístico R.

**Tabela 11** – Média da velocidade de infiltração básica (VIB) em megaparcelsas com terraço (ST) e sem terraço (ST) localizadas no município de Cianorte-PR

Área	VIB (mm h <sup>-1</sup> )	
	2021	2022
CT	128,60	119,77
ST	64,05	121,37
p*	0,072	0,964

\*Resultados estatisticamente não significativos ( $p < 0,05$ ).

**Fonte:** Autores, 2024.

Assim como em Presidente Castelo Branco, a velocidade de infiltração básica não foi influenciada pelo terraceamento na área experimental de Cianorte. Os resultados obtidos podem ser explicados pelo efeito da textura do solo. Segundo a análise física do solo da área, os valores da porcentagem de areia são superiores a 80%, sendo que o solo tem textura arenosa.

Conforme Brandão (2003), solos arenosos têm maior quantidade de macroporos em comparação a solos de textura fina, e quando saturados apresentam altas taxas de infiltração. Segundo Naime (2001), a quantidade de água e solutos transportados pelo solo depende de inúmeros fatores, entre eles a presença de macroporos. Como os solos arenosos têm uma quantidade maior de macroporos, favorecem o trânsito da água em função da gravidade.

De acordo com Bernardo *et al.* (2019), como as velocidades de infiltração básica nas duas condições (com terraço e sem terraço) foram superiores a 30 mm h<sup>-1</sup>, pode-se classificar o solo da área experimental como de VIB alta. Considerando a classificação de grupos hidrológicos proposta por McCuen (1998) e considerando os resultados obtidos na determinação da velocidade de infiltração básica, os solos da mesorregião de Cianorte estão situados no grupo A, que contém solos com textura arenosa, areno-argilosa ou franco-arenosa com velocidades de infiltração superiores a 7,62 mm h<sup>-1</sup>.

Os valores de velocidade de infiltração básica (VIB) obtidos em Cianorte são considerados altos para solos agrícolas, se comparados às informações de classificação existentes na literatura. Dessa forma, é de extrema importância a revisão das tabelas de classificação dos valores de velocidade de infiltração básica para os solos do estado do Paraná.

### 6.3.4 Atributos químicos do solo

Os atributos químicos foram obtidos por meio da coleta de amostras de solo em 36 pontos georreferenciados (Figura 15) em cada megaparcela da área de estudos em Cianorte. Para a determinação de atributos químicos com objetivo de observar a influência do terraceamento sobre a fertilidade de solos foram seguidas as metodologias propostas por Müller *et al.* (2023).

Com o intuito de avaliar as diferenças individuais entre as megaparcelas CT e ST, aplicou-se o teste t, exceto nos casos em que os dados não apresentaram normalidade, nos quais foi utilizado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste Shapiro-Wilk. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* estatístico R.

Na Tabela 12 estão as médias dos principais parâmetros químicos avaliados, bem como os resultados da análise estatística examinando os tratamentos CT (com terraço) e ST (sem terraço) nas camadas de 0,0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m de profundidade em Cianorte-PR.

**Tabela 12** – Média e desvio-padrão dos parâmetros pH (H<sub>2</sub>O); pH (CaCl<sub>2</sub>); matéria orgânica (MO); fósforo (P); potássio (K); alumínio (Al); cálcio (Ca) e magnésio (Mg) nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) nas camadas de 0,0 a 0,10 m e 0,10 a 0,20 m de profundidade em Cianorte-PR, 2023

Áreas	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	MO g dm <sup>-3</sup>	P mg dm <sup>-3</sup>	K	Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Ca	Mg
<b>Camada 0,0 a 0,10 m</b>								
CT	5,73±0,46	4,91±0,46	10,72±2,43	13,79±4,92	0,19±0,09	0,06±0,09	0,99±0,43	0,49±0,19
ST	5,61±0,34	4,78±0,34	10,69±2,80	14,75±4,85	0,18±0,06	0,07±0,13	0,95±0,41	0,49±0,17
*p	0,703	0,989	0,865	0,157	0,253	0,591	0,454	0,162
<b>Camada 0,10 a 0,20 m</b>								
CT	5,60±0,53	4,78±0,57	8,99±2,48	10,06±4,96	0,12±0,06	0,12±0,14	0,96±0,45	0,46±0,21
ST	5,58±0,43	4,70±0,42	8,17±2,02	8,52±5,14	0,08±0,04	0,13±0,21	0,90±0,38	0,41±0,17
*p	0,368	0,519	0,993	0,883	0,317	0,128	0,295	0,395

\*Resultados estatisticamente significativos (p < 0,05)

Fonte: Autores, 2024.

Os atributos químicos avaliados nas duas profundidades (0,0-0,10 m e 0,10-0,20 m) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos CT e ST nas amostras coletadas em 2023.

Os valores de pH ( $H_2O$ ) encontrados na camada de 0,0-0,10 m foram classificados de acordo com Pauletti e Motta (2019) como alto em CT e médio em ST. Já na camada de 0,10-0,20 m ambos os tratamentos proporcionaram valores de pH ( $H_2O$ ) no nível médio. Os atributos químicos avaliados nas duas profundidades (0,0-0,10 m e 0,10-0,20 m) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos CT e ST nas amostras coletadas em 2023. O mesmo padrão foi observado nos valores de pH ( $CaCl_2$ ), que foram classificados como médios. Vale ressaltar que, para um crescimento adequado das plantas, a maioria das lavouras demanda um valor de pH entre 6,0 e 6,5 (MALAVOLTA, 2006).

Os teores de matéria orgânica (MO) verificados nos dois tratamentos e nas duas camadas (0,0-0,10 m e 0,10-0,20 m) os classificam como baixos, de acordo com Pauletti e Motta (2019). A matéria orgânica exerce influência sobre diversos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, fornecendo nutrientes, beneficiando a troca catiônica, relacionando-se com a estrutura e densidade, ajudando na permeabilidade e retenção de água, além de reduzir a compactação e agir como agente cimentante, agregando as partículas (SILVA *et al.*, 2019). Pesquisas realizadas no Paraná mostram que culturas anuais, como na área de estudo, podem levar à diminuição da matéria orgânica do solo, impactando indicadores de qualidade do solo, como o teor de carbono orgânico e a atividade enzimática (ARAÚJO *et al.*, 2000; GASPARETTO *et al.*, 2009).

O potássio (K) apresentou-se com níveis médios na camada de 0,0-0,10 m e baixos na camada de 0,10-0,20 m. Possivelmente, os teores maiores de potássio na camada superficial sejam decorrência da adubação efetuada durante a condução da lavoura.

Os teores de fósforo (P) não foram influenciados pelos tratamentos nas duas camadas analisadas. No entanto, os valores na camada de 0,10-0,20 m foram menores, sendo classificados como baixos, enquanto os valores da camada de 0,0-0,10 m estavam no patamar médio, conforme classificação do *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (PAULETTI; MOTTA, 2019).

As safras anuais podem reduzir os níveis de fósforo no solo devido à absorção contínua desse elemento pelas culturas, levando ao esgotamento ao longo do tempo (FRANCHINI *et al.*, 2000). Além do fósforo, os níveis de cálcio trocável ( $Ca^{2+}$ ) e magnésio ( $Mg^{2+}$ ) também podem ser reduzidos no solo sob certos sistemas de rotação de culturas, como tremoço-milho-trigo-soja, em comparação com os sistemas tradicionais (FRANCHINI *et al.*, 2000), conforme observado no presente estudo.

O cálcio (Ca) apresentou níveis baixos nas duas camadas analisadas, conforme classificação do *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (PAULETTI; MOTTA, 2019). Além disso, encontra-se em uma relação de 2/1 com o magnésio (Mg), o que influencia sobremaneira a produtividade das culturas exploradas.

Os níveis de magnésio (Mg) na camada de 0,0-0,10 m foram considerados médios, o que se repete na camada 0,10-0,20 m para o tratamento CT, entretanto, no tratamento ST o magnésio se enquadra como baixo. Salienta-se que o Mg também desempenha papel fundamental nos mecanismos de defesa das plantas em condições de estresse abiótico (SENBAYRAM *et al.*, 2015).

Em relação ao alumínio (Al), conforme Pauletti e Motta (2019) ele se encontra em níveis muito baixos na camada de 0,0-0,10 m, o que é muito positivo, considerando que ao entrar em contato com a raiz o Al pode impedir seu crescimento, em virtude da inibição da divisão celular, da ruptura das células do periciclo e também pela competição com o Ca pelos sítios de absorção das células radiculares, transformando-as em raízes mais curtas e grossas, com escassa formação de pelos radiculares (CORRÊA *et al.*, 2008), o que ocasiona menor exploração de volume de solo, diminuindo a produtividade da cultura. Porém, na camada de 0,10-0,20 m o nível de Al foi classificado como médio em ambos os tratamentos, o que pode se tornar um fator limitante para o desenvolvimento das culturas na área.

Estudos anteriores (CORRÊA *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.*, 2006) mostraram que diferentes usos do solo, incluindo culturas anuais, podem levar a diferenças nas propriedades químicas do solo em comparação com a vegetação nativa. Além disso, é relevante destacar a importância de práticas de manejo adequadas, incluindo a aplicação de calcário, para melhorar a eficiência da absorção de nutrientes em solos ácidos tropicais, o que pode afetar a disponibilidade de nitrogênio, fósforo e potássio para as culturas anuais.

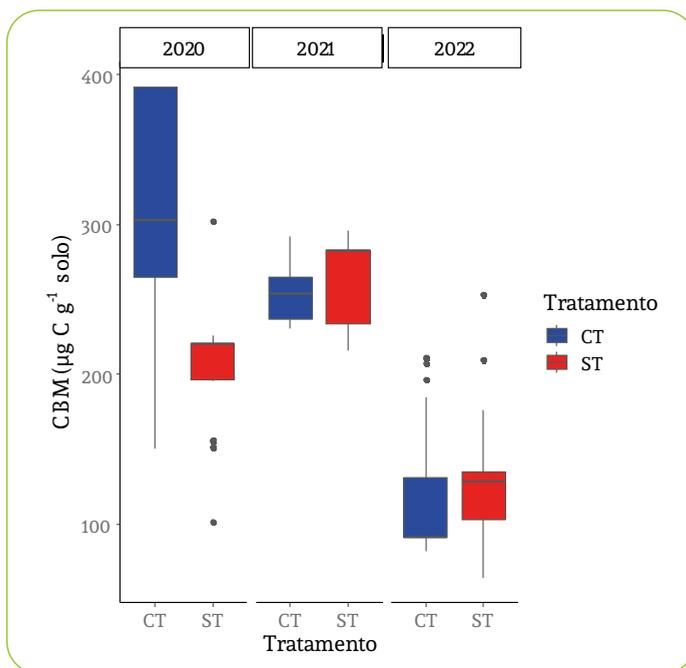
### 6.3.5 Atributos biológicos do solo

Na área experimental do município de Cianorte foram analisados os indicadores carbono da biomassa microbiana (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) nos anos de 2020, 2021 e 2022. Além disso, nessa área foram coletados e analisados no ano de 2022 o quociente metabólico ( $qCO_2$ ), a respiração microbiana (RBS) e a atividade das enzimas fosfatase ácida (FA) e  $\beta$ -glicosidase.

Em 2020, a coleta das amostras de solo ocorreu no mês de novembro, e nos anos subsequentes, no mês de outubro, antes da semeadura de verão. As amostras de solo foram coletadas em 36 pontos distintos das megaparcelsas CT e ST, conforme malha amostral apresentada na Figura 12. A metodologia utilizada para as coletas das amostras e das análises dos atributos microbianos foram descritas por Colozzi Filho *et al.* (2023).

Os resultados dessa avaliação estão representados em gráficos *boxplots*, sendo possível visualizar os intervalos de variação dos valores de cada atributo em cada ano, por meio da análise das barras, assim como as medianas, linha horizontal dentro do retângulo (Figuras 16 a 21).

O valor da mediana para o CBM em 2020 foi maior na megaparcela CT (303,14  $\mu\text{g C g}^{-1}$ ) em relação à ST (220,41  $\mu\text{g C g}^{-1}$ ). Nesse mesmo ano, a área ST apresentou assimetria na distribuição dos valores do CBM, com a mediana se aproximando do terceiro quartil e valores extremos, como indicado pelos pontos externos do *boxplot*. Entretanto, em 2021 os valores da mediana referentes ao CBM ficaram próximos nas duas áreas, embora a área ST tenha apresentado maior valor, diferentemente do observado em 2020 (Figura 16). A variação do teor de CBM ocorreu, entre outros fatores, pela retirada dos terraços no início do experimento em 2020 para a formação da megaparcela ST. Essa retirada resultou no revolvimento do solo e na incorporação dos restos culturais. A interferência ocorrida na rizosfera modificou a atividade microbiana no solo da área ST, resultando em aumento do CBM em 2021.



**Figura 16** – Valores de carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) ( $\mu\text{g C g}^{-1}$  solo), representados em *boxplot*, em megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte nos anos de 2020, 2021 e 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

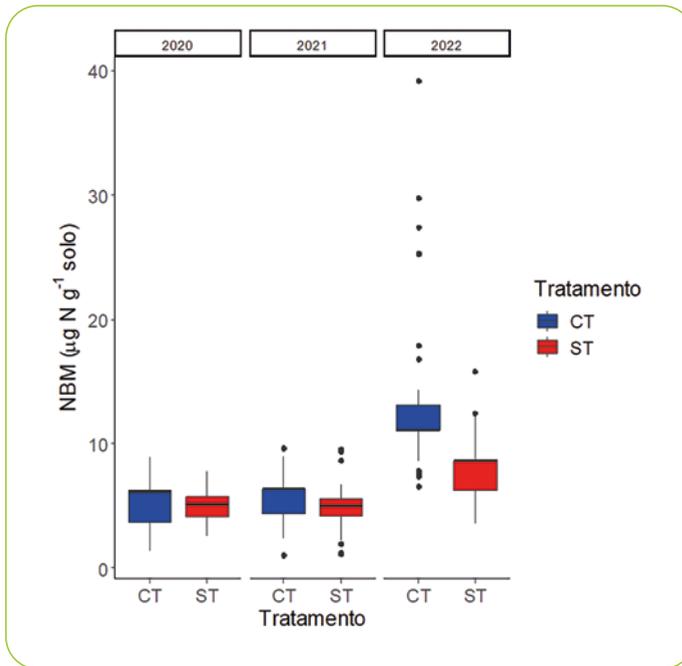
Já em 2022 ocorreu uma redução nos teores do CBM nas duas áreas (na CT  $-91,44 \mu\text{g C g}^{-1}$  e na ST  $-129,14 \mu\text{g C g}^{-1}$ ), e alguns valores ficaram acima do limite superior, identificando a presença de extremos nas amostras (Figura 18). Essa redução dos teores do CBM se relaciona aos baixos índices pluviométricos ocorridos na área (item 6.2.2).

Outro fator que influenciou a redução do CBM foi o processo de gradagem no fim de 2021, conforme descrito no item 6.2.1.2. Os manejos agrícolas afetam a quantidade de CBM no solo, e práticas como gradagem e aração acarretam estresse aos microrganismos do solo e, conseqüentemente, a diminuição da biomassa, o que, por sua vez, impacta a saúde e a fertilidade do solo (PEREZ *et al.*, 2004; BAUMGÄRTNER *et al.*, 2021).

Quanto aos teores de NBM do solo, observaram-se menores variações das medianas nos anos de 2020 e 2021, com os valores de CT e ST próximos (Figura 19). No entanto, em 2022, ao contrário do observado no CBM, ocorreu aumento das medianas tanto na CT ( $11,04 \mu\text{g Ng}^{-1}$ ) quanto na ST ( $8,67 \mu\text{g Ng}^{-1}$ ) (Figura 19).

O nitrogênio na biomassa microbiana do solo desempenha um papel crucial na ciclagem de nutrientes e na qualidade do solo. A liberação de nitrogênio dos resíduos das culturas influencia a dinâmica da biomassa microbiana, afetando as taxas brutas de mineralização de N e a estabilidade da biomassa microbiana em diferentes tipos de solo (ALMEIDA *et al.*, 2011).

A compactação do solo, os sistemas de cultivo e as aplicações de fertilizantes nitrogenados afetam os níveis de CBM e NBM do solo, destacando a importância do nitrogênio na condução da ciclagem de nutrientes e na produtividade do solo (WANG *et al.*, 2022). A aplicação de fertilizantes orgânicos com maiores níveis de maturidade regula positivamente o CBM, o NBM e o  $\text{N-NH}_4^+$  do solo, aumentando as atividades de urease e protease e reduzindo as taxas líquidas de nitrificação (GAO *et al.*, 2022). Além disso, a adição de nitrogênio ao solo afeta a eficiência do uso de carbono microbiano (CUE), com respostas variadas dependendo da abordagem de estimativa usada, destacando as intrincadas interações entre a disponibilidade de nitrogênio e o metabolismo microbiano (KUZYSKOV *et al.*, 2023).



**Figura 17** – Valores de nitrogênio da biomassa microbiana do solo (NBM) ( $\mu\text{g C g}^{-1}$  solo), representados em *boxplot*, em megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte-PR anos 2020, 2021 e 2022

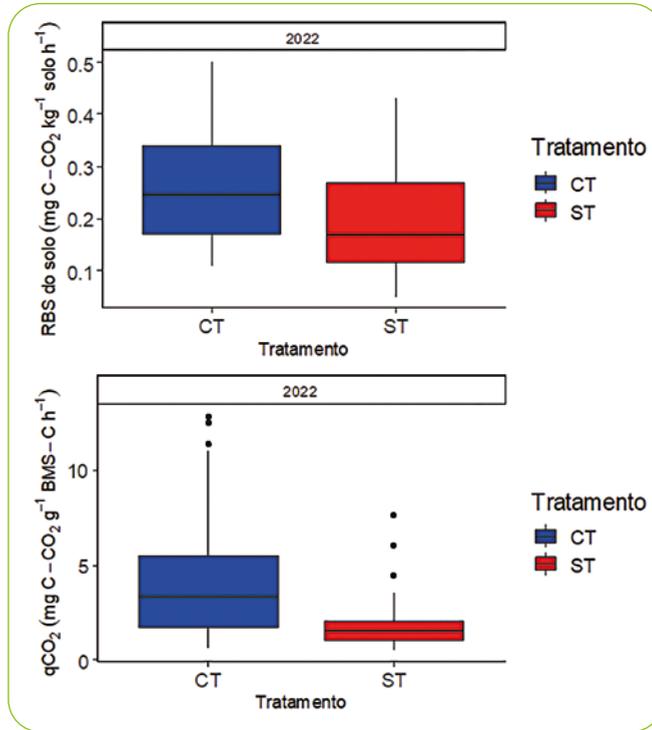
**Fonte:** Autores, 2024.

Os atributos microbianos RBS e  $q\text{CO}_2$  foram avaliados apenas no ano de 2022, e considerando a análise comparativa dos *boxplots*, constatou-se para a RBS que as medianas da CT e da ST foram similares (Figura 18 A). Nesse mesmo ano, o  $q\text{CO}_2$  apresentou menor valor da mediana para a ST ( $1,53 \text{ mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ ) em relação à CT ( $3,33 \text{ mgC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ ) (Figura 18 B).

O  $q\text{CO}_2$  reflete a relação entre a RBS e o CBM, sendo que, geralmente, altas taxas são encontradas em ambientes estressantes, onde a biomassa microbiana precisa de mais carbono para sobreviver (ASHRAF; WAQAS; RAHMAN, 2022). Os autores ainda destacam que o  $q\text{CO}_2$  é um importante indicador de saúde do solo, usado para medir a eficiência de uso de C microbiano, conhecido também como indicador de estresse. Valores mais elevados de  $q\text{CO}_2$  podem ser associados com ecossistemas jovens, submetidos a alguma condição de estresse, enquanto valores menores normalmente são associados com ecossistemas maduros e estáveis (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

Dessa forma, os valores verificados em ambas as áreas, principalmente na CT, podem estar relacionados com o processo de gradagem e o estresse

ocasionado pelo déficit hídrico que ocorreu na região. É necessário um maior período de estudo para se detectar o impacto da retirada dos terraços nesses parâmetros.

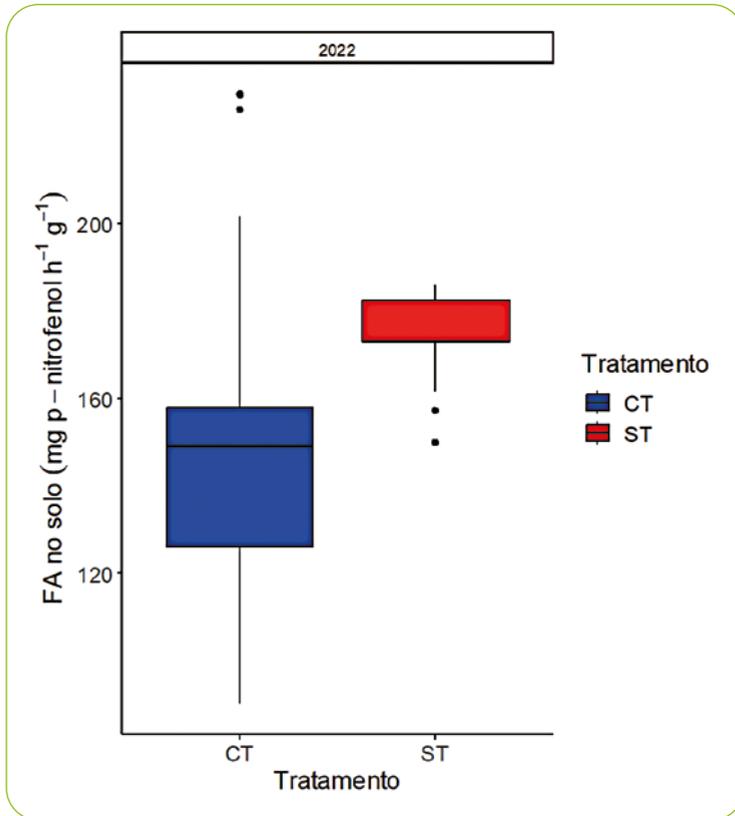


**Figura 18** – (A) Respiração basal (RBS) (mgC-CO<sub>2</sub>·kg<sup>-1</sup>·solo·h<sup>-1</sup>) e (B) Quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>) qCO<sub>2</sub> (mgC-CO<sub>2</sub>·g<sup>-1</sup>·BMS·C·h<sup>-1</sup>), representados em *boxplot*, em megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte-PR no ano de 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

Em 2022, a megaparcela ST apresentou maior valor da mediana na atividade da enzima fosfatase ácida (173,01 mg  $\rho$ -nitrofenol g<sup>-1</sup> de solo h<sup>-1</sup>) em relação à quantidade na CT (149,01 mg  $\rho$ -nitrofenol g<sup>-1</sup> de solo h<sup>-1</sup>) (Figura 19). Já a atividade da  $\beta$ -glicosidase no solo de Cianorte não apresentou diferença entre os valores das medianas na megaparcela CT (38,34 mg  $\rho$ -nitrofenol g<sup>-1</sup> de solo h<sup>-1</sup>) e ST (35,87 mg  $\rho$ -nitrofenol g<sup>-1</sup> de solo h<sup>-1</sup>) (Figura 20). Independentemente de haver ou não diferenças nos valores medianos dos resultados para a atividade enzimática da fosfatase ácida e  $\beta$ -glicosidase, não podemos determinar se essas quantidades são ideais para o manejo e o tipo de solo em Cianorte.

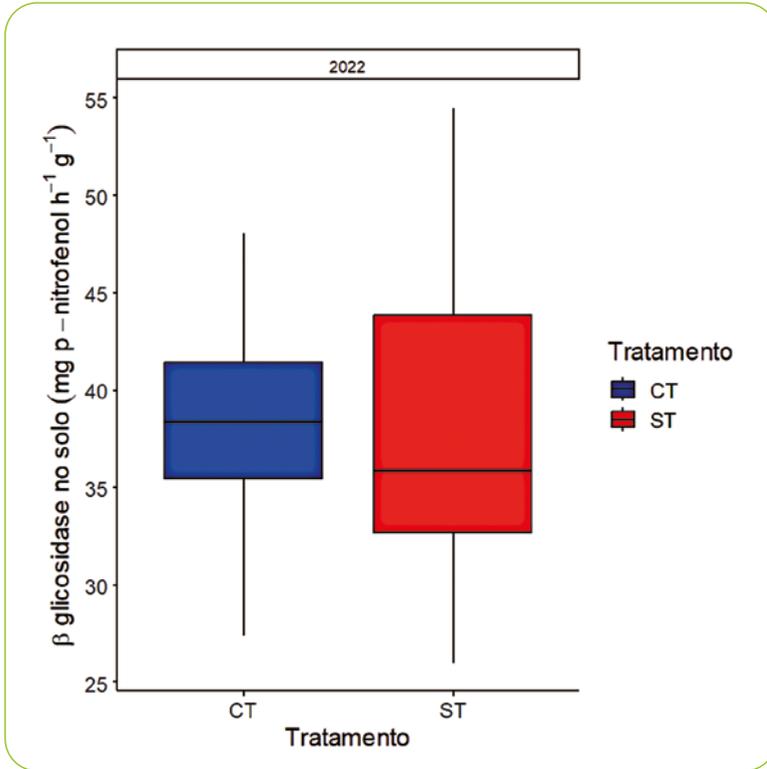
Será necessário um monitoramento ao longo de vários anos para criar um índice de valores limites para melhor interpretação dos dados.



**Figura 19** – Valores de fosfatase ácida (FA) ( $\text{mg p-nitrofenol g}^{-1}$  de solo  $\text{h}^{-1}$ ), representados em *boxplot*, em megaparcelsas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte-PR no ano de 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

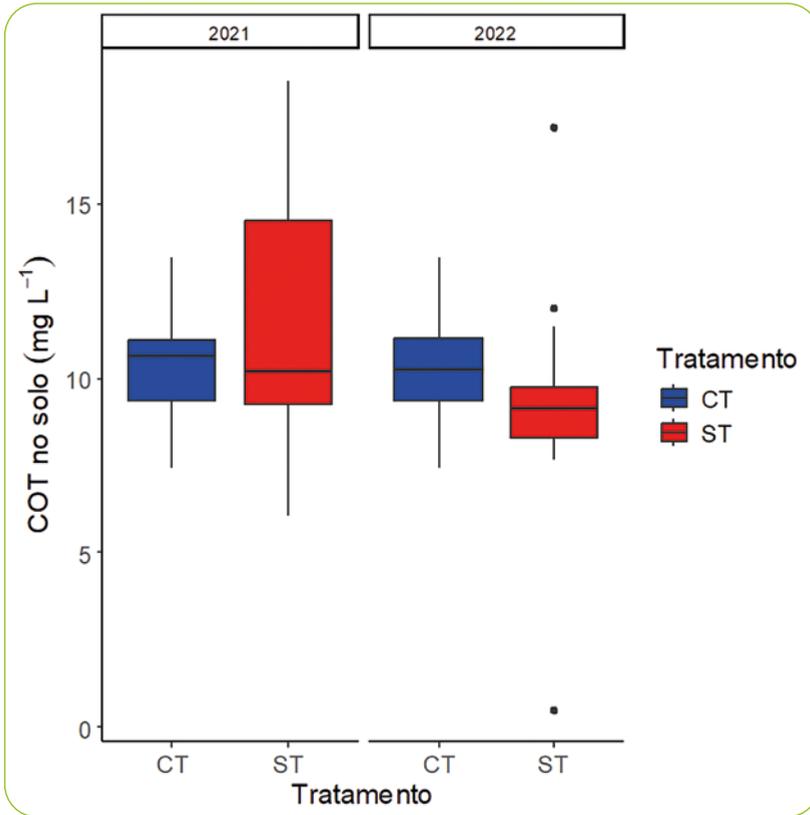
A atividade enzimática da  $\beta$ -glicosidade está intimamente relacionada à presença de matéria orgânica no solo. Adicionalmente, a  $\beta$ -glicosidase atua na etapa final do processo de decomposição da celulose, por meio da hidrólise dos resíduos de celobiose, formando o açúcar simples  $\beta$ -D-glucose (ZAGO *et al.*, 2018). Durante o período de coleta do solo, no presente estudo, a matéria orgânica (MO) oriunda da safra de inverno provavelmente ainda não havia atingido seu estágio final de decomposição, o que pode explicar a baixa concentração da atividade da  $\beta$ -glicosidade e a ausência de diferença entre as medianas.



**Figura 20** – Valores de  $\beta$ -glicosidase do solo ( $\text{mg p-nitrofenol g}^{-1}$  de solo  $\text{h}^{-1}$ ), representados em *boxplot*, em megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no município de Cianorte-PR no ano de 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

O carbono orgânico (COT) não apresentou diferença entre os valores das medianas nas CT e ST (Figura 21). Embora o carbono orgânico do solo seja um fator-chave na previsão das concentrações globais de NBM (CAO *et al.*, 2023), a quantidade de CBM e NBM responde mais rapidamente às alterações nas práticas de manejo do solo. Essas mudanças na biomassa microbiana podem ser identificadas de forma mais ágil do que alterações na matéria orgânica do solo (MOS), tornando o CBM e o NBM indicadores precoces de variações na MOS e, por conseguinte, da qualidade do solo (HOFFMANN, 2018).



**Figura 21** – Gráfico de *boxplot* dos valores medianos do carbono orgânico total (COT) no solo (expresso em mg L<sup>-1</sup>) nas áreas de cultivo nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) no ano de 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

É importante ressaltar que a mera presença de matéria orgânica não é suficiente para iniciar sua decomposição pela atividade microbiana, pois esta é afetada por condições locais, como a disponibilidade de água e temperatura, bem como de outros nutrientes. Além disso, o tipo de solo, o manejo adotado e as cultivares desempenham papel crucial em seus processos bioquímicos (KANDELER, 2015; PANDEY *et al.*, 2014; MENDES *et al.*, 2018).

As pesquisas desenvolvidas na área de estudo em Cianorte são recentes e necessitam de um monitoramento da atividade microbiana no solo por um período mais longo, uma vez que os processos metabólicos nesse ecossistema, mediados pela microbiota no solo, são lentos. Os microrganismos apresentam sensibilidade quando expostos a um sistema agrícola que passa por alterações constantes, o que impede o equilíbrio.

### 6.3.6 Dinâmica hidrossedimentológica da área de estudo

O monitoramento hidrológico na mesorregião de Cianorte visa caracterizar as variáveis de precipitação, vazão e sedimentos, juntamente a outras características relevantes, para compreender a hidrologia local. O objetivo principal é entender a relação entre a precipitação, o escoamento superficial e a erosão em diferentes áreas, sendo crucial compreender as condições físico-hídricas para entender os processos de formação do escoamento superficial e seus efeitos associados. O monitoramento ocorreu conforme descrito no item 6.3.1., uma vez que a metodologia utilizada foi a mesma para as duas áreas de estudo: Cianorte e Presidente Castelo Branco.

O monitoramento hidrológico na unidade de Cianorte, assim como na de Presidente Castelo Branco, teve início em janeiro de 2021, sendo que as megaparcelsas foram equipadas com equipamentos automáticos em dezembro de 2020. No ano de 2021, ocorreu uma precipitação total de 1.268,6 mm, enquanto no ano de 2022 foi registrada uma precipitação total de 1.318,8 mm, sendo que as Tabelas 13 e 14 apresentam o monitoramento diário da precipitação em 2021 e 2022, respectivamente.

**Tabela 13** – Monitoramento diário dos volumes de precipitação (mm) nas megaparcelsas em Cianorte-PR no ano de 2021.

Dia	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	12,2	9	5,8	0	0	6,4	8,4	5,8	0	11,4	6,8	4,8
2	0	0	0	8,2	0	0	0	0	9,6	<b>28,4</b>	0	0
3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	8,6	0	21	6,8	0	0	0	0	0	0	8	0
5	0	6	0	0	8,6	6,6	0	0	0	0	0	10,2
6	7,8	0	5	0	0	0	6,6	0	8,2	8	0	0
7	0	8	0	8	0	23,2	0	8	0	10,2	0	0
8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	9,6	9,4	0
9	5,2	0	4	0	9,4	3	8,2	0	4,4	<b>59,0</b>	1,2	14,6
10	0	0	0	9,8	0	0	0	16,6	0	0	0	0
11	6,8	3	7	0	0	0	0	0	7,2	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	8,8	0	0	0	8,6	15,4
13	11	10	0	0	22	10	0	8	5	0	0	0
14	0	0	10	8,8	0	0	0	0	0	25,6	0	0

(continua)

<b>Dia</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>	<b>Mar</b>	<b>Abr</b>	<b>Mai</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>
<b>15</b>	6	6	0	0	0	0	0	5	8,6	0	7,4	0
<b>16</b>	11,6	0	9,6	9,2	0	0	0	0	0	0	0	24,8
<b>17</b>	0	9,2	0	8	12,2	0	22,2	0	0	15,4	0	0
<b>18</b>	0	0	8,8	0	0	0	0	12,4	7,4	0	10	9
<b>19</b>	13,6	0	0	9	0	10,2	0	0	0	0	0	0
<b>20</b>	0	8,6	0	0	9,4	0	0	0	0	10,4	0	10
<b>21</b>	0	0	0	0	0	0	8,8	0	9,8	0	9,2	0
<b>22</b>	10	7,8	7,8	7,6	0	3,2	0	8,2	0	0	0	0
<b>23</b>	0	0	0	0	0	0	10,4	0	0	0	0	0
<b>24</b>	8	9,2	9	0	0	0	0	0	0	10,8	6	12,2
<b>25</b>	4	0	0	5,8	11,6	9	0	0	13,6	0	0	0
<b>26</b>	0	0	0	0	0	0	0	6,2	0	12	12,4	6,2
<b>27</b>	7	8,8	8,4	7,6	0	6	0	0	0	0	0	0
<b>28</b>	0	0	0	0	14,2	0	0	10,6	0	0	0	0
<b>29</b>	9,6	-	7	9,4	0	4	10,6	0	0	5,6	6,6	7,2
<b>30</b>	0	-	0	0	0	6	0	0	9,2	8,6	0	0
<b>31</b>	8	-	9,2	-	0	-	0	0	-	0	-	0
<b>Total</b>	137,4	90,6	112,6	98,2	87,4	87,6	84	80,8	83	215	85,6	114,4
<b>Média histórica</b>	211,1	170,5	133,6	123,2	132	113,6	68,4	77,1	135,8	170,5	138,4	203,5

\*Dias não existentes nos respectivos meses.

Em negrito estão destacadas as chuvas com formação de escoamento superficial monitorado.

**Fonte:** Autores, 2024.

**Tabela 14** – Monitoramento diário dos volumes de precipitação nas megaparcelas em Cianorte-PR no ano de 2022

<b>Dia</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>	<b>Mar</b>	<b>Abr</b>	<b>Mai</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>
<b>1</b>	6,4	0	0	0	0	13,4	0	0	0	6,4	7,8	0
<b>2</b>	0	0	0	4,6	0	6,2	4,6	0	9	0	0	6,6
<b>3</b>	0	0	4,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>4</b>	10,2	5,8	5,6	5,6	19,4	0	11,4	0	0	11,8	4,6	0
<b>5</b>	0	16,6	6,2	0	0	0	0	6,4	5,6	10,6	0	0
<b>6</b>	9	0	0	28,4	0	0	0	0	0	<b>39,4</b>	0	26,8
<b>7</b>	0	0	0	0	2	9,4	12,2	0	0	0	0	0
<b>8</b>	0	12,4	0	0	0	5,2	0	22,2	0	0	0	0
<b>9</b>	14,6	0	12,2	0	0	0	6	0	0	0	8,4	0
<b>10</b>	0	9,6	0	10,2	0	0	0	6,4	5,8	0	0	6,2
<b>11</b>	0	0	8,6	12,2	6,6	0	0	0	0	7,2	10	0
<b>12</b>	8,2	8,2	8	<b>23,2</b>	0	9,8	8,4	0	0	0	0	10
<b>13</b>	9,4	0	0	0	0	0	0	0	0	6,4	0	0
<b>14</b>	0	6,6	24,8	0	0	0	8	7,8	9,6	5,8	23,8	0
<b>15</b>	0	0	0	0	6	2	0	0	8,8	0	0	19,2
<b>16</b>	8,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>17</b>	0	7,2	0	0	7,8	0	7,2	0	0	0	0	0
<b>18</b>	0	0	0	0	0	22,6	0	18,2	0	26,2	0	0
<b>19</b>	9,4	0	10,8	9,2	0	0	0	0	10,2	0	6,6	0
<b>20</b>	0	0	0	0	0	0	6	0	8,6	0	0	8,8
<b>21</b>	0	6	8,4	0	8,2	5	0	0	<b>31,4</b>	5,4	0	0
<b>22</b>	0	0	9,6	0	0	0	0	0	0	0	24,4	0
<b>23</b>	13,2	0	6,2	16,6	0	0	8	0	0	0	0	8
<b>24</b>	5	14,4	<b>38,6</b>	0	0	6,4	0	7,6	0	0	0	0
<b>25</b>	0	0	0	0	0	0	9	0	0	6,8	0	0
<b>26</b>	6	0	0	0	8,2	0	0	9,4	<b>10,6</b>	0	7,4	0
<b>27</b>	0	7	4	14,2	0	6	0	0	0	0	0	0
<b>28</b>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	8,4	8	5,6
<b>29</b>	14,4	-	9,8	0	11,8	7,4	0	6	6,2	0	0	0
<b>30</b>	0	-	10,2	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>31</b>	0	-	<b>39,6</b>	-	0	-	0	0	-	6,8	-	0
<b>Total</b>	114,4	93,8	207	131,2	70	93,4	85,8	84	105,8	141,2	101	91,2
<b>Média histórica</b>	211,1	170,5	133,6	123,2	132	113,6	68,4	77,1	135,8	170,5	138,4	203,5

\*Dias não existentes nos respectivos meses.

Em negrito estão destacadas as chuvas com formação de escoamento superficial monitorado.

**Fonte:** Autores, 2024.

Nos anos de 2021 e 2022 não ocorreram eventos com um período de retorno acima de 10 anos, os quais correspondem a uma precipitação diária acima de 145,7 mm. Durante esse período foram monitorados oito eventos de chuva que geraram escoamento superficial em pelo menos uma das megaparcels. Nos dias 9 de outubro de 2021 e 21 de setembro de 2022 ocorreu mais de um evento de chuva-vazão. Entretanto, nesses eventos houve menor volume de precipitação, gerando menores perdas de solo. Dessa forma, não foram analisados. Na Tabela 15 estão descritos os eventos de chuva monitorados em Cianorte nas parcelas com e sem terraço.

**Tabela 15** – Eventos de chuva monitorados nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cianorte-PR

Evento	P	$I_{30}$	$I_{méd}$	Tr
02/10/2021	7,8	15,6	16,71	<1
09/10/2021	47	33,2	12,37	<1
24/03/2022	25,8	39,2	26,69	<1
31/03/2022	28,4	26,4	40,57	<1
12/04/2022	7,2	14,4	16,62	<1
21/09/2022	22,8	42	34,2	<1
26/09/2022	10,6	20,4	18,71	<1
06/10/2022	29,2	23,2	17,88	<1

P – precipitação total em mm;  $I_{30}$  – intensidade máxima em 30 minutos em  $\text{mm h}^{-1}$ ;  $I_{méd}$  – intensidade média em  $\text{mm h}^{-1}$ ; Tr – tempo de retorno em anos; PCT – parcela com terraço; PST – parcela sem terraço.

**Fonte:** Autores, 2024.

Os valores referentes à vazão máxima, ao volume total escoado e à produção de sedimentos nas megaparcels CT e ST na área experimental de Cianorte encontram-se na Tabela 16.

**Tabela 16** – Vazão máxima, volume total escoado e produção de sedimentos nas megaparcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cianorte-PR

Evento	$q_{\max}$		Vol		PS	
	ST	CT	ST	CT	ST	CT
02/10/2021	5,7	0	4,79	0	–*	–
09/10/2021	19,86	2,7	16,87	3,1	–	–
24/03/2022	22,33	1,29	15,7	0,94	243,82	0,76
31/03/2022	4,53	0	2,77	0	20,12	0
12/04/2022	2,13	0	1,18	0	1,72	0
21/09/2022	1,5	1,42	1,73	1,19	1,8	0
26/09/2022	0,84	0,84	0,53	0,53	0,3	0,3
06/10/2022	33,88	1,93	71,28	1,61	93,81	0,61

$q_{\max}$  – vazão máxima em  $L s^{-1}$ ; Vol – volume perdido em  $m^3$ ; PS – produção de sedimentos em kg por megaparcela.

\*Em 2021 a PS não foi determinada.

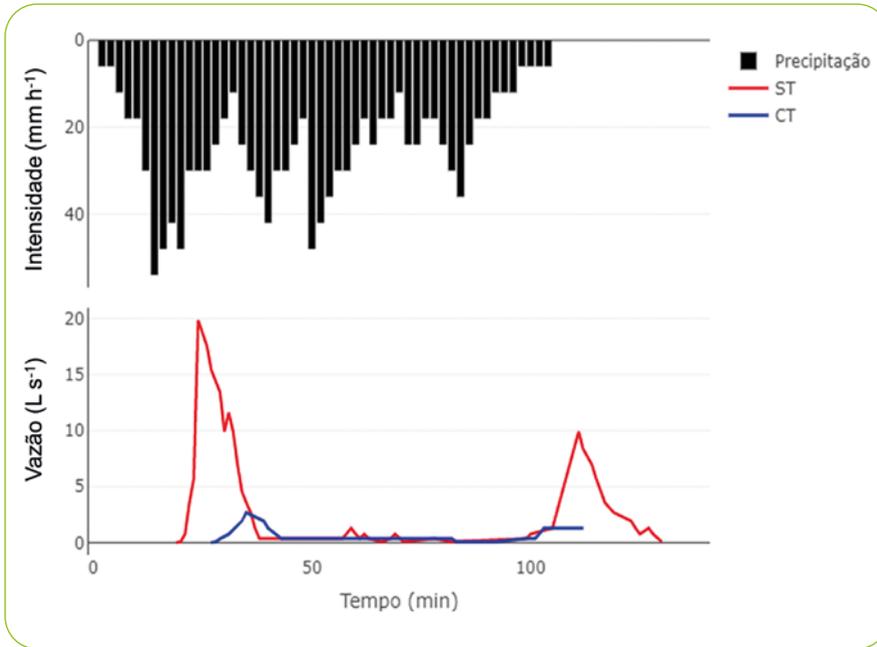
**Fonte:** Autores, 2024.

Considerando a interpretação dos valores apresentados na Tabela 16, os maiores valores de vazão e volume total perdido ocorreram na parcela sem terraço (ST). Tal comportamento, apesar de ser ainda muito incipiente, pois os eventos de chuva que ocorreram foram abaixo do esperado para efetivamente mostrar o potencial das práticas conservacionistas, pode ser explicado pelos benefícios da adoção de terraços em áreas agrícolas. Esse efeito dos terraços também foi relatado por Londero *et al.* (2021), no qual observaram um efeito dos terraços em até 90% na redução do escoamento superficial em área de plantio direto cultivado com sucessão de trigo e soja durante o período de 2014 a 2018.

Na Figura 22 são apresentados o hidrograma e o hietograma do evento de 9 de outubro de 2021 ocorrido nas megaparcelas de Cianorte. As vazões máximas registradas nesse evento foram superiores nas parcelas sem terraço ( $19,9 L s^{-1}$ ) em comparação às parcelas com terraço ( $2,7 L s^{-1}$ ). Além disso, a precipitação registrada foi de 47 mm, sendo que a chuva durou 124 minutos. O escoamento iniciou-se após 26 minutos de chuva na parcela com terraço, enquanto na parcela sem terraço o escoamento superficial começou após 22 minutos do início da chuva.

Os maiores valores de coeficiente de escoamento foram obtidos na parcela sem terraço (1,93%), em comparação à parcela com terraço (0,63%). Considerando os cinco dias antes do evento de 9 de outubro de 2021, houve uma precipita-

ção acumulada de 27,8 milímetros, indicativo de que o solo estava com umidade próxima à capacidade de campo, de acordo com a condição 2 de umidade antecedente no solo (MISHRA *et al.*, 2006; GEETHA *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2011). Além disso, a área nesse período não apresentava condução de culturas.



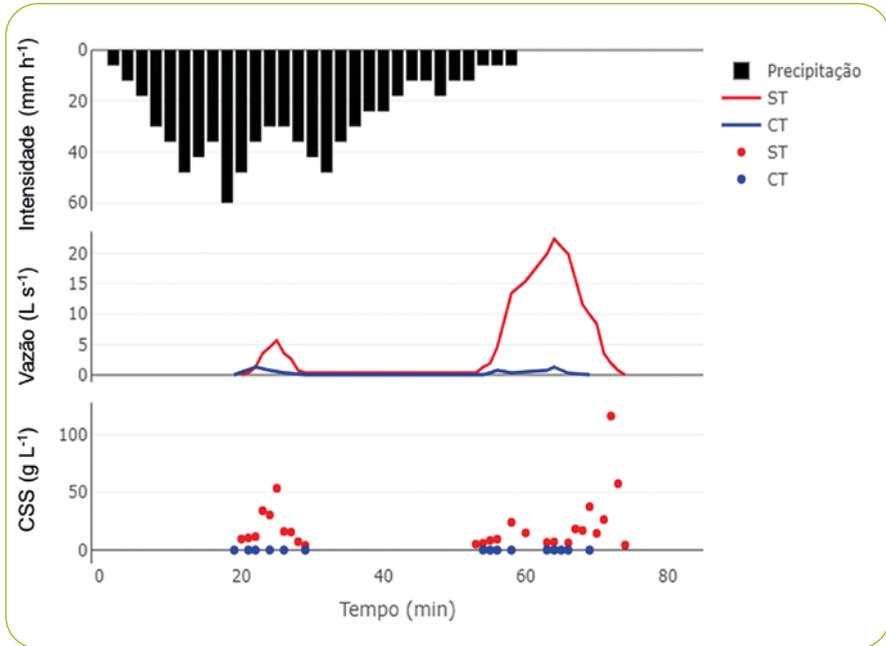
**Figura 22** – Hietograma e hidrograma do evento de chuva-vazão ocorrido no dia 09/10/2021 nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cianorte-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

Os resultados obtidos no evento de 09/10/2021 podem estar relacionados também com a rugosidade da superfície do solo. De acordo com Panachuki *et al.* (2010), a rugosidade da superfície do solo, ou microrrelevo, refere-se às diferenças nas medidas de altura na superfície do solo em distâncias relativamente pequenas. Dessa forma, o volume de precipitação tem maior facilidade para se deslocar na superfície. Contudo, essa movimentação é reduzida em áreas com terraço. Segundo Amado *et al.* (2002), o aumento das perdas de água por enxurrada eleva a capacidade de transporte de solo, nutrientes e matéria orgânica, afetando sua qualidade.

Na Figura 23 apresentam-se o hidrograma e o hietograma do evento de 24 de março de 2022 ocorrido nas megaparcelsas em Cianorte. As vazões máximas registradas nesse evento foram superiores nas parcelas sem terraço ( $22 \text{ L s}^{-1}$ )

em comparação às parcelas com terraço ( $1,3 \text{ L s}^{-1}$ ). Além disso, a precipitação registrada foi de 25,8 mm, sendo que a chuva durou 58 minutos.



**Figura 23** – Hietograma e hidrograma do evento de chuva-vazão ocorrido no dia 24/03/2022 nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST) em Cianorte-PR

**Fonte:** Autores, 2024.

O escoamento iniciou-se após 10 minutos de chuva nas parcelas com e sem terraço. Os maiores valores de coeficiente de escoamento foram obtidos na parcela sem terraço (2,96%), em comparação à parcela com terraço (0,24%). O escoamento superficial encerrou 10 minutos após o fim da chuva na parcela com terraço, enquanto na parcela sem terraço o escoamento superficial finalizou após 16 minutos do final da chuva. Considerando os cinco dias antes do evento de 24 de março de 2022, houve uma precipitação acumulada de 35 mm, indicativo de que o solo estava com umidade próxima à capacidade de campo, de acordo com a condição 2 de umidade antecedente no solo (MISHRA *et al.*, 2006; GEETHA *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2011). Além disso, as áreas apresentavam restos culturais da cultura da soja.

A apresentação dos dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) foi realizada por meio de pontos devido ao fato de que a coleta de água com sedimentos nas parcelas ocorreu manualmente na ocasião dos eventos de chuva-vazão e não de forma contínua, com uso de turbidímetros, fato que permitiria o registro das informações da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em forma de linha contínua.

### 6.3.7 Análise integrada dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo

A análise integrada dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo em sistemas agrícolas revela impactos significativos na saúde e produtividade deste. Nas áreas agrícolas, as atividades humanas e os processos naturais provocam alterações na química, microbiologia, micromorfologia e sedimentologia do solo, afetando diretamente o armazenamento de carbono e aumentando os riscos de erosão (POSTHUMUS; STROOSNIJDER, 2010; WEI *et al.*, 2016). Os terraços podem ajudar a prevenir a erosão do solo, reduzindo o escoamento de água e promovendo a infiltração de água, melhorando assim a estrutura do solo e reduzindo a perda de nutrientes (ARNÁEZ *et al.*, 2015). A integração desses atributos fornece uma compreensão abrangente da dinâmica do solo, enfatizando a importância de práticas sustentáveis para melhorar a produtividade agrícola e a conservação ambiental.

A análise integrada das megaparcelas com e sem terraço em Cianorte foi realizada com dados de 2022, por meio de análise de componentes principais (PCA), para identificar a influência das diferentes variáveis edáficas e microbiológicas. Posteriormente, para verificar a significância estatística dos grupos formados na PCA, empregou-se o teste de análise de similaridade (ANOSIM). Para avaliar as diferenças individuais entre as megaparcelas CT e ST, aplicou-se o teste t, exceto nos casos em que os dados não apresentaram normalidade, nos quais foi utilizado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste Shapiro-Wilk. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* R.

Na investigação dos atributos do solo nas megaparcelas com e sem terraço em Cianorte, foram observadas diferenças substanciais. Entre os 58 atributos do solo, 17 (29,3%) mostraram diferenças significativas entre as megaparcelas com e sem terraço. Desses, 10 (58,8%) apresentaram valores significativamente maiores nas megaparcelas com terraço (Tabela 16).

Os terraços reduzem o escoamento de água, levando à maior infiltração de água, o que pode aumentar a retenção e disponibilidade de nutrientes no solo

(WEI *et al.*, 2016). A presença de terraços pode criar um ambiente mais favorável para bactérias fixadoras de nitrogênio, promovendo maiores níveis de nitrogênio no solo e, posteriormente, na biomassa (ARNÁEZ *et al.*, 2015; WEI *et al.*, 2016).

**Tabela 16** – Diferença nos atributos físicos, químicos e microbianos do solo nas megaparcelsas com (CT) e sem terraço (ST) de Cianorte-PR

Atributos	P	Megaparcela com maior valor médio	% de diferença
% agregados (0 a 10)	0,001	CT	67%
% agregados (10 a 20)	0,001	ST	-89%
DMG (0 a 10)	0,001	CT	37%
DMP (10 a 20)	0,001	ST	-51%
FA	0,001	ST	-15%
NBM	0,001	CT	63%
qCO <sub>2</sub>	0,001	CT	145%
VIB	0,001	CT	35%
RM	0,005	CT	6%
DMG (10 a 20)	0,007	ST	-31%
COT	0,008	CT	4025%
H+Al (10 a 20)	0,016	CT	12%
CBM	0,02	ST	-10%
Silte (10 a 20)	0,026	ST	-46%
Pt (0 a 10)	0,04	CT	22%
CC (0 a 10)	0,044	ST	-28%
DMP (0 a 10)	0,046	CT	28%
Areia total (10 a 20)	0,055	CT~ST	-
Argila (10 a 20)	0,077	CT~ST	-
V% (10 a 20)	0,127	CT~ST	-
Al (10 a 20)	0,128	CT~ST	-
Macroporosidade (10 a 20)	0,141	CT~ST	-
CC (10 a 20)	0,144	CT~ST	-
Areia total (0 a 10)	0,145	CT~ST	-
m% (10 a 20)	0,146	CT~ST	-
P (0 a 10)	0,157	CT~ST	-
Mg (0 a 10)	0,162	CT~ST	-
Macroporosidade (0 a 10)	0,179	CT~ST	-

Atributos	P	Megaparcela com maior valor médio	% de diferença
Ds (0 a 10)	0,217	CT~ST	–
V (0 a 10)	0,223	CT~ST	–
K (0 a 10)	0,253	CT~ST	–
Pt (10 a 20)	0,268	CT~ST	–
Ca (10 a 20)	0,295	CT~ST	–
Silte (0 a 10)	0,31	CT~ST	–
B-glicolidase	0,311	CT~ST	–
K (10 a 20)	0,317	CT~ST	–
CTC pH7 (10 a 20)	0,319	CT~ST	–
CTC efetiva (0 a 10)	0,323	CT~ST	–
pH H <sub>2</sub> O (10 a 20)	0,368	CT~ST	–
Microporosidade (0 a 10)	0,385	CT~ST	–
Mg (10 a 20)	0,395	CT~ST	–
RP (0 a 10)	0,399	CT~ST	–
RP (10 a 20)	0,399	CT~ST	–
Ca (0 a 10)	0,454	CT~ST	–
CTC efetiva (10 a 20)	0,494	CT~ST	–
H+Al (0 a 10)	0,511	CT~ST	–
pH (CaCl) (10 a 20)	0,519	CT~ST	–
m (0 a 10)	0,544	CT~ST	–
Al (0 a 10)	0,591	CT~ST	–
Ds (10 a 20)	0,63	CT~ST	–
pH (H <sub>2</sub> O) (0 a 10)	0,703	CT~ST	–
COT (0 a 10)	0,865	CT~ST	–
Argila (0 a 10)	0,868	CT~ST	–
P (10 a 20)	0,883	CT~ST	–
Microporosidade (10 a 20)	0,906	CT~ST	–
CTC pH7 (0 a 10)	0,941	CT~ST	–
pH (CaCl) (0 a 10)	0,989	CT~ST	–
COT (10 a 20)	0,993	CT~ST	–

\* Valores em **negrito** indicam diferença entre CT e ST para p-valor  $\leq 0,05$  determinado pelo teste de t.

CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; RBS – respiração basal do solo;  $qCO_2$  – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; VIB – velocidade de infiltração básica; RP – resistência do solo à penetração mecânica; Pt – porosidade total do solo; FMA – fungos micorrízicos arbusculares; DGM – diâmetro médio geométrico dos agregados; DGP – diâmetro médio ponderado dos agregados; CC – capacidade de campo; Ds – densidade do solo.

**Fonte:** Autores, 2024.

A análise de componentes principais (PCA) foi conduzida com 19 variáveis do solo, compostas por atributos químicos, físicos e microbiológicos (Tabela 16). Os resultados indicaram que o componente principal 1 explicou 29,03% e o componente principal 2 explicou 14,90% da variabilidade dos dados, totalizando 43,93% (Figura 24). As variáveis que mais contribuíram positivamente para o eixo 1 foram V%, Mg e Ca, enquanto H+Al, carbono da biomassa, nitrogênio da biomassa, Al e m% mostraram tendências negativas. No componente principal 2, H+Al, K e COT foram as variáveis que mais contribuíram positivamente, enquanto pH, carbono na biomassa microbiana, RP, V respiração, total de areia, fosfatase e betaglicosidase mostraram tendências negativas (Figura 24).

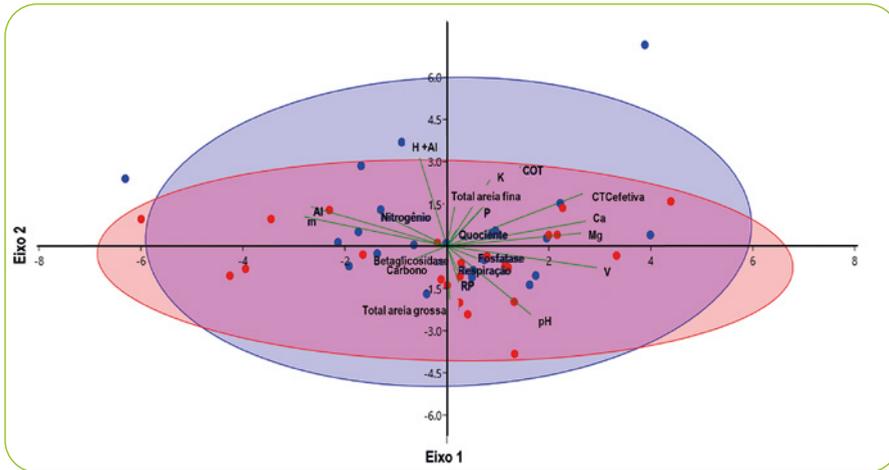
**Tabela 17** – Correlação dos eixos da análise de componentes principais (PCA) com as variáveis das amostras de solo da megaparcela de Cianorte-PR em 2021

Variáveis	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
Al	-0,81	0,38	0,29	0,03	0,12	-0,02
B-glicosidase	0,00	-0,15	0,09	0,35	-0,22	0,72
Ca	0,87	0,18	0,11	0,13	-0,01	-0,06
CBM	-0,34	-0,28	0,38	-0,19	-0,42	-0,14
COT	0,44	0,68	0,14	0,10	-0,03	0,01
CTC efetiva	0,81	0,44	0,18	0,04	0,00	-0,09
FA	0,18	-0,07	0,73	-0,21	0,24	-0,05
H+Al	-0,18	0,79	-0,19	0,17	0,05	-0,15
K	0,28	0,69	0,03	-0,19	-0,21	-0,07
m%	-0,85	0,28	0,30	0,04	0,10	0,02
Mg	0,92	0,14	0,01	-0,11	0,04	-0,06
NBM	-0,42	0,25	-0,55	0,01	-0,33	0,00
P	0,20	0,37	0,02	-0,34	-0,12	0,62
pH	0,54	-0,57	-0,29	0,17	-0,15	0,05
qCO <sub>2</sub>	0,05	0,20	-0,55	0,19	0,62	0,24
RBS	0,06	-0,18	-0,52	-0,52	0,22	-0,25
RP	0,07	-0,24	0,35	0,07	0,61	0,13
Total de areia	0,10	-0,05	0,08	0,82	-0,07	-0,31
V %	0,94	-0,19	0,09	-0,07	-0,07	0,01

CBM – carbono da biomassa microbiana; NBM – nitrogênio da biomassa microbiana; RBS – respiração basal do solo; qCO<sub>2</sub> – quociente metabólico; FA – fosfatase ácida; RP – resistência do solo à penetração mecânica.

**Fonte:** Autores, 2024.

Embora a PCA não tenha revelado um padrão claro de diferenciação entre as megaparcelas CT e ST, a análise ANOSIM demonstrou uma diferença significativa entre eles ( $r = 0,31$ ,  $p < 0,0001$ ). Os valores de H+Al e COT foram mais importantes para o grupo CT, enquanto valores de pH e areia grossa foram mais importantes para o grupo ST, proporcionando um afastamento, mesmo que não tão evidente, dos grupos (Figura 24).



**Figura 24** – Análise de componentes principais (PCA) integrando os dados químicos, físicos e microbiológicos do solo obtidos nas megaparcelas com terraço (CT), em azul, e sem terraço (ST), em vermelho, localizadas em Cianorte-PR no ano de 2022

**Fonte:** Autores, 2024.

Os resultados destacam a complexidade das interações entre os atributos do solo, os fatores microbiológicos e o terraceamento. Eles ressaltam a importância de considerar esses elementos na tomada de decisões relacionadas à agricultura e à conservação do solo.

## 6.4 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL NA MESORREGIÃO NOROESTE

A região Noroeste do Paraná, situada em uma área de significativa importância agrícola, apresenta desafios e oportunidades no contexto da sustentabilidade ambiental e socioeconômica. Compreender a dinâmica dos solos nessa região é fundamental para promover práticas agrícolas mais eficientes e sustentáveis, visando ao aumento da produtividade e à conservação dos recursos naturais. Este estudo se propôs a investigar a presença e a ausência de terraços e

seus efeitos sobre os processos hidrossedimentológicos, a fertilidade e a microbiologia do solo, entre outros.

Com base no processamento dos dados provenientes deste estudo nas unidades de Cianorte e Presidente Castelo Branco, devido ao curto período de avaliações e aos baixos índices pluviométricos que ocorreram, ainda não foi possível identificar diferenças significativas entre as áreas cultivadas com e sem terraços. É importante reconhecer que os impactos decorrentes dos resultados da pesquisa sobre conservação do solo na região Noroeste do Paraná serão percebidos principalmente em médio e longo prazo. Isso ocorre porque as práticas de manejo conservacionista demandam tempo para sua efetiva implementação e para que seus efeitos se manifestem plenamente no ambiente agrícola, principalmente nas condições de solos arenosos do noroeste do Paraná.

Buscou-se verificar as técnicas de manejo conservacionista que mais se destacam promovendo a conservação dos solos arenosos, entre elas o cultivo em nível, que contribui para reduzir o escoamento superficial e o terraceamento, sendo esse último prática eficaz para controlar o escoamento superficial da água, minimizando a erosão do solo em encostas e declives. Essas práticas podem auxiliar ainda na redução da perda de nutrientes e matéria orgânica e, consequentemente, no menor assoreamento de corpos hídricos, o que irá impactar diretamente a qualidade da água e do solo das bacias hidrográficas.

O cultivo em nível, que consiste na preparação e semeadura seguindo as curvas de nível do terreno, auxilia na redução da erosão hídrica e promove a retenção de água no solo, pois ao preparar o terreno de forma a seguir as curvas de nível cria pequenos terraços ou patamares ao longo do relevo, que ajudam a diminuir a velocidade do escoamento superficial da água e a reter os sedimentos transportados pela chuva e, por conseguinte, reduzir o carreamento das partículas do solo. Tais práticas são essenciais para a sustentabilidade dos ambientes agrícolas da Mesorregião Noroeste do Paraná.

A depender da topografia do terreno, a implementação do terraceamento em nível se torna necessária e em algumas situações até mesmo o terraceamento em desnível e canais escoadouros em algumas áreas do arenito poderão contribuir para reduzir o escoamento. A variação na largura da base dos terraços, sendo estreita, média ou larga, é considerada, sendo os terraços de base larga preferidos em solos arenosos propensos à erosão, como os do arenito, por suas características físicas ou em áreas de maior declividade com terraços de base média. Essa técnica, como abordada anteriormente, funciona como estratégia de controle do escoamento superficial da água, criando barreiras físicas que auxiliam na redução da erosão do solo. Nesse contexto, o terraço de base larga proporciona melhor dispersão da água da chuva e distribuição mais uniforme ao longo do terreno, além de permitir a passagem de máquinas.

Outra prática importante que deve ser considerada para o manejo dos solos é o plantio direto, que consiste na semeadura das culturas sem revolvimento do solo, mantendo sua cobertura vegetal e reduzindo significativamente a erosão hídrica e eólica, sendo uma das práticas mais recomendadas para a região. Ao manter a cobertura vegetal, o plantio direto protege o solo da ação erosiva da água e do vento, minimizando a perda de nutrientes, a compactação do solo e auxiliando na manutenção da matéria orgânica. Além disso, o plantio direto promove o aumento da biodiversidade do solo, favorecendo a presença de microrganismos benéficos e melhorando sua estrutura, porosidade e capacidade de retenção de água, desempenhando um papel fundamental na conservação do solo no Noroeste do Paraná, contribuindo para a preservação dos recursos naturais e a sustentabilidade da agricultura na região.

Aliada ao plantio direto, uma prática importante para a manutenção dos sistemas agrícolas é a rotação de culturas. O emprego de culturas com diferentes sistemas radiculares, ciclos de crescimento e demandas por nutrientes promove o uso mais eficiente dos recursos do solo, evitando o esgotamento de nutrientes específicos e reduzindo os problemas de erosão e compactação observados nos sistemas de monocultivo.

Outras ferramentas podem ser implementadas como auxiliares na melhoria da conservação desses solos, como a preservação de áreas de matas ciliares, nascentes e topos de morro, que englobam as APPs, e ainda as áreas de reserva legal.

O conjunto dessas técnicas de conservação de solo empregadas na agricultura representarão ferramentas de suma importância para o êxito da agricultura na região Noroeste do Paraná. Ao integrar práticas como o plantio direto, rotação de culturas, manutenção da cobertura morta, uso de terraceamento, manejo integrado de nutrientes e conservação de áreas de preservação permanente, será possível promover a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, protegendo a qualidade do solo e da água, assegurando a viabilidade em longo prazo das atividades agrícolas na região Noroeste do Paraná, onde está inserida a Mesorregião Noroeste do Paraná.

Destaca-se ainda que o estudo hidrossedimentológico dos solos dessa região necessita ser aprofundado e desenvolvido por um período maior para consolidar os resultados e as práticas estudadas em cada área. Essas informações, geradas pela Rede de Agropesquisa, poderão ser empregadas para o desenvolvimento de recomendações agronômicas tanto para contribuir com a conservação dos recursos naturais como também para maximizar a produção agrícola de forma sustentável, garantindo benefícios econômicos, sociais e ambientais para todas as partes envolvidas.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. D. O.; KLAUBERG FILHO, O.; ALMEIDA, H. C.; GEBLER, L.; FELIPE, A. F. Soil microbial biomass under mulch types in an integrated apple orchard from Southern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 68, p. 217-222, 2011.
- ALVES, M. C.; CABEDA, M. S. V. Infiltração de água em um podzólico vermelho-escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 753-761, 1999.
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 26, n. 1, p. 241-248, 2002.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.
- AQUINO, G. S.; MEDINA, C. C.; DA COSTA, D. C.; SHAHAB, M.; SANTIAGO, A. D. Sugarcane straw management and its impact on production and development of ratoons. **Industrial Crops and Products**, v. 102, p. 58-64, 2017.
- ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; WATANABE, S. H.; PINTRO, J. C.; DA COSTA, A. C. S.; DA MATA, J. D. D. V. Avaliação do impacto do cultivo nas características químicas e na agregação de um latossolo vermelho distrófico do noroeste do Paraná. **Acta Scientiarum: Agronomy**, v. 22, p. 1.045-1.053, 2000.
- ARNÁEZ, J.; LANA-RENAULT, N.; LASANTA, T.; RUIZ-FLAÑO, P.; CASTROVIEJO, J. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. **Catena**, v. 128, p. 122-134, 2015.
- ARSHAD, M. A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. Methods for assessing soil quality. **SSA Special Publication**, v. 49, 1996. p. 123-141.
- ASHRAF, M. N.; WAQAS, M. A.; RAHMAN, S. Quociente metabólico microbiano é um indicador dinâmico da saúde do solo: tendências, implicações e perspectivas. **Solo da Eurásia Science**, v. 55, p. 1.794-1.803, 2022.
- AWE, G. O.; REICHERT, J. M.; TIMM, L. C.; WENDROTH, O. O. Temporal processes of soil water status in a sugarcane field under residue management. **Plant and Soil**, v. 387, p. 395-411, 2015.
- BARREIROS, A. M.; DE OLIVEIRA, D.; NAKASHIMA, P.; DE QUEIROZ NETOS, J. P.; NAKASHIMA, M. R.; ALVES, G. B.; DE ANDRADE, J. A. Características granulométricas e morfológicas das areias de solos sobre arenitos e basaltos em Florai/PR. **Revista do Departamento de Geografia**, volume especial, p. 22-33, 2018.
- BAUMGÄRTNER, L. C.; CORDEIRO, R. C.; RODRIGUES, R. D. A. R.; MAGALHÃES, C. A. de S.; DA SILVA MATOS, E. Estoque e mecanismo de proteção física do carbono no solo em manejos agrícolas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 6, p. 3.341-3.336, 2021.
- BAZZOTTI, M. D.; PIETROBELLI, G.; da SILVA, W. B. Propriedades físicas de cobertura superficial em encosta com processo de erosão em túneis e voçorocamento no oeste do Paraná, Brasil. **Ambiência**, v. 13, n. 1, 2017.

- BERNARDO, S.; MANTOVANI, C. E.; SILVA, D. D.; SOARES, A. A. **Manual de irrigação**. 9. ed. Viçosa: Editora da UFV, 2019. 545p.
- BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; CENTURION, M. A. P. D. C.; SILVA, A. P. D. Efeito da compactação na produtividade de cultivares de soja em latossolo vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 787-794, 2006.
- BHERING, S. B.; DOS SANTOS, H. G. (Org.). **Mapa de solos do Estado do Paraná**: legenda atualizada. 1. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2008. v. 1. 74 p.
- BONGIOLO, A. D. B. E. S.; SOARES, A. P.; BITTENCOURT, A. V. L.; FERREIRA, F. J. F. Compartimentação estrutural e conectividade hidráulica dos sistemas aquíferos Serra Geral e Guarani: caracterização hidrogeoquímica na região central do Estado do Paraná. **Brazilian Journal of Geology**, v. 41, n. 2, p. 319-333, 2011.
- BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G.; UEMA, D. Y. Relação dos solos na quantidade de sólidos em águas superficiais – o caso da bacia hidrográfica do Rio Pirapó-PR. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2, 2014.
- BORDIN, I.; DOS SANTOS SILVA, N.; DA SILVA, T. R. B.; SANTOS, J. B.; BORKOWSKI, J. P.; DA SILVA, P. J. **Infiltração de água em solos sob uso agrícola e pousio no Estado do Amapá**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Irrigação e Gestão de Recursos Hídricos) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Capanema, 2021. 31p.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 716p.
- BRANDÃO, V. S.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo**. 2. ed. Viçosa. Editora da UFV, 2003. 87 p.
- BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, E. O. Perdas de solo e caracterização física e micromorfológica de crostas formadas em solos sob chuva simulada. **Engenharia Agrícola**, v. 27, p. 129-138, 2007.
- BUFEBO, B.; BEYENE, G.; ADDISE, T. Analysis of selected soil properties in relation to soil and water conservation practices in Sibiya Arera, Soro District, South Central Ethiopia. **The Scientific World Journal**, 2023.
- CAO, Y.; DING, J.; LI, J.; XIN, Z.; REN, S.; WANG, T. Necromass-derived soil organic carbon and its drivers at the global scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 181, p. 109.025, 2023.
- CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**. 2. ed. Piracicaba: Editora ESALQ, 2016. 221p.
- CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbono stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, v. 62, n. 1, p. 23-28, 2011.
- COLOZZI FILHO, A.; KNOB, A.; MENONCIN, A. S.; CASALI, C. A.; GALVÃO, C. W.; TESSARO, D.; SANTOS, E. C.; SOUZA-PACCOLA, E. A.; GASPAROTTO, F.; MACHINESKI, R.; CARRENHO, R. Atributos biológicos. In: PELLEGRINI, A., BARBOSA, G. M. C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. p. 267-292.

- CONFESSOR, J. G.; SILVA, L. L.; ARAÚJO, P. M. S. An assessment of water and soil losses in pastures of the Brazilian savanna using simulated rain. **Sociedade & Natureza**, v. 34, n. 1, 2022.
- CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; FERNANDES, D. M.; PERES, M. G. M. Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1583-1590, 2008.
- CUARTAS, L. A.; FUJITA, T.; CAMPOS, J. A.; CUNHA, A. P.; BERTTACHI UVO, C.; BROEDEL, E.; MARENGO, J. A. Understanding the hydrological drought processes in the Paraná River Basin. In: EGU GENERAL ASSEMBLY CONFERENCE ABSTRACTS, 2023, Viena. **Anais [...]**. Viena, 2023.
- DURAN, H. H. F. **Cover cropping**: sensor-based estimations of biomass yield and nutrient and uptake and its impact on sugarcane productivity. 2022. LSU Master's Theses. p. 5.634.
- ELKADIRI, R.; MOMM, H. G.; BINGNER, R. L.; MOORE, K. Spatial optimization of conservation practices for sediment load reduction in ungauged agricultural watersheds. **Soil Systems**, v. 7, n. 1, p. 4, 2023.
- FIDALSKI, J.; HELBEL JUNIOR, C. Available water content for the management of irrigated crops in the northwestern region of Parana State. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 2, p. 3.976-3.986, 2020.
- FRANCAVIGLIA, R.; ALMAGRO, M.; LUIS, J.; VICENTE, V. Conservation agriculture and soil organic carbon: principles, processes, practices and policy options. **Soil Systems**, v. 7, n. 17, p. 1-35, 2023.
- 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, p. 459-467, 2000.
- FUJITA R. H. **O perfil longitudinal do rio Ivaí e sua relação com a dinâmica de fluxos Maringá**. 2009. Dissertação. (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009. 118p.
- GAO, D.; BAI, E.; WANG, S.; ZONG, S.; LIU, Z.; FAN, X.; ZHAO, C.; HAGEDORN, F. Three dimensional mapping of carbon, nitrogen, and phosphorus in soil microbial biomass and their stoichiometry at the global scale. **Global Change Biology**, v. 28, n. 22, p. 6.728-6.740, 2022.
- GARCIA, A.; CRUSCIOL, C. A. C.; MCCRAY, J. M.; NASCIMENTO, C. A. C.; MARTELLO, J. M.; AIQUEIRA, G. F.; TARUMOTO, M. B. Magnesium as a promoter of technological quality in sugarcane. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chile, v. 20, p. 19-30, 2019.
- GASPARETTO, E. C.; BRAIDA, J. A.; CARNEIRO, M.; SCARIOT, J. J.; TABOLKA, C. L. Grau de flocculação da argila de um latossolo vermelho utilizado com lavoura e mata nativa. **Synergismus Scientifica**, v. 4, n. 1, 2009.
- GEETHA, K.; MISHRA, S. K.; ELDHO, T. I.; RASTOGI, A. K.; PANDEY, R. P. Modifications to SCS-CN method for long-term hydrologic simulation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 133, n. 5, p. 475-486, 2007.
- GETAHUN, G. T.; KÄTTERER, T.; MUNKHOLM, L. J.; PARVAGE, M. M.; KELLER, T.; RYCHEL, K.; KIRCHMANN, H. Short-term effects of loosening and incorporation of straw slurry into the upper subsoil on soil physical properties and crop yield. **Soil and Tillage Research**, v. 184, p. 62-67, 2018.

- GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. E. K.; GUIMARÃES, M. F.; FRANCHINI, J. C. Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados. In: **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1. 304p.
- GOMES, A. P.; PAIVA, E. M. C. D. Acumulação e transporte de sedimentos na microdrenagem: monitoramento e modelagem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 4, p. 45-55, 2010.
- GRZEGOZEWSKI, D. M.; CIMA, E. G.; URIBE-OPAZO, M. A.; GUEDES, L. P. C.; JOHANN, J. A. Spatial and Multivariate Analysis of Soybean Yield in the State of Paraná-Brazil. **Journal of Agricultural Studies**, v. 8, n. 1, p. 387, 2020.
- HAMZA, M. A.; ANDERSON, W. K. Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. **Soil and Tillage Research**, v. 82, n. 2, p. 121-145, 2005.
- HOFFMANN, R. B.; MOREIRA, E. E. A.; HOFFMANN, G. S. da S.; DE ARAÚJO, N. S. F. Efeito do manejo do solo no carbono da biomassa microbiana. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 1, n. 1, p. 168-178, 2018.
- HU, Y.; ZHANG, F.; LUO, Z.; BADRELDIN, N.; BENOY, G.; XING, Z. Soil and water conservation effects of different types of vegetation cover on runoff and erosion driven by climate and underlying surface conditions. **Catena**, v. 231, p. 107347, 2023.
- IAIA, A. M.; MAIA, J. C. S.; KIM, M. E. Uso do penetrômetro na avaliação da resistência do solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 523-530, 2006.
- IMHOFF, S.; DA SILVA, A. P.; TORMENA, C. A. Aplicações da curva de resistência no controle da qualidade física de um solo sob pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 7, p. 1.493-1.500, 2000.
- KANDELER, E. P. Physiological and biochemical methods for studying soil biota and their functions. In: PAUL, E. (Ed.). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. New York: Academic Press, 2015. p. 187-222.
- KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, n. 1, p. 1-13, 2010.
- KAWANO, T.; SILVEIRA, H.; SERRA, E.; da GRAÇA, C. H. Pluriatividade na agricultura familiar no compartimento arenítico da bacia hidrográfica do rio Pirapó-Paraná/Brasil. **Revista de Geografia Agrária**, v. 15, n. 37, p. 269-298, 2020.
- KUZYAKOV, Y.; HU, J.; HUANG, C.; ZHOU, S. Microbial carbon use efficiency in soil under N deposition: meta-analysis of <sup>13</sup>C and <sup>18</sup>O approaches. **EGU General Assembly Conference Abstracts**, p. EGU-7993, 2023.
- LAL, R. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. **Food Security**, v. 1, p. 45-57. 2009.

- LONDERO, A. L.; MINELLA, J. P.; SCHNEIDER, F. J.; DEUSCHLE, D.; MENEZES, D.; EVRARD, O.; MERTEN, G. H. Quantifying the impact of no till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 3, p. e1409, 2021.
- LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. **Uso eficiente de fertilizantes e corretivos agrícolas**: aspectos agronômicos. 3. ed. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2000. 70p.
- LOPES, A. S.; SILVA, M. C.; GUILHERME, R. L. G. **Acidez do solo e calagem**. 3. ed. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos, 1990. 22p.
- MAACK, R., **Geografia Física do Estado do Paraná**. 4. ed. Curitiba: Editora da UFPR, 2017. 450p.
- MAGALHÃES, R. T.; KLIEMANN, H. J.; OLIVEIRA, I. P. Evolução das propriedades físicas de solos submetidos ao manejo do Sistema Barreirão. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 31, n.1, p. 7-13, 2001.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 2006. 638p.
- MANASSES, F.; ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo hidrogeológico da Formação Serra Geral na região sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 65, p. 3-9, 2011.
- MARCOLIN, L.; CALEGARI, M. R. Atributos químicos, físicos e mineralogia de latossolos e sua relação com a paisagem no oeste do Paraná. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 39, p. 48-61, 2020.
- MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTTI, 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, 2009.
- MCCUEN, R. H. **Hydrologic analysis and design**. 2. ed. Hoboken: Prentice Hall, 1998. 859 p.
- MENDES, I. D. C.; DE SOUSA, D. M. G.; DOS REIS JUNIOR, F. B.; LOPES, A. D. C. Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo. **Embrapa Cerrado**, n. 38, 2018.
- MIOTO, L. S.; ARAUJO, M. A.; SERON, C. C.; LAVANHOLI, R.; BATISTA, M. A.; LOZANO, C. S. Resistência do solo à penetração das raízes avaliada por dois penetrômetros em uma área cultivada com mandioca. **Acta Iguazu**, v. 5, p. 65-79, 2016.
- MISHRA, S. K.; SAHU, R. K.; ELDHO, T. I.; JAIN, M. K. An improved Ia-S relation incorporating antecedent moisture in SCS-CN methodology. **Water Resources Management**, v. 20, n. 5, p. 643-660, 2006.
- MOREIRA, S. G.; PROCHNOW, L. I.; KIEHL, J. D. C.; MARTIN NETO, L.; PAULETTI, V. Formas químicas, disponibilidade de manganês e produtividade de soja em solos sob semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 121-136, 2006.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; FONSECA, A. F.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; SCHMIDT FILHO, E.; PRADO, L. L.; CANALLI, L. B. S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. 1. ed. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. v. 1, p. 182-222.

- NAIME, J. M. **Um novo método para estudos dinâmicos, in situ, da infiltração da água na região não-saturada do solo.** 2001. 146f. Tese. (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- NDEGWA, J. K.; GICHIMU, B. M.; MUGWE, J. N.; MUCHERU-MUNA, M.; NJIRU, D. M. Integrated soil fertility and water management practices for enhanced agricultural productivity. **International Journal of Agronomy**, 2023.
- NÓBREGA, M. T.; SILVEIRA, H.; CUNHA, J. E.; BECKAUSER, M. C.; BONIFÁCIO, C. M.; BALDO, M. C. As voçorocas no Noroeste do Paraná: locais preferenciais de ocorrência na paisagem. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 24, p. 2-25, 2023.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; SOUZA, C. M. A.; DE URCHEI, M. A. Rugosidade da superfície do solo sob diferentes sistemas de manejo e influenciada por chuva artificial. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 34, n. 2, p. 443-452, 2010.
- PANDEY, D.; AGRAWAL, M.; BOHRA, J. S. Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. **Soil and Tillage Research**, v. 136, 2014.
- PASSOS, M.; SANT'ANA, L.; BUENO, M. O Norte do Paraná: do café à cana do açúcar. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, v. 1, n. 1, p. 181-206, 2012.
- PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. **Recomendação de adubação e calagem para o estado do Paraná.** 2. ed. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2019. 289p.
- 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, 2004.
- PINTO, L. F. D.; NITSCHKE, P. R.; DE AGUIAR, M. A.; ALVES, D. S.; DA SILVA CALDANA, N. F. Estiagens extremas afetam a agricultura no estado do Paraná, Brasil. **Irriga**, v. 1, n. 2, p. 297-307, 2021.
- POSTHUMUS, H.; STROOSNIJDER, L. To terrace or not: the short-term impact of bench terraces on soil properties and crop response in the Peruvian Andes. **Environment, Development and Sustainability**, v. 12, p. 263-276, 2010.
- POTT, C. A.; BARBOSA, G. M. C.; PELLEGRINI, A.; OLIVEIRA, J. F.; DIDONÉ, E. J.; MANNIGEL, A. R.; BARBOSA, E. A. A.; RUIZ, D. B. Monitoramento hidrossedimentométrico em bacias hidrográficas. In: PELLEGRINI, A., BARBOSA, G. M. C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias.** Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023, v. 1, p. 113-154.
- PRESTES, B. M. M.; FORTES, E.; de SÁ, I. S.; VOLKMER, S.; GRZEGORCZYK, V. Comparative analysis of geomorphometric data between basins of the Rio Paraná, Goio-Êre and Serra Geral formations. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 6, p. 55.593-55.614, 2021.
- PRESTES, B. M. M.; VOLKMER, S. Geomorfologia e controle estrutural de diques na Região Centro-Norte do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 981-992, 2017.
- RAIZER, A. J.; CARVALHO, M. L. de; CAMARGO, A. C.; SILVA, F. C. da; MARCHIORI, L. F. S.; ABREU JUNIOR, C. H.; CHRISTOFOLETTI, D. Aplicação de potássio em cana-de-açúcar energia e sacarina: efeito de doses e interação com micronutrientes e gesso. In: MOSTRA DE ESTAGIÁRIOS E

- BOLSISTAS DA EMBRAPA AGRICULTURA DIGITAL, 1., 2022, Campinas. **Resumos** [...] Campinas: Embrapa Agricultura Digital, 2022. p. 17-27.
- RAMOS, L. A.; NOLLA, A.; KORNDORFER, G. H.; PEREIRA, H. S.; CAMARGO, M. S. Reatividade de corretivos da acidez e condicionadores de solo em colunas de lixiviação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 849-857, 2006.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 2. ed. Barueri: Manole, 2012. 524 p.
- ROBOREDO, D.; MAIA, J. C. S.; OLIVEIRA, O. J.; ROQUE, C. G. Uso de dois penetrômetros na avaliação da resistência mecânica de um latossolo vermelho distrófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 307-314, 2010.
- RODRIGUES, A. S. **Avaliação do impacto do Projeto Hora de Plantar sobre a sustentabilidade dos agricultores familiares da Microrregião do Cariri (CE): o caso do milho híbrido**. 2016. 250f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- SÁ, M. A. C.; SANTOS JUNIOR, J. D. G.; FRANZ, C. A. B.; REIN, T. A. Qualidade física do solo e produtividade da cana-de-açúcar com uso da escarificação entre linhas de plantio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1.610-1.622, 2016.
- 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.
- SANTOS, M. H. F.; KIBON, A. A.; FERNANDES, K. L.; SILVA, O. C. C.; OLIVEIRA, L. C.; SILVA, A. A. Estimativa da compactação através da resistência do solo a penetração sob diferentes culturas e mata nativa. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, n. 27, 2015.
- SENBAYRAM, M.; GRANSEE, A.; WAHLE, V.; THIEL, H. Role of magnesium fertilisers in agriculture: plant-soil continuum. **Crop and Pasture Science**, v. 66, n. 12, p. 1.219-1.229, 2015.
- SHARKAWY, S. F. T.; ALI, A. A.; OMNIA, M. W.; MESELHY, A. A. Impact of conservation agriculture system on combating water erosion hazards at Wadi El-Raml, Northwestern Coast of Egypt. **Haya: The Saudi Journal of Life Sciences**, v. 7, n. 7, p. 210-219, 2022.
- SILVA, F. W. A.; PORTELA, J. C.; GONDIM, J. E. F.; OLIVEIRA, V. N. S. Matéria orgânica e suas inter-relações com os atributos físicos do solo. In: SEABRA, G. (Org.). **Terra: habitats urbanos e rurais**. Ituiutaba: Barlavento, 2019. p. 255-263.
- SILVA, M. O.; VELOSO, C. L.; NASCIMENTO, D. L.; OLIVEIRA, J.; PEREIRA, D. F.; COSTA, K. D. S. Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 47.838-47.855, 2020.
- SOUZA, R. A.; TELLES, T. S.; MACHADO, W.; HUNGRIA, M.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M. F. Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 155, n. 15, p. 1-6, 2012.
- SPOHR, R. B.; CARLESSO, R.; GALÁRRETA, C. G.; PRÉCHAC, F. G.; PETILLO, M. G. Modelagem do escoamento superficial a partir das características físicas de alguns solos do Uruguai. **Ciência Rural**, v. 39, n. 1, p. 74-81, 2009.

- SRIVASTAVA, S.; BASCHE, A.; TRAYLOR, E.; ROY, T. The efficacy of conservation practices in reducing floods and improving water quality. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, n. 11, p. 36.989, 2023.
- SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Bacias Hidrográficas do Paraná** (Shapefile). 2007.
- THOMAZ, E. L.; FIDALSKI, J. Interrill erodibility of different sandy soils increases along a catena in the Caiuá Sandstone Formation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. e0190064, 2020.
- TOFFOLLI, T. N. Panorama da variabilidade de temperatura e precipitação no Paraná/BR. **Revista Científica Multidisciplinar**, v. 3, n. 4, 2022.
- TOKUDA, E. N.; LIMA, C. G. D. R.; DALL'AGLIO SOBRINHO, M.; OLIVEIRA, J. N. D. Density and classification of the rainfall network and spatiotemporal analysis of rain in the upper Parana River region, Brazil. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 28, p. e17, 2023.
- VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343p.
- VIEIRA, R. F.; RAMOS, N. P.; PAZIANOTTO, R. A. A. Different amounts of sugarcane trash left on the soil: Effects on microbial and enzymatic indicators in a short term experiment. **Soil Use and Management**, v. 37, n. 3, p. 658-666, 2020.
- WANG, C.; WAN, S.; XING, X.; ZHANG, L.; HAN, X. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 1.101-1.110, 2006.
- WANG, L.; HE, Z.; ZHAO, W.; WANG, C.; MA, D. Fine soil texture is conducive to crop productivity and nitrogen retention in irrigated cropland in a desert-oasis ecotone, Northwest China. **Agronomy**, v. 12, n. 7, p. 1.509, 2022.
- WEI, W.; CHEN, D.; WANG, L.; DARYANTO, S.; CHEN, L.; YU, Y.; FENG, T. Global synthesis of the classifications, distributions, benefits and issues of terracing. **Earth-Science Reviews**, v. 159, p. 388-403, 2016.
- XIAO, B.; WANG, Q. H.; FAN, J.; HAN, F. P.; DAI, Q. H. Application of the SCS-CN model to runoff estimation in a small watershed with high spatial heterogeneity. **Pedosphere**, v. 21, n. 6, p. 738-749, 2011.
- ZAGO, L. M. S.; MOREIRA, A. K. O.; SILVA-NETO, C. M.; NABOUT, J. C.; FERREIRA, M. E.; CARAMORI, S. S. Biochemical activity in Brazilian Cerrado soil differentially affected by perennial and annual crops. **Australian Journal of Crop Science**, v. 12, n. 2, p. 235-242, 2018.

## 07

# Rotação de culturas e plantas de cobertura indicadas para o Estado do Paraná

## Autores

**Lutécia Beatriz dos Santos Canalli<sup>1</sup>**

**Paulo Cesar Conceição<sup>2</sup>**

**Josiane Burkner dos Santos<sup>3</sup>**

**André Luiz Oliveira de Francisco<sup>4</sup>**

**Joice Assmann<sup>5</sup>**

**Janaina Dartora<sup>5</sup>**

**Caroline Amadori<sup>6</sup>**

**Maiara Karini Haskel<sup>7</sup>**

**Cidimar Cassol<sup>8</sup>**

<sup>1</sup> Pesquisadora doutora em Agronomia – Produção Vegetal do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER.

<sup>2</sup> Professor doutor em Ciências do Solo da Universidade Tecnológica Federal de Paraná, Campus Dois Vizinhos.

<sup>3</sup> Pesquisadora doutora em Agronomia – Produção Vegetal do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER.

<sup>4</sup> Analista em Ciência e Tecnologia, doutora em Agronomia – Ciência do Solo do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER.

<sup>5</sup> Analista em Ciência e Tecnologia, doutora em Agronomia – Produção Vegetal do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER.

<sup>6</sup> Pós-Doc da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos.

<sup>7</sup> Doutoranda do PPGAG da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos.

<sup>8</sup> Doutor em Agronomia, diretor comercial da CAMP Sementes.

## 7.1 INTRODUÇÃO

A diversidade de cultivos é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários. O manejo conservacionista é imperativo para a preservação e saúde do solo. O sistema plantio direto (SPD) é atualmente o sistema de manejo do solo mais completo quando se trata de preservação do solo e sustentabilidade dos sistemas de produção e está assentado sobre três pilares: o mínimo revolvimento do solo, somente abertura do sulco de plantio; cobertura permanente com plantas vegetando ou com os resíduos destas formando a palha sobre o solo, protegendo-o; e a rotação de culturas, promovendo a diversidade de espécies e os benefícios associados.

A rotação de culturas, incluindo plantas de cobertura ou adubos verdes, é fundamental para a diversidade dos sistemas de produção, mas infelizmente é uma das práticas mais negligenciadas, sendo ainda reduzido o número de agricultores que fazem de fato uma boa rotação de culturas. A maioria opta por um sistema mais simples, pautado exclusivamente em duas culturas, sendo os mais comuns a soja/milho safrinha, em regiões mais quentes, e soja/trigo em regiões mais frias. Isso se deve principalmente ao apelo comercial (valor econômico) dos cultivos predominantes, porém esta prática leva a uma condição inadequada no que se refere ao manejo do solo e dos sistemas de produção, pensando em estabilidade e sustentabilidade no longo prazo.

As plantas de cobertura são essenciais para estabelecer rotações de culturas bem-sucedidas, pois a diversidade de cultivos traz benefícios ao solo, melhorando suas propriedades físicas, químicas e biológicas/microbiológicas, além de promover maior estabilidade da produção, possibilitando aumento de produtividade. É importante destacar que as plantas de cobertura atualmente assumem papel fundamental no incremento de carbono no solo e na ciclagem de nutrientes, o que as torna ainda mais importantes nos sistemas de rotação.

Por outro lado, a monocultura ou o uso de apenas duas culturas repetidamente na mesma área propicia ambiente favorável ao aparecimento de doenças e pragas, as quais podem se tornar de difícil controle. Além disso, esses sistemas deixam intervalos que caracterizam pousio, ou seja, períodos de 60 dias ou mais sem cultivo, o que pode propiciar o processo de erosão do solo e o aumento da infestação por plantas daninhas. Aita e Giacomini (2023) destacam ainda que se nesse período não existirem plantas para absorver os nutrientes disponíveis no solo provenientes da ciclagem de nutrientes no sistema, parte deles será perdida por lixiviação e/ou por volatilização. Por isso, é importante incluir adubos verdes ou plantas de cobertura nesse período para favorecer a ciclagem de nutrientes e a manutenção daqueles mais suscetíveis a perdas, como o nitrogênio (N) e o potássio (K) na camada mais superficial do solo, onde se concentra o sistema radicular das espécies vegetais. Há diversas espécies com ciclo compatível com essas “janelas” nos sistemas de produção, como trigo mourisco, nabo forrageiro, milheto, feijão mungo, painço, gergelim, entre outras, cujo ciclo de desenvolvimento até o manejo ocorre entre 45-70 dias.

Para estabelecer diversidade nos sistemas de produção não é preciso renunciar às culturas comerciais predominantes, tão importantes para suprir vários segmentos produtivos, como é o caso de soja, milho, feijão ou trigo. Mas é necessário estabelecer rotações de culturas usando plantas de cobertura para intercalar com esses cultivos comerciais ou mesmo estabelecer diferentes arranjos em que se possa trazer diversidade aos sistemas de produção e toda a gama de benefícios que essa prática proporciona.

Este capítulo pretende abordar os aspectos positivos da inclusão de plantas de cobertura nas rotações de culturas, as características e os benefícios delas e trazer informações de como inserir plantas de cobertura ou adubos verdes nos sistemas, visando à sustentabilidade da produção no longo prazo.

## 7.2 ESPÉCIES DE PLANTAS DE COBERTURA INDICADAS PARA O PARANÁ

Registros históricos demonstram que a prática milenar do uso de adubos verdes ou plantas de cobertura foi desenvolvida com sucesso por antigas civilizações: romanos, gregos, chineses e outros povos na Antiguidade, confundindo-se com a história da própria agricultura. Porém, em razão do intenso uso de insumos “modernos” após a 2.<sup>a</sup> Guerra Mundial, na denominada “revolução agrícola”, essa prática foi quase esquecida neste século. Felizmente, nas últimas décadas, pesquisas científicas e experiências de agricultores em várias partes do mundo fizeram com que essa eficiente prática começasse a retomar seu importante lugar nas diferentes condições agroecológicas e sistemas de produção em vários países, contribuindo para a manutenção e melhoria dos atributos do solo (físicos, químicos e biológicos), levando ao equilíbrio de nutrientes e organismos no solo, o que propicia um ambiente mais favorável para o desenvolvimento das plantas.

No Brasil, o ápice do uso de adubos verdes ocorreu nos anos 1980-90, quando a forma de preparo predominante era o “plantio convencional” com incorporação dos resíduos. Nesse sistema, o papel dessas espécies era mais de fornecimento de nutrientes do que agroecossistêmico, como na atualidade (CONCEIÇÃO *et al.* 2022).

A partir da década de 1970, em função de inúmeros problemas enfrentados pelos produtores em relação à erosão do solo e à redução de seu potencial produtivo, houve maior preocupação com o manejo do solo e ganhou espaço o cultivo com menor revolvimento do solo ou cultivo mínimo, que evoluiu posteriormente para o plantio direto (PD) e finalmente para seu aprimoramento, o SPD, com a incorporação completa dos preceitos da agricultura conservacionista brasileira, conforme demonstrado na Figura 1.

No SPD são essenciais a incorporação das práticas primordiais do mínimo revolvimento do solo, sua cobertura permanente e a rotação de culturas para garantir a qualidade no sistema de produção. Assim, o uso de plantas de cobertura passou a ter foco relevante na produção de resíduos vegetais, especialmente por promover, pela própria dinâmica do sistema, maior interação entre fluxo de água, oxigenação, temperatura, fauna e flora do solo e ciclagem de nutrientes, sendo difícil atribuir as melhorias a um só fator.

É geralmente aceito que o SPD, pela inclusão do uso de plantas de cobertura e rotação de culturas, além de diminuir os riscos de erosão (FUENTES-GUEVARA *et al.*, 2024), aumenta a agregação das partículas do solo (CASTRO FILHO *et al.*, 1998; CANALI *et al.*, 2020b; AMADORI *et al.*, 2022), incrementa a biologia do solo (BALOTA *et al.*, 1998; COLOZZI FILHO *et al.*, 1999; BALOTA *et al.*, 2014; BALOTA, 2017; SPLIETHOFF *et al.* 2023), promove efeitos benéficos na fertilidade do solo pelo aumento na reciclagem de nutrientes, além de potencializar o aumento dos teores de carbono orgânico do solo (SÁ *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2012; CALEGARI *et al.*, 2013), contribuindo assim para o aumento do potencial produtivo das culturas.

Atualmente, a compreensão do papel da biologia do solo associada aos aspectos físicos e químicos trouxe uma nova visão, relacionada com a inserção de produtos e processos biológicos ao solo, caminhando para uma agricultura cada vez mais regenerativa ou sustentável.

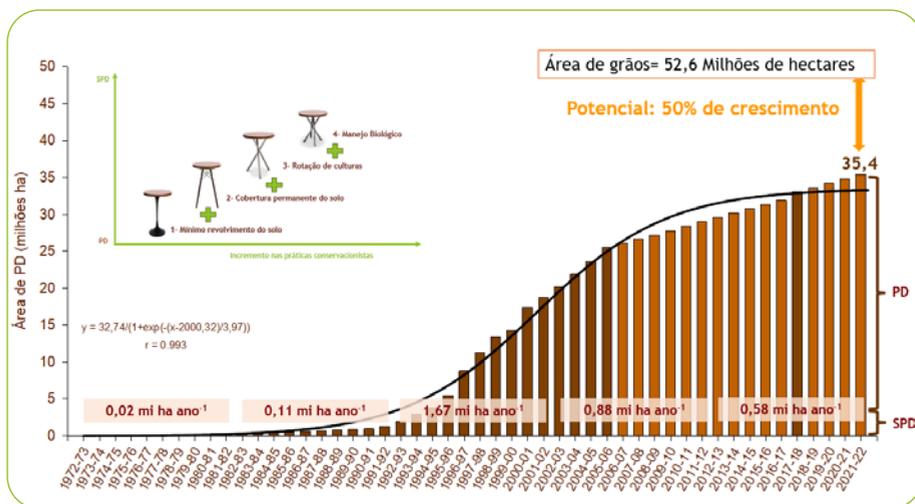


**Figura 1** – Modelo conceitual da transição do plantio direto (PD) para o sistema plantio direto (SPD) mediante incremento das práticas conservacionistas

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição.

Segundo levantamentos da FEBRAPDP (2018), o plantio direto ocupa hoje uma área de 35,4 milhões de hectares, porém existe um debate crescente na academia quanto à real área de PD que segue rigorosamente os três pilares da agricultura conservacionista, ou seja, quanto dessa área pode ser considerado

SPD. Possamai *et al.* (2022) apontam que menos de 10% das áreas sob PD praticam SPD. E se considerar que segundo Fuentes-Llanilo *et al.* (2021) apenas 61% da área de grãos está sob PD/SPD e que nos 39% restantes se pratica algum tipo de preparo do solo, ainda se tem muito a evoluir nesse quesito (Figura 2).



**Figura 2** – Modelo conceitual teórico incorporando o incremento da adoção do plantio direto (PD) ao longo do tempo e participação provável do sistema plantio direto (SPD) no total de área sob PD com a relação da área total de grãos brasileiros

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição.

Pela condição climática favorável, com estações bem definidas e boa distribuição de chuvas durante o ano, o estado do Paraná é privilegiado, permitindo o estabelecimento de culturas o ano todo, o que facilita a inserção de plantas de cobertura visando à proteção e melhoria do solo e à estabilidade dos sistemas de produção. Podem ser utilizadas no Paraná plantas de cobertura de inverno ou mesmo de verão, dependendo da região e dos sistemas de produção predominantes, com uma alternância muito eficiente em determinadas épocas do ano entre espécies de clima temperado/frio (espécies hibernais) e espécies de clima quente/tropicais (espécies estivais)

Conhecer as características das plantas de cobertura e entender os benefícios que podem trazer ao solo e aos cultivos posteriores é fundamental para a escolha da espécie adequada ou da mistura destas em consórcio, visando ao estabelecimento de rotações de culturas que tragam os melhores resultados em termos agronômicos (melhorias nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, aumento da matéria orgânica do solo, maior presença de inimigos

naturais e menor incidência de pragas e doenças, estruturação do solo, maior infiltração e armazenamento de água no solo, maior produtividade das culturas) e econômicos (possível redução de insumos e aumento da rentabilidade dos sistemas de produção).

Nas Tabelas 1 e 2 são apresentados, respectivamente, as principais características das plantas de cobertura de inverno e verão (florescimento, ciclo completo, produção de massa verde e massa seca, capacidade de fixar nitrogênio, entre outras) e os dados referentes ao cultivo dessas espécies (quantidade de sementes por hectare, espaçamento, densidade).

As diferentes arquiteturas dos sistemas radiculares das plantas de cobertura exploram distintas camadas do solo e reciclam nutrientes em camadas mais profundas e, após seu manejo e início da decomposição de seus resíduos, disponibilizam esses nutrientes em superfície no SPD de forma mais acessível para as plantas cultivadas posteriormente em sistema de rotação de culturas. A Tabela 3 apresenta o potencial de produção de massa verde e seca de plantas de cobertura e sua capacidade de reciclar nitrogênio, fósforo e potássio, favorecendo os cultivos posteriores.

Nos últimos 10 anos tem crescido a adoção de misturas ou consórcios de plantas de cobertura, também chamados *mix*, *blends*, “coquetéis” ou “mesclas”. A adoção de *mix* de plantas de cobertura resulta na compreensão do papel da biodiversidade no estímulo das funções do solo, bem como na supressão de doenças e pragas. Daí a terminologia “plantas de serviço”, que vem sendo adotada por produtores e técnicos para se referir a essas espécies. Essa terminologia se deve à capacidade dessas plantas de contribuir para os serviços ecossistêmicos, assumindo o papel de promotores de qualidade do solo (CONCEIÇÃO *et al.* 2022).

O uso de consórcios de plantas de cobertura pode ser uma boa estratégia para o equilíbrio entre produção de biomassa suficiente para proteger o solo e manter o sistema e a ciclagem de nutrientes em compasso com a demanda de nutrientes pelos cultivos em sucessão, além de contribuir para o incremento de carbono no solo, que por sua vez aumenta a capacidade do solo em armazenar nutrientes.

**Tabela 1** – Características de plantas de cobertura ou adubos verdes de inverno (ciclo hibernal) recomendados para o estado do Paraná

Nome comum	Nome científico	Quantidade de sementes (kg ha <sup>-1</sup> )	Dias até o florescimento	Ciclo completo (dias)	Produção de massa verde (Mg ha <sup>-1</sup> )	Produção de massa verde (Mg ha <sup>-1</sup> )	Fixação de nitrogênio (kg ha <sup>-1</sup> )	Relação C/N	Produtividade de sementes (kg ha <sup>-1</sup> )
Ervilha-comum	<i>Vicia sativa</i>	40-50*	120-170	180-210	15-20	4-6	120-180		1.000-1.200
Ervilha-pe-luda	<i>Vicia villosa</i>	30-60	130-180	200-240	15-20	2-5	120-180		1.000-1.200
Nabo-forrageiro	<i>Raphanus sativus</i>	15-20	80-120	150-180	25-35	4-8	–		800-1.500
Centeio	<i>Secale cereale</i>	50-60	100-120	140-150	20-30	4-9	–		800-1.500
Triticale	<i>Triticum turgidocereale</i>	60-80	100-120	140-150	40-70	5-10	–	22	2.000-3.500
Tremoço-branco	<i>Lupinus albus</i>	90-110	100-130	180	30-50	3-6	80-150	14-23	1.200-2.500
Tremoço-azul	<i>Lupinus angustifolius</i>	80-100	90-120	180	30-50	3-6	80-150	16-20	1.000-2.200
Ervilha-forrageira	<i>Pisum sativum</i>	30-60	60-110	140-160	20-35	3-7	60-90		1.200-2.000
Aveia-preta cv IAPAR 61	<i>Avena strigosa</i>	60-80	120-140	140-180	30-60	4-8	–		1.000
Aveia-branca cv Esmeralda	<i>Avena sativa</i>	80-90	96	140-160	30-60	4-8	–		1.500
Aveia-branca cv suprema	<i>Avena sativa</i>	60-70	145	180-200	30-60	8-10	–		900-1.000
Azevém	<i>Lolium multiflorum</i>	25-30	130-170	210	30-60	7-12	–		1.000
Chícharo	<i>Lathyrus sativus</i>	50-60	120-125	160	4-6	4-6	60-90		500-800

\* Espaçamento entre linhas de semeadura. Se o plantio for a lanço, usar 20% a mais de sementes.

Fonte: Adaptado de Calegari *et al.*, 1993; Calegari, 2019; Wutke *et al.*, 2023; Wildner *et al.*, 2023.

**Tabela 2** – Características de plantas de cobertura ou adubos verdes de verão (ciclo estival) recomendadas para o estado do Paraná

Nome comum	Nome científico	Quantidade de sementes (kg ha <sup>-1</sup> )	Dias até o florescimento	Ciclo completo (dias)	Produção de massa verde (Mg ha <sup>-1</sup> )	Produção de massa seca (Mg ha <sup>-1</sup> )	Fixação de nitrogênio (kg ha <sup>-1</sup> )	Relação C/N	Produtividade de sementes (kg ha <sup>-1</sup> )
Amendoim-forrageiro	<i>Arachis pintoi</i>	6-10*	70-100	Perene	20-25	3-4	100-120	12-20	1.000-5.000
Crotalária breviflora	<i>Crotalaria breviflora</i>	12-15	100-120	150	15-21	3-4	98-160	14-18	700-900
Crotalária spectabilis	<i>Crotalaria spectabilis</i>	12-15	90-120	170-200	20-30	4-6	90-120	17-19	600-900
Crotalária juncea	<i>Crotalaria juncea</i>	20-25	135-145	170-180	40-60	10-15	150-450	17-19	500-1.000
Crotalária chroleuca	<i>Crotalaria chroleuca</i>	10-15	120-150	175-190	30-50	7-12	90-200	15	600-1.000
Feijão-de-porco**	<i>Canavalia ensiformis</i>	80-100	80-90	130-140	20-35	5-7	50-190	10-16	1.500-2.500
Guandu-anão**	<i>Cajanus cajan</i>	40-45	70-100	140-150	25-40	6-10	200-220	15-22	2.000-2.500
Labe-labe**	<i>Labiab purpureus</i>	50-55	160-170	180	20-40	4-8	180-240	18	1.000-1.500
Mucuna-anã**	<i>Mucuna deeringiana</i>	40-50	90-100	150	10-20	4-6	80-100	12-20	1.200-1.500
Mucuna-ginza**	<i>Mucuna nivea</i>	25-30	120-150	210-240	25-45	6-9	180-220	10-22	1.500-2.000
Mucuna-preta**	<i>Mucuna aterrima</i>	25-30	140-180	200-240	40-50	6-9	120-157	12-21	1.500-2.000
Girassol**	<i>Helianthu annuus</i>	12-15	60-80	90-120	20-46	7-12	-	22-33	1.500-200
Trigo-mourisco	<i>Fagopyrum esculentum</i>	40-60	40-50	70-90	15-30	3-6	-	-	1.000-3.000
Milheto	<i>Pennisetum glaucum</i>	10-15	45-60	130-140	30-50	5-15	-	30-43	1.000-3.000
Sorgo	<i>Sorghum bicolor</i>	8-10	70-90	150	20-60	5-18	-	50-100	1.000-3.000
Braquiária ruiziensis	<i>Urochloa ruiziensis</i>	7-10	40-50	Perene	20-55	8-16	-	40	600-1.500
Capim-sudão	<i>Sorghum sudanense</i>	20-25	75-120	-	30-50	8-15	-	-	3.000-3.500
Capim-pé-de-galinha-gigante	<i>Elyusine coracana</i>	6-8	80-110	130-150	15-40	4-8	-	-	2.000-3.500
Capim-moha	<i>Setaria italica</i>	2-7	45-60	70-80	15-30	3-6	-	-	600-1.200

\* Se o plantio for a lanço, usar 20 a 30% a mais de sementes.

\*\*Não recomendado o plantio a lanço (sementes muito graúdas).

Fonte: Adaptado de Calegari *et al.*, 1993; Calegari, 2019; Wutke *et al.*, 2023; Wildner *et al.*, 2023.

**Tabela 3** – Produção de biomassa (matéria verde (MV) e matéria seca (MS)) e teores de nitrogênio, fósforo e potássio (% da MS) de espécies de plantas de cobertura de inverno (ciclo hibernal) e verão (ciclo estival)

Espécies	MV	MS	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
	(Mg ha <sup>-1</sup> )				
Ciclo hibernal (inverno)					
Aveia-preta ( <i>Avena strigosa</i> )	15-40	2-11	0,70-1,68	0,14-0,42	1,08-3,08
Aveia-branca ( <i>Avena sativa</i> )	15-35	2-9	0,81	0,06-0,45	1,10-3,20
Centeio ( <i>Secale cereale</i> )	18-35	4-8	0,58-1,62	0,16-0,29	0,75-1,65
Azevém ( <i>Lolium multiflorum</i> )	12-35	3-8	0,75-1,64	0,07-0,40	1,00-3,00
Ervilhaca-peluda ( <i>Vicia villosa</i> )	20-37	3-5	2,51-4,36	0,25-0,41	2,41-4,26
Ervilhaca-comum ( <i>Vicia sativa</i> )	20-30	3-5	2,47-3,47	0,27-0,38	2,33-2,56
Ervilha-forageira ( <i>Bisum sativum</i> )	15-40	2,5-7	1,77-3,36	0,12-0,41	0,67-3,31
Tremoço-branco ( <i>Lupinu salbus</i> )	30-40	3,5-5	1,22-1 97	0,25-0,29	1,00-1,77
Tremoço-azul ( <i>Lupinus angustifolius</i> )	24-40	3-6	0,85-2,15	0,12-0,29	1,36-1,49
Nabo-forageiro ( <i>Raphanus sativus</i> )	20-65	3-9	0,92-1,37	0,18-0,33	2,02-2,65
Aveia-preta + ervilhaca-peluda	15-50	2-10,5	0,93-1,39	0,15-0,16	1,26-1,47
Ervilha-forageira + aveia-preta	20-32	5,5-8,2	1,60-2,00	0,12-0,16	1,80-2,30
Nabo + aveia-preta	18-35	3-9	0,90-2,10	0,15-0,19	2,00-4,00
Ervilhaca-peluda + aveia-preta + tremoço-branco	20-30	4-8	1,90-2,90	0,17-0,24	2,00-4,00

(continua)

Espécies	MV	MS	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
	(Mg ha <sup>-1</sup> )		(% MS)		
Ciclo estival (verão)					
Milheto ( <i>Pennisetum glaucum</i> )	11-90	3,5-21	0,34-1,46	0,13-0,29	1,05-3,12
Sorgo-forrageiro ( <i>Sorghum bicolor</i> )	25-60	7-12	1,20-1,50	0,20-0,28	1,80-2,35
Capim-moha ( <i>Setaria itálica</i> )	10-20	2,5-4,5	2,70-3,50	0,25-0,45	1,80-3,90
Girassol ( <i>Helianthu sannuus</i> )	20-46	4-8	1,08	0,21	2,64
<i>Crotalária juncea</i>	15-35	2,5-8	1,42-1,65	0,19-0,21	0,96-1,38
<i>Crotalária spectabilis</i>	15-30	3-8	1,60-2,30	0,15-0,21	1,98-1,65
Mucuna-cinza ( <i>Mucuna pruriens</i> )	10-25	2-5	1,56-2,43	0,46-0,57	1,00-1,55
Guandu ( <i>Cajanus cajan</i> )	15-60	5-15	1,20-3,40	0,20-0,48	1,80-4,00
Guandu-anão ( <i>Cajanus cajan</i> )	10-22	2-6,5	1,02-2,04	0,21-0,28	0,92-1,47
Caupi ( <i>Vigna unguiculata</i> )	20-33	2,5-6	1,67-2,22	0,25-0,50	1,82-2,77
Estilosantes ( <i>Stylosanthes spp</i> )	12-38	4-8	2,60-3,30	0,46-0,60	1,00-1,22
Amendoim-forra- geiro ( <i>Arachis pinto</i> )	10-23	2,5-5	1,90-2,70	0,15-0,30	1,30-1,96
Milheto + caupi	19-40	3,5-10	0,61-0,82	0,13-0,17	1,08-1,12

**Fonte:** Adaptado de Calegari, 2006; Canalli *et al.*, 2019.

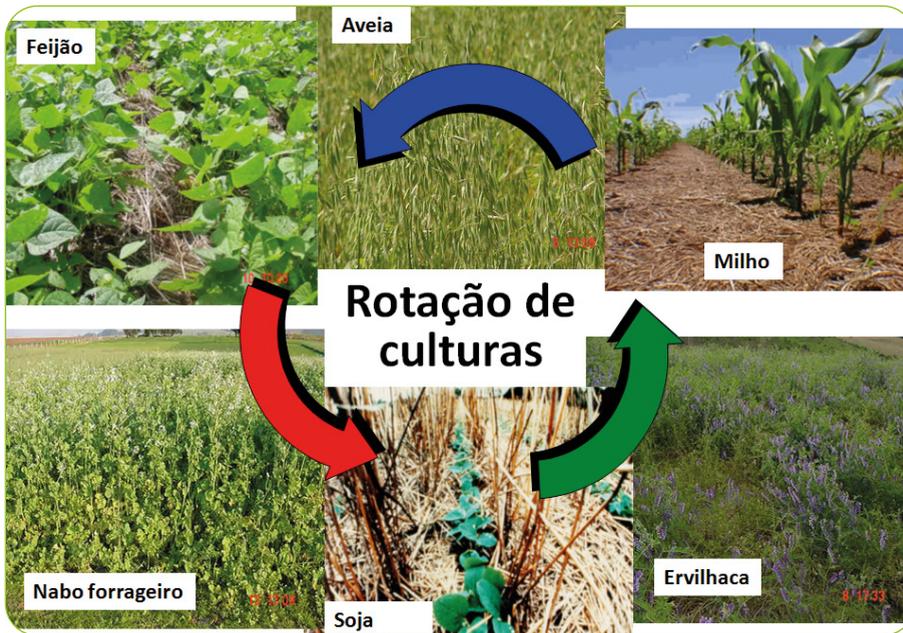
## 7.3 ROTAÇÕES DE CULTURAS ADOTADAS NO ESTADO DO PARANÁ

A rotação de culturas, estratégia importante para a sustentabilidade do sistema plantio direto, consiste no planejamento dos cultivos de forma ordenada no tempo e no espaço, de sorte que se obtenha o melhor resultado do conjunto de culturas ao final de um ciclo de cultivos. Esse arranjo espacial/temporal deve ser estabelecido preferencialmente para um ciclo mínimo de três anos, podendo ser composto somente por culturas de interesse comercial ou envolver plantas de cobertura, a serem intercaladas nos períodos em que a área não está sendo utilizada para fins de cultivo comercial, evitando assim períodos de pousio ou descanso. Para tanto, é fundamental conhecer as plantas de cobertura adaptadas à região onde se pretende trabalhar, pois elas são importantes para formar biomassa suficiente para uma boa camada de palha sobre o solo, visando a um plantio direto de qualidade e protegendo o solo contra o processo erosivo.

As plantas de cobertura trazem muito mais benefícios do que somente a cobertura do solo com a formação de palha, ou seja, elas são extremamente eficientes para melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, cumprindo importante papel nos sistemas de rotação de culturas.

A Figura 3 mostra um exemplo de rotação de culturas onde a ervilhaca, por fixar biologicamente nitrogênio, favorece a cultura do milho, podendo inclusive propiciar redução na adubação nitrogenada sem prejuízo da produtividade; a aveia, antecedendo ao feijão, proporciona boa cobertura do solo por longo período devido a sua capacidade de produzir quantidade expressiva de biomassa de alta relação C/N; o nabo forrageiro promove a descompactação natural do solo.

A rotação de culturas com ciclo de três anos sem repetição de culturas propicia um ambiente menos vulnerável ao aparecimento de pragas e doenças. Quanto maior a diversidade dos cultivos, maior será a presença de inimigos naturais e menor a incidência de pragas e doenças (AGUIAR-MENEZES, 2004).



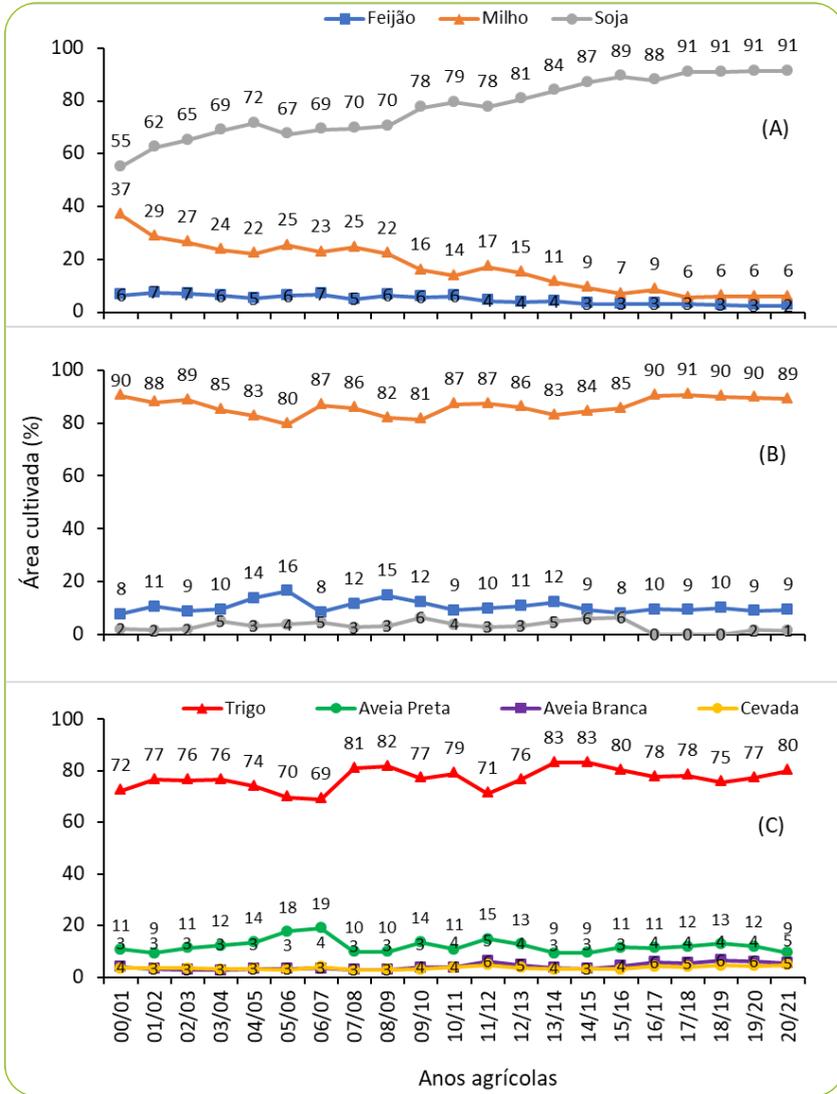
**Figura 3** – Representação de uma rotação de culturas com a inclusão de plantas de cobertura e seus benefícios: ervilhaca (fixação de nitrogênio); aveia-preta (biomassa); nabo-forrageiro (descompactação)

**Fonte:** Lutécia Beatriz Canalli.

No entanto, analisando os sistemas de produção atuais, pode-se observar que os preceitos da rotação de culturas não estão sendo adotados de forma completa pela maioria dos produtores rurais, havendo muito o que avançar nesse sentido para atingirmos um patamar de qualidade nos sistemas de produção paranaense e brasileiro.

Possamai *et al.* (2022), apresentam uma série histórica de adoção das culturas comerciais para o estado do Paraná, demonstrando que na primeira safra a soja predomina em mais de 90% das áreas agrícolas do Paraná, enquanto na segunda safra o milho ocupa o mesmo percentual. Dessa forma, percebe-se que sob o ponto de vista de alternância de culturas comerciais na safra ou safrinha resta apenas um espaço de 10% para a rotação de culturas (Figura 4). Considerando essa informação e combinando dados de campo com o uso do Índice de Qualidade Participativo (IQP) do plantio direto, estabelecido pela Federação Brasileira do Sistema Plantio Direto em parceria com outras instituições, os autores concluem que menos de 10% dos produtores rurais realizam efetivamente o SPD, conforme apresentado na Figura 2, o que é incompatível

com a discussão atual, que busca uma agricultura mais sustentável e conservacionista.

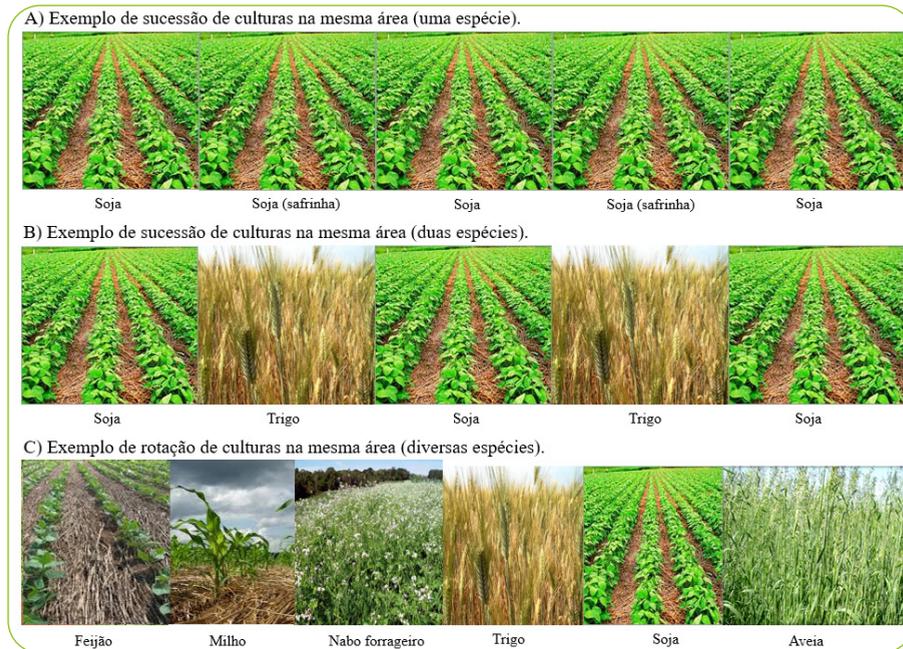


**Figura 4** – Percentual de adoção de cada cultura no estado do Paraná para safra (A), safrinha (B) e cultivo de inverno (C) no período de 2000 a 2021

**Fonte:** Possamai *et al.*, 2022.

Embora seja fundamental a produção de grãos comerciais como a soja, o modelo apresentado na Figura 5A, em que tanto na safra quanto na safrinha

se produz soja, é pobre em termos de manejo do solo. O modelo soja/feijão, por ser duas leguminosas de hábitos similares, tem a mesma característica. Já a dobradinha soja/trigo (Figura 5B) representa um avanço pelo uso de duas famílias botânicas (leguminosas e gramíneas), mas ainda é de baixo impacto sob o ponto de vista de qualidade ambiental e do solo. Para realizar o SPD adequado, é preciso buscar modelos como o proposto na Figura 5C, em que há maior diversidade de cultivos e benefícios associados.



**Figura 5** – Exemplo teórico de sucessão de culturas (A e B) e rotação de culturas (C)

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição

O cultivo contínuo de somente uma (Figura 5A) ou duas espécies (Figura 5B) repetidamente na mesma área propicia um ambiente favorável à manifestação de pragas e doenças. Nesses sistemas mais simples, pautados exclusivamente em uma ou duas culturas, geralmente o solo fica sem cultivo por 60 dias ou mais, o que caracteriza o indesejado pousio, quando o solo fica exposto, permitindo a infestação por plantas daninhas, e corre o risco de erosão.

É muito comum observar sistemas pautados em soja/soja safrinha, soja/feijão safrinha ou soja/milho safrinha em regiões mais quentes do Paraná (Figura 4) e soja/trigo em regiões mais frias. No sistema soja/trigo, o período de pousio acontece após a colheita de soja, em março, e antes do cultivo de trigo,

o qual é semeado em junho nas regiões mais frias do Paraná, de acordo com o zoneamento agroclimático.

No sistema soja/milho safrinha o pousio acontece após a colheita do milho safrinha e antes do cultivo da próxima soja, em regiões mais quentes do Estado. Nesse período, de 60 dias ou mais, os resíduos das plantas colhidas vão se decompondo, o que favorece a infestação por plantas daninhas e aumenta o risco de erosão em caso de chuvas mais intensas, o que é muito comum nesses períodos. Quando se adota o modelo soja/feijão safrinha, ambas culturas de ciclos mais curtos que o milho, essa janela sem culturas aumenta mais ainda e permite, sem sombra de dúvida, a inserção de várias espécies de plantas de cobertura de ciclo compatível.

A inclusão de uma planta de cobertura ou de um consórcio/*mix* de plantas de cobertura nesses intervalos entre os cultivos comerciais predominantes pode trazer benefícios ao solo e às culturas em sucessão, como a melhoria dos atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo, criando um ambiente de solo mais favorável ao desenvolvimento das plantas sucessoras, com suprimento de nutrientes via ciclagem pelas plantas de cobertura, redução do banco de sementes de plantas daninhas, suprimento de água pelo aumento da infiltração e armazenamento de água no solo.

Diante dos problemas apresentados pelos sistemas de cultivo muito simples, sem diversidade, conforme abordado anteriormente, cresceu a preocupação em se realizar pesquisas envolvendo o uso de sistemas mais diversificados, com a inclusão de plantas de cobertura, porém sem a retirada das culturas de grãos e cereais predominantes e importantes para o mercado atual, visando situar claramente os problemas desses sistemas mais simples e oferecer opções mais adequadas para sistemas de produção mais sustentáveis. Assim, instituições como o IDR-Paraná e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná implantaram e conduzem experimentos de longo prazo nessa linha, os quais são apresentados a seguir.

O IDR-Paraná mantém um experimento de longo prazo sobre manejo do solo e plantas de cobertura intitulado “Efeitos de longo prazo de sistemas de manejo do solo e de plantas de cobertura nos atributos do solo e na produtividade das culturas de milho e soja”, conduzido na estação experimental de Pato Branco, onde há 37 anos são realizados vários estudos que já geraram muitas publicações.

Desde 2017 esse experimento faz parte do Projeto da Rede Paranaense de Agropesquisa Aplicada, com apoio da Fundação Araucária/SETI e do Sistema FAEP/SENAR. O objetivo desse projeto de pesquisa é avaliar o efeito de longo prazo de diferentes arranjos de plantas de cobertura, incluindo consórcios,

combinados com dois sistemas de manejo do solo, plantio direto e plantio convencional, na melhoria da qualidade química, biológica e estrutural do solo por meio do aumento da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes, para uso em sistemas de rotação com soja e milho. O delineamento experimental foi um arranjo fatorial  $12 \times 2$ , distribuído em blocos ao acaso, com três repetições, nos quais as plantas de cobertura de inverno compõem a parcela principal e os sistemas de manejo do solo, plantio direto e plantio convencional compõem as subparcelas (Figura 6 e Tabela 4).



**Figura 6** – Experimento implantado no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Pato Branco-PR em 1986

**Fonte:** Janaína Dartora (manejo do solo) e Lutécia Beatriz Canalli (plantas de cobertura).

**Tabela 4** – Tratamentos do experimento implantado no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Pato Branco-PR em 1986

<b>Sistemas de manejo do solo</b>	
<b>Plantio direto</b>	<b>Plantio convencional</b>
<b>Espécies de plantas de cobertura de inverno</b>	
Tremoço-azul + aveia-preta IAPAR 61	<i>Lupinus angustifolius</i> + <i>Avena strigosa</i>
Ervilhaca-peluda	<i>Vicia villosa</i>
Ervilhaca-comum	<i>Vicia sativa</i>
Pousio-invernal	plantas invasoras
Triticale	<i>Triticum turgido cereale</i>
Azevém	<i>Lolium multiflorum</i>
Ervilhaca-peluda + aveia-preta IAPAR 61	<i>Vicia villosa</i> + <i>Avena strigosa</i>
Centeio	<i>Secale cereale</i>
Nabo-forrageiro IPR 116	<i>Raphanus sativus</i>
Aveia-preta IAPAR 61	<i>Avena strigosa</i>
Tremoço-azul	<i>Lupinus angustifolius</i>
Pousio limpo	Solo totalmente limpo no inverno

**Fonte:** Lutécia Beatriz Canalli

Além desse experimento, em 2014 o IDR-Paraná estabeleceu estudos comparativos de rotações de culturas em plantio direto nas diferentes regiões do estado, compondo uma rede de experimentos de longo prazo para obter dados mais conclusivos e seguros em relação a cada tópico estudado. O objetivo é compreender os benefícios e as relações dinâmicas ocorridas no solo pelo uso de plantas de cobertura e pelo estabelecimento de rotações de culturas diversificadas comparativamente aos sistemas menos diversificados.

Dentre esses estudos está o projeto de pesquisa “Sistemas de produção e rotação de culturas em plantio direto na região Centro Sul do Paraná”, implantado no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa, o qual desde 2017 faz parte da Rede Paranaense de Agropesquisa Aplicada, oportunizado a avaliação de atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo, a produção de biomassa das plantas que compõem as rotações de culturas, a ciclagem de nutrientes proporcionada pelos resíduos dessas plantas, a produtividade das culturas e a rentabilidade dos sistemas de produção. Em tal experimento são comparadas seis rotações de culturas com diferentes níveis de diversidade de

culturas em ciclos de três anos, em delineamento experimental de blocos ao acaso, com quatro repetições (Tabela 5 e Figura 7).



**Figura 7** – Experimento implantado no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR em 2017

**Fonte:** Tiago de Oliveira (foto aérea) e Lutécia Beatriz Canalli.

**Tabela 5** – Tratamentos do experimento implantado no Polo de Pesquisa do IDR-Parraná em Ponta Grossa-PR em 2017, que consiste de seis rotações de culturas com diferentes níveis de diversidade de culturas em ciclos de três anos

TRATAMENTOS	ANO 1 (2017/18)		ANO 2 (2018/19)		ANO 3 (2019/20)	
Rotação I	trigo	soja	trigo	soja	trigo	soja
Rotação II	trigo	soja	Aveia-preta	milho	trigo	soja
Rotação III	canola	milho	trigo	soja	cevada	soja
Rotação IV	aveia-branca	feijão/mourisco	tremoço + ervilhaca	milho	triticale	soja
Rotação V	aveia-preta + azevém	milho	aveia-preta + azevém	milho	aveia-preta + azevém	soja
Rotação VI	aveia-preta + ervilhaca	milho	triticale+ centeio + nabo + ervilha	feijão/mourisco	triticale + aveia + centeio	soja
TRATAMENTOS	ANO 4 (2020/21)		ANO 5 (2021/22)		ANO 6 (2022/23)	
Rotação I	trigo	soja	trigo	soja	trigo	soja
Rotação II	aveia-preta	milho	trigo	soja	trigo	soja
Rotação III	canola	milho	trigo	soja	cevada	soja
Rotação IV	tremoço + ervilhaca	milho	aveia-branca	feijão/mourisco	triticale	soja
Rotação V	ervilhaca	milho	trigo	soja	trigo	soja
Rotação VI	aveia-preta + ervilhaca	milho	triticale + centeio + nabo + ervilha	feijão/mourisco	triticale + aveia + centeio	soja
TRATAMENTOS	ANO 7 (2023/24)		ANO 8 (2024/25)		ANO 9 (2025/26)	
Rotação I	trigo	soja	trigo	soja	trigo	soja
Rotação II	aveia-preta	milho	trigo	soja	trigo	soja
Rotação III	canola	milho	trigo	soja	cevada	soja
Rotação IV	tremoço + ervilhaca	milho	aveia branca	feijão/mourisco	triticale	soja
Rotação V	ervilhaca	milho	trigo	soja/nabo	trigo	soja
Rotação VI	aveia preta + ervilhaca	milho	triticale + centeio + nabo + ervilha	feijão/mourisco	triticale + aveia + centeio	soja

**Fonte:** Lutécia Beatriz Canalli

Nessa mesma linha de estudo, faz parte da Rede Paranaense de Agropesquisa Aplicada, desde 2017, um experimento iniciado na UTFPR *Campus Dois Vizinhos* em 2010, cujo objetivo é avaliar o impacto de plantas de cobertura e consórcios destas, combinados com três doses de nitrogênio aplicados ao milho (0, 90 e 180 kg ha<sup>-1</sup>), nos atributos do solo e na produtividade das culturas de cobertura e comerciais (Figura 8).

O delineamento experimental é o de blocos ao acaso com oito tratamentos (plantas de cobertura e consórcio destas) e três doses de nitrogênio, com três repetições, totalizando 72 parcelas. Os tratamentos que compõem o experimento são: aveia-preta (A); aveia-preta + ervilhaca (A + E); aveia-preta + ervilhaca + nabo-forrageiro (A + E + N); aveia-branca + ervilha + nabo (AB + ER + N); centeio (CE); ervilhaca (E); ervilha (ER); tremoço (T), combinados com três doses de nitrogênio, 0, 90 e 180 kg ha<sup>-1</sup>. Maiores informações podem ser encontradas em Dahlem (2013), Cassol (2019), Ziech (2016), Lafay (2016) e Cassol (2023).

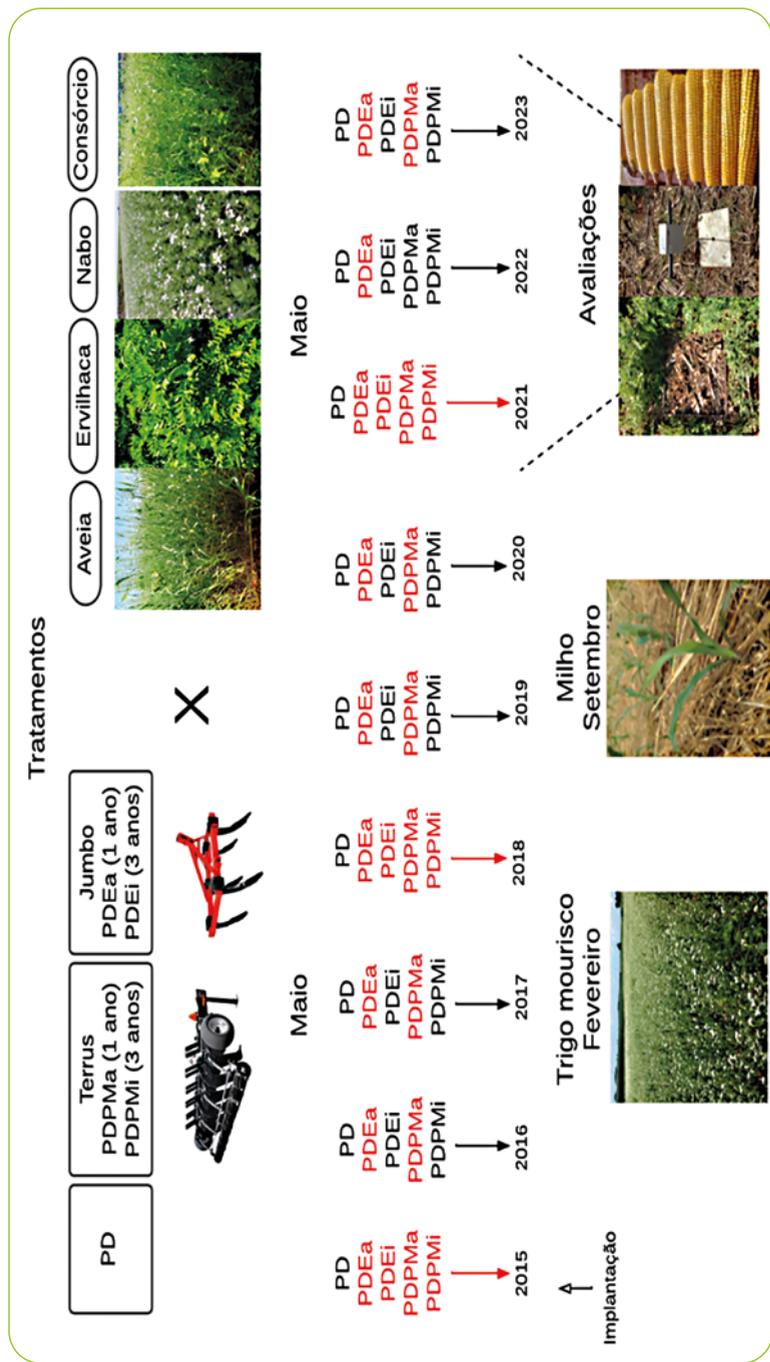
Em área próxima a esse experimento principal é desenvolvido outro estudo complementar, que tem por objetivo analisar o impacto de sistemas de escarificação do solo e a frequência de uso desta, a fim de avaliar o efeito do uso de plantas de cobertura e da escarificação mecânica sobre os atributos físicos do solo e a produtividade das culturas comerciais.

O foco desse projeto foi responder aos questionamentos levantados pelos produtores sobre a necessidade de escarificação periódica para resolver problemas de compactação. Assim, passaram a ser testados o escarificador tradicional (pé-de-pato) usado desde a década de 1980 e um equipamento lançado em 2014 que foi desenvolvido para ser um escarificador específico para plantio direto, visando reduzir o grau de mobilização superficial do solo e descompactá-lo subsuperficialmente em profundidades de até 50 cm. Os tratamentos desse experimento são apresentados na Figura 9. Maiores informações podem ser obtidas em Haskel (2020), Sbalcheiro (2019) e Dresch (2020), cujos estudos forem conduzidos no mesmo experimento, com enfoques complementares.



**Figura 8** – Vista aérea das áreas experimentais na UTFPR *Campus* Dois Vizinhos durante o cultivo do milho (a) e após a colheita (b) com detalhe do experimento de plantas de cobertura (c) e do experimento de preparos (d). Projetos vinculado à Rede Paranaense de Agropesquisa Aplicada

**Fonte:** Paulo Cesar Conceição.



i) plantio direto (PD), sem escarificação do solo; ii) PD com escarificação anual (PDEa); e PD com escarificação a cada três anos de intervalo (PDEi), ambos utilizando um escarificador convencional Jumbo, com sete hastas, com escarificação até 0,40 m de profundidade; iii) plantio direto sob preparo mínimo, com uso de escarificador específico para plantio direto, que pode atingir até 0,5 m de profundidade no solo com escarificação anual (PDPMa) e com intervalo de três anos (PDPMi)

**Figura 9** – Modelo diagramático para caracterização do experimento de preparos do solo

**Fonte:** Pletsch *et al.*, 2024.

## 7.4 EFEITOS NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS, FÍSICAS E MICROBIOLÓGICAS DO SOLO

As plantas de cobertura são essenciais para estabelecer rotações de culturas bem-sucedidas, pois a diversidade de plantas traz benefícios ao solo, melhorando sua condição química (CALEGARI *et al.*, 2023; TIECHER *et al.*, 2020), física (CANALLI *et al.*, 2020b; AMADORI *et al.*, 2022) e microbiológica (BALOTA *et al.*, 2014; FRANCISCO, 2022), além de promover maior estabilidade da produção, possibilitando aumento de produtividade (CANALLI *et al.*, 2020c). Nos tópicos a seguir são apresentados alguns resultados obtidos nos experimentos de rotação de culturas e plantas de cobertura vinculados ao projeto Rede Paranaense de Agropesquisa Aplicada.

### 7.4.1 Efeitos nas propriedades químicas do solo

As plantas de cobertura contribuem para o aumento do carbono no solo e para a ciclagem de nutrientes, impactando positivamente a fertilidade do solo, por isso sua inclusão nos sistemas de rotação de culturas é fundamental.

Essas plantas são extremamente eficientes na ciclagem de nutrientes, pois têm capacidade de absorver os nutrientes que se localizam em maiores profundidades no solo. Estes são liberados durante o processo de decomposição das plantas (parte aérea e raízes), favorecendo o desenvolvimento das culturas sucessoras, podendo inclusive reduzir a necessidade de adubação por melhorar a fertilidade do solo (CANALLI; CALEGARI, 2019). O nabo-forrageiro, por exemplo, é capaz de reciclar fósforo e potássio de grandes profundidades no solo e, após seu manejo, tais nutrientes ficam disponíveis para os cultivos posteriores por meio da decomposição de seus resíduos.

Na Tabela 6 são apresentados os resultados de produção de biomassa, massa seca (MS) e respectiva ciclagem de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) proporcionada por algumas plantas de cobertura de inverno do experimento de longo prazo conduzido em Pato Branco-PR (Figura 6 e Tabela 4). Pode-se observar o alto potencial de fixação biológica de nitrogênio das leguminosas tremoço-branco e ervilhaca, que têm potencial de suprir as culturas em sequência com esse nutriente, podendo inclusive proporcionar redução na adubação nitrogenada da cultura subsequente. O nabo-forrageiro, por apresentar um sistema radicular profundo, além de descompactar naturalmente o solo, é muito eficiente na ciclagem de N, P e K, sendo seu uso indicado nos sistemas de rotação de culturas.

**Tabela 6** – Produção de massa seca (MS) e ciclagem de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) pelas plantas de cobertura/adubos verdes avaliadas no experimento de longo prazo conduzido em Pato Branco-PR, 2021.

Planta de cobertura	Massa seca	N	P	K
	kg ha <sup>-1</sup>			
tremoço-branco	6.882	138	6	86
aveia-preta	8.857	88	13	207
nabo-forrageiro	8.034	116	9	166
azevém	7.181	72	9	99
ervilhaca	6.341	151	12	195
ervilhaca + aveia	8.531	85	7	188

**Fonte:** Lutécia Beatriz Canalli

Tiecher *et al.* (2020) avaliaram os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no experimento conduzido no Polo Regional do IDR-Paraná, em Pato Branco (Figura 6 e Tabela 2), e reportaram que o pousio no inverno resultou em menores estoques de C e N na camada de 0-5 cm comparados com áreas em que foram usadas plantas de coberturas, em ambos os sistemas de manejo, plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) (Tabela 7). Esse resultado foi associado a 40% menos biomassa (palha) no pousio em relação aos tratamentos com plantas de cobertura.

No plantio convencional, o estoque de C e N na camada de 0-5 cm com plantas de cobertura foi somente 5,1 e 6,7% mais alto, respectivamente, comparado ao pousio, enquanto no plantio direto essa diferença foi 52 e 78% mais alta, respectivamente. Esses resultados mostram que existe sinergismo quando do uso de plantas de cobertura com sistema plantio direto, promovendo uma recuperação mais rápida do estoque de C e N originalmente contidos no solo sob vegetação nativa, usada neste estudo como ponto de referência de C e N no solo. Ambos, conteúdo e estoque de C e N, foram influenciados especialmente na camada mais superficial do solo (0-5 cm).

**Tabela 7** – Estoque de carbono (C) e nitrogênio (N) afetados pelo manejo do solo, plantio convencional (PC) e plantio direto (PD) nas camadas de solo de 0-20, 20-100 e 0-100 cm, após 26 anos, tendo a mata nativa adjacente como referência, avaliados no experimento

Camada do solo (cm)	PC	PD	Mata
	Estoque de C (Mg ha <sup>-1</sup> )		
0-20	69,6 (83) b	79,4 (95) a	84,0
20-100	127,5 (91) a	124,7 (89) a	140,5
0-100	197,1 (88) a	204,1 (91) a	224,5
	Estoque de N (Mg ha <sup>-1</sup> )		
0-20	5,0 (65) b	6,1 (79) a	7,7
20-100	7,7 (95) a	7,3 (90) a	8,1
0-100	12,7 (80) a	13,4 (85) a	15,8

Valores de cada sistema de preparo do solo em cada profundidade são médias de oito tratamentos (n = 24).

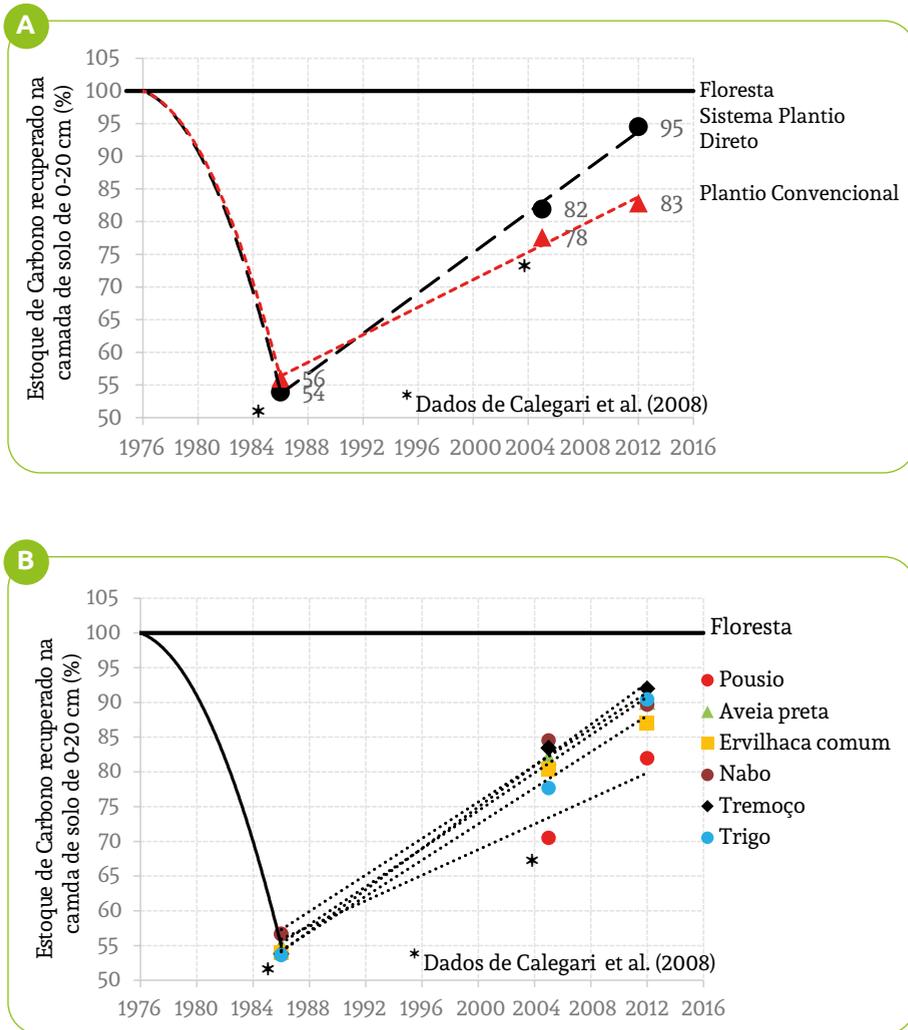
Valores entre parênteses são relativos aos estoques de C e N comparados aos obtidos na mata nativa.

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey em  $p \leq 0,05$ .

**Fonte:** Tiecher *et al.*, 2020.

Nesse mesmo experimento, (Figura 6 e Tabela 2), Tiecher *et al.* (2020) contabilizaram a recuperação do carbono (C) no solo em relação ao tempo na camada de 0-20 cm considerando o estoque de carbono. Eles consideraram o carbono referência (100%) aquele contido na mata nativa, que cobria o solo em 1976, quando a área foi desmatada e incorporada ao sistema produtivo por meio de arações e gradagens (plantio convencional), sistema de plantio que foi utilizado por 10 anos. Após foram feitas avaliações em 1986, no ano de implantação do experimento, e aos 19 e 26 anos desde o início do experimento.

A Figura 10a mostra a diferença na recuperação do estoque de carbono entre os sistemas de manejo do solo, plantio direto e plantio convencional, e a Figura 10b mostra a diferença entre as plantas de cobertura consideradas neste estudo.



**Figura 10** – Recuperação do estoque de carbono na camada de 0-20 cm do solo após desmatamento (1976) para cultivo intensivo com aração do solo (de 1976 a 1986), no início do experimento (1986), e aos 19 e 26 anos após ser afetado por sistema de manejo do solo (a) e tratamentos com culturas de cobertura de inverno (b)

**Fonte:** Tiecher *et al.*, 2020.

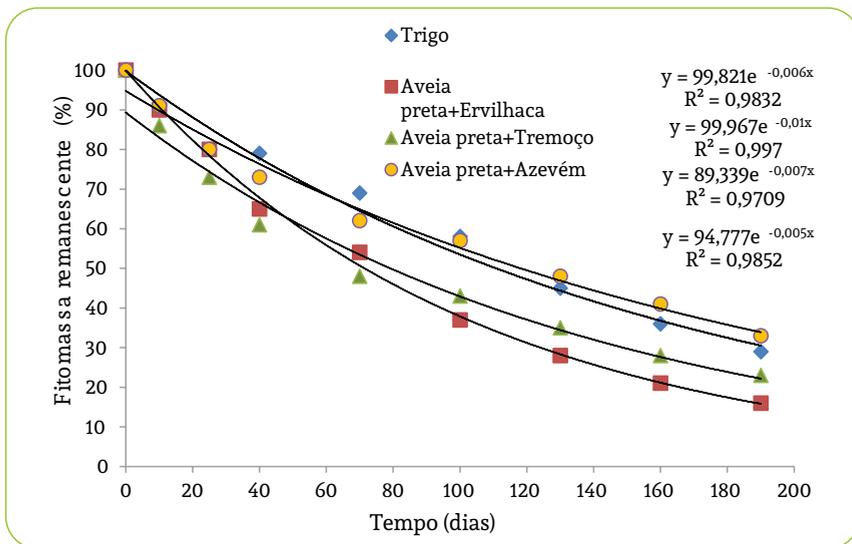
A área com plantio convencional mostrou recuperação de 83% do carbono contido no solo na condição de mata nativa, resultado devido ao uso de plantas de cobertura, que contribuem para o aporte de matéria orgânica ao solo. Porém, o sistema plantio direto que, além de proporcionar aporte contínuo de matéria orgânica pelas plantas de cobertura, não mobiliza o solo, foi

mais eficiente na recuperação do carbono no solo, atingindo 95% do estoque de carbono da mata nativa em 26 anos, desde o início do experimento.

Dentre as plantas de cobertura, o tremoço-azul, seguido de nabo-forrageiro, trigo, aveia-preta e ervilhaca comum recuperaram entre 97 e 83% do carbono contido na mata nativa. Já o tratamento pousio conseguiu recuperar 80% do carbono contido na mata nativa.

Observou-se ainda que, com o passar dos anos, houve uma seleção natural das plantas invasoras no tratamento pousio, com predomínio de azevém (*Lolium multiflorum* L.) no plantio direto e de espérgula ou gorga-do-campo (*Spergula arvensis* L.) no plantio convencional, o que explica o resultado razoável de recuperação de 80% do carbono nesse tratamento, uma vez que essas duas espécies podem ser usadas como plantas de cobertura.

A velocidade de decomposição dos resíduos vegetais deixados sobre o solo após o manejo das plantas de cobertura depende de sua composição química, das condições climáticas – principalmente temperatura e pluviosidade (umidade) – e do tipo de manejo adotado, impactando diretamente a ciclagem de nutrientes. Canalli *et al.* (2020a) avaliaram a decomposição dos resíduos das espécies de inverno que compõem o experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR (Figura 7 e Tabela 5) e reportaram diferenças relacionadas às características intrínsecas das espécies (Figura 11).



**Figura 11** – Curvas de decomposição dos resíduos das espécies de inverno, solteiras ou em consórcios, avaliadas no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020a.

A decomposição das gramíneas (Poaceas) trigo solteiro e o consórcio aveia-preta + azevém (Figura 10a) mostra uma taxa de decomposição mais lenta, expressada por uma curva pouco acentuada devido à alta relação C/N, característica das Poaceas, quando comparada à curva de decomposição mais acentuada dos consórcios de leguminosas com gramíneas, devido a mais baixa relação C/N das leguminosas.

Além disso, o trigo e o consórcio aveia + azevém produziram mais fitomassa que os consórcios com leguminosas (Tabela 8), o que aumenta a quantidade de material a ser decomposto. De acordo com os resultados obtidos por Aita e Giacomini (2003) e Canalli (2009), além da maior produção de fitomassa, as Poaceas apresentam mais lignina em sua composição, o que dificulta a decomposição, reduzindo sua velocidade. Por outro lado, a decomposição mais acelerada apresentada pelos consórcios de gramíneas com leguminosas (Fabaceas) se deve à presença de maior quantidade de N, proveniente da fixação biológica de N pelas Fabaceas, o que desencadeia maior atividade da microbiota do solo, uma vez que o N é um elemento necessário para o metabolismo dos microrganismos decompositores, acelerando assim a decomposição quando comparado às Poaceas.

Canalli (2009) ressalta a importância do consórcio de Poaceas com Fabaceas ou sua alternância em sistemas de rotação de culturas para que a decomposição dos resíduos apresente uma dinâmica mais gradual, proporcionando ao solo boa cobertura e ao mesmo tempo a ciclagem de nutrientes em compasso com a demanda das culturas sucessoras. Corroborando com essas ideias, Ceretta *et al.* (2002) destaca que a utilização da aveia-preta consorciada com uma Fabacea, como a ervilhaca, pode não produzir tanta fitomassa quanto os consórcios compostos inteiramente por gramíneas, mas aumenta os teores de N no solo advindos dos resíduos das Fabáceas, levando a uma decomposição gradual.

**Tabela 8** – Fitomassa seca produzida, decomposta e remanescente após 160 dias do início da decomposição, taxa de decomposição diária e meia-vida de espécies de inverno avaliadas no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR.

Resíduos das culturas	Fitomassa						Taxa de decomposição		Tempo de meia-vida
	Produzida		Decomposta		Remanescente		kg ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup>	% dia <sup>-1</sup> (*)	Dias
	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>				
<b>Inverno 2014</b>									
trigo	10.477	a	6.705	a	3.772	a	42	0,40(±0.04)	116
aveia-preta + azevém	9.651	a	5.694	a	3.957	a	36	0,37(±0.05)	139
aveia-preta + tremoço-azul	7.133	b	5.136	ab	1.997	b	32	0,45(±0.07)	69
aveia-preta + centeio + ervilhaca	5.850	b	4.621	a	1.228	b	29	0,49(±0.05)	87
CV (%)	11,46		30,12		26,50				
<b>Inverno 2015</b>									
canola	10.611	a	6.368	a	4.243	a	40	0,38(±0.03)	139
aveia-preta	4.329	b	2.720	b	1.609	b	17	0,39(±0.01)	139
aveia-preta + ervilhaca + nabo	4.383	b	2.774	b	1.609	b	17	0,40(±0.02)	139
CV (%)	16,27		13,45		28,61				
<b>Inverno 2016</b>									
cevada	7.470	b	6.297	b	1.173	b	39	0,53(±0.01)	58
triticale	11.384	a	8.926	a	2.458	a	56	0,49(±0.01)	87
triticale + aveia-preta + centeio	10.813	ab	7.907	ab	2.906	a	49	0,46(±0.02)	87
CV (%)	15,64		20,72		21,58				

Médias seguidas de mesma letra na coluna, dentro de cada ano, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% probabilidade de erro.

CV = coeficiente de variação.

\*Desvio-padrão da média (±).

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020a.

As gramíneas (Poaceas), o consórcio de gramíneas e a canola apresentaram mais alta produção de fitomassa, com taxa de decomposição variando de 0,37 a 0,53% dia<sup>-1</sup>, quando comparadas ao consórcio de gramíneas com leguminosas (Fabaceas), com taxa de decomposição variando de 0,40 a 0,49% dia<sup>-1</sup>. A meia-vida para o consórcio de gramíneas com leguminosas foi menor do que para gramíneas, entretanto, o uso do consórcio de leguminosas com gramíneas em rotações de culturas pode ser uma boa estratégia para produzir biomassa e, ao mesmo tempo, diversificar o sistema de produção.

No começo do processo de decomposição a perda de massa é levemente mais pronunciada (Figura 10) devido à rápida decomposição dos componentes mais lábeis, tais como os polissacarídeos e as proteínas, pelos microrganismos decompositores (AMADO *et al.*, 2006). Depois desse tempo, a decomposição segue mais lentamente sobre os componentes mais recalcitrantes, tais como compostos fenólicos, celuloses e hemiceluloses. Como resultado, há aumento relativo do conteúdo de lignina em relação a proteínas nos resíduos vegetais ao longo do tempo, o qual torna o processo de decomposição mais difícil e lento, reduzindo a perda de biomassa ao final do processo. Portanto, certos materiais, especialmente aqueles com alta relação C/N, podem permanecer por longos períodos sobre o solo, protegendo-o.

O uso de consórcios de plantas de cobertura de diferentes famílias botânicas também pode ser benéfico, como demonstrado no experimento de longo prazo conduzido na UTFPR-Dois Vizinhos (Tabela 9). Na safra de 2020 foi possível visualizar que o consórcio aveia + ervilhaca + nabo (A + E + N) apresentou a maior produção de fitomassa seca (6,5 Mg ha<sup>-1</sup>), enquanto outro consórcio de aveia branca + ervilha + nabo (AB + ER + N) e a ervilhaca tiveram a menor fitomassa seca, 1,5 e 1,7 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 9). Na safra de 2021, os consórcios A + E + Ne A + E apresentaram maior produção de fitomassa, 2,1 e 2,2 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, juntamente ao centeio, com 2,4 Mg ha<sup>-1</sup>. Em 2022, a aveia e os consórcios apresentaram as maiores produções de fitomassa.

**Tabela 9** – Produção de fitomassa seca de plantas de cobertura de inverno em sucessão de culturas com trigo mourisco e milho com adubação nitrogenada (0, 90 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) nos anos agrícolas 2020, 2021 e 2022.

Doses N (kg ha <sup>-1</sup> )	Plantas de cobertura de inverno							Média	CV (%)	
	A	A+E	A+E+N	AB+ER+N	CE	E	ER			T
<b>Produção de fitomassa seca (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>										
<b>Ano agrícola 2020</b>										
0	3,6	4,4	7,1	1,6	3,5	1,2	3,0	5,2	3,7	A
90	3,5	2,5	5,3	1,4	2,3	1,5	2,0	4,1	2,8	B
180	4,2	3,1	7,3	1,7	3,3	2,6	3,0	4,3	3,7	A
<b>Média</b>	<b>3,8 c</b>	<b>3,3 c</b>	<b>6,5 a</b>	<b>1,5 d</b>	<b>3,0 c</b>	<b>1,7 d</b>	<b>2,7 c</b>	<b>4,5 b</b>		<b>26,5</b>
<b>Ano agrícola 2021</b>										
0	1,5	1,9	2,2	2,1	2,8	0,9	1,4	1,6	1,8	ns
90	1,4	2,1	1,8	1,5	1,9	1,0	1,3	1,1	1,5	34,0
180	1,5	2,5	2,2	1,7	2,5	1,1	1,3	2,1	1,9	
<b>Média</b>	<b>1,5 b</b>	<b>2,2 a</b>	<b>2,1 a</b>	<b>1,8 b</b>	<b>2,4 a</b>	<b>1,0 b</b>	<b>1,3 b</b>	<b>1,6 b</b>		<b>26,1</b>
<b>Ano agrícola 2022</b>										
0	4,2	5,3	4,8	5,6	2,6	1,4	2,4	3,6	3,7	B
90	5,0	7,1	7,8	7,6	4,1	1,7	3,9	3,7	5,1	A
180	6,6	5,8	5,5	6,6	4,3	0,8	2,9	2,2	4,3	A
<b>Média</b>	<b>5,2 a</b>	<b>6,1 a</b>	<b>6,0 a</b>	<b>6,6 a</b>	<b>3,7 b</b>	<b>1,3 c</b>	<b>3,1 b</b>	<b>3,1 b</b>		<b>30,2</b>

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ( $p < 0,05$ ), ns – não significativo pelo teste F ( $p < 0,05$ ).

CV – coeficiente de variação; A – aveia-preta + ervilhaca; A + E – aveia-preta + ervilhaca; A + E + N – aveia-preta + ervilhaca + nabo-forrageiro; AB + ER + N – aveia-branca + ervilha + nabo; CE – centeio; E – ervilhaca; ER – ervilha; T – tremoço.

Fonte: Guelere *et al.*, 2024.

Considerando o somatório da fitomassa produzida pelas plantas (trigo-mourisco, plantas de cobertura e milho) em um ano agrícola, é possível visualizar o efeito de longo prazo do uso das leguminosas (Fabaceas) (Tabela 10). Para os sistemas com Fabaceas (exceto ervilha), as adições totais de fitomassa na ausência de N mineral foram equivalentes às verificadas nas doses de 90 e 180 kg ha<sup>-1</sup> de N mineral no ano de 2022. Ao mesmo tempo percebe-se que quando há uso de Fabaceas (solteiras ou consorciadas) não há incremento na fitomassa acumulada para a dose de 180 kg ha<sup>-1</sup> demonstrando ser possível trabalhar com metade da dose aplicada (90 kg ha<sup>-1</sup>) sem que essa variável seja comprometida.

**Tabela 10** – Produção acumulada de fitomassa seca de trigo mourisco, culturas de cobertura de inverno e milho com adubação nitrogenada (0, 90 e 180 kg ha<sup>-1</sup>) nos anos agrícolas 2020/21, 2021/22 e 2022/2023.

Doses N (kg ha <sup>-1</sup> )	Plantas de cobertura de inverno						Média	CV (%)										
	A	A+E	A+E+N	AB+ER+N	CE	E			ER	T								
<b>Matéria Seca (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>																		
<b>Ano agrícola 2020/21</b>																		
0	11,8	14,6	17,6	10,4	12,9	12,5	13,0	17,6	13,8	C								
90	14,8	15,9	17,3	13,3	14,3	14,2	14,1	18,1	15,3	B								
180	17,1	16,3	20,8	14,7	16,0	14,9	15,1	17,9	16,6	A								
<b>Média</b>	14,5	b	15,6	b	18,5	a	12,8	b	14,4	b	13,9	b	17,9	a	9,5			
<b>Ano agrícola 2021/22</b>																		
0	12,7	11,7	13,0	12,3	15,8	10,9	10,1	12,2	12,3	B								
90	14,8	16,3	15,2	13,7	14,0	15,6	10,0	14,2	14,2	A								
180	18,2	16,3	18,7	16,4	15,0	14,0	13,6	13,9	15,8	A								
<b>Média</b>	15,2	a	14,8	a	15,6	a	14,1	a	15,0	a	13,5	a	11,2	b	13,4	a	13,9	
<b>Ano agrícola 2022/23</b>																		
0	15,2	bc	20,5	ab	21,9	ab	21,2	ab	10,5	cc	21,9	aa	15,2	bb	18,2	aa	18,1	
90	21,8	bb	26,0	aa	28,3	aa	27,9	aa	19,1	bb	23,0	ba	19,1	ba	21,8	ba	23,3	10,3
180	27,1	aa	26,2	aa	28,6	aa	28,4	aa	23,4	ba	20,4	ba	20,4	ba	19,5	ba	24,3	
<b>Média</b>	21,4		24,2		26,3		25,8		17,7		21,8		18,3		19,7		14,2	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ( $p < 0,05$ ).

ns – não significativo pelo teste F ( $p < 0,05$ ).

CV – coeficiente de variação; A – aveia-preta; A + E – aveia-preta + ervilhaca; A + E + N – aveia-preta + ervilhaca + nabo-forrageiro; AB + ER + N – aveia-branca + ervilha + nabo; CE – centeio; E – ervilhaca; ER – ervilha; T – tremoço.

**Fonte:** Guelere *et al.*, 2024.

No geral, o milho apresenta a maior contribuição para a adição de fitomassa e C ao solo, representando 64% da massa adicionada, destacando sua importância nos sistemas de rotação de culturas. As adições relativas às plantas de cobertura somaram 36%, resultados que corroboram com os encontrados por Lovato *et al.* (2004), cujos estudos apontaram que a contribuição das plantas de cobertura variou de 30 a 40%.

Mesmo com safras em condições de baixa precipitação, os sistemas adotados possibilitaram adições de fitomassa adequadas para manutenção da matéria orgânica do solo, que evitaram a redução da qualidade do sistema. Para regiões subtropicais, como do presente trabalho, a literatura recomenda uma produção de fitomassa entre 4 a 6 Mg ha<sup>-1</sup> (BALOTA *et al.*, 2018; EMBRAPA, 2006) porém, mesmo quando considerado um valor mais alto como ideal, que seria entre 11 e 12 Mg ha<sup>-1</sup> (PENTEADO *et al.*, 2021), a maioria dos sistemas consegue suprir essa demanda.

Salienta-se que esses resultados foram obtidos pelo efeito acumulativo no manejo durante 13 anos de pesquisa com práticas conservacionistas, o que demonstra, ao mesmo tempo, a importância de experimentos de longa duração e da manutenção de sistemas produtivos a campo por longo prazo.

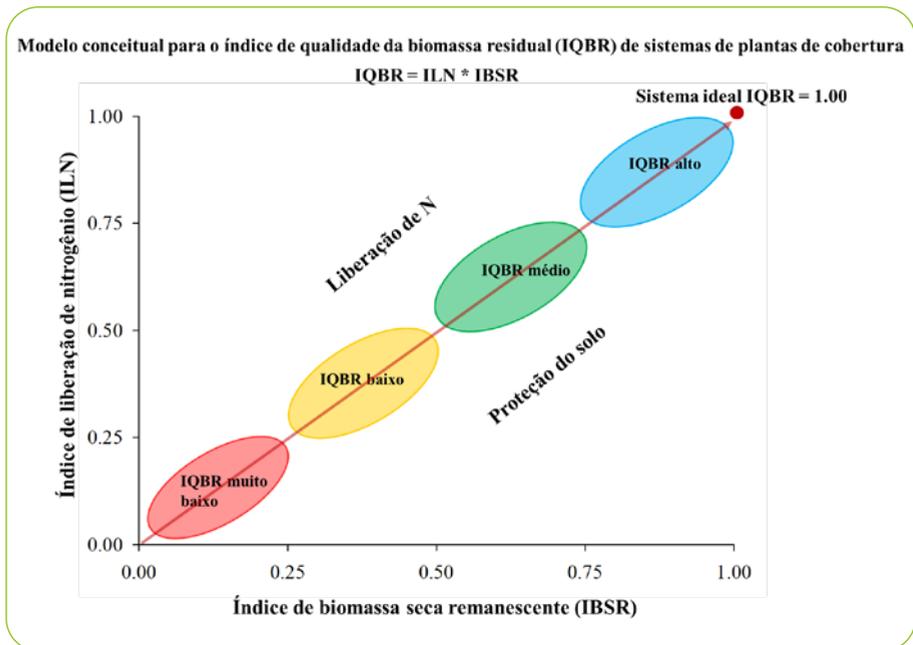
Mediante estudos de taxa de decomposição com *litter bags*, Cassol (2019) encontrou comportamentos distintos entre a proteção do solo promovida pelas plantas de cobertura e a liberação de N pelos resíduos avaliados ao longo de 120 dias. Embora sejam excelentes como fonte de N, as leguminosas têm taxa de decomposição acelerada e por isso a ervilhaca, por exemplo, situa-se praticamente em extremos, tendo uma das menores taxas de proteção do solo, ao mesmo tempo em que tem a maior taxa de liberação relativa de N. Por outro lado, a aveia, cultura mais usual na agricultura brasileira, apresenta elevada proteção do solo, contraposta com uma intermediária liberação de N, oriunda da reciclagem desse nutriente presente no solo. Desse modo, os consórcios resultam em maior equilíbrio no fornecimento de benefícios ecossistêmicos de proteção do solo e liberação de N para cultura do milho quando comparados às espécies cultivadas de forma isoladas, pois apresentam alta liberação de N associada com proteção de solo.

Considerando um sistema ideal podem ser calculados índices de liberação de N e permanência de resíduos para cada sistema de cobertura (Figura 12), conforme proposto por Cassol *et al.* (2023). Assim, o equilíbrio entre funções desempenhadas pelas plantas de coberturas pode ser mensurado de maneira mais apropriada pelo Índice de Qualidade de Biomassa Residual (IQBR) (Figura 13). Esse índice se baseia na capacidade de proteção do solo pela permanência de resíduos na superfície e na liberação de N das plantas de cobertura em relação a um sistema ideal. Em um grupo de plantas de cobertura,

o sistema ideal é composto pela planta de cobertura com maior capacidade de permanência de resíduos na superfície e liberação de N ao longo de um período de avaliação. Esse índice é apresentado em valores de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1, maior será o equilíbrio do sistema de cobertura entre a liberação de N e a permanência de resíduos na superfície do solo.

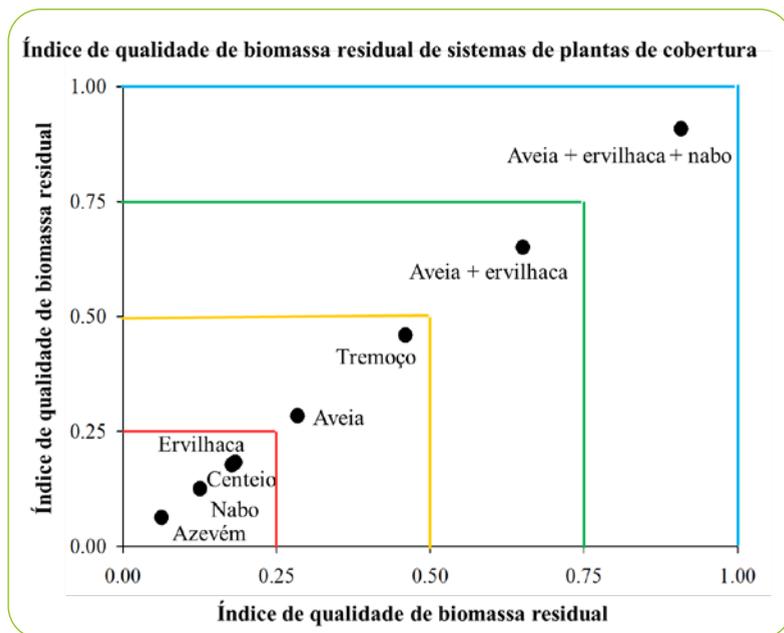
Deste modo, verificou-se que os sistemas em consórcio A + E + N apresentaram o maior valor de equilíbrio, com 74% da máxima permanência de resíduos e liberação de N para cultura do milho em sucessão entre os sistemas avaliados. Posteriormente se destaca o consórcio A + E, com 71%, seguido pela aveia, com 58% da maior quantidade de MS remanescente e N liberado.

Esses resultados evidenciam que os consórcios A + E + N, seguido pelo consórcio A + E, constituem alternativa promissora para aumentar a sustentabilidade dos sistemas de cultivo, fornecendo benefícios ecossistêmicos de permanência de resíduos para proteção do solo contra erosão e liberação de N para a cultura do milho de forma mais equilibrada. Com isso se reforça a tendência atual de uso do potencial de plantas de cobertura como bioinsumos provedores de nutrição equilibrada ao solo e proteção do mesmo.



**Figura 12** – Modelo conceitual para o índice de qualidade de biomassa residual (IQBR) de sistemas de plantas de cobertura

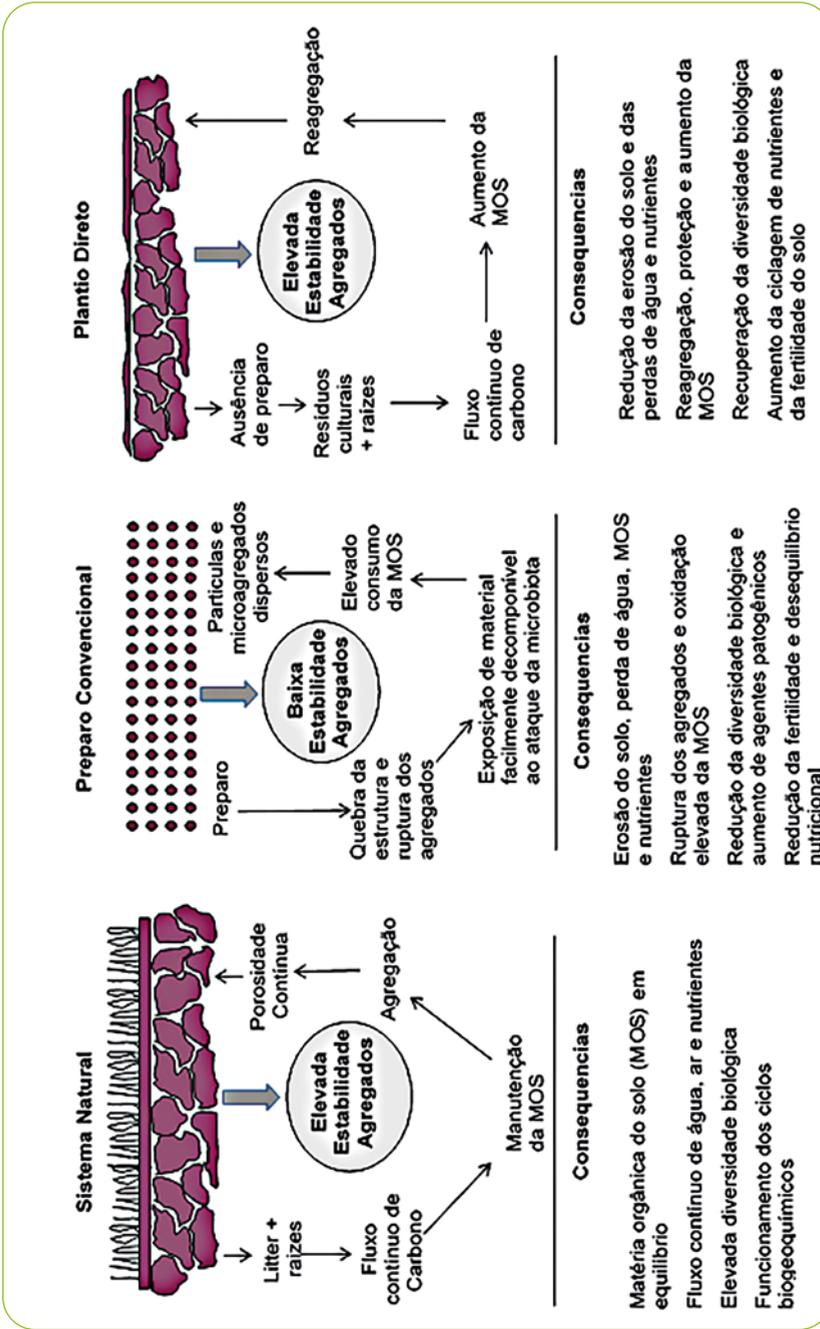
**Fonte:** Cassol *et al.*, 2023.



**Figura 13** – Índice de qualidade da biomassa residual de plantas de cobertura  
**Fonte:** Cassol *et al.*, 2023.

## 7.4.2 Efeitos nas propriedades físicas do solo

No SPD, sem o revolvimento do solo, não há inversão de camadas do solo pelas arações e gradagens, e isso permite sua reestruturação, com rearranjo dos agregados e equilíbrio entre macro e microporos, proporcionando um fluxo constante de água e ar e um ambiente favorável ao desenvolvimento radicular das culturas, sem nenhum impedimento por camadas compactadas, o que é comum no plantio convencional, na profundidade de trabalho do arado (20 cm) ou da grade (10 a 15 cm). A Figura 14 mostra a estrutura do solo na condição de vegetação natural e as alterações que ocorrem no solo sob plantio convencional e sob plantio direto em comparação com o solo no sistema natural (SÁ *et al.*, 2008).



**Figura 14** – Estrutura do solo na condição de vegetal natural e alterações no solo sob preparo convencional e plantio direto  
**Fonte:** Sá *et al.*, 2008.

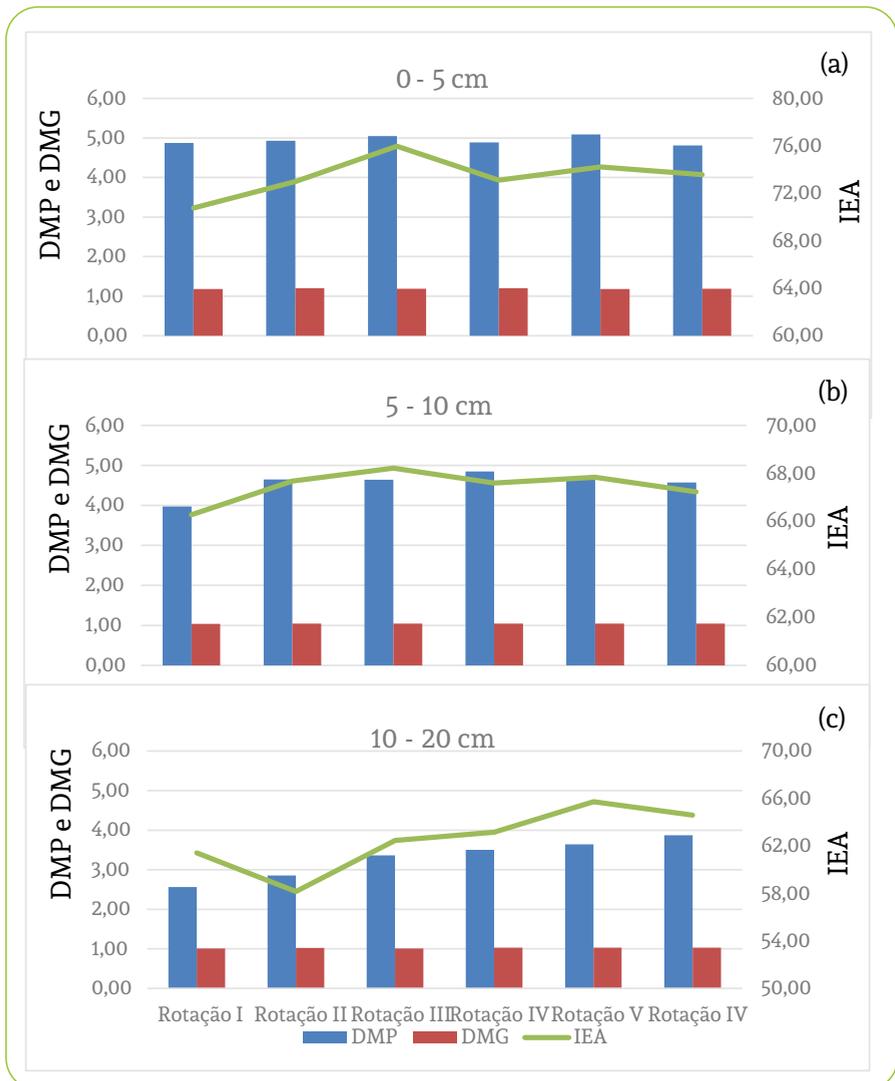
O sistema radicular das plantas em rotação, principalmente as de cobertura, contribuem muito para a estruturação do solo, proporcionando boa distribuição entre macro e microporos. Minhocas e pequenos insetos no solo e as raízes das plantas abrem canais de diferentes calibres por onde a água da chuva infiltra mais facilmente, ficando parte dela armazenada no solo (microporos) e o excesso infiltra em profundidade (macroporos), recarregando o lençol freático.

As gramíneas apresentam raízes fasciculadas, mais finas e delicadas, mas extremamente densas, e têm grande contribuição para a agregação do solo, abrindo canalículos menores por onde água e ar circulam no solo. Já as raízes pivotantes, mais robustas e profundas de outras espécies, como os tremoços, o nabo-forrageiro e as crotalárias, têm maior capacidade para romper camadas compactadas e promover a abertura de canais maiores, por onde a água infiltra mais facilmente (CANALLI; CALEGARI, 2019). O nabo-forrageiro se destaca ainda pela capacidade de descompactar naturalmente o solo.

A camada de palha sobre o solo no SPD evita também a perda de água por evaporação, mantendo maior umidade no solo quando comparado ao sistema convencional. O maior armazenamento de água no solo no SPD faz com que as plantas não sintam o estresse hídrico em períodos de estiagem relativamente curtos e, portanto, mantém seu potencial produtivo. A temperatura do solo protegido no SPD também se mantém mais constante e, sem oscilações bruscas, a germinação, o desenvolvimento e a produtividade das culturas não são comprometidos.

Canalli *et al.* (2020b) avaliaram carbono e qualidade estrutural do solo no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR (vide item 7.3) e reportaram que não houve diferença para o diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) entre as rotações de culturas nas três profundidades avaliadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, mas o índice de estabilidade dos agregados (EIA) foi maior nas rotações de cultura mais diversificadas em relação à sucessão de culturas em todas as profundidades (Figura 15), destacando a importância da diversidade de cultivos para a melhoria da estrutura do solo. Porém, os três primeiros anos das rotações de culturas não foram suficientes para expressar diferenças para carbono entre as rotações de culturas (Tabela 11), mas foi observado que a proporção de macroagregados (> 2 mm), foi maior que microagregados em todas as camadas de solo.

A alta proporção de macroagregados estáveis em solo argiloso relatada para diferentes culturas sob manejo conservacionista do solo foi também reportada em outros estudos sob condição climática tropical e subtropical (CASTRO FILHO *et al.*, 2002; MADARI *et al.*, 2005; TIVET *et al.*, 2013; FERREIRA *et al.*, 2018, CANALLI *et al.*, 2020b; HOK *et al.*, 2021).



Rotações de culturas: I) trigo (T)/soja (S)/T/S/T/S; II) aveia-preta (AP)/milho (M)/T/S/T/S; III) canola (Cn)/M/T/S/cevada (Cv)/S; IV) aveia-branca (Ab)/feijão (F)/trigo-mourisco (TM)/tremoço (Tç) + ervilhaca (Ev)/M/triticale (Tr)/S; V) AP + azevém (Az)/M/AP + Az/M/AP + Az/S; VI) AP + Ev + nabo (N)/M/ Tr + centeio (Ct) + ervilha-forrageira (EF)/F/TM/Tr + AP + Ct/S.

**Figura 15** – Comparação entre as rotações de culturas para diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de estabilidade de agregados (IEA) nas profundidades: 0-5 cm (a), 5-10 cm (b), 10-20 cm (c), avaliados no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020b.

**Tabela 11** – Comparação entre as rotações de culturas para o conteúdo de carbono nas classes de agregados (19-8, 8-4, 4-2, 2-1 e 1-0,5 mm) e profundidades do solo 0-5, 5-10 e 10-20 cm, avaliados no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR

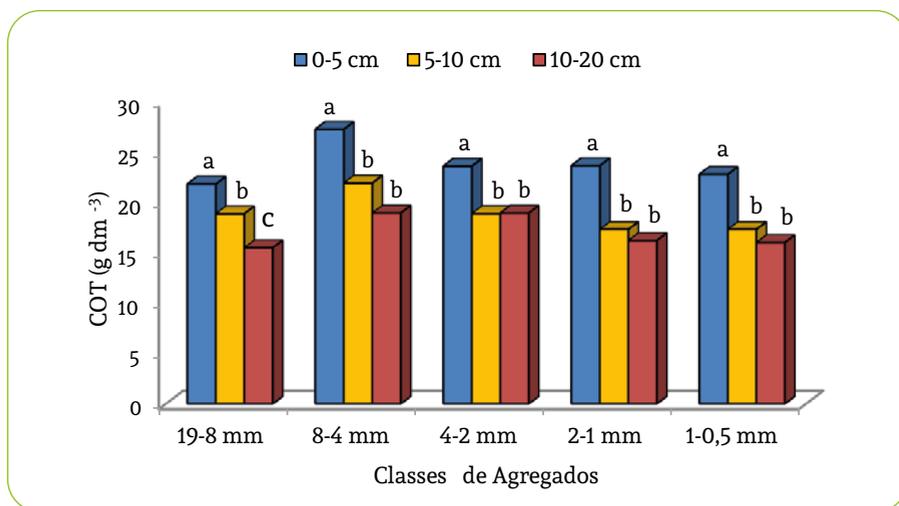
Tratamentos	Conteúdo de carbono nas classes de agregados (g/dm <sup>3</sup> )									
	19-8 mm		8-4 mm		4-2 mm		2-1 mm		1-0,5 mm	
<b>0-5 cm</b>										
Rotação I	21,04	ns	23,77	ns	25,71	ns	22,40	ns	21,33	ns
Rotação II	21,33		27,53		24,45		25,23		23,47	
Rotação III	22,21		25,81		23,28		22,50		22,89	
Rotação IV	22,60		31,13		22,30		23,57		22,79	
Rotação V	21,82		28,93		21,33		21,92		21,92	
Rotação VI	21,72		26,20		24,35		26,10		24,06	
C.V. %	13,78		19,59		17,83		16,10		12,36	
<b>5-10 cm</b>										
Rotação I	18,70	ns	23,31	ns	18,31	ns	15,68	ns	17,14	ns
Rotação II	21,14		27,32		19,38		16,75		17,82	
Rotação III	18,21		19,62		22,40		16,56		18,31	
Rotação IV	18,70		22,32		18,51		17,92		18,51	
Rotação V	19,77		19,97		17,53		18,51		16,27	
Rotação VI	16,46		18,80		16,95		18,31		15,68	
C.V. %	12,14		23,13		17,35		9,53		9,63	
<b>10-20 cm</b>										
Rotação I	14,71	ns	19,38	ns	16,56	ns	16,17	ns	15,49	ns
Rotação II	15,97		21,25		18,21		15,39		17,05	
Rotação III	15,19		17,34		18,21		16,17		15,97	
Rotação IV	15,49		18,65		21,53		15,29		15,88	
Rotação V	17,34		19,09		19,38		17,92		15,78	
Rotação VI	14,12		17,73		19,48		16,17		15,78	
C.V. %	14,27		14,29		26,14		11,92		11,15	

Ns – não significativo pelo teste F.

Rotações de culturas: I) trigo (T)/soja (S)/T/S/T/S; II) aveia-preta (AP)/milho (M)/T/S/T/S; III) canola (Cn)/M/T/S/cevada (Cv)/S; IV) aveia-branca (Ab)/feijão (F)/trigo-mourisco (TM)/tremoço (Tç) + ervilhaca (Ev)/M/triticale (Tr)/S; V) AP + azevém (Az)/M/AP + Az/M/AP + Az/S; VI) AP + Ev + nabo (N)/M/ Tr + centeio (Ct) + ervilha-forrageira (EF)/ F/TM/Tr + AP + Ct/S.

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020b.

Foi observada também relação de estratificação de carbono em profundidade, ou seja, mais carbono na camada superficial, devido ao aporte contínuo de resíduos no SPD, a qual decresceu em profundidade (Figura 16).



Médias seguidas de mesma letra para cada classe de agregado não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ).

**Figura 16** – Conteúdo de carbono orgânico total (COT) em cada classe de agregados (19-8, 8-4, 4-2, 2-1 e 1-0,5 mm) nas profundidades: 0-5, 5-10 e 10-20 cm, avaliado no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR.

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020b.

Amadori *et al.* (2022) avaliaram o estoque de carbono nos compartimentos da matéria orgânica nas camadas de solo 0-5, 5-10, 10-0-20 cm de profundidade, no experimento de longo prazo com plantas de cobertura em plantio direto (PD) e plantio convencional (PC), conduzido no Polo Regional do IDR-Paraná em Pato Branco, e reportaram que houve diferença entre os sistemas de manejo de solo. A fração leve livre (FLL), carbono lábil, e a fração leve oclusa (FLO), carbono protegido, na camada 0-5 cm, apresentaram maiores valores no plantio direto comparado ao plantio convencional (Tabela 12). Já na camada de 5-10 cm a fração leve livre (FLL) foi maior no plantio convencional comparada ao plantio direto (0,7 vs. 0,4 Mg C ha<sup>-1</sup>). Na comparação entre as plantas de cobertura houve diferença somente na camada 0-5 cm, onde o nabo forrageiro apresentou maior valor da fração leve livre (FLL) (1,5 Mg ha<sup>-1</sup>) comparado à aveia-preta e ao pousio (1 and 1,1 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente).

**Tabela 12** – Estoque de carbono e distribuição do carbono total em frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e pesada (FP) em um Latossolo Vermelho muito argiloso sob plantio convencional (PC) e plantio direto (PD), combinado com plantas de cobertura de inverno, aveia, nabo e pousio, tendo a floresta nativa como referência. Experimento de longo prazo, Polo Regional do IDR-Paraná, Pato Branco-PR.

Sistema de manejo	Estoque de C (Mg ha <sup>-1</sup> )				Distribuição do C total (%)						
	FLL	FLO	FP	Total	FLL	FLO	FP				
<b>0-5 cm</b>											
<b>Sistema de preparo</b>											
PC	0,8	b	1,4	b	18,6	ns	20,8	b	4,1	7,2	88,7
PD	1,6	a	2,3	a	21,8		25,7	a	6,3	9,3	84,4
<b>Plantas de cobertura de inverno</b>											
Aveia	1,0	b	1,8	ns	21,7	ns	24,5	ns	4,0	7,6	88,4
Nabo	1,5	a	1,9		16,9		20,3		7,2	9,7	83,1
Pousio	1,1	b	1,9		22,1		25,1		4,5	7,5	88,0
Floresta	4.1		3,0		14,9		22,0		19,3	14,1	66,6
<b>5-10 cm</b>											
<b>Sistema de preparo</b>											
PC	0,7	a	1,4	ns	20,1	ns	22,3	ns	3,7	7,0	89,3
PD	0,4	b	1,5		22,5		24,4		1,7	6,3	92,0
<b>Plantas de cobertura de inverno</b>											
Aveia	0,5	ns	1,5	ns	23,2	ns	25,1	ns	1,9	6,0	92,0
Nabo	0,7		1,6		19,1		21,4		3,7	7,7	88,7
Pousio	0,5		1,4		21,6		23,5		2,6	6,3	91,2
Floresta	1.0		1,7		16,9		19,6		5,2	8,9	86,0
<b>10-20 cm</b>											
<b>Sistema de preparo</b>											
PC	1,0	ns	3,0	a	47,4	ns	51,4	ns	2,0	6,4	91,6
PD	0,8		2,3	b	49,7		52,8		1,5	4,6	93,9
<b>Plantas de cobertura de inverno</b>											
Aveia	0,7	ns	2,5	ns	54,5	ns	57,6	ns	1,4	4,7	94,0
Nabo	1,1		2,8		45,3		49,2		2,2	6,1	91,7
Pousio	0,9		2,6		45,9		49,4		1,7	5,8	92,5
Floresta*	1,1		1,5		33,0		35,6		3,2	4,5	92,3

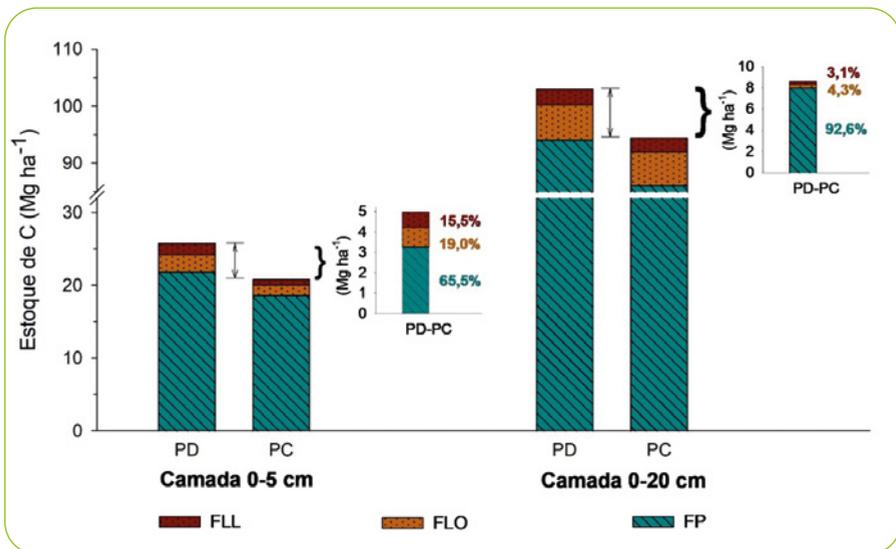
Médias seguidas pela mesma letra na coluna em cada profundidade não diferem significativamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

ns – não significativo (Teste F  $p < 0,05$ ).

\*Utilizada como referência da condição de vegetal natural

**Fonte:** Amadori *et al.*, 2022.

O estoque de C total apresentou maior valor em plantio direto que em plantio convencional somente na camada de 0-5 cm de profundidade (0,7 vs. 0,4 Mg C ha<sup>-1</sup>) (Tabela 12). Considerando a camada de solo de 0-20 cm, não houve diferença significativa no estoque de C total entre os dois sistemas de manejo do solo nem entre as rotações de culturas. Entretanto, plantio direto aumentou o estoque de C total por 8,6 Mg ha<sup>-1</sup> (0-0,20 m), dos quais 92,6% foi na fração FP - C orgânico associado aos minerais (7,9 Mg ha<sup>-1</sup>) e somente 7,4% nas frações de C leves (FLL e FLO) (Figura 17). Na camada de solo de 0-5 cm, a diferença entre PD e PC foi 5 Mg ha<sup>-1</sup>, dos quais 3,3 Mg ha<sup>-1</sup> foi na fração de C associada aos minerais (FP) representando 65,5%, enquanto que as frações de C leve (FLL e FLO) representaram os outros 34,5%.



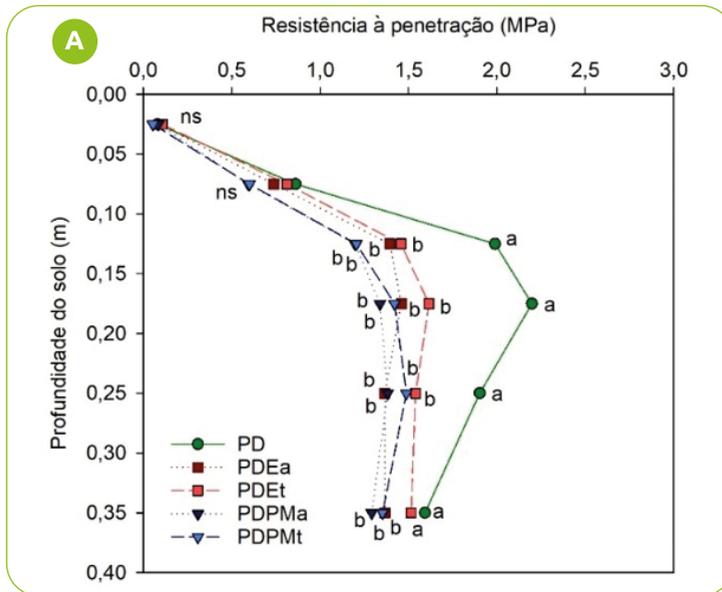
**Figura 17** – Estoque de carbono em frações físicas da matéria orgânica, fração leve livre (FLL), fração leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP), em um Latossolo Vermelho muito argiloso sob plantio convencional (PC) e plantio direto (PD), e diferença entre eles (PD-PC) nas camadas de solo 0-5 cm e 0-20 cm. Experimento de longo prazo, Polo Regional do IDR-Paraná, Pato Branco-PR

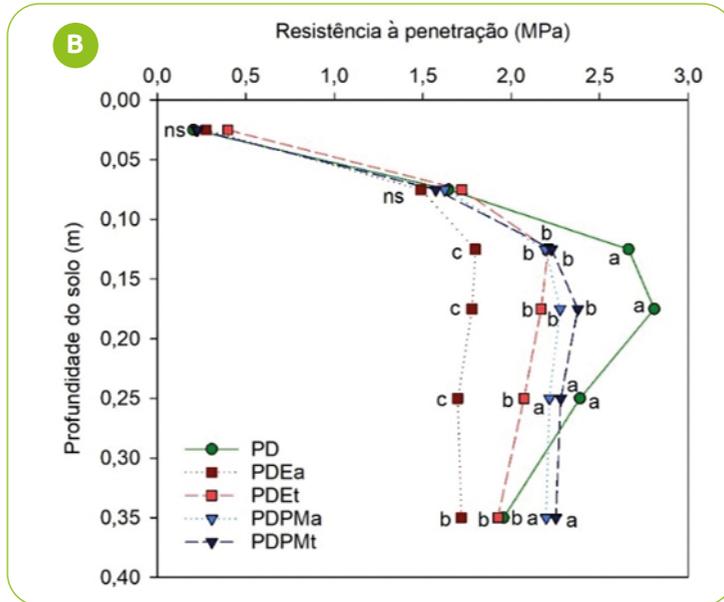
**Fonte:** Amadori *et al.*, 2022.

Práticas de mobilização do solo, como a escarificação, podem influenciar as propriedades físicas do solo. Isso pode ser visto no estudo de Pletsch *et al.* (2024), com experimento de longo prazo conduzido na UTFPR-DV comparando PD sem mobilização e PD com uso de diferentes equipamentos escarificadores e variados intervalos de uso, sob o cultivo de plantas de cobertura no inverno.

Utilizando a análise de resistência do solo à penetração (RP) na safra 2021/2022, após a cultura do milho, percebeu-se diferença entre os preparos após a camada inicial do solo de 10 cm, com maior RP para o PD, atingindo 2,4 MPa (15-20 cm) (Figura 18A). Comportamento semelhante foi verificado na safra seguinte, mas com menor RP para o tratamento escarificado anualmente (PDEa).

A escarificação é uma forma eficiente de descompactar o solo e diminuir a resistência à penetração, pois eleva a aeração e a porosidade (FRANCZISKOWSKI *et al.*, 2019). Contudo, a maior RP do PD ficou abaixo do nível crítico para crescimento radicular e não houve diferença produtiva em relação às demais formas de preparo, levando em consideração que a escarificação apenas gerou maior custo de produção.





PD – plantio direto; PDEa – plantio direto escarificado anualmente; PDEt – plantio direto escarificado trienal; PDPMa – plantio direto com preparo mínimo anualmente; PDPMt – plantio direto com preparo mínimo trienal.

**Figura 18** – Resistência do solo à penetração sob diferentes preparos do solo na média das plantas de cobertura após ciclo do milho 2021/22 (A) e 2022/23 (B)

**Fonte:** Pletsch *et al.*, 2024.

Em relação ao efeito das plantas de cobertura, na safra 2022/23 (Figura 19B) a RP no tratamento com ervilhaca diferiu da RP envolvendo as demais plantas de cobertura, com maior RP na camada 0,15-0,20 m. Isso indica o efeito da restrição hídrica no desenvolvimento da ervilhaca que, conseqüentemente, comprometeu o crescimento radicular e acarretou baixa produção de biomassa. A redução cumulativa na produção de biomassa pode interferir na qualidade física do solo devido à redução da atividade biológica (DOS REIS *et al.*, 2020).



áreas sob plantio direto. Elas são o organismo-símbolo do SPD, pois onde aparecem várias outras espécies de vida no solo são favorecidas.

Existe no ambiente do solo ampla gama de organismos vivos, a macro e a mesofauna (minhocas e pequenos insetos) benéficas, e também os micro-organismos, principalmente fungos e bactérias, responsáveis pela decomposição dos resíduos e sua transformação em matéria orgânica do solo (MOS), com liberação de nutrientes que ficam disponíveis no sistema solo/solução para as culturas posteriores.

Com SPD de qualidade, incluindo rotação de culturas e uso de plantas de cobertura, pode-se trabalhar a fertilidade do solo, pois a adição contínua de resíduos sobre o solo (palha) e sob o solo (raízes) proporciona suprimento constante de energia para a microbiota, que se mantém ativa processando esse material e transformando-o em carbono (C) no solo. O aumento de C no solo conduz ao aumento de matéria orgânica com cargas negativas e, portanto, aumento da capacidade de troca de cátions (CTC), tornando os solos mais férteis.

Os solos brasileiros são, na maioria, compostos por óxidos de Fe e Al e pela caulinita, que é uma argila de baixa atividade, com carga variável e baixa CTC, geralmente com acidez e presença de Al tóxico. A matéria orgânica tem altos valores de CTC e por essa razão tem grande importância para os solos de regiões tropicais e subtropicais, podendo representar até 90% da CTC dos solos nestas regiões.

Francisco (2022) avaliou a atividade enzimática do solo, beta-glucosidase ( $\beta$ -Glucosidase) e fosfatase ácida, a respiração microbiana e o carbono na camada de 0-10 cm de profundidade, em diferentes rotações de culturas, no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR (vide item 7.2, Figura 7 e Tabela 3).

Houve diferença para beta-glucosidase ( $\beta$ -Glucosidase) e fosfatase ácida no quarto ano após o início das rotações de culturas, em 2021 (Tabela 13), mostrando que esses parâmetros são sensíveis ao manejo do solo e à rotação de culturas em curto período de tempo.

A beta-glucosidase apresentou maior valor na rotação III, com diversidade de culturas de grãos, e os menores valores nas rotações I e II, as menos diversificadas. A fosfatase ácida apresentou o maior valor na rotação VI, a mais diversificada, e o menor valor na Rotação I, a menos diversificada, caracterizada pela sucessão trigo/soja continuamente.

**Tabela 13** – Parâmetros microbiológicos, enzimas beta-glucosidade ( $\beta$ -Glucosidase) e fosfatase ácida, respiração microbiana e carbono do solo em diferentes rotações de culturas, avaliados na camada de 0-10 cm do solo, no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná. Ponta Grossa-PR.

Tratamentos	$\beta$ -Glucosidase	Fosfatase ácida	Respiração microbiana	Carbono
	$\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$	$\text{g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$	$\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$	$\text{g dm}^{-3}$
Rotação I	141,2 b	287,7 b	1,478 a	35,7 a
Rotação II	142,6 b	303,3 ab	1,486 a	38,1 a
Rotação III	216,1 a	307,3 ab	1,458 a	38,1 a
Rotação IV	176,1 ab	324,5 ab	1,486 a	38,0 a
Rotação V	165,7 ab	317,4 ab	1,686 a	36,3 a
Rotação VI	183,4 ab	355,4 a	1,558 a	37,8 a

Rotações de culturas: I) trigo (T)/soja (S)/T/S/T/S/T/S/T/S; II) aveia-preta (AP)/milho (M)/T/S/ T/S/AP/M/T/S; III) canola (Cn)/M/T/S/cevada (Cv)/S/Cn/M/T/S; IV) aveia-branca (Ab)/feijão (F)/trigo-mourisco (TM)/tremoço (Tç) + ervilhaca (Ev)/M/triticale (Tr)/S/Tç + Ev/ M/Ab/F; V) AP + azevém(Az)/M/AP + Az/M/AP + Az/S/Ev/M/T/S; VI) AP + Ev + nabo (N)/M/ Tr + centeio (Ct) + ervilha-forrageira (EF)/ F/TM/Tr + AP + Ct/S/AP + Ev/M/Tr + Ct\_ + N + EF/F.Ev/milho.

Médias seguidas de mesma letra na coluna, não significativamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

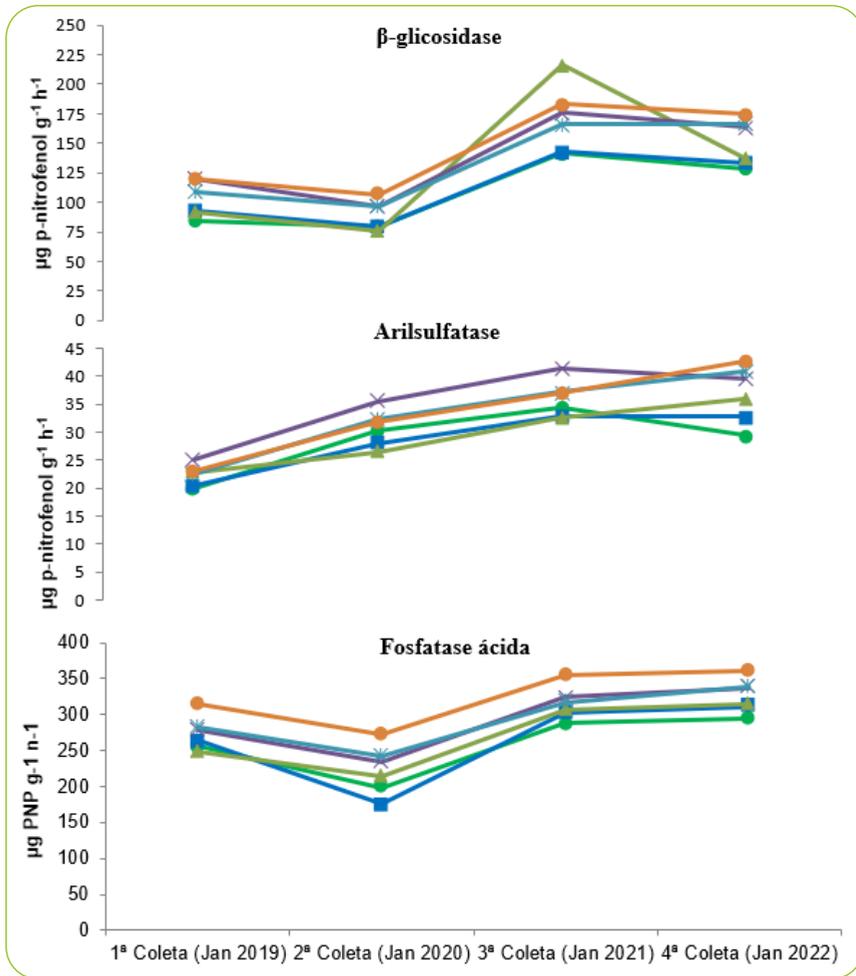
**Fonte:** Francisco, 2022.

A sequência de culturas da Rotação III inclui a cultura da canola, a qual foi cultivada antecedendo a cultura do milho nesse ano da avaliação. A canola, uma brássica, tem induzido alterações na microbiota do solo, promovendo grande aumento de atividade microbiana, principalmente ligada ao ciclo do C (CONCEIÇÃO *et al.*, 2022). Isso explica o alto valor para Beta-Glucosidase na rotação onde a canola foi cultivada.

Quando comparadas as enzimas arilsulfase, beta-glucosidase, fosfatase ácida e urease em quatro tempos de coleta, em 2019, 2020, 2021 e 2022, o autor constatou diferenças entre as rotações de culturas para beta-glucosidase em 2019, 2021 e 2022, para fosfatase ácida em 2019, 2020, 2021 e 2022 e urease em 2020. A arilsulfatase não apresentou diferença nas datas avaliadas (Figura 20).

Observou-se que as rotações mais diversificadas e com inclusão de plantas de cobertura mostraram os maiores valores para a atividade das enzimas analisadas. Esses resultados evidenciam a importância do uso de plantas de cobertura nos sistemas de rotação de culturas sempre que possível, visando

aumentar a atividade da microbiota do solo, o que consequentemente intensifica a ciclagem de nutrientes.



Rotações de culturas: I) trigo (T)/soja (S)/T/S/T/S/T/S/T/S; II) aveia-preta (AP)/milho (M)/T/S/T/S/AP/M/T/S; III) canola (Cn)/M/T/S/cevada (Cv)/S/Cn/M/T/S; IV) aveia-branca (Ab)/feijão (F)/trigo-mourisco (TM)/tremoço (Tç) + ervilhaca (Ev)/M/triticale (Tr)/S/Tç + Ev/ M/Ab/F; V) AP + azevém (Az)/M/AP + Az/M/AP + Az/S/Ev/M/T/S; VI) AP + Ev + nabo (N)/M/ Tr + centeio (Ct) + ervilha-forrageira (EF)/ F/TM/Tr + AP + Ct/S/AP + Ev/M/Tr+Ct\_ + N + EF/F.

**Figura 20** – Beta-glicosidase, arilsulfatase, fosfatase ácida e urease em resposta a diferentes rotações de culturas, avaliadas na camada de 0-10 cm do solo em 2019, 2020, 2021 e 2022, no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná, em Ponta Grossa-PR

**Fonte:** Francisco, 2022.

#### **7.4.4. Outros aspectos positivos das plantas de coberturas**

A cobertura de palha sobre o solo pode ser muito eficiente no controle de plantas daninhas por impedir a chegada da luz solar, impossibilitando a germinação delas (efeito físico).

Algumas espécies de plantas de cobertura apresentam também efeito alelopático (químico), por meio da liberação de exsudatos radiculares após seu manejo, que impedem a germinação de algumas espécies de plantas daninhas. Assim, são conhecidos os efeitos de espécies como aveia-preta, centeio, azevém, ervilhacas, nabo-forrageiro, espérgula, crotalárias, mucunas, guandu, milho, sorgo, calopogônio, feijão-de-porco, entre outras, no controle de diferentes espécies de plantas invasoras, sendo importante o uso e manejo dessas plantas em rotação quando se pretende diminuir a população de algumas espécies invasoras (CALEGARI, 2006).

O SPD, pelo não preparo do solo, também requer menos operações com maquinário e, portanto, menor gasto com combustível e desgaste de máquinas agrícolas. Também há menor demanda de mão de obra, liberando tempo para outras atividades que podem ser inseridas na propriedade, com possibilidade de gerar renda.

### **7.5 EFEITOS NA PRODUTIVIDADE E NO RENDIMENTO ECONÔMICO DAS CULTURAS DE VERÃO E INVERNO**

O resultado em termos de produtividade das culturas e do rendimento econômico dos sistemas de produção é de fundamental importância para o agricultor. Afinal, todo seu trabalho tem como objetivo principal produzir com eficiência e gerar lucro para a manutenção de sua atividade e de sua família. Assim sendo, a proposição da rotação de culturas deve visar sempre o estabelecimento de sistemas eficientes e viáveis sob o ponto de vista operacional e econômico. Mesmo incluindo plantas de cobertura ou *mix* de plantas de cobertura nos sistemas de rotação, é possível manter e até aumentar a produtividade das culturas de interesse comercial, justamente pelos benefícios que as plantas de cobertura trazem para o solo e para o sistema de produção como um todo, conforme bem situado nos tópicos anteriores. No início, o agricultor pode enxergar a inclusão de plantas de cobertura como um fator difícil de manejar, porém, com o passar do tempo, ele perceberá o quanto o solo se tornará

mais fértil e a produtividade das culturas mais estável, podendo propiciar inclusive uma equalização no montante de fertilizante químico a ser aplicado.

Ao final do ciclo de três anos das rotações de culturas, com o propósito de comparar todas as rotações no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR (Figura 7 e Tabela 3), foi posicionada propositalmente a cultura da soja, que é a mais cultivada pelos agricultores proporcionalmente no estado do Paraná. A produtividade da soja é apresentada na Tabela 14, onde se pode observar diferenças de produtividade em função das rotações de culturas.

**Tabela 14** – Produtividade (kg ha<sup>-1</sup>) dos sistemas de rotação de culturas para o primeiro ciclo de três anos (safras 2014/15, 2015/16 e 2016/17), avaliadas no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná.

Tratamento	Safr 2014/15		Safr 2015/16		Safr 2016/17		
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	
Rotação I	trigo	soja	trigo	soja	trigo	soja	
	3.534	2.220	2.077	4.102	2.692	3.753	ab
Rotação II	trigo	soja	aveia-preta	milho	trigo	soja	
	3.584	2.416	-	9.970	3.235	3.496	b
Rotação III	trigo	soja	canola	milho	cevada	soja	
	3.689	2.455	1.485	9.015	3.673	3.544	ab
Rotação IV	tremoço + aveia-preta	milho	aveia branca	feijão/nabo	triticale	soja	
	-	11.444	-	3.063	4.275	3.977	a
Rotação V	aveia-preta + azevém	soja	aveia-preta + azevém	milho	aveia-preta + azevém	soja	
	-	2.703	-	10.270	-	3.875	ab
Rotação VI	aveia-preta + centeio + ervilhaca	feijão/sorgo	aveia-preta + ervilhaca + nabo	milho	triticale + centeio + aveia-preta	soja	
	-	4.371	-	10.602	-	3.898	ab

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020c.

A produtividade da soja foi maior na rotação IV, uma rotação diversificada e a única onde foi cultivado o nabo-forrageiro, o qual, como já mencionado, tem alto potencial de reciclagem de nutrientes e também tem efeito como melhorador da estrutura do solo. O pior resultado comparativamente foi para a soja da rotação II. Percebe-se assim que há uma tendência de maior produtividade nas rotações com plantas de cobertura quando comparadas às rotações somente com cultivos comerciais, em que a exportação de nutrientes é mais intensa e o solo não tem condições de estabelecer o equilíbrio nutricional entre um cultivo e outro.

O resultado econômico também é um dos aspectos estudados no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR (Figura 7 e Tabela 3). Diferentemente dos aspectos relacionados aos atributos do solo, que geralmente precisam de mais tempo para expressar alterações entre as rotações de culturas, o retorno econômico se mostrou um fator mais sensível e já no primeiro ciclo de três anos mostrou diferença entre as rotações de culturas (Tabela 15), sendo as rotações mais diversificadas as que apresentaram maior rentabilidade e a sucessão de culturas a menor (CANALLI *et al.*, 2020c).

Rentabilidade é a diferença dos lucros auferidos menos todas as despesas, portanto, mesmo sistemas com alta produtividade das culturas podem não ser competitivos quando os custos de produção são muito altos.

**Tabela 15** – Rendimentos e viabilidade econômica dos sistemas de rotação de culturas em um ciclo de três anos (safras 2014/15, 2015/16 e 2016/17), avaliadas no experimento conduzido no Polo de Pesquisa do IDR-Paraná em Ponta Grossa-PR.

<b>Viabilidade econômica</b>	<b>2014/15</b>	<b>2015/16</b>	<b>2016/17</b>	<b>Acumulado</b>
<b>Tratamento I – trigo/soja/trigo/soja trigo/soja</b>				
Receita	5.213,77	6.321,09	5.617,75	17.152,61
Custo variável	4.718,33	6.023,96	4.508,01	15.250,30
Remuneração de fatores	1.741,98	1.816,01	1.441,81	4.999,81
Lucro econômico	-1.246,54	-1.518,88	-332,07	-3.097,50
<b>Tratamento II – trigo/soja/ aveia preta/milho/trigo/soja</b>				
Receita	5.494,72	6.390,01	6.228,86	18.113,58
Custo variável	4.859,99	3.697,31	4.663,13	13.220,44
Remuneração de fatores	1.750,92	1.662,86	1.450,00	4.863,78
Lucro econômico	-1.116,20	1.029,83	115,73	29,36
<b>Tratamento III – trigo/soja/ canola/milho/cevada/soja</b>				
Receita	5.614,36	8.274,83	6.448,47	20.337,66
Custo variável	4.874,19	5.010,79	4.802,57	14.687,55
Remuneração de fatores	1.751,46	1.742,49	1.458,32	4.952,28
Lucro econômico	-1.011,29	1.521,55	187,57	697,83
<b>Tratamento IV – mix 1/milho/aveia-branca/feijão/nabo/triticale/soja</b>				
Receita	8.830,94	6.795,07	4.028,2	19.654,21
Custo variável	5.881,18	3.899,46	2.913,3	12.693,94
Remuneração de fatores	1.808,77	1.674,67	1.342,61	4.826,05
Lucro econômico	1.140,98	1.220,95	-227,7	2.134,23
<b>Tratamento V – mix 2/soja/mix 2/milho/mix 2/soja</b>				
Receita	5.897,3	10.316,44	5.598,69	21.812,44
Custo variável	3.884,93	6.844,94	4.585,01	15.314,88
Remuneração de fatores	1.682,53	1.856,06	1.446,93	4.985,52
Lucro econômico	329,85	1.615,43	-433,25	1.512,03*
<b>Tratamento VI – mix 3/feijão/sorgo/mix 4/milho/mix 5/soja</b>				
Receita	6.023,24	9.082,29	6.394,95	21.500,48
Custo variável	5.107,45	5.173,64	4.513,84	14.794,93
Remuneração de fatores	1.651,81	1.660,62	1.349,64	4.662,07
Lucro econômico	-736,02	2.248,03	531,47	2.043,48

*Mix 1)* tremoço + ervilhaca; *mix 2)* aveia-preta + azevém; *mix 3)* aveia-preta + ervilhaca + nabo; *mix 4)* triticale + centeio + ervilha-forrageira; *mix 5)* triticale + aveia-preta + centeio.

\* Nesta rotação foi estimado o valor do leite sobre o pasto de aveia + azevém, considerando uma condição típica dos agricultores familiares da região.

**Fonte:** Canalli *et al.*, 2020c.

As rotações de culturas com a inclusão de plantas de cobertura ou consórcios destas e com maior diversidade de espécies (Rotação IV, V e VI) apresentaram maior retorno econômico em relação às rotações somente com culturas comerciais (Rotação I e III) ou com a inclusão de apenas uma planta de cobertura (Rotação II), sendo que a Rotação I apresentou inclusive resultado negativo.

Nessas rotações o custo de produção é mais alto, pois tanto na safra de inverno quanto na safra de verão há gastos com sementes, fertilizantes, herbicidas, inseticidas, fungicidas e com as operações para aplicação desses insumos. Por outro lado, as plantas de cobertura demandam basicamente o custo da semente, pois devido a sua rusticidade dificilmente há necessidade de uso de biocidas, portanto, seu custo é muito menor. Além disso, conforme apresentado nos tópicos anteriores, com a inclusão das plantas de cobertura, solteiras ou em consórcio, ocorrem melhorias nos atributos do solo que acabam por afetar positivamente o desempenho das culturas comerciais, refletindo em sua produtividade.

Comparando diferentes sistemas de preparo com escarificação e plantas de cobertura de inverno no experimento em Dois Vizinhos-PR, não foi possível observar diferenças entre os tratamentos, no entanto, o efeito das condições climáticas sobre a produtividade das culturas ficou evidente. A produtividade do milho no ano safra de 2021/2022 foi afetada pela estiagem que acometeu a região, com produtividades próximas a 1 Mg ha<sup>-1</sup>, enquanto em 2022/2023 a produtividade atingiu valores superiores a 9 Mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 16). Não foi possí-

vel observar diferenças entre as plantas de cobertura e os sistemas de preparo.

**Tabela 16** – Produtividade de milho em diferentes preparos de solo e sucessão após plantas de cobertura de inverno

Preparos do solo	Plantas de cobertura de inverno				
	Aveia	Consórcio	Ervilhaca	Nabo	Média
<b>Produção de grãos de milho (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
<b>Ano agrícola 2021/22</b>					
<b>PD</b>	1,45	1,26	1,03	1,08	1,20 ns
<b>PDEa</b>	0,86	1,12	1,23	1,55	1,19
<b>PDEt</b>	1,31	1,18	0,99	1,35	1,21
<b>PDPMa</b>	1,67	1,36	1,04	1,29	1,34
<b>PDPMt</b>	1,61	1,33	1,04	1,37	1,34
<b>Média</b>	1,38	ns 1,25	1,06	1,33	1,26
<b>CV%</b>	18,18				
<b>Ano agrícola 2022/23</b>					
<b>PD</b>	8,19	8,29	9,85	10,29	9,16 ns
<b>PDEa</b>	9,34	8,96	9,39	9,64	9,33
<b>PDEt</b>	10,83	9,67	8,91	9,86	9,82
<b>PDPMa</b>	9,11	10,74	11,06	10,53	10,36
<b>PDPMt</b>	9,21	10,62	9,24	8,92	9,49
<b>Média</b>	9,34	ns 9,66	9,69	9,85	9,63
<b>CV%</b>	14,15				

Ns – não significativo pelo teste F ( $p < 0,05$ ).

CV – coeficiente de variação; PD – plantio direto; PDEa – plantio direto escarificado anualmente; PDEt – plantio direto escarificado trienal; PDPMa – plantio direto com preparo mínimo anualmente; PDPMt – plantio direto com preparo mínimo trienal.

**Fonte:** Pletsch *et al.*, 2024.

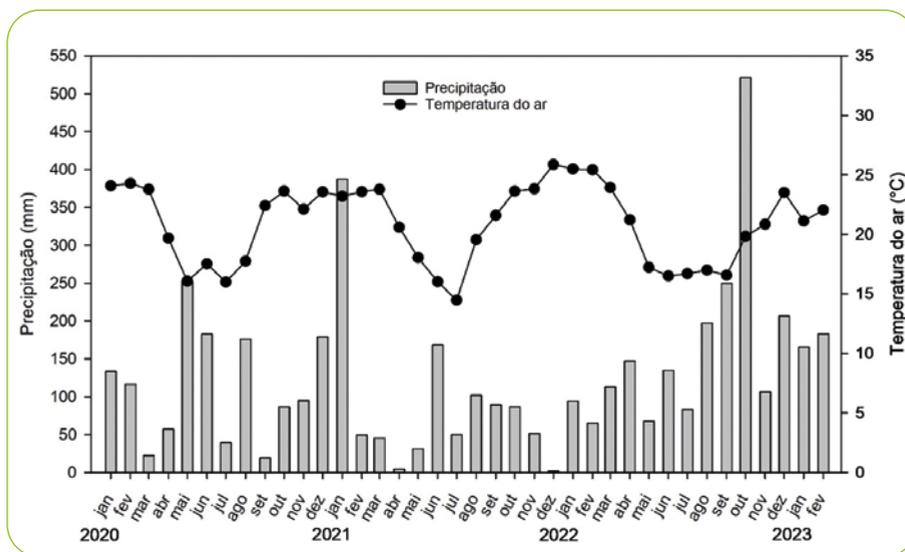
No ano safra de 2021/22, a precipitação foi inferior a 400 mm durante o ciclo da cultura, com grande restrição hídrica no mês de dezembro (Figura 21), apenas 2 mm, e o período de estiagem se estendeu por mais de 30 dias, coincidindo com o período reprodutivo do milho e reduzindo significativamente a produtividade de grãos.

Na safra 2022/23, com precipitação homogênea e sem períodos de res-

trição hídrica, o rendimento ficou dentro do esperado. Comparando as duas safras agrícolas, constatou-se uma redução de mais de 85% na produtividade de 2021/22 em relação a 2022/23. Isso ocorreu porque o milho necessita de aproximadamente 600 mm de chuvas durante todo seu ciclo. Na fase reprodutiva, que ocorre aproximadamente nove semanas após a emergência, um período de estresse hídrico de uma semana durante essa fase de pendramento pode comprometer cerca de 50% da produtividade (GALVÃO *et al.*, 2017).

No ano safra 2022/23, que teve precipitação bem distribuída ao longo de todo o ciclo do milho, superando os 1.000 mm (Figura 21), a produção média do milho quando semeado em pós-consórcio corroborou com a produtividade encontrada por Michelon *et al.* (2019). Entretanto, a produtividade do milho foi similar entre as plantas de cobertura, conforme dados obtidos por Haskel (2020) e Alban *et al.* (2016), porém contrapondo os dados verificados por Sbalcheiro (2018), que observou maior produtividade de milho em cultivo pós-ervilhaca e nabo pelo fato de a produção de biomassa ter sido alta, possibilitando boa fixação biológica de nitrogênio oriundo da leguminosa e a boa ciclagem de nutrientes proporcionada pela crucífera, diferentemente do presente estudo, em que apresentaram baixa produção de MS, principalmente da ervilhaca em ambos os anos. A influência de plantas de cobertura na produtividade de culturas também pode estar relacionada às condições climáticas e práticas de manejo do solo (ZHANG *et al.*, 2021).

Independentemente do ano, havendo período de déficit hídrico ou não, a produtividade do milho não apresentou diferença significativa entre os diferentes tratamentos de preparo do solo, evidenciando que o sistema plantio direto bem consolidado, com rotação de cultivos e cobertura do solo com biomassa, é uma forma eficiente de manejar o solo e produzir alimentos, além de reduzir a emissão de gás carbônico oriundo da queima de combustível para a eventual operação de escarificação, além de outros benefícios já elencados neste capítulo.



**Figura 21** – Temperatura do ar e precipitação mensal durante o período de janeiro de 2020 a fevereiro de 2023 na cidade de Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** INMET, 2023.

Em relação ao experimento de longo prazo com plantas de cobertura de inverno e milho adubado com diferentes doses de N conduzido na UTFPR-DV, foi possível verificar diferentes efeitos na produtividade de milho (Tabela 17).

Na safra 2020/21, o milho cultivado em sucessão à ervilhaca, tremoço e A + E e A + E + N teve maior produção, com valores acima da  $5,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ . O uso de fertilizante nitrogenado aplicado ao milho aumentou a produção de grãos na média das plantas de cobertura em relação à dose zero, contudo a produtividade de milho foi similar entre os tratamentos.

Já para a safra 2022/23, sem adição de fertilizante, as coberturas tremoço e ervilhaca e A + E + N apresentaram as maiores produções de grãos. Na dose de  $90 \text{ kg ha}^{-1}$ , os consórcios A + E e A + E + N, além de ervilhaca e ervilha, apresentaram a maior produção de grãos, com valores acima de  $7,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ , enquanto na maior dose de N a produtividade foi similar entre as plantas de cobertura de inverno.

**Tabela 17** – Produtividade de grãos de milho em sucessão de culturas com trigo-mourisco e culturas de cobertura de inverno com adubação nitrogenada ( $0, 90$  e  $180 \text{ kg ha}^{-1}$ ) nos anos agrícolas 2020/21, 2021/22 e 2022/23

Doses N (kg ha <sup>-1</sup> )	Plantas de cobertura de inverno								Média	CV (%)								
	A	A+E	A+E+N	AB+ER+N	CE	E	ER	T										
<b>Produção de grãos de milho (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>																		
<b>Ano agrícola 2020/21</b>																		
0	2,2	4,3	4,3	2,5	3,3	5,1	3,4	6,1	3,9	B								
90	4,9	7,0	5,7	5,5	5,7	6,3	5,3	7,2	5,9	A 17,2								
180	6,2	6,6	7,0	6,3	6,3	5,8	5,5	6,6	6,3	A								
<b>Média</b>	4,4	b	5,9	a	5,7	a	4,8	b	5,1	b	5,7	a	4,7	b	6,6	a	20,8	
<b>Ano agrícola 2021/22</b>																		
0	0,8	1,0	0,9	1,3	1,0	1,2	1,2	1,0	1,0	ns								
90	1,3	1,0	1,0	1,1	1,9	1,1	1,2	1,5	1,3	38,8								
180	1,1	1,0	1,0	1,3	1,5	0,6	1,2	1,8	1,1									
<b>Média</b>	1,1	ns	1,0	1,0	1,2	1,5	1,0	1,2	1,1	42,2								
<b>Ano agrícola 2022/23</b>																		
0	1,5	bB	3,0	bB	4,9	aB	2,9	bC	1,2	bC	6,6	aA	3,0	bB	4,6	aB	3,4	
90	6,0	bA	8,8	aA	8,4	aA	6,3	bB	5,5	bB	7,8	aA	7,8	aA	6,5	bA	7,2	18,9
180	7,5	aA	8,4	aA	9,2	aA	8,3	aA	7,5	aA	7,1	aA	8,5	aA	7,8	aA	8,0	
<b>Média</b>	5,0		6,7		7,5		5,8		4,7		7,2		6,4		6,3		24,6	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott ( $p < 0,05$ ).

ns – não significativo pelo teste F ( $p < 0,05$ ).

CV – coeficiente de variação; A – aveia-preta; A + E – aveia-preta + ervilhaca; A + E + N – aveia-preta + ervilhaca + nabo-forrageiro; AB + ER + N – aveia-branca + ervilha + nabo; CE – centeio; E – ervilhaca; ER – ervilha; T – tremoço.

Fonte: Guelere *et al.*, 2024.

## 7.6 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL

A rotação de culturas, quando bem planejada, possibilita o manejo da fertilidade do solo e confere maior estabilidade ao sistema de produção. O planejamento da rotação de culturas inicia pela definição das culturas principais, inserindo na entressafra plantas de cobertura com potencial para melhorar o solo ou trazer algum benefício extra para a cultura principal e, sempre que possível, deve alternar plantas de diferentes famílias, buscando maior diversidade e sanidade no sistema de produção. Preferencialmente, não se deve repetir a mesma cultura na mesma área na safra seguinte.

Não existe uma receita pronta e genérica para o estabelecimento da rotação de culturas associada ao uso de plantas de cobertura nos sistemas de produção. Cada propriedade tem suas peculiaridades e necessidades. É preciso levar em consideração os objetivos do agricultor com seus cultivos comerciais predominantes, as dificuldades para o estabelecimento das rotações (disponibilidade de sementes, equipamentos, sistema operacional), os desafios em relação ao solo (necessidade de correções da acidez e nutrientes, problemas de compactação) e a necessidade dos cultivos comerciais (demanda de nutrientes, suscetibilidade a pragas e doenças), visando ao estabelecimento de um sistema de rotação de culturas bem ajustado às necessidades de cada propriedade e com um planejamento eficiente para correção e melhoria dos atributos do solo e maior estabilidade na produtividade das culturas e no rendimento do sistema de produção.

Mesmo não havendo uma receita pronta, é válido destacar alguns aspectos que podem embasar decisões quando do estabelecimento de rotações de culturas, quais sejam:

Conhecer a condição inicial do solo, ou seja, realizar a análise química e fazer também uma avaliação da estrutura do solo por meio da abertura de trincheiras em talhões homogêneos, a fim de visualizar possíveis problemas com compactação, observar se as raízes estão crescendo normalmente em profundidade, sem impedimento, e se há ou não presença de minhocas e outros organismos no solo;

1. A fertilização das culturas deve ser feita por meio da análise do solo e da necessidade das culturas, com apoio de um profissional habilitado para interpretar esses resultados, levando em conta o histórico de uso da área e a produtividade das culturas nos últimos cinco anos;
2. Definir os cultivos principais para então planejar a inserção de plantas de cobertura ou mesmo de outras culturas comerciais, estabelecendo no tempo e no espaço a sequência de culturas, buscando trazer benefícios ao solo, visando à construção e/ou manutenção da fertilidade química, física e biológica do solo e a manutenção e/ou benefícios às culturas subsequentes (aumento da produtividade, redução de insumos, supressão de pragas ou doenças etc.);
3. A rotação de culturas não trará resultado imediato significativo para todos os aspectos programados para serem impactados; alguns vão responder mais rapidamente e outros levam um tempo para amadurecer e apresentar resultados positivos.

As características das plantas de cobertura por si indicam quais são as mais recomendadas para cada situação em função da necessidade de melhoria do solo ou mesmo de benefícios que possam trazer ao cultivo subsequente. Também é possível usar consórcio de plantas de cobertura quando se quer obter diferentes benefícios ao mesmo tempo, como por exemplo, boa produção de biomassa, descompactação do solo e/ou fixação biológica de nitrogênio. Nesse caso, é importante observar alguns aspectos antes de estabelecer o consórcio ou *mix* de plantas de cobertura:

1. O manejo do *mix* ou consórcio de plantas de cobertura se torna mais fácil quando o ciclo das plantas em consórcio é semelhante. Isso permitirá o desenvolvimento satisfatório de todas as plantas do consórcio, e todas as espécies chegarão juntas no florescimento, fase em que devem ser manejadas, pois já produziram o máximo de biomassa, permitindo inclusive nesse caso, somente o manejo mecânico com rolo-faca, sem necessidade de uso de herbicida/dessecante.
2. Também é possível estabelecer consórcio de plantas de cobertura de ciclos diferentes, porém é preciso estar atento ao ponto de manejo, uma vez que a planta que chegar primeiro na fase de floração plena determinará o ponto de manejo, para que não se tenha problema de ressemeio natural indesejado. Nessa condição, as demais plantas que compõem o consórcio não terão expressado todo seu potencial de produção de biomassa e benefícios. Se a planta do consórcio que primeiro chegar ao pleno florescimento for, por exemplo, o nabo-forrageiro (crucífera de ciclo curto) e as demais plantas do consórcio forem gramíneas, é possível suprimir o nabo com herbicida seletivo e deixar as demais por mais tempo, até próximo da data ideal de manejo e plantio da próxima cultura. Então, o uso de diferentes consórcios e o respectivo manejo vai depender de cada situação.
3. Outra questão importante no preparo de um consórcio de plantas de cobertura na propriedade é o uso de sementes de boa qualidade, com alto vigor e poder de germinação. Se for usar *mix*/consórcios prontos, exija do fabricante as indicações das proporções utilizadas de cada espécie no preparo.
4. O primeiro passo no preparo do consórcio de plantas de cobertura na propriedade é estabelecer o objetivo desse consórcio, ou seja, qual é o resultado esperado dessa mistura de plantas. Se o cultivo posterior for o milho, por exemplo, e o consórcio pensado é aveia-

-preta + ervilhaca, a proporção de sementes de ervilhaca deve ser maior que a de aveia, visando ao suprimento de N para o milho. Por outro lado, se a cultura seguinte for o feijão, é mais adequado maior proporção de aveia. Mais uma vez se reforça a necessidade de buscar orientação e informação com um profissional habilitado para realizar esses ajustes.

Opções de consórcios de plantas de cobertura:

- Aveia-preta (20 a 25 kg ha<sup>-1</sup>) + ervilhaca-peluda (30 a 35 kg ha<sup>-1</sup>) ou ervilhaca-comum (35 a 40 kg ha<sup>-1</sup>);
- Aveia-preta (20 a 25 kg ha<sup>-1</sup>) + tremoço-branco (60 a 80 kg ha<sup>-1</sup>) ou tremoço-azul (50 a 70 kg ha<sup>-1</sup>);
- Triticale ou centeio (20 a 25 kg ha<sup>-1</sup>) + ervilha-forrageira (40 a 45 kg ha<sup>-1</sup>);
- Centeio (20 a 25 kg ha<sup>-1</sup>) + ervilha-forrageira (30 a 35 kg ha<sup>-1</sup>) + nabo-forrageiro (5 a 7 kg ha<sup>-1</sup>);
- Triticale (15 kg ha<sup>-1</sup>) + centeio (10 kg ha<sup>-1</sup>) + ervilha-forrageira (30 kg ha<sup>-1</sup>) + nabo-forrageiro (6 kg ha<sup>-1</sup>);
- Aveia-preta, centeio ou triticale (20 a 25 kg ha<sup>-1</sup>) + tremoço-branco (50 a 70 kg ha<sup>-1</sup>) + nabo forrageiro (5 a 7 kg ha<sup>-1</sup>).

As rotações de culturas devem ser planejadas para um ciclo mínimo de três anos, mas podem ser planejadas para ciclos mais longos. Isso não significa que não seja possível redefinir as culturas caso alguma situação exija do agricultor uma mudança estratégica dos cultivos na propriedade. O importante é respeitar os princípios de não cultivar sempre as mesmas culturas na mesma área em anos subsequentes para evitar os conhecidos problemas da monocultura, principalmente relacionados a pragas e doenças. Mesmo com as modificações que se fizerem necessárias, é importante manter o máximo possível de diversidade de espécies nos sistemas de produção.

Os ambientes naturais são diversos, com a presença de diferentes espécies compondo as matas nativas, então, quando tentamos trazer diversidade de espécies para o ambiente agrícola, de certa forma estamos imitando a natureza e, por consequência, consegue-se obter benefícios semelhantes, ou seja, menos problemas com pragas e doenças e um ambiente mais rico e responsivo, resultando em melhor produtividade e estabilidade dos sistemas de produção.

Resalta-se que pesquisas são processos dinâmicos que precisam acompanhar a realidade do campo e serem continuadas. O surgimento de empre-

sas comercializadoras de misturas de sementes de plantas de cobertura, por exemplo, proporcionou um dinamismo que não havia quando do início da Rede de Agropesquisa. Da mesma forma, sementes de plantas de cobertura tratadas com produtos biológicos passam a ser ofertadas atualmente e tendem a dominar o cenário futuro. O debate de agricultura regenerativa e do papel das plantas de cobertura e da rotação de culturas na mitigação da emissão de gases de efeito estufa e mudanças climáticas, como preconizadas pelo Plano ABC+, constituem nova realidade, culminando com a criação do Instituto Nacional de Agricultura de Baixo Carbono, que permite a busca de novos debates internacionais no que tange a temática como a que vem sendo conduzida com países do Brics.

Assim, este capítulo retrata um recorte de algumas informações já publicadas, havendo uma gama de resultados em fase de tabulação e redação para revistas científicas de alto impacto, permitindo que posteriormente sejam publicadas em formatos mais simplificados, como boletins técnicos e outros materiais.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR-MENEZES, E. DE L. **Diversidade vegetal**: uma estratégia para o manejo de pragas em sistemas sustentáveis de produção agrícola. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2004. 68 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 177).
- AITA, C.; GIACOMINI S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 601-612, 2003.
- ALBAN A. A. **Intervenção mecânica e biológica no solo e a produtividade do milho**. 2016. Monografia (Especialização em Manejo da Fertilidade do Solo) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.
- AMADO T. J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLO, E.; CAMPOS, B. H. C.; VEIGA, M. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1.599-1.607, 2006.
- AMADORI, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; CASALI, C. A.; CANALLI, L. B. S.; CALEGARI, A.; DIECKOW, J. Soil organic matter fractions in an oxisol under tillage systems and winter cover crops for 26 years in the Brazilian subtropics. **Bragantia**, v. 81, p. e3622, 2022.
- BALOTA, E. L. **Manejo e qualidade biológica do solo**. Londrina: Mecenas, 2017, 288p. Disponível em: <http://www.editoramecenas.com.br/wp-content/uploads/2017/10/-Sumario-Manejo-e-Qualidade-Biol%C3%B3gica-do-Solo.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2023.
- BALOTA, E. L.; Calegari, A.; Nakatani, A. S.; Coyne, M. S. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: a long-term study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 197, p. 31-40, 2014.

BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 641-649, 1988.

CALEGARI, A. **Solo vivo** – guia técnico plantas de cobertura: manejo integrado de solos. 5. ed. Uberaba: Araunah Agro, 2019. 40p.

CALEGARI, A. Plantas de cobertura. *In*: CASÃO JUNIOR, R.; SIQUEIRA, R.; MEHTA, Y. R.; PASSINI, J. J. **Sistema plantio direto com qualidade**. Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2006. p. 559-73.

CALEGARI, A.; MONDARDO, A.; BUSILANE, E. A.; WILDNER, L. P.; COSTA, M. B. B.; ALCANTARA, P. B.; MIYASAKA, S.; AMADO, T. J. C. **Adubação verde no sul do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1993. 346p.

CALEGARI, A.; TIECHER, T.; HARGROVE, W. L.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S.; GUIMARÃES M. F.; SANTOS, D. R. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 133, p. 32-39, 2013.

CALEGARI, A. **Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Argiloso do Sul do Brasil**. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

CANALLI, L. B. S.; CALEGARI, A. Adubação verde ou plantas de cobertura. *In*: Bertol, O. J.; Colozzi Filho, A.; Barbosa, G. M. C.; Santos, J. B.; Guimarães, M. F. (Org.). **Manual de manejo e conservação do solo e da água para o estado do Paraná**. 1. ed. Santa Maria: Pallotti, 2019. v. 1, p. 120-128.

CANALLI, L. B. S.; CONCEIÇÃO, P. C.; CASSOL, C. Produção de Biomassa. *In*: Bertol, O. J.; Colozzi Filho, A.; Barbosa, G. M. C.; Santos, J. B.; Guimarães, M. F. (Org.). **Manual de manejo e conservação do solo e da água para o estado do Paraná**. 1. ed. Santa Maria: Pallotti, 2019. v. 1, p. 133-137.

CANALLI, L. B. S.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A.; MUCHINSKI, A.; FELICIANO, E.; PENTEADO, D. Residues decomposition in crop rotations under no-till system. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, e20190609, 2020a.

CANALLI, L. B. S.; SANTOS, J. B.; BENASSI, D. A.; FRANCISCO, A. L. O.; BENASSI, C.; AGUIAR, A. N.; CORDEIRO, E.; MENDES, R. S. Soil carbon and structural quality in crop rotations under no-tillage system. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, e20190603, 2020b.

CANALLI, L. B. S.; DA COSTA, G. V.; VOLSI, B.; LEOCÁDIO, A. L. M.; NEVES, C. S. V. J.; TELLES, T. S. Production and profitability of crop rotation systems in southern Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 41, p. 2.541-2.541, 2020c.

CASSOL, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; AMADORI, C.; HASKEL, M. K.; FREITAS, L. A. de; TOMAZONI, A. R. Residual biomass quality index: a tool for conservation agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0220150, 2023.

CASSOL, M. **Plantas de cobertura e adubação nitrogenada como fontes de nitrogênio à cultura do milho em plantio direto**. 2019. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2019.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 527-538, 1998.

CASTRO FILHO, C.; LOURENÇO, A.; GUIMARÃES, M. DE F.; FONSECA, I. C. B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Parana, Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 65, n. 1, p. 45-51, 2002.

COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; ANDRADE, D. S. Microrganismos e processos biológicos no sistema de plantio direto. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIM, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (Org.). **Soil Fertility, Soil Biology and Plant Nutrition interrelationships**. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras., 1999, v. 1, p. 487-508.

CONCEIÇÃO, P. C.; CASSOL, C.; SARTOR, L. C.; CASALI, C. A.; MAZARO, S. M. Plantas de cobertura e saúde do solo. In: MEYER, M. C.; BUENO, A. de F.; MAZARO, S. M.; DA SILVA, J. C. (Org.). **Bioinsumos na cultura da soja**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2022. v. 1. p. 227-248.

DAHLEM, A. R. **Plantas de cobertura de inverno em sistemas de produção de milho sob plantio direto no sudoeste do Paraná**. 2013. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2013.

DRESCH, C. A. S. **Alterações na resistência do solo ao longo do tempo em sistemas de preparo e de culturas**. 2021. Monografia (Graduação em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2021.

DOS REIS, G. P.; BORSOI, A. Atributos físicos do solo, incidência de plantas daninhas e massa seca de plantas de cobertura na entressafra da soja em latossolo vermelho. **Revista Cultivando o Saber**. ed. esp., p. 69-76, 2020.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manejo da cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa, 2006. 12p.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; QUADROS NETTO, C.; SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B. S.; DIAS, C. T. S. Relação de estratificação como indicador do sequestro de carbono em macroagregados de latossolo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 42, p. 645-652, 2012. Ferreira, A. O.; Sá, J. C. M.; Harms, M. G.; Miara, S.; Briedis, C.; Quadros Netto, C.; Canalli, L. B. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1583-1590, 2012.

FERREIRA, A. O.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; BRIEDIS, C.; INAGAKI, T. M.; GONCALVES, D. R. P.; ROMANIW, J. Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian Oxisol after two decades under no-till. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1559-1567, 2018.

FRANCISCO, A. L. O. **Atributos microbiológicos do solo em diferentes rotações de culturas sob sistema plantio direto nos Campos Gerais-PR**. 2022. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2022.

- FRANCZISKOWSKI, M. A.; SEIDEL, E. P.; FEY, E.; ANSCHAU, K. A.; MOTTIN, M. C. Propriedades físicas do solo no sistema de plantio direto e preparo reduzido, cultivado com plantas de cobertura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 27, n. 6, p. 556-564, 2019.
- FUENTES GUEVARA, M. D.; SPLIETHOFF, J.; CAMILO, E. L.; NETO, E. G.; OLANIK, C.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, R.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no tillage system for Oxisols. **Land Degradation and Development**, v. 35, p. 2.145-2.156, 2024.
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; SOARES JUNIOR, D.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p.104.877, 2021.
- GALVÃO, J. C.; BORÉM, A.; PIMENTEL, M. A. **Milho: do plantio à colheita**. 2. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2017. 382p.
- GUELERE, R. R.; CONCEIÇÃO, P. C.; CASSOL, C.; AMADORI, C.; HASKEL, M. K.; PLETSCH, F.; KNISS, Y. K. Cover Crops and Nitrogen Fertilization in Maize on the Productive Performance of Crop. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67(spe1): e24230817, 2024.
- HASKEL, M. K. **Atributos físicos do solo conduzido sob escarificação mecânica, biológica e plantio direto: influência na produtividade biológica das culturas**. 2020. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2020.
- HOK, L., H.; SÁ, J. C.M.; BOULAKIA, S.; REYES, M.; DE OLIVEIRA FERREIRA, A.; TIVET, F. E.; SAAB, S.; AUCCAISE, R.; INAGAKI, T.M.; SCHIMIGUEL, R.; FERREIRA, L.A.; BRIEDIS, C.; CANALLI, L.B.S.; KONG, R.; LENG, V. Dynamics of soil aggregate-associated organic carbon based on diversity and high biomass-C input under conservation agriculture in a savanna ecosystem in Cambodia. **CATENA**, v. 198, p. 105065, 2021.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados meteorológicos**, 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 10 abr. 2023.
- LAFAY, C. B. B. **Caracterização quantitativa e qualitativa da matéria orgânica do solo em plantio direto**. 2016. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M. Carbono e nitrogênio adicionados e sua relação com o rendimento do milho e estoques destes elementos no solo em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004.
- MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; ANDRADE, A. G.; VALENCIA, L. I. O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil and Tillage Research**. v. 80, p. 185-200, 2005.
- MICHELON, C. J.; JUNGES, E.; CASALI, C. A.; PELLEGRINI, J. B. R.; ROSA NETO, L.; OLIVEIRA, Z. B. DE L. Atributos do solo e produtividade do milho cultivado em sucessão a plantas de cobertura de inverno. **Revista Ciências Agroveterinárias**. v. 18, n. 2, p. 230-239, 2019.
- Penteado S. R. **Adbos verdes e produção de biomassa: melhoria e recuperação do solo**. 4. ed. Campinas: Via Orgânica, 2021. 158p.

PLETSCH, F.; CONCEIÇÃO, P. C.; HASKEL, M. K.; AMADORI, C.; FERREIRA, D.; KNISS, Y. K.; GUELERE, R. R.; CASSOL, C. Maize yield and soil penetration resistance in different soil tillage and cover crop systems. **Brazilian archives of biology and technology**, v. 67, p. e24230804, 2024.

POSSAMAI, E. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; AMADORI, C.; BARTZ, M. L. C.; RALISCH, R.; VICENSI, M.; MARX, E. F. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: a (re)view. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210104, 2022.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; PICCOLO, M. DE C.; FEIGL, B. E. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v.104, p. 56-64, 2009.

SÁ, J. C. M.; SÁ, M. F. M.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, A. O. Dinâmica da Matéria Orgânica nos Campos Gerais. In: SANTOS, G.; Da Silva, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 443-462.

SBALCHEIRO W. **Variabilidade espacial de resistência do solo à penetração, produtividade do milho e custos de produção em sistemas de manejo do solo**. 2018. Monografia (Graduação em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2018.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Estadual do Paraná (NEPAR). **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2017. 482p.

SPLIETHOFF, J.; KNOB, A.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Soil microbial properties are improved by the adoption of soil management and conservation practices in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 47, p. e0230022, 2023.

TIECHER, T.; GUBIANI, E.; SANTANNA, M. A.; VELOSO, M. G.; CALEGARI, A.; CANALLI, L. B. DOS S.; FINCKH, M. R.; CANER, L.; RHEINHEIMER, D. DOS S. Effect of 26-years of soil tillage systems and winter cover crops on C and N stocks in a Southern Brazilian Oxisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1-16, 2020.

TIVET, F.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; BORSZOWSKI, P. R.; BRIEDIS, C.; DOS SANTOS, J. B.; SÁ, M. F. M.; HARTMAN, D. D. C.; EURICH, G.; FARIAS, A.; BOUZINAC, S.; SEGUY, L. Soil organic carbon fraction losses upon continuous plow-based tillage and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Geoderma**, v. 209-210, p. 214-225, 2013.

WILDNER, L. P.; MORALES, R. G. F.; JUSTEN, J. G. K.; KRUNVALD, L. **Plantas para adubação verde e cobertura do solo: caracterização das espécies e informações para cultivo no estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2023. 140p.

WUTKE, E. B.; CALEGARI, A.; WILDNER, L. P.; AMBROSANO, E. J.; ESTEVES, J. A. F. Espécies de adubos verdes e plantas de cobertura e recomendações de uso. In: DE LIMA FILHO, O. F.; AMBROSANO, E. J.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (Ed.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática**. 2. ed. rev. atual. Brasília, DF: Embrapa, 2023. p. 57-173.

ZHANG Z, PENG X. Bio-tillage: a new perspective for sustainable agriculture. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104.844, 2021.

ZIECH, A. R. D. **Sistemas de produção de milho sob adubação nitrogenada e plantas de cobertura do solo**. 2016. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.

## 08

# Uso de dejetos de animais em cultivos agrícolas no estado do Paraná

## Autores

**Nerilde Favaretto<sup>1</sup>**

**Ana Paula Marés Mikosik<sup>2</sup>**

**Carlos Alberto Casali<sup>3</sup>**

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>4</sup>**

**Gabriel Barth<sup>5</sup>**

<sup>1</sup> Professora doutora em Ciência do Solo da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

<sup>2</sup> Doutora em Ciência do Solo da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

<sup>3</sup> Professor doutor em Ciência Do Solo da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

<sup>4</sup> Pesquisadora doutora em Agronomia do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná-IAPAR-EMATER (IDR).

<sup>5</sup> Pesquisador doutor em Solos e Nutrição de Plantas da Fundação ABC.

## 8.1 INTRODUÇÃO

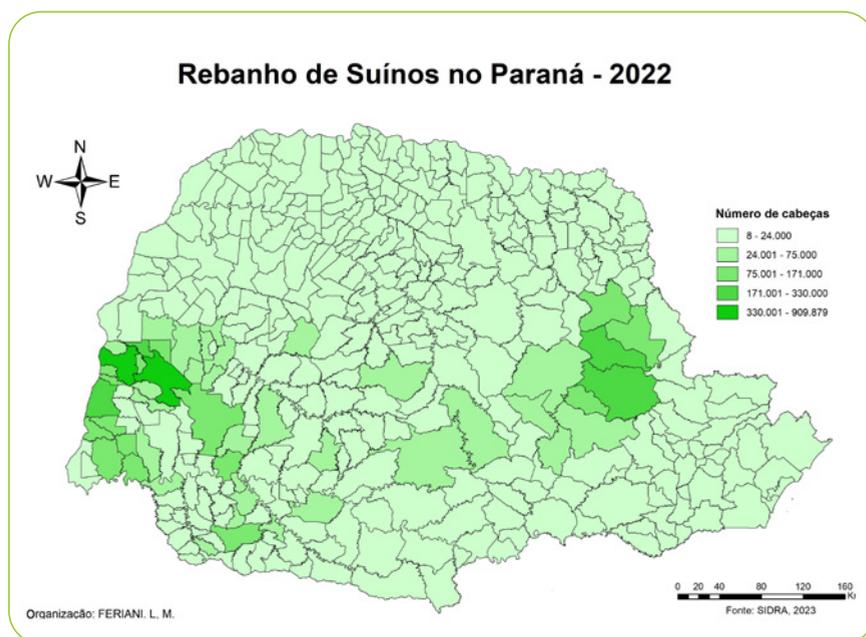
A aplicação de dejetos e seus efeitos na produtividade das culturas e na qualidade do solo e da água tem sido objeto de estudo da Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada (Rede Agropesquisa). Neste capítulo serão abordados a geração e o destino de dejetos, bem como os resultados dos subprojetos “Aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo em sistema plantio direto: implicações nas perdas de solo, água e nutrientes” e “Monitoramento hidrossedimentológico em microparcelas com a aplicação de dejetos de animais na Mesorregião Sudoeste do Paraná” e, por fim, recomendações de uso racional dos dejetos.

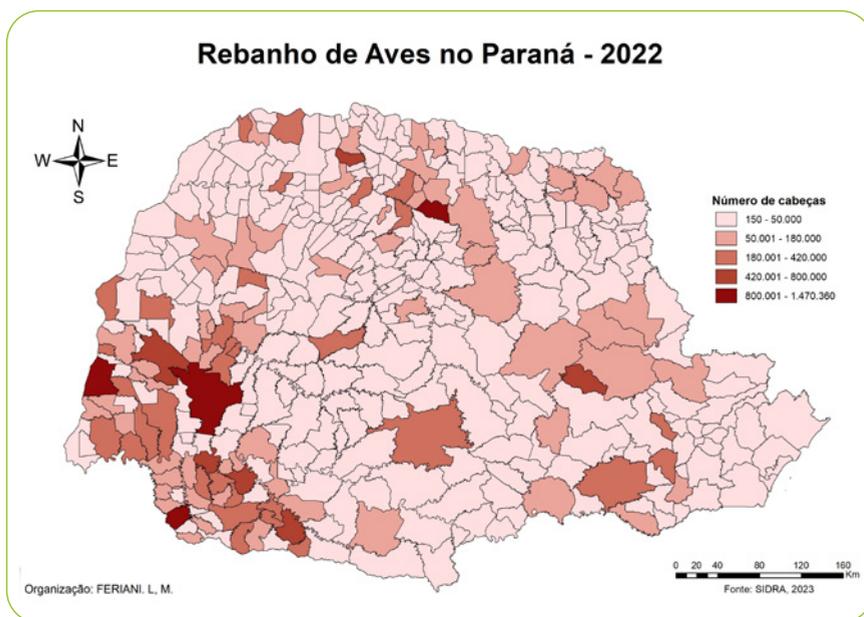
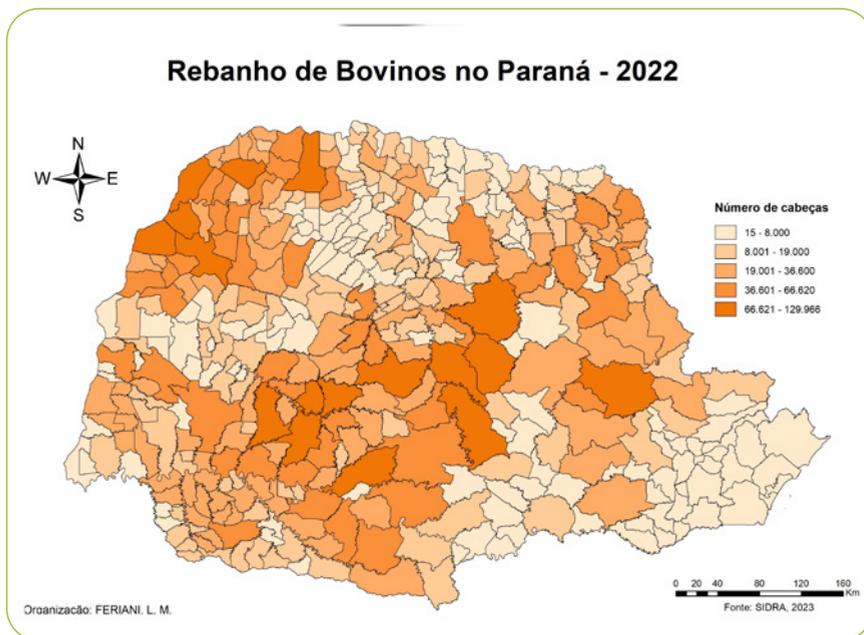
## 8.2 GERAÇÃO E DESTINO DE DEJETOS DE ANIMAIS NO PARANÁ

O Paraná é líder no abate de frangos, totalizando 2,04 bilhões de aves, equivalente a 35,5% da produção nacional. O estado ainda ocupa a vice-liderança na produção de carne suína e de leite, correspondente a 20,4% e 14,3% da produção nacional, respectivamente (SIDRA-IBGE, 2023).

Essa concentração de animais no setor agropecuário (Figura 1) gera grande quantidade de dejetos. No sistema de criação de suínos e bovinos, os dejetos são constituídos por fezes, urina, água dos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pelos e outros materiais. Já os dejetos de aves, além de fezes, resíduos de ração e penas, contêm material para formação da cama (serragem, maravalha de pinus ou eucalipto, casca de arroz, bagaço de cana, sabugo ou palha de milho, entre outros).

Os dejetos de animais são ricos em nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e carbono (C) e podem ser utilizados como fertilizante orgânico na substituição ou complementação dos fertilizantes minerais. Esse assunto será abordado com mais detalhes no item “Recomendações de uso racional dos dejetos”, apresentado no fim deste capítulo.





**Figura 1** – Distribuição do rebanho de suínos, bovinos e aves por município no estado do Paraná

**Fonte:** SIDRA-IBGE, 2023. Org. Feriani, 2023.

Os dejetos líquidos de bovino (DLB) e de suíno (DLS) são os que apresentam maior dificuldade de manejo devido ao grande volume de água e, conseqüentemente, baixo teor de matéria seca. Dessa forma, é muito difícil transportá-los por longas distâncias (HIGASHI, 2023), diferentemente dos dejetos com alto teor de matéria seca, como a cama de aves. O tratamento dos dejetos – seja em esterqueiras, seja em biodigestores, seja em compostagem – e sua posterior aplicação no solo deve ser cuidadosamente implementados a fim de evitar problemas ambientais.

### 8.3 PROBLEMAS AMBIENTAIS DOS DEJETOS DE ANIMAIS

Os principais poluentes de ambientes aquáticos associados à aplicação de dejetos de animais no solo são: P, N, C, metais pesados, patógenos e medicamentos (CHADWICK; CHEN, 2002; BOXALL, 2008). Os poluentes, de modo geral, são transportados do solo para o ambiente aquático via escoamento superficial ou subsuperficial, na forma solúvel e/ou associados às partículas minerais e orgânicas. Portanto, poluentes com elevada capacidade de adsorção são, geralmente, transferidos via processo erosivo (superfície), e os de alta solubilidade, via lixiviação (subsuperfície por fluxo de matriz).

Os sistemas conservacionistas, pelo pouco revolvimento do solo, podem apresentar grande quantidade de bioporos que são formados pelas raízes e/ou fauna edáfica, responsáveis pelo transporte de poluentes em subsuperfície via fluxo preferencial. Por outro lado, sistemas conservacionistas com elevada cobertura do solo diminuem as perdas de sedimentos e, conseqüentemente, o transporte de poluentes na fração particulada via superfície.

O P e o N são elementos essenciais para a produção agrícola, mas quando são transferidos do solo para os corpos d'água podem atuar como poluentes no ambiente aquático. Quando a quantidade de P aplicado excede as necessidades das plantas, ele se acumula no solo (CARPENTER, 2005; SHARPLEY *et al.*, 2013). O acúmulo de P no solo acelera a perda de P solúvel, via escoamento superficial e/ou subsuperficial, sendo as perdas ainda maiores após chuvas intensas (LEINWEBER *et al.*, 2002; SHEN *et al.*, 2014). O P particulado, associado ao sedimento, é principalmente transportado via escoamento superficial. No entanto, em sistema plantio direto (SPD), o transporte de sedimentos é baixo em comparação ao sistema convencional e, conseqüentemente, o P solúvel, em vez do P particulado, é a forma predominante (SHARPLEY *et al.*, 2001).

Nos dejetos, a principal forma de N inorgânico é o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e em menor quantidade o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Independentemente de o N estar na forma orgânica ou inorgânica ( $\text{NH}_4^+$ ), quando aplicado no solo, na presença de  $\text{O}_2$  é transformado em  $\text{NO}_3^-$  por meio da nitrificação. O  $\text{NO}_3^-$  é muito solúvel pelo fato de a maioria dos solos apresentar baixa capacidade de troca aniônica, resultando em alto potencial de lixiviação. Com isso, a principal forma de poluição das águas subsuperficiais por N está relacionada às perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação. Diferentemente do  $\text{NO}_3^-$ , o  $\text{NH}_4^+$  tem carga positiva e adsorve nas partículas do solo, mas com menor força de adsorção se comparado a outros cátions, tornando-o susceptível à lixiviação (HATCH *et al.*, 2002; CHADWIC; CHEN, 2002).

O P em altas concentrações nos corpos d'água ocasiona eutrofização (Sharpley; Wang, 2014), caracterizada pelo crescimento de algas e plantas aquáticas (por exemplo, *Cyanobacteria* e *Pfiesteria*) (SMITH *et al.*, 1999). Além do P, o N é um importante causador da eutrofização, pois também pode limitar a produção primária dos corpos d'água (SCOTT; MCCARTHY, 2010; POIKANE *et al.*, 2019). Diante disso, a redução apenas do P não é suficiente para conter a eutrofização; também é necessário levar em consideração o controle de N na gestão da qualidade da água (DODDS; SMITH, 2016).

O carbono orgânico pode causar sérios problemas ao ambiente aquático e ao ser humano. A adição de material orgânico na água causa o crescimento de microrganismos, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e, conseqüentemente, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido (OD). A DBO varia em função do conteúdo do material orgânico e da rapidez com que são metabolizados pelos microrganismos. Por exemplo, dejetos de suíno e bovino têm altos valores de DBO, capazes de consumir rapidamente o OD, afetando a disponibilidade para a vida aquática (HOODA *et al.*, 2000). O carbono orgânico dissolvido (COD), por sua vez, é um problema para a saúde humana devido à formação de trihalometanos (compostos cancerígenos) durante o processo de cloração em sistemas de tratamento de água destinados ao abastecimento humano (NIEUWENHUIJSEN *et al.*, 2008; KAY *et al.*, 2009).

O N, além da eutrofização, causa problemas à saúde humana quando está na forma de  $\text{NO}_3^-$  ou reduzido bioquimicamente a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (Chapman, 1996). Um exemplo é a doença metahemoglobinemia infantil, também conhecida como síndrome do bebê-azul, ocasionada pelo excesso de  $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NO}_2^-$  na água, que diminui a capacidade do sangue de transportar oxigênio ( $\text{O}_2$ ) (OWENS, 1994; HATCH *et al.*, 2002). Problemas com câncer também têm sido associados à ingestão de  $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NO}_2^-$  (CAMARGO; ALONSO, 2006).

A transformação do  $\text{NH}_4^+$  para amônia ( $\text{NH}_3$ ) depende do pH, sendo que quanto maior o pH, maior a concentração de  $\text{NH}_3$ . Teores elevados de  $\text{NH}_3$  na água resultam em acúmulo de  $\text{NH}_3$  nos tecidos internos e no sangue dos organismos aquáticos, podendo levar à morte (CHAPMAN, 1996; USEPA, 2013).

Os patógenos presentes nos dejetos aplicados no solo, quando transferidos via superfície ou subsuperfície para o ambiente aquático, podem causar a poluição das águas. A movimentação do patógeno está relacionada com os processos de: a) solubilização (patógenos livres, não ligados às partículas do solo, são incorporados ao fluxo superficial ou subsuperficial); b) adsorção/dessorção (patógenos ligados às partículas do solo são transportados principalmente pelo fluxo superficial associado ao processo erosivo); c) adsorção/sedimentação (patógenos ligados às partículas do solo são transportados pelo fluxo superficial, sendo que a velocidade de sedimentação depende da densidade e do tamanho das partículas (partículas de tamanho areia sedimentam mais rapidamente do que partículas pequenas e de baixa densidade) (TYRREL; QUINTON, 2003). O transporte de patógenos em subsuperfície é controlado pela quantidade de macroporos e bioporos e pela qualidade do sistema poroso, sendo que macroporos descontínuos transportam menos do que os contínuos de mesmo comprimento (WANG *et al.*, 2014). Para avaliar a poluição da água por patógenos, usualmente são utilizados coliformes fecais e *Escherichia coli* (HOODA *et al.*, 2000).

Os metais, especialmente cobre (Cu) e zinco (Zn), são utilizados como aditivos alimentares e promotores de crescimento, assim como na prevenção de doenças (CHADWICK; CHEN, 2002). Além disso, Cu e Zn são micronutrientes para as plantas e são adicionados via adubação. Como a maior parte dos metais pesados ingeridos pelos animais via dieta alimentar é excretada por meio de fezes e urina, os dejetos contêm esses metais, os quais são também elementos essenciais para as plantas, mas ao mesmo tempo, poluentes de solo e ambiente aquático, dependendo da concentração. Aplicações repetidas de dejetos aumenta a concentração de metais no solo. Uma parte se acumula no solo, devido à elevada capacidade de adsorção, sendo transportada na fração particulada via escoamento superficial, e a outra parte, fração solúvel, pode ser lixiviada, caso dos solos arenosos com baixo teor de matéria orgânica (BOLAN *et al.* 2004).

Os medicamentos são introduzidos nas áreas agrícolas por meio da aplicação de dejetos. O escoamento superficial é uma via de transporte de antibióticos para os corpos d'água, principalmente em eventos de chuva logo após a

aplicação, ocasionando perdas significativas, mesmo em antibióticos com elevados potenciais de adsorção (KAY *et al.*, 2005a). A perda pelo processo de lixiviação está relacionada ao comportamento sortivo dos medicamentos, sendo que compostos de baixa adsorção são transportados com maior intensidade do que compostos com maior adsorção (BOXALL, 2008). O transporte vertical de medicamentos com alto potencial de adsorção também pode ocorrer pelos fluxos preferenciais e/ou associados aos colóides móveis e altamente reativos do solo, como o COD (THIELE-BRUHN, 2003). A oxitetraciclina, por exemplo, apresenta alto potencial de adsorção e, portanto, espera-se transporte via escoamento superficial, mas pode ser encontrada em água subsuperficial devido ao transporte vertical por fluxo de matriz e fluxo preferencial (KAY *et al.*, 2004; KAY *et al.*, 2005b).

## **8.4 POTENCIAL AGRONÔMICO, PROCESSO EROSIVO E TRANSFERÊNCIA DE POLUENTES EM ÁREAS COM USO DE DEJETOS DE ANIMAIS**

### **8.4.1. Subprojeto: “Aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo em plantio direto: implicações nas perdas de solo, água e nutrientes”**

A região dos Campos Gerais, no Paraná, destaca-se como polo da indústria leiteira em sistema de confinamento e semiconfinamento, produzindo quantidades significativas de dejetos. O DLB é adicionado ao solo, fornecendo nutrientes e matéria orgânica para a produção agrícola. Entretanto, muitas vezes os agricultores não seguem as recomendações agronômicas, podendo o DLB ser um potencial poluidor de solo e água.

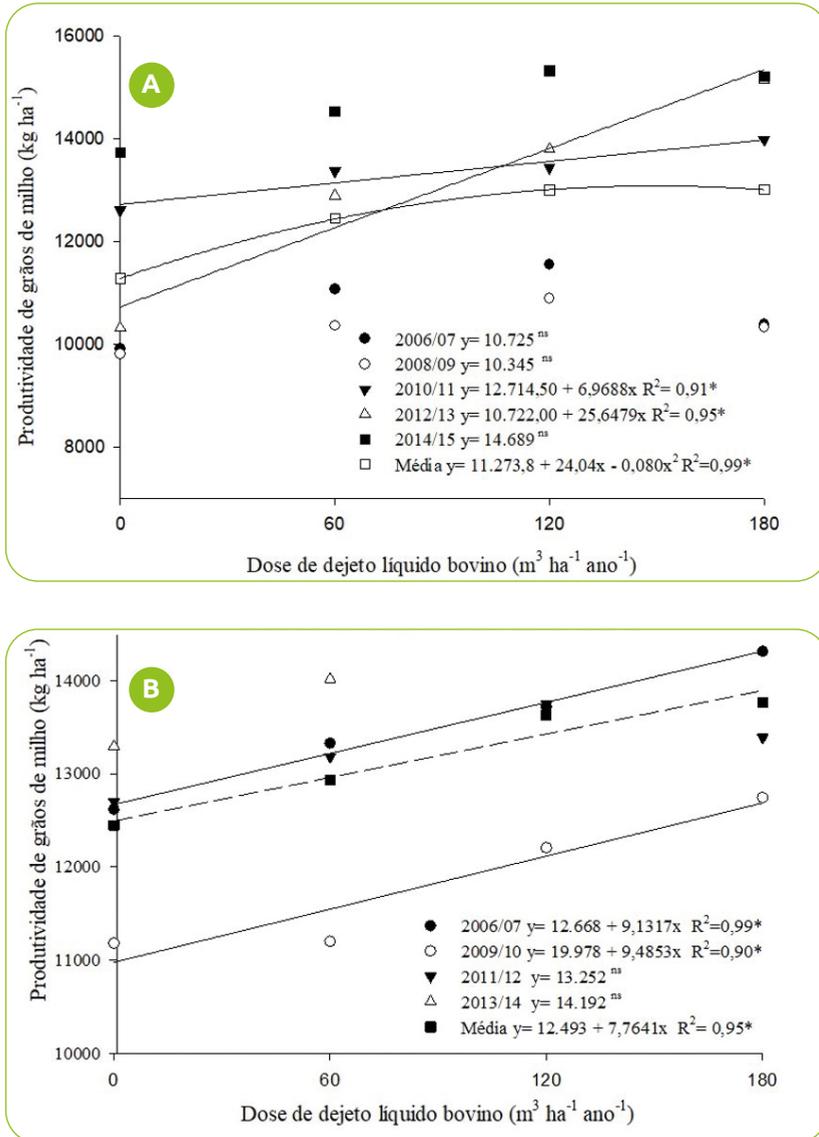
Este estudo tem a finalidade de obter resultados para auxiliar no manejo da adubação em sistemas agrícolas conservacionistas sem prejudicar a qualidade ambiental, especialmente dos recursos hídricos. A seguir serão apresentados os resultados de produtividade e melhoria dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo com a aplicação de dejetos líquidos bovinos em longo prazo em SPD (Figura 2).



**Figura 2** – (A) Vista geral do experimento em Ponta Grossa; (B) Vista do experimento após o plantio e antes da aplicação de dejetos; (C) Aplicação de dejetos nas parcelas

**Fonte:** Gabriel Barth (A) e Adão Lisboa (B; C).

A aplicação de dejetos (doses de DLB de 0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) como fonte complementar ao fertilizante mineral, durante um período de nove anos, aumentou a produtividade das culturas e melhorou os atributos químicos do solo, inclusive em profundidade. De modo geral, a produção de grãos de soja, milho e trigo aumentou com a aplicação de DLB, bem como a produção de matéria seca da aveia preta. No caso específico do milho, no solo de textura franco argilo-arenosa, a produtividade máxima foi alcançada com o DLB complementar à adubação mineral na dose de 150 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 3), enquanto que no solo de textura argilosa a dose foi igual ou superior a 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 3). Para maior detalhamento, consultar Barth *et al.* (2020) e (2021).



**Figura 3** – Produtividade do milho por safra e média das safras no período de 2006-2015 com aplicação de dejetos líquido bovino (0, 60, 120 e 180  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ) em sistema plantio direto em Latossolos de textura franco argilo-arenosa (A) e textura argilosa (B)

**Fonte:** Adaptado de Barth *et al.*, 2020 e 2021.

A aplicação de DLB também melhorou os atributos químicos pH, carbono orgânico, fósforo, cálcio, magnésio, potássio, saturação de bases (V%) e capacidade de troca catiônica (CTC) em ambos os solos, principalmente na camada superficial. No solo de textura franco argilo-arenosa (BARTH *et al.*, 2021), o efeito do DLB foi observado em até 40 cm para os teores de fósforo, cálcio e pH e em até 60 cm para os teores de potássio e magnésio, enquanto no solo de textura argilosa (BARTH *et al.*, 2020) observou-se o efeito do DLB em profundidade (até 60 cm) nos teores de potássio e magnésio.

Nos solos de textura franco argilo-arenosa e argilosa foram observados efeitos significativos do DLB nos estoques de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT). A taxa de acúmulo anual na profundidade de 0-60 cm na maior dose de DLB foi de 0,80 Mg de COT ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 75 kg de N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo de textura franco argilo-arenosa (Tabela 1) (OLIVEIRA, 2021), enquanto no solo de textura argilosa foi de 0,82 Mg COT ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 165 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Tabela 1) (CAVALCANTE *et al.*, 2019).

O aumento de COT foi de 131% e 49% na matéria orgânica particulada (MOP) e de 38% e 30% na matéria orgânica associada a minerais (MOM-silte), com DLB de 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo de textura franco argilo-arenosa e solo de textura argilosa, respectivamente. Na matéria orgânica associada a minerais (MOM-argila) não houve efeito do DLB em nenhum dos solos (OLIVEIRA, 2021; CAVALCANTE *et al.*, 2019). No geral, a aplicação de DLB na superfície do solo sob SPD foi uma estratégia eficiente para aumentar os estoques de COT e NT, essenciais para melhorar a qualidade do solo e promover a sustentabilidade agrícola.

**Tabela 1** – Estoque e taxas de acúmulo de carbono orgânico total (COT) nas profundidades em Latossolo de textura franco argilo-arenosa e argilosa, sob sistema plantio direto com aplicação por 14 e 9,5 anos de doses (0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) de dejetos líquido bovino (DLB), respectivamente

	Doses de DLB (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			
	0	60	120	180
<b>Latossolo de textura franco argilo-arenosa</b>				
Profundidade (cm)	Estoque de COT (Mg ha <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>			
0-5	8,82 c	10,45 bc	11,67 ab	13,29 a
0-10	15,75 c	18,15 bc	21,05 ab	23,61 a
0-20	25,41 c	28,39 bc	31,32 ab	34,51 a
0-30	34,06 c	37,85 bc	40,02 ab	43,53 a
0-45	44,63 c	49,31 bc	51,43 ab	55,19 a
0-60	53,24 b	58,70 ab	60,20 ab	64,30 a

Doses de DLB ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )				
	0	60	120	180
Profundidade (cm)	Taxa de acúmulo de COT ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )			
0-5	–	0,12	0,20	0,32
0-10	–	0,18	0,38	0,56
0-20	–	0,22	0,42	0,65
0-30	–	0,27	0,42	0,68
0-45	–	0,34	0,48	0,75
0-60	–	0,39	0,42	0,80

Latossolo de textura argilosa				
Profundidade (cm)	Estoque de COT ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )			
0-5	19,9 b	22,7 a	24,5 a	24,7 a
0-10	40,8 b	44,7 ab	47,5 a	47,7 a
0-20	74,5 <sup>ns</sup>	81,6	82,3	83,1
0-30	100,1 <sup>ns</sup>	107,7	107,1	109,6
0-45	131,4 <sup>ns</sup>	138,6	137,8	140,1
0-60	156,7 <sup>ns</sup>	163,1	162,6	164,6

Profundidade (cm)	Taxa de acúmulo de COT ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )			
0-5	–	0,29 a	0,48 a	0,50 a
0-10	–	0,41 ab	0,71 a	0,73 a
0-20	–	0,74 <sup>ns</sup>	0,82	0,91
0-30	–	0,80 <sup>ns</sup>	0,74	1,01
0-45	–	0,76 <sup>ns</sup>	0,67	0,91
0-60	–	0,67 <sup>ns</sup>	0,62	0,82

<sup>1</sup>Médias seguidas por letras iguais na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

**Fonte:** Adaptado de Oliveira, 2021; Cavalcante *et al.*, 2019.

A adição de DLB beneficiou a biota do solo. O carbono da biomassa microbiana (CBM) e a respiração microbiana do solo (RMS) aumentaram na primavera e no outono em ambos os solos (Tabela 2) (SOARES *et al.*, 2021). Os grupos mais representativos da fauna epiedáfica foram Collembola, Acarine, Coleoptera e Hymenoptera, sendo a população Collembola predominante em ambos os solos e estações (Figura 4) (SOARES *et al.*, 2021).

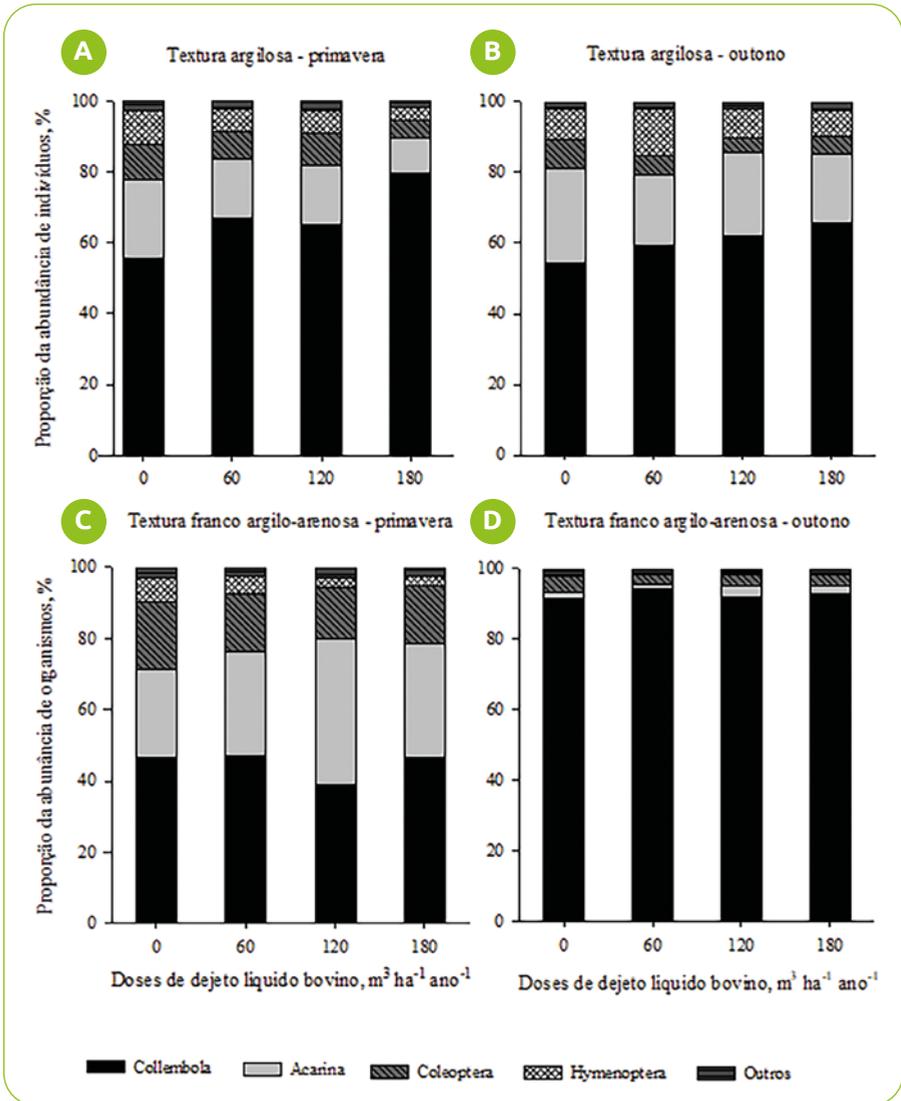
Soares (2020) avaliou a estrutura da comunidade bacteriana pelo sequenciamento do gene 16S rRNA, e os resultados mostraram dominância dos filos Proteobacteria, Acidobacteria e Actinobacteria (67% na primavera e 70% no outono). A riqueza dos filos não foi afetada pelo DLB, apenas a abundância relativa dos indivíduos em cada filo.

**Tabela 2** – Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM), respiração microbiana do solo (RMS), quociente metabólico ( $qCO_2$ ), quociente microbiano ( $qMIC$ ) e carbono orgânico total (COT) em sistema plantio direto com dejetos líquidos bovinos (DLB), na profundidade de 0-5 cm, em duas épocas de amostragem (P, primavera; O, outono) em Latossolos de textura franco argilo-arenosa e textura argilosa

DLB	CBM		RMS		$qCO_2$		$qMIC$		COT	
	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O
$m^{-3} ha^{-1} ano^{-1}$	mg C $kg^{-1} solo$		mg C-CO <sub>2</sub> $kg^{-1} h^{-1}$		mg C-CO <sub>2</sub> g $CBMS^{-1} h^{-1}$		%		g $kg^{-1} solo$	
<b>Latossolo textura franco argilo-arenosa</b>										
0	374,27	267,10	0,46	0,60	1,45	2,45	2,55	1,45	14,87	18,79
60	395,83	296,27	0,59	0,74	1,75	2,46	2,77	1,80*	14,23	15,84
120	478,41*	344,09*	0,67	0,79	1,34	2,44	2,44	1,59	18,60*	21,20
180	458,67*	341,49*	0,86*	0,88*	1,46	2,26	2,23	1,19*	20,59*	28,68*
<b>Latossolo textura argilosa</b>										
0	580,17	322,72	0,95	0,89	2,13	2,80	1,47	0,86	39,35	37,61
60	566,55	360,61	1,25	0,87	2,06	2,69	1,39	0,89	40,92	40,22
120	693,52	388,99	1,46*	0,91	1,80	2,93	1,57	0,93	44,32*	42,08
180	653,06	361,17	1,42	1,09	2,13	2,14	1,52	0,84	43,09	43,33*

\* Diferença significativa a 5% pelo teste de Dunnett em comparação com o tratamento controle ( $0 m^{-3} ha^{-1} ano^{-1}$ )

**Fonte:** Soares *et al.*, 2021.

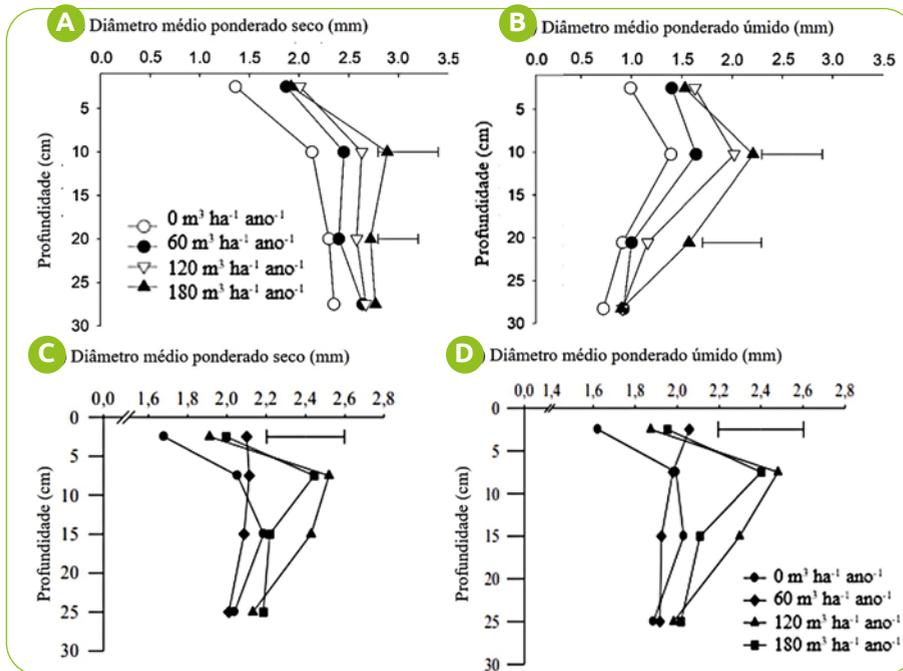


**Figura 4** – Abundância dos principais grupos da fauna epiedáfica em sistema plantio direto sob dejetos líquidos bovinos em Latossolo de textura argilosa na primavera (a) e no outono (b) e em Latossolo de textura franco argilo-arenosa na primavera (c) e no outono (d)

**Fonte:** Soares *et al.*, 2021.

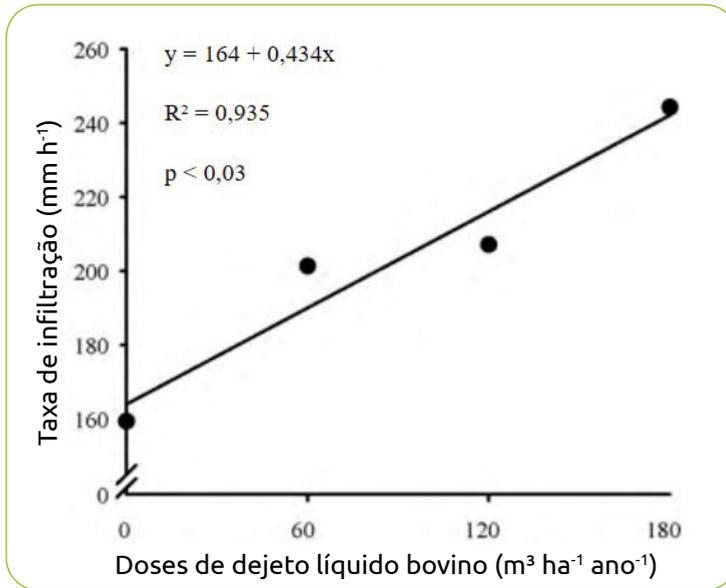
A aplicação de DLB contribuiu positivamente para a melhoria dos atributos físicos do solo. O uso de DLB em longo prazo (14 anos) aumentou o diâmetro médio ponderado dos agregados e a proporção de agregados maior que 2 mm e diminuiu a proporção de agregados menores que 0,25 mm no solo de textura franco argilo-arenosa (Figura 5) (OLIVEIRA, 2021). No solo de textura argilosa (0-10 cm), o DLB melhorou o diâmetro médio ponderado dos agregados do solo (Figura 5), bem como a densidade e a porosidade do solo (CAVALCANTE *et al.*, 2019).

A melhoria da estrutura do solo interfere positivamente na infiltração de água no solo. No solo de textura franco argilo-arenosa, a taxa final de infiltração no tratamento sem aplicação de DLB foi de 164 mm h<sup>-1</sup>, aumentando para 241 mm h<sup>-1</sup> na dose de 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 6) (MELLEK *et al.*, 2010).



**Figura 5** – Diâmetro médio ponderado dos agregados nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo de textura franco argilo-arenosa (a; b) e de textura argilosa (c; d), sob sistema plantio direto com aplicação por 14 e 9,5 anos de doses (0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) de dejetos líquido bovino, respectivamente

**Fonte:** Oliveira, 2021; Cavalcante *et al.*, 2019.



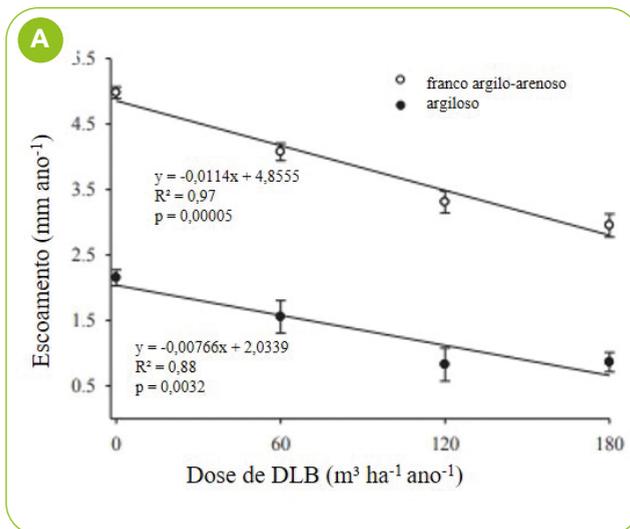
**Figura 6** – Taxa de infiltração de água em função da aplicação de doses de dejetos líquidos bovinos (DLB) sob sistema plantio direto no Latossolo de textura franco argilo-arenosa

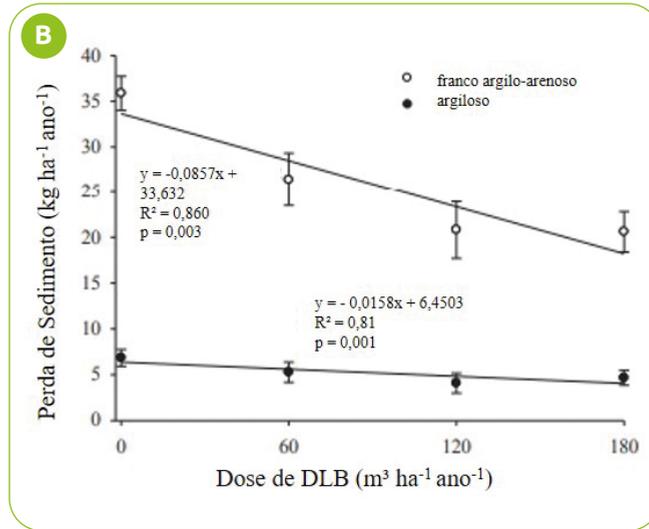
**Fonte:** Adaptado de Mellek *et al.*, 2010.

Nos Latossolos de textura franco argilo-arenosa e de textura argilosa sob SPD e chuvas naturais, a aplicação de DLB (0, 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) em longo prazo (9 anos) aumentou a concentração de nutrientes no escoamento superficial, mas em geral o volume do escoamento e, conseqüentemente, as perdas de sedimentos, fósforo e nitrogênio na forma de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> reduziram 45% (média dos solos) com a aplicação de até 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 7) (FAVARETTO *et al.*, 2022).

O N na forma de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> acumulou-se em profundidade no solo de textura franco argilo-arenosa, indicando alto potencial de perdas via subsuperfície. No solo de textura argilosa não houve diferença estatística. No N na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> não foi encontrada diferença em nenhum dos solos (ABBOUD *et al.*, 2016). O COD que representa parte da fração lábil da MOS, bem como o COT acumulou em superfície (0-10 cm) em ambos os solos (ABBOUD *et al.*, 2016).

No entanto, o tratamento do solo de textura franco argilo-arenosa com DLB (dose de  $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e chuva simulada intensa ( $60 \text{ mm h}^{-1}$ ) aumentou as perdas de sedimentos e de nutrientes, mesmo com a melhoria dos atributos físicos, a presença da palhada e ausência de selamento superficial (ZANON *et al.*, 2020). Esses resultados indicam que os efeitos positivos da aplicação de DLB nos atributos do solo foram menores que os efeitos negativos em chuva de alta intensidade (ZANON *et al.*, 2020; FAVARETTO *et al.*, 2022). O fósforo solúvel (PS), fração prontamente disponível para a vida aquática, foi encontrado em maior concentração comparado ao fósforo particulado (PP), representando 82% do fósforo total (PT) em média. A menor proporção de PP em relação ao PS, independentemente da aplicação de DLB, é esperada em SPD em função da redução da perda de sedimento e, conseqüentemente, do PP (Tabela 3) (ZANON *et al.*, 2020). Do nitrogênio total (NT), em média 41% estão na forma de nitrogênio particulado (NP), considerado como nitrogênio orgânico, e o restante, 59%, está na fração solúvel-mineral ( $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ ), com predominância do  $\text{NO}_3^-$  (42%) (Tabela 3) (ZANON *et al.*, 2020).





**Figura 7** – Perda de água por escoamento (A) e sedimento (B) anual sob chuva natural e aplicação de dejetos líquidos bovinos (DLB) durante um período de 9 anos em solo de textura franco argilo-arenosa e solo de textura argilosa em sistema plantio direto  
**Fonte:** Adaptado de Favaretto *et al.*, 2022.

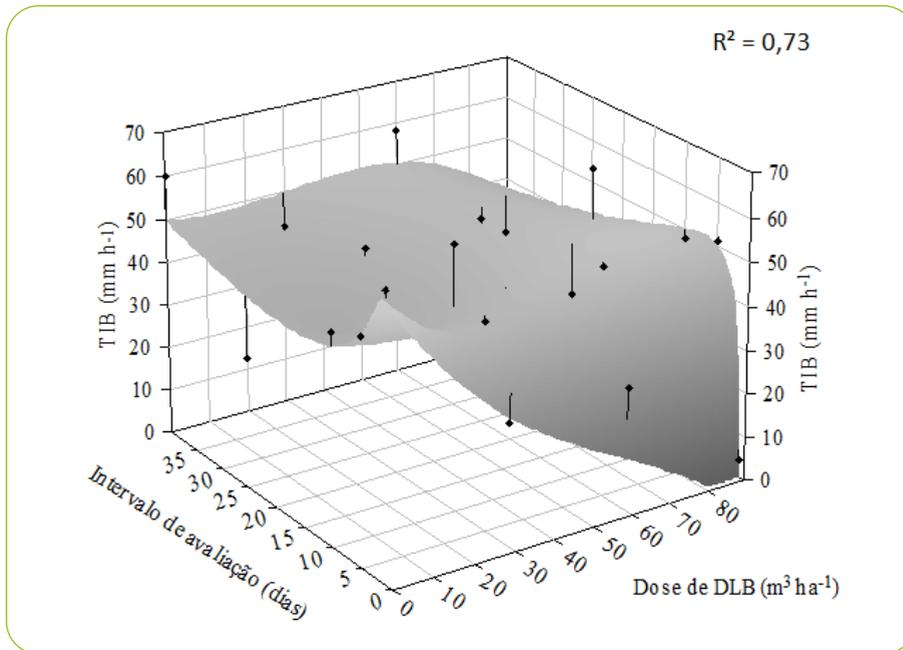
**Tabela 3** – Porcentagem de fósforo total (PT), fósforo solúvel (PS), fósforo particulado (PP), fósforo biodisponível (PB), fósforo particulado biodisponível (PPB) e fósforo particulado não biodisponível (PPNB), nitrogênio total (NT), nitrogênio particulado (NP), nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e amônio (N-NH<sub>4</sub>) após 90 minutos de chuva simulada (60 mm h<sup>-1</sup>) em solo de textura franco argilo-arenosa com aplicação de dejetos líquidos bovinos (DLB) por doze anos em sistema plantio direto

DLB (m³ ha⁻¹ ano⁻¹)	PS	PP	PB	PPB	PPNB	NP	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub>
	% PT					% NT		
0	79	21	94	15	6	39	42	19
60	83	17	95	12	5	30	49	21
120	93	7	96	3	4	54	35	11
180	75	25	80	5	20	41	41	18
Média	82	18	91	9	9	41	42	17

**Fonte:** Adaptado de Zanon *et al.*, 2020.

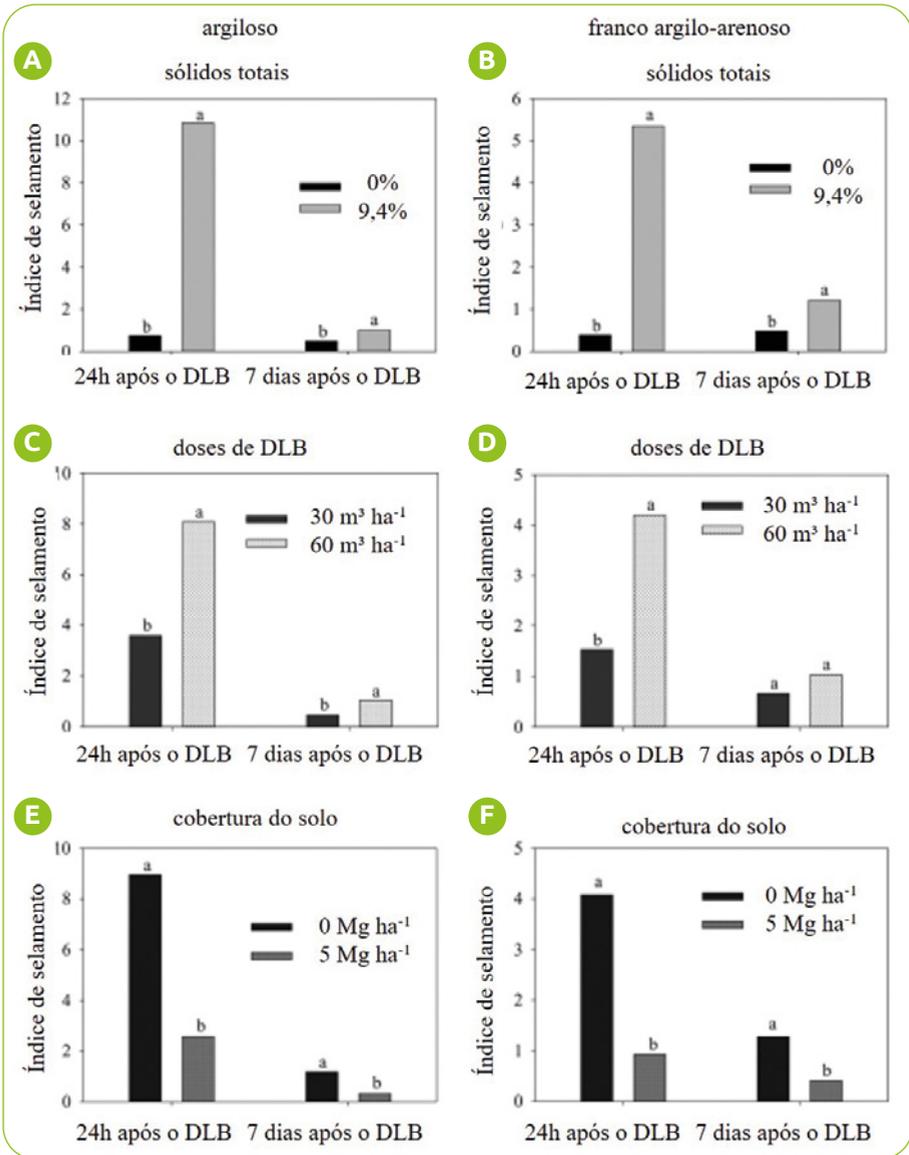
O uso do dejetos pode causar o selamento superficial, que reduz a infiltração de água no solo (Figura 8) (CHEROBIM *et al.*, 2015) e aumenta o escoamento superficial e, portanto, as perdas de água, solo e nutrientes (MORI *et al.*, 2009). O selamento superficial foi ocasionado principalmente pelo mecanismo físico (93%), o qual promoveu entupimento de poros devido ao material particulado fino, enquanto o mecanismo químico (7%) pode dispersar a argila em função do aumento do pH, da CTC e da presença de elementos dispersantes (Na e K).

A avaliação do efeito do DLB no selamento superficial foi realizada 24 horas e 7 dias após a aplicação, com duas concentrações de sólidos totais, 9,4% e 0%, em solo de textura franco argilo-arenosa e solo de textura argilosa. O DLB com 9,4% de sólidos totais ocasionou maior selamento superficial comparado ao DLB com 0% de sólidos totais, principalmente após 24 horas. A dose de 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> do DLB foi responsável pelo maior selamento superficial, enquanto a cobertura do solo reduziu o selamento superficial (Figura 9) (CHEROBIM *et al.*, 2018).



**Figura 8** – Taxa de infiltração final (mm h<sup>-1</sup>) para diferentes dosagens de dejetos líquidos bovinos (DLB) (0, 30, 60 e 90 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) e tempo após a aplicação de dejetos (1, 5, 10, 25 e 40 dias)

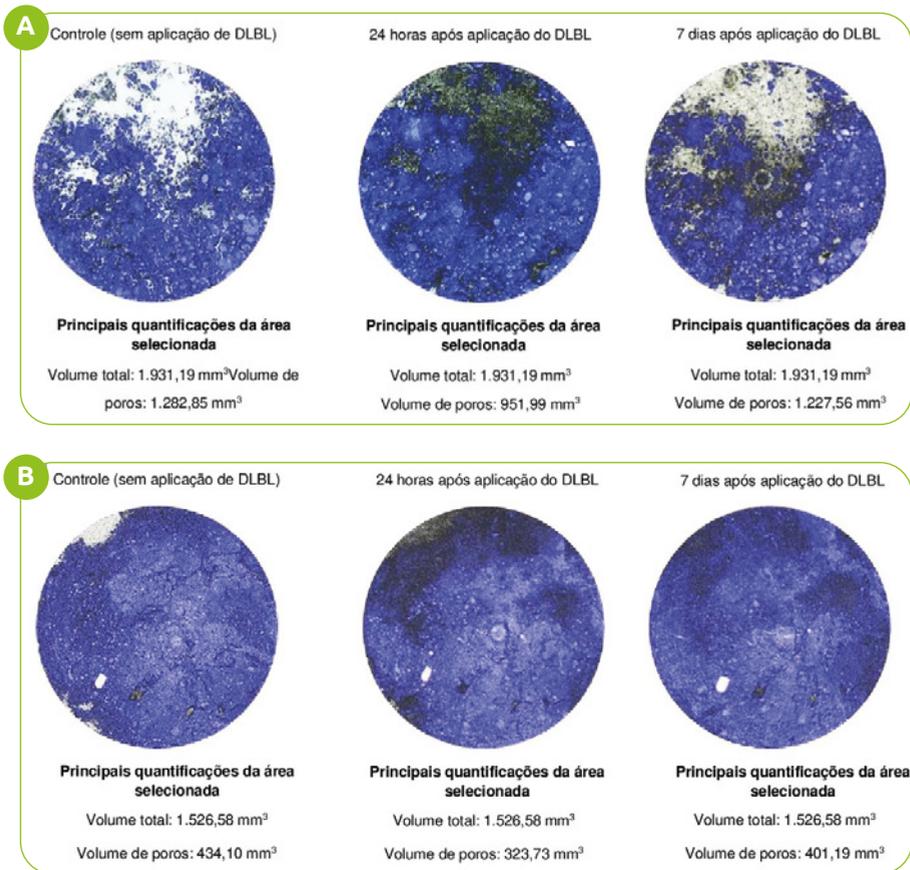
**Fonte:** Adaptado de Cherobim *et al.*, 2015.



**Figura 9** – Índice de selamento, mostrando os efeitos de sólidos totais (a; b); doses de dejetos líquidos bovinos (DLB) (c; d); cobertura do solo (palhada) (e; f) no selamento superficial com 24 horas e 7 dias após a aplicação de DLB; em solo de textura argilosa (esquerda; a, c, e) e solo de textura franco-argilosa arenoso (direita; b, d, f)

**Fonte:** Adaptado de Cherobim *et al.*, 2018.

Em trabalho realizado por Cherobim *et al.* (2019) com tomografia de raio X, observou-se o selamento superficial nos solos de textura franco argilo-arenosa e de textura argilosa após a aplicação de DLB com 4,3% de sólidos totais, na dose de  $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ . A avaliação foi conduzida em diferentes intervalos: antes da aplicação (controle), 24 horas e 7 dias após aplicação. Independentemente da textura, a aplicação do DLB causou selamento superficial no solo, principalmente nos primeiros 5 mm. Os poros do solo são entupidos por partículas finas, sendo que o entupimento é maior 24 horas após a aplicação de DLB, reduzindo após 7 dias (Figura 10) (CHEROBIM *et al.*, 2019).



**Figura 10** – Imagens 3D da primeira camada de 1 mm do solo de textura argilosa (A) e do solo de textura franco argilo-arenosa (B) antes e depois da aplicação de dejetos líquidos bovinos (DLB 4,3% de sólidos totais)

**Fonte:** Cherobim *et al.*, 2019.

O fracionamento de P no solo de textura franco argilo-arenosa submetido ao efeito de aplicações sucessivas de DLB (10 anos e doses anuais de 0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) em SPD resultou em aumento das concentrações de P (0-5 cm), principalmente da fração lábil (P extraído com água, resina troca aniônica e bicarbonato de sódio) (CELANTE *et al.*, 2023). A maior disponibilidade de P pode ser benéfica em relação às necessidades agrônômicas, mas também um risco potencial de perda de P para os corpos d'água, com possibilidade de eutrofização.

Para evitar problemas ambientais decorrentes da aplicação de dejetos, é necessário compreender o efeito do DLB na disponibilidade e no acúmulo de P no solo. O método da resina foi aplicado nos solos de textura franco argilo-arenosa e argilosa submetidos à aplicação de DLB em longo prazo (10 anos e doses anuais de 0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>). A resina, após extrações sucessivas, foi capaz de extrair mais P inorgânico lábil do solo de textura franco argilo-arenosa comparado ao solo de textura argilosa (43% *vs.* 26% do P total), demonstrando a eficácia do método em solos arenosos.

As aplicações sucessivas de DLB aumentaram os teores e o acúmulo de P no solo e, portanto, os riscos de perdas de P para os corpos d'água (GOTZ *et al.*, 2023). Ainda com a finalidade de diminuir os riscos de poluição dos corpos d'água, são recomendados valores de limite crítico ambiental de P (LCAP). No caso do solo de textura franco argilo-arenosa com aplicação de dejetos bovino de longo prazo (9 anos e doses anuais de 0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), o valor de LCAP para a camada de 0-10 cm foi de 188 mg kg<sup>-1</sup> de P resina e 103 mg kg<sup>-1</sup> de P Mehlich-1 (ABBOUD *et al.*, 2018).

Celante (2021) também determinou o LCAP em diferentes conjuntos de dados (solos com aplicação de DLB de longo prazo e os mesmos solos sem interferência antrópica incubados com P mineral e calagem). O conjunto de dados com DLB de longo prazo resultou em LCAP de 178 mg kg<sup>-1</sup> de P Mehlich-1, que corresponde a 26% do grau de saturação de P (GSP) no solo de textura franco argilo-arenosa e de 77 mg kg<sup>-1</sup> (7% GSP) no solo de textura argilosa. Usando um conjunto de dados provenientes de solos sob vegetação nativa incubados com P mineral e com calagem, os valores de LCAP foram 75 mg kg<sup>-1</sup> (10% GSP) no solo de textura franco argilo-arenosa e 110 mg kg<sup>-1</sup> (13% GSP) no solo de textura argilosa.

Os diferentes resultados de LCAP, considerando o mesmo tipo e textura do solo são condizentes com os dados de P no solo (conjunto de dados com maiores teores de P resultam em maior LCAP). Para utilizar o LCAP como ferramenta na avaliação do risco ambiental ou subsidiar as políticas de gestão agrícola, recomenda-se um protocolo-padrão para que os LCAPs obtidos nos diferentes locais possam ser comparados.

### **8.4.2 Subprojeto: “Monitoramento hidrossedimentológico em microparcelsas com a aplicação de dejetos de animais na Mesorregião Sudoeste do Paraná”**

O Sudoeste do Paraná se destaca na produção de proteína animal (aves, suínos e leite). Essa atividade gera grande quantidade de dejetos, que podem ser utilizados como fertilizante orgânico. O uso de dejetos nos solos agricultáveis dessa mesorregião tem ocorrido em larga escala, porém, com pouco critério técnico. Em geral, os produtores utilizam doses sem acompanhar o efeito na fertilidade do solo, tampouco sobre o potencial de impacto ambiental.

Além disso, no Sudoeste do Paraná, assim como em outras regiões do país – por problemas logísticos e operacionais –, a aplicação dos dejetos na maioria das vezes é realizada sucessivamente nas mesmas áreas. Essa região paranaense ainda tem dois agravantes: o relevo predominante ondulado e um elevado índice pluviométrico, o que intensifica o potencial erosivo e o transporte de sedimentos e poluentes associados para os corpos d’água.

Devido à importância de monitorar no Sudoeste do Paraná o efeito da aplicação de dejetos de animais na produtividade das culturas, na qualidade do solo e nas perdas de solo, água e nutrientes por escoamento superficial, implantou-se na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos (UTFPR-DV), o projeto “Monitoramento hidrossedimentológico em microparcelsas com adubação mineral e dejetos de animais no Sudoeste do Paraná”.

O experimento foi implantado em maio de 2019, junto ao experimento das megaparcelsas da Mesorregião Sudoeste (Figura 11), sobre um nitossolo vermelho manejado sob SPD há 20 anos (implantado em 1997). Nessa área foram instaladas 24 parcelas de 2,0 × 6,1 metros delimitadas por calhas de aço galvanizado (Figura 12). Os tratamentos foram conduzidos sob delineamento de blocos ao acaso com quatro repetições, totalizando 24 unidades experimentais.



**Figura 11** – Imagem aérea do experimento com aplicação de dejetos adjacente ao experimento das megaparcelas na UTFPR, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** André Pellegrini.



**Figura 12** – Visão das parcelas com aplicação de dejetos, delimitadas por calhas de aço galvanizado com caixa de armazenamento do escoamento superficial, cultivadas com soja, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Carlos Alberto Casali.

Os tratamentos do experimento consistiram em fontes minerais e orgânicas de fertilizantes nos cultivos agrícolas de grãos, sendo: a) sem adubação (controle); b) adubação mineral na linha; c) adubação mineral a lanço; d) adubação com cama de aves; e) adubação com dejetos bovinos; f) adubação com dejetos suínos. Desde maio de 2019, os tratamentos são aplicados antes da implantação das culturas anuais (Figura 13) e, geralmente, em outubro e maio, para as culturas de verão e inverno, respectivamente.

As doses de fertilizante mineral e dos dejetos de animais são definidas com base na análise do solo e na concentração de P nos dejetos, conforme recomendação do *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (SBCS-NEPAR, 2019), buscando adicionar  $80 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  e  $70 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$  para cada cultivo agrícola. A dose de N é corrigida para os cultivos de gramíneas, contudo não é nivelada para as culturas leguminosas.



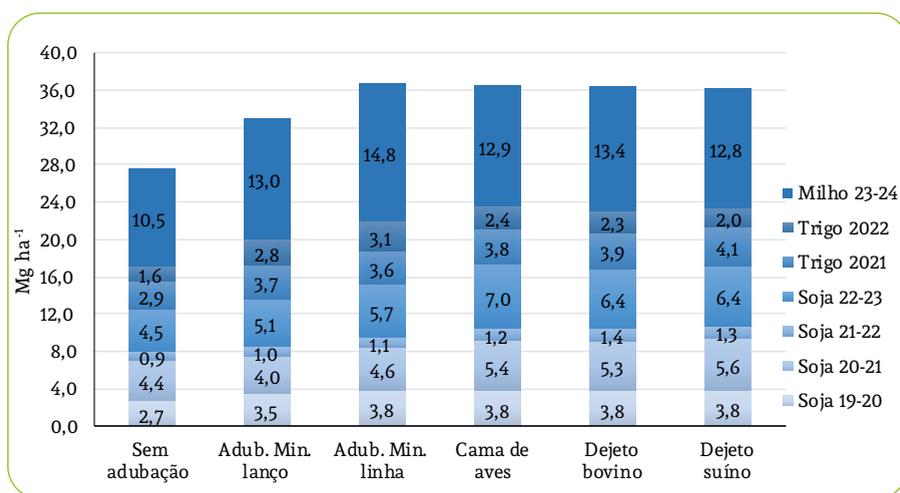
**Figura 13** – Aplicação dos dejetos de animais e sementeira da soja em outubro de 2022, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Carlos Alberto Casali.

Desde a implantação do experimento em 2019 até 2024 foram realizados sete cultivos agrícolas, sendo quatro de soja, dois de trigo e um de milho. A produtividade acumulada de grãos nos sete cultivos foi de aproximadamente  $36,7 \text{ t ha}^{-1}$  e não diferiu entre a adubação mineral e os dejetos de animais, independentemente da origem do dejetos (Figura 14). Destaca-se que dentre os sete cultivos agrícolas, em quatro a produtividade de grãos foi maior com a aplicação de dejetos comparado à adubação mineral na linha ou a lanço.

Como fonte de nutrientes, independentemente da origem, os dejetos de animais podem suprir as necessidades da cultura e garantir produtividades iguais ou maiores que a adubação mineral (Figura 14). Esses resultados subsidiavam a recomendação de uso dessas fontes orgânicas (resíduos de outras atividades econômicas) em substituição ou como complemento aos fertilizantes minerais solúveis, diminuindo os custos de produção e aumentando a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Paralelamente, destaca-se a importância de realizar a adubação com fertilizantes minerais solúveis na linha de semeadura. Em cinco dos sete cultivos avaliados, a produtividade foi maior com o uso do fertilizante mineral na linha de semeadura comparado à adubação a lanço (Figura 14), gerando maior produção acumulada de grãos de 3,6 Mg ha<sup>-1</sup>.



**Figura 14** – Produtividade acumulada de sete cultivos de grãos (quatro de soja, dois de trigo e um de milho) sob adubação mineral na linha, adubação mineral a lanço, cama de aves, dejeito líquido bovino e dejeito líquido suíno, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Dados não publicados do Prof. Carlos Alberto Casali.

Neste estudo, observou-se uma tendência de diminuição do escoamento superficial com a aplicação de dejetos de animais comparativamente à adubação com fertilizante mineral, assim como observado nos estudos de Favaretto *et al.*, (2022). No cultivo da soja, na safra 2019-20, dos cinco eventos pluviométricos que geraram escoamento, em três deles o escoamento foi menor nas parcelas com uso de dejetos de animais (Tabela 4). Salienta-se que esse comportamento se repetiu em quatro dos sete cultivos monitorados, o que com-

prova que a adubação orgânica pode contribuir para amenizar o efeito dos processos erosivos nas lavouras do Sudoeste do Paraná. O menor escoamento superficial nas parcelas com uso de dejetos de animais pode estar relacionado à melhoria nos atributos físicos do solo, como agregação (CAVALCANTE *et al.*, 2019; OLIVEIRA, 2021), que leva a uma maior taxa de infiltração de água (MELLEK *et al.*, 2010).

**Tabela 4** – Volume de escoamento superficial ( $L\ ha^{-1}$ ) na cultura de soja, safra 2019-2020, com aplicação de dejetos de animais e adubação mineral na linha e a lanço, Dois Vizinhos-PR

Tratamentos	Soja 2019-2020 <sup>1</sup>				
	28/11/19	06/12/19	18/12/19	15/01/20	27/02/20
	----- L ha <sup>-1</sup> -----				
Sem adubação	1958 <sup>ns</sup>	3042 <sup>ns</sup>	3981 a	1878 a	2123 a
Adub. min. linha	2116	3386	2698 b	1984 a	1786 a
Adub. min. lanço	2090	4021	3677 a	1852 a	1310 b
Cama aves	2090	3280	1931 b	1376 c	952 b
Dejeto bovino	2196	3466	2963 b	1323 b	1448 b
Dejeto suíno	1984	3492	2196 b	1746 a	1349 b
CV (%)	1,9	1,6	3,2	2,4	4,0

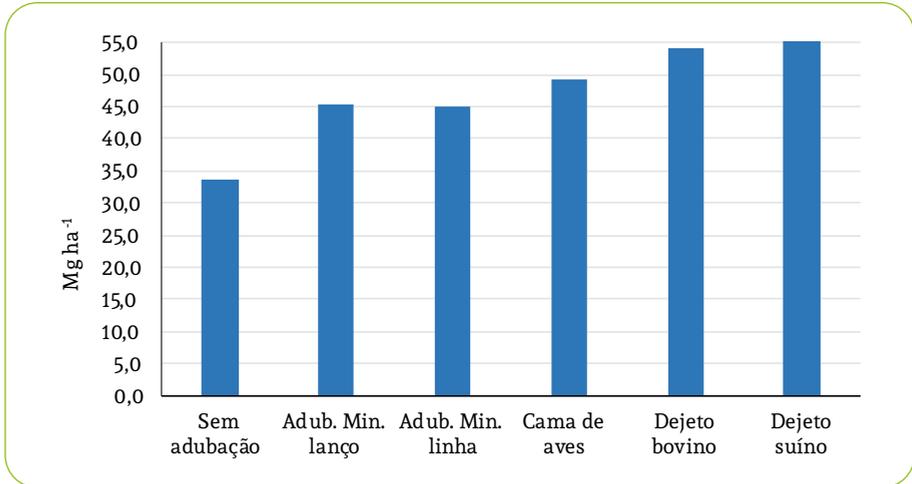
<sup>1</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si para o teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade (ns = não significativo).

**Fonte:** Dados não publicados do Prof. Carlos Alberto Casali.

Além disso, as plantas produziram mais biomassa com o uso de dejetos de animais (Figura 15). Os tratamentos com dejetos líquidos de suínos e bovinos tiveram um acréscimo de massa seca da parte aérea (MSPA) de  $10\ Mg\ ha^{-1}$ , enquanto a cama de aves foi superior em  $4,0\ Mg\ ha^{-1}$  comparada à adubação mineral solúvel na linha ou a lanço. Isso aumenta a deposição de resíduos sobre a superfície do solo, diminuindo a velocidade do fluxo de água e sua capacidade de transportar sedimentos.

Ramos *et al.* (2014) verificaram que a adubação da aveia com dejetos de suínos aumentou em 78% a produtividade de MSPA, e a maior presença de resíduos culturais na superfície do solo diminuiu exponencialmente as per-

das de solo e água por escoamento superficial. Da mesma forma, Santos *et al.* (2018) verificaram que a aplicação de dejetos de animais aumentou a produção de MSPA. Os resíduos culturais protegem o solo da energia da chuva e do escoamento superficial e retêm os sedimentos suspensos, aumentando a resistência à erosão dos sulcos.



**Figura 15** – Produtividade acumulada de massa seca da parte aérea de sete cultivos de grãos (quatro de soja, dois de trigo e um de milho) e dois cultivos de plantas de cobertura sob adubação mineral na linha, adubação mineral a lanço, cama de aves, dejetos líquido bovino e dejetos líquido suíno, Dois Vizinhos-PR

**Fonte:** Dados não publicados do Prof. Carlos Alberto Casali.

Por outro lado, a aplicação de dejetos de animais indicou tendência de maiores concentrações de P no escoamento comparada à adubação mineral, principalmente na linha de semeadura (Tabela 5). Como a aplicação dos dejetos de animais é feita superficialmente, a concentração dos nutrientes no solo ocorre nos primeiros centímetros do perfil, o qual é mais susceptível aos processos erosivos e transporte via escoamento superficial. Nesse sentido, é fundamental que em lavouras com aplicação de dejetos de animais seja redobrada a preocupação com o controle do escoamento superficial, pois mesmo que tenha menor volume, a concentração de P pode ser maior.

**Tabela 5** – Concentração de fósforo (P) total no escoamento superficial na cultura de soja, safra 2020-2021 e 2022-2023, com aplicação de dejetos de animais e adubação mineral na linha e a lanço. Dois Vizinhos-PR

Tratamento	Soja 2020-2021 <sup>1</sup>			Soja 2022-2023 <sup>1</sup>		
	28/11/20	06/12/20	15/01/21	18/10/22	25/10/22	17/01/23
	-----P total (mg L <sup>-1</sup> )-----					
Sem adubação	2,23 <sup>ns</sup>	1,06 b	1,20 b	2,07 <sup>ns</sup>	0,50 b	0,51 <sup>ns</sup>
Adub mín linha	1,39	0,95 b	1,31 b	1,99	0,38 b	0,57
Adub. min. lanço	1,54	1,82 b	3,21 a	2,49	0,39 b	0,84
Cama aves	1,02	0,95 b	3,83 a	2,61	0,52 b	0,97
Dejeto bovino	2,03	2,88 a	4,33 a	1,02	0,47 b	0,75
Dejeto suíno	1,73	2,80 a	4,04 a	2,66	1,75 a	1,56
C.V (%)	42,4	40,7	47,9	4,8	12,5	16,3

<sup>1</sup> Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si para o teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade (ns = não significativo).

**Fonte:** Dados não publicados do Prof. Carlos Alberto Casali.

## 8.5 APLICAÇÕES PRÁTICAS PARA O PRODUTOR RURAL SOBRE O USO RACIONAL DOS DEJETOS DE ANIMAIS EM CULTIVOS AGRÍCOLAS

Os resultados de pesquisa provenientes dos experimentos, bem como de outros estudos, têm demonstrado que a aplicação de dejetos no solo não deve ser considerada um descarte, mas sim um fornecedor de nutrientes para as culturas.

Um dos desafios para o uso racional dos dejetos é a escolha da dose adequada a ser aplicada no solo. Essa escolha deve ser baseada nas concentrações dos nutrientes presentes no dejetos (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O), considerando as necessidades nutricionais das plantas. No caso do dejetos líquido suíno (DLS) (Quadro 1) (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015), com base na densidade do dejetos determinada pela escala do densímetro de Bouyoucus pode-se facilmente calcular a quantidade adequada de dejetos a ser aplicada. Esse método também foi desenvolvido para o dejetos líquido bovino (DLB) (Quadro 2). No caso de dejetos de aves (cama de frango de corte, dejetos de poedeiras e cama de peru), a dose adequada deve ser baseada na necessidade nutricional da cultura considerando a concentra-

ção dos nutrientes (N,  $P_2O_5$  e  $K_2O$ ), a disponibilidade (eficiência) dos nutrientes e o teor de matéria seca. No caso dos dejetos de aves, para obter a concentração de nutrientes, recomenda-se a análise de laboratório. Na impossibilidade de realização das análises em laboratório, recomenda-se utilizar valores tabelados, os quais são facilmente encontrados nos manuais de recomendação de adubação. No estado do Paraná, recomenda-se utilizar os dados disponíveis no *Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná* (SBCS-NEPAR, 2019).

**Quadro 1** – Estimativa da concentração de N total,  $P_2O_5$  total e  $K_2O$  total no dejetos líquido suíno em função da densidade obtida com o densímetro de Bouyoucos

Bouyoucos (densidade)	N	$P_2O_5$	$K_2O$	Bouyoucos (densidade)	N	$P_2O_5$	$K_2O$
	kg m <sup>-3</sup>				kg m <sup>-3</sup>		
4,0	0,27	0,18	0,18	30,0	2,50	1,91	1,02
5,0	0,35	0,24	0,21	31,0	2,59	1,98	1,05
6,0	0,44	0,31	0,24	32,0	2,67	2,05	1,08
7,0	0,52	0,38	0,28	33,0	2,76	2,11	1,12
8,0	0,61	0,44	0,31	34,0	2,85	2,18	1,15
9,0	0,70	0,51	0,34	35,0	2,93	2,25	1,18
10,0	0,78	0,58	0,37	36,0	3,02	2,31	1,21
11,0	0,87	0,64	0,41	37,0	3,10	2,38	1,25
12,0	0,95	0,71	0,44	38,0	3,19	2,45	1,28
13,0	1,04	0,78	0,47	39,0	3,28	2,51	1,31
14,0	1,13	0,84	0,50	40,0	3,36	2,58	1,34
15,0	1,21	0,91	0,54	41,0	3,45	2,65	1,38
16,0	1,30	0,98	0,57	42,0	3,53	2,71	1,41
17,0	1,38	1,4	0,60	43,0	3,62	2,78	1,44
18,0	1,47	1,11	0,63	44,0	3,71	2,85	1,47
19,0	1,56	1,18	0,66	45,0	3,79	2,92	1,50
20,0	1,64	1,25	0,70	46,0	3,88	2,98	1,54
21,0	1,73	1,31	0,73	47,0	3,96	3,05	1,57
22,0	1,81	1,38	0,76	48,0	4,05	3,12	1,60
23,0	1,90	1,45	0,79	49,0	4,14	3,18	1,63
24,0	1,99	1,51	0,83	50,0	4,22	3,25	1,67

Bouyoucos (densidade)	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Bouyoucos (densidade)	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
	kg m <sup>-3</sup>				kg m <sup>-3</sup>		
25,0	2,07	1,58	0,86	51,0	4,31	3,32	1,70
26,0	2,16	1,65	0,89	52,0	4,39	3,38	1,73
27,0	2,24	1,71	0,92	53,0	4,48	3,45	1,76
28,0	2,33	1,78	0,96	54,0	4,57	3,52	1,80
29,0	2,42	1,85	0,99	55,0	4,65	3,58	1,83

Fonte: Miyazawa; Barbosa, 2015.

**Quadro 2** – Estimativa da concentração de N total e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> total no dejetto líquido bovino em função da densidade obtida com o densímetro de Bouyoucos<sup>1</sup>

Bouyoucos (densidade)	Matéria Seca	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Bouyoucos (densidade)	Matéria Seca	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
	kg m <sup>-3</sup>				kg m <sup>-3</sup>		
8	9,28	0,36	0,03	26	37,34	2,16	2,71
9	10,83	0,46	0,18	27	38,90	2,26	2,86
10	12,39	0,56	0,33	28	40,46	2,37	3,01
11	13,95	0,66	0,48	29	42,02	2,47	3,16
12	15,51	0,76	0,63	30	43,57	2,57	3,31
13	17,07	0,86	0,77	31	45,13	2,67	3,45
14	18,63	0,96	0,92	32	46,69	2,77	3,60
15	20,19	1,06	1,07	33	48,25	2,87	3,75
16	21,75	1,16	1,22	34	49,81	2,97	3,90
17	23,31	1,26	1,37	35	51,37	3,07	4,05
18	24,87	1,36	1,52	36	52,93	3,17	4,20
19	26,43	1,46	1,67	37	54,49	3,27	4,35
20	27,98	1,56	1,82	38	56,05	3,37	4,50
21	29,54	1,66	1,97	39	57,61	3,47	4,65
22	31,10	1,76	2,11	40	59,17	3,57	4,79
23	32,66	1,86	2,26	41	60,72	3,67	4,94
24	34,22	1,96	2,41	42	62,28	3,77	5,09
25	35,78	2,06	2,56	43	63,84	3,87	5,24

<sup>1</sup> A concentração de K<sub>2</sub>O total não foi apresentada porque não houve regressão significativa com a densidade do dejetto.

Fonte: Miyazawa *et al.*, 2021.

A aplicação de dejetos líquidos na superfície do solo é amplamente utilizada principalmente em sistemas conservacionistas onde não ocorre o revolvimento completo do solo.

O não revolvimento do solo, e, portanto, a não incorporação do dejetos, é importante no controle da erosão, porém o dejetos aplicado na superfície pode ocasionar o selamento superficial. A precipitação pluviométrica logo após a aplicação do dejetos reduz a infiltração por causa do selamento superficial e, conseqüentemente, favorece a formação de escoamento superficial e a perda de poluentes associados ao mesmo, com destaque ao P e o N (FAVARETTO *et al.*, 2022; MORI *et al.*, 2009). Por isso, é recomendado que o dejetos líquido seja aplicado no mínimo 5 dias antes da ocorrência de chuvas e, quando a dose a ser aplicada for superior a  $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , sugere-se dividir a aplicação com intervalos de 15 dias (CHEROBIM *et al.*, 2018; EMBRAPA, 2021).

Em sistemas conservacionistas recomenda-se a injeção de dejetos líquido no solo, substituindo a aplicação na superfície, com objetivo de minimizar os problemas ambientais. Entretanto, essa técnica de aplicação ainda é pouco difundida no Brasil (EMBRAPA, 2021). Além do cuidado com a dose (necessidade da cultura) e o tempo de aplicação (precipitação e absorção ativa pelas plantas), também é importante considerar a aptidão agrícola, sendo que, de modo geral, solos com declividade superior a 20%, bem como solos rasos ou mal drenados são inaptos para a aplicação de dejetos. O fornecimento de nutrientes no tempo certo, especialmente N, é importante para evitar a lixiviação de N na forma de nitrato. A adição de inibidores de nitrificação tem sido estudada como uma estratégia para reduzir a lixiviação do nitrato, porém ainda existem lacunas (EMBRAPA, 2021).

Práticas conservacionistas para controlar o transporte de poluentes para o ambiente aquático, seja na forma particulada, seja solúvel, devem ser implementadas. Entre essas práticas se destacam o SPD, o plantio em nível, a rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura, terraços, entre outras.

O SPD é muito eficiente em reduzir a perda de solo e, conseqüentemente, o transporte de poluentes na forma particulada. No entanto, sua eficiência diminui em controlar as perdas de água, o que indica maior potencial de transporte de poluentes na forma solúvel. Portanto, o SPD, em essência (não revolvimento do solo, rotação de culturas e cobertura do solo), deve ser aliado ao uso de terraços para reter o escoamento e assim reduzir o transporte de poluentes do solo para o ambiente aquático. Em adição aos sistemas conservacionistas de manejo do solo deve-se reforçar a importância da vegetação ripária, a qual, dentre suas várias funções, retém poluentes principalmente na fração particulada.

## 8.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação de dejetos de animais no solo melhora seus atributos físicos, químicos e biológicos e, conseqüentemente, conduz para um sistema de produção agrícola sustentável. O manejo adequado do dejetos, especialmente com cuidado na dose aplicada, tempo certo e considerando a aptidão agrícola das terras, associado às práticas conservacionistas, é essencial para diminuir o potencial de degradação do solo e da água em sistemas agrícolas e pode subsidiar as políticas públicas a serem adotadas no estado do Paraná.

## REFERÊNCIAS

- ABBOUD, F. Y. **Mobilidade de nutrientes no perfil do solo em plantio direto com aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.
- ABBOUD, F. Y.; FAVARETTO, N.; MOTTA, A. C. V.; BARTH, G.; GOULARTE, G. D. Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 177, p. 45-53, 2018.
- BARTH, G.; GOTZ, L. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. Does dairy liquid manure complementary to mineral fertilization increase grain yield due to changes in soil fertility? **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1-14, 2020.
- BARTH, G.; GOTZ, L. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. Long-term dairy manure application in a no-tillage system: crop yield and soil fertility. **Soil Research**, v. 60, p. 1-10, 2021.
- BOLAN, N.; ADRIANO D.; MAHIMAIRAJA, S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 3, p. 291-338, 2004.
- BOXALL, A. B. A. Fate of veterinary medicines applied to soils. In: KÜMMERER, K. (Ed.). **Pharmaceuticals in the environment: sources, fate, effects and risks**. Berlin: Springer, 2008. p. 103-120.
- CAMARGO J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006.
- CARPENTER, S. R. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. **PNAS**, v. 102, n. 29, p. 10.002-10.005, 2005.
- CAVALCANTE, J. S.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; CHEROBIM, V. F.; BARTH, G. Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. **European Journal of Soil Science**, v. 70, p. 1.109, 2019.
- CELANTE, L. S.; FAVARETTO, N.; MELO, V. F.; BARTH, G.; CHEROBIM, V. F. Can application of dairy liquid manure over 10 years into no-tillage affect soil phosphorus lability? **Water Air Soil Pollut**, v. 234, p. 453, 2023.
- CELANTE, L.S. **Fracionamento de fósforo e avaliação do risco ambiental em solos com aplicação de dejetos líquido bovino a curto e a longo prazo**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.
- CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; MELO, V. F.; RUMBELSPERGER, A. M. B.; HUANG, C.-H. Soil surface sealing by liquid dairy manure as analysed by x-ray computed tomography. **Agricultural Water Management**, v. 213, p.742-748, 2019.
- CHADWICK, D. R.; CHEN, S. Manures. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB Internacional, 2002. p. 57-82.

- CHAPMAN, D. **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2. ed. New York: E&FN Spon, 1996.
- CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; MELO, V. F.; BARTH, G.; HUANG, C.-H. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural Water Management**, v. 203, p.193-196, 2018.
- CHEROBIM, V. F.; FAVARETTO, N.; ARMINDO, R. A.; BARTH, G.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V. Water infiltration post-liquid dairy manure application in no-till Oxisol of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 153, p.104–111, 2015.
- DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, p. 155-164, 2016.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. 323p.
- FAVARETTO, N.; CHEROBIM, V. F.; SILVEIRA, F. DE M.; TIMOFIECSYK, A.; SKALITZ, R.; BARTH, G.; VEZZANI, F. M. Can application of liquid dairy manure onto no-tillage oxisols reduce runoff, sediment, phosphorus, and nitrogen losses over 9 years of natural rainfall? **Geoderma**, v. 405, p. 115.406, 2022.
- GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHIMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Lages: UDESC/CAV, 2014. v. 1. 38 p.
- GOTZ, L. F.; FAVARETTO, N.; BARTH, G.; PAVINATO, P. S.; PAULETTI, V. Soil legacy phosphorus after 10 years of annual dairy liquid manure application in a no-tillage system. **Soil Use and Management**, v. 39, p. 606-617, 2023.
- HATCH, D.; GOULDING, K.; MURPHY, D. Nitrogen. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB Internacional, 2002. p 7-27.
- HIGASHI, G. E. **Adução orgânica com dejetos líquidos de suínos ou cama de aviário gera economia e contribui com a produção sustentável de grãos**. 2023. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.
- HOODA, P. S.; EDWARDS, A. C.; ANDERSON, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science of The Total Environment**, v. 250, p. 143-167, 2000.
- KAY, P.; BLACKWELL, P. A.; BOXALL, A. B. A. Fate of veterinary antibiotics in a macroporous tile drained clay soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 5, p. 1136, 2004.
- KAY, P.; BLACKWELL, P. A.; BOXALL, A. B. A. Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land. **Chemosphere**, v. 59, n. 7, p. 951-959, 2005a.
- KAY, P.; BLACKWELL, P. A.; BOXALL, A. B. A. A lysimeter experiment to investigate the leaching of veterinary antibiotics through a clay soil and comparison with field data. **Environmental Pollution**, v. 134, n. 2, p. 333-341, 2005b.
- KAY, P.; EDWARDS, A. C.; FOULGER, M. A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry. **Agricultural Systems**, v. 99, p. 67-75, 2009.

- LEINWEBER, P.; TURNER, B. L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB International, 2002. p. 30.
- LUO, J.; KLEIN, C.A.M. de.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, p. 282-291, 2010.
- MELLEK, J. E.; DIECKOW, J.; SILVA, V. L.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; VEZZANI, F. M.; SOUZA, J. L. M. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. **Soil Tillage Research**, v. 110, p. 69-76, 2010.
- MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. de C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015 (Boletim Técnico 84). Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Dejeto-Liquido-de-Suino>. Acesso em: 27 maio 2024.
- MIYAZAWA, M.; RUIZ, D. B.; BARBOSA, G. M. de C. **Uso do dejetto líquido de bovino baseado nos teores de nitrogênio e fósforo**. Londrina: IDR-Paraná, 2021. Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/pagina/tabela-de-conversao-para-bovinos>. Acesso em: 27 maio 2024.
- MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetto líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 189-198, 2009.
- NIEUWENHUIJSEN, M. J.; TOLEDANO, M. B.; BENNETT, J.; BEST, N.; HAMBLY, P.; DE HOOGH, C.; WELLESLEY, D.; BOYD, P. A.; ABRAMSKY, L.; DATTANI, N.; FAWELL, J.; BRIGGS, D.; JARUP, L.; ELLIOTT, P. Chlorination disinfection by-products and risk of congenital anomalies in England and Wales. **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 2, p. 216-222, 2008.
- OLIVEIRA, B. R. de. **Impacto da aplicação de dejetto líquido bovino a longo prazo na matéria orgânica e agregação em latossolo franco-argiloarenoso sob plantio direto**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.
- OWENS, L. B. Impacts of soil n management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R.; STEWART, B. A (Ed.). **Soil processes and water quality: advances in soil science**. Lewis Publishers, 1994. p. 137-162.
- POIKANE, S.; KELLY, M. G.; HERRERO, F. S.; PITT, J.-A.; JARVIE, H. P.; CLAUSSEN, U.; LEUJAK, W.; LYCHE SOLHEIM, A.; TEIXEIRA, H.; PHILLIPS, G. Nutrient criteria for surface waters under the European water framework directive: current state-of-the-art, challenges and future outlook. **Science of the Total Environment**, v. 695, p. 133-888, 2019.
- RAMOS, J. C.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; MARIOT, J.; WERNER, R. S. Influência das condições de superfície e do cultivo do solo na erosão hídrica em um cambissolo húmico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1.587-1.600, 2014.
- SANTOS, M. A. N.; BERTOL, I.; KAUFMANN, D. S.; MECABÔ JÚNIOR, J.; BAGIO, B. Rusle parameters for modeling the loss of a soil subjected to pig slurry application. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 53, p. 1.167-1.176, 2018.

- SBCS-NEPAR. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS)/Núcleo Estadual do Paraná (NEPAR). **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2019, 289 p.
- SIDRA-IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática. Pesquisa da Pecuária Municipal: Efetivo dos rebanhos, por tipo de rebanho. Disponível em: . Acesso em: 3 out. 2023.
- SCOTT, J. T.; MCCARTHY, M. J. Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over timescales relevant to eutrophication management. **Limnology and Oceanography**, v. 56, p. 1548-1550, 2010.
- SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, J. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, v. 237, p. 287-307, 2001.
- SHARPLEY, A.; JARVIE, H. P.; BUDA, A.; MAY, L.; SPEARS, B.; KLEINMAN, P. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 5, p. 1308-1326, 2013.
- SHARPLEY, A.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 16, p. 1770-1782, 2014.
- SHEN, Z. Y.; QIU, J. L.; HONG, Q.; CHEN L. Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region. **Science of The Total Environment**, v. 493, p. 138-146, 2014.
- SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.
- SOARES, S. C. **Estrutura e funcionalidade da comunidade microbiana do solo sob rotação de culturas em plantio direto submetido à aplicação de dejetos líquido bovino a longo prazo**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2020.
- SOARES, S. C.; BARIZÃO, C. S.; VEZZANI, F. M.; FAVARETTO, N.; CHEROBIM, V. F.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V.; BARTH, G. Biota of subtropical Oxisols under no-tillage with application of liquid cattle manure. **Soil Research**, v. 60, p. 423-433, 2021.
- THIELE-BRUHN, S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, n. 2, p. 145-167, 2003.
- TYRREL, S. F.; QUINTON, J. N. Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. **Journal of Applied Microbiology**, v. 94, p. 87-93, 2003.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia: freshwater**. EPA 822-R-13-001. National 20 Technical Information Service, Springfield, VA, USA, 2013.
- WANG, Y.; BRADFORD, S. A.; SIMUNEK, J. Physicochemical factors influencing the preferential transport of *Escherichia coli* in soils. **Vadose Zone Journal**, v. 13, n. 1, p. 1-10, 2014.
- ZANON, J. A.; FAVARETTO, N.; GOULARTE, G. D.; DIECKOW, J.; BARTH, G. Manure application at long-term in no-till: effects on runoff, sediment and nutrients losses in high rainfall events. **Agricultural Water Management**, v. 228, p. 105-908, 2020.

## 09

# Atributos físicos de solos cultivados em áreas com e sem terraços no estado do Paraná

*Autores***Neide Fabiola Balarezo Giarola<sup>1\*</sup>****Regiane Kazmierczak Becker<sup>2</sup>****Luís Miguel Schiebelbein<sup>1</sup>****Ariane Lentice de Paula<sup>2</sup>****Fabício Tondello Barbosa<sup>1</sup>****Eduardo Augusto Agnellos Barbosa<sup>1</sup>****Cristiano André Pott<sup>3</sup>****Leandro Rampim<sup>3</sup>****José Francirlei de Oliveira<sup>4</sup>****André Pellegrini<sup>5</sup>**

<sup>1</sup> Professor(a) Doutor(a) do Departamento de Ciência do Solo e Engenharia Agrícola e do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>2</sup> Pós-doutorando(a) do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) – Ponta Grossa-PR

<sup>3</sup> Professor Doutor do Departamento de Agronomia e do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade do Centro-Sul do Paraná (UNICENTRO) - Guarapuava-PR.

<sup>4</sup> Pesquisador Doutor da Área de Solos do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná-IAPAR-EMATER (IDR).

<sup>5</sup> Professor Doutor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Dois Vizinhos-PR

\*Bolsista Produtividade em Pesquisa do CNPq

## 9.1 INTRODUÇÃO

O conhecimento dos atributos físicos do solo auxilia na identificação e resolução de problemas enfrentados na agricultura, destacando-se o escoamento superficial e a degradação dos solos por erosão hídrica e compactação. Como a física do solo permite analisar as interações dos componentes do solo em suas fases – sólida, líquida e gasosa –, avaliar seus atributos permite o entendimento dos processos físicos desses componentes no solo (LAL; SHUKLA, 2004).

A dinâmica da água no solo é regida pelos atributos físicos do solo. A textura, característica genética do solo, desempenha papel fundamental nesse processo. Solos arenosos geralmente permitem rápida infiltração de água, o que facilita a recarga dos aquíferos e reduz o escoamento superficial. No entanto, sua maior suscetibilidade à erosão os torna muito vulneráveis ao uso. Por outro lado, solos argilosos, embora mais resistentes à erosão, podem apresentar menor taxa de infiltração de água e maior propensão à compactação, resultando em aumento do escoamento superficial.

Além da textura, a estrutura do solo influencia substancialmente seu funcionamento hidrológico, visto que determina o tamanho, a continuidade e a quantidade de poros. Solos com estrutura mais desenvolvida, caracterizada por agregados bem definidos e estáveis, tendem a apresentar maior capacidade de infiltração, facilitando o movimento de água e favorecendo a recarga do lençol freático. Por outro lado, solos compactados ou com estrutura degradada podem apresentar menor capacidade de infiltração e, conseqüentemente, problemas de drenagem da água das chuvas e recarga mais lenta dos lençóis freáticos.

A compactação dos solos agrícolas, em decorrência da intensificação da agricultura com elevado tráfego de máquinas, reduz a porosidade do solo, limita a infiltração de água e predispõe os sistemas de produção à erosão hídrica. Esse processo é um dos principais problemas das áreas intensamente mecanizadas e um dos fatores primordiais de degradação da estrutura do solo, causando até mesmo assoreamento dos cursos d'água e contaminação dos corpos hídricos.

Compreender os atributos físicos do solo é essencial para entender como a água interage com o ambiente terrestre, influenciando desde a infiltração inicial até o armazenamento, a drenagem, a disponibilidade para a vegetação e o escoamento superficial. Essa compreensão é fundamental para o manejo sustentável dos recursos hídricos e para promover práticas agrícolas e ambientais que garantam um ciclo hidrológico saudável e equilibrado.

Neste capítulo serão apresentados os resultados da análise dos atributos físicos de solos cultivados em encostas, manejados conforme o modelo mais utilizado pelos produtores rurais de diferentes mesorregiões do Estado do Paraná nos anos de 2020, 2021 e 2022, com e sem adoção de terraços agrícolas como técnica de conservação do solo e da água.

As descrições das metodologias utilizadas pela Rede de Agropesquisa para o levantamento das propriedades físicas do solo foram descritas em Giarola *et al.* (2023). A malha amostral e a descrição detalhada das megaparcels de cada mesorregião são apresentadas nos capítulos anteriores. Em algumas mesorregiões não foram avaliados alguns atributos físicos do solo, especificamente em Presidente Castelo Branco e Cianorte, pois o projeto teve início em data posterior às demais mesorregiões, o que impossibilitou a apresentação dos dados neste capítulo.

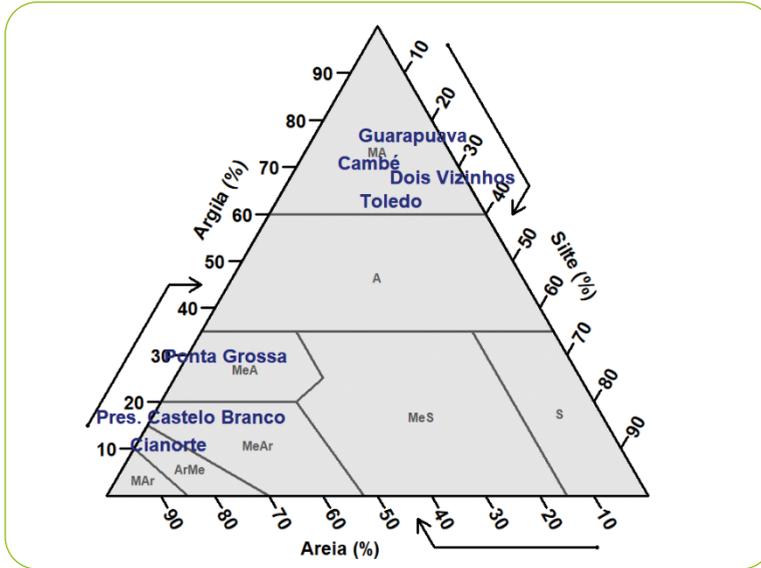
## 9.2 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

### 9.2.1 Textura do solo

A textura do solo representa qualitativamente a granulometria do solo, isto é, a proporção relativa dos diferentes tamanhos das partículas nas frações finas do solo (menores que 2 mm), sendo classificadas em argila (< 0,002 mm), silte (0,002-0,05 mm) e areia (0,05-2,0 mm). A textura é uma característica permanente do solo, relacionada com o material de origem e o grau de intemperismo, e não sofre influência dos efeitos do preparo ou manejo do solo (STEFANOSKI *et al.*, 2016; CARDOSO *et al.*, 2013). A textura influencia diretamente a estrutura e a porosidade do solo e, por sua vez, a retenção, a disponibilidade, o movimento da água no solo e a adsorção de elementos químicos.

Os solos do estado do Paraná apresentam diferenças marcantes de textura. Nas regiões Centro-Sul (Guarapuava), Sudoeste (Dois Vizinhos), Norte (Cambé) e Oeste (Toledo) os solos apresentam textura predominantemente muito argilosa (Figura 1), com teores de argila acima de 600 g kg<sup>-1</sup> (SANTOS *et al.*, 2013). Nessas regiões, os solos são formados de materiais derivados de rochas magmáticas efusivas (BIGARELLA *et al.*, 1985).

Na região Centro Oriental do Paraná, na área de estudo de Ponta Grossa, a classe textural do solo é média argilosa, associada aos sedimentos areno-argilosos da Formação Furnas e Ponta Grossa (SÁ, 1995). Na região Noroeste, os arenitos da Formação Caiuá deram origem a solos de textura média arenosa em Presidente Castelo Branco e arenosa média em Cianorte.



MA – muito argilosa; A – argilosa; S – siltosa; MeS – média siltosa; MeA – média argilosa; MeAr – média arenosa; ArMe – arenosa média; Mar – muito arenosa.

**Figura 1** – Triângulo textural representando as classes texturais dos solos de acordo com Santos et al. (2018) nas áreas de estudo das megaparcelas experimentais (encosta) da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2023.

A Tabela 1 demonstra que os atributos físicos do solo dependem da textura dos solos. Os argilosos tendem a apresentar maior volume total de poros, grande quantidade de microporos, menor densidade do solo, bem como maior retenção de água (WEIL; BRADY, 2017).

**Tabela 1** – Diferenças comumente observadas nos atributos físicos em solos textura argilosa e textura média a arenosa

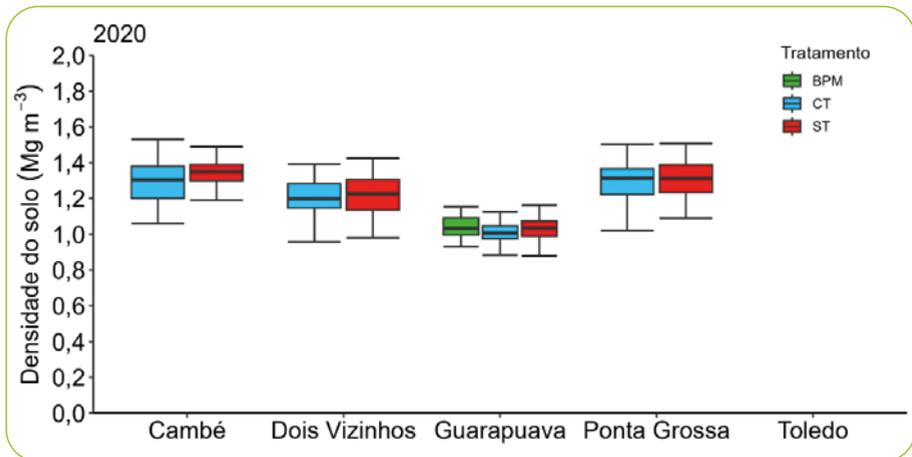
Textura argilosa	Textura média a arenosa
Densidade do solo menor	Densidade do solo maior
Porosidade total maior	Porosidade total menor
Microporosidade maior	Macroporosidade maior
Retenção de água elevada	Retenção de água baixa
Solos bem estruturados	Solos com estrutura pobre
Menor condutividade hidráulica	Maior condutividade hidráulica

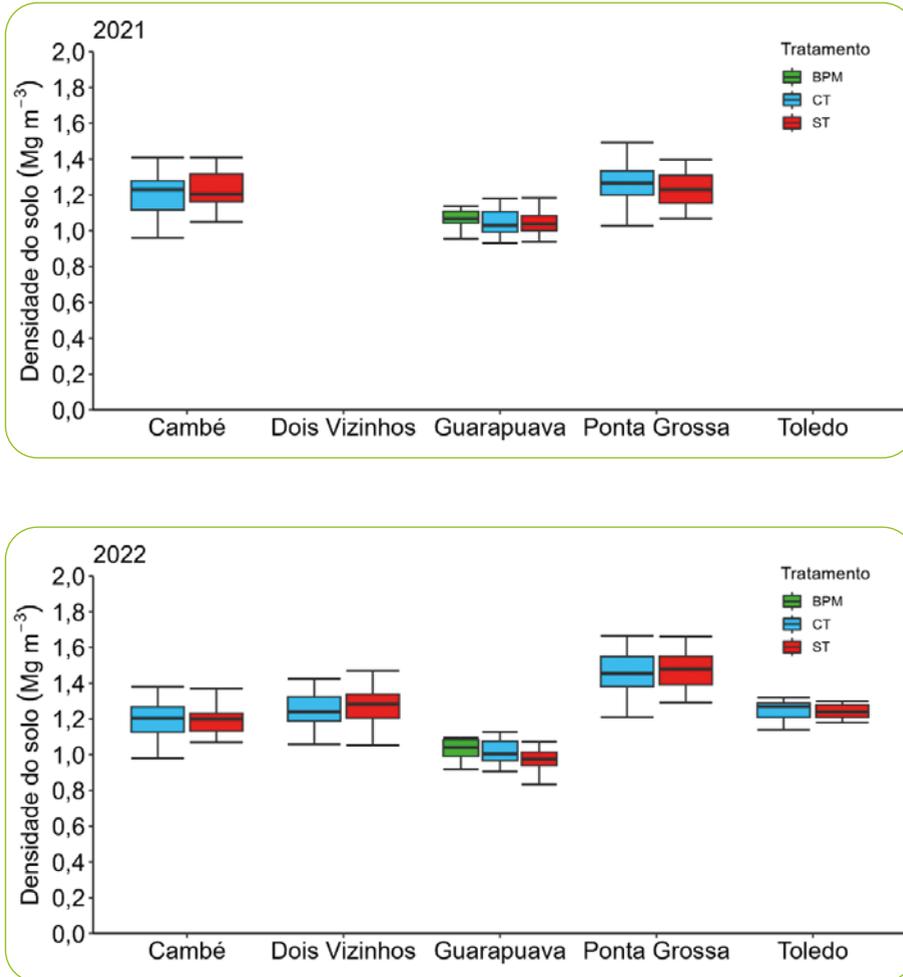
**Fonte:** adaptado de Weil; Brady (2017).

### 9.3 DENSIDADE DO SOLO

A densidade do solo ( $D_s$ ) expressa a massa de solo seco por volume, considerando a fase sólida e o espaço poroso do solo. Trata-se de um atributo físico que permite diagnosticar a degradação estrutural do solo, pois é sensível ao uso e manejo do solo. A  $D_s$  é muito utilizada em avaliações sobre a qualidade dos solos no Brasil e no mundo (SIMON *et al.*, 2022; BÜNEMANN *et al.*, 2018). Valores elevados de  $D_s$  podem indicar compactação do solo, redução acentuada da macroporosidade e da capacidade de infiltração de água no solo (RABOT *et al.*, 2018; BLANCO-CANQUI; WORTMANN, 2020).

Para as mesorregiões estudadas, os menores valores de  $D_s$  foram observados na região Centro-Sul (Guarapuava), e os maiores, na região Centro Oriental do estado (Ponta Grossa) (Figuras 2 e 3). A amplitude dos dados foi influenciada pela textura do solo (RABOT *et al.*, 2018), sendo que os solos muito argilosos apresentaram os menores valores (Guarapuava, Cambé, Dois Vizinhos e Toledo), assim como os teores mais elevados de matéria orgânica (Guarapuava).





BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

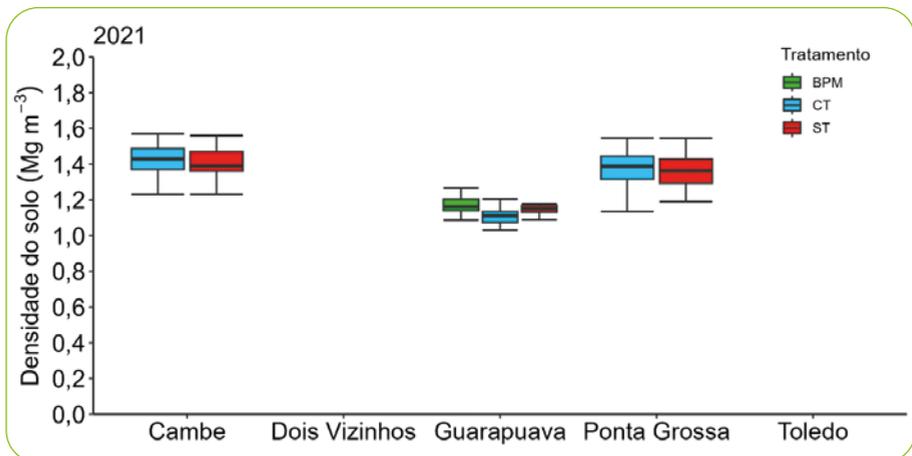
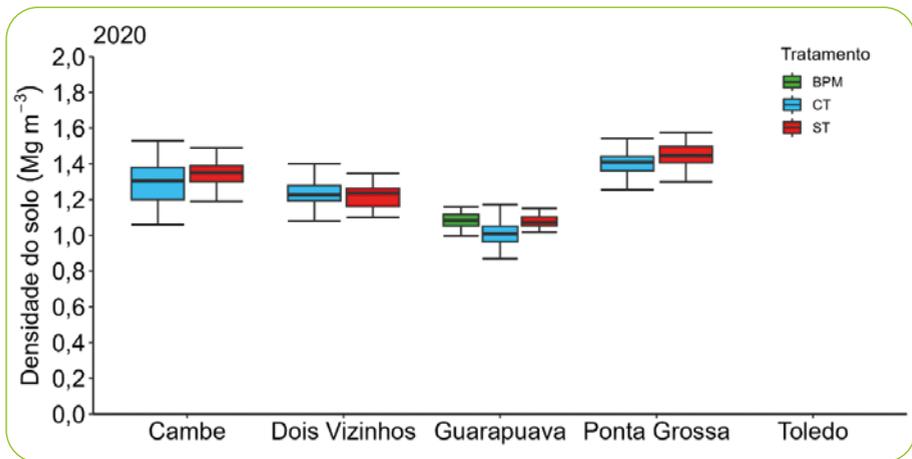
**Figura 2** – Valores de densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcels da Rede Paranaense de Agropesquisa

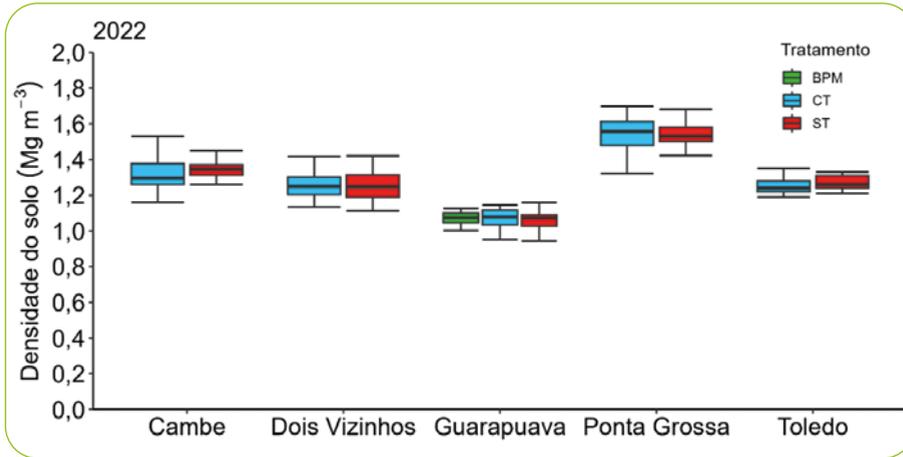
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

O fato de serem observados os menores valores médios de Ds em Guarapuava está relacionado à textura muito argilosa associada aos maiores teores de matéria orgânica. Já em Cambé e em Dois Vizinhos os valores máximos

atingiram, respectivamente,  $1,57 \text{ Mg m}^{-3}$  e  $1,47 \text{ Mg m}^{-3}$ , valores considerados próximos do limite crítico de  $1,48 \text{ Mg m}^{-3}$  observado por Souza *et al.* (2022) para Latossolo argiloso cultivado em plantio direto.

Em áreas manejadas sob plantio direto, estudos vêm demonstrando maior compactação do solo nas camadas subsuperficiais; assim, foram verificados menores valores de Ds na camada superficial (Figura 2) em relação à camada subsuperficial (Figura 3). Isso ocorre devido à pressão exercida pelas máquinas agrícolas, associada à menor ação mecânica do sistema radicular das culturas na agregação dos solos e/ou no rompimento das camadas compactadas em profundidade (NUNES *et al.*, 2015; BECKER *et al.*, 2022).





BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 3** – Valores de densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Nos anos de 2020, 2021 e 2022 a inclusão de terraços nas áreas cultivadas não influenciou a densidade do solo em ambas as camadas avaliadas (Figuras 2 e 3). No entanto, observou-se incremento dos valores de densidade do solo nas duas encostas (com e sem terraços) de Ponta Grossa ao longo dos anos.

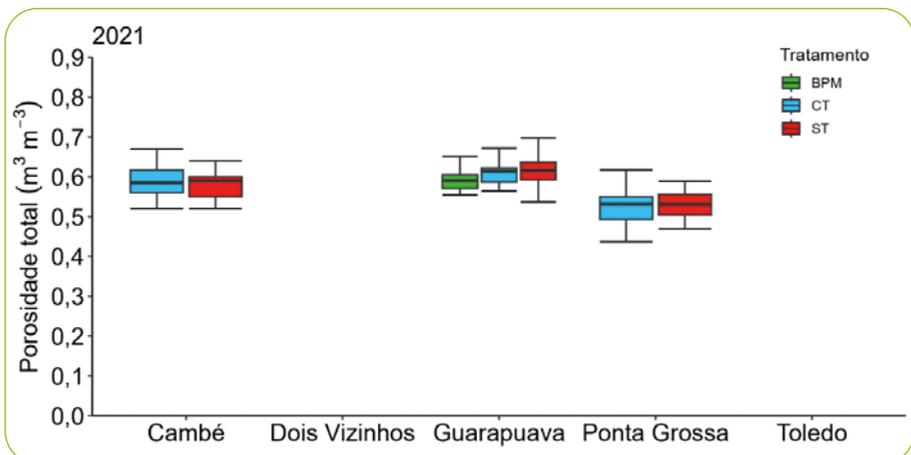
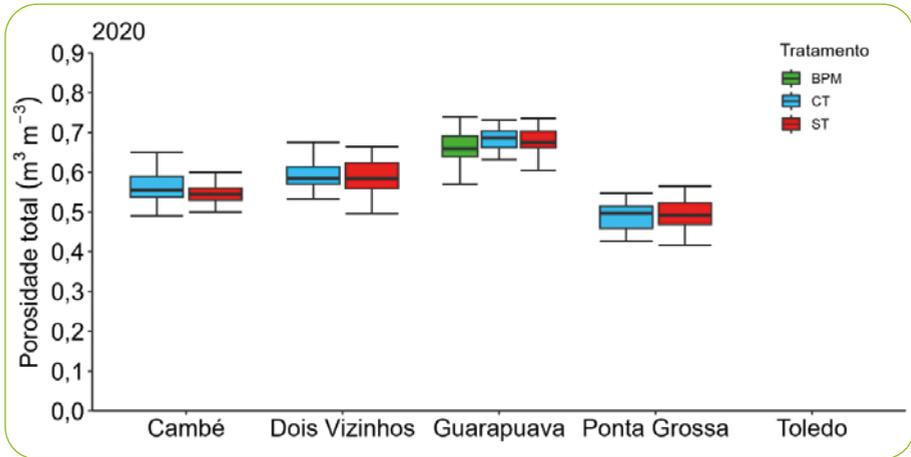
## 9.4 POROSIDADE DO SOLO

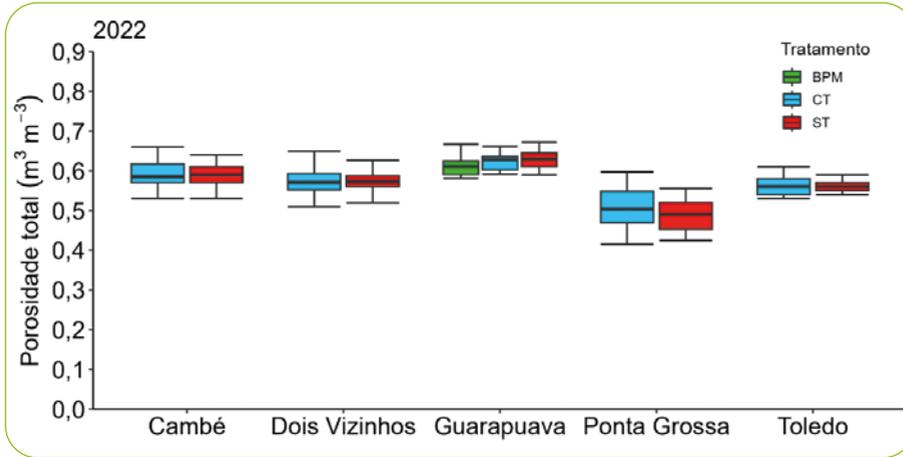
O solo é composto por uma fase sólida e por espaços porosos. A porosidade é importante para manter o ambiente do solo em condições apropriadas de aeração e armazenamento de água. Nesse sentido, a porosidade é considerada um indicador relevante para várias funções do solo (RABOT *et al.*, 2018), como a capacidade de aeração, a capacidade de armazenamento de água, o fornecimento de água para as plantas e a recarga do lençol freático, regulando o ciclo hidrológico do sistema.

O total de poros no solo convencionalmente é subdividido em macroporos e microporos. Os primeiros apresentam diâmetro maior que 0,05 mm e controlam a aeração e os fluxos mais rápidos de água. São sensíveis ao manejo do solo e apresentam maior variabilidade. Por outro lado, os microporos têm diâmetro menor que 0,05 mm e são responsáveis pela capacidade de retenção da água no solo, atuando no armazenamento e na disponibilidade de água, podendo ser indicadores sensíveis e com baixa variabilidade.

Entre todas as regiões avaliadas para a camada 0,00-0,10 m (Figura 4), os maiores valores de porosidade total foram encontrados em Guarapuava, destacando-se o ano de 2020. Solos com textura mais argilosa apresentaram maior porosidade em função da estruturação das partículas mais finas, que favorece a formação de poros menores no solo (WEIL; BRADY, 2017). No entanto, houve pequena redução da porosidade total no ano de 2022, com menor amplitude de distribuição dos dados.

Já em Ponta Grossa foram obtidos os menores valores de porosidade total, sendo constatada maior variação da porosidade total em 2022, na parcela com terraceamento, em relação aos anos iniciais de estudo (2020 e 2021). No ano de 2021 não foram realizadas avaliações em Dois Vizinhos e Toledo. Nessas duas localidades, os dados de porosidade do solo foram determinados exclusivamente em 2022.



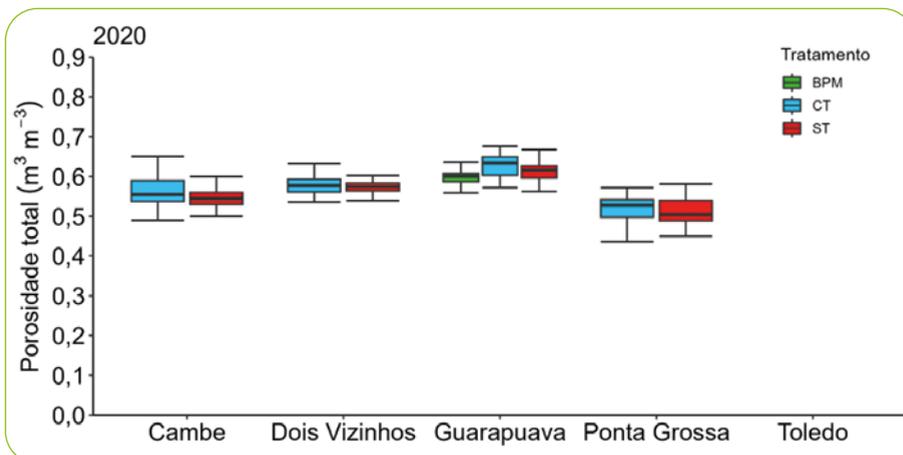


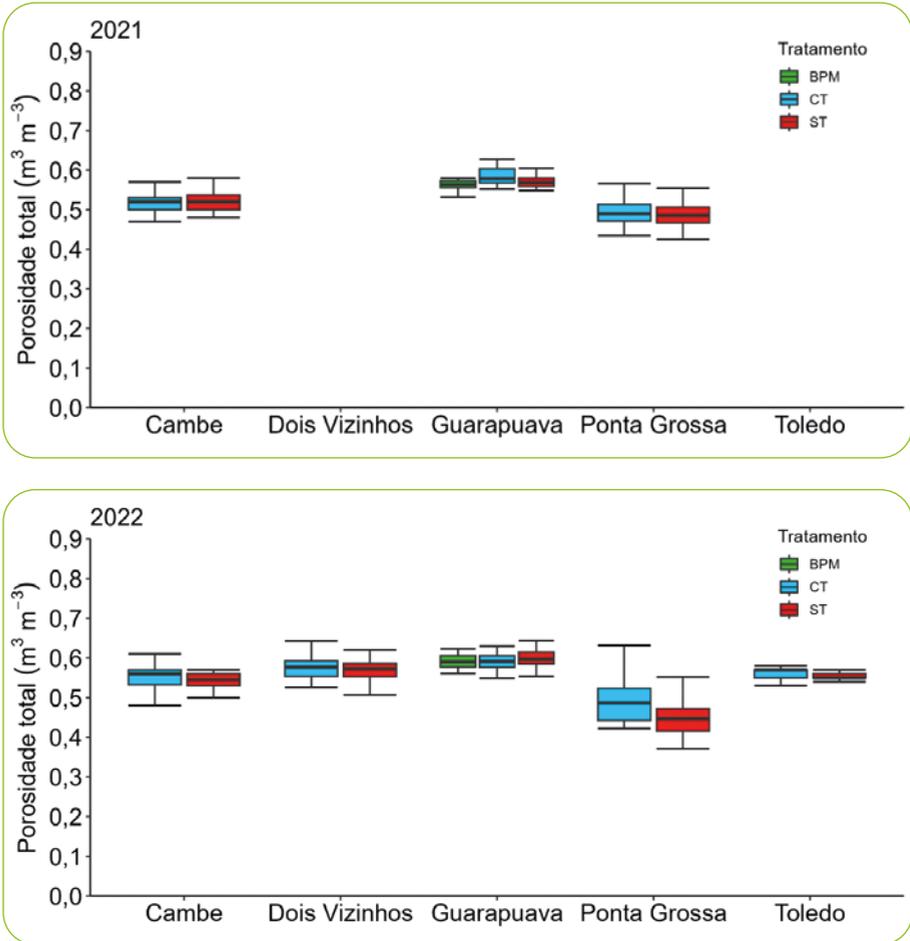
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 4** – Valores de porosidade total ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

De maneira similar ao observado na camada superficial, na camada de 0,10-0,20 m os valores de porosidade total foram inferiores em Ponta Grossa. Em Guarapuava observou-se uma tendência de redução da porosidade total ao longo do tempo e menor amplitude dos dados. Porém, no sistema boas práticas de manejo (BPM), a redução da porosidade do solo ao longo dos anos foi menor (Figura 5).





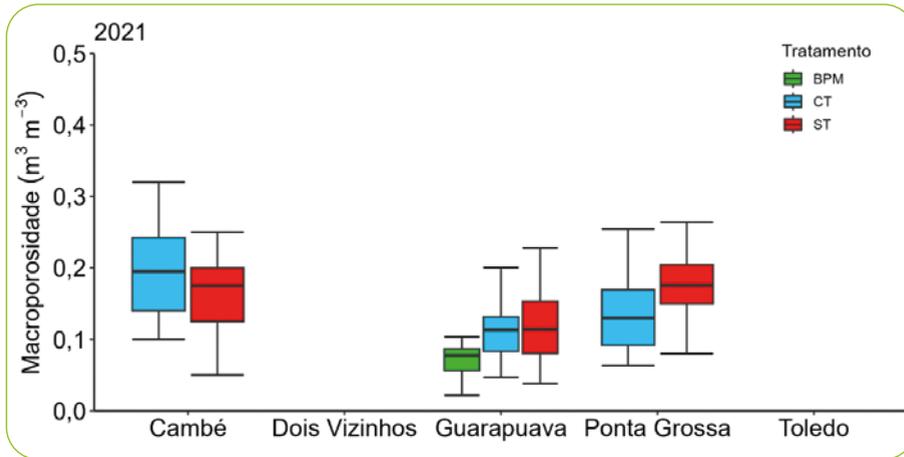
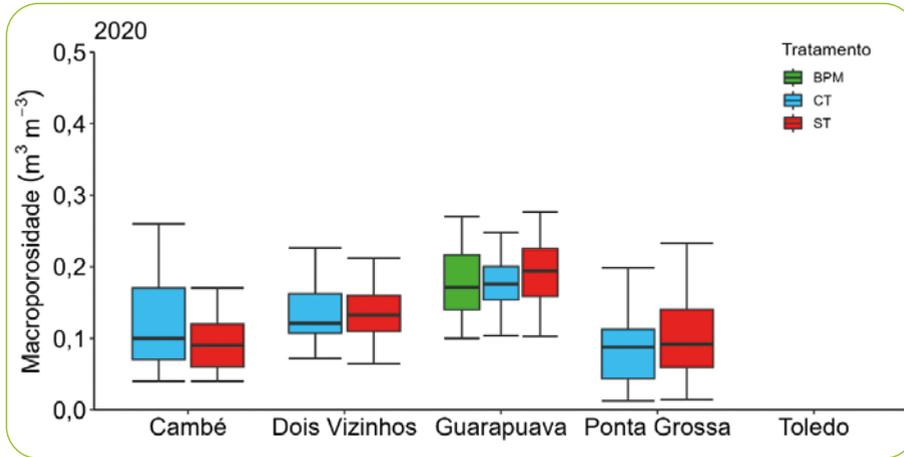
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

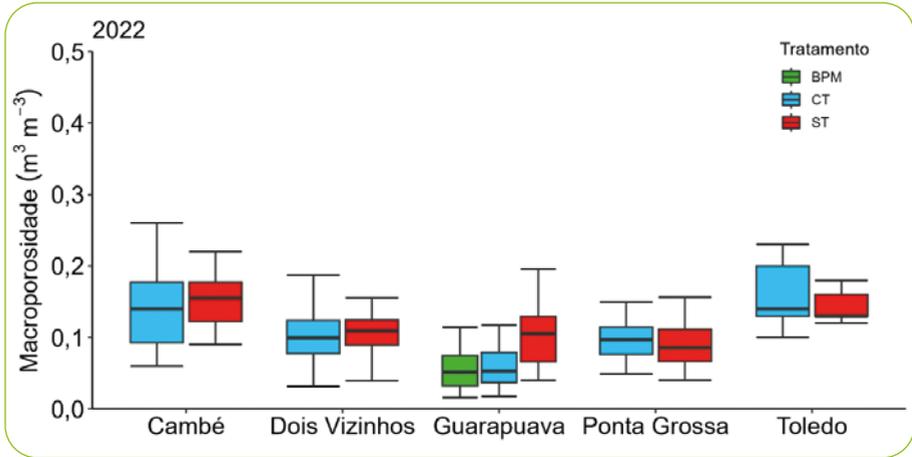
**Figura 5** – Valores de porosidade total ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Com relação aos macroporos, valores inferiores a  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  são considerados críticos para o crescimento das plantas por reduzir a capacidade de aeração do solo (REICHERT *et al.*, 2007; GRABLE; SIMER, 1968; REICHERT *et al.*, 2016). Além disso, a redução dos macroporos no solo reduz a infiltração de água e, conseqüentemente, aumenta o escoamento superficial.

Embora os valores medianos da macroporosidade estejam acima de  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  para alguns locais, observaram-se valores mínimos abaixo dessa faixa, principalmente no ano de 2022. Nas Figuras 6 e 7 pode-se notar que apenas na camada superficial de Guarapuava no ano de 2020 os valores estavam acima de  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Nota-se, ainda, que em Guarapuava ocorreu redução dos macroporos ao longo dos anos, em ambas as camadas avaliadas.





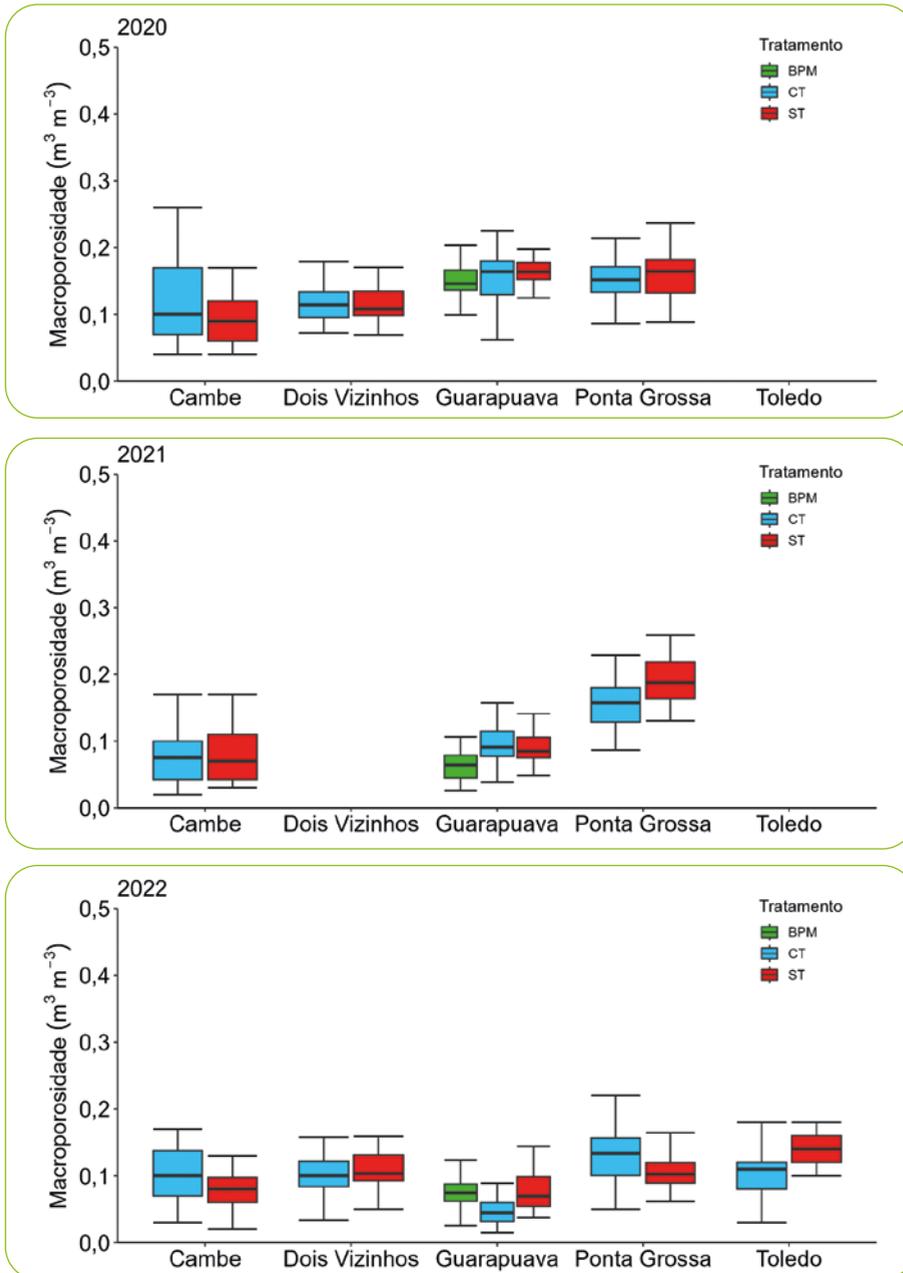
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 6** – Valores de macroporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Na camada superficial (0,00-0,10 m) foi possível observar que, além da redução da macroporosidade ao longo dos anos, os dados obtidos para esse atributo apresentaram menor amplitude, especialmente nas parcelas com terraço e com boas práticas de manejo localizadas em Guarapuava. Além disso, Em Ponta Grossa verificou-se menor amplitude dos dados no ano de 2022 nas megaparcelas avaliadas.

Na camada 0,10-0,20 m, a menor amplitude dos dados observada ao longo do tempo ficou mais evidente em Guarapuava, especialmente na megaparcela com terraço. De maneira geral, os valores mínimos e do primeiro quartil ficaram abaixo de  $0,10 (\text{m}^3 \text{m}^{-3})$ , principalmente para o ano de 2022 (Figura 7).

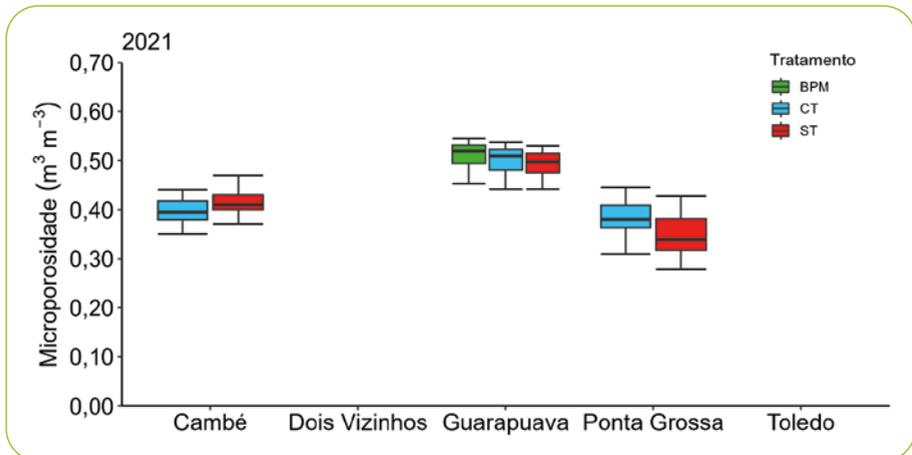
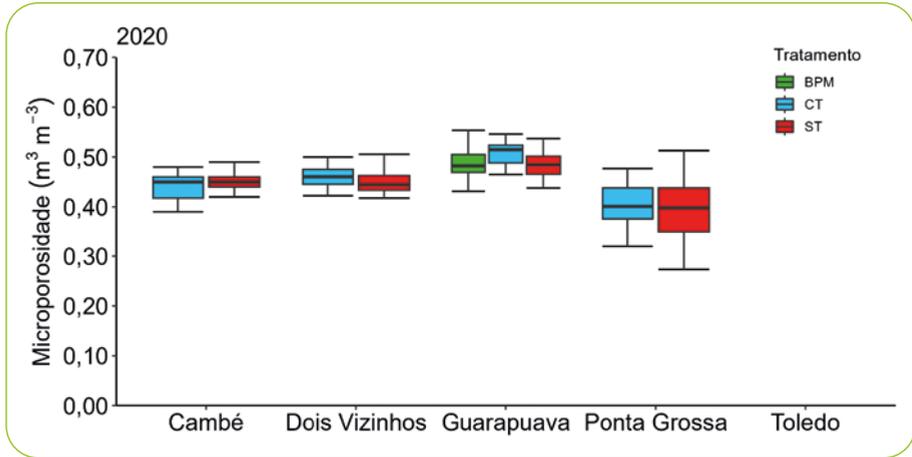


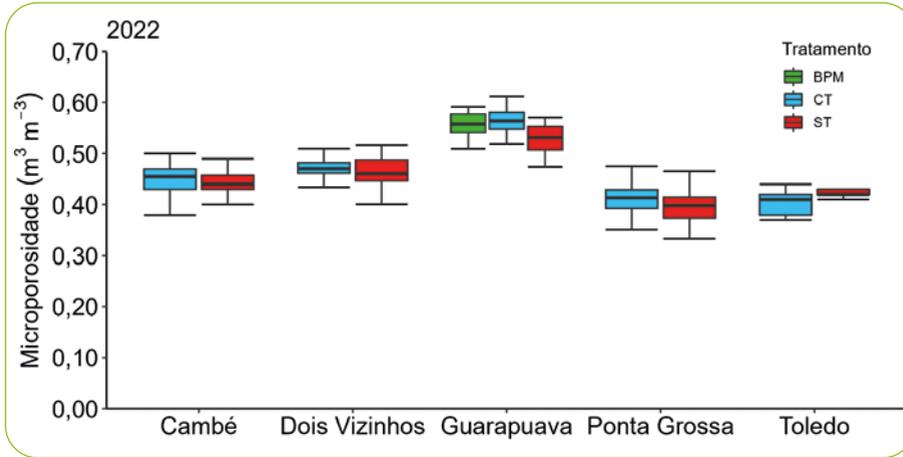
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 7** – Valores de macroporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcels da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Com relação à microporosidade, na camada superficial do solo observaram-se valores medianos menores em Ponta Grossa e maiores em Guarapuava (Figuras 8 e 9), fato influenciado pela textura do solo. Na camada 0,00-0,10 m percebeu-se que, ao longo dos anos, houve modificações com relação aos microporos do solo. Em Guarapuava, por exemplo, ocorreu aumento da microporosidade no ano de 2022. Em Ponta Grossa, observou-se menor amplitude dos dados no ano de 2022 em relação ao ano de 2020 (Figura 8).



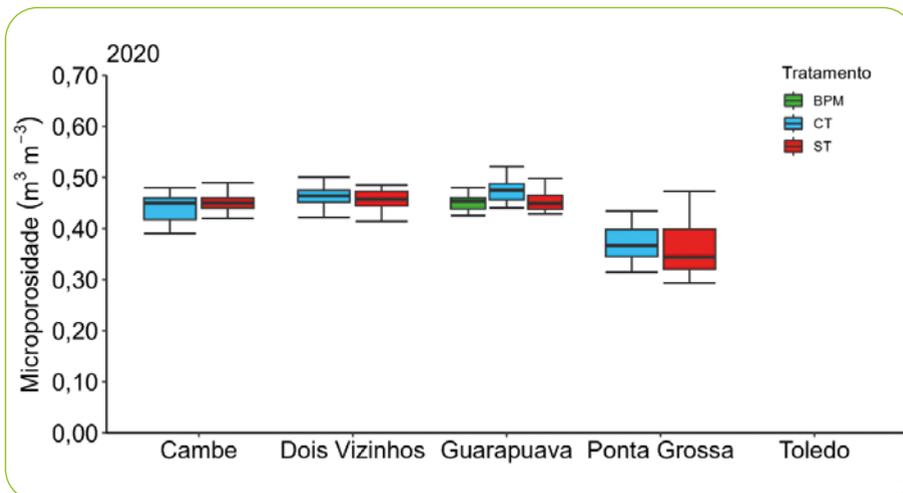


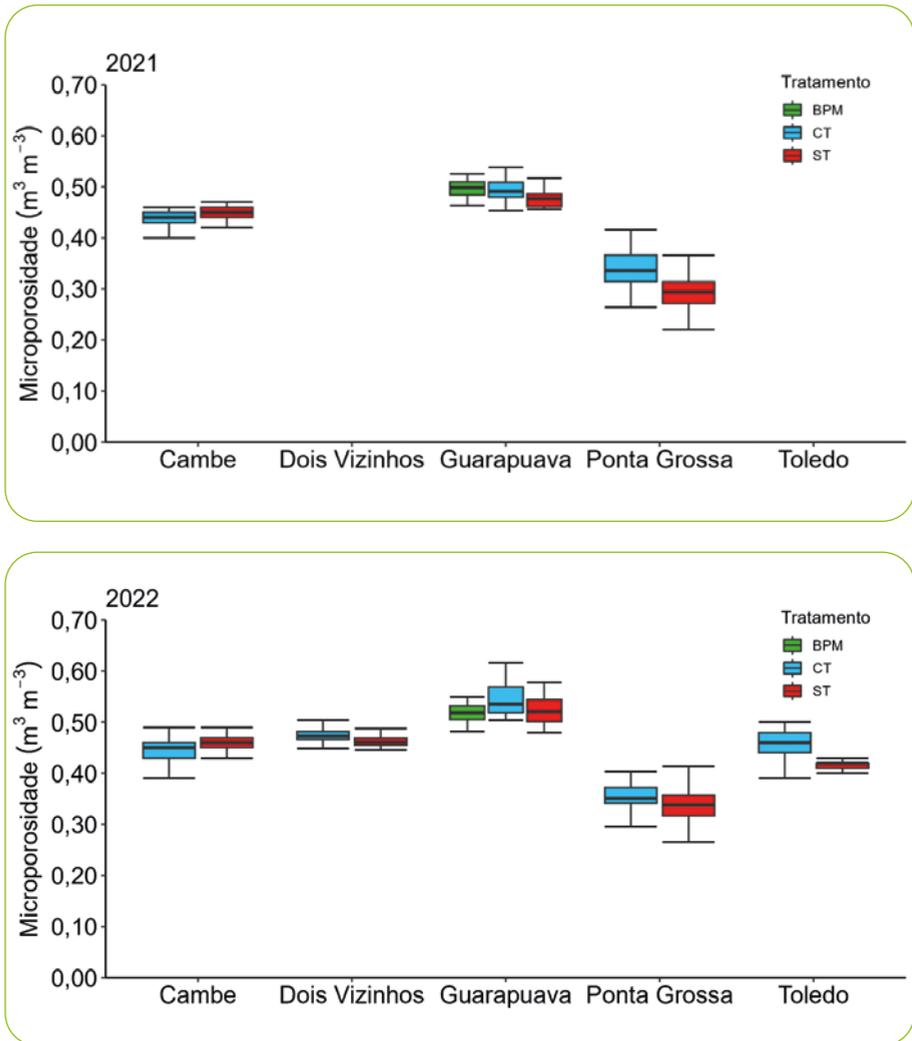
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 8** – Valores de microporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Para a camada subsuperficial do solo, ficou evidente que os dados de microporosidade em Ponta Grossa foram mais baixos e apresentaram menor amplitude. Em Guarapuava houve aumento de microporos no ano de 2022, em relação ao ano de 2020. Em Toledo (apenas dados de 2022), na megaparcela com terraço, os valores de microporosidade foram maiores, com maior amplitude em relação àquela sem terraços (Figura 9).





BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 9** – Valores de microporosidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

## 9.5 CONTEÚDO DE ÁGUA NO SOLO

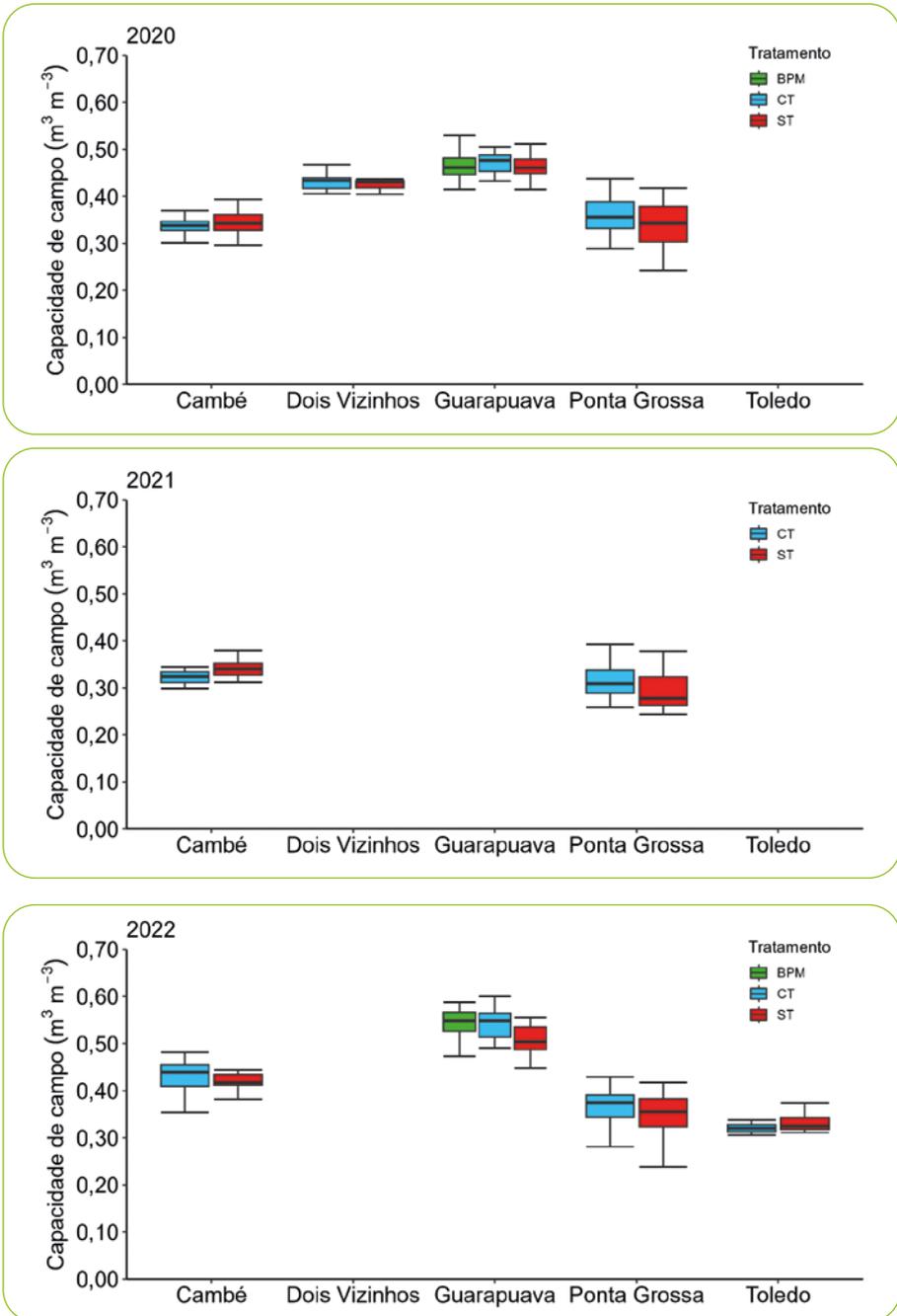
O conteúdo de água no solo representa a quantidade de água em termos de massa ou volume presente no solo. No entanto, para compreender a dinâmica da água no solo e sua disponibilidade para as plantas, seu conteúdo deve ser relacionado ao estado de energia da água no solo, denominado potencial de água no solo.

Nesse sentido, para analisar a disponibilidade de água em determinado solo adotou-se o intervalo de potencial de água no solo entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente, considerados os principais atributos relacionados à água do solo para o desenvolvimento das plantas. Entre os indicadores físicos utilizados em avaliações de qualidade do solo, os relacionados à água no solo estão entre os mais utilizados no Brasil e no mundo (BÜNEMANN *et al.*, 2018, SIMON *et al.*, 2022), em função da importância da água para os vegetais.

### 9.5.1 Conteúdo de água na capacidade de campo

O conteúdo de água do solo na capacidade de campo (CC) representa o conteúdo de água remanescente no solo depois de saturado e drenado, até o momento em que a drenagem seja desprezível. O CC é caracterizado como o limite superior de água no solo para o adequado desenvolvimento da maioria das plantas cultivadas, sendo influenciado pela porosidade e pela estrutura do solo (VAN LIER, 2016). De modo geral, o método mais comum para determinar a capacidade de campo é relacionar o conteúdo de água ao potencial de  $-10$  kPa (REICHARDT, 1988).

Analisando os dados de capacidade de campo em cada ano e para cada manejo, nota-se que os maiores valores foram observados em Guarapuava, avaliados nos anos de 2020 e 2022, em ambas as camadas (Figuras 10 e 11).

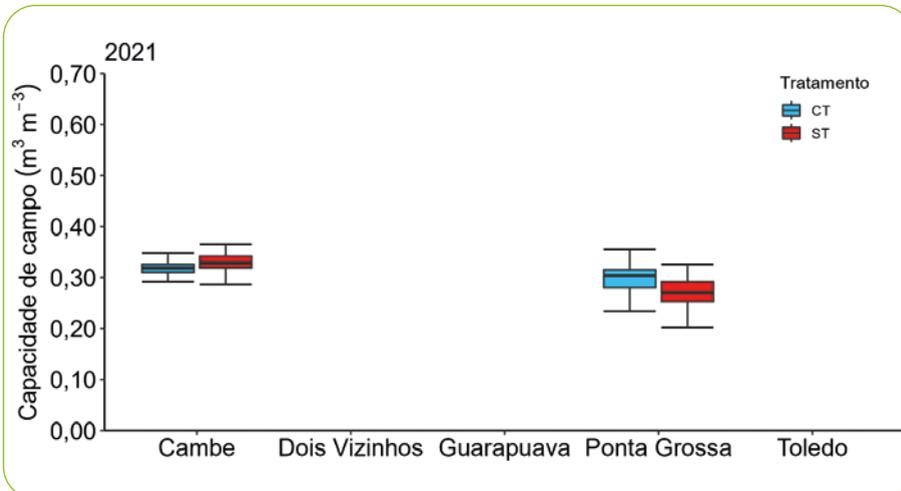
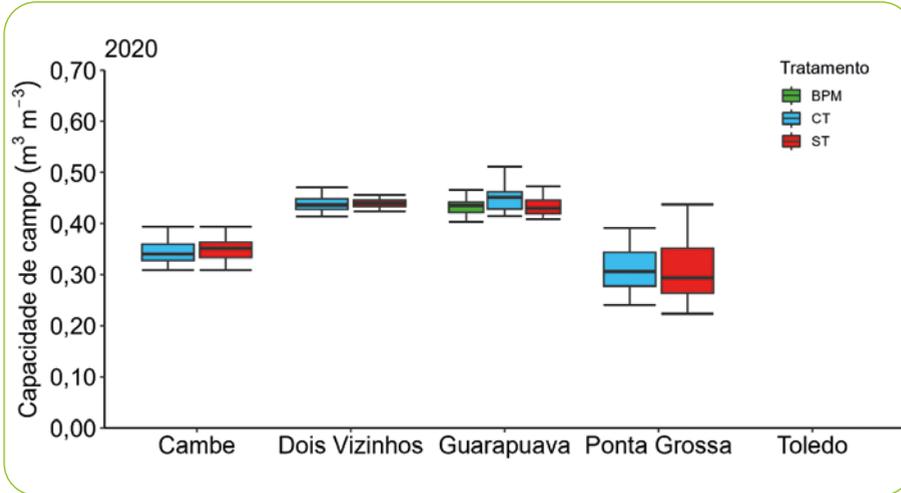


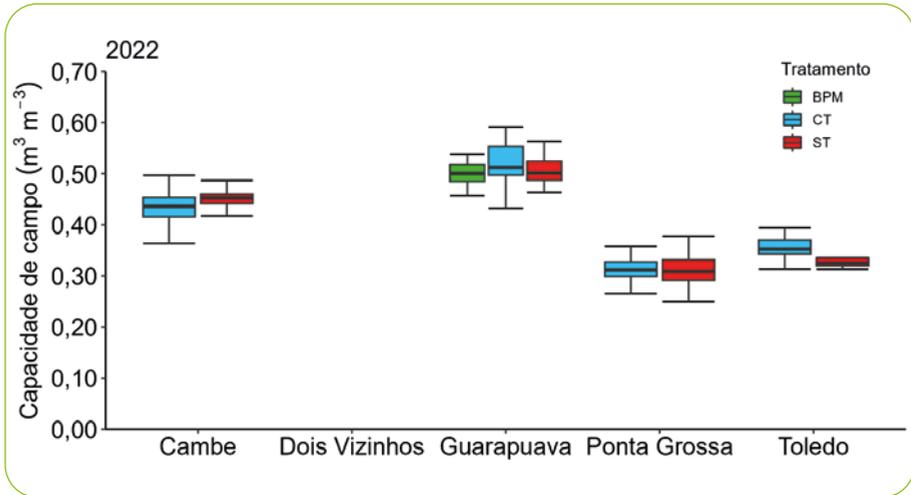
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 10** – Valores de capacidade de campo ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

No ano de 2022, nas duas camadas avaliadas, verificou-se aumento dos valores de capacidade de campo em Cambé e Guarapuava em relação ao ano de 2020. Em Dois Vizinhos, a capacidade de campo foi determinada apenas para 2020, observando-se valores similares entre as megaparcelas. Em Ponta Grossa, a amplitude dos dados foi maior em relação aos demais locais avaliados (Figuras 10 e 11). Não houve influência da implantação dos terraços na capacidade de campo nos solos das diferentes mesorregiões do estado do Paraná.





BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 11** – Valores de capacidade de campo ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

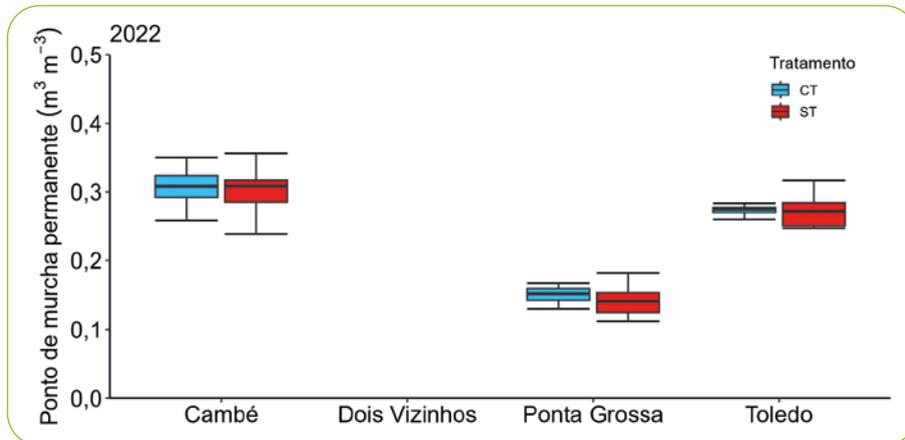
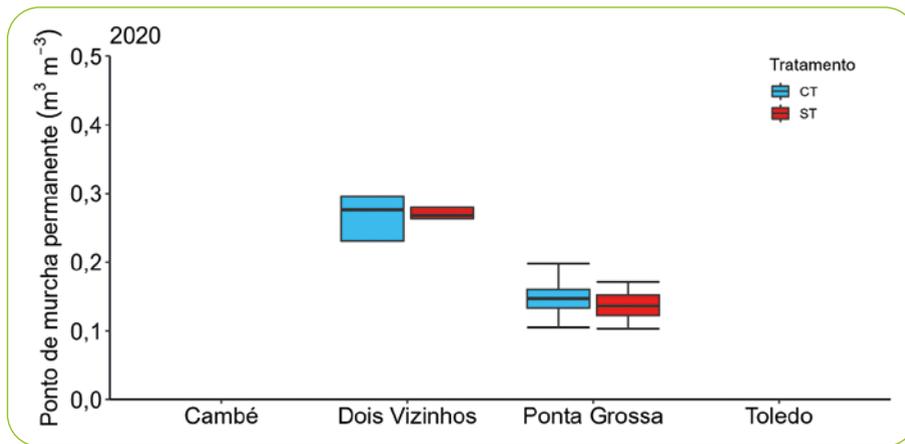
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

### 9.5.2 Conteúdo de água no ponto de murcha permanente

O ponto de murcha permanente (PMP) representa o conteúdo de água no solo com o qual as plantas murcham e mesmo após reposição de água elas não retornam à turgescência, sendo o limite inferior de água no solo para as plantas. Esse atributo é relacionado ao conteúdo de água do solo no potencial matricial de  $-1.500 \text{ kPa}$  e é influenciado por textura, mineralogia e teor de matéria orgânica do solo (VAN LIER, 2016). Em solos com maiores quantidades de argila, a umidade do solo no ponto de murcha permanente tende a ser maior (CAMPBELL, 2006).

Na camada superficial, a umidade do solo para o PMP foi menor em Ponta Grossa e maior nos demais locais avaliados (Cambé, Dois Vizinhos e Toledo) (Figura 12). Nas demais mesorregiões não se determinou esse atributo e, conseqüentemente, o conteúdo de água disponível.

Nas Figuras 12 e 13 pode-se visualizar os valores do ponto de murcha permanente nos diferentes anos. Foram mantidas no gráfico apenas as mesorregrações que apresentaram os resultados de PMP em algum dos anos de estudo. Os resultados foram semelhantes entre as megaparcelas em ambos os locais, porém menores valores foram observados em Ponta Grossa. Destaca-se que os valores de PMP tendem a apresentar baixa variação temporal por dependerem fortemente da textura do solo. Por esse motivo, os dados são apresentados para os anos de 2020 e 2022.

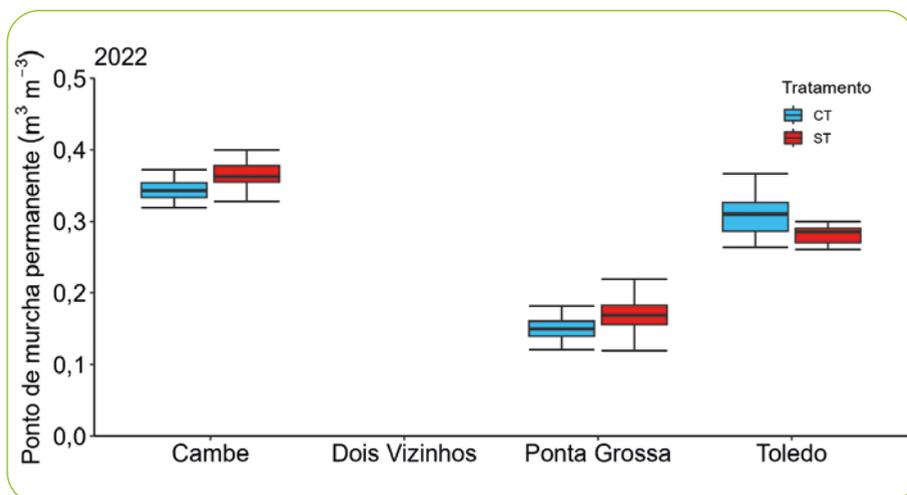
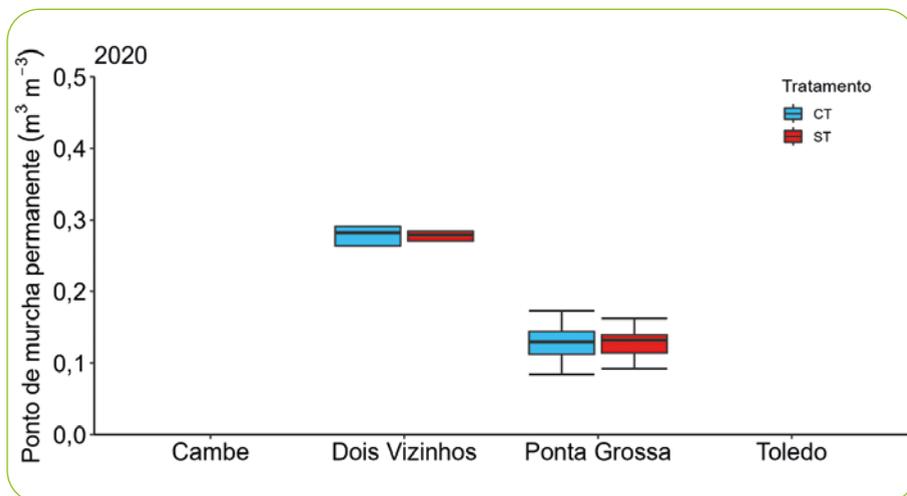


CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 12** – Valores de ponto de murcha permanente ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

No ano de 2022 o PMP foi determinado em Cambé, Ponta Grossa e Toledo, sendo observados os menores valores em Ponta Grossa, tanto na camada de 0,00-0,10 m como na camada 0,10-0,20 m.



CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 13** – Valores de ponto de murcha permanente ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

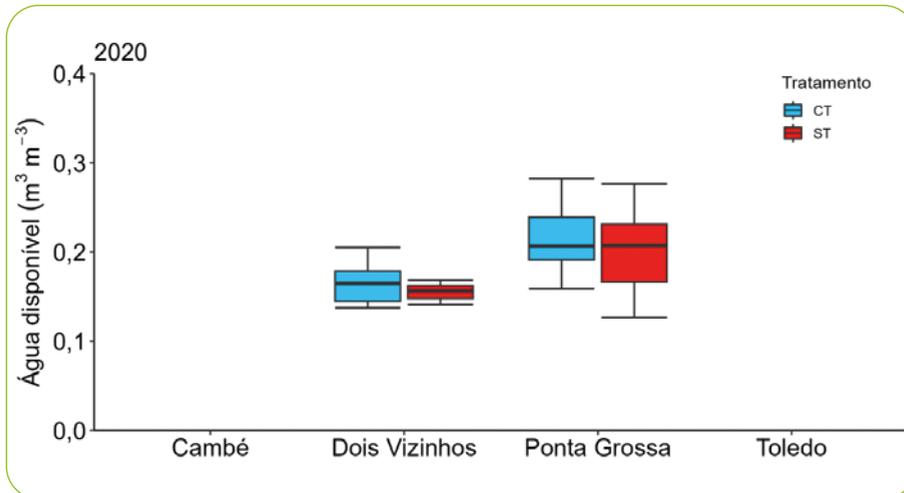
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

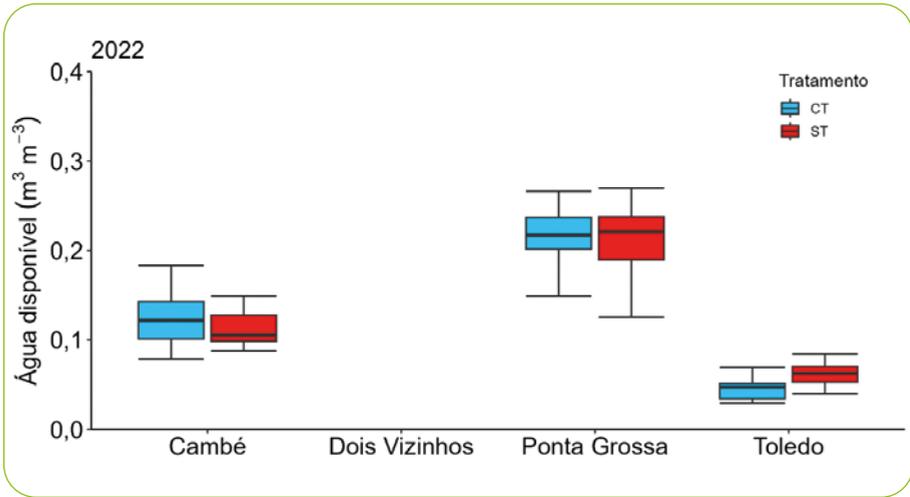
### 9.5.3 Conteúdo de água disponível

A água disponível (AD) representa o intervalo entre os limites superior e inferior de água no solo para as plantas, caracterizado pelo intervalo do conteúdo de água no solo entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente. Dessa forma, a água disponível é influenciada pela porosidade do solo, pela estrutura, pela textura, pelo conteúdo de matéria orgânica e pela mineralogia do solo (VAN LIER, 2016). A disponibilidade de água no solo é importante para o crescimento e desenvolvimento das plantas, de forma que classes de água disponível no solo são utilizadas no Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC). Essas classes são estabelecidas na Instrução Normativa SPA/MAPA n.º 1, de 21 de junho de 2022 (BRASIL, 2022).

Os valores ideais de água disponível visando ao fornecimento adequado de água para as plantas deve estar acima de  $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ , sendo considerado "bons" valores entre  $0,15$  a  $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  e limitantes entre  $0,10$  e  $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Valores abaixo de  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  são considerados muito limitantes (REYNOLDS *et al.*, 2009).

Observou-se que para a camada 0,00-0,10 m em Cambé e Toledo o conteúdo de água disponível determinado está abaixo de  $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Já em Ponta Grossa e Dois Vizinhos os valores estão próximos à faixa considerada boa (Figuras 14 e 15).



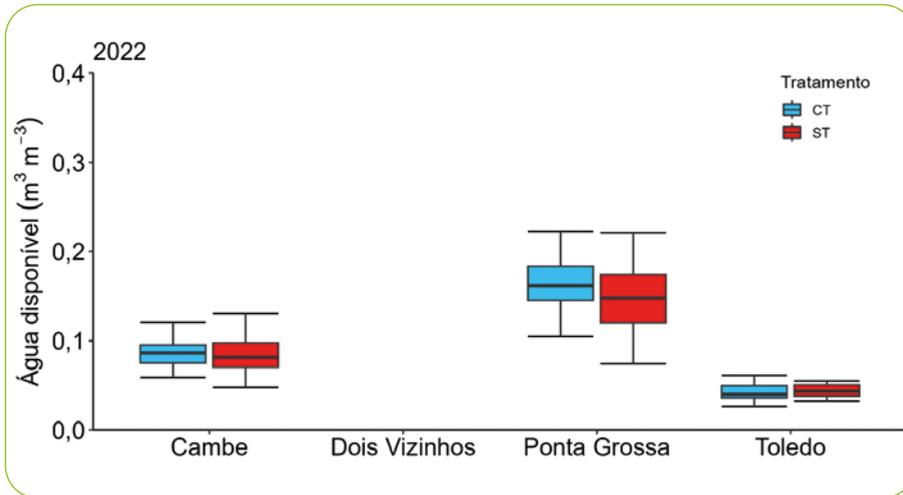
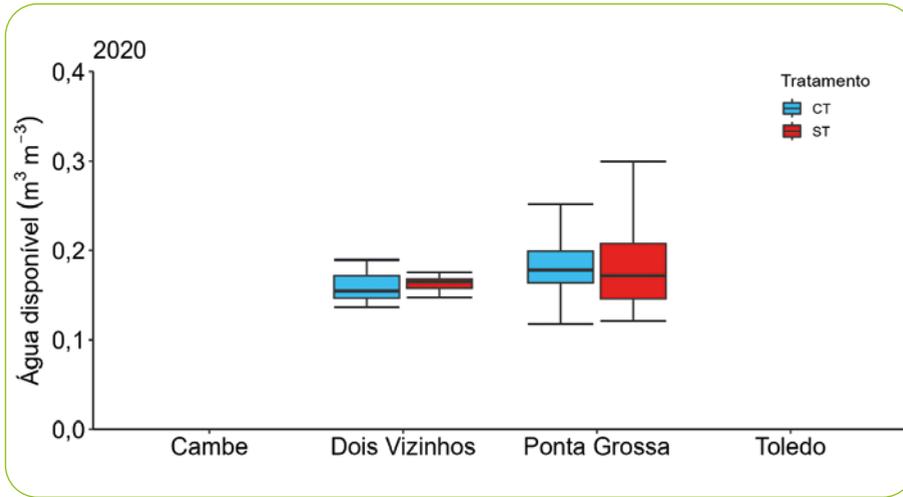


CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 14** – Valores de água disponível ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcels da Rede Paranaense de Agropesquisa.

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Nas Figuras 14 e 15 pode-se notar que em 2022, nas duas camadas avaliadas, o conteúdo de água disponível foi maior em Ponta Grossa, mas os dados apresentaram maior amplitude do que nos demais locais. Nesse mesmo ano, dentre as megaparcels, apenas em Toledo se verificaram na camada 0,00-0,10 m valores maiores na parcela sem terraço em relação àquela com terraço (Figura 14), o que não foi identificado na camada de 0,10-0,20 m (Figura 15).



CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 15** – Valores de água disponível ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

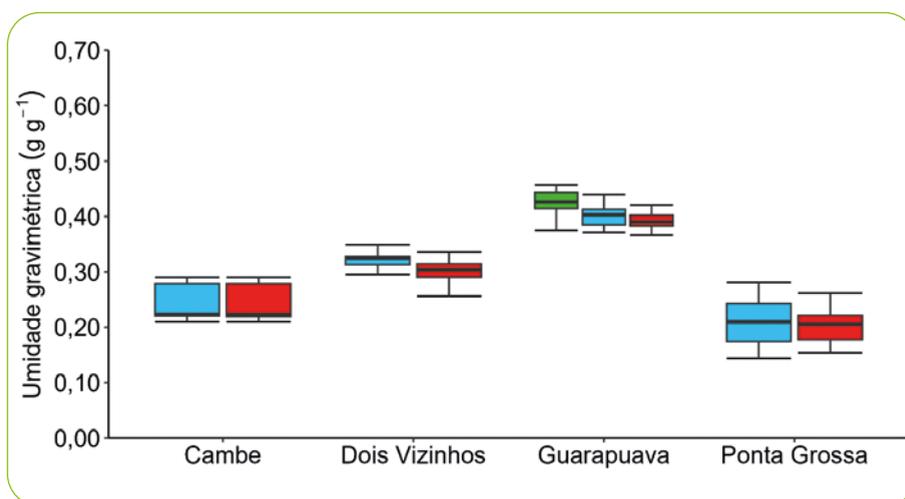
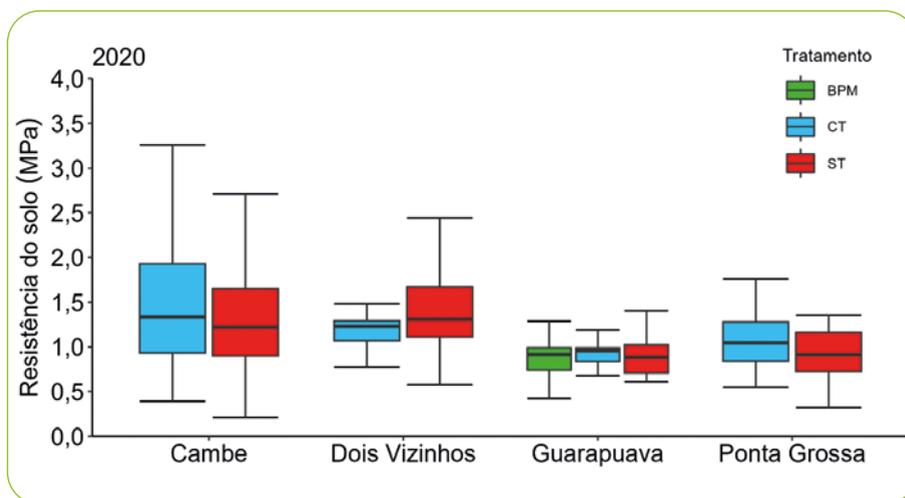
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

## 9.6 RESISTÊNCIA DO SOLO À PENETRAÇÃO

Essa é uma medida que estima a resistência mecânica que o solo oferece ao crescimento das raízes. Valores inferiores a 2,0 MPa são os mais adequados (CARTER, 2006; REICHERT *et al.*, 2007), pois quanto maiores os valores de resistência do solo, maior a resistência que as raízes vão enfrentar para seu crescimento e desenvolvimento. A resistência do solo depende da umidade, do teor de argila e da densidade do solo no momento de sua determinação.

Os dados de resistência do solo à penetração, avaliados ao longo dos anos 2020, 2021 e 2022, apresentaram uma tendência de aumento na megaparcela com terraços em relação à sem terraços em Guarapuava e Ponta Grossa na camada de 0,00-0,10 m (Figuras 16, 17 e 18). Esse incremento pode estar associado ao maior tráfego de máquinas na megaparcela com terraceamento agrícola.

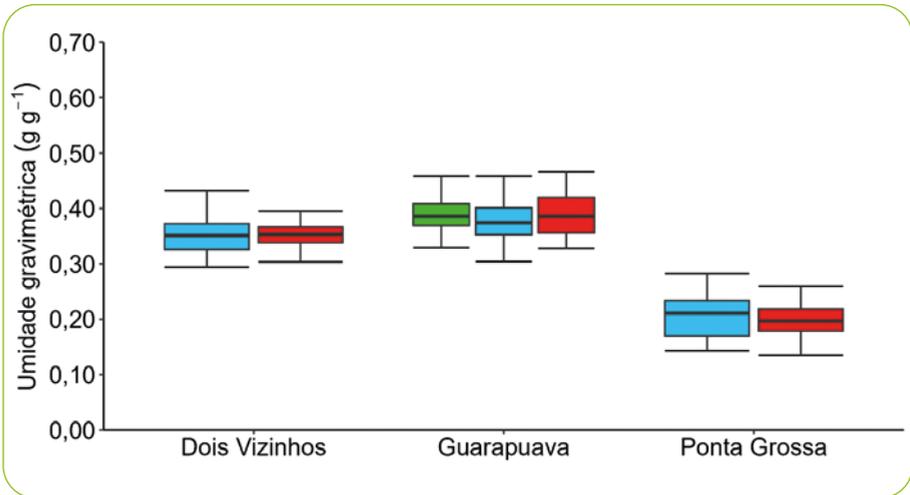
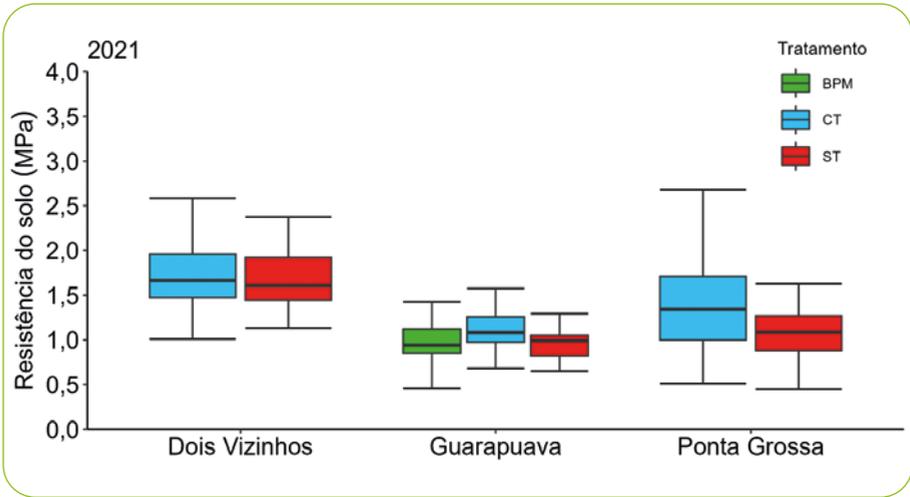
Nota-se que a umidade do solo no momento da avaliação da resistência do solo à penetração esteve entre 0,15 a 0,50 g g<sup>-1</sup> no ano de 2020, estando um pouco mais elevada em Guarapuava (Figura 16). Já no ano de 2021 a umidade do solo esteve mais elevada no momento da determinação da resistência do solo em Dois Vizinhos e Guarapuava (entre 0,25 a 0,50 g g<sup>-1</sup>) em relação a Ponta Grossa (entre 0,10 a 0,30 g g<sup>-1</sup>) (Figura 17). Em 2022, observa-se valores de umidade do solo também elevados em Toledo, no momento da avaliação da resistência do solo, entre 0,30 a 0,65 g g<sup>-1</sup> (Figura 18).



BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 16** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica (g g<sup>-1</sup>) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m no ano de 2020 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa.

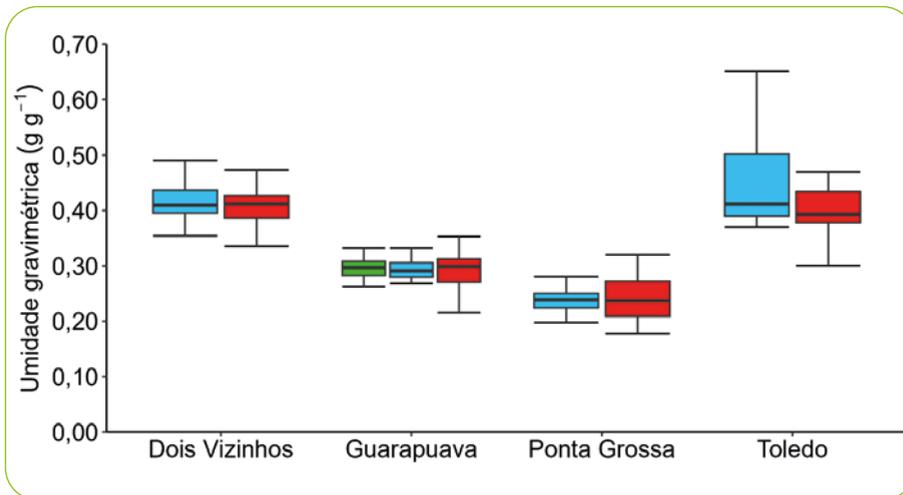
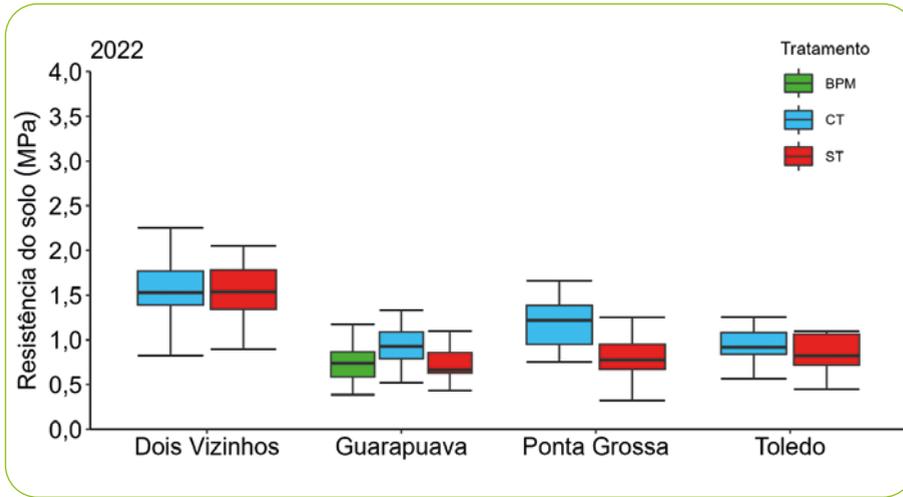
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.



BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 17** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica (g g<sup>-1</sup>) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m no ano de 2021 nas áreas de estudo das megaparcels da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.



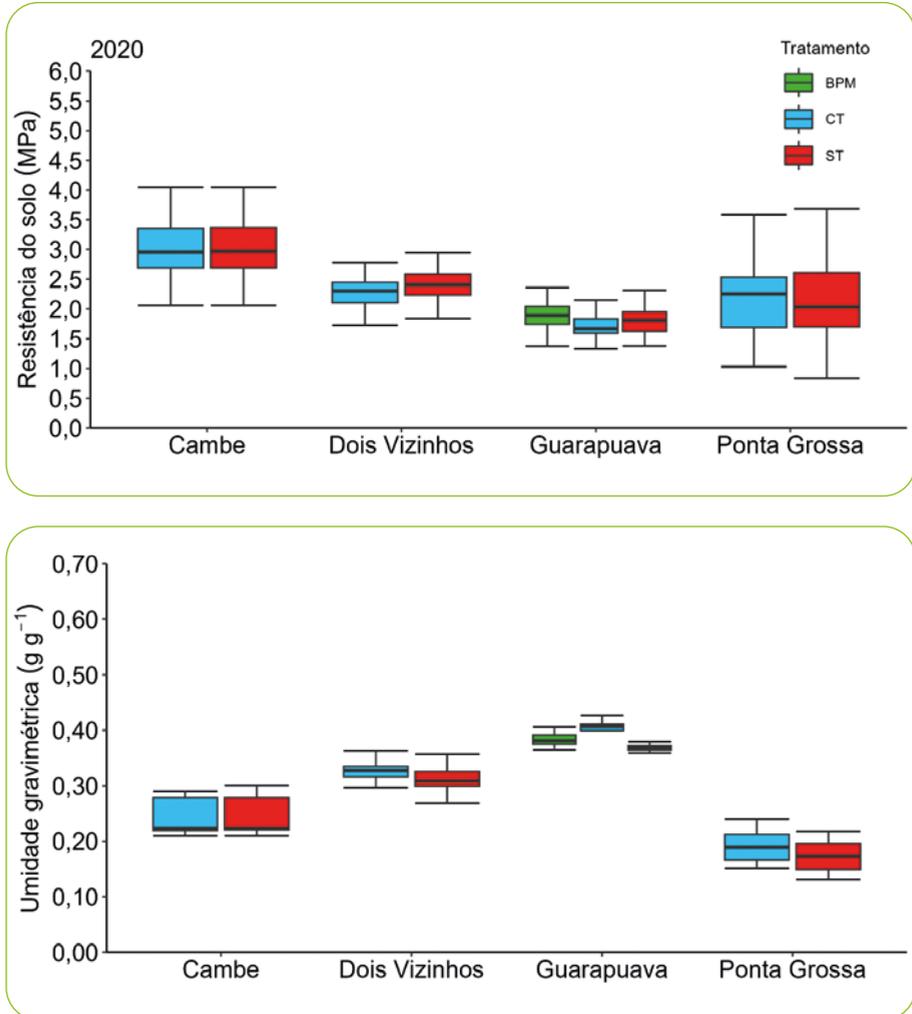
BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 18** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica (g g<sup>-1</sup>) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m no ano de 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Na camada subsuperficial (0,10-0,20 m) observou-se aumento da resistência do solo à penetração na parcela com terraços em relação à sem terraços em Dois Vizinhos e Ponta Grossa ao longo do tempo (Figuras 19, 20 e 21). Em

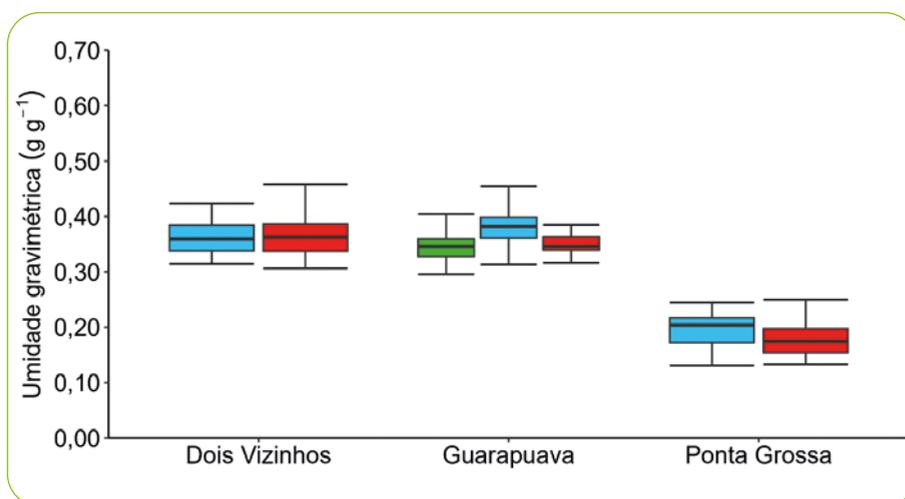
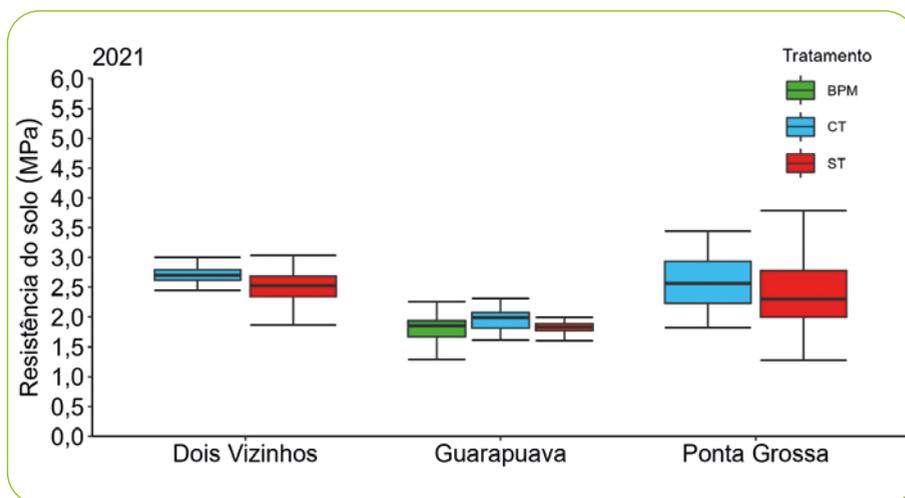
Guarapuava a resistência do solo para o ano de 2021 foi maior na megaparcela com terraços em relação àquela sem terraços, assim como a umidade do solo, mas em 2022 os valores foram similares entre elas. Ainda em 2022, os valores de RP foram semelhantes entre as encostas em Toledo e, mesmo com a umidade mais elevada, apresentou valores de RP próximos de 2,0 MPa (Figura 21).



BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 19** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica ( $g\ g^{-1}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m no ano de 2020 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

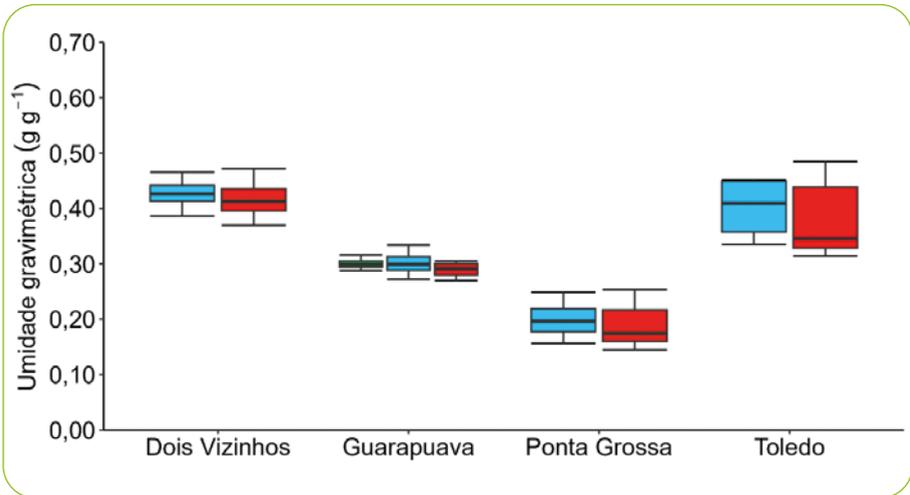
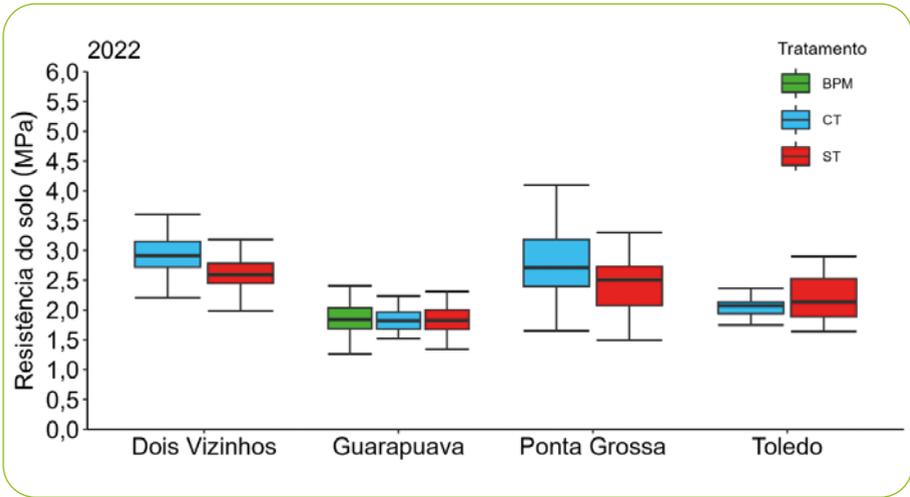
**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.



BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 20** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica ( $g\ g^{-1}$ ) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m no ano de 2021 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.



BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 21** – Valores de resistência do solo à penetração (MPa) e umidade gravimétrica (g g<sup>-1</sup>) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m no ano de 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

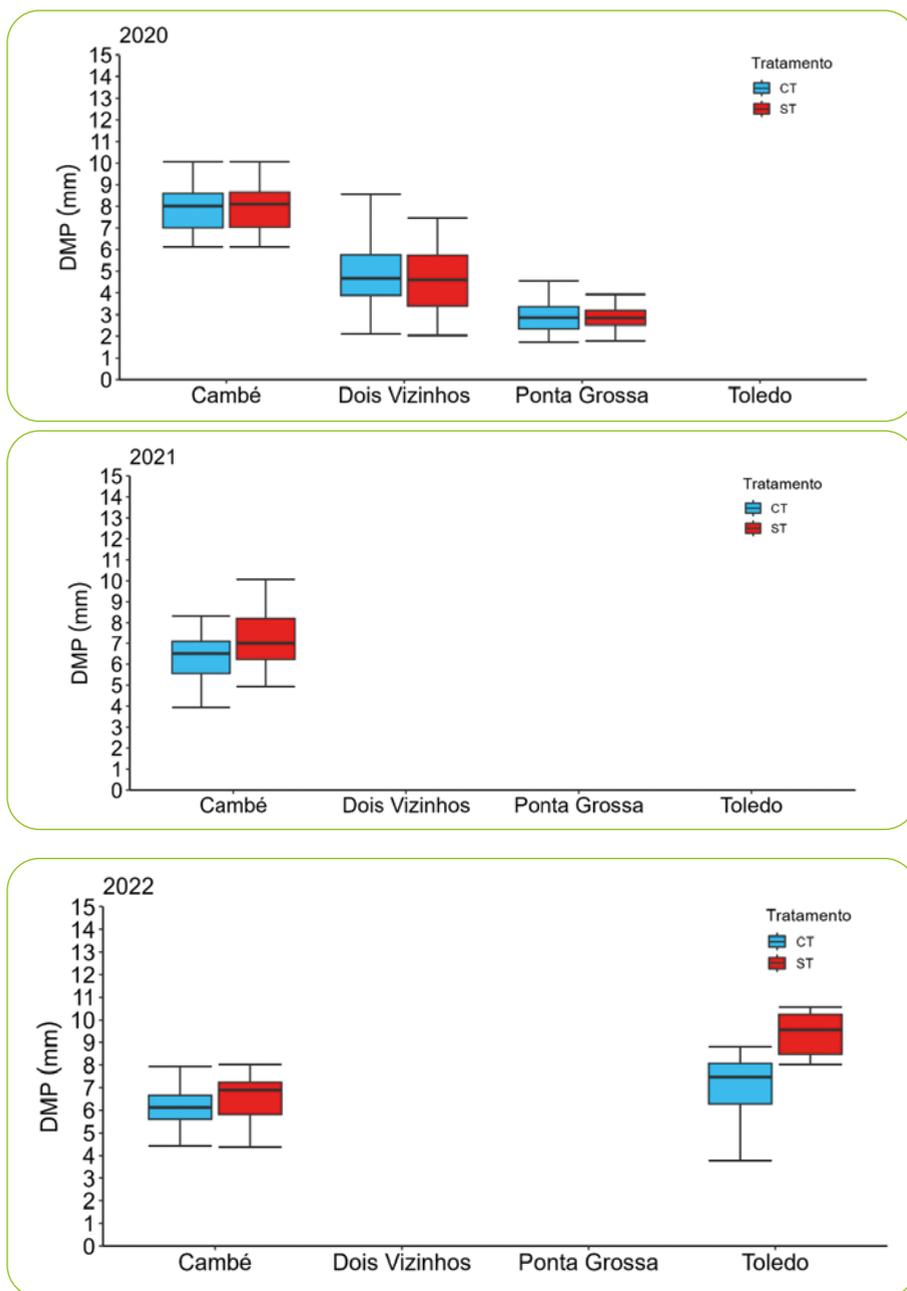
De maneira geral observa-se um incremento nos valores de resistência do solo à penetração da camada superficial (0,00-0,10 m) para a camada sub-superficial (0,10-0,20 m) (Figuras 19, 20 e 21), com valores acima de 3,5 Mpa em algumas mesorregiões, o que pode ser restritivo ao desenvolvimento radicular se o solo é argiloso cultivado em plantio direto (MORAES *et al.*, 2014). O aumento da resistência do solo à penetração em camadas mais profundas do solo é comum de ser observado em áreas sob plantio direto (NUNES *et al.*, 2015; BECKER *et al.*, 2022).

## 9.7 ESTABILIDADE DE AGREGADOS EM ÁGUA

A estrutura do solo é formada pela organização das partículas sólidas do solo e controla muitos processos que ocorrem no solo, como a retenção e a infiltração de água e a suscetibilidade do solo a erosão (RABOT *et al.*, 2018). De acordo com o tamanho dos agregados do solo, é possível subdividi-los em microagregados (0,053-0,250 mm) e macroagregados (> 0,250 mm), podendo estes ser divididos em macroagregados grandes (2-8 mm) e macroagregados pequenos (0,250-2 mm). Os macroagregados são mais afetados pelo uso e manejo do solo se comparados aos microagregados (CARDOSO *et al.*, 2013).

Indicadores associados à agregação do solo, como o diâmetro médio ponderado e os macroagregados do solo, estão em 41% dos trabalhos sobre saúde de solo no Brasil (SIMON *et al.*, 2022) e aparecem em quarto lugar entre os indicadores físicos mais utilizados em escala mundial (BÜNEMANN *et al.*, 2018).

O diâmetro médio ponderado (DMP) é um índice de agregação do solo. Quanto maior o DMP, maior a porcentagem de agregados grandes. Nas áreas de estudo avaliadas no estado do Paraná, os valores médios de DMP na camada de 0,00-0,10 m foram menores em Ponta Grossa, seguida de Dois Vizinhos e Cambé (Figura 22). Observando essas informações para cada ano nas diferentes megaparcels na camada de 0,00-0,10 m (Figura 22), observa-se que em Cambé inicialmente o DMP era similar entre as megaparcels com e sem terraceamento, mas houve uma redução dele ao longo dos anos na megaparcels com terraços. Em Toledo, o DMP avaliado no ano de 2022 foi maior na megaparcels sem terraços, tanto na camada superficial como na camada subsuperficial (Figuras 22 e 23). Foram mantidas no gráfico apenas as mesorregiões que apresentaram resultados em algum dos anos de estudo.

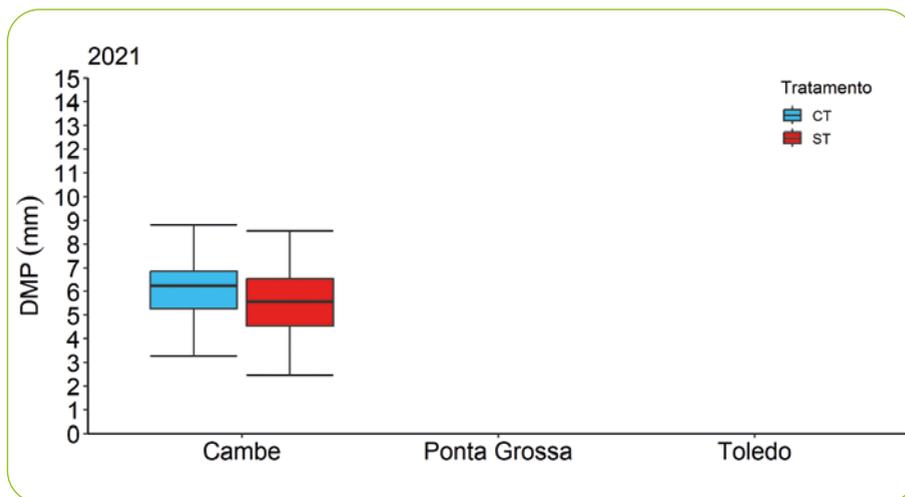
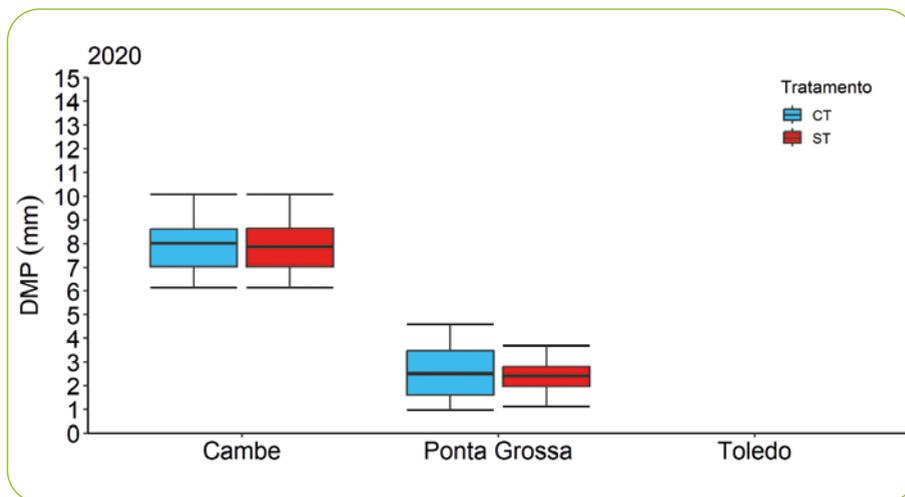


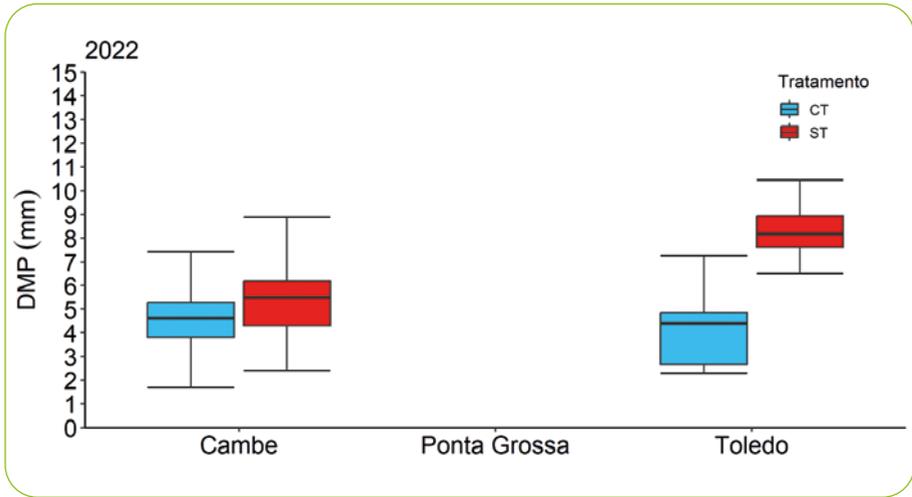
CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 22** – Valores de diâmetro médio ponderado (DMP) (mm) representados em de *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Na camada subsuperficial (0,10-0,20 m) o DMP foi menor em Ponta Grossa e maior em Cambé e Toledo. Observa-se que em Cambé a amplitude dos dados foi maior nos anos de 2021 e 2022. Em Ponta Grossa, nessa camada se observa uma amplitude menor para o DMP na megaparcela sem terraceamento (Figura 23).



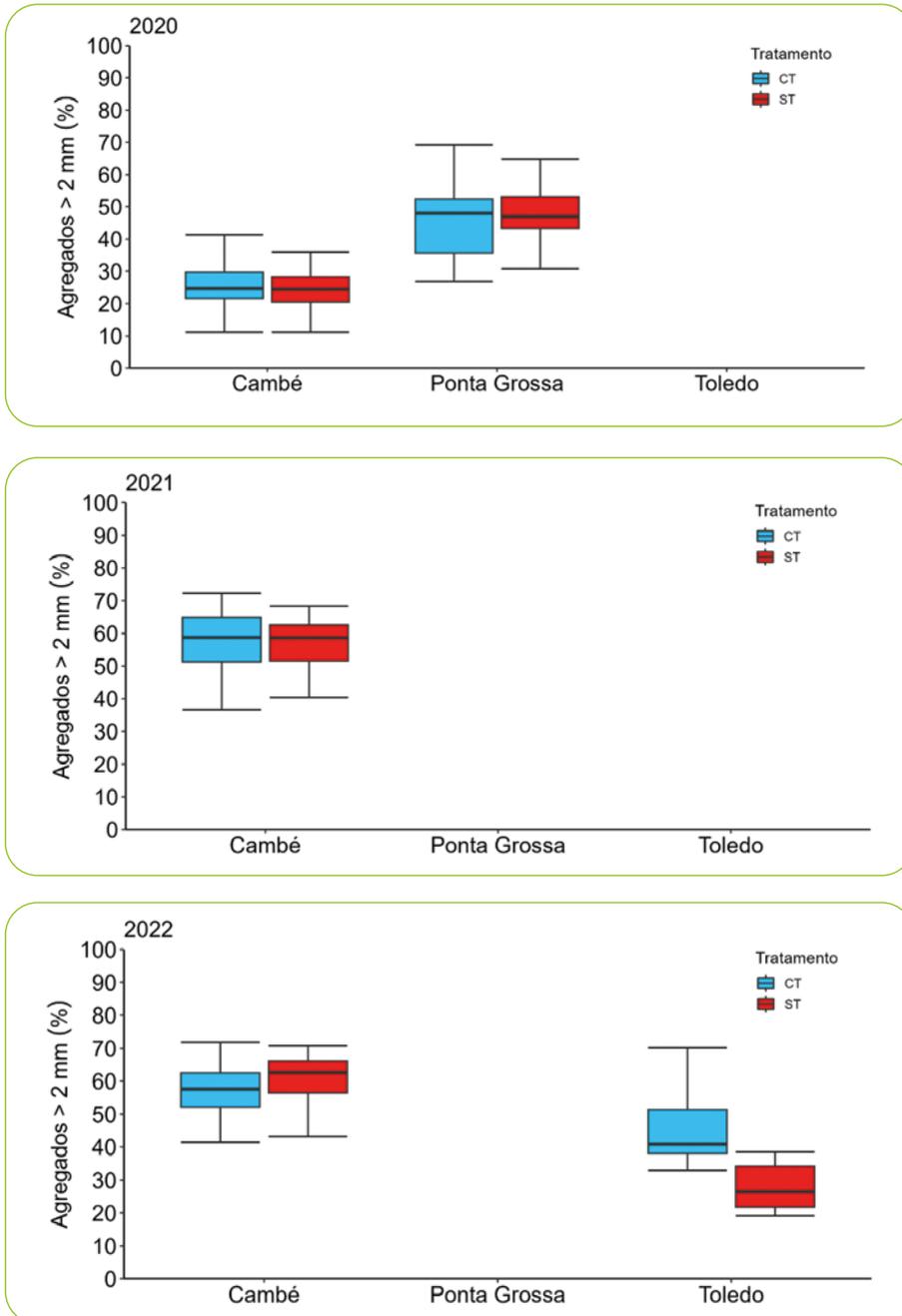


CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 23** – Valores de diâmetro médio ponderado (DMP) (mm) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Os agregados maiores de 2 mm são considerados macroagregados estáveis e são altamente afetados por práticas agrícolas. Um manejo agrícola adequado, com volume alto de raízes no solo, favorece a manutenção de maiores proporções de macroagregados grandes (TISDALL; OADES, 1982). Com isso há redução da proporção de agregados menores e de argila dispersa, os quais são carregados com maior facilidade quando há escoamento superficial. Na camada superficial, a maior proporção desses macroagregados foi verificada em Ponta Grossa, seguida de Cambé e Toledo (Figura 24).

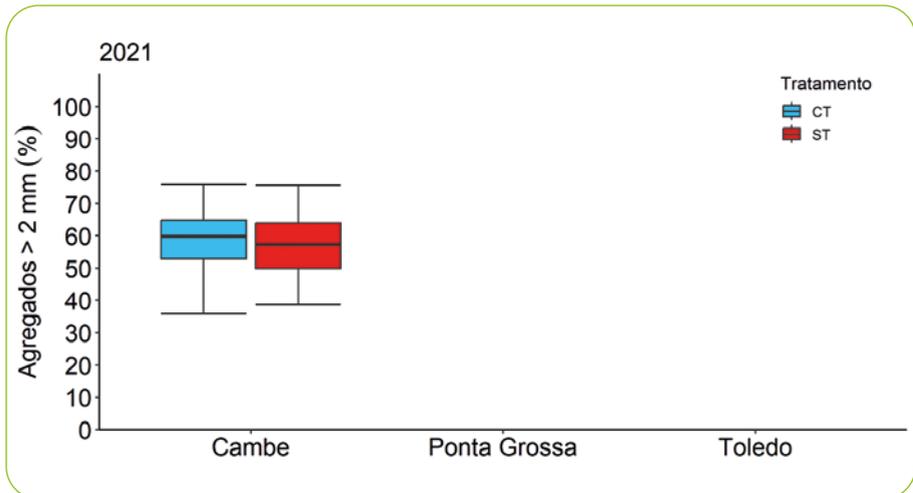
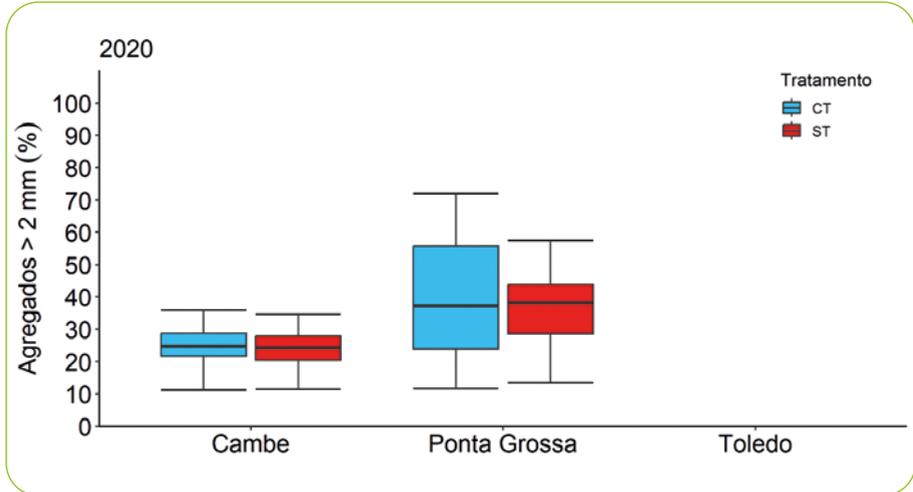


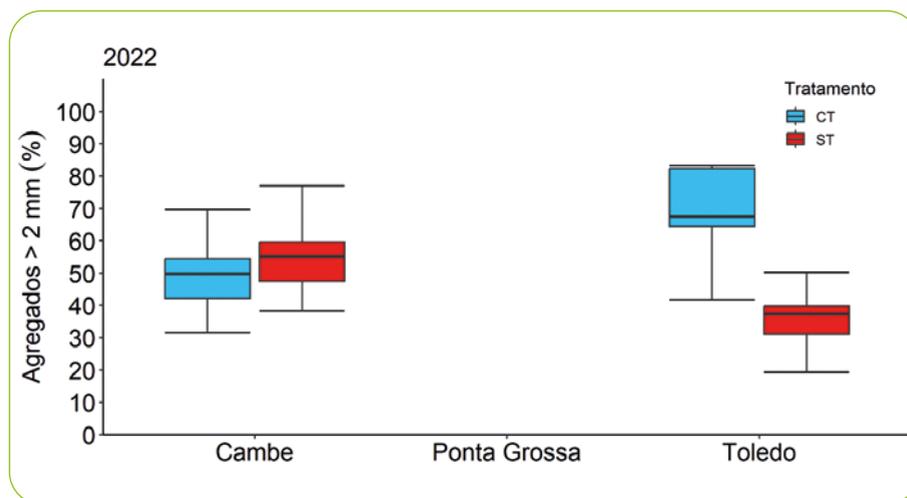
CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 24** – Valores de agregados maiores que 2 mm (%) representados em *boxplot* na camada de 0,00-0,10 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Tanto na camada de 0,00-0,10 m quanto na de 0,10-0,20 m a porcentagem de macroagregados grandes foi maior na megaparcela com terraços em Toledo (Figuras 24 e 25). Em Cambé, na camada superficial também foram observadas maiores proporções de macroagregados grandes nos anos de 2021 e 2022 em relação ao ano de 2020.





CT – com terraço; ST – sem terraço.

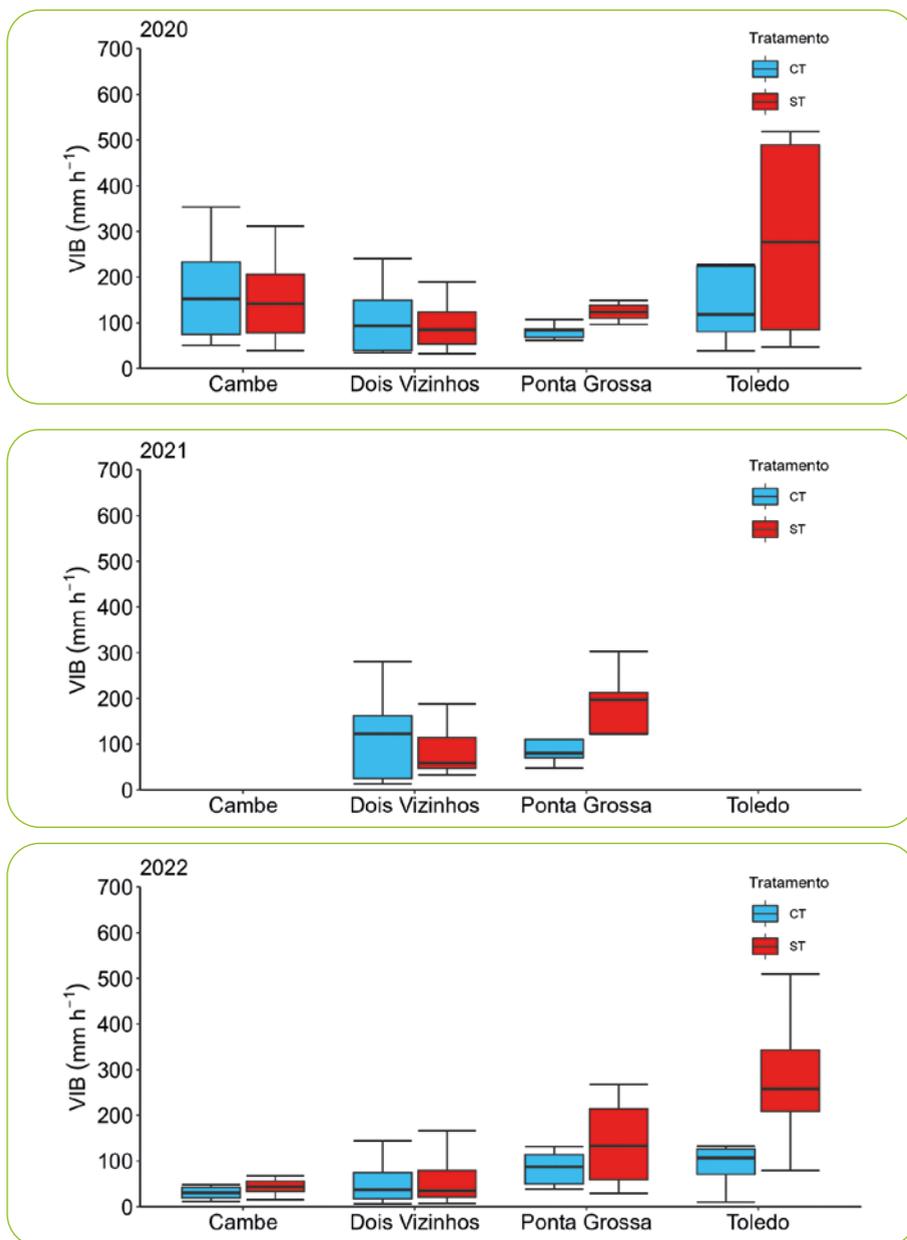
**Figura 25** – Valores de agregados maiores que 2 mm (%) representados em *boxplot* na camada de 0,10-0,20 m nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

## 9.8 VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO BÁSICA

A velocidade de infiltração básica (VIB) diz respeito ao valor mínimo e constante da taxa de infiltração de água no solo e ocorre quando o solo se encontra saturado (todos os poros preenchidos com água). Ela é governada pela condutividade hidráulica saturada e influenciada por outros atributos do solo, como a textura, a estrutura, a porosidade e a profundidade do solo. Quando a rede de poros do solo permite que a água se movimente facilmente no perfil do solo, a VIB tende a ser elevada, acarretando menor quantidade de água perdida por escoamento superficial.

Na Figura 26 pode ser observado que a VIB apresentou alta amplitude de dados. Observam-se, para as áreas de pesquisa, valores mínimos de VIB de 5,72 mm h<sup>-1</sup> em Dois Vizinhos no ano de 2022 e valores máximos de 518,40 mm h<sup>-1</sup> em Toledo no ano de 2020. Em Cambé destaca-se uma redução da VIB no ano de 2022 em relação ao ano 2020. Nota-se que em Dois Vizinhos a VIB também se reduziu ao longo do tempo. Em Ponta Grossa e Toledo observam-se valores menores de VIB na megaparcela com terraços.



CT – com terraço; ST – sem terraço.

**Figura 26** – Valores de velocidade de infiltração básica ( $\text{mm h}^{-1}$ ) representados em *boxplot* nos anos de 2020, 2021 e 2022 nas áreas de estudo das megaparcelas experimentais (encosta) da Rede Paranaense de Agropesquisa

**Fonte:** Regiane Kazmierczak Becker, 2024.

Observando a classificação de Bernardo *et al.* (2008) (Tabela 2), na qual a VIB é determinada com infiltrômetro de duplo anel, similar à metodologia aplicada neste estudo, nota-se que todos os solos estão na classificação muito alta. Porém, nossos valores estão muito acima do limite dessa classificação ( $30 \text{ mm h}^{-1}$ ).

**Tabela 2** – Classificação da velocidade de infiltração básica em  $\text{mm h}^{-1}$

Classificação	Intervalo
Muito alta	Maior que $30 \text{ mm h}^{-1}$
Alta	Entre $15$ a $30 \text{ mm h}^{-1}$
Média	Entre $5$ a $15 \text{ mm h}^{-1}$
Baixa	Menor que $5 \text{ mm h}^{-1}$

**Fonte:** Bernardo *et al.*, 2008.

Utilizando a classificação de grupos hidrológicos, apresentada na Tabela 3 (MCCUEN, 1998), que separa os solos em quatro grupos (A, B, C e D), os solos de todos os locais ficariam no grupo hidrológico A, de acordo com sua capacidade de infiltração, porém com valores de VIB muito acima do limite para a capacidade de infiltração desse grupo ( $7,62 \text{ mm h}^{-1}$ ). Os valores elevados de VIB para solos agrícolas no estado do Paraná, observados neste estudo, indicam a necessidade de uma classificação da VIB para essas condições.

**Tabela 3** – Grupos hidrológicos do solo

Grupo hidrológico	Textura	Capacidade de infiltração (solo exposto)
A	Areia, areno-argilosa ou franco-arenosa	Maior que $7,62 \text{ mm h}^{-1}$
B	Silto-argilosa ou argilosa	Entre $3,81$ a $7,62 \text{ mm h}^{-1}$
C	Argilo arenosa	Entre $1,27$ a $3,81 \text{ mm h}^{-1}$
D	Silto-argilosa, Argilo-siltosa, Argilo-arenosa, siltosa argila	Entre $0$ a $1,27 \text{ mm h}^{-1}$

**Fonte:** MCCUEN, 1998.

## 9.9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As variações de textura dos solos estudados influenciam seus atributos físicos. De modo geral, solos mais argilosos apresentam menores valores de densidade do solo e maior porosidade total quando comparados a solos com maiores teores de areia. Por essa razão, é relevante considerar que algumas variações nos atributos físicos do solo entre as mesorregiões podem ser influenciadas pela textura do solo. Destaca-se a importância do levantamento dessas informações para os solos arenosos de Cianorte e Presidente Castelo Branco, pois associadas aos dados físico-hídricos, como a velocidade de infiltração básica e a condutividade hidráulica, elas serão de extrema importância para o desenvolvimento de futuros modelos hidrológicos para o estado do Paraná.

Os atributos físicos do solo não foram impactados pelo terraceamento agrícola nas diferentes regiões do estado do Paraná. No entanto, verifica-se que, com o tempo, o manejo do plantio direto impactou negativamente a densidade do solo, a porosidade total e a resistência do solo à penetração nas diferentes regiões estudadas, atingindo níveis restritivos ao desenvolvimento das plantas cultivadas. Para minimizar esse efeito, considera-se necessário aumentar os teores de matéria orgânica nos solos, principalmente nos mais arenosos. A retomada de rotações de culturas no plantio direto pode aumentar a produção de palhada e resíduos essenciais para o controle de erosão e, consequentemente, para elevação dos níveis de carbono no solo.

Destaca-se, ainda, que o tráfego de máquinas deve ser rigorosamente controlado e realizado em condições de umidade do solo adequadas, especialmente em solos argilosos. Isso é fundamental para evitar a compactação do solo, que pode reduzir a infiltração de água, limitar o crescimento das raízes e, consequentemente, afetar negativamente a produtividade das culturas. Controlar a compactação é essencial para manter a qualidade física do solo e garantir o desenvolvimento saudável das plantas.

Para a conservação eficaz do solo e da água, os terraços devem ser integrados ao plantio direto como prática mecânica complementar. Essa combinação é especialmente relevante nos solos cultivados do estado do Paraná, considerando as novas características climáticas que estão se apresentando. A sinergia entre os terraços e o plantio direto pode proporcionar uma proteção mais robusta contra erosão do solo.

## REFERÊNCIAS

- BECKER, R. K.; BARBOSA, E. A. A.; GIAROLA, N. F. B.; KOCHINSKI, E. G.; POVH, F. P.; PAULA, A. L. D.; CHERUBIN, M. R. Mechanical intervention in compacted no-till soil in Southern Brazil: soil physical quality and maize yield. **Agronomy**, v. 12, n. 10, p. 2.281, 2022.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. atual. e ampl. Viçosa: UFV, 625 p. 2008.
- BIGARELLA, J. J.; LEPREVOST, A.; BOLSANELLO, A. **Rochas do Brasil**. São Paulo: LTC, 1985. 312p.
- BLANCO-CANQUI, H.; WORTMANN, C. S. Does occasional tillage undo the ecosystem services gained with no-till? A review. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104-534, 2020.
- BRASIL. Instrução normativa SPA/MAPA n.º 1, de 21 de junho de 2022. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF: MAPA, 2022.
- BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKELE, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality: a critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.
- CAMPBELL, G. S. Determining the -15 Bar (Permanent Wilt) Water Content of Soils with the WP4. **Decagon Devices**, 2006.
- CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; SANTOS, C. A. D.; ALVES, P. R. L.; PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. M.; NOGUEIRA, M. A. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2013.
- CARTER, M. R. Quality: critical limits and standardization. In: LAL, R. (Org.). **Encyclopedia of soil science**. 2. ed. Ohio: Taylor e Francis Group, 2006. p. 1-1.924.
- GIAROLA, N. F. B.; POTT, C. A.; BARBOSA, E. A. A.; BARBOSA, F. T.; RAMPIM, L.; OLIVEIRA, J. E.; RODRIGUES, M. F.; CECCATTO, S. K.; GUIMARÃES, M. F.; FRANCHINI, J. C. **Atributos físicos do solo e erosão hídrica em solos cultivados**. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. de C. **Manejo e conservação de solo e água: formação, implantação e metodologias**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023.
- GRABLE, A. R.; SIMER, E. G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corn roots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 32, p. 180-186, 1968.
- LAL, R.; SHUKLA, M. K. **Principles of soil physics**. Boca Raton: CRC Press, 2004.
- MCCUEN, R. H. **Hydrologic analysis and design**. 2. ed. Prentice Hall, 1998.
- MORAES, M. T. D.; DEBIASI, H.; CARLESSO, R.; FRANCHINI, J. C.; SILVA, V. R. D. Critical limits of soil

- penetration resistance in a Rhodic Eutrudox. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 288-298, 2014.
- NUNES, M. R.; DENARDIN, J. E.; PAULETTO, E. A.; FAGANELLO, A.; PINTO, L. F. S. Mitigation of clayey soil compaction managed under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 148, p. 119-126, 2015.
- RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H. J. Soil structure as an indicator of soil functions: a review. **Geoderma**, v. 314, p. 122-137, 2018.
- REICHERT, J. M.; DA ROSA, V. T.; VOGELMANN, E. S.; DA ROSA, D. P.; HORN, R.; REINERT, D. J.; SATTTLER, A.; DENARDIN, J. E. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, 123-136, 2016.
- 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. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, 2007, p. 49-134.
- REICHARDT, K. Capacidade de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 12, p. 221-216, 1988.
- REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; FOX, C. A.; YANG, X. M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3-4, p. 252-263, 2009.
- SÁ, M. M. F. **Influência do material de origem, superfícies geomórficas e posição na vertente nos atributos do solo da região dos Campos Gerais, PR**. 1995. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1995.
- 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. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1094003>
- SIMON, C. P.; GOMES, T. F.; PESSOA, T. N.; SOLTANGHEISI, A.; BIELUCZYK, W.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; CHERUBIN, M. R. Soil quality literature in Brazil: a systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, e0210103, 2022.
- SOUZA, C. M. A. D.; SUÁREZ, A. H. T.; ARCOVERDE, S. N. S.; ARMANDO, E. J.; MACIAK, P. A. G. Least limiting water range in Oxisol under two conservation tillage systems in sugarcane farming. **Revista Ceres**, v. 69, p. 586-593, 2022.
- STEFANOSKI, D. C.; FIGUEIREDO, C. C. D.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L. Selecting soil quality indicators for different soil management systems in the Brazilian Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1.643-1.651, 2016.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.
- VAN LIER, Q. J. Disponibilidade de água às plantas. In: VAN LIER, Q. J. (Ed.). **Física do Solo**. Sorocaba: SBCS, 2016. p. 283-298.
- WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The nature and properties of soils**. 15. ed. Londres: Pearson Education, 2017.



## 10

# Análise integrada da qualidade química do solo nos sistemas de produção agrícola do Estado do Paraná

*Autores***Marcelo Marques Lopes Müller<sup>1</sup>****Edson Lucas Camilo<sup>2</sup>****Adriel Ferreira da Fonseca<sup>3</sup>****Carlos Alberto Casali<sup>4</sup>****Bruno Henrique Martins<sup>5</sup>**

<sup>1</sup> Professor Associado do Departamento de Agronomia e do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGA) da Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná (UNICENTRO).

<sup>2</sup> Professor de Agronomia da Faculdade Guarapuava e pós-doutorando do PPGA da UNICENTRO.

<sup>3</sup> Professor Associado do Departamento de Ciência do Solo e Engenharia Agrícola e do PPGA da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

<sup>4</sup> Professor Adjunto do Departamento de Agronomia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Dois Vizinhos.

<sup>5</sup> Pós-doutorando no Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná-IAPAR-EMATER (IDR)

## 10.1 INTRODUÇÃO

No Estado do Paraná existem cinco unidades morfológicas no relevo: Planície Litorânea, Serra do Mar, Primeiro Planalto, Segundo Planalto e Terceiro planalto (MINEROPAR/UFPR, 2006). Em cada qual há rochas predominantes, com características distintas, que associadas às condições climáticas e de relevo determinam muitos dos atributos químicos, físicos e biológicos dos solos, condicionando também os sistemas de produção.

A Serra do Mar e o Primeiro Planalto são de geologia antiga, com rochas do embasamento cristalino (gnaiesses, granitos e intrusivas básicas) e alguns depósitos sedimentares (calcários) em bacias e áreas planas, como ocorre na Planície Litorânea (MAACK, 2002). Tais condições propiciaram a ocorrência de solos quimicamente diversos, com vegetação natural, ocupação e uso delimitados por essa variabilidade. Os solos na Serra do Mar são sensíveis à atividade antrópica e boa parte está coberta por Mata Atlântica, sobretudo floresta ombrófila densa, em meio à qual se cultiva palmito. Na Planície Litorânea cultivam-se mandioca para farinha e frutas, predominantemente a banana (SILVA *et al.*, 2017).

No Primeiro Planalto, próximo à Curitiba, os solos são ricos em matéria orgânica devido à elevada altitude e ao clima Cfb. Nesse planalto, a vegetação natural predominante é a de floresta ombrófila mista, ou Mata das Araucárias, associada a áreas de pastagem natural onde os solos são mais rasos. Do ponto de vista de uso agrícola, no Primeiro Planalto predominam os cultivos de batata e, principalmente, de hortaliças e frutas para abastecer a Região Metropolitana de Curitiba.

O Segundo Planalto, onde está o município de Ponta Grossa – sede da Mesorregião 2 da Rede de Agropesquisa (REDE) – abriga depósitos sedimentares da Bacia do Paraná, com destaque para arenitos, quartzitos, siltitos e folhelhos (MINEROPAR, 2006). Nesse planalto há solos muito diversos (BODZIAK; MAACK, 2001), predominando aqueles de textura média a arenosa e com baixa fertilidade natural. Nas áreas de maior altitude e solos mais rasos, a vegetação natural predominante é de campos gerais. Nas áreas menos elevadas e com solos mais profundos, encontra-se a floresta ombrófila mista. O cultivo extensivo de grãos, predominante nos terrenos planos a suavemente ondulados, também ocorre nas áreas de maior declividade, onde os solos são mais frágeis e suscetíveis à erosão, sendo estes mais adequados às pastagens e florestas plantadas existentes.

No Terceiro Planalto predominam rochas da formação Serra Geral (MAACK, 2002), sendo ígneas extrusivas básicas (basaltos, diabásios e andesitos) nas regiões de Dois Vizinhos – sede da Mesorregião 4 (MR-4), Toledo – sede da MR-6, e Cambé – sede da MR-5. Na região de Guarapuava – sede da MR-3, também há registro de rochas ígneas ácidas (riodacitos e riolitos) do Grupo Chapecó (BELLIENI *et al.*, 1986). A vegetação natural predominante é a de floresta ombrófila mista, associada aos campos gerais nas áreas com altitude acima de 900 m, e à floresta estacional semidecidual em menores altitudes. Os solos são de textura argilosa a muito argilosa, com profundidades variadas e teores consideráveis de matéria orgânica do solo (MOS), sobretudo nas maiores altitudes; porém, a disponibilidade de nutrientes nesses solos é baixa. A maior área de produção de grãos do estado encontra-se nesse planalto, que também se destaca nas atividades avícola, suinícola e leiteira.

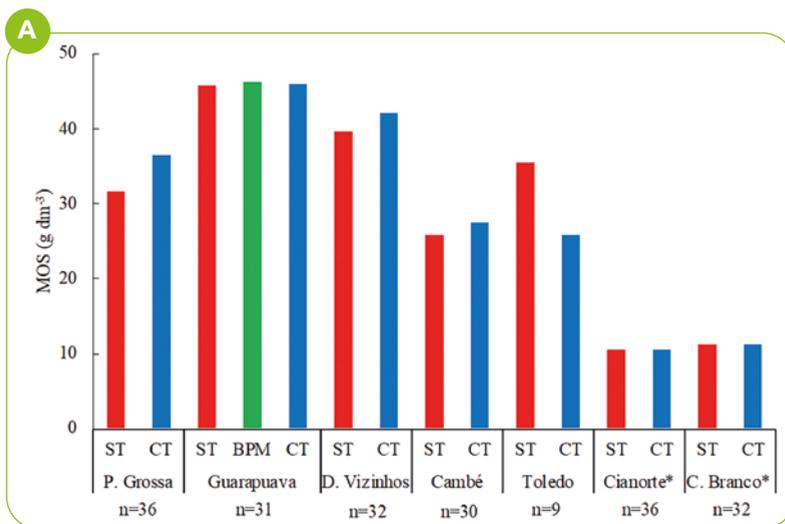
Ainda no Terceiro Planalto, os municípios de Cianorte e Presidente Castelo Branco sediam a MR-7 da rede no Noroeste, região caracterizada pelo recobrimento sedimentar após os derrames do Trapp, apresentando rochas típicas como o arenito Caiuá (MINEROPAR, 2006). Como resultado, os solos

são quimicamente pobres e fisicamente frágeis, altamente suscetíveis à erosão. Em condição natural, tais solos são cobertos por floresta estacional semi-decidual, e quando cultivados neles prevalecem as culturas de cana-de-açúcar, mandioca, citros e pastagens.

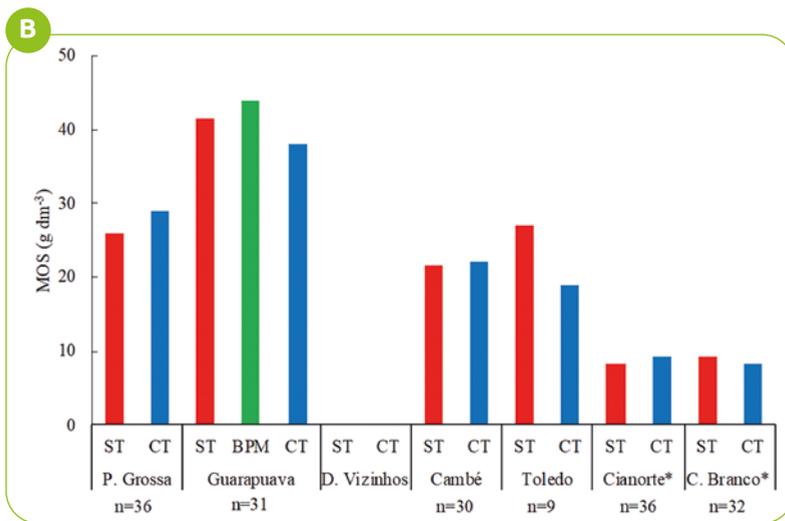
## 10.2 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS

Nas diferentes mesorregiões (MRs) de estudo no Paraná, os atributos químicos do solo avaliados nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m de profundidade foram: MOS; capacidade de troca de cátions (CTC); fósforo (P) disponível; acidez ativa (pH); potássio ( $K^+$ ), cálcio ( $Ca^{2+}$ ) e magnésio ( $Mg^{2+}$ ) trocáveis; e saturação por bases (V%). Os métodos utilizados nas análises químicas, nos diferentes laboratórios da REDE, foram os recomendados para o Estado (PAVAN *et al.*, 1992): MOS por Walkley-Black; pH em solução  $CaCl_2$  0,01 mol  $L^{-1}$ ; P e  $K^+$  por Mehlich-1;  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  por KCl 1 mol  $L^{-1}$ , conforme detalhado em Müller *et al.* (2023). Os resultados apresentados se referem à amostragem de solo de 2022, com efeitos acumulados de alguns anos de estudo nas megaparcelas. Em Cianorte e Presidente Castelo Branco, onde o estudo foi iniciado posteriormente, a amostragem se refere a 2023, também visando ao acúmulo de efeitos no solo.

Considerando as médias por MRs, foram observados os maiores teores de MOS na camada de 0-0,10 m em Guarapuava, Dois Vizinhos e Ponta Grossa (Figura 1A). Em Guarapuava e Ponta Grossa, o clima é Cfb, caracterizado por verão ameno e inverno frio (ALVARES *et al.*, 2013), resultando em menor decomposição de resíduos culturais e, portanto, maior teor de MOS. Além disso, as culturas de inverno nas rotações de culturas dessas regiões apresentam, normalmente, boa produção de biomassa aérea e radicular, beneficiando o acúmulo de resíduos e a adição de material orgânico ao solo. Em Dois Vizinhos, com clima Cfa (que é mais quente se comparado ao Cfb), o adequado manejo do solo sob sistema plantio direto (SPD) e o aporte de biomassa decorrente da adequada rotação de culturas, com inclusão de plantas de cobertura, também resultaram em teores elevados de MOS.



Média	31,7	36,6	45,7	46,3	45,9	39,6	42,2	25,9	27,4	35,5	25,8	10,5	10,6	11,4	11,3
IC (±)	1,81	1,26	1,10	1,19	1,80	2,08	1,83	2,51	2,25	3,84	3,31	0,91	0,79	1,17	1,67



Média	26,0	28,9	41,6	43,9	37,9	-	-	21,7	22,2	27,0	18,9	8,23	9,39	9,32	8,36
IC (±)	1,49	1,36	2,29	2,26	1,84	-	-	1,82	1,73	4,04	5,88	0,66	0,81	0,73	0,95

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhas – Dois Vizinhas; C. Branco – Presidente Castelo Branco.  
\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 1** – Concentrações de matéria orgânica do solo (MOS) nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B), nas diferentes mesorregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

Por outro lado, os menores teores de MOS na camada de 0-0,10 m (Figura 1A) foram observados em Cianorte e Presidente Castelo Branco, com média de  $11,2 \text{ g dm}^{-3}$ , considerando as megaparcelas sem terraço (ST) e com terraço (CT). Esses menores teores de MOS no Noroeste do Paraná podem ser explicados pelas características edafoclimáticas da região, com solos originados de arenito e clima Cfa (ALVARES *et al.*, 2013), caracterizado pelo verão quente. A estrutura fraca e pouco desenvolvida devido à textura arenosa do solo não provê adequada proteção estrutural à MOS, facilitando sua decomposição. Também há menor formação de pontes catiônicas entre carbono orgânico-cálcio-argilas (cauliníticas e oxídicas), o que reduz a proteção química da MOS.

Além disso, o cultivo convencional de cana-de-açúcar em Presidente Castelo Branco gera maior decomposição de resíduos culturais e menor teor de MOS. Em Cianorte, o cultivo preponderante de soja, sob SPD em fase inicial, deixa resíduos de baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) (PADOVAN *et al.*, 2006) que, nas condições de clima Cfa, propiciam maior decomposição. Portanto, as menores concentrações de MOS em Cianorte e Presidente Castelo Branco são decorrentes das peculiaridades edafoclimáticas e, secundariamente, do aporte de restos culturais de baixa persistência e em quantidade insuficiente para manutenção de elevados teores de MOS.

Na camada de 0,10-0,20 m (Figura 1B) os teores de MOS diminuíram, sendo próximos a  $8-9 \text{ g dm}^{-3}$  para Presidente Castelo Branco e entre  $19-29 \text{ g dm}^{-3}$  para Toledo, Cambé, e Ponta Grossa. Os maiores valores foram observados novamente para Guarapuava, entre  $38-44 \text{ g dm}^{-3}$ . Em 2022, não houve amostragem de solo nessa camada em Dois Vizinhos e Cianorte, daí a ausência desses dados nas figuras de resultados dos atributos químicos do solo avaliados.

Com base nas médias dos teores (quando disponíveis) das camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m, objetivando a interpretação dos atributos de fertilidade do solo da camada diagnóstica (0-0,20 m), foram verificados valores de MOS na faixa alta ( $24 \text{ a } 34 \text{ g dm}^{-3}$ ) ou muito alta (maior que  $34 \text{ g dm}^{-3}$ ) (NEPAR-SBCS, 2019) somente para Guarapuava e Ponta Grossa. Os teores elevados de MOS em Guarapuava decorrem dos seguintes fatores: clima Cfb – que propicia decomposição mais lenta da MOS; textura muito argilosa do solo – que favorece a proteção estrutural da MOS (SCHAPEL *et al.*, 2018); elevada quantidade de biomassa (aérea e radicular) produzida pelas culturas sob mais de 30 anos de adoção do SPD na área de estudo. Em Dois Vizinhos, os teores de MOS na camada de 0-0,10 m foram semelhantes aos de Guarapuava, mesmo sob clima Cfa, o que se deve às similaridades de teor de argila no solo, tempo de adoção e qualidade do manejo sob SPD. Em Ponta Grossa, apesar do SPD e do clima Cfb, os teores de MOS foram menores que os de Guarapuava e Dois Vizinhos,

provavelmente, devido à textura média-arenosa da área de estudo (Figura 1, capítulo 9).

Independentemente da MR e do manejo do solo, os teores de MOS foram menores na camada de 0,10-0,20 m do que na camada de 0-0,10 m, mesmo em Castelo Branco, onde há incorporação da palha pelo preparo de solo, o que tende a uniformizar as camadas. Tal queda dos teores em profundidade se deve ao fato de os restos culturais das plantas serem depositados na superfície após as colheitas, e nem sempre o preparo do solo (onde ele existe) atinge profundidades até 0,20 m.

O manejo correto dos solos, como visto, independentemente das condições edafoclimáticas, garante bons teores de MOS, devendo o produtor priorizar esse resultado. O sequestro de carbono orgânico no solo, além dos benefícios diretos à qualidade do solo para a produção agrícola, é de extrema importância para mitigar os efeitos nocivos das mudanças climáticas (LAVALLEE *et al.*, 2020; GEORGIOU *et al.*, 2022), que se forem intensificadas no futuro podem prejudicar a própria produção agrícola.

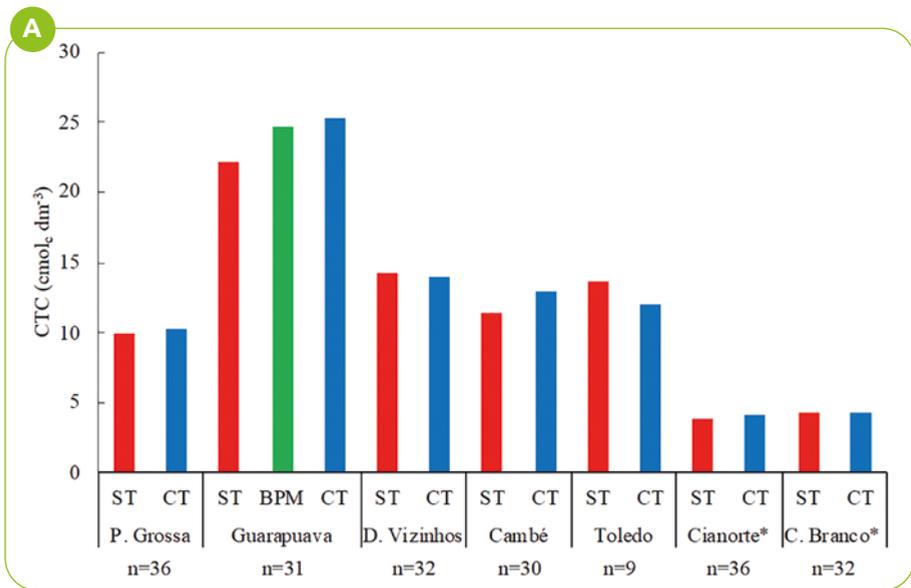
Os valores de CTC do solo foram condizentes com os teores de MOS (Figura 1A-B) e argila (Figura 1, capítulo 9), o que concorda com o conhecimento existente sobre o assunto (REICHERT *et al.*, 2020). Os maiores valores de CTC foram obtidos para Guarapuava, tanto para 0-0,10 m (Figura 2A) quanto para 0,10-0,20 m (Figura 2B).

Maiores teores de MOS resultam em valores de CTC mais elevados; idem para a relação entre os teores de argila e a CTC do solo (BORTOLUZZI *et al.*, 2006). Assim, os menores teores de MOS (Figura 2A-B) nos solos de Ponta Grossa, Cianorte e Presidente Castelo Branco, bem como de argila (Figura 1, Capítulo 9), justificam os menores valores de CTC obtidos nesses locais. Os solos de Cambé e Toledo, que têm teores elevados de argila, mas intermediários de MOS, apresentaram valores médios de CTC.

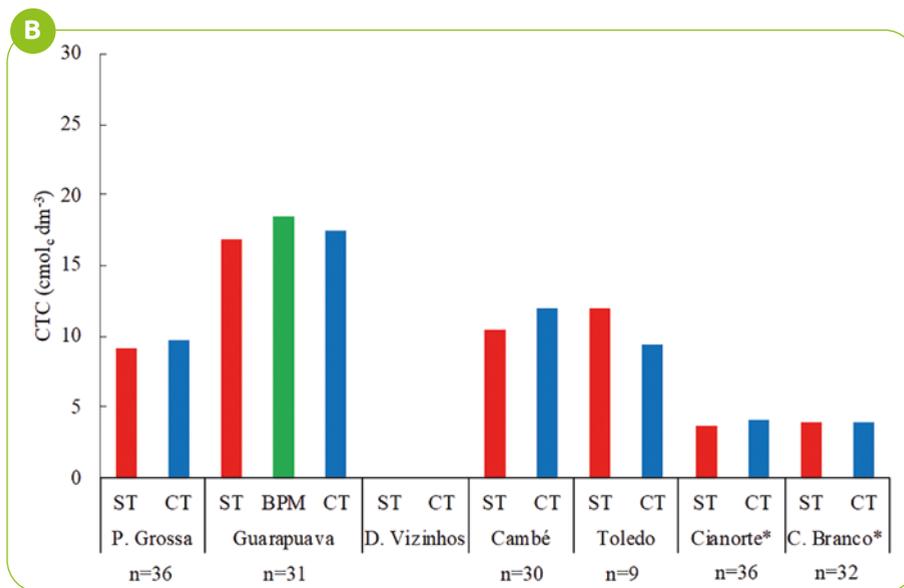
Quando a CTC do solo é menor, pode haver restrição da capacidade de armazenamento e fornecimento de nutrientes catiônicos, como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  (além dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn) às plantas. Portanto, a CTC do solo influencia diretamente o crescimento e o desenvolvimento das culturas, podendo resultar em menor produção de resíduos (palha) para cobertura e formação da MOS.

Na média, a camada de 0-0,20 m de profundidade apresentou valores de CTC acima do nível crítico de  $14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (NEPAR-SBCS, 2019) apenas em Guarapuava, em concordância com os elevados teores de MOS (Figura 1A,B). Em Ponta Grossa, apesar de altos teores de MOS, a combinação com textura média-arenosa (Figura 1, Capítulo 9) resultou em menores valores de CTC. Todavia, a CTC do solo em Ponta Grossa está na faixa média ( $8 < \text{CTC} < 14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ), e na megaparcela CT tem havido tendência de maiores valores desse atributo (Figura 2).

Salienta-se que a relação positiva entre teores de argilas (caulinita, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio) e CTC para solos com carga variável tem sido amplamente relatada nos trabalhos de pesquisa. Além disso, a MOS é o principal componente de geração de cargas elétricas negativas e determinante na CTC dos solos nos ambientes tropicais e subtropicais (BOLAN *et al.*, 1999).



Média	10,0	10,3	22,1	24,7	25,2	14,2	14,0	11,4	12,9	13,6	11,9	3,80	4,08	4,24	4,32
IC (±)	0,55	0,34	0,84	1,94	1,22	0,97	0,88	0,39	0,75	0,81	1,14	0,21	0,23	0,21	0,29



Média	9,07	9,71	16,9	18,5	17,4	-	-	10,5	12,0	11,9	9,48	3,61	4,08	3,99	4,02
IC (±)	0,35	0,41	0,69	0,64	0,54	-	-	0,46	0,77	1,07	1,43	0,18	0,21	0,21	0,31

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 2** – Valores de capacidade de troca catiônica (CTC) do solo nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B) nas diferentes mesorregiões estudadas

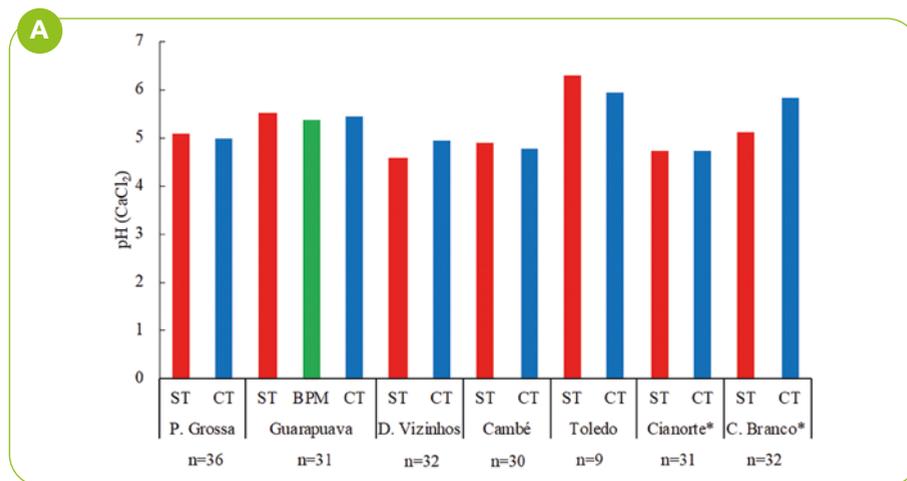
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

Os valores de pH ( $\text{CaCl}_2$ ) do solo na camada de 0-0,10 m de profundidade (Figura 3A) foram menores em Dois Vizinhos e Cambé (4,6 a 4,9) e maiores em Toledo (6,0 a 6,3) e na megaparcela CT de Presidente Castelo Branco (5,8). O resultado foi similar para a camada de 0,10-0,20 m (Figura 3B), com valores máximos em Toledo (5,8 a 6,1) e Presidente Castelo Branco (CT = 5,7), mas com maior similaridade entre as demais mesorregiões (4,8 a 5,1) nessa camada. Isso se deve ao fato de a maior parte das áreas, à exceção de Cianorte e Presidente Castelo Branco, serem manejadas sob SPD.

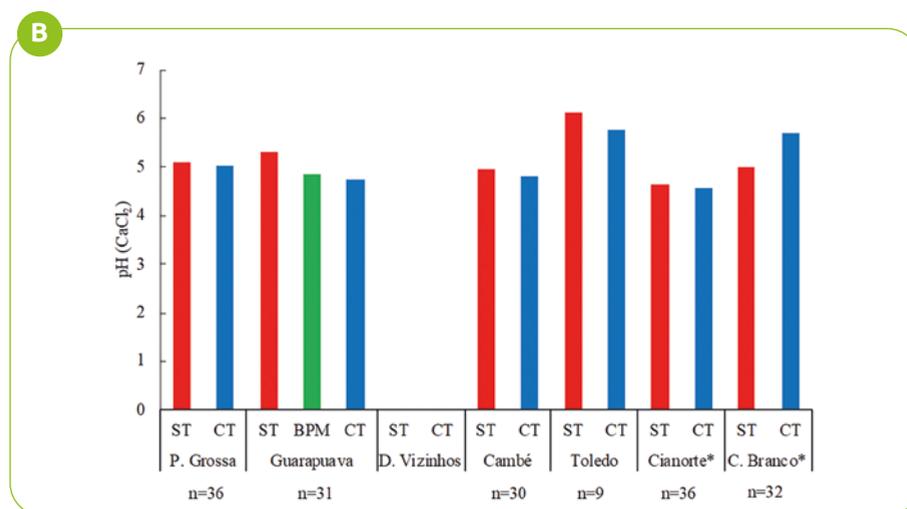
No SPD, a calagem é realizada na superfície, sem incorporação. Desse modo, a ação do corretivo é lenta e gradual (CAIRES *et al.*, 2004), decorrente de (i) migração física por meio dos bioporos formados, predominantemente, pelas raízes mortas; (ii) formação e migração de bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) para camadas subsuperficiais; (iii) formação e migração de ácidos orgânicos de baixo e médio peso molecular, que amenizam a acidez do solo em profundidade e liberam  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ; e (iv) uso de N mineral, em que a absorção de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) no subsolo resulta em liberação de bicarbonatos ou hidroxilas ( $\text{OH}^-$ ), que modificam o pH em subsuperfície (ANGHINONI, 2007). Portanto, isso explica os gradientes nos valores de pH entre as camadas e as MRs estudadas, pois a quantidade de calcário aplicada ao longo do tempo, a rotação de culturas empregada e a época de implantação do SPD são fatores determinantes.

Quanto à média dos resultados das camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m (quando disponíveis), o pH foi de 4,9 ou maior em todas as MRs, portanto, igual ou superior ao nível crítico de  $\text{pH}(\text{CaCl}_2) = 4,9$  estabelecido para o Paraná (NEPAR-SBCS, 2019). A calagem, portanto, é uma prática bem aceita pelos produtores, técnicos e pesquisadores, sendo realizada de forma ampla no estado do Paraná, como premissa de manejo da fertilidade do solo. Quando a acidez do solo é bem corrigida e manejada, aumenta-se a eficiência da adubação e há maior produtividade das culturas.

Portanto, não foram observadas limitações relativas à acidez do solo interferindo nos resultados dos cultivos nas diferentes MRs do estado, o que é importante ao considerar o foco no estudo da erosão. O resultado de pH obtido nas diferentes MRs reforça que a condição das áreas é semelhante à realidade das lavouras dos agricultores paranaenses, reforçando a representatividade dos resultados obtidos nas avaliações das perdas por processos erosivos nas megaparcelsas.



Média	5,07	4,97	5,51	5,36	5,46	4,59	4,94	4,90	4,77	6,31	5,96	4,75	4,71	5,13	5,84
IC (±)	0,08	0,08	0,06	0,04	0,06	0,14	0,16	0,11	0,11	0,12	0,29	0,11	0,15	0,21	0,18



Média	5,11	5,02	5,32	4,86	4,76	-	-	4,97	4,81	6,13	5,76	4,64	4,56	4,98	5,70
IC (±)	0,12	0,12	0,10	0,19	0,05	-	-	0,12	0,09	0,39	0,21	0,14	0,18	0,21	0,24

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

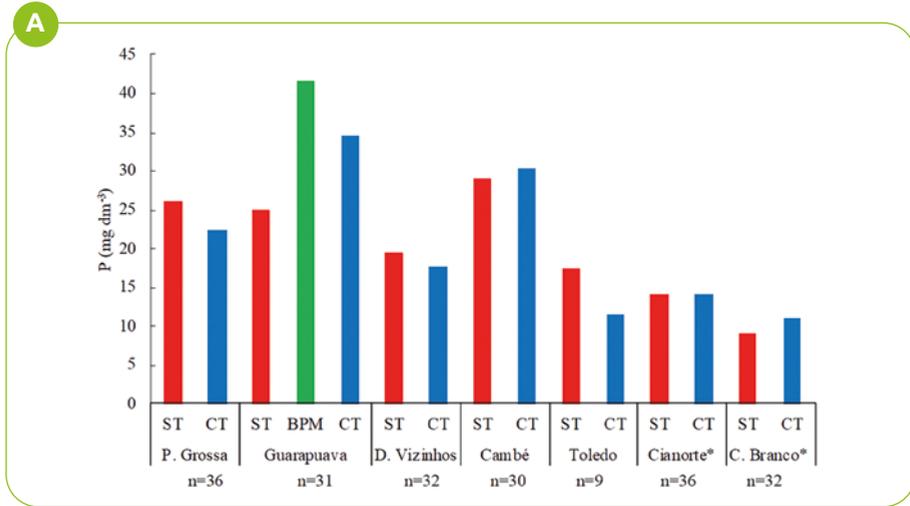
**Figura 3** – Valores de pH (CaCl<sub>2</sub>) nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B) nas diferentes mesoregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

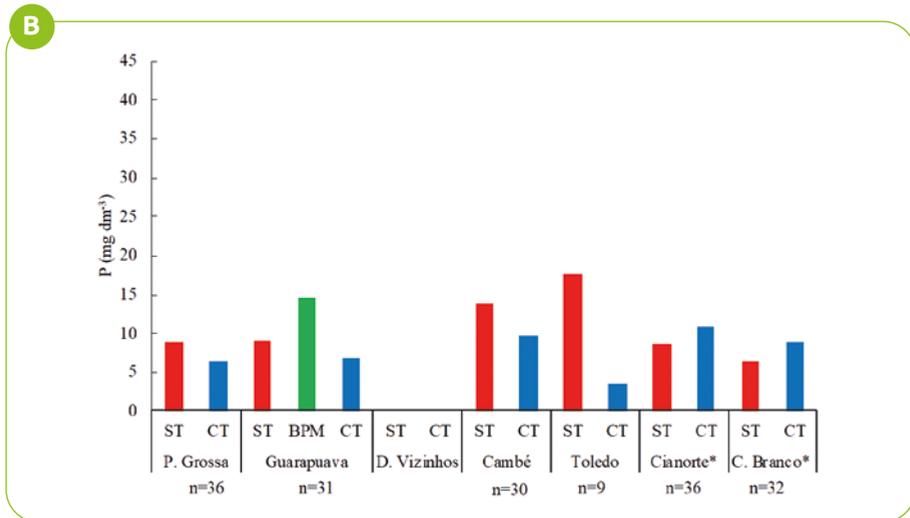
Os teores de P disponível no solo variaram entre as diferentes MRs, especialmente entre as camadas de solo amostradas. Na camada de 0-0,10 m, foram observados menores teores para Cianorte e Presidente Castelo Branco, teores intermediários para Toledo e Dois Vizinhos e maiores teores para Ponta Grossa, Cambé e Guarapuava (Figura 4A), sendo que em Guarapuava as megaparcelas BPM e CT apresentaram maior disponibilidade de P do que a megaparcela ST devido à maior reciclagem do nutriente por meio das plantas de cobertura cultivadas no outono em BPM e pelo menor escoamento e perda de sedimentos superficiais ricos em P em CT, devido à presença dos terraços nos quatro anos anteriores, desde o início do estudo. A perda de P se dá, majoritariamente, por escoamento superficial, na forma particulada (CHEROBIM *et al.*, 2017).

Na camada de 0,10-0,20 m, os teores de P disponível foram menores (Figura 4B), em média, diminuindo de 50 a 80% nas áreas cultivadas sob SPD para produção de grãos, exceto na megaparcela ST de Toledo, onde não houve queda do teor (Figura 4B). Em Presidente Castelo Branco, sob cultivo convencional de cana-de-açúcar, os teores diminuíram entre 20 e 30%. Os maiores teores de P disponível na camada de 0-0,10 m em comparação com a de 0,10-0,20 m na maioria das MRs e megaparcelas podem ser atribuídos aos seguintes fatores: (i) adubação em sulco, que ocorre na camada de 0-0,10 m; (ii) baixa mobilidade do P no solo (HAVLIN *et al.*, 2016); e (iii) ausência de revolvimento do solo por conta do SPD, que implica no constante aporte de resíduos culturais que contêm P e este é reciclado, por meio da mineralização na camada superficial do solo (ANGHINONI, 2007).

O nível crítico de P para a camada de 0-0,20 m do solo no Paraná, o qual leva em consideração a textura (NEPAR-SBCS, 2019), corresponde a 12 mg dm<sup>-3</sup> para Ponta Grossa, 9 mg dm<sup>-3</sup> para Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé e Toledo e 18 mg dm<sup>-3</sup> para Cianorte e Presidente Castelo Branco. Considerando os valores médios para as duas camadas amostradas, os teores de P disponível ficaram abaixo do nível crítico em Presidente Castelo Branco, onde o solo tem elevado teor de areia e, devido às condições pedogenéticas, menor capacidade de sorção de P que os solos mais argilosos, decorrente de sua pobreza em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (HARRIS *et al.*, 1996). Dentre os solos argilosos, a exceção foi o de Toledo na megaparcela CT, que também apresentou teor de P abaixo do nível crítico.



Média	26,2	22,4	25,0	41,7	34,6	19,4	17,8	29,0	30,5	17,4	11,5	14,3	14,1	8,97	10,9
IC (±)	9,54	4,79	5,92	6,10	6,92	2,54	2,69	6,25	4,91	6,46	5,76	1,58	1,61	1,69	2,05



Média	8,75	6,43	9,00	14,6	6,76	-	-	13,87	9,71	17,8	3,56	8,67	10,9	6,35	8,74
IC (±)	3,28	1,55	3,22	4,79	2,94	-	-	3,91	2,17	19,9	3,49	1,67	1,62	1,36	2,66

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 4** – Teores de fósforo (P) disponível (Mehlich-1) nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B), nas diferentes mesorregiões estudadas

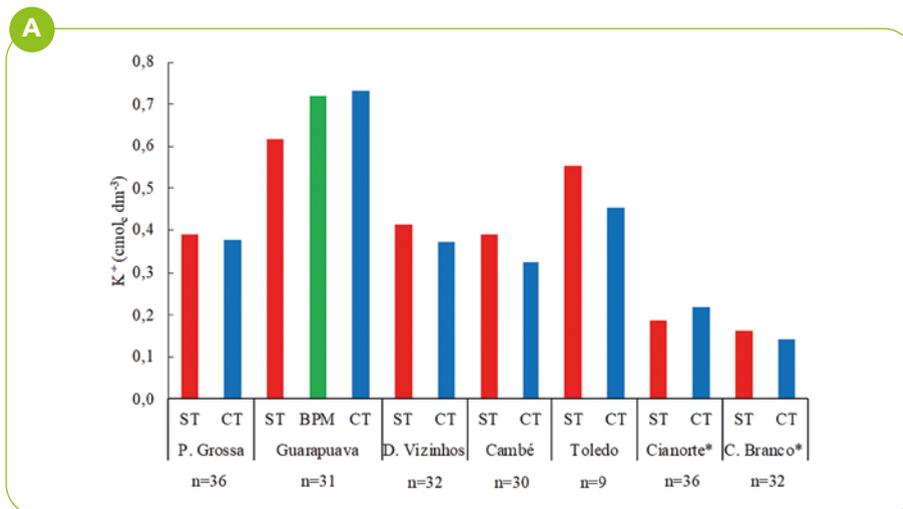
**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

Os teores de K disponível, similarmente aos de P, foram menores para Cianorte e Presidente Castelo Branco, intermediários para Ponta Grossa, Dois Vizinhos e Cambé, e maiores em Toledo e Guarapuava, sendo maiores na camada de 0-0,10 m do que 0,10-20 m (Figuras 5A,B). Isso se deve aos seguintes fatores: (i) na camada de 0-0,10 m ocorre a deposição dos fertilizantes, no sulco; (ii) há maiores concentrações de MOS na camada superficial (Figura 1A), o que resulta em maiores quantidades de cargas elétricas negativas para sorção do  $K^+$  (BOLAN *et al.*, 1999); (iii) as plantas cultivadas no período de outono-inverno, tanto para produção de grãos (trigo e cevada) quanto para cobertura do solo (Ex. aveia-preta), são majoritariamente gramíneas, eficientes na absorção e ciclagem de K (BORKERT *et al.*, 2003); e (iv) o fato de o manejo da cobertura vegetal para manutenção do SPD promover rápida liberação do  $K^+$ , que fica adsorvido, preferencialmente, na camada superficial do solo (RIFERTE *et al.*, 2021).

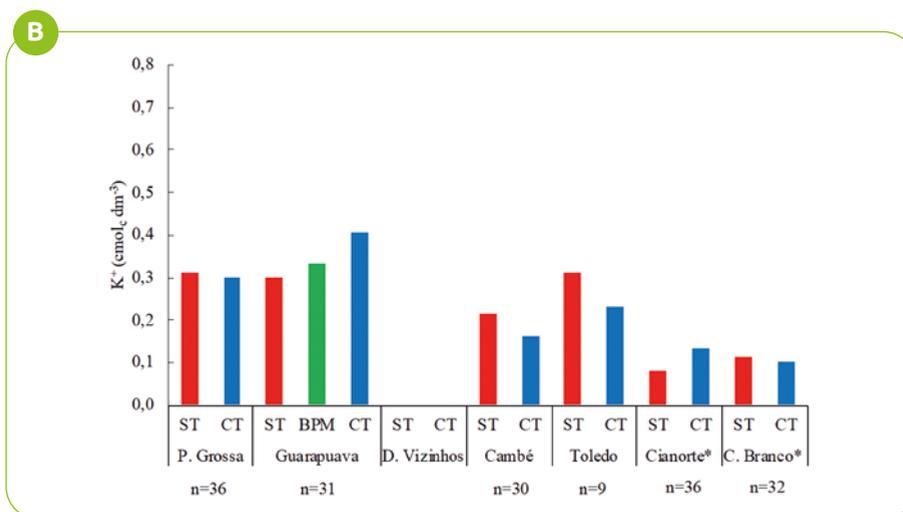
Considerando os valores médios para as duas camadas amostradas, os teores de  $K^+$  disponível ficaram abaixo do nível crítico de  $0,20 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (NEPAR-SBCS, 2019) somente para Presidente Castelo Branco, onde o solo tem mais areia e menor teor de MOS (Figura 1A,B), o que resulta em menor quantidade de cargas elétricas negativas para sorção do  $K^+$  (BOLAN *et al.*, 1999). Nas demais MRs, em que o solo é de textura mais argilosa e/ou os teores de MOS são mais elevados, foram observados teores elevados de  $K^+$ , indicando, inclusive, que a gestão do K nos sistemas de produção pode ser aprimorada. É comum haver absorção de luxo de K e, na maior parte das situações, isso prossegue sem desbalanços nutricionais intensos com outros nutrientes como Ca e Mg, cujos teores também são elevados no solo devido à calagem. Desse modo, a eficiência de uso do potássio (EUK) necessita ser melhorada, sobretudo devido aos elevados preços desse nutriente nos últimos anos, em contexto geopolítico de guerra nos países produtores de fertilizantes potássicos.

As principais práticas para aumentar a EUK incluem: (i) controle da acidez do solo; (ii) escolha de corretivos adequados – se relação Ca/Mg estreita, dar preferência para calcário calcítico; (iii) melhoria do ambiente radicular, por meio de aplicação de gesso agrícola na dose adequada; (iv) cobertura permanente do solo, com implementação de cultivos de serviço no outono e/ou inverno; e (v) introdução na rotação de culturas de espécies que apresentem sistema radicular abundante, para potencializar a ciclagem de K.

Essas práticas podem ser compatibilizadas com a adoção de terraços (CT), resultando em diminuição de perda de  $K^+$  solúvel no solo. Enfim, estratégias para conservação e otimização da EUK nos sistemas de produção agropecuários tendem a ser cada vez mais importantes (RIFERTE *et al.*, 2021), sobretudo, do ponto de vista econômico.



Média	0,39	0,38	0,62	0,72	0,73	0,4	0,37	0,4	0,32	0,55	0,45	0,19	0,22	0,16	0,14
IC (±)	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05	0,06	0,08	0,06	0,17	0,17	0,02	0,03	0,03	0,03



Média	0,31	0,30	0,30	0,33	0,41	-	-	0,21	0,16	0,31	0,23	0,08	0,13	0,12	0,10
IC (±)	0,03	0,05	0,04	0,05	0,06	-	-	0,05	0,04	0,17	0,15	0,01	0,02	0,02	0,02

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 5** – Teores de potássio ( $K^+$ ) trocável nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B) nas diferentes mesorregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

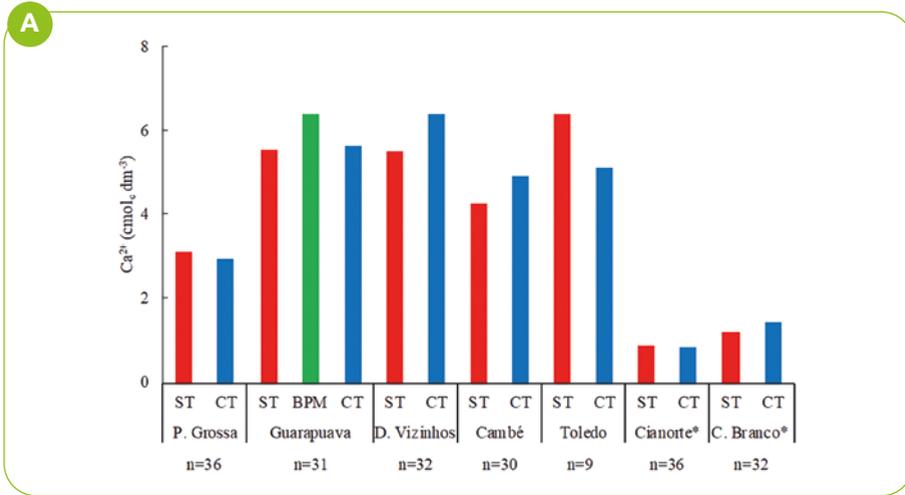
Os teores de  $\text{Ca}^{2+}$  foram menores em Cianorte e Presidente Castelo Branco, intermediários em Ponta Grossa e maiores em Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé e Toledo (Figura 6). Resultados similares também foram observados para o  $\text{Mg}^{2+}$  (Figura 7). Portanto, maiores teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  foram reportados nos solos mais argilosos e/ou com teores mais elevados de MOS (Figura 1), que implicam em maiores valores de CTC (Figura 2).

Tanto  $\text{Ca}^{2+}$  (Figura 6) quanto  $\text{Mg}^{2+}$  (Figura 7) apresentaram concentrações mais elevadas na camada de 0-0,10 m, repetindo a estratificação (variabilidade vertical) dos atributos de fertilidade do solo, como já observado para os teores de P e de  $\text{K}^+$ , algo que tem sido comum e amplamente relatado para solos sob SPD (ANGHINONI, 2007). Na camada superficial ocorre a aplicação dos corretivos, condicionadores de solo e dos fertilizantes. Além disso, a camada superficial é a mais impactada pelos nutrientes ciclados biogeoquimicamente.

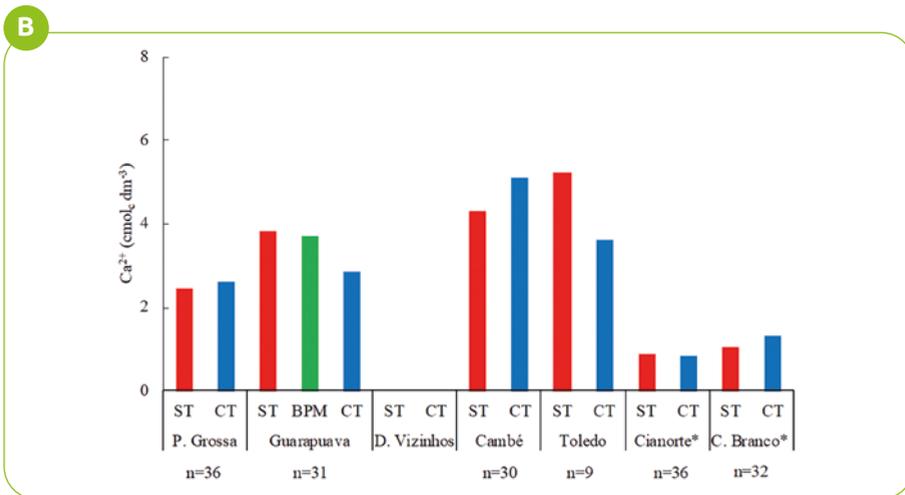
Salienta-se que os teores de  $\text{Ca}^{2+}$  nas MRs (Figura 6), com exceção de Cianorte e Castelo Branco, ficaram acima do nível crítico ( $2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , conforme NEPAR-SBCS, 2019). Todavia, para  $\text{Mg}^{2+}$  foram observados teores inferiores ao nível crítico ( $1,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , conforme NEPAR-SBCS, 2019) para Cianorte, Presidente Castelo Branco e Ponta Grossa (Figura 7).

Fica, portanto, evidente a importância da textura do solo na dinâmica e no armazenamento de  $\text{Mg}^{2+}$  no solo. Todavia, as médias não foram inferiores a  $0,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  – valor que implica deficiência mais comum de  $\text{Mg}^{2+}$  nos sistemas de produção. Entretanto, é necessário constante monitoramento dos atributos de fertilidade do solo para evitar que o excesso de  $\text{K}^+$  possa afetar negativamente o  $\text{Mg}^{2+}$ , sobretudo nos solos mais arenosos – Cianorte, Presidente Castelo Branco e Ponta Grossa.

Salienta-se que os valores de  $\text{Mg}^{2+}$  em Guarapuava foram superiores aos demais, sobretudo, aos solos argilosos de Dois Vizinhos, Cambé e Toledo (Figura 7). Isso pode ser atribuído aos seguintes fatores: (i) maior de CTC (Figura 2); (ii) uso preponderante de calcário dolomítico; e (iii) emprego de termofosfato magnésiano, no passado, pelos produtores da região de Guarapuava.



Média	3,1	2,9	5,5	6,4	5,6	5,5	6,4	4,3	4,9	6,39	5,10	0,89	0,83	1,19	1,46
IC (±)	0,39	0,25	0,47	1,65	0,51	0,76	0,77	0,36	0,53	0,55	0,84	0,13	0,14	0,16	0,19



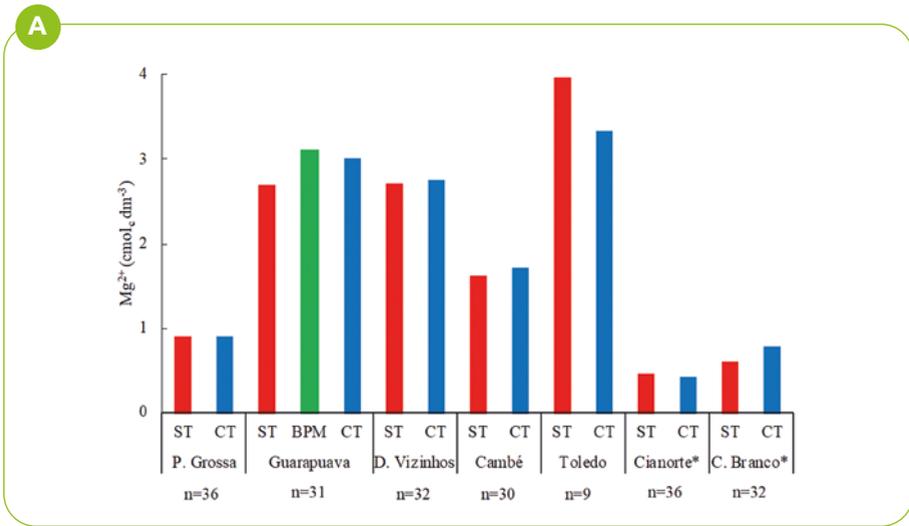
Média	2,47	2,62	3,81	3,71	2,87	-	-	4,28	5,11	5,23	3,61	0,87	0,83	1,03	1,32
IC (±)	0,39	0,31	0,27	0,22	0,25	-	-	0,52	0,65	0,94	0,91	0,12	0,15	0,14	0,24

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

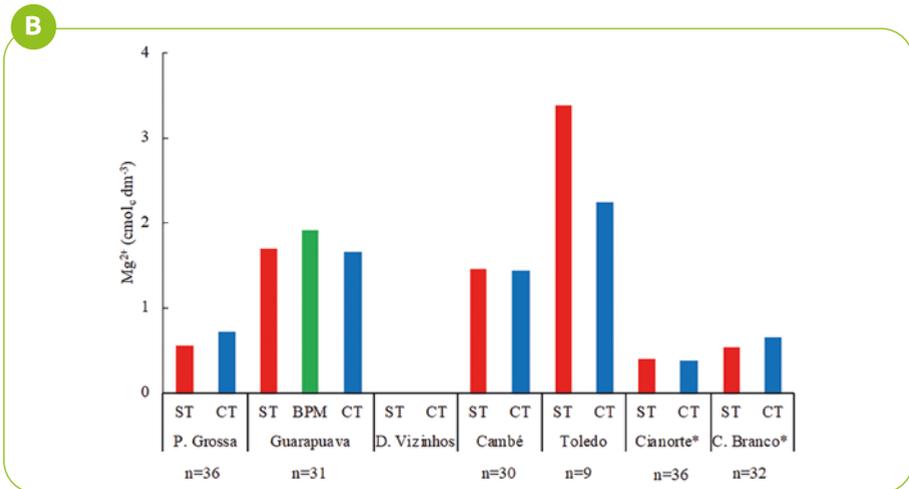
\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 6** – Teores de cálcio (Ca<sup>2+</sup>) trocável nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B), nas diferentes mesorregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.



Média	0,91	0,91	2,70	3,12	3,02	2,71	2,76	1,62	1,72	3,96	3,34	0,47	0,43	0,60	0,79
IC (±)	0,16	0,12	0,59	0,78	0,89	0,38	0,29	0,13	0,24	0,25	0,46	0,05	0,06	0,09	0,09



Média	0,56	0,71	1,69	1,90	1,65	-	-	1,45	1,44	3,37	2,24	0,39	0,38	0,52	0,66
IC (±)	0,12	0,13	0,61	0,45	0,67	-	-	0,13	0,19	0,52	0,42	0,05	0,07	0,09	0,09

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

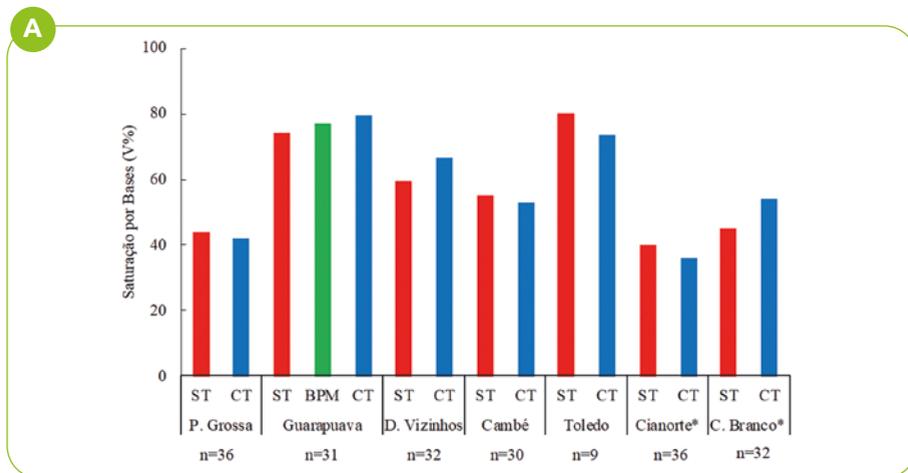
**Figura 7** – Teores de magnésio ( $Mg^{2+}$ ) trocável nas camadas de 0-0,10 m (A) e 0,10-0,20 m (B) nas diferentes mesorregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

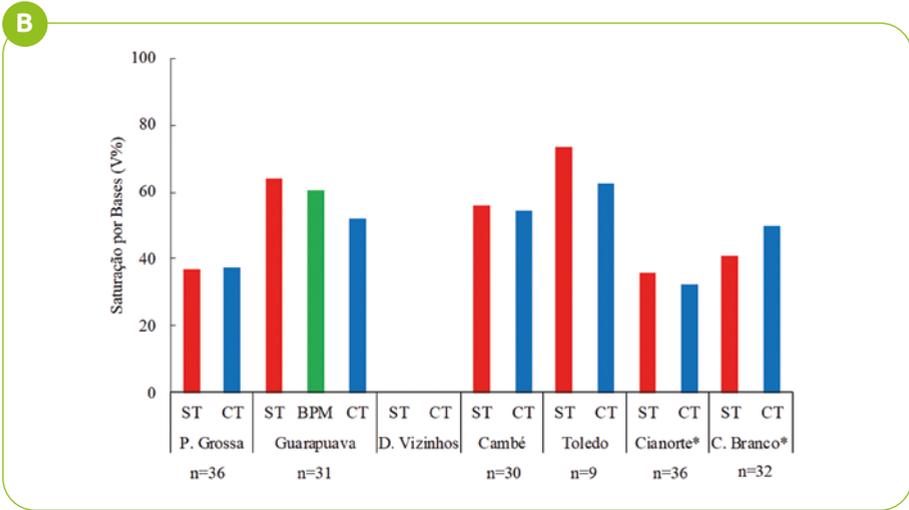
Os valores de saturação do solo por bases (V) foram mais elevados na camada de 0-0,10 m (Figura 8), o que está coerente com a observação de teores mais elevados de  $K^+$  (Figura 5),  $Ca^{2+}$  (Figura 6) e  $Mg^{2+}$  (Figura 7) nessa camada do solo nas diferentes MRs, podendo-se observar maior estratificação dos valores em profundidade para Guarapuava, ao passo que o solo de Cambé não apresentou queda do valor de V em profundidade.

Valores inferiores ao nível crítico de  $V = 50\%$  para a camada diagnóstica do solo (0-0,20 m) com foco na soja (NEPAR-SBCS, 2019) foram observados para Ponta Grossa e para a parcela ST de Presidente Castelo Branco (Figura 8). De modo geral, maiores valores de V foram observados nos solos mais argilosos e com maiores concentrações de MOS (Figura 1). Salienta-se que é de praxe, por ocasião do controle da acidez do solo, levar em consideração o requerimento da cultura mais exigente na rotação, podendo-se considerar nível crítico de  $V = 60\%$  se a rotação incluir trigo, cevada, milho e/ou feijão (NEPAR-SBCS, 2019). Nesse caso, além de Ponta Grossa e Presidente Castelo Branco, Cambé também seria incluída no grupo com valor de V abaixo do nível crítico.

Esses resultados indicam a necessidade de avaliação anual da fertilidade do solo para mitigar as variações nos teores dos nutrientes e otimizar a eficiência de uso dos fertilizantes. Quanto mais arenoso o solo e menor sua CTC, a prática de calagem deve ser realizada com doses menores e mais frequentes, assim como a gestão dos fertilizantes deve ser mais criteriosa, sobretudo das fontes de  $K^+$ , cujo preço encontra-se elevado no contexto atual.



Média	43,8	41,8	74,2	76,9	79,7	59,4	66,4	55,0	52,8	79,9	73,7	39,8	36,0	45,2	53,8
IC ( $\pm$ )	4,16	3,48	2,27	2,43	2,19	4,94	4,79	3,06	3,79	1,81	4,82	2,88	3,34	4,01	3,21



Média	36,8	37,6	63,8	60,3	51,9	-	-	55,9	54,5	73,5	62,7	36,2	32,4	41,0	50,0
IC (±)	5,03	4,09	2,94	2,27	3,64	-	-	3,78	3,46	6,95	5,75	3,74	3,79	4,24	3,83

ST – sem terraço; BPM – boas práticas de manejo; CT – com terraço; P. Grossa – Ponta Grossa; D. Vizinhos – Dois Vizinhos; C. Branco – Presidente Castelo Branco.

\* Dados referentes ao ano de 2023.

**Figura 8** – Valores de saturação de bases (V%) nas camadas de 0-0,10 m e 0,10-0,20 m nas diferentes mesorregiões estudadas

**Fonte:** Grupo de Pesquisa em Ciência do Solo da UNICENTRO.

## 10.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Do ponto de vista da qualidade química dos solos das diferentes mesorregiões de estudo na Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada, houve a formação de pelo menos dois grupos intrinsecamente distintos, devido à geologia e ao clima predominantes nos locais de ocorrência dos processos pedogenéticos.

O primeiro grupo é o de solos muito argilosos que ocorrem em Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé e Toledo, utilizados para a produção de grãos sob sistema plantio direto, os quais apresentaram maior disponibilidade dos nutrientes P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> e teores elevados de MOS, CTC e V%. Na mesorregião de Guarapuava, as concentrações de matéria orgânica do solo foram maiores, em parte, por conta do clima subtropical com verão ameno e inverno frio (Cfb), gerando complexo de trocas mais rico em cargas negativas e propiciando re-

tenção de maiores quantidades de nutrientes catiônicos. Além disso, houve favorecimento da disponibilidade de fósforo, especialmente quando se adotou o manejo conservacionista com plantas de cobertura na megaparcela com as boas práticas de manejo (BPM) e com terraço (CT).

Sob clima relativamente mais quente (Cfa), em Dois Vizinhos, Toledo e Cambé os solos apresentaram teores de MOS menores que os de Guarapuava, e em Toledo foram observadas menores concentrações de matéria orgânica do solo com adoção dos terraços na megaparcela CT. Isso pode ter ocorrido devido ao revolvimento do solo (para instalação dos terraços) ter resultado em perda de carbono, levando à diminuição dos seguintes atributos: (i) fósforo disponível; (ii) capacidade de troca de cátions; (iii) teores de potássio, cálcio e magnésio trocáveis; e (iv) saturação por bases.

O outro grupo é o de solos com predomínio da fração areia, que ocorrem em Ponta Grossa, Cianorte e Presidente Castelo Branco. Nesse grupo, Ponta Grossa se diferenciou e apresentou teores de matéria orgânica, fósforo e potássio disponíveis por vezes similares àqueles observados nos solos argilosos de Cambé e Toledo. Isso se deve às condições de clima Cfb, à rotação de culturas e ao SPD estabilizado na área estudada em Ponta Grossa.

O uso dos terraços aliados à adequada cobertura do solo, rotação de culturas e sistema plantio direto melhoraram os atributos químicos do solo (como observado em Guarapuava) e/ou mitigaram fatores restritivos (como observado em Ponta Grossa).

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ANGHINONI, I. Fertilidade do solo e seu manejo no sistema plantio direto. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Org.). **Fertilidade do solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 1. p. 873-928.
- BELLIENI, G.; COMIN, C. P.; MARQUES, L. S.; MELFI, A. J.; NARDY, A. J. R.; PAPATRECHAS, C.; PICCIRILLO, E. M.; ROISENBERG, A.; STOLFA, D. Petrogetic aspects of acid and basaltic lavas from the Paraná Plateau (Brazil): geological, mineralogical and petrochemical relationships. **Journal of Petrology**, v. 27, p. 915-944, 1986.
- BODZIAK, C.; MAACK, R. Contribuição ao conhecimento dos solos dos Campos Gerais no Estado do Paraná. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. jubilee, p. 127-163, 2001.
- BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; SYERS, J. K.; TILLMAN, R. W. Surface charge and solute interactions in soils. **Advances in Agronomy**, v. 67, p. 87-140, 1999.
- BORKERT, C. M.; GALDÊNCIO, C. A.; PEREIRA, J. E.; PEREIRA, L. R.; OLIVEIRA JUNIOR, A. Nutrientes minerais na biomassa da parte aérea em culturas de cobertura de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 143-153, 2003.
- BORTOLUZZI, E. C.; TESSIER, D.; RHEINHEIMER, D. DOS S.; JULIEN, J. L. The cation exchange capacity of a sandy soil in southern Brazil: an estimation of permanent and pH dependent charges. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 3, p. 356-364, 2006.
- CAIRES, E. F.; KUSMAN, M. T.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; PADILHA, J. M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 125-136, 2004.
- CHEROBIM, V. F.; HUANG, C.-H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 96-103, 2017.
- GEORGIU, K.; JACKSON, R. B.; VINDUSKOVÁ, O.; ABRAMOFF, R. Z.; AHLSTRÖM, A.; INDO, F.; HARDEN, J. W.; PELLEGRINI, A. F. A.; POLLEY, H. W.; SOONG, J. L.; RILEY, W. J.; TORN, M. S. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, p. 3.797, 2022.
- HARRIS, W. G.; RHUE, R. D.; KIDDER, G.; BROWN, R. B.; LITTELL, R. phosphorus retention as related to morphology of sandy coastal plain soil materials. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, p. 1.513-1.521, 1996.
- HAVLIN, J. L.; BEATON, J. D.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. **Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management**. New Jersey: Pearson, 2016. 536 p.
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.

- MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. 3. ed. Curitiba: Imprensa Oficial, 2002. 440p.
- MINEROPAR – Minerais do Paraná S/A. **Potencialidades e fragilidades das rochas do Estado do Paraná**. [s./d.] Disponível em: [https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-07/mineropar\\_2006.pdf](https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/mineropar_2006.pdf). Acesso em: 15 mar. 2024.
- MINEROPAR – Minerais do Paraná S/A. Universidade Federal do Paraná. **Atlas geomorfológico do Estado do Paraná**: escala base 1:250.000. Curitiba: Mineropar/UFPR, 2006. 63p.
- MÜLLER, M. M. L.; FAVARETTO, N.; DA FONSECA, A. F.; LONDERO, A. L.; CASALI, C. A.; RUIZ, D. B.; FILHO, E. S.; PRADO, L. L.; CANALLI, L. B. S.; CAMILO, E. L. Atributos químicos do solo e erosão hídrica. *In*: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. **Manejo e conservação de solo e água**: formação, implantação e metodologias. Curitiba: SENAR-AR/PR, 2023. p. 187-227.
- NEPAR-SBCS. Núcleo Estadual Paraná. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: SBCS, 2019. 289p.
- PADOVAN, M. P.; DE ALMEIDA, D. L.; GUERRA, J. G. M.; RIBEIRO, R. L. D.; OLIVEIRA, F. L.; SANTOS, L. A.; ALVES, B. J. R.; SOUTO, S. M. Decomposição e liberação de nutrientes de soja cortada em diferentes estádios de desenvolvimento. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 667-672, 2006.
- PAVAN, M. A.; BLOCH, M. D. M.; ZEMOULSKI, H. C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76).
- REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A.; PERAZA, J. E. S.; DA COSTA A. Estimating water retention and availability in cultivated soils of southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 21, p. e00277, 2020.
- RIFERTE, F. B.; DA FONSECA, A. F.; PONTES, L. S. Potassium fertilization for white oat and maize in integrated crop-livestock system under no-tillage. **Grassland Science**, v. 67, p. 250-257, 2021.
- SCHAPEL, A.; MARSCHNER, P.; CHURCHMAN, J. Clay amount and distribution influence organic carbon content in sand with subsoil clay addition. **Soil and Tillage Research**, v. 184, p. 253-260, 2018.
- SILVA, L. E.; GURGATZ, B. M.; SANTIAGO, D. F.; VEIGA, M. C. N. P.; REIS, R. A.; OLIVEIRA, A. L. Produção de banana no litoral do Paraná – reflexões acerca do papel social da universidade no contexto do desenvolvimento rural na região. **Diversa**, v.10, p. 41-47, 2017.

## 11

Autores

# Análise integrada de atributos biológicos do solo nos sistemas de produção agrícola monitorados em diferentes mesorregiões no Estado do Paraná

**Arnaldo Colozzi Filho<sup>1</sup>****Andréa Scaramal Menoncin<sup>2</sup>****Carolina Weigert Galvão<sup>3</sup>****Sandra Stets<sup>4</sup>****Rafael Mazer Etto<sup>3</sup>****Breyner Gustavo Pavão Bertagnoli<sup>2</sup>****Adriana Knob<sup>5</sup>****Francieli Gasparotto<sup>6</sup>****Edneia Aparecida de Souza Paccola<sup>6</sup>****Dinéia Tessaro<sup>7</sup>****Carlos Alberto Casali<sup>7</sup>**

<sup>1</sup> Pesquisador, Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR - EMATER

<sup>2</sup> Bolsista Pós Doc, Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR - EMATER

<sup>3</sup> Professor (a), Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG

<sup>4</sup> Bolsista Pós Doc, Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG

<sup>5</sup> Professora, Universidade Estadual do Centro - Oeste – UNICENTRO

<sup>6</sup> Professora, Universidade Cesumar – UNICESUMAR

<sup>7</sup> Professores, Universidade Tecnológica Federal do Paraná campus Dois Vizinhos – UTFPR-DVR

## 11.1 INTRODUÇÃO

O solo é um sistema dinâmico e heterogêneo que resulta da ação simultânea e integrada do material de origem, relevo, clima, tempo e organismos (TEIXEIRA; MOREIRA, 2019). A complexidade desse sistema proporciona a formação de diferentes habitats que possibilitam o desenvolvimento de grande diversidade de organismos, com funções metabolicamente distintas e complementares, de forte interação com os atributos físico-químicos, cujo resultado garante a preservação da qualidade ou em sentido mais amplo, a saúde do solo (BÜNEMANN et al., 2018).

A saúde do solo pode ser entendida como a qualidade de equilíbrio funcional entre seus atributos geológicos, hidrológicos, químicos, físicos e biológicos, capaz de sustentar produtividade biológica de plantas e de animais saudáveis, dentro das fronteiras do ecossistema, mantendo o equilíbrio ambiental (BÜNEMANN et al., 2018).

Nos sistemas agrícolas, a determinação da saúde do solo tem sido utilizada como forma de avaliar a sustentabilidade e a qualidade ambiental do sistema de produção. Para a avaliação da saúde dos solos agrícolas recomenda-se a utilização conjunta de indicadores físico, químico e biológicos, sensíveis às modificações e capazes de responder com rapidez e acurácia a alterações ocorridas nos componentes do sistema e refletir aspectos do funcionamento do ecossistema, além de serem de fácil determinação e interpretação (ROUSSEAU et al., 2013; AZEVEDO JUNIOR et al., 2017).

Os bioindicadores são sensíveis para compor o conjunto de indicadores capazes de avaliar a saúde do solo, podendo ser ferramentas auxiliares de monitoramento para a tomada de decisão sobre o manejo conservacionista do solo e das culturas nos sistemas de cultivo. A diversidade e/ou funcionalidade dos organismos no solo podem ser utilizadas para avaliar, controlar e mitigar os impactos negativos decorrentes das atividades antrópicas nos agroecossistemas.

Neste estudo estão sendo monitorados indicadores físicos, químicos e biológicos de solo, concomitantemente, em megaparcels a campo, em diferentes regiões do estado do Paraná. Para detalhes sobre a concepção do projeto, escolha das áreas, montagem, condução e avaliação nas megaparcels, consultar Pellegrini e Barbosa (2023). Maiores detalhes sobre a metodologia de coleta e avaliação dos indicadores biológicos monitorados neste estudo podem ser verificados em Colozzi Filho et al. (2023).

Este monitoramento está proporcionando a obtenção de um banco de dados regionalizado e robusto de indicadores biológicos, os quais serão analisados em conjunto com os dados referentes às propriedades físico-hídricas e químicas do solo, de levantamento topográfico e da caracterização do manejo e uso dos solos destas áreas. Esta análise possibilitará uma visão abrangente dos fenômenos físico-químicos e biológicos decorrentes da implantação ou não de estruturas conservacionistas (terraços) nos sistemas de produção e poderá contribuir com a definição de critérios regionais para a implantação de sistemas de cultivo agrícola conservacionistas.

Neste capítulo são apresentados os primeiros esforços de análise conjunta dos dados referentes a atividade da biomassa microbiana do solo, a atividade de enzimas do solo relacionadas à ciclagem da matéria orgânica em áreas agrícolas dos locais de estudo nas regiões de Ponta Grossa, Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé, Toledo, Cianorte e Presidente Castelo Branco, monitorados nos anos de 2020 à 2022. A análise conjunta dos indicadores físicos e químicos é apresentada nos capítulos 9 e 10 desta publicação.

Compreender regionalmente o papel da biota no funcionamento dos agrossistemas, de forma integrada com atributos físico-químicos do solo é fundamental para o seu manejo, sobretudo com o intuito de melhorar a cobertura, a fertilidade natural e a estrutura da camada superficial do solo, buscando-se reduzir a produção de sedimentos, aumentar a infiltração e a retenção de água no solo e reduzir a aplicação de fertilizantes químicos por meio da maximização da ocorrência dos processos naturais de mineralização da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes.

O monitoramento e avaliação da biota dos solos no contexto deste estudo permitirá uma análise do impacto do manejo do solo, práticas conservacionistas e das culturas sobre os processos hidrológicos e erosivos do solo e a necessidade de reconstrução ou manutenção de terraços nas áreas de produção agrícola, em consonância com os atributos do solo e o funcionamento deste sistema.

## 11.2 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS

Para estudar de forma integrada os dados referentes aos atributos microbianos monitorados em Ponta Grossa, Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé, Toledo, Cianorte e Presidente Castelo Branco, foi definida uma série temporal que compreende as análises realizadas nos anos de 2020, 2021 e 2022, período em que as equipes das instituições participantes da rede conseguiram avaliar a grande maioria dos atributos propostos até então, sendo eles: Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), Nitrogênio da Biomassa Microbiana (NBM), Quociente Metabólico ( $qCO_2$ ), respiração microbiana (RM) e a atividade da enzima Fosfatase ácida (FA). A partir de 2023, o projeto foi revisto e novos atributos foram incorporados, mas nem todas as equipes conseguiram realizar as avaliações a tempo de integrarem esta etapa do estudo.

Para avaliar se os dados obedeciam a uma distribuição normal, eles foram submetidos ao teste de Shapiro Wilk. Como muitos não apresentaram distribuição normal, foi utilizado o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de Dunn para comparar as médias de cada atributo entre as parcelas com terraço (CT) e sem terraços (ST) em cada mesorregião. Com base nas médias, determinou-se a probabilidade estatística ( $p$ -valores) que foram então utilizados para calcular a frequência de ocorrência (F.O.), representada em percentagem (%) dos tratamentos CT e ST em cada ano agrícola. Os resultados são apresentados na Tabela 1.

Da mesma maneira procedeu-se a análise de cada atributo microbiano nas parcelas CT e ST, ao longo dos anos 2020, 2021 e 2022 em todas as mesorregiões. As diferenças entre os  $p$ -valores são apresentadas na Tabela 2.

Para comparar os valores de cada atributo entre as mesorregiões foi utilizado o teste Wilcoxon-Mann-Whitney. Esse teste foi escolhido devido à sua capacidade de avaliar dados não paramétricos, mesmo quando apresentam diferentes graus de liberdade, como é o caso, uma vez que cada área possui um número diferente de pontos amostrais. O teste de Wilcoxon-Mann-Whitney avaliou os valores de cada atributo por parcela, comparando-as entre as áreas par a par (Tabela 3).

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico R (R CORE TEAM, 2022). A partir de 2023 as enzimas  $\beta$ -glicosidase, Arilsulfatase, Urease, a glicoproteína Glomalina nas formas de facilmente extraível e total e a esporulação e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares passaram a integrar o conjunto de indicadores que estão sendo trabalhados e os dados analisados deverão compor as análises em publicação futura.

### **11.3 SENSIBILIDADE DOS INDICADORES MICROBIANOS AO TERRACEAMENTO EM CADA ANO AGRÍCOLA, EM MESORREGIÕES DO PARANÁ**

O atributo microbiano que mais apresentou valores diferentes entre as parcelas CT e ST foi a atividade da fosfatase ácida (FA), cuja frequência de ocorrência (E.O.) de diferenças significativas foi de 85% (Tabela 1). Das 13 análises realizadas desse atributo, em 11 (85%) foram detectadas diferenças nos valores da atividade da FA entre a parcela CT e ST, indicando ser a atividade da FA um atributo sensível à prática do terraceamento.

A FA é uma hidrolase, que catalisa a reação de hidrólise de ésteres e anidros de fósforo (P), tendo grande importância no processo de mineralização do P orgânico do solo. Essa hidrolase é especificada como ácida, por possuir maior estabilidade química e funcional em ambientes com o pH ácido (BALOTA et al., 2013; NANNIPIERI et al., 2011). Pesquisas conduzidas por Dotaniya et al. (2019), Van Es e Karlen (2019), Mendes et al. (2021), e Spliethoff et al. (2023) corroboram com nossos resultados que demonstram que a atividade da enzima fosfatase ácida é influenciada por práticas agrícolas aplicadas ao solo. Dotaniya et al. (2019) constataram que a atividade da fosfatase ácida foi signi-

ficativamente superior em solos sob manejo orgânico em comparação com o manejo convencional. Da mesma forma, Van Es e Karlen (2019) observaram que a atividade dessa enzima foi influenciada pelo manejo do solo, sendo mais elevada em sistemas com práticas de manejo conservacionista, que inclui rotação de plantas de cobertura e plantio direto. Mendes et al. (2021) também constataram que a atividade da fosfatase ácida revelou-se sensível para discriminar diferentes sistemas de manejo do solo, corroborando com os demais estudos. Spliethoff et al. (2023) observaram em Guarapuava, uma das mesorregrões monitoradas neste mesmo experimento, um aumento nos valores de FA tanto na parcela CT quanto naquelas conduzidas com boas práticas de manejo, no segundo e terceiro ano do experimento, em relação à parcela ST. Os autores relacionaram a maior atividade dessa enzima com o aumento da densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares nas áreas, provavelmente devido à diversificação de plantas de cobertura. Além disso, os terraços podem ter contribuído para diminuir as perdas de esporos ocasionadas pelo escoamento superficial, conforme relatado por Colozzi Filho et al. (2024), em avaliações realizadas na megaparcela conduzida em Cambé, neste mesmo projeto. Dessa forma, a adoção de práticas de manejo conservacionista do solo promoveu o aumento da atividade microbiana ao longo do tempo. Isso indica que o manejo do solo e práticas de conservação, como o uso de culturas de cobertura e o terraceamento, exercem influência significativa na atividade da FA.

Portanto, estes resultados evidenciam a eficiência e sensibilidade da FA em distinguir manejos de solo praticados nos sistemas de produção e reforçam a ideia de que a determinação da atividade de enzimas no solo pode ser uma ferramenta estratégica para diagnóstico precoce da sustentabilidade do manejo aplicado ao solo. Isso se mostra particularmente útil em regiões agrícolas onde as práticas de manejo permanecem consistentes ao longo do tempo (MENDES et al., 2018). Para Van Es e Karlen (2019) e Mendes et al. (2021) a avaliação da atividade enzimática no solo não apenas fornece parâmetros para a determinação da saúde do solo, mas também oferece balizamento em bases científicas para as decisões dos agricultores, incentivando práticas sustentáveis como o terraceamento e, conseqüentemente, contribuindo para a saúde a longo prazo dos sistemas agrícolas.

**Tabela 1** – Ocorrência de diferença nos atributos microbianos (A.M.) entre parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST), nos anos agrícolas e nas mesorregiões monitoradas do Paraná.

A.M.	Ponta Grossa		Guarapuava		Dois Vizinhos		Cambé		Toledo		Cianorte		Castelo Branco		F.O. <sup>1</sup> (%)					
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021						
CBM	0,005*	0,628	<0,001	<0,001	0,016	0,016	0,106	0,038	0,468	0,383	0,233	0,009	0,310	<0,001	0,178	0,019	0,443	0,558	50	
NBM	<0,001	<0,001	<0,001	0,380	0,380	<0,001	0,756	0,106	0,084	<0,001	0,103	0,147	0,309	0,085	0,024	0,097	0,117	<0,001	<0,001	50
RM	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,017	0,871	0,231	0,894	0,711	0,767	0,145	0,085	0,353	nc	nc	0,005	nc	nc	50
qCO <sub>2</sub>	0,300	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,097	0,137	0,262	0,029	0,208	0,164	0,085	<0,001	0,004	nc	nc	<0,001	nc	nc	56
FA	0,260	<0,001	<0,001	0,008	<0,001	<0,001	nc	nc	0,044	0,001	0,002	0,019	<0,001	0,757	nc	nc	<0,001	nc	nc	85

\*Valores em negrito indicam diferença entre as parcelas CT e ST para  $p$ -valor  $\leq 0,05$  determinado pelo teste de Dunn. <sup>1</sup>F.O.= Frequência de ocorrência de diferença significativas entre parcelas CT e ST para  $p$ -valor  $\leq 0,05$ ; nc = análises não concluídas; CBM = carbono da biomassa microbiana; NBM = nitrogênio da biomassa microbiana; RM = respiração microbiana; qCO<sub>2</sub> = quociente metabólico; e FA = fosfatase ácida.

**Fonte** – Autores.

Os atributos CBM e NBM apresentaram diferenças significativas entre CT e ST em 50% das avaliações (Tabela 1). Nas megaparcelas de Ponta Grossa e Guarapuava, a diferença foi observada na maioria dos anos, exceto em 2021, quando não foram encontradas diferenças significativas no CBM em Ponta Grossa e no NBM em Guarapuava, sugerindo uma interação entre o manejo com terraço e as condições climáticas ou de solo que promovem mudanças na biomassa microbiana.

Nas megaparcelas de Cambé, não houve diferenças significativas entre as parcelas CT e ST em nenhum dos anos monitorados. De forma semelhante ao ocorrido em Cambé, na megaparcelas de Dois Vizinhos somente no ano de 2021 para o CBM foi observada diferença significativa entre as parcelas CT e ST. Isso sugere que o manejo com terraço nessas regiões possivelmente não teve um impacto mensurável na biomassa microbiana do solo. Diferenças pontuais foram verificadas para as megaparcelas de Toledo, Cianorte e Presidente Castelo Branco (Tabela 1).

A ausência de diferença em alguns locais e anos pode ser atribuída a variáveis locais como tipo de solo, clima, práticas agrícolas ou mesmo à adaptação da microbiota do solo a condições específicas do manejo. Zhang, Wang & Li (2015) relatam que a construção e manutenção de terraços em encostas modificou a dinâmica do carbono no solo. Essas mudanças ocorrem principalmente devido à remoção do solo superficial na seção de corte para construir o canal, além da redistribuição das classes de agregados do solo durante a construção do camalhão. Esses processos podem aumentar a taxa de mineralização do carbono orgânico nativo, pois expõem parte do carbono, que inicialmente estava protegido, à ação dos microrganismos (REICHERT et al., 2016). Dessa forma, ocorre uma adaptação da biomassa microbiana a essa nova condição.

Além disso, é importante considerar que a variabilidade dos resultados ao longo dos anos é influenciada pelas condições climáticas, as quais têm um papel significativo na biomassa microbiana e na decomposição do carbono orgânico no solo. As variações de precipitação ao longo dos anos podem influenciar diretamente a resposta desses atributos microbianos do solo ao manejo com terraço onde, em anos com maior precipitação, a exposição do carbono orgânico promovida pela construção e/ou manutenção dos terraços pode acelerar sua mineralização, resultando em diferenças mais pronunciadas na biomassa microbiana entre as parcelas CT e ST.

Adicionalmente, estudos destacam que o CBM é sensível a fatores ambientais e práticas de manejo do solo, respondendo a mudanças com impactos significativos na saúde e fertilidade do solo. A adoção de práticas conser-

vacionistas como o sistema de plantio direto (BALOTA et al., 1998; DA SILVA et al., 2014), rotação e diversificação de plantas no sistema agrícola (SILVA et al., 2015; SPLIETHOFF et al., 2023), além de técnicas como o terraceamento (SPLIETHOFF et al., 2023) podem promover aumentos nos níveis de CBM, contribuindo para a melhoria da qualidade do solo e a sustentabilidade do ecossistema. Portanto, a variação nos níveis de CBM entre parcelas CT e ST pode ter implicações significativas na atividade microbiana do solo, com efeitos na fertilidade e sustentabilidade do sistema produtivo. Por outro lado, DE VRIES e SHADE, (2013) citam que pequenas alterações na biomassa microbiana podem afetar diretamente a estabilidade do ecossistema e apontam o CBM como um indicador crucial para avaliar essas alterações do solo, destacando a importância de se compreender e monitorar essas mudanças para a manutenção da estabilidade e funcionalidade dos ecossistemas terrestres. O Monitoramento do CBM fornece informações essenciais sobre a capacidade do solo em suportar processos ecossistêmicos vitais. Esses resultados ressaltam a importância de se considerar os efeitos das práticas agrícolas, como o uso de terraços, na biomassa microbiana do solo como forma de promover sistemas agrícolas mais equilibrados e produtivos.

A RM do solo apresentou F.O. de diferenças significativas entre CT e ST em 50% das avaliações (Tabela 1), com médias menores nas áreas CT. Isso sugere menores perdas de carbono orgânico para a atmosfera, fato esse que favorece a população microbiana do solo. Além disso, os valores de  $qCO_2$  foram estatisticamente diferentes entre as parcelas CT e ST em 56,3% das avaliações, sendo os menores valores de  $qCO_2$  obtidos na CT no ano de 2022. Esses resultados apontam para uma redução nas perdas de  $CO_2$  para a atmosfera, o que traz melhoria na saúde do solo ao longo do tempo. Estudos realizados por Mercante et al. (2008) e Carneiro et al. (2009) mostraram que a redução do  $qCO_2$  está associada a uma menor perda de carbono na forma de  $CO_2$  pela respiração. Isso sugere maior eficiência da biomassa microbiana na utilização de compostos orgânicos e na incorporação de carbono em seus tecidos. Solos com valores baixos de  $qCO_2$  tendem a estar mais próximos do equilíbrio, enquanto ambientes estressantes tendem a apresentar valores mais elevados de  $qCO_2$ , refletindo um maior consumo de carbono para a manutenção da biomassa microbiana. Dessa forma, os resultados obtidos com o monitoramento dos indicadores microbiológicos nas diferentes mesorregiões, indicam que a presença de terraços no solo influência não apenas a taxa de escoamento superficial, com maior infiltração de água, estabilidade do solo e armazenamento de água, mas também a atividade microbiana e o metabolismo dos microrganismos presentes no solo.

## 11.4 SENSIBILIDADE DE INDICADORES MICROBIANOS NA SÉRIE TEMPORAL DE 2020 A 2022

Todos os atributos microbianos estudados mostraram-se sensíveis em evidenciar diferenças ao longo da série temporal entre os anos de 2020, 2021 e 2022 nas megaparcelas CT e ST (Tabela 2). Em locais como Ponta Grossa, Guaruva, Dois Vizinhos, Toledo e Cianorte, todos os indicadores apresentaram diferenças significativas em pelo menos um dos tratamentos estudados (CT ou ST), refletindo a variabilidade edafoclimática local ao longo do tempo.

Em relação ao CBM, em 67% das observações houve diferenças significativas entre a série temporal, enquanto para o NBM, essa diferença foi ainda mais expressiva, atingindo 83% das observações (Tabela 2). Da mesma forma, tanto para a respiração RM quanto para o quociente metabólico  $qCO_2$ , as diferenças foram detectadas em 100% das mesorregiões onde foram determinados. A atividade da FA apresentou diferença significativa na série temporal em 75% das megaparcelas analisadas. Essas variações significativas observadas nos atributos microbianos dentro de cada parcela indicam uma resposta diferencial dos microrganismos do solo às condições edafoclimáticas específicas e de manejo ao longo do tempo.

A presença de diferenças significativas na biomassa microbiana (CBM e NBM) entre megaparcelas CT e ST sugere maior atividade biológica e maior potencial de ciclagem de nutrientes em determinadas áreas ao longo do tempo. Isso pode ser especialmente relevante em áreas com práticas de manejo do solo mais favoráveis, como a presença de terraços, onde a proteção contra a erosão e a melhoria da estrutura do solo podem promover condições mais propícias para a atividade microbiana (SPLIETHOFF et al., 2023).

Por outro lado, megaparcelas ST podem apresentar diferenças significativas nos atributos microbianos que refletem desafios específicos associados à ausência de práticas conservacionistas, que promovem perda de nutrientes. Nesses casos, a presença de diferenças significativas nos atributos microbianos pode indicar uma necessidade de intervenção para melhorar a saúde do solo e aumentar sua capacidade de sustentar produção agrícola a longo prazo. Os resultados apontam os indicadores microbianos como sensíveis para diferenciar a série temporal, independentemente da presença de terraços. O CBM e o NBM apresentaram diferenças significativas ao longo dos anos, destacando a dinâmica da biomassa microbiana no solo ao longo do tempo. Essas diferenças podem refletir mudanças na disponibilidade de nutrientes, na ma-

téria orgânica do solo e nas condições ambientais que influenciam a atividade microbiana (AMARAL et al., 2023).

Além disso, a RM e o  $q\text{CO}_2$  também foram sensíveis para diferenciar a série temporal, indicando variações na atividade metabólica dos microrganismos do solo ao longo dos anos em resposta às características edáficas locais e suas interações com as variações climáticas especialmente pluviosidade e temperatura. As interações entre microbiota, solo e clima são determinantes na ocorrência dos processos de decomposição da matéria orgânica e da liberação de dióxido de carbono, estando, portanto sujeitos a mudanças sazonais que podem afetar a dinâmica funcional do solo e a disponibilidade de nutrientes para as plantas.

É importante notar que esses indicadores foram capazes de diferenciar a série temporal dentro de cada tratamento, independentemente da presença de terraços. Isso sugere que fatores como variações climáticas, práticas de manejo sazonais e mudanças na disponibilidade de recursos podem influenciar diretamente a atividade e composição da comunidade microbiana do solo ao longo do tempo, independentemente das práticas de conservação do solo.

Neste contexto, fica evidente a importância de monitorar continuamente os indicadores microbianos do solo para entender melhor sua dinâmica e responder de forma proativa às mudanças ambientais e aquelas promovidas pelo manejo. Estudos futuros podem explorar mais a fundo os mecanismos subjacentes a essas mudanças e como elas podem influenciar a saúde do solo, a produtividade agrícola e a sustentabilidade dos sistemas de produção. Essas informações são essenciais para desenvolver estratégias de manejo do solo mais eficazes e sustentáveis, visando promover a resiliência dos ecossistemas agrícolas às mudanças ambientais.

**Tabela 2** – Diferença nos atributos microbianos (A.M.) entre os anos agrícolas de 2020, 2021 e 2022, nas parcelas com (CT) e sem terraço (ST), em diferentes mesorregiões do Paraná.

A.M.	Ponta Grossa		Guarapuava		Dois Vizinhos		Cambé		Toledo		Cianorte		1F.O. (%)
	CT	ST	CT	ST	CT	ST	CT	ST	CT	ST	CT	ST	
CBM	<0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	0,147	0,528	0,289	0,019	0,100	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	67
NBM	<0,001	0,506	<0,001	<0,001	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	0,321	0,021	<0,001	0,025	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	83
RM	<0,001	<0,001	0,030	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	nc	nc	100
qCO <sub>2</sub>	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	nc	nc	100
FA	<0,001	0,215	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	nc	nc	0,001	0,180	<0,001	<b>&lt;0,001</b>	nc	nc	75

\* Valores em negrito indicam diferença entre os anos de 2020, 2021 e 2022 na parcela com terraço e sem terraço de cada A.M. em cada região, 1F.O.= Frequência de ocorrência de diferença significativas entre os anos agrícolas de 2020, 2021 e 2022, nas parcelas CT e sem terraço ST para  $p$ -valor  $\leq 0,05$  determinado pelo teste de Kruskal-Wallis; nc = análises não concluídas; CBM = carbono da biomassa microbiana; NBM = nitrogênio da biomassa microbiana; RM = respiração microbiana; qCO<sub>2</sub> = quociente metabólico e FA = fosfatase ácida.

**Fonte** – Autores.

## 11.5 SENSIBILIDADE DE INDICADORES MICROBIANOS ENTRE AS MESORREGIÕES.

O uso do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney possibilitou a avaliação da sensibilidade dos indicadores microbianos em solo com e sem terraceamento, nas mesorregiões monitoradas entre os anos de 2020 a 2022. A sensibilidade foi avaliada determinando-se a frequência de ocorrência de variabilidade ou similaridade dos indicadores microbiológicos entre as mesorregiões. Considerou-se que há variabilidade quando as distribuições de dois conjuntos de dados apresentam diferenças significativas em suas medianas. Por outro lado, a similaridade foi definida quando não houve diferença significativa entre as medianas dos conjuntos de dados. Esta abordagem estatística permitiu determinar a sensibilidade dos indicadores microbiológicos carbono da biomassa microbiana-CBM; nitrogênio da biomassa microbiana-NBM; respiração microbiana-RM; quociente metabólico- $qCO_2$  e fosfatase ácida-FA na diferenciação entre as mesorregiões.

Os resultados revelam que todos os indicadores microbiológicos avaliados são sensíveis para diferenciar as mesorregiões nas áreas com e sem terraceamento, com variações em seus graus de sensibilidade (Tabela 3). O NBM se destacou como o indicador mais sensível, apresentando a maior variabilidade (97,37%) entre as regiões. Essa variabilidade é impulsionada por diferenças na vegetação, nas propriedades do solo e no clima, que influenciam a disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes para os microrganismos. Por exemplo, variações na cobertura vegetal podem alterar a quantidade e qualidade da matéria orgânica disponível, enquanto as propriedades do solo, como pH e textura, podem afetar a decomposição e a ciclagem de nutrientes. Diferentes regimes climáticos, como variações na temperatura e precipitação, também modificam as condições ambientais que regulam a atividade microbiana (DOVE et al., 2021). A umidade do solo, maior nas parcelas com terraço devido à retenção de água, é um fator crucial. Variações de precipitação podem intensificar a atividade microbiana nas parcelas mais úmidas, influenciando a resposta dos atributos microbianos ao manejo com terraço.

Isso sugere que, apesar das diferenças climáticas e de solo entre as áreas de Ponta Grossa, Guarapuava, Dois Vizinhos, Cambé, Toledo, Cianorte e Presidente Castelo Branco o NBM foi capaz de diferenciar as características microbiológicas do solo em cada uma dessas regiões. Essa sensibilidade do NBM destaca sua utilidade como um indicador para avaliar a saúde do solo e as condições microbiológicas, independentemente das variáveis geográficas.

Além do NBM, o  $qCO_2$ , por exemplo, mostrou-se sensível, refletindo o es-

três metabólico e a eficiência dos microrganismos em resposta às mudanças ambientais, sua alta variabilidade (92,86%) indica sua importância na distinção entre as áreas.

**Tabela 3** – Sensibilidade<sup>1</sup> de atributos microbianos do solo observada no total de análises realizadas no projeto de monitoramento, durante o período de 2020 a 2022.

Atributos microbianos <sup>2</sup>	Similaridade	Variabilidade
	%	
CBM	40,35	59,65
RM	12,86	87,14
qCO <sub>2</sub>	7,14	92,86
NBM	2,63	97,37
FA	11,36	88,64

<sup>1</sup>Valores obtidos a partir da comparação par a par dos dados por atributo obtidos nas parcelas CT e ST nas 7 mesorregiões durante o período de 2020 a 2022, por meio do teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney. <sup>2</sup> CBM = carbono da biomassa microbiana; NBM = nitrogênio da biomassa microbiana; RM = respiração microbiana; qCO<sub>2</sub> = quociente metabólico e FA = fosfatase ácida.

**Fonte** – Autores.

A Respiração Microbiana (RM) e a Fosfatase Ácida (FA) também apresentaram sensibilidade elevada, com variabilidades de 87,14% e 88,64%, respectivamente. Embora não tão sensíveis quanto o NBM ou o qCO<sub>2</sub>, ambos os indicadores foram efetivos em apontar diferenças nas características microbiológicas do solo entre as regiões estudadas. A RM reflete a atividade metabólica dos microrganismos, influenciada por fatores como matéria orgânica, umidade e temperatura, sendo crucial para avaliar a atividade biológica do solo. A FA, uma enzima essencial na ciclagem do fósforo, indica a disponibilidade de fósforo e a atividade microbiana relacionada, fornecendo informações sobre a fertilidade do solo em diversos contextos geográficos e de manejo agrícola.

Representando a quantidade de carbono contida na biomassa dos microrganismos do solo, o CBM é um indicador importante da atividade biológica e da qualidade do solo. A sua moderada variabilidade (59,65%) entre as regiões sugere que ele é sensível às variações nas práticas de manejo e nas condições ambientais, especialmente em relação à retenção de matéria orgânica. Uma variabilidade moderada indica que o CBM pode responder a mudanças no manejo do solo, como diferentes práticas de cultivo e adubação, bem como

a variações climáticas e de solo, influenciando a quantidade de biomassa microbiana presente no solo. Assim, mesmo sendo menos sensível que outros indicadores, o CBM ainda fornece informações sobre a qualidade do solo, especialmente no que diz respeito à sua capacidade de reter carbono e sustentar a atividade biológica.

Através da análise de similaridade e variabilidade dos atributos microbiológicos entre as áreas, realizada par a par, foi identificado que as áreas mais similares, ou seja, sem diferença significativa, foram Ponta Grossa e Toledo, Guarapuava e Toledo, e Dois Vizinhos e Toledo. Essa classificação foi determinada com base na pontuação resultante das análises, onde foi atribuído o valor 1 para similaridade e 0 para variabilidade. Os atributos que mais contribuíram para essa similaridade foram CBM, RM,  $qCO_2$  e FA.

Esses resultados indicam que, apesar das diferenças climáticas e de solo, as condições ambientais e as práticas de manejo nestas regiões possibilitaram que os parâmetros microbianos se comportassem de maneira semelhante, destacando a robustez desses indicadores na avaliação da saúde do solo.

## 11.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Compreender localmente o papel da microbiota no funcionamento dos agrossistemas de forma integrada com atributos físico-químicos do solo é fundamental para o seu manejo, sobretudo com o intuito de manter ou melhorar sua fertilidade natural, sua estrutura, buscando-se reduzir a aplicação de fertilizantes químicos, aumentar a infiltração e a retenção de água no solo e maximizar a ocorrência dos processos naturais de mineralização da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. O monitoramento e avaliação de indicadores microbianos da biota dos solos, neste contexto, estão se constituindo em um banco de dados valioso que possibilitará avaliar o impacto das práticas conservacionistas de manejo do solo e das culturas sobre seus atributos e os principais processos que garantem o funcionamento dos agrossistemas.

Os resultados obtidos nos primeiros anos de condução deste projeto apontam os indicadores microbianos estudados como sensíveis aos processos hidrológicos e erosivos que ocorrem no solo em função do seu manejo e do sistema de cultivo praticado.

A presença dos terraços na área repercute diretamente na composição da biomassa microbiana, como evidenciado pelas alterações positivas no C e N microbianos (CBM e NBM), assim como na atividade dos microrganismos, através de alterações na respiração microbiana (RM), no quociente metabólico ( $qCO_2$ ) e na atividade da enzima Fosfatase ácida (FA). A presença dos terraços influencia não apenas a dinâmica hidrológica na área, como por exemplo, reduzindo o escoamento superficial da água de chuva e favorecendo a retenção de umidade no solo, mas também propiciando a redistribuição e maior disponibilização de nutrientes no solo.

A avaliação temporal do CBM, do NBM, da RM e do  $qCO_2$ , revelaram padrões de comportamento sazonais e de carácter regional e respostas do solo às alterações ambientais ao longo dos anos. Estas observações são fundamentais para o entendimento da atividade biológica do solo e para identificar tendências de longo prazo que impactam os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, com reflexos sobre a produtividade dos sistemas de produção.

A análise dos indicadores microbiológicos revela variações entre as práticas de manejo do solo e das culturas nas mesorregiões, evidenciando a influência das condições edafoclimáticas e do manejo na biologia do solo. Esses indicadores, sensíveis e informativos, são ferramentas essenciais para monitorar e avaliar os efeitos do terraceamento, fornecendo *insights* valiosos para a implementação de práticas de manejo que promovam a sustentabilidade e a produtividade agrícola.

Espera-se que, no futuro, após a obtenção de uma base de dados mais robustos e ampliados em série temporal, seja realizada uma análise integrada dos atributos com avaliações químicas e físicas de cada região monitorada. O objetivo é obter uma perspectiva abrangente que permita um entendimento pleno do funcionamento da comunidade microbiana do solo nas especificidades regionais. Isso enriquecerá a compreensão de como as práticas de conservação do solo e da água, bem como os diferentes sistemas de produção, podem ser aprimorados para promover uma produção conservacionista sustentável, preservando os recursos naturais.

## REFERÊNCIAS

- AMARAL, H. F.; SCHWAN-ESTRADA, K. R. F.; SENA, J. O. A. D.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S. Seasonal variations in soil chemical and microbial indicators under conventional and organic vineyards. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 45, e56158, 2023.
- AZEVEDO JUNIOR, R. R.; SANTOS, J. B.; BARETTA, D.; RAMOS, A. C.; CARDOSO, E. J. B. N. Chemical and microbiological soil properties in organic and conventional management systems of *Coffea arabica* L. **Journal of Plant Nutrition**, v. 40, n. 14, p.2076-2086, 2017.
- BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 641-649, 1998.
- BALOTA, E. L.; NOGUEIRA, M. A.; MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; FAGOTTI, D. S. L.; MELO, G. M. P.; MELO, W. J. Enzimas e seu papel na qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 8, p. 189-249, 2013.
- BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, R.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKELE, W.; van GROENIGEN, J.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 147-157, 2009.
- COLOZZI FILHO, A.; BERTAGNOLI, B. G. P.; MENONCIN, A. S. S.; OLIVEIRA, J. F.; CAMPANA, I. O.; MACHINESKI, G. S.; BARBOSA, G. M. C. Terracing reduces arbuscular mycorrhizal fungi spore loss through surface runoff. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.67(spe1): e24230801, 2024.
- COLOZZI FILHO, A.; KNOB, A.; MENONCIN, A. S.; CASALI, C. A.; GALVÃO, C. W.; TESSARO, D.; SANTOS, E. C.; PACCOLA, E. A. S.; GASPAROTTO, F.; MACHINESKI, G.; CARRENHO, R. Atributos biológicos. In: PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. C. Manejo e conservação de solo e água. Curitiba: SENAR AR/PR, 2023. 267-292 p.
- DA SILVA, A. P.; BABUJIA, L. C.; FRANCHINI, J. C.; RALISCH, R.; HUNGRIA, M.; DE FÁTIMA GUIMARÃES, M. Soil structure and its influence on microbial biomass in different soil and crop management systems. **Soil and Tillage Research**, v. 142, p. 42-53, 2014.
- DE VRIES, F. T.; SHADE, A. Controls on soil microbial community stability under climate change. **Frontiers in Microbiology**, v. 4, p. 52465, 2013.
- DOTANIYA, M. L.; APARNA, K.; DOTANIYA, C. K.; SINGH, M.; REGAR, K. L. Role of soil enzymes in sustainable crop production. In: KUDDUS, M. Enzymes in food biotechnology production, applications, and future prospects. Amsterdam: Elsevier, 2019. 569-589 p.
- DOVE, NICHOLAS C.; BARNES, M. E.; MORELAND, K.; GRAHAM, R. C.; BERHE, A. A.; HART, S. C. Depth dependence of climatic controls on soil microbial community activity and composition. **ISME communications**, v. 1, n. 1, p. 78, 2021.

- MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; REIS JUNIOR, F. B.; LOPES, A. A. C. Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2018. 52 p.
- MENDES, I. C.; MARTINHÃO, D. G. S.; DANTAS, D. O.; LOPES, A. A. C.; REIS JUNIOR, F. B.; OLIVEIRA, I. M.; CHAER, G. M. Soil quality and grain yield: A win-win combination in clayey tropical Oxisols. **Geoderma**, v. 388, p. 114880, 2021.
- MERCANTE, F. M.; DA SILVA, R. F.; FRANCELINO, S. F.; CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A. A. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 34, n. 4, p. 479-485, 2008.
- NANNIPIERI, P.; GIAGNONI, L.; LANDI, L.; RENELLA, G. Role of phosphatase enzymes in soil. In: BÜNEMANN, E. K.; OBERSON, A.; FROSSARD, E. Phosphorus in action. Berlin, Heidelberg: Springer, 2011. p. 215-243.
- PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G.M. DE C. Manejo e conservação do solo e da água: Volume I - formação, implantação e metodologia. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR AR/PR, 2023. 304p.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2022.
- REICHERT, J. M.; DA ROSA, V. T.; VOGELMANN, E. S.; DA ROSA, D. P.; HORN, R.; REINERT, D. J.; SATTLER, A.; DENARDIN, J. E. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil Tillage Research**, v. 158, p. 123-136, 2016.
- ROUSSEAU, L.; FONTE, S. J.; TELLEZ, O.; VAN DER HOEK, R.; LAVELLE, P. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological Indicators**, v. 27, p. 71-82, 2013.
- SILVA, A. S. D.; COLOZZI FILHO, A.; NAKATANI, A. S.; ALVES, S. J.; ANDRADE, D. D. S.; GUIMARÃES, M. D. F. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 40-48, 2015.
- SPLIETHOFF, J.; KNOB, A.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Soil microbial properties are improved by the adoption of soil management and conservation practices in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0230022, 2023.
- TEIXEIRA, A. F. S.; MOREIRA, F. M. S. Microbiological indicators of soil quality under native forests are influenced by topographic factors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 4, p. e20180696, 2019.
- VAN ES, H. M.; KARLEN, D. L. Reanalysis validates soil health indicator sensitivity and correlation with long-term crop yields. **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, p. 721-732, 2019.
- ZHANG, J.H.; WANG, Y.; LI, F.C. Soil organic carbon and nitrogen losses due to soil erosion and cropping in a sloping terrace landscape. **Soil Research**, v. 53, 87, 2015.



## 12

## Processos hidrossedimentológicos nos diferentes sistemas de produção agrícolas do Estado do Paraná

*Autores***Fabio José Andres Schneider<sup>1</sup>****Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>2</sup>****Cristiano André Pott<sup>3</sup>****Miguel David Fuentes-Guevara<sup>4</sup>****José Francirlei de Oliveira<sup>5</sup>****Eduardo Augusto Agnellos Barbosa<sup>6</sup>****André Pellegrini<sup>7</sup>**

<sup>1</sup> Pós-Doc do IDR-Paraná, bolsista da Fundação Araucária.

<sup>2</sup> Pesquisadora do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER (IDR-Paraná).

<sup>3</sup> Professor da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO).

<sup>4</sup> Pós-Doc da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), bolsista da Fundação Araucária.

<sup>5</sup> Analista do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR-EMATER (IDR-Paraná).

<sup>6</sup> Professor da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

<sup>7</sup> Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Dois Vizinhos (UTFPR-DV)

### 12.1 ANÁLISE DE EVENTOS CLIMÁTICOS NAS ÚLTIMAS DÉCADAS NO PARANÁ

A distribuição das chuvas naturalmente apresenta comportamento sazonal, com diferenças espaciais na intensidade e no volume de chuva, sendo que a ocorrência de eventos extremos de alta ou baixa magnitude dependem dos fenômenos climáticos e meteorológicos. Dessa forma, as chuvas denominadas erosivas seguem um padrão sazonal e espacial.

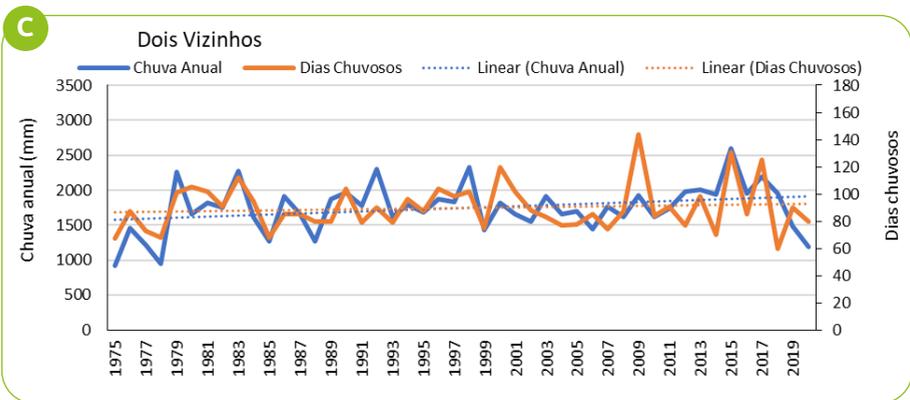
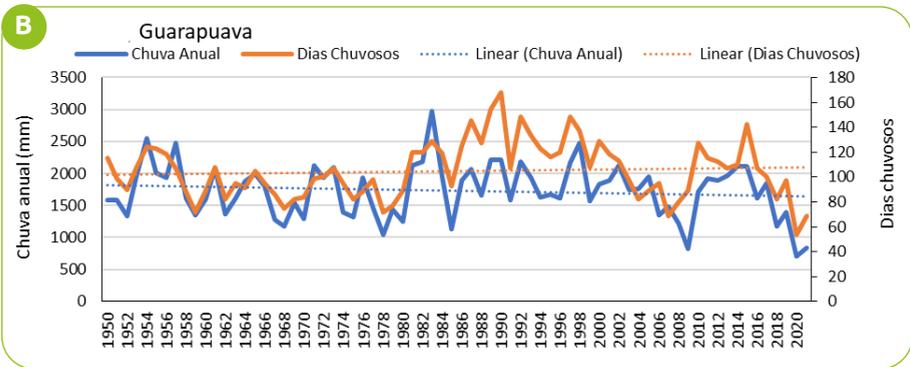
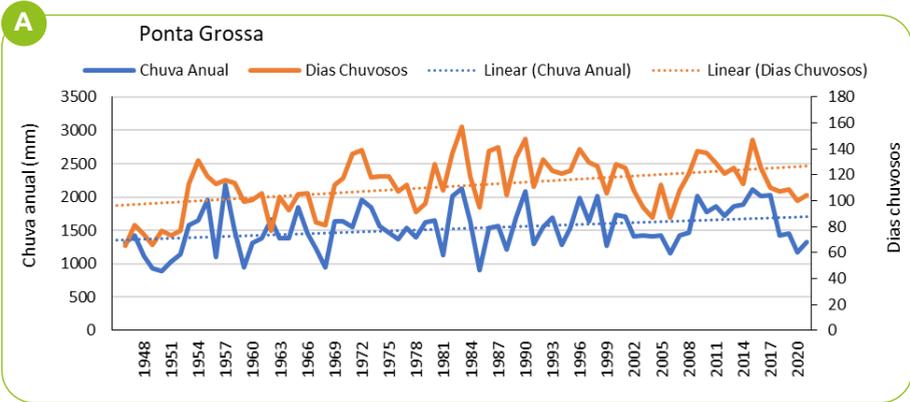
Estima-se que nos países de clima tropical 40% das chuvas sejam consideradas erosivas (SILVA; DIAS, 2003), isto é, têm potencial de causar erosão hídrica. As características das gotas de chuva diferem de acordo com o tipo de chuva, especialmente nas convectivas (MORGAN, 2005), caracterizadas por serem de média a alta intensidade, terem baixa distribuição espacial e serem responsáveis por tempestades locais severas (VIANELLO; ALVES, 2012).

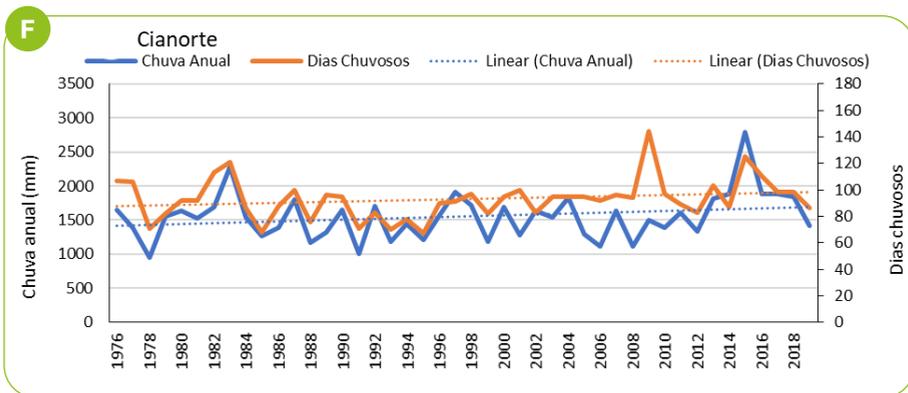
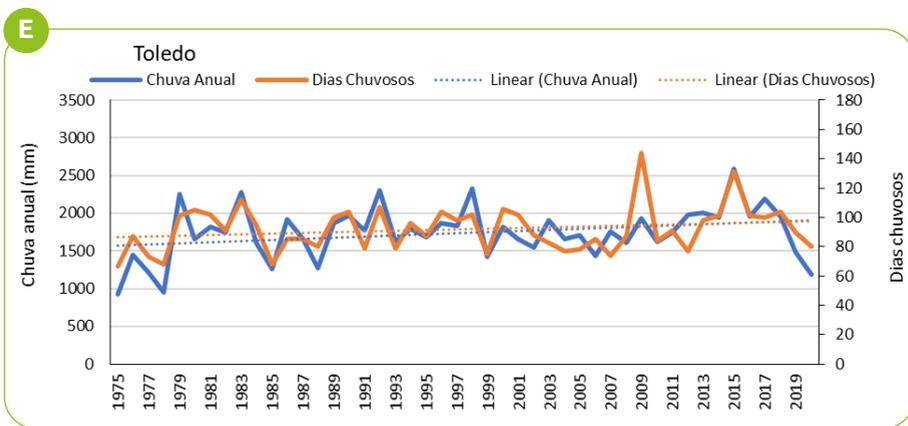
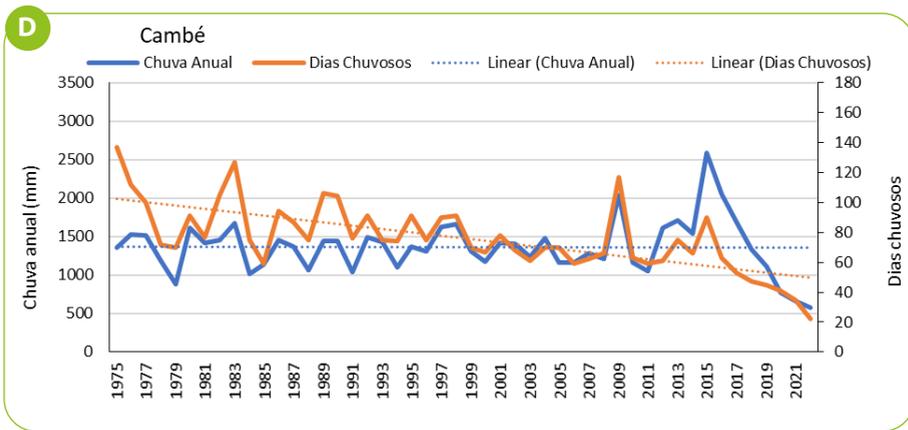
Fenômenos climáticos como *El Niño* e *La Niña* envolvem condições atmosféricas que alteram a frequência das chuvas na América do Sul e no sul do Brasil, ocasionando eventos climáticos extremos. Na região sul do Brasil, a influência do fenômeno *El Niño* está associada à ocorrência de precipitação acima da média, principalmente na primavera, com chuvas intensas e formação de tempestades locais, enquanto no fenômeno *La Niña* observam-se estiagens prolongadas (CAI *et al.*, 2020).

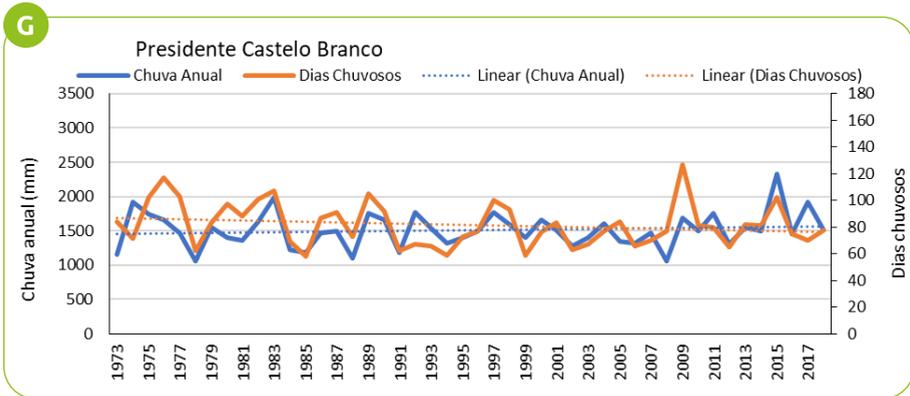
O *Oceanic Niño Index* (ONI) – em português, Índice Oceânico de Niño – é uma das principais referências para o monitoramento do fenômeno *El Niño* Oscilação Sul (ENOS), rastreando as temperaturas médias da superfície do mar durante três meses no Pacífico tropical leste-central. O ONI indica a presença do *El Niño* quando seu valor é +0,5 ou superior na média dos três meses, o que significa que o Pacífico tropical centro-leste está mais quente que o normal. Por outro lado, o fenômeno *La Niña* acontece quando o ONI apresenta valor de -0,5 ou inferior na média dos três meses, indicando que a região está mais fria que o normal (SILVA *et al.*, 2022).

A partir do segundo semestre de 2020 até o início do primeiro trimestre de 2023, constatou-se forte dominância do fenômeno *La Niña* (NOAA, 2024). No período de 2020 a 2022 o *La Niña* foi de média intensidade e chegou a apresentar ONI negativa de 1,42°C, o que poderia justificar a precipitação bem abaixo da média anual. Por outro lado, registros de anos anteriores a 2018 revelam que o *La Niña* foi mais intenso, chegando a atingir -2,0 °C e precipitações maiores do que as apresentadas no período 2020/2021, quando se registrou o menor volume de precipitação durante a série histórica.

No monitoramento das mesorregiões foi constatada a influência de *La Niña* nas precipitações e na quantidade de dias chuvosos. A Figura 1 ilustra a precipitação anual nas últimas décadas (chuva anual) e a quantidade de dias chuvosos nas mesorregiões de estudo. Verifica-se que a partir de 2017 ocorreu redução na intensidade das chuvas e na quantidade de dias com chuva na maioria das mesorregiões. Porém, tem-se verificado que as chuvas estão mais intensas. Essas anomalias climáticas têm resultado nas maiores secas no Brasil das últimas décadas, e o aumento de sua frequência (CUNHA *et al.*, 2019) tem causado grandes prejuízos para a produção agrícola (RATTIS *et al.*, 2021). Além disso, as precipitações extremas têm ocorrido com maior frequência, aumentando os riscos de erosão (DAI, 2021).







**Figura 1** – Precipitação anual e quantidade de dias chuvosos nos municípios de Ponta Grossa (A), Guarapuava (B), Dois Vizinhos (C), Cambé (D), Toledo (E), Cianorte (F) e Presidente Castelo Branco (G) nas últimas décadas

**Fonte:** Autores

## 12.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS DE ESCOAMENTO E PERDA DE SEDIMENTO NAS MESORREGIÕES

### 12.2.1 Pluviosidade monitorada nas bacias hidrográficas

Durante os anos de 2021 e 2022 as chuvas ocorridas nas mesorregiões não resultaram em grandes perdas de água e sedimento nas bacias hidrográficas monitoradas. O número de eventos de chuva-vazão monitorados em cada bacia hidrográfica está representado na Tabela 1. A falta de eventos monitorados em algumas mesorregiões se deve a diversos fatores, que envolvem, além das condições atmosféricas, falta de recursos humanos para realização das coletas manuais, perda de equipamentos, falhas nos sensores, falta de manutenção nos equipamentos, dificuldades na previsão de eventos de precipitação, eventos extremos de difícil medição, entre outros.

**Tabela 1** – Número de eventos de chuva-vazão-sedimentos monitorados em cada bacia hidrográfica pertencente à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 a 2022

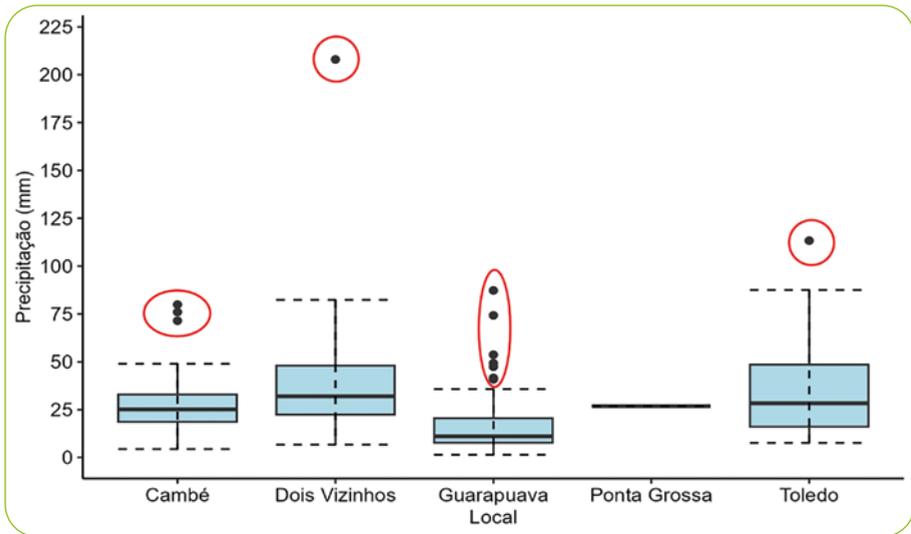
Bacia hidrográfica	Número de eventos	
	Chuva-vazão	Chuva-vazão-sedimentos
Cambé	44	16
Dois Vizinhos	48	48
Guarapuava	70	17
Ponta Grossa	1	0
Toledo	60	0

**Fonte:** Autores

Na Figura 2 se apresenta a distribuição das chuvas monitoradas durante os anos de 2021 e 2022, com destaque em vermelho para as chuvas acumuladas com valores mais discrepantes ou chuvas mais volumosas em cada mesorregião.

Na bacia hidrográfica de Dois Vizinhos foi monitorada uma precipitação de aproximadamente 208 mm, sendo que esta foi a única região na qual se conseguiu observar um evento extremo durante o período analisado. Esse evento extremo ocorreu nos dias 10 e 11 de outubro de 2022, teve tempo de duração de 37 horas e intensidade média de 5,61 mm h<sup>-1</sup>, chegando a um tempo de retorno de 39 anos.

Em relação a eventos de alto volume, a bacia hidrográfica de Toledo foi a segunda mesorregião na qual se monitorou um evento de maior volume, com uma precipitação de aproximadamente 115 mm.



\* Os pontos destacados em vermelho representam *outliers* ou dados discrepantes, que nesse caso representam eventos extremos de maior precipitação pluviométrica.

**Figura 2** – Precipitação pluviométrica representada na forma de *box plot* dos eventos monitorados nas mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022.

**Fonte:** Autores

Na Tabela 2 apresenta-se a precipitação equivalente ao tempo de retorno de 10 anos para cada mesorregião.

O tempo de retorno de uma precipitação é um parâmetro muito importante para o dimensionamento de obras hidráulicas de controle de erosão, como terraços e canais escoadores. Tal parâmetro indica a probabilidade de um evento hidrológico ocorrer novamente ou ser superado, geralmente em anos.

As precipitações associadas ao período de retorno são utilizadas no dimensionamento de obras hidráulicas, como o terraceamento. Na agricultura, é utilizado um tempo de retorno de no mínimo 10 anos.

O cálculo realizado para este estudo levou em consideração a série histórica de 1975 a 2022. Posteriormente, com o passar dos anos, os valores devem ser atualizados, visto que com mais dados históricos de precipitação pode-se caracterizar melhor a probabilidade de um evento de chuva ocorrer novamente.

**Tabela 2** – Precipitação em 24 horas correspondente a um tempo de retorno de 10 anos para cada mesorregião pertencente à Rede Agropesquisa do Paraná

Mesorregião	Precipitação (mm)
Cambé	98
Cianorte	146
Dois Vizinhos	146
Guarapuava	126
Presidente Castelo Branco	99
Ponta Grossa	97
Toledo	125

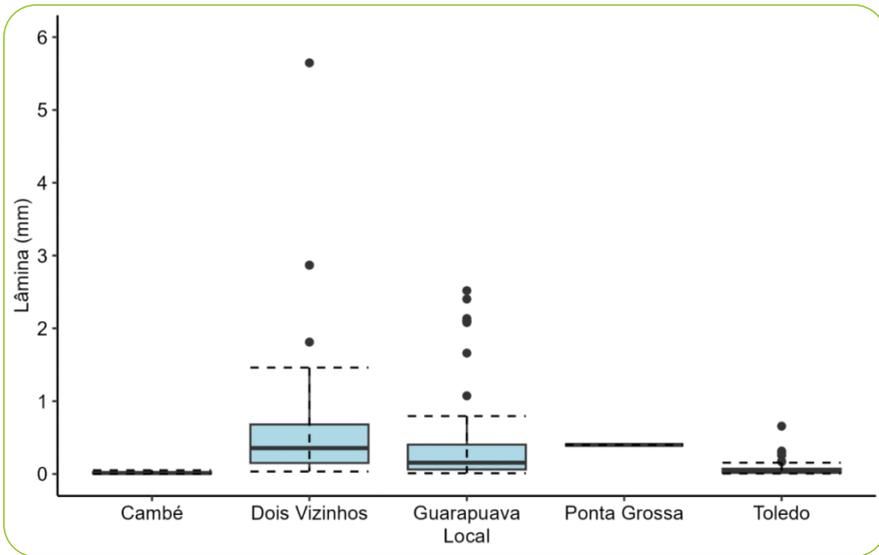
**Fonte:** Autores

Embora o tempo de retorno seja utilizado para o dimensionamento de projetos hidráulicos nas áreas agrícolas com objetivo de captar ou direcionar o escoamento superficial durante os eventos de precipitação, isso não significa que as maiores vazões de escoamento superficial ocorram somente durante precipitações que ultrapassem o tempo de retorno da chuva. Alguns fatores, como umidade antecedente do solo, cobertura do solo, rugosidade e manejo do solo, são tão importantes quanto a precipitação para gerar o escoamento superficial de maiores vazões. Sendo assim, a precipitação, por si só, não é um parâmetro que permite estimar os valores de escoamento necessários para o dimensionamento adequado das obras hidráulicas que visam à conservação do solo e da água.

### 12.2.2 Escoamento superficial nas bacias hidrográficas

A lâmina escoada representa a quantidade de água do total precipitado que não foi retida no solo e na vegetação e que passou pelo exutório da bacia hidrográfica durante um evento de chuva-vazão.

Na Figura 3 estão representados os volumes de água perdidos, convertidos em lâmina, para cada bacia hidrográfica monitorada. Durante o período de 2021 a 2022 as regiões que apresentaram maiores perdas de água via escoamento superficial foram Dois Vizinhos e Guarapuava, variando as maiores lâminas entre 2,5 e 5,5 mm. Em Guarapuava, as maiores lâminas estão associadas aos eventos com maiores volumes de chuva, representadas pelos pontos circulosados em vermelho (*outliers*) da Figura 2. Por outro lado, na região de Dois Vizinhos foram registradas chuvas de maior intensidade, que geraram maior volume de escoamento superficial.



**Figura 3** – escoamento superficial convertido em lâmina para cada bacia hidrográfica pertencente à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

A porcentagem do volume de água precipitado que é transformada ou perdida como escoamento superficial é definida como o coeficiente de escoamento superficial (Figura 4). Nota-se que as bacias hidrográficas que apresentaram maior lâmina escoada e, conseqüentemente, maior coeficiente de escoamento superficial, foram registradas em Dois Vizinhos e Guarapuava, sendo os maiores valores de coeficientes de escoamento ao redor de 11 e 8%, respectivamente.

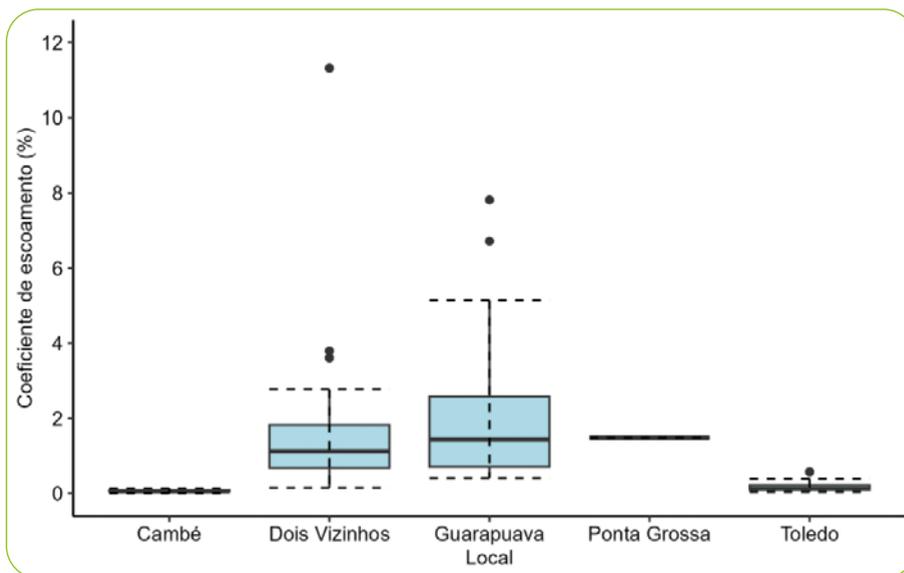
No período de 2021 a 2022, tanto nas bacias hidrográficas localizadas em Cambé quanto nas de Toledo foram registrados baixos coeficientes de escoamento superficial. Esse fato se deve ao fato de que na região hidrográfica de Cambé e de Toledo predominam a agricultura de lavouras sob plantio direto com terraceamento em toda a bacia hidrográfica (Capítulo 4 e 5), o que possibilita o armazenamento da água nos terraços base larga em nível e posteriormente a infiltração da água, o que reduz o escoamento superficial no rio.

Na bacia hidrográfica de Guarapuava, 90% do solo estão sendo usados com plantio direto, no entanto sem terraceamento, e em grande parte das lavouras com cultivo no sentido morro-abaxo, facilitando o escoamento superficial de água, o que se constata na Figura 4.

Na bacia hidrográfica de Dois Vizinhos, 47% da área de lavoura estão sob plantio direto, grande parte não tem terraceamento e nos 16% de área de mata ciliar, aproximadamente 25% desta de área tem saturação do solo (banhado), o que favorece a geração de escoamento superficial.

O estado do Paraná, conforme já relatado, enfrentou nos anos de 2020 a 2022 uma crise hídrica que o levou a decretar emergência hídrica (Decreto n.º 9.989/2021). Esse período de estiagem em decorrência dos fenômenos climáticos, como a *La Niña*, resultou em precipitações abaixo da média na região sul do Brasil, com chuvas de média a baixa intensidade.

A ausência de eventos pluviométricos intensos acarretou eventos de chuva-vazão de baixa magnitude na bacia hidrográfica Lajeado da Onça, localizada em Ponta Grossa-PR, e consequentemente comprometeu os estudos de processos hidrossedimentológicos nessa microbacia. A ocorrência de eventos não significativos de chuva-vazão nos anos de chuva abaixo da média exige e reforça a necessidade de estudos em longo prazo, especialmente em cenários de variabilidade e mudança climática. Importante destacar que no ano de 2023, com a ocorrência do fenômeno *El Niño*, ocorreram eventos de chuva-vazão na bacia hidrográfica Lajeado da Onça, conforme detalhado no capítulo 1.



**Figura 4** – Coeficiente de escoamento superficial nas áreas das bacias hidrográficas pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

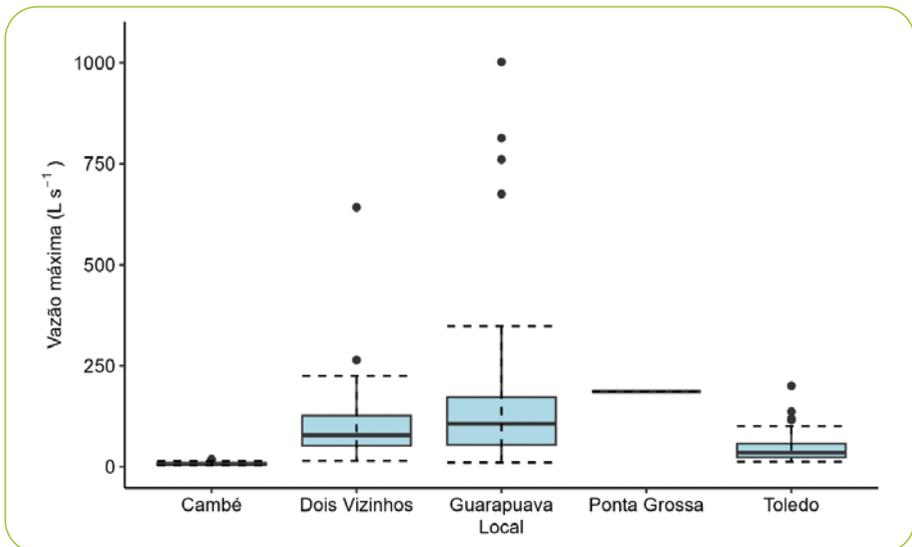
**Fonte:** Autores

Os valores de vazão máxima (vazão de pico) observados nas bacias hidrográficas estão representados na Figura 5. A maior vazão de pico observada nos eventos de chuva-vazão durante o período de 2021 a 2022 aconteceu em Guarapuava, com  $1.002 \text{ L s}^{-1}$  (área:  $1,18 \text{ km}^2$ ). Em Dois Vizinhos se registrou vazão máxima de  $642 \text{ L s}^{-1}$  (área:  $0,64 \text{ km}^2$ ); em Toledo, de  $200 \text{ L s}^{-1}$  (área:  $1,08 \text{ km}^2$ ); em Cambé, de  $18 \text{ L s}^{-1}$ , (área:  $1,81 \text{ km}^2$ ). Em Ponta Grossa foi registrado apenas um evento com  $186 \text{ L s}^{-1}$  de vazão máxima.

As maiores vazões de pico em Guarapuava estão intrinsicamente relacionadas com a alta ocorrência de chuvas de maior volume (Figura 2), com as dimensões da bacia hidrográfica e com as chuvas contínuas, que aconteceram em curtos períodos na respectiva em relação à média de precipitação.

Já na região de Toledo o registro da maior chuva intensa, com volume de  $115 \text{ mm}$  durante o período avaliado, potencializou a geração do respectivo valor de vazão de pico, no entanto as vazões de pico foram menores do que as de Guarapuava, pois a bacia de Toledo tem terraços de base larga e a de Guarapuava não tem terraços.

A bacia hidrográfica de Cambé, por sua vez, cultivada em plantio direto e com terraceamento, mesmo apresentando chuvas em volume semelhante ao de Guarapuava (Figura 3), apresentou menores picos de vazão que os de Guarapuava, evidenciando a importância do terraceamento das bacias hidrográficas para reduzir a lâmina escoada e o pico de escoamento superficial.



**Figura 5** – Vazão de pico registrada nas bacias hidrográficas monitoradas em cada mesorregião pertencente à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

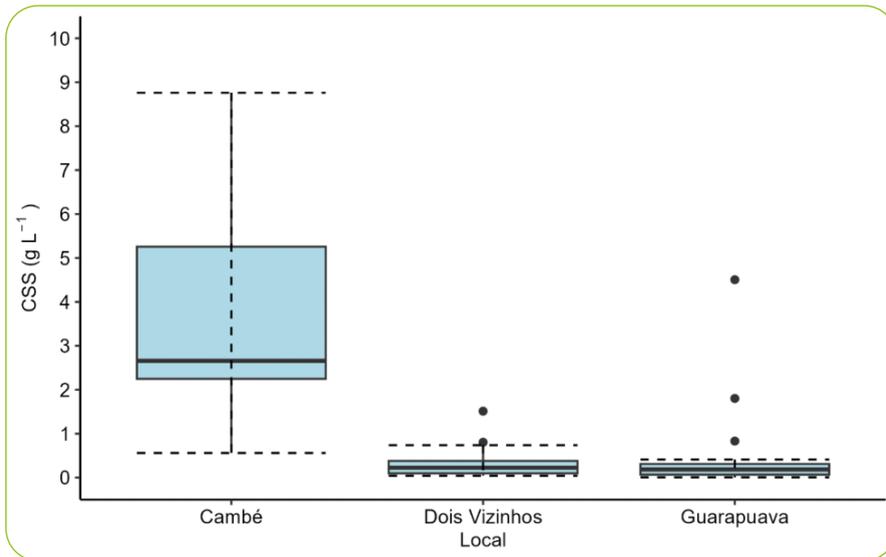
**Fonte:** Autores

### 12.2.3 Concentração de sedimentos em suspensão e a produção de sedimentos nas bacias hidrográficas

A concentração de sedimentos em suspensão (CSS) observada nas bacias hidrográficas de cada mesorregião está apresentada na Figura 6. Destaca-se que as três regiões apresentadas foram as únicas nas quais se conseguiu realizar o monitoramento de chuva-vazão-sedimentos até o ano de 2022; nas demais mesorregiões foram monitorados somente eventos chuva-vazão.

De forma geral, as três bacias apresentaram baixa CSS durante os eventos monitorados, porém cabe destacar que isso está associado às baixas intensidades de precipitação e ao baixo potencial erosivo registrado durante os eventos, sendo necessário acompanhar a dinâmica de perda de solo nas bacias durante eventos de chuva com período de retorno maior do que 10 anos.

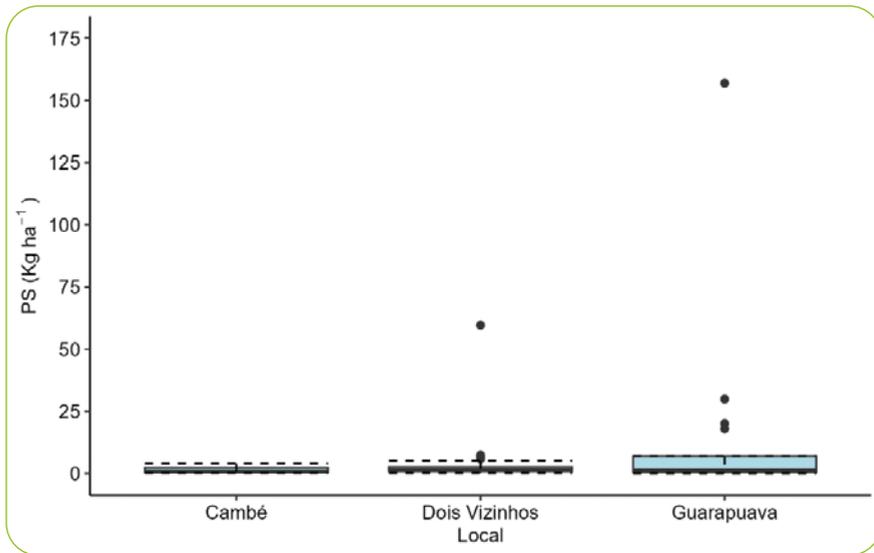
Os dados discrepantes de CSS registrados nas bacias de Dois Vizinhos e Guarapuava indicam maior produção de sedimentos em eventos específicos de intensas precipitações, bem como as condições de cobertura do solo, os quais geraram as maiores perdas de água por escoamento superficial e, conseqüentemente, maior desprendimento de partículas de solo via escoamento, que foram previamente desagregadas pela alta energia cinética das gotas de chuva.



**Figura 6** – Concentração de sedimentos em suspensão (CSS) estimada nas bacias hidrográficas pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

A produção de sedimentos estimada para cada evento de chuva nas três bacias em que houve eventos de escoamento superficial está apresentada na Figura 7. Cabe destacar que essa estimativa é uma aproximação do valor total de perda de solo durante cada evento precipitação-vazão, realizada mediante a interpolação entre as medidas realizadas nos exutórios das bacias hidrográficas em tempos estipulados por cada mesorregião conforme o comportamento e a dinâmica do escoamento superficial.



**Figura 7** – Produção de sedimentos (PS) para cada evento de chuva monitorado nas bacias hidrográficas de cada mesorregião pertencente à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

Apesar de em Dois Vizinhos ter-se registrado a maior precipitação (Figura 2) e o maior coeficiente de escoamento superficial (Figura 4), a concentração de sedimento em suspensão (CSS) e a produção de sedimentos foi baixa nessa bacia hidrográfica, caracterizada com 47% da bacia com lavouras sob plantio direto, 22% de pastagens e 16% de mata ciliar (Capítulo 3).

Já Guarapuava, com 90% de área sob plantio direto sem práticas conservacionistas mecânicas (terraços) (Capítulo 2), apresentou maior produção de sedimento, pois nela houve maior escoamento superficial de água.

Cambé, por sua vez, apesar de elevada CSS, teve baixa produção total de sedimento devido à bacia hidrográfica ser cultivada em plantio direto com terraços base larga em nível (Capítulo 4). Houve baixo escoamento superficial de água, indicando influência positiva do terraceamento agrícola na conservação de solo e água na bacia hidrográfica. Mesmo que a bacia de Cambé apresente erosão hídrica (Capítulo 4) em áreas de lavoura sob plantio direto com pouca palhada devido ao predomínio de soja na sucessão de culturas, ocorre sedimentação de solo nos terraços e, conseqüentemente, menor quantidade de solo é perdida para o rio, o que pode ser constatado pela baixa produção de sedimento no rio. Esse resultado indica que os terraços da bacia hidrográfica de Cambé estão sendo efetivos para o controle das perdas de sedimento e de água, em comparação com a bacia de Guarapuava. Esta, apesar de ter bom sistema de plantio direto, com rotação de culturas, não conta com terraços para controle mecânico da erosão e nela predomina o cultivo no maior comprimento das rampas, grande parte no sentido do declive, resultando em elevadas perdas de água por escoamento superficial (Figura 4). Além disso, em Guarapuava foi observado o efeito do sistema de plantio direto na redução da CSS (Figura 6). No entanto, com a integralização das perdas, isto é,  $CSS \times$  escoamento total, gerou-se maior perda de solo em Guarapuava (Figura 7), reforçando que apenas o plantio direto não é suficiente no controle das perdas de água e solo.

#### 12.2.4 Pluviosidade monitorada nas megaparcelas

No período de 2021 e 2022 não houve precipitações monitoradas que superassem o tempo de retorno de 10 anos nas megaparcelas das várias mesorregiões, exceto em Dois Vizinhos. Nesse período houve eventos de menor volume de chuvas (Figura 8) devido à ocorrência de *La Niña*, como discutido no item 12.1.

Na Tabela 3 apresenta-se o número de eventos monitorados em cada mesorregião. Verificam-se poucos eventos de chuva que geraram escoamento superficial. Isso ocorreu principalmente devido à baixa intensidade dos eventos e aos longos períodos de estiagem, que deixaram o solo mais seco e menos propenso ao escoamento superficial.

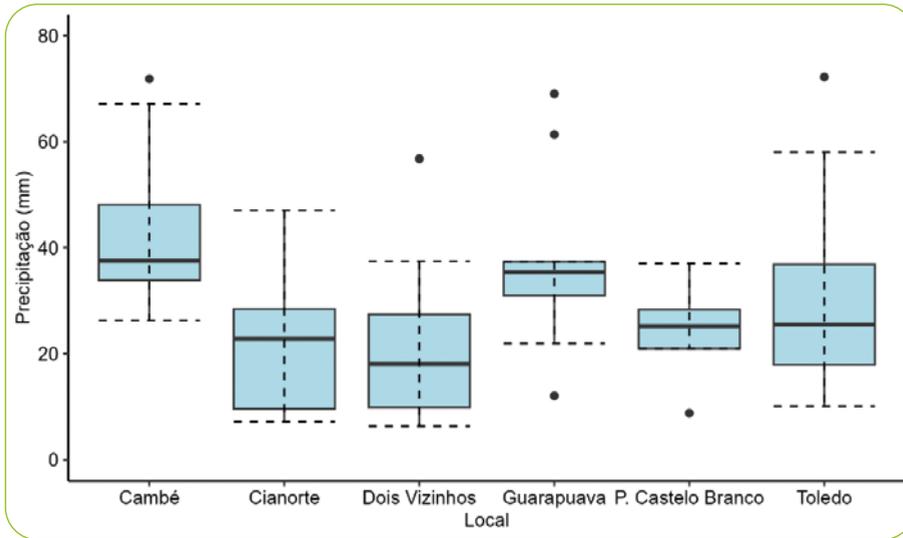
**Tabela 3** – Número de eventos de chuva-vazão-sedimentos monitorados nas megaparcels pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

Local	Megaparcels	Evento		
		Chuva	Chuva-vazão	Chuva-vazão-sedimento
Cambé	CT		4	4
	ST	5	5	5
Cianorte	CT		7	3
	ST	10	10	7
Dois Vizinhos	CT		7	7
	ST	11	11	10
Guarapuava	BPM		8	2
	CT	9	7	1
	ST		9	3
P. Castelo Branco	CT		4	3
	ST	4	4	3
Toledo	CT		18	15
	ST	18	18	15

CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

**Fonte:** Autores

A variação das chuvas monitoradas em cada mesorregião para as megaparcels é apresentada na Figura 8. Nas mesorregiões de Cambé e Toledo foram monitorados os maiores eventos de chuva, seguidas de Guarapuava, sendo que a maioria dos eventos ficou abaixo dos 50 mm de chuva durante os anos de 2021 e 2022.



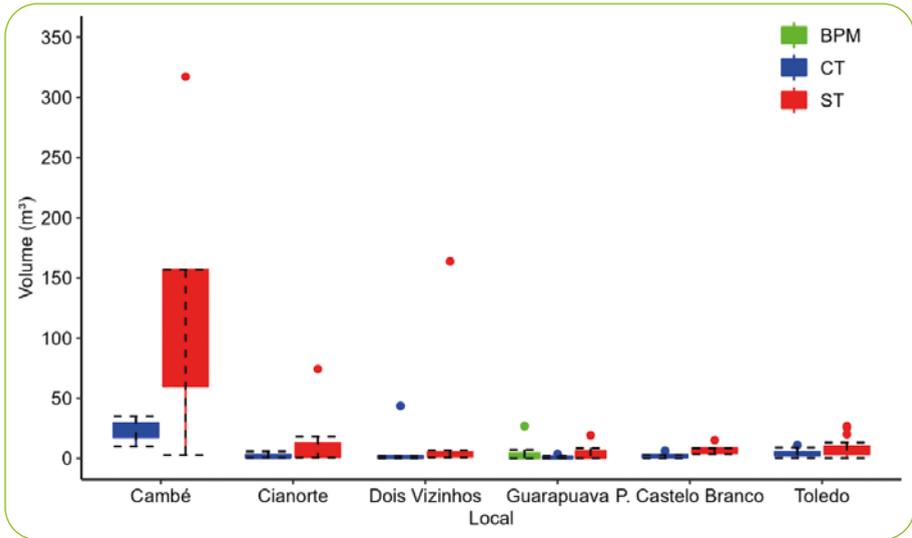
**Figura 8** – Precipitação pluviométrica dos eventos monitorados nas megaparcelas das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

## 12.2.5 escoamento superficial nas megaparcelas

Os tratamentos de manejo estudados nas várias mesorregiões do Paraná foram o sem terraço (ST) e o com terraço (CT). Na mesorregião de Guarapuava também foi estudado um terceiro manejo, denominado boas práticas de manejo (BPM), que consistiu no sistema plantio direto com melhoria na rotação de culturas usando plantas de cobertura e cultivo em nível, no entanto sem uso de terraços. Maiores detalhes dos tratamentos de manejo de solo de cada região podem ser verificados nos capítulos específicos das mesorregiões deste livro.

O volume total perdido em cada megaparcela referente a cada mesorregião está apresentado na Figura 9. As maiores perdas foram na mesorregião de Cambé, que registrou um volume total perdido na megaparcela sem terraço de 317 m<sup>3</sup>, enquanto na megaparcela com terraço o volume total perdido foi de 35 m<sup>3</sup>, o que corresponde aproximadamente ao volume retido em cada terraço.

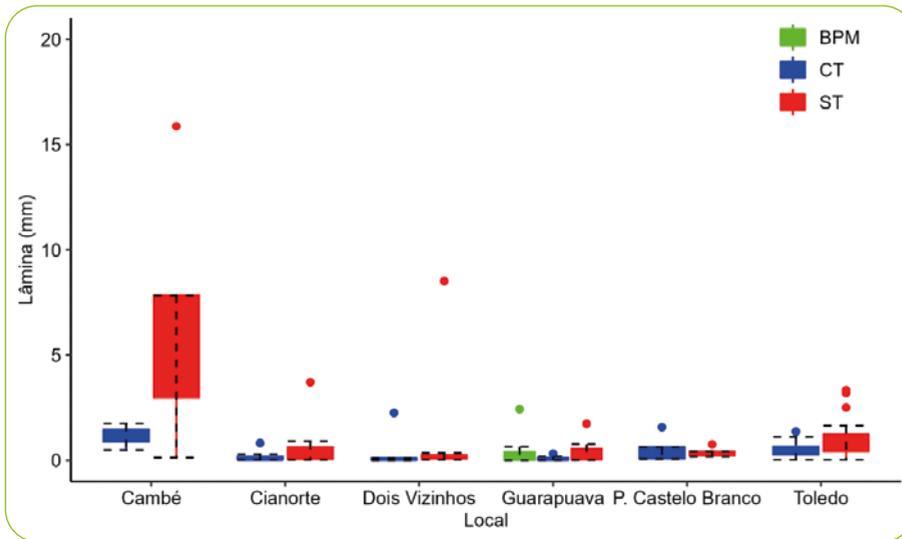


CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

**Figura 9** – Escoamento superficial convertido em volume total para cada megaparcela das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

Ao converter o volume total em  $m^3$  para lâmina (mm) (Figura 10) que foi perdido por escoamento superficial nas megaparcelas, elimina-se a influência das áreas, que são diferentes entre as mesorregiões. Na Figura 10 nota-se que mesmo sem o efeito escala da megaparcela há uma discrepância muito grande em relação à mesorregião de Cambé, pois nesta se observou volume de chuva mais expressivo nos eventos monitorados (Figura 8).



CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

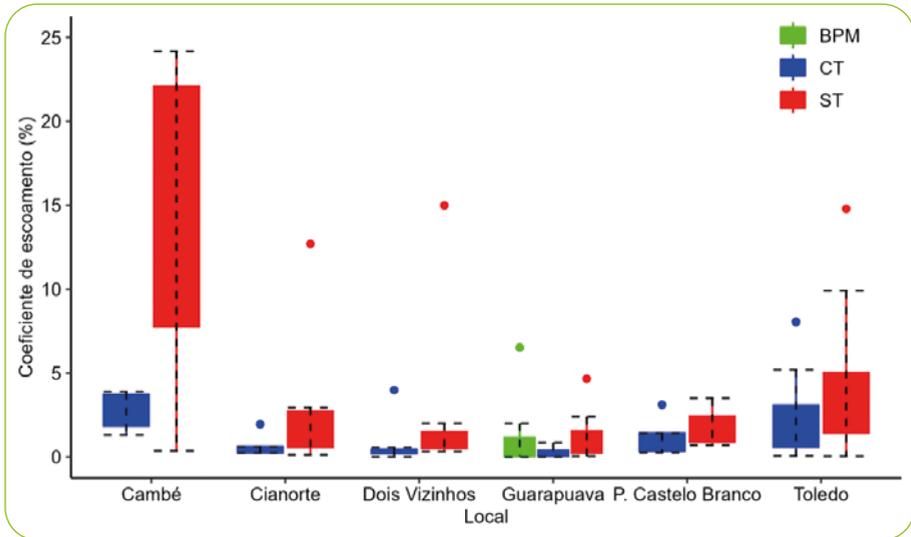
**Figura 10** – Escoamento superficial convertido em lâmina para cada megaparcela das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

Os coeficientes de escoamento das megaparcelas nas diferentes mesorregiões da Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 a 2022 estão apresentados na Figura 11. A maioria dos eventos de chuva apresentou coeficiente de escoamento abaixo de 5%, o que os caracteriza como eventos de baixa magnitude, pois não geraram perdas elevadas de água por escoamento superficial. Apenas dois eventos de chuva geraram coeficiente de escoamento maior do que 20%, ambos registrados em Cambé, na megaparcela sem terraços. Coeficientes de escoamento superficial maior que 10% ocorreram nas megaparcelas sem terraço de Cianorte, Dois Vizinhos e Toledo. Em Guarapuava, houve baixo escoamento superficial no período de 2021 a 2022, mas seguindo a tendência das outras regiões, o sistema sem terraços e o BPM apresentaram os maiores coeficientes de escoamento.

Conforme relatado em Fuentes-Guevara *et al.* (2024), em eventos de baixa magnitude a megaparcela BPM foi tão eficiente em controlar o escoamento superficial quanto a megaparcela com terraços. No entanto, quando ocorreram eventos de maior volume, houve escoamento superficial maior em BPM do que no sistema padrão ST, evidenciando a necessidade de práticas mecânicas,

como os terraços base larga em nível, para diminuir o fluxo concentrado de água. Em todas as mesorregiões, nas megaparcelas com terraços o coeficiente de escoamento superficial de água diminuiu.



CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

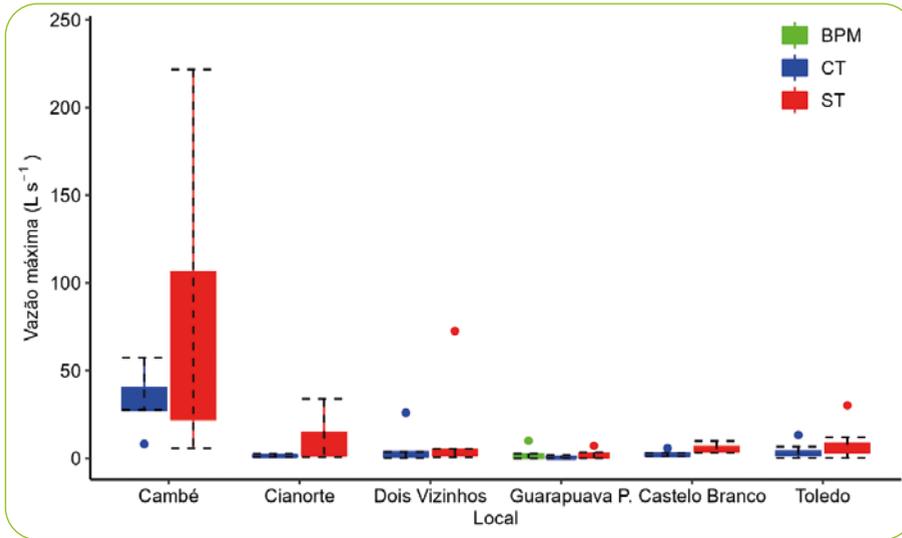
**Figura 11** – Coeficiente de escoamento superficial de cada megaparcela das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

A vazão de pico observada nas megaparcelas está representada na Figura 12. A maior vazão de pico observada nos eventos de chuva-vazão durante o período de 2021 a 2022 foi em Cambé, com  $221 \text{ L s}^{-1}$  na megaparcela sem terraço. Já na megaparcela com terraço a vazão máxima registrada foi de  $57 \text{ L s}^{-1}$ .

Em Dois Vizinhos se registrou uma vazão máxima de  $72 \text{ L s}^{-1}$  na megaparcela sem terraço e uma vazão máxima de  $26 \text{ L s}^{-1}$  na megaparcela com terraço, ambas representadas por pontos (*outliers*) na Figura 12. As demais megaparcelas, que estão situadas em outras mesorregiões, apresentaram vazões inferiores a  $35 \text{ L s}^{-1}$ .

As maiores vazões de pico ocorreram nos eventos de maior precipitação (Figura 8) e apresentaram os maiores volumes escoados (Figura 9), lâmina de escoamento superficial (Figura 10) e coeficiente de escoamento superficial (Figura 11). Esses dois anos de monitoramento demonstram que em eventos de elevada precipitação, na ausência de terraços, ocorre significativa perda de água via escoamento superficial.



CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

**Figura 12** – Vazão de pico de cada megaparcela monitorada nas mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

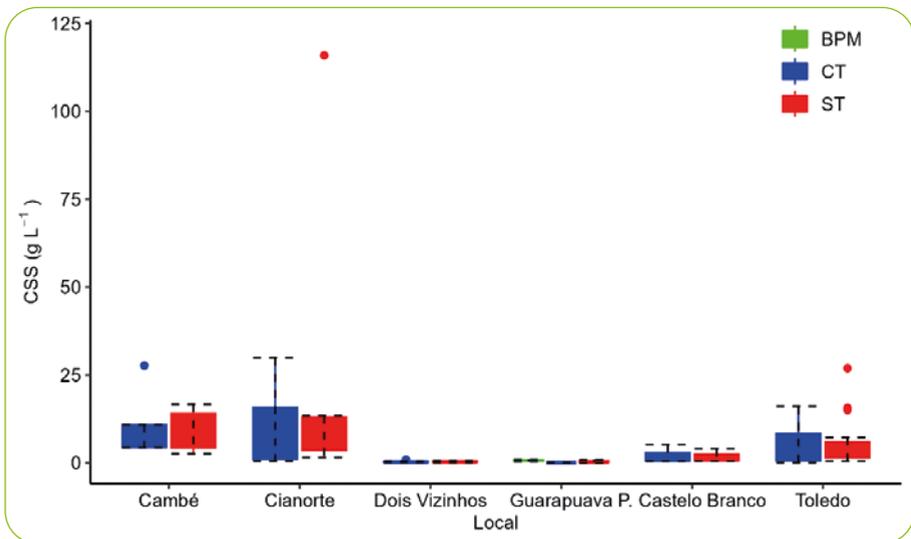
**Fonte:** Autores

O período de 2021-2022 foi fortemente influenciado pelo fenômeno *La Niña*, que provocou menor volume de precipitação (Figura 8) e resultou, entre outros fatores, na falta de eventos de chuva-vazão na mesorregião de Ponta Grossa. Destaca-se que as megaparcelas dessa mesorregião foram submetidas à intervenção mecânica de descompactação, o que elevou sua capacidade de infiltração nesse período, conforme relatado no capítulo 1. No entanto, os resultados apresentados das megaparcelas com monitoramento de eventos de chuva-vazão deixam evidente a necessidade dos terraços agrícolas para mitigar o escoamento superficial de água nas áreas de lavoura, demonstrando que essa prática mecânica de conservação do solo é necessária em todas as regiões do Paraná, mesmo sob fenômeno de *La Niña*.

### 12.2.6 Concentração de sedimentos em suspensão e produção de sedimentos nas megaparcelas

A concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nas megaparcelas com terraço, sem terraço e BPM no período de 2021-2022 está demonstrada na Figura 13. Cambé, Cianorte e Toledo foram as regiões que apresentaram as maiores CSS, tanto nas megaparcelas com terraço quanto nas sem terraço. Destaque para o *outlier* da megaparcela sem terraço de Cianorte, que apresentou CSS de aproximadamente  $120 \text{ g L}^{-1}$ , evidenciando a suscetibilidade dos solos arenosos do Noroeste do Paraná quando cultivados sem terraços.

Em contrapartida, Dois Vizinhos e Guarapuava, ambas regiões cultivadas com plantio direto e cuja textura do solo é classificada como muito argilosa (Capítulo 9), evidenciam baixas CSS, indicando maior resistência dessas áreas à erosão hídrica, embora as perdas de água por escoamento nessas áreas sejam altas (Figura 11).

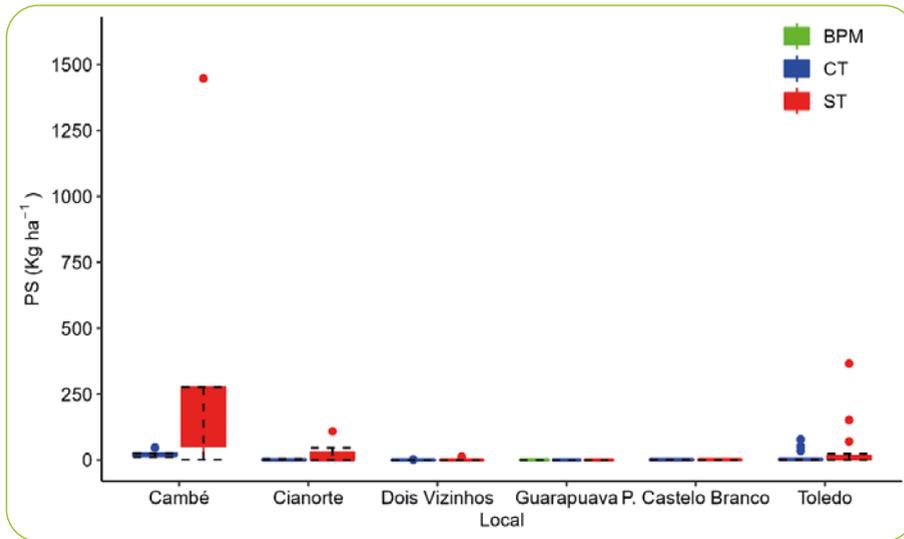


CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

**Figura 13** – Concentração de sedimentos em suspensão (CSS) estimada nas megaparcelas das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

Na integralização dos resultados, isto é, multiplicando CSS por vazão, tem-se a produção total de sedimento (PS), apresentada na Figura 14. A maior produção de sedimentos no período de 2021-2022 ocorreu nas megaparcelas sem terraço de Cambé, Cianorte e Toledo. Dessas, Cambé e Toledo apresentam solos muito argilosos (Capítulo 9) e mais resistentes à erosão do que os arenosos, no entanto, quando da ausentes as práticas mecânicas de erosão, fica evidente a maior perda de solo, representada pela produção de sedimentos (Figura 14).



CT – com terraço; ST – sem terraço; BPM – Boas práticas de manejo.

**Figura 14** – Produção de sedimentos (PS) para cada evento de chuva monitorado nas megaparcelas das mesorregiões pertencentes à Rede Agropesquisa do Paraná no período de 2021 e 2022

**Fonte:** Autores

## 12.3 USO DE MODELOS PARA PREDIÇÃO DE ESCOAMENTO E EROSÃO

A modelagem matemática tem sido utilizada para entender os processos e fatores associados à hidrologia e à erosão (CERDAN *et al.*, 2002; HESSEL *et al.*, 2003a; JETTEN *et al.*, 2003; NEARING *et al.*, 2005; STARKLOFF; STOLTE, 2014; PANDEY *et al.*, 2016).

Modelos matemáticos são utilizados para estimar ou prever o impacto de diferentes cenários, como a mudança do uso do solo e/ou diferentes manejos de solo, a fim de recomendar as melhores práticas de gestão para reduzir as perdas de solo e água, melhorando a produtividade das culturas e a sustentabilidade das áreas agrícolas. A escolha do modelo correto é o aspecto-chave para encontrar as respostas desejadas.

Vários modelos simulam a hidrologia e a erosão do solo (AKSOY; KAVVAS, 2005; DE VENITE; POESEN, 2005; KNAPEN *et al.*, 2007). Modelos são classificados como empíricos, semi-empíricos e físicos (MERRITT *et al.*, 2003; DE VENITE *et al.*, 2013). Cada modelo é desenvolvido com base em diferentes perspectivas, considerando os processos incorporados, o algoritmo utilizado, as escalas espaciais e temporais e, principalmente, o objetivo.

Os modelos empíricos são baseados em observações de campo. Em geral, requerem menor número de parâmetros, embora nem sempre seja possível descrever ou entender o mecanismo do processo (DE VENITE; POESEN, 2005). Modelos derivados da equação universal de perdas de solo (USLE, RUSLE, MUSLE, Watem/Sedem, SWAT) são bons exemplos de modelos empíricos usados em bacias hidrográficas.

Modelos baseados em processos físicos, como LISEM, WEPP, ANSWERS e SHETRAN, são criados para descrever as condições da bacia hidrográfica e os processos associados, apesar de exigirem vários parâmetros de entrada que têm forte variabilidade espacial e temporal e incerteza (DE VENITE *et al.*, 2013; DYMOND; VALE, 2018). Atributos físico-hídricos, como condutividade hidráulica, umidade do solo, textura e propriedades do solo determinantes para o processo de erosão, incluindo coesão, rugosidade e estabilidade de agregados, são controlados por meio de equações explicitamente definidas nos processos de infiltração, escoamento e erosão (JETTEN *et al.*, 2003). Já os modelos semi-empíricos, são aqueles que utilizam equações empíricas, porém descrevem o sistema segundo as leis da física, como o HEC-HMS (USACE, 2000).

A dinâmica do uso da terra e dos parâmetros do solo pode ser um desafio para alguns modelos (HANCOCK *et al.*, 2017). O crescimento das plantas e o uso da terra modificam os atributos do solo, resultando na variação do escoamento superficial e na produção de sedimentos.

Modelos que mostram a influência do manejo do solo de diferentes tipos de cultivo são importantes para entender e descrever o processo de erosão. A simulação de práticas conservacionistas (HESSEL *et al.*, 2003b) reduz a produção de sedimentos e o escoamento superficial em 50%, dependendo da forma e do comprimento do terreno. Além do uso da terra e do manejo do solo, o relevo (comprimento, inclinação, forma etc.) é muito importante para descrever o escoamento superficial e todos os processos associados. Exemplos da influência do relevo no escoamento são os formatos das encostas com curvatura convexa-linear e convexa-côncava, que aumentam o volume e a velocidade da água, e consequentemente aumentam a capacidade de desagregação do solo e transporte (RIEKE-ZAPP; NEARING, 2005).

Modelos empíricos ou baseados em processos físicos conseguem simular os processos hidrológicos relacionados com a erosão, porém a qualidade da simulação depende da qualidade dos dados de entrada de cada modelo e da finalidade para a qual o modelo foi desenvolvido. Ao usar modelos de erosão hídrica, pode-se testar e entender como o processo de erosão ocorre em diferentes escalas (parcela, encosta e bacias hidrográficas) e interage com a rede fluvial. Os fatores envolvidos na desagregação do solo, por exemplo, são semelhantes em todas as escalas, mas a conexão entre eles é complexa, principalmente devido aos processos de infiltração da água e deposição de sedimentos, que podem ocorrer ao longo da área de captação.

## **12.4 IMPORTÂNCIA DA GERAÇÃO DE UMA SÉRIE HISTÓRICA DE EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO-ESCOAMENTO**

Os resultados da Rede Agropesquisa apresentados neste capítulo mostram que o período de 2021-2022 foi fortemente influenciado pelo fenômeno *La Niña*, com redução da precipitação pluviométrica no Paraná e, consequentemente, poucos eventos de chuva-vazão. Com isso, o banco de dados gerado não representa o real potencial erosivo das chuvas e não permite extrair parâmetros hidrossedimentológicos para modelos matemáticos utilizados no dimensionamento de práticas mecânicas de conservação do solo e água.

Mesmo com baixa precipitação, foi possível verificar a importância dos terraços na conservação do solo, tanto em nível de bacias hidrográficas de megaparcelsas. Especialmente nas bacias hidrográficas, verificou-se maior lâmina de escoamento (Figura 3), maior coeficiente de escoamento superficial (Figura 4) e vazão máxima (Figura 5) em Dois Vizinhos e Guarapuava, respectivamente.

Já nas megaparcelsas, especialmente nas sem terraço, a maior lâmina de escoamento superficial (Figura 10), o maior coeficiente de escoamento superficial (Figura 11) e a vazão máxima (Figura 12) ocorreram em Cambé. As megaparcelsas de Guarapuava tiveram baixas perdas de água por escoamento superficial no período monitorado.

Essa distinção de escoamento nas bacias e nas megaparcelsas se deve à complexidade das bacias, mas especialmente em Guarapuava é explicada pela falta de terraços base larga na área da bacia hidrográfica, bem como pela conexão das estradas sem práticas conservacionistas para amortizar a velocidade da água, a qual é canalizada diretamente das lavouras para a estrada e desta para o rio.

Em Cambé observou-se grande volume de escoamento na megaparcelsa sem terraço; entretanto, na bacia hidrográfica que tem áreas de lavoura sob plantio direto com práticas mecânicas de conservação de água com terraços base larga constatou-se baixo escoamento superficial no período.

Apesar desses resultados promissores, que evidenciam a importância do terraceamento na conservação do solo e da água, devido à baixa precipitação do período não foram obtidos dados suficientes para traçar parâmetros hidrossedimentológicos em quantidade e qualidade suficiente para atender a um dos objetivos da Rede Agropesquisa. A continuidade das pesquisas permitirá robustez nos dados, a fim de elaborar critérios técnicos para a implantação de práticas de controle da erosão em todo o estado do Paraná, conforme descrito na apresentação deste livro, bem como calibrar e validar modelos hidrológicos e de conservação do solo.

Para que se possa usar os parâmetros hidrossedimentológicos em modelos matemáticos de previsão de escoamento superficial e de erosão (item 12.3), é necessário monitoramento contínuo dos dados chuva-vazão-sedimentos ao longo dos anos, para que se tenha dados de qualidade e, também de eventos extremos de precipitação. Desse modo, o uso de modelos de estimativa de escoamento e erosão irá auxiliar no entendimento dos processos hidrossedimentológicos das várias regiões do estado do Paraná e culminar na recomendação de dimensionamento de terraços e práticas de manejo agrícola.

## REFERÊNCIAS

- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v. 64, n. 2-3, p. 247-271, 2005.
- CAI, W.; MCPHADEN, M. J.; GRIMM, A. M.; RODRIGUES, R. R.; TASCETTO, A. S.; GARREAUD, R. D.; DEWITTE, B.; POVEDA, G.; HAM, Y.; SANTOSO, A.; NG, B.; ANDERSON, W.; WANG, G.; GENG, T.; JO, H.; MARENGO, J. A.; ALVES, L. A.; OSMAN, M.; LI, S.; WU, L.; KARAMPERIDOU, C.; TAKAHASHI, K.; VERA, C. Climate impacts of El Niño-southern oscillation on south America. **Earth Environment**, v. 1, p. 215-231, 2020.
- CERDAN, O.; LE BISSONNAIS, Y.; COUTURIER, A.; SABY, N. Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. **Hydrological Processes**, v. 16, n. 16, p. 3.215-3.226, 2002.
- CUNHA, A. P.; ZERI, M.; LEAL, K. D.; COSTA, L.; CUARTAS, L. A.; MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M.; BARBOSA, A. A.; CUNNINGHAM, C.; GARCIA, J. V. C.; BROEDEL, E.; ALVALÁ, R.; RIBEIRO-NETO, G. Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, p. 642-662, 2019.
- DAI, A. Hydroclimatic trends during 1950-2018 over global land. **Climate Dynamics**, v. 56, p. 4.027-4.049, 2021.
- DE VENETE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, n. 1-2, p. 95-125, 2005.
- DE VENETE, J.; POESEN, J.; VERSTRAETEN, G.; GOVERS, G.; VANMAERCKE, M.; ROMPAEY, A. V.; ARABKHEDRI, M.; BOIX-FAYOS, C. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? **Earth-Science Reviews**, v. 127, p. 16-29, 2013.
- DYMOND, J. R.; VALE, S. S. An event-based model of soil erosion and sediment transport at the catchment scale. **Geomorphology**, v. 318, p. 240-249, 2018.
- FUENTES GUEVARA, M. D.; SPLIETHOFF, J.; CAMILO, E. L.; GARCIA NETO, E.; OLANIK, C.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, R.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no tillage system for Oxisols. **Land Degradation and Development**, v. 35, n. 6, p. 2.145-2.156, 2024.
- HANCOCK, G. R.; WEBB, A. A.; TURNER, L. Sediment transport in forested head water catchments – calibration and validation of a soil erosion and landscape evolution model. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 12-23, 2017.
- HESSEL, R.; JETTEN, V.; BAOYUAN, L.; YAN, Z.; STOLTE, J. Calibration of the LISEM model for a small Loess Plateau catchment. **Catena**, v. 54, n. 1-2, p. 235-254, 2003a.
- HESSEL, R.; MESSING, I.; LIDING, C.; RITSEMA, C.; STOLTE, J. Soil erosion simulations of land use scenarios for a small Loess Plateau catchment. **Catena**, v. 54, n. 1-2, p. 289-302, 2003b.
- JETTEN, V.; GOVERS, G.; HESSEL, R. Erosion models: quality of spatial predictions. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 5, p. 887-900, 2003.
- KNAPEN, A.; POESEN, J.; GOVERS, G.; GYSSELS, G.; NACHTERGAELE, J. Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review. **Earth-Science Reviews**, v. 80, o. 1-2, p. 75-109, 2007.

- MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling and Software**, v. 18, n. 8-9, p. 761-799, 2003.
- MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. Oxford: Longmann, 2005, 304p.
- NEARING, M. A.; V. JETTEN, V.; BAFFAUT, C.; CERDAN, O.; COUTURIER, A.; HERNANDEZ, M.; LE BISSONNAIS, Y.; NICHOLS, M. H.; NUNES, J. P.; RENSCHLER, C. S.; SOUCHÈRE, V.; VAN OOST, K. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**, v. 61, n. 2-3, p. 131-154, 2005.
- NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration. **Cold & warm episodes by season**. Disponível em: Climate Prediction Center - ONI (noaa.gov) Acesso em: 19 jul. 2024.
- PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016.
- RATTIS, L.; BRANDO, P. M.; MACEDO, M. N.; SPERA, S. A.; CASTANHO, A. D. A.; MARQUES, E. Q.; COSTA, N. Q.; SILVERIO, D. V.; COE, M. T. Climatic limit for agriculture in Brazil, **Nature Climate Change**, v. 11, p. 1.098-1.104, 2021.
- RIEKE-ZAPP, D. H.; NEARING, M. A. Slope shape effects on erosion. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, n. 5, p. 1.463, 2005.
- SILVA, J. R. C.; DIAS, A. S. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE): II – correlação com o coeficiente de chuva e atualização do fator R no período de 1962 a 2000. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 347-354, 2003.
- SILVA, K. A.; ROLIM, G. de S.; APARECIDO, L. E. de O. Forecasting El Niño and La Niña events using decision tree classifier. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 148, p. 1.279-1.288, 2022.
- STARKLOFF, T.; STOLTE, J. Applied comparison of the erosion risk models EROSION 3D and LISEM for a small catchment in Norway. **Catena**, v. 118, p. 154-167, 2014.
- USACE – United States Army Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center. **HEC-HMS Hydrologic Modeling System**. Technical Reference Manual, CPD-74B. Hydrologic Engineering Center, Davis, CA. 2000.
- VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. **Meteorologia básica e aplicada**. 2. ed. Viçosa: Editora da UFV, 2012. 460p.



## 13

**Importância do monitoramento hidrológico de longo prazo em bacias rurais para a definição de políticas públicas voltadas para a preservação dos recursos naturais***Autores***Gustavo H. Merten<sup>1</sup>****Jean P. G. Minella<sup>2</sup>**<sup>1</sup> *Professor da Universidade de Minnesota – USA*<sup>2</sup> *Professor da Universidade Federal de Santa Maria – RS***13.1 INTRODUÇÃO**

A Hidrologia é definida como o estudo da água na Terra. Como ciência, ela está fundamentada na observação de eventos e no levantamento de dados que permitem a teorização de processos que descrevem e quantificam o movimento e o armazenamento da água entre os compartimentos terrestres e atmosféricos. A teorização desses processos hidrológicos tem como base dois tipos de abordagem: determinística e probabilística. Na primeira, o entendimento do fenômeno ocorre por meio da descrição física dos processos, enquanto na segunda se considera que os fenômenos hidrológicos são regidos por leis probabilísticas (RIGHETTO, 1998). Porém, independentemente da abordagem utilizada, existe a necessidade de um significativo período de observação a fim de obter dados hidrológicos que descrevam o processo de interesse na escala espacial compatível com os objetivos do estudo.

Os dados provenientes do monitoramento hidrológico precisam ser coletados ao longo de pelo menos um ciclo climático, que dura, aproximadamente, 20 a 30 anos e com frequência temporal adequada à dinâmica do processo.

O ciclo climático é definido como um período no qual ocorrem alterações de temperatura, regime de chuvas e ventos que variam de forma ostensiva e natural. Dessa maneira, nos estudos onde se busca a teorização de processos hidrológicos ou de validação de modelos hidrológicos torna-se necessária a obtenção de dados de longo prazo. Silberstein (2006), por exemplo, em seu ar-

tigo *Hydrological models are so good, do we still need data?* argumenta que a utilização de modelos hidrológicos para fins de planejamento de recursos hídricos é de pouca utilidade quando não acompanhado de bons dados que permitam a validação desses modelos. Segundo esse autor, não é possível manejar aquilo que não é medido.

As bacias hidrográficas experimentais são essenciais para a compreensão e descrição dos fenômenos hidrológicos (HEWLETT *et al.*, 1969). Mesmo com o advento computacional, a comunidade científica envolvida com os estudos hidrológicos tem estimulado fortemente a obtenção de dados hidrológicos por meio do monitoramento de longo prazo de bacias hidrográficas experimentais considerando as mudanças climáticas e de uso do solo.

Segundo Tetzlaff *et al.* (2017), os dados hidrológicos coletados em bacias experimentais têm permitido o entendimento dos processos hidrológicos que estão associados a ciclos naturais ou a desvios desses ciclos. Ainda segundo esses autores, é por meio do entendimento desses processos hidrológicos que tem sido possível desenvolver ações destinadas à quantificação de água disponível para fins de abastecimento, geração de energia, irrigação, navegação fluvial e estabelecimento de ações voltadas para o controle das enchentes. Os processos hidrológicos, especialmente a formação e propagação do escoamento superficial, definem processos associados de grande importância, como a degradação dos solos pela erosão hídrica, o assoreamento dos rios e reservatórios e a poluição dos corpos hídricos.

Um exemplo ilustrativo da importância do monitoramento de longo prazo em bacias experimentais vem dos Estados Unidos. Nesse país, esses estudos iniciaram nos anos 1930 em resposta ao desastre ambiental causado pelo *Dust Bowl* (MERTEN, 2013). Motivado por esse desastre ambiental, o governo americano tomou a iniciativa de criar um conjunto de políticas públicas voltadas para a preservação dos recursos naturais que persistem até os dias atuais. Entre esse conjunto de políticas foi criado o Serviço Nacional de Conservação de Solos-SCS (atual National Resource Conservation Service-NRCS), que teve como incumbência a geração de resultados de pesquisa e a realização de extensão voltadas para o manejo e a conservação do solo e da água.

Entre as diversas ações do SCS, uma das mais importantes teve como objetivo o monitoramento de bacias experimentais destinadas a gerar informações hidrológicas necessárias para o entendimento de processos hidrológicos em pequenas bacias rurais localizadas em diferentes regiões dos Estados Unidos. Esses estudos de bacia tiveram início nos anos 1930 e foram conduzidos por mais de setenta anos (USDA, 2007). Com base nesses dados hidrológicos foi gerado um robusto estoque tecnológico de práticas voltadas para o con-

trole da erosão hídrica, para o controle das enchentes e para a prevenção do assoreamento de reservatórios, portos e vias navegáveis.

Outra grande contribuição obtida por meio desses estudos hidrológicos de longa duração foi o desenvolvimento de modelos matemáticos de transformação de chuva em vazão baseados no conceito do *curve number hydrology* (HAWKINS *et al.*, 2008).

Os modelos hidrológicos baseados no conceito do *curve number hydrology* foram desenvolvidos nos anos 1950 e têm constituído uma das principais ferramentas de planejamento para o manejo do solo e da água utilizadas pelos extensionistas rurais dos Estados Unidos, bem como estão presentes nas principais abordagens de modelagem hidrológica em todas as regiões do mundo para diversas finalidades. Um exemplo é o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), que combina o *curve number hydrology* com uma modificação do modelo de erosão USLE (*Universal Soil Loss Equation*) para simular o escoamento superficial e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas. A USLE e suas derivações também são produto do esforço do SCS com base na mesma perspectiva de monitoramento de longo prazo, mas, nesse caso, a derivação de parâmetros que definem os fatores controladores da erosão em parcelas experimentais.

## 13.2 A EXPERIÊNCIA DO MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA BACIA EXPERIMENTAL DE ARVOREZINHA

No Brasil, os estudos hidrológicos de longa duração em bacias rurais são raros, uma vez que as agências públicas de fomento à pesquisa que possibilitam esse tipo de estudo utilizam como horizonte de financiamento um prazo de no máximo cinco anos, que é insuficiente para representar o ciclo climático discutido anteriormente. Porém, um estudo interessante foi realizado no Rio Grande do Sul entre os anos 2001-2022. A história desse estudo se encontra documentada em Minella *et al.* (2022).

O monitoramento hidrológico de longo prazo da bacia experimental de Arvorezinha inicialmente fez parte do Programa RS-RURAL, desenvolvido pelo governo do estado do Rio Grande do Sul com apoio do Banco Mundial. Tal programa teve como objetivo promover a implementação de políticas públicas para combater a pobreza rural por meio do fomento de práticas de conservação do solo e da água e da implantação de obras de infraestrutura rural. Para avaliar o efeito das práticas conservacionistas sobre os recursos naturais, o Banco Mundial solicitou ao governo do estado do Rio Grande do Sul um es-

tudo de monitoramento hidrológico (MINELLA *et al.*, 2022) e da qualidade do solo (REICHERT *et al.*, 2022).

A bacia experimental de Arvorezinha foi instrumentada para realizar o monitoramento hidrológico. Porém, após o encerramento do programa RS-RURAL, entre os anos 2002 e 2004, essa bacia continuou sendo monitorada até 2022 por intermédio de projetos de agências públicas e privadas e, especialmente, pelo envolvimento de alunos de pós-graduação, exercitando o conceito de “bacia-escola”.

A busca contínua de diferentes desafios científicos permitiu manter o financiamento da aquisição das informações básicas do monitoramento hidrológico. Dessa maneira, o monitoramento cobriu um ciclo hidrológico que incluiu o período do programa de conservação do solo e da água (2002-2004) e um período posterior ao encerramento de programa de conservação do solo e da água (2005-2022). Essa experiência de monitoramento de longa duração tem contribuído significativamente para o entendimento dos processos hidrológicos e sedimentológicos da região das encostas basálticas do Rio Grande do Sul (MINELLA *et al.*, 2022). Além disso, os estudos realizados na bacia experimental de Arvorezinha atraíram o interesse de pesquisadores internacionais e nacionais que contribuíram tanto para o entendimento dos processos hidrológicos (ROBINET *et al.*, 2018) como para o desenvolvimento e teste de novas metodologias de monitoramento (TIECHER *et al.*, 2017).

A experiência do monitoramento de longo prazo da bacia experimental de Arvorezinha serviu também para que fosse realizada uma reflexão crítica sobre as políticas públicas voltadas para a conservação do solo e da água no sul do Brasil. De maneira geral, os programas de conservação do solo e da água conduzidos nessa região, por exemplo o Paraná RURAL e o RS-RURAL, têm curta duração (em média cinco anos e quando possível esses programas podem ser renováveis). Esses projetos alcançam resultados positivos na implementação do monitoramento e no diagnóstico da bacia, mas sua duração limitada impede a quantificação dos impactos positivos das práticas conservacionistas recomendadas, que dependem de efeitos cumulativos em bacias que, por sua vez, dependem dos ciclos climáticos.

O monitoramento de longo prazo da bacia experimental de Arvorezinha mostrou algo importante que deve ser levado em consideração nas futuras propostas de criação de programas de natureza conservacionista de solo e água. Além dos dados básicos de hidrologia, os projetos dependem de estudos integrados que justifiquem o financiamento do ponto de vista científico, de formação dos recursos humanos e na atenção aos problemas locais. Para tanto, é necessário um conjunto de estudos integrados que orbitam ao redor

do núcleo central, que é a atividade de monitoramento hidrológico de longo prazo.

Um exemplo foi o levantamento e acompanhamento das mudanças de uso e manejo dos solos que ocorreram na bacia experimental de Arvorezinha entre os anos de 2002 a 2022, as quais puderam ser relacionadas com os resultados do monitoramento hidrológico, permitindo separar o efeito antrópico do efeito do clima na produção de sedimentos.

Esses dados permitiram constatar que durante o programa RS-RURAL houve uma gradativa e contínua mudança de manejo do solo em direção a uma agricultura conservacionista. Infelizmente, após a finalização do programa RS-RURAL as práticas de manejo e conservação dos solos que estavam sendo adotadas pelos agricultores foram abandonadas devido à descontinuidade do programa, que aportava assistência técnica e subsídio de algumas práticas conservacionistas.

Os efeitos dessas mudanças de uso e manejo de solo nas condições hidrológicas foram documentados em Minella *et al.* (2009), sendo importante considerar que essas observações foram possíveis em decorrência de um programa de monitoramento hidrológico de longo prazo.

### **13.3 IMPORTÂNCIA DO MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA REDE DE AGROPESQUISA DO PARANÁ**

O Estado do Paraná tem na agricultura uma importante atividade econômica e social; conseqüentemente, a preservação do solo e da água merece prioridade. Isso é especialmente importante quando se busca um modelo de agricultura sustentável considerando os desafios das mudanças climáticas, em que eventos de seca e enchentes serão cada vez mais frequentes.

Além dos impactos positivos à agricultura do Paraná, a manutenção da sua posição de grande produtor de energia hidrelétrica depende não apenas das condições climáticas, mas principalmente do gerenciamento adequado dos fluxos de água e dos sedimentos erodidos. Nesse contexto, um dos principais problemas enfrentados na atividade agrícola tem sido a erosão hídrica, que tem como consequência direta aos agricultores a diminuição da capacidade produtiva dos solos, bem como problemas causados pelos sedimentos erodidos, que afetam a integridade dos recursos hídricos, com consequências negativas na qualidade da água, no controle das enchentes e na geração de energia hidrelétricas pelo assoreamento dos reservatórios.

Historicamente, a quantificação da erosão hídrica no Paraná conduzida pelo IAPAR (atual IDR-Paraná) na escala de pequenas parcelas experimentais (< 100 m<sup>2</sup>) ocorreu em estudos hidrológicos de longa duração (1970-1990). A síntese dos resultados desse estudo se encontra documentada em Merten *et al.* (2016), onde fundamentalmente se verificou a eficiência do plantio direto no controle da erosão hídrica, mas se percebeu que esse efeito não se estende ao controle do escoamento superficial, havendo então a necessidade de utilização de práticas mecânicas para o controle do escoamento superficial.

Outra constatação importante revelada por esses estudos foi a necessidade de ampliar a escala de observação hidrológica de pequenas parcelas para pequenas bacias, uma vez que estas representam os processos hidrológicos de maneira mais adequada.

Com base nessa premissa e na necessidade de obtenção de dados para compreensão e quantificação dos processos hidrológicos na escala de pequenas bacias, foi implantada no Paraná uma rede de monitoramento hidrológico de pequenas bacias rurais (Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada). A implantação dessa rede de monitoramento se encontra documentada em Pellegrini e Barbosa (2023).

A obtenção de dados hidrológicos, especialmente das observações referentes às vazões geradas pelos eventos de precipitação, serão de importância fundamental para entender a formação e propagação do escoamento superficial, bem como de seus processos associados, como a erosão em diferentes condições de clima e solos do Paraná.

Com base nos dados gerados pela Rede de Agropesquisa será possível realizar o dimensionamento adequado de estruturas de controle do escoamento superficial, como terraços, canais escoadouros, estruturas de retenção do escoamento e outras práticas hidráulicas. Porém, como todo estudo baseado no monitoramento hidrológico, a qualidade das informações dependerá de um conjunto de observações hidrológicas de longo prazo. Para o dimensionamento de terraços, por exemplo, torna-se necessário estimar o volume escoado para a condição de um evento de precipitação de pelo menos dez anos de período de retorno.

Conforme já explicado anteriormente, essas informações hidrológicas são obtidas por meio de uma abordagem probabilística dependente de dados de observação de longo prazo que englobe um ciclo climático. Finalmente, é importante reconhecer que embora esse tipo de pesquisa demande grande esforço de recursos humanos e financeiros, o conjunto de dados hidrológicos obtidos vai contribuir significativamente para o manejo sustentável dos recursos naturais do Paraná.

## REFERÊNCIAS

- HAWKINS, R. H.; WARD, T. J.; WOODWARD, D. E.; VAN MULLEN, J. A. **Curve number hydrology: state of the practice**. Reston: Environmental and Water Resource Institute (EWRI) and The American Society of Civil Engineers (ASCE), 2009. 61 p..
- HEWLETT, J. D.; LULL, H. W.; REINHART, K. G. In defense of experiment watersheds. **Water Resources Research**, v. 5, n. 5, p. 306-316, 1969.
- MERTEN, G. H. A visão norte-americana da conservação do solo e da água. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 6, p. 56-66, 2013.
- MERTEN, G. H.; ARAUJO, A. G.; BARBOSA, G. M. C. **Erosão no Estado do Paraná: fundamentos, estudos experimentais e desafios**. Londrina: IAPAR, 2016. 116 p.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; SCHLESNER, A.; BERNARDI, F.; BARROS, C. A. P.; TIECHER, T.; RAMON, R.; EVRARD, O.; RHEINHEIMER, D. S.; REICHERT, J. M.; RUTINEIA TASSI, T. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring: The “Arvorezinha catchment” experience. **Hydrological Processes**, v. 36, n. 9, p. 1-17, 2022.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; WALLING, D. E.; REICHERT, J. M. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 228-236, 2009.
- PELLEGRINI, A.; BARBOSA, G. M. D. C. (Ed.). **Manejo e conservação de solo e água**. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada. Curitiba: SENAR-PR, 2023. 304 p..
- REICHERT, J. M.; GUBIANI, P. I.; RHEINHEIMER DOS SANTOS, D.; REINERT, D. J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Soil properties characterization for land-use planning and soil management in watersheds under family farming. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, p. 119-128, 2022.
- RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e Recursos Hídricos**. São Carlos: EESC-USP, 1998. 840 p..
- ROBINET, J.; MINELLA, J. P. G.; DE BARROS, C. A. P.; SCHLESNER, A.; LÜCKE, A.; AMEIJERAS-MARIÑO, Y.; OPFERGELT, S.; VANDERBORGHT, J.; GOVERS, G. Impacts of forest conversion and agriculture practices on water pathways in southern Brazil. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 15, p. 2.304-2.317, 2018.
- SILBERSTEIN, R. P. Hydrological models are so good, do we still need data? **Environmental Modelling & Software**, n. 21, p. 1.340-1.352, 2006.
- TETZLAFF, D.; CAREY, S.; MCNAMARA, J. P.; LAUDON, H.; SOULSBY, C. The essential value of long-term experimental data for hydrology and water management, **Water Resources Research**, 53, p. 2.598-2.604, 2017.
- TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O.; MONDAMERT, L.; LABANOWSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S. Tracing sediment sources using mid-infrared spectroscopy in Arvorezinha catchment, southern Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 5, p. 1.603-1.614, 2017.
- USDA – United States Department of Agriculture. Natural Resource Conservation Service. Hydrologic and hydraulic research in the soil conservation service. **Historical Insights**, n. 7, 2007.



## 14

## Considerações gerais sobre o manejo e a conservação do solo e da água no Paraná

### Autores

**Cristiano André Pott<sup>1</sup>**

**Graziela Moraes de Cesare Barbosa<sup>2</sup>**

**Eduardo Augusto Agnellos Barbosa<sup>3</sup>**

**André Pellegrini<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Professor da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)

<sup>2</sup>Pesquisadora do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná-IAPAR-EMATER (IDR)

<sup>3</sup>Professor da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

<sup>4</sup>Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Dois Vizinhos (UTFPR-DV)

Os estudos realizados na Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada (Rede Agropesquisa) demonstram que os solos paranaenses muitas vezes são mal manejados e que os princípios básicos do sistema plantio direto (SPD), que deveria contemplar o mínimo revolvimento ou mobilização do solo, a máxima cobertura na superfície do solo e a rotação de culturas, em grande parte das áreas não são praticados (POSSAMAI *et al.*, 2022).

Atendendo a esses três princípios do SPD, as perdas de solo por erosão são diminuídas consideravelmente. No entanto, em grande parte das áreas que apresentam maior declividade e comprimento de rampa existe a necessidade de uso de terraços para diminuir as perdas de água por escoamento superficial de água.

Este livro, sistematizado em 14 capítulos, demonstrou os resultados de pesquisa da Rede Agropesquisa, financiada pelo SENAR-PR e pela Fundação Araucária. O estudo iniciou após aprovação dos projetos pela chamada pública 01/2017 da Fundação Araucária/SETI/Senar-PR. Os resultados de pesquisa foram oriundos das regiões Centro-Oriental (Ponta Grossa), Centro-Sul (Guarapuava), Sudoeste (Dois Vizinhos), Norte (Cambé), Oeste (Toledo) e Noroeste (Presidente Castelo Branco e Cianorte) do estado do Paraná.

Os estudos da Rede Agropesquisa foram conduzidos em escala de bacia hidrográfica de primeira ou segunda ordem e na escada de megaparcelas instaladas em encosta com o sistema de cultivo predominante da região, com e sem terraços agrícolas, além de subprojetos específicos de manejo de solo de algumas mesorregiões.

O objetivo central do estudo foi levantar parâmetros hidrossedimentológicos por meio do monitoramento de bacias hidrográficas e de megaparcelas, por meio das perdas de solo por erosão e perdas de água por escoamento superficial. Também foram apresentados os resultados das avaliações dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo realizados anualmente, os quais foram apresentados nos capítulos individuais das mesorregiões e em capítulos integradores de cada atributo de solo.

Os resultados de escoamento superficial e perdas de solo por erosão evidenciam a necessidade de bom manejo de solo e de práticas conservacionistas mecânicas, como os terraços agrícolas. Apesar do resultado claro da necessidade do uso dos terraços agrícolas, mesmo em áreas sob SDP, os eventos de chuva-vazão que ocorreram no período de 2021 a 2022 foram fortemente influenciados pelo fenômeno *La Niña*, conforme relatado no capítulo 12, o que gerou precipitações abaixo da média climatológica no estado do Paraná. Para que os parâmetros hidrossedimentológicos monitorados ao longo do tempo possam ser utilizados na geração de uma nova metodologia de dimensionamento de terraços, é necessária uma série histórica de monitoramento mais longa, para que se possa monitorar eventos climáticos extremos, como detalhado por Merten e Minella no capítulo 13 desse livro.

Os resultados do uso do terraceamento mostram efeito positivo, muito além do controle de escoamento superficial e de erosão hídrica. As pesquisas da Rede Agropesquisa verificaram que ocorre melhoria dos atributos microbiológicos do solo em curto prazo com o uso dos terraços, ora devido à maior retenção de água, gerando maior umidade do solo para os microrganismos, ora perdendo menos material orgânico por erosão.

A melhoria dos atributos químicos de solo também pôde ser verificada com o terraceamento das áreas, principalmente dos nutrientes fósforo e potássio, que foram perdidos em menor quantidade por erosão quando utilizado o terraceamento, implicando ao longo do tempo em possibilidade de menor uso de fertilizantes.

Outra questão importante é que essa redução das perdas dos nutrientes reduz o impacto ambiental, especialmente dos nutrientes que têm potencial de eutrofização das águas como o nitrogênio e o fósforo. A avaliação da física do solo mostrou não haver grandes alterações nesses atributos do solo no pe-

ríodo avaliado, indicando que não há risco de compactação do solo quando se faz uso de práticas mecânicas de conservação do solo, como o terraceamento.

Nas pesquisas de subprojetos, iniciados antes mesmo do início da Rede de Agropesquisa, como o estudo do capítulo 7 sobre rotação de culturas e plantas de cobertura e, do capítulo 8 sobre o uso de dejetos de animais, trouxeram também embasamento científico e tecnológico para melhorar o manejo do solo nas áreas agrícolas.

O capítulo 7 sobre rotação de culturas evidenciou a necessidade do uso de plantas de cobertura para melhoria dos atributos de solo, bem como para incrementar o potencial produtivo de culturas comerciais.

O capítulo 8 demonstrou a importância do uso racional dos dejetos dos animais como fertilizante, especialmente no estado do Paraná, que é um grande produtor de animais em confinamento (bovinos, suínos e aves), e o uso dos dejetos como fertilizante na agricultura é uma estratégia econômica para o agricultor, que além de melhorar a qualidade do solo reduz o passivo ambiental envolvido com a destinação desses resíduos. Nesse sentido, além de indicar as doses recomendadas para uso de dejetos na agricultura, os autores também deixam muito claro o potencial poluidor dos dejetos quando utilizados de maneira inadequada.

No capítulo 1, referente à Mesorregião dos Campos Gerais (Ponta Grossa), apresentou-se o estudo com chuva simulada em diferentes sistemas conservacionistas de solo, tendo o sistema plantio direto a adoção, durante o ciclo de rotação, do consórcio de plantas de cobertura (*mix*); plantio direto com sucessão de culturas; plantio direto com sucessão de culturas com escarificação periódica do solo. O estudo demonstrou que a rotação reduz as perdas de solo em eventos extremos de chuva em relação aos demais sistemas e que as perdas de água por escoamento superficial são menores em relação ao cultivo com sucessão e similares ao cultivo com sucessão com escarificação periódica do solo.

No capítulo 2, referente à Mesorregião Centro-sul (Guarapuava), ficou evidente que o SPD bem conduzido e com seus princípios básicos respeitados foi eficiente no controle de erosão e no escoamento superficial em períodos de menor precipitação pluviométrica na megaparcela denominada Boas Práticas de Manejo (BPM), com sistema plantio direto cultivado em nível e rotação de culturas com inclusão de plantas de cobertura outonal, mas sem terraços. No entanto, em eventos extremos de elevada precipitação, as perdas de água são elevadas nesse sistema, e a necessidade da prática mecânica, como o terraceamento, mostra-se necessária.

A falta de terraços em áreas com grande comprimento de rampa intensifica o escoamento superficial de água e dá início ao fluxo concentrado de água. Consequentemente, inicia-se o processo erosivo de formação de sulcos,

mesmo em áreas sob plantio direto, acarretando prejuízos financeiros e ambientais, com perdas potenciais da qualidade do solo.

Em anos de *La Niña*, os produtores e a sociedade em geral não percebem diretamente o processo erosivo, uma vez que ocorrem chuvas abaixo da média, como nos anos de 2020 e 2021. Nos anos com predomínio do *El Niño*, como em 2023, quando as chuvas ocorrem de forma mais intensa e volumosa, é que se podem perceber sulcos erosivos nas lavouras e até mesmo inundações em áreas urbanas. Um exemplo foram as fortes chuvas ocorridas em setembro, outubro e início de novembro de 2023 nas regiões centro-sul e sudoeste do Paraná, onde o acumulado de chuvas nesses meses ficou acima de 600 mm, causando severas perdas de solo em lavouras, assoreamento de rios, danos nas estradas rurais e deslizamentos de encostas. Da mesma forma, foram percebidos pela população muitos prejuízos com enchentes e deslizamentos de encostas nas áreas urbanas.

O uso de práticas conservacionistas, o respeito à capacidade de uso do solo e o manejo adequado são determinantes para a redução dos processos erosivos. Somente utilizando as recomendações técnicas é possível minimizar os efeitos das chuvas intensas e os custos ao produtor e à sociedade, armazenando a água no solo e reduzindo os impactos ambientais.

Na década 1970-80 o Paraná foi pioneiro no sistema plantio direto, atualmente referência mundial de conservação de solo (FUENTES-LLANILLO *et al.*, 2021; POSSAMAI *et al.*, 2022). A indicação da necessidade de terraceamento em áreas de plantio direto já tem comprovação científica (LONDERO *et al.*, 2018; FUENTES-GUERAVA *et al.*, 2024). Com esse estudo da Rede Agropesquisa, o Paraná novamente é referência em conservação de solo e água.

A relevância dessas pesquisas nas várias mesorregiões é o diferencial do estado do Paraná. Para dar continuidade ao monitoramento hidrossedimentológico e de atributos de solo por longo prazo, a Rede Agropesquisa foi convidada pela Fundação Araucária para fazer parte dos Novos Arranjos de Pesquisa e Inovação (NAPI), com a criação do NAPI-PROSOLO, o qual prevê a continuidade da pesquisa e do monitoramento hidrossedimentométrico e de atributos físicos-químicos-biológicos do solo para um período de 5 anos (2024-2029).

Com a continuidade do monitoramento hidrossedimentológico, tanto em anos com predomínio dos fenômenos *La Niña*, neutralidade e *El Niño*, visando monitorar eventos de extremos de precipitação, será possível a elaboração de um banco de dados hidrossedimentológicos e de atributos de solos consistente, com o qual poderão ser subsidiados modelos matemáticos que levantem os parâmetros para a nova metodologia de dimensionamento de terraços no Paraná.

## REFERÊNCIAS

- FUENTES-GUEVARA, M. D.; SPLIETHOFF, J.; CAMILO, E. L.; NETO, E. G.; OLANIK, C.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, R.; RAMPIM, L.; MÜLLER, M. M. L.; POTT, C. A. Mixture of winter cover crops reduces surface runoff and sediment production under no-tillage system for Oxisols. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 6, p. 2.145-2.156, 2024.
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; SOARES JUNIOR, D.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104.877, 2021.
- LONDERO, A. L.; MINELLA, J. P. G.; DEUSCHLE, D.; SCHNEIDER, F. J. A.; BOENI, M.; MERTEN, G. H. Impact of broad-based terraces on water and sediment losses in no-till (paired zero-order) catchments in southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 3, p. 1.159-1.175, 2018.
- POSSAMAI, E. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; AMADORI, C.; BARTZ, M. L. C.; RALISCH, R.; VICENSI, M.; MARX, E. F. Adoption of the no-tillage system in Paraná State: a (re)view. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. e0210104, 2022.









