

Processos erosivos e suas relações com as práticas de manejo e uso do solo⁽¹⁾

Jose Francirlei de Oliveira^(2,5), Graziela Moraes de Cesare Barbosa⁽²⁾, Julio Cezar Franchini⁽³⁾, Henrique Debiassi⁽³⁾ e Hudson Carlos Lissoni Leonardo⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Trabalho realizado com apoio financeiro da Embrapa, Governo do Estado do Paraná e Itaipu Binacional. ⁽²⁾ Pesquisadores, IDR-Paraná, Londrina, PR. ⁽³⁾ Pesquisadores, Embrapa Soja, Londrina, PR. ⁽⁴⁾ Técnico, Itaipu Binacional, Foz do Iguaçu, PR. ⁽⁵⁾ jfoliveira79@gmail.com

Introdução

A erosão hídrica é um problema global de degradação do solo. O descaso com o manejo e a conservação do solo e da água geram essa degradação e, conseqüentemente, problemas socioambientais.

Atualmente, estimam-se taxas potenciais globais de erosão do solo de até 43 Pg ano⁻¹, sendo as culturas anuais responsáveis por até 41% das perdas de solo, mesmo representando apenas 16% do uso (Borrelli et al., 2020).

A adoção do plantio direto (PD) pelos agricultores aumentou consideravelmente nos últimos anos. No Brasil, de 2006 a 2017, a área de PD aumentou 84,9%, passando de 17,9 para 33 milhões de ha, correspondendo a mais de 60% da área total de culturas anuais do País (Fuentes-LLanillo et al., 2021). Porém, processos erosivos significativos têm sido constantemente observados nas áreas de PD, ratificando que somente essa técnica de conservação não garante a sustentabilidade dos sistemas de produção (Didoné et al., 2014; Merten et al., 2015; Fuentes-LLanillo et al., 2021; Londero et al., 2018, 2021). Além disso, a Embrapa estima uma redução de 0,5% ao ano na capacidade de armazenamento de água nos reservatórios e rios, em função do assoreamento causado pela degradação do solo (Embrapa, 2018).

Em cenários futuros, as projeções indicam um aumento significativo da erosividade na região Sul do Brasil (Riquetti et al., 2020), o que torna fundamental o estudo dessa característica da chuva para direcionar as técnicas de manejo do solo, da palha e da água de forma adequada e sustentável. Assim, considerando os processos erosivos observados nas áreas de plantio direto e a tendência de aumento da erosividade das chuvas na região, esse capítulo visa relacionar o manejo e os solos observados em um transecto das regiões oeste e noroeste do Paraná, com os processos erosivos.

Precipitação pluvial

Há uma estreita relação entre a disponibilidade de água, produção de matéria seca e os processos erosivos. Em uma escala global, observa-se uma relação entre o volume de precipitação pluvial e a produção de sedimentos perdidos por erosão. Nas regiões com precipitação pluviométrica anual menor que 450 mm e entre 700 e 1.100 mm, há um aumento da perda de solo com o aumento do volume das chuvas, devido à baixa cobertura do solo pela vegetação (Morgan, 2005). No entanto, à medida que a precipitação pluviométrica anual aumenta para valores entre 450 e 650 mm ou entre 1.100 e 1.700 mm, também aumenta a disponibilidade de água e, conseqüentemente, da produção de matéria seca. Essa matéria seca se torna suficiente para aumentar a cobertura do solo e melhorar a proteção da superfície, reduzindo a produção de sedimentos perdidos por erosão. Nas regiões com volumes iguais ou superiores a 1.700 mm por ano, entretanto, o volume e a intensidade da chuva superam a capacidade de proteção da cobertura do solo pelas plantas e a produção de sedimentos aumenta com a ampliação do volume de precipitação pluvial (Morgan, 2005).

Essa relação entre o volume de chuva e a produção de sedimentos demonstra que, nas regiões com volume maior que 1.700 mm por ano, como é o caso das regiões de maior altitude da *1ª Reunião de correlação e classificação de solos e vegetação fluvial* (RCCSVF), (vide artigo *Caracterização climática da Bacia Hidrográfica Paraná III - BHP III e parte da Bacia Hidrográfica Piquiri – BHP*), o manejo da água deve ser

complementado com outras técnicas vegetativas ou mecânicas de conservação dos solos, já que somente a palhada não é suficiente para controlar os processos erosivos. Essa indicação pôde ser observada em uma área de produção de grãos sob PD em Toledo, onde ocorreu a saturação do solo, formação de poças d'água e, consequentemente, o fluxo superficial (Figuras 1A e 1B).

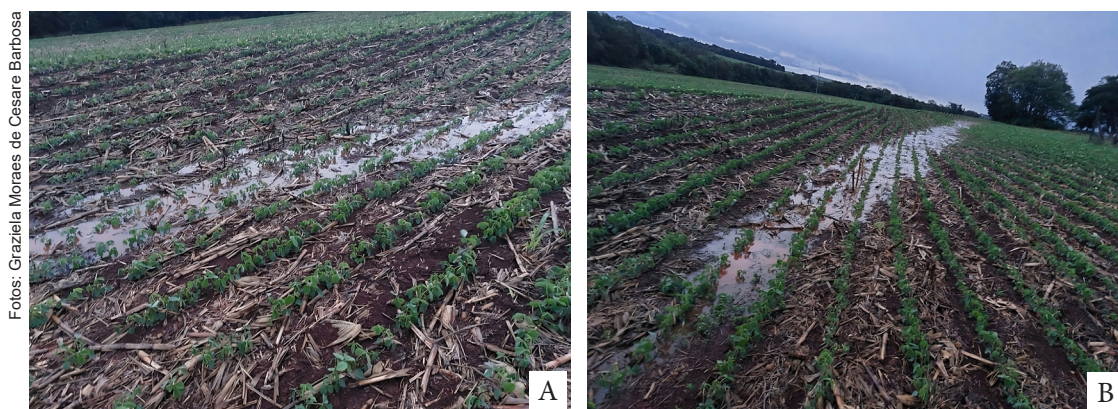


Figura 1. Exemplos de empossamento da água (A e B) sobre a palha na superfície do solo em Toledo, PR.

Nas regiões onde foi realizada a 1ª RCCSVF, o clima é do tipo Cfb e Cfa (vide artigo *Caracterização climática da Bacia Hidrográfica Paraná III - BHP III e parte da Bacia Hidrográfica Piquiri – BHP*) segundo Köppen. As precipitações pluviais nessas duas regiões são classificadas como fortemente ($> 7.357 \text{ Mj mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) a muito fortemente erosivas ($> 9.810 \text{ Mj mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, Oliveira et al., 2013), com erosividade entre 7.000 a 11.000 $\text{Mj mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, sendo as chuvas mais erosivas aquelas que ocorrem nos meses de janeiro e outubro (Waltrick et al., 2015) e com expectativa de aumento da erosividade das chuvas na região Sudoeste do Brasil para cenários futuros (Oliveira et al., 2013; Riquetti et al., 2020).

O aumento do volume de chuvas na região pode ser confirmado com os dados dos últimos três anos da região de Toledo, que se encontra sobre rochas eruptivas, mais especificamente na Província Convexada, quando os volumes médios mensais das chuvas dos anos de 2020 a 2022, nos meses de janeiro, agosto, setembro e outubro alcançaram valores acima da média histórica do período entre 1975 e 2021 (Figura 2). Segundo essa série histórica, os meses de setembro e outubro apresentaram média mensal de, aproximadamente, 150 mm, sendo que, nos anos de 2021 e 2022, os volumes de chuva nesses meses foram superiores a 300 mm (Figura 2).

As gotas da chuva são potencialmente mais erosivas que o fluxo hídrico superficial (Morgan, 2005). Considerando R a massa da gota da chuva, observa-se que, proporcionalmente, a energia cinética da gota é 18 R, com energia para causar a erosão de 0,036 R. Em contrapartida, o fluxo hídrico superficial tem energia cinética

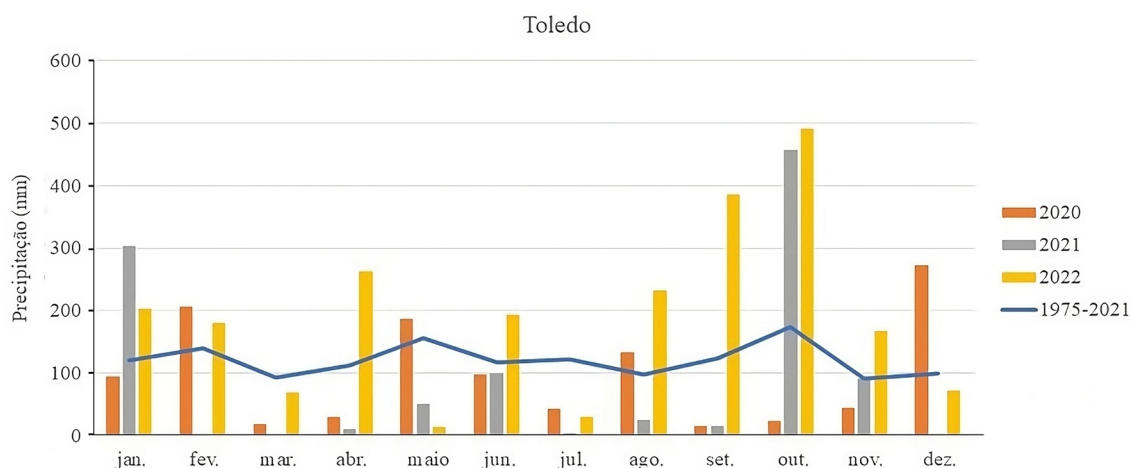


Figura 2. Média mensal dos volumes de chuvas ocorridas nos anos de 2020, 2021 e 2022 em relação à média histórica do período de 1975 a 2022, para a região de Toledo, PR.

equivalente a $2,5 \cdot 10^{-5} R$, com uma energia para causar a erosão equivalente a $7,5 \cdot 10^{-7} R$ (Morgan et al., 1986), confirmando que a dissipação da energia da gota da chuva se trata de uma das principais formas de controle dos processos erosivos (Figura 3). Assim, devido às características das precipitações pluviais que ocorrem nas regiões da 1ª RCCSVF e a relação proporcional da energia causadora da erosão, a diminuição do processo erosivo deve ter início no controle do impacto da gota da chuva ao entrar no sistema de produção.



Figura 3. Impacto da gota de chuva na entrelinha da cultura da soja.

Manejo do solo e da palhada para o controle da erosão

Manejo do solo considerando a dinâmica da paisagem na Província Convexada

Um importante desafio é a redução de perdas de água e de solo por erosão hídrica, mesmo em áreas manejadas com PD. Como visto na seção anterior deste artigo, as chuvas na região da 1ª RCCSVS têm erosividade maior que $7.000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, sendo classificadas como fortemente a muito fortemente erosivas (Oliveira et al., 2013).

Conforme descrito no artigo *Uso e manejo do solo em sistemas de produção agropecuários nas regiões oeste e noroeste do Paraná*, nas regiões dos solos desenvolvidos sobre rochas eruptivas e sobre arenito, não há manejo da palha e da cobertura do solo, com predomínio da cultura da soja no verão (em 98% da área cultivada de 69 municípios dos núcleos regionais de Cascavel, Toledo e Umuarama) e milho segunda safra na cultura de inverno, confirmando a condução inadequada das culturas e o baixo nível de diversificação na região.

Telles et al. (2019) avaliaram a proporção de produtores rurais na Bacia Hidrográfica Paraná III (BHP III) que utilizaram o PD concomitantemente às técnicas de semeadura em nível, rotação de culturas e terraceamento. Os autores observaram que o município de Cascavel (domínio da Província Convexada) apresentou o manejo menos conservacionista da BHP III, com o PD associado predominantemente à semeadura em nível, com ausência do manejo da palha, rotação de culturas e terraceamento (Figuras 4A e 4B), o que reduziria, consequentemente, a dissipação da energia da gota d'água, para evitar o desprendimento das partículas do solo e a resistência do solo à formação do fluxo hídrico superficial.

Uma área com cultura de soja na região de Toledo é representada na Figura 5. A Figura 5A trata de uma paisagem com cultura da soja representada a partir das cores em RGB, e a Figura 5B retrata o índice de umidade topográfico (TWI) na mesma área. Ficam evidentes, na Figura 5B, os pontos onde está ocorrendo perda de água por extravasamento ou rompimento de terraços (tons azulados) e os tons avermelhados indicam os pontos de deposição dos sedimentos transportados. Nota-se que as perdas mais importantes ocorrem no terço médio da encosta, com porção mais declivosa, sobretudo para a rampa convexa-retilínea.



Figura 4. Baixa cobertura do solo (A) durante o desenvolvimento do milho segunda safra, na região de Toledo, PR e detalhe da baixa cobertura (B).

Deve-se reparar que, no eixo da rampa convexa-divergente, praticamente, não há incidência do processo erosivo com intensidade. As figuras 5C e 5D caracterizam as áreas de deposição de sedimentos no final da encosta onde ocorre perda de declividade.

Em outra área com cultura de soja, na região de Toledo, a Figura 6 indica o conflito entre o projeto de terraceamento recomendado para a bacia hidrográfica (6B) e os terraços observados no campo (6C). Nas figuras citadas aparecem várias formas de rampa, observa-se na Figura 6A, no entanto, a alta densidade de sulcos de erosão nas rampas convexas.

Outro fator a ser considerado é que a mecanização da agricultura durante as últimas décadas (aproximadamente 20 anos) pode alterar a dinâmica da redistribuição de sedimentos na encosta, promovendo o preenchimento das cavidades provenientes dos sulcos de erosão, ou a dispersão de cones dejeccionais ao final das encostas (Didoné et al., 2019; Van Oost et al., 2005).

Didoné et al. (2017) notaram que a dinâmica de arraste nas encostas, independente da forma das rampas, pode proporcionar maior acúmulo de sedimentos nas planícies fluviais e áreas imediatamente adjacentes. Nesse contexto, pode-se relacionar a fragilidade ambiental a que o manejo incorreto pode submeter às nascentes da região, fato que será amplamente discutido na 1ª RCCSVF.

Além do formato da rampa, a transição de solos ao longo da pedossequência influencia a dinâmica dos fluxos hídricos superficiais e subsuperficiais, consequentemente, alterando o processo erosional da água. Como exemplo, a transição de solos com estrutura granular (muito porosa) no topo da encosta para solos com estrutura em blocos bem desenvolvida no terço final da pedossequência reduz a movimentação vertical, aumentando os fluxos hídricos superficiais, uma vez que alterações estruturais representam mudanças nos pedos, no tamanho, na morfologia e, sobretudo, na conectividade dos poros (Cooper et al., 2010). Dessa forma, a redução da condutividade hidráulica vertical na transição entre diferentes tipos de solos na pedossequência, associado ao comprimento de rampa, pode explicar também a intensificação erosional.

A avaliação do índice de umidade topográfico (TWI) ressalta o aumento da intensidade de fluxos hídricos superficiais e subsuperficiais no terço médio e inferior da rampa convexa-retilínea (Figura 7A), e a consequente formação de sulcos na transição entre classes de solos (Figura 7B), evidenciando o processo erosivo ao longo da rampa.

É importante ressaltar que a redução da condutividade hidráulica na transição entre os diferentes tipos de solos no relevo reflete diretamente sobre o projeto de dimensionamento e alocação de terraços de infiltração na pedossequência que, por sua vez, deve considerar esses dois ambientes distintos de condutividade hidráulica no dimensionamento e no distanciamento entre os terraços, sobretudo nas regiões de terço médio

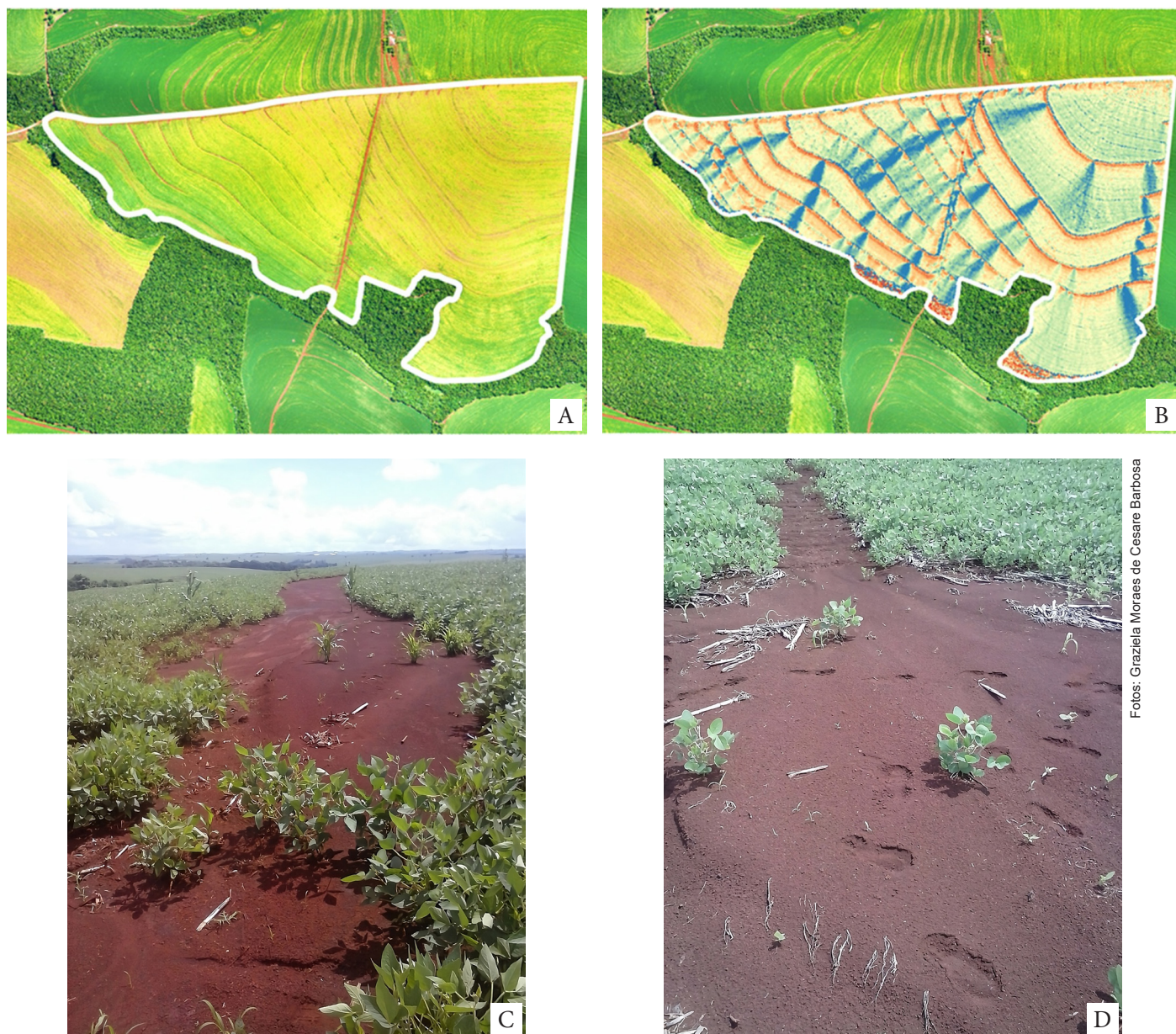


Figura 5. Imagem em RGB de uma cultura da soja (A); a representação do índice de umidade topográfico (TWI) (B); áreas de deposição de sedimentos (C, D) em talhão de produção agrícola na bacia hidrográfica do rio Lopei, no município de Toledo, PR.

e inferior da encosta. Além dos terraços, deve-se manter o uso da semeadura em nível, pois essa prática mecânica cria rugosidade transversal aos fluxos superficiais na encosta, minimizando o processo erosivo.

No manejo da água, a falta de qualquer um dos fatores supracitados, assim como a ausência do terraceamento e da rotação de culturas potencializa a formação dos processos erosivos. Na Figura 8, observam-se diferentes intensidades de erosão em uma bacia hidrográfica na região de Toledo, quando um ou mais desses fatores deixa de ser considerado no manejo da água.

Em relação à erosão na área de estudo da 1ª RCCSVF, observa-se a necessidade de incluir o manejo da palha e da cobertura do solo. Os maiores picos de vazão e produção de sedimentos não ocorrem necessariamente no período de maior volume de chuva. Em uma bacia hidrográfica do rio Conceição (RS), os maiores picos de vazão e produção de sedimentos foram observados nos meses de setembro e outubro, meses que não correspondem àqueles de maior volume de precipitação pluvial. Essa dinâmica também se confirma para o Paraná, onde as chuvas mais erosivas acontecem nos meses de outubro e janeiro (Waltrick et al., 2015), confirmando a necessidade de um manejo de palha e cobertura do solo, principalmente no período entre as safras. Ainda em relação ao manejo da palha e da cobertura do solo, a soja não tem boa capacidade de proteção da superfície do solo e de reduzir a produção de sedimentos, mesmo com o solo aparentemente coberto pelo dossel da cultura. A produção de sedimentos na cultura da soja pode ser até sete vezes maior que aquela observada no milho, quando ambas são semeadas no sentido do declive

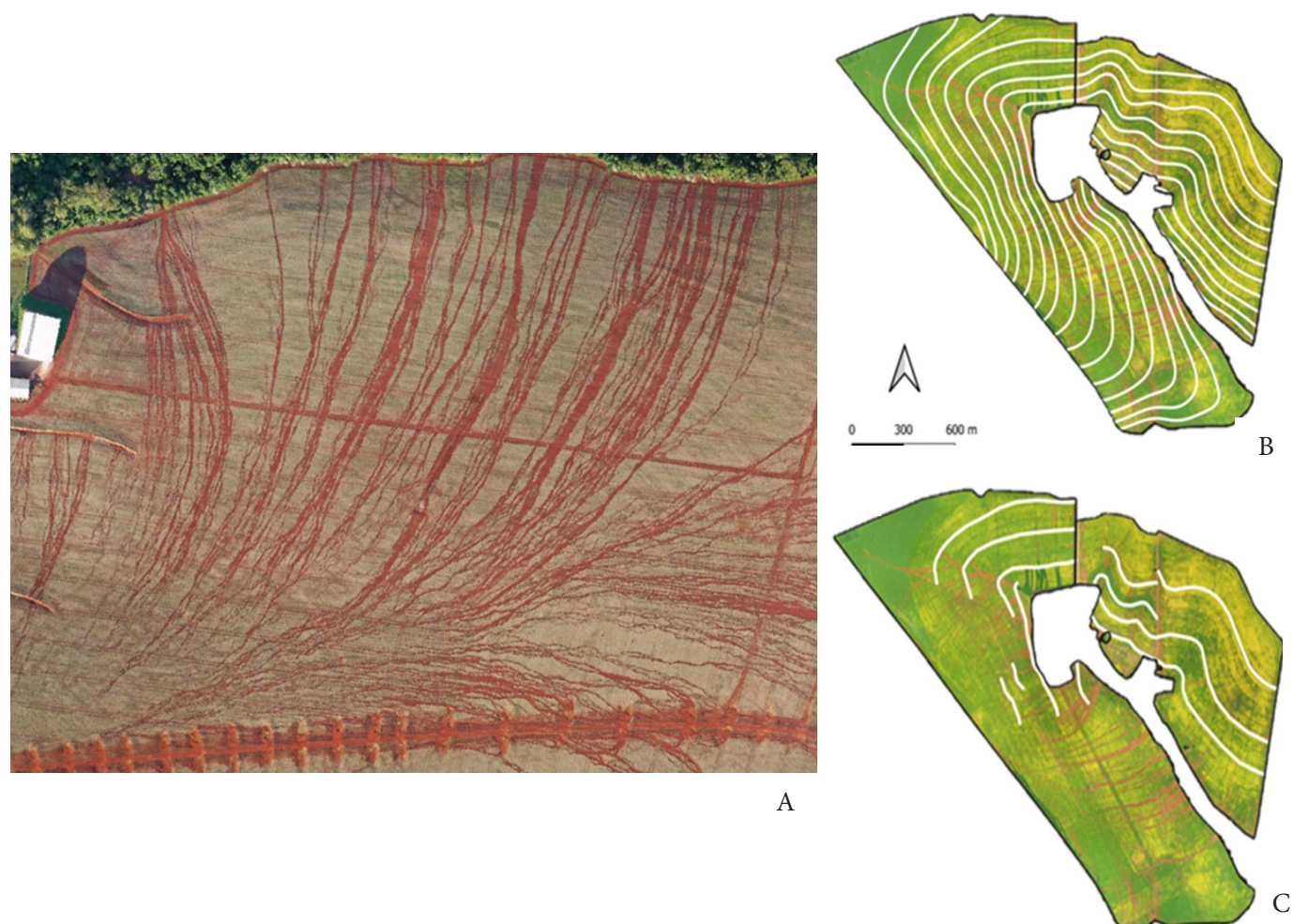


Figura 6. Imagem em RGB parcial de talhão de produção de grão no município de Rolândia, PR, após precipitação acumulada de 300 mm no mês de novembro de 2022 (A) e a configuração recomendada (B) e observada (C) de terraços na área.

Imagem (A) capturada por um VANT do tipo quadricóptero, modelo Mavic 2 Pro, da marca DJI®.

Fonte: Adaptado de Rosa et al. (2022)

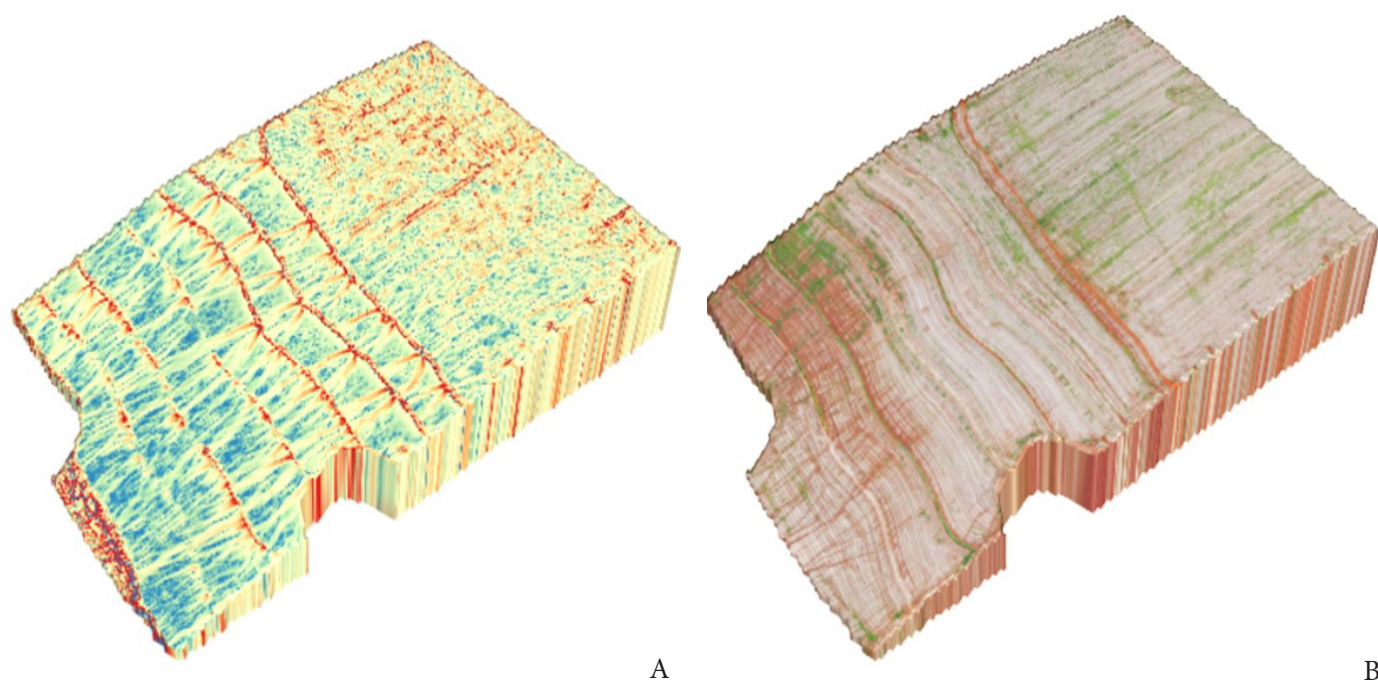


Figura 7. Representação do índice topográfico de umidade (TWI) (A) e imagem em RGB de um talhão agrícola na região de Toledo, PR (B).

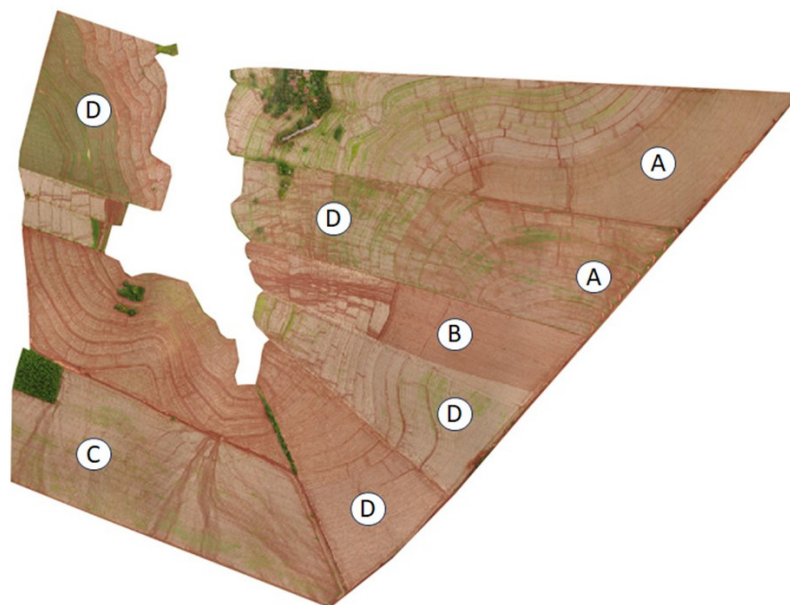


Figura 8. Imagem em RGB de bacia hidrográfica de primeira ordem identificando diferentes causas para o processo erosivo. A: perda de funcionalidade dos terraços e da qualidade da estrutura do solo; B: semeadura “morro abaixo”; C: ausência de terraços mesmo em área plana; D: mudança na condutividade hidráulica durante a transição entre Latossolo e Nitossolo.

Fonte: Adaptado de Franchini et al. (2019)

(morro abaixo), todavia ambas apresentam a mesma proporção de produção de sedimentos quando semeadas em nível (Mariotti et al., 2013).

A dinâmica de produção de sedimentos permite enfatizar questões importantes tais como: i) a baixa capacidade da cultura da soja no controle da produção de sedimentos; ii) a importância da semeadura em nível, aumentando a rugosidade orientada e o tempo de abstração inicial do escoamento superficial, reduzindo a produção de sedimentos nas culturas da soja e do milho; e iii) o risco eminente de erosão quando a soja é semeada no sentido do declive, criando, assim, pontos específicos com maior potencial erosivo, principalmente nos meses em que as chuvas são mais erosivas (setembro a março no Paraná).

Para exemplificar a dinâmica de sedimentos na Província Convexada, serão apresentados resultados obtidos na área de monitoramento de bacias hidrográficas do Projeto da Rede de Agropesquisa em Manejo e Conservação do Solo e da Água em parceria com a Itaipu Binacional. Serão apresentados os eventos com maior intensidade e com menor intensidade de chuva que gerou escoamento superficial no período de 2017 a 2023.

O evento com maior intensidade de chuva do período analisado ocorreu no dia 13 de março de 2022, com volume total de 73 mm em 1,2 horas e intensidade máxima em 30 minutos (I30) de 114 mm h⁻¹, com o I30 acima de 100 mm h⁻¹ em mais de 20% do tempo total do evento. Nesse evento foi possível observar que o pico de sedimentos ocorreu antes do pico de vazão (Figura 9A), cujo laço de histerese (relação entre a vazão e a produção de sedimentos) ocorreu no sentido horário (Figura 9B), onde, para uma mesma vazão, a concentração de sedimentos em suspensão (CSS) do ramo crescente é maior que a CSS do ramo decrescente, sugerindo a rápida mobilização e transporte de sedimentos na encosta (Minella et al., 2011). Essa resposta de produção de sedimentos ocorre porque os mesmos estão disponíveis para serem desagregados e transportados, ressaltando a falta de proteção e a fragilidade da estrutura da camada superficial do solo em resposta à erosão.

O evento com menor intensidade de chuva que gerou escoamento superficial no período de 2017 a 2023 ocorreu no dia 23 de novembro de 2018, com volume total de 58,2 mm em 7,5 horas e I30 de 21 mm h⁻¹, com o I30 acima de 15 mm h⁻¹ somente em 2% do período do evento. É importante ressaltar que, para esse evento, o solo estava seco, uma vez que houve uma precipitação pluviométrica total acumulada de apenas 20 mm nos dias 18 e 19 de novembro. Assim, no evento de 23/11/2018 foi possível observar que o pico

de sedimentos ocorreu junto com o pico de vazão, e que, no segundo pico da vazão, o pico de sedimento apresentou menor concentração, indicando a exaustão de sedimento disponível para arraste na encosta (Figura 10A).

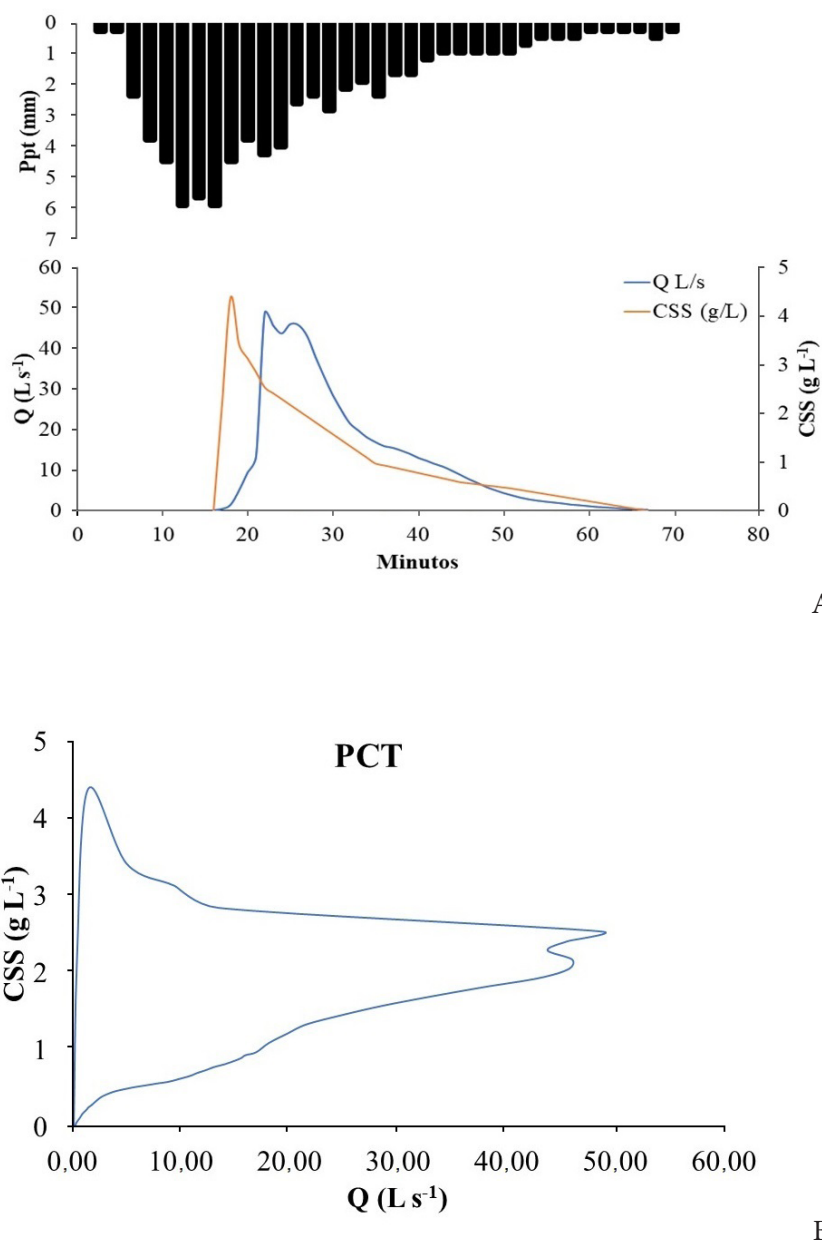
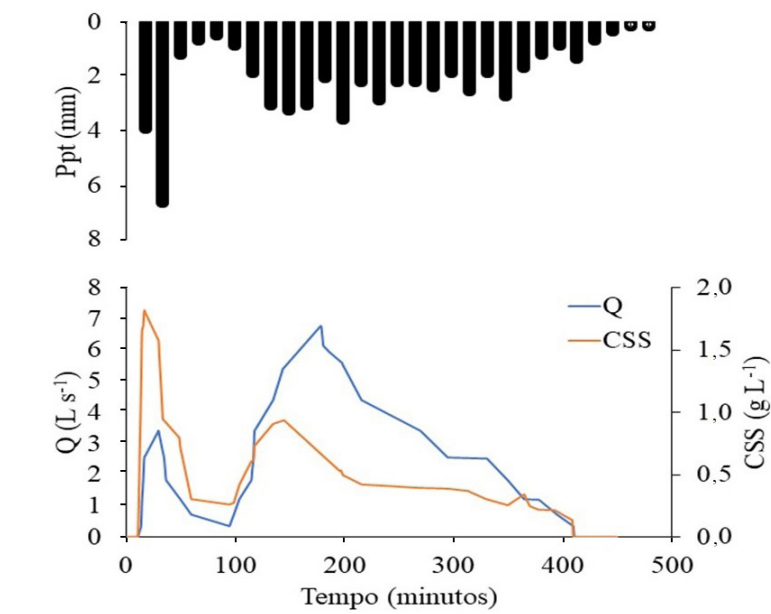


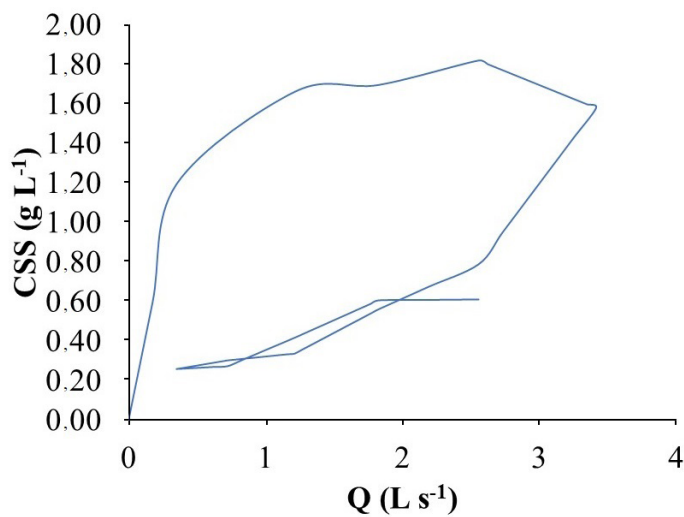
Figura 9. Precipitação pluviométrica (ppt), vazão (Q) e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em função do tempo do evento na data de 13/03/2022 (A) e a relação entre a vazão e a produção de sedimentos (B).

O laço de histerese do primeiro pico de vazão ocorreu no sentido horário (Figura 10B), indicando que, para uma mesma vazão, a CSS do ramo crescente é maior que a CSS do ramo decrescente, sugerindo novamente a rápida mobilização e transporte de sedimentos na encosta (Minella et al., 2011), mesmo nesse evento de baixo potencial erosivo. No segundo pico de sedimentos (Figura 10A), no entanto, a CSS do ramo crescente é menor que a do ramo decrescente (Figura 10C), sugerindo a mobilização e transporte de sedimentos mais distantes na encosta (Minella et al., 2011).

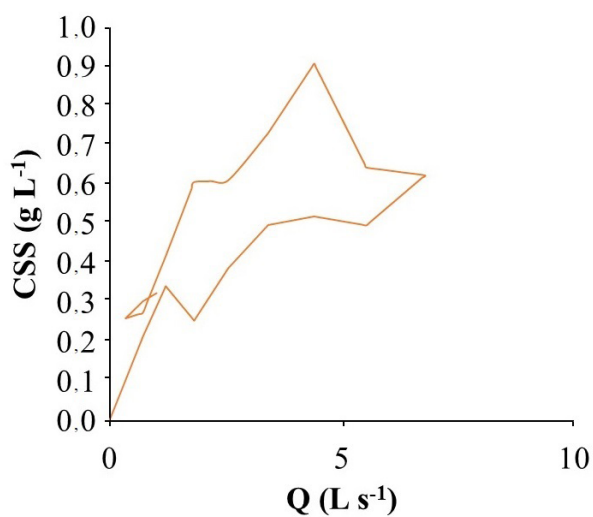
A dinâmica do arraste de sedimentos foi similar no evento de alta intensidade ($>100 \text{ mm h}^{-1}$) e no de baixa intensidade ($<20 \text{ mm h}^{-1}$), com exceção do segundo pico de sedimentos no evento de baixa intensidade, onde os sedimentos mais distantes foram mobilizados após a exaustão daqueles mais próximos do canal do terraço. 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



A



B



C

Figura 10. Precipitação pluviométrica (ppt), vazão (Q) e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) em função do tempo do evento na data de 23/11/2018 (A) e as relações entre a vazão e a produção de sedimentos no primeiro pico (B) e no segundo pico de vazão (C).

baixa intensidade, e demonstram também o rápido assoreamento e redução do tempo de vida útil do canal dos terraços. Isto porque a intensidade de apenas 20 mm h^{-1} foi capaz de superar a velocidade de infiltração, saturar o solo, permitir a junção de poças e formar o fluxo hídrico 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 falta de cobertura do solo e do manejo da palha, utilizando apenas a soja no período das chuvas de maior erosividade, além do 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 (Figura 11A). Esse conjunto de fatores exige maior periodicidade de manutenção e aumenta o risco de extravasamento dos terraços, aumentando a energia cinética e o potencial erosivo do fluxo hídrico superficial, com graves consequências à manutenção da qualidade do solo. As consequências podem ser observadas na Figura 11B, após um evento na bacia de Toledo entre os dias 29 e 30 de outubro de 2017, que resultou em um volume de 159,3 mm de chuva no período de 18 horas e 10 minutos, com umidade antecedente próxima da saturação do solo, pois havia um volume acumulado de 240 mm dos dez dias antecedentes. Assim, observa-se que há 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 da adoção de técnicas conservacionistas que melhorem a estrutura e a resistência do solo aos processos erosivos.

Manejo do solo considerando a dinâmica da paisagem na Província Patamarizada

Como observado no item 2, as chuvas na Província Patamarizada têm erosividade maior que $7.000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, classificadas como fortemente a muito fortemente erosivas (Oliveira et al., 2013).

A pedossequência do segundo dia da 1ª RCCSVF encontra um Neossolo Regolítico a uma altitude de 480 m e um Luvisso Eânico a 350 m de altitude. O Neossolo Regolítico encontra-se em uma declividade de 25% e o Luvisso Eânico de 9%. Ambos têm forte limitação de uso em função do potencial erosivo e, conforme descrito no artigo anterior, nessa região de paisagem patamarizada há predomínio da atividade pecuária de corte e de leite (vide artigo *Uso e manejo do solo em sistemas de produção agropecuários nas regiões oeste e noroeste do Paraná*).

A capacidade de uso do Neossolo é limitada principalmente pela declividade (22%) e espessura do perfil (aproximadamente 8 cm), enquanto que, no Luvisso, a capacidade de uso é limitada pela presença do horizonte Bt com alta atividade da fração argila na profundidade de 28 cm. Na descrição dessas duas classes de solos foi observada a concentração de raízes na camada até 12 cm de profundidade e poucos poros na camada até 60 cm (Ap e Bt1) do Luvisso (vide artigo *Guia de campo: descritivo de solos e vegetação fluvial*). Nessas condições, espera-se pouco tempo de abstração inicial e uma rápida saturação do horizonte superficial, com os tempos de resposta do processo erosivo ocorrendo em poucos minutos. Na encosta com solos profundos e bem drenados (Latossolo e Nitossolo), no evento com maior I30 mm h^{-1} ($> 100 \text{ mm h}^{-1}$), o tempo entre o início da chuva e o início da vazão (erosão) foi 16 minutos e no de menor I30 ($< 20 \text{ mm h}^{-1}$) foi 12 minutos. Dessa forma, espera-se que os tempos de formação do fluxo hídrico superficial nessa encosta com Neossolo e Luvisso sejam expressivamente menores em função das limitações de profundidade efetiva, presença de horizonte Bt com atividade da fração argila alta (vide artigo *Solos da Bacia Hidrográfica Paraná III e parte da Bacia Hidrográfica Piquiri*), considerando ainda as elevadas declividades em que se encontram os Neossolos.

Sobre o manejo dessa encosta de Neossolo e Luvisso, deve-se evitar o uso do solo para lavouras temporárias e estimular o uso de plantas perenes como aquelas para pastagens, silvicultura, fruticultura ou florestas naturais. Dentro dos sistemas de manejo do pasto, deve-se priorizar o uso menos intensivo, obedecendo rigorosamente à taxa de lotação animal e manutenção da cobertura do solo. Além disso, pode-se associar ao pasto o uso de canais e camalhões de pastagens (semelhante aos terraços de infiltração, porém, com dimensões menores e mais próximos entre si). Mesmo com a presença de gramíneas, é comumente observado o superpastejo e processos erosivos importantes em pastagens (Figuras 11A, 11B e 11C).

Das espécies utilizadas na pastagem, deve-se priorizar aquelas com hábito de crescimento estolonífero ou rizomatoso e evitar o uso de espécies com hábito de crescimento cespitoso ereto ou cespitoso prostrado, cujas plantas apresentam crescimento ereto ou perpendicular em relação ao nível do solo, com colmos



Foto: Graziela Moraes de Cesare Barbosa.

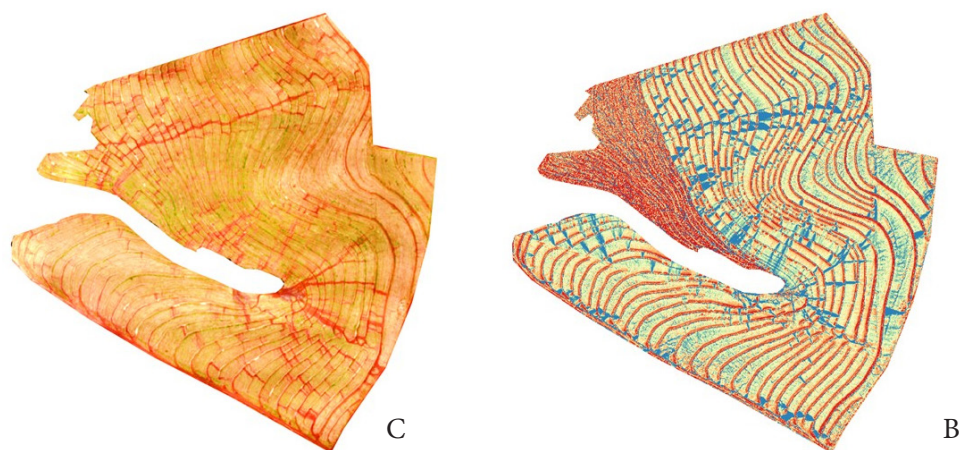


Figura 11. Assoreamento e extravasamento de canal de terraços em uma encosta (A) e imagem em RGB (direita) (B) e o índice topográfico de umidade (TWI a esquerda) (C) indicando os pontos de assoreamento, extravasamento e rompimento de canal de terraços em uma microbacia hidrográfica de Toledo, PR.

Fonte: Adaptado de Franchini et al. (2019).

encostados no solo sem enraizamento (vide artigo *A pecuária na dinâmica da paisagem das regiões oeste e noroeste do Paraná*). Pastagens com essas espécies podem deixar o solo exposto por apresentarem espaços sem gramíneas entre as touceiras, diminuindo o controle do desprendimento de partículas, portanto, com menor eficiência no controle do transporte de sedimentos.

Associado à pastagem, é interessante o plantio de árvores integrando um sistema silvipastoril. Após cinco anos do manejo de diferentes sistemas como a integração silvipastoril, agrossilvipastoril, agrofloresta, agricultura intensiva e floresta nativa em Luvissolos, o sistema silvipastoril apresentou o maior potencial de aumento do estoque de carbono orgânico total e daquelas frações efêmeras de carbono no solo, tais como o carbono da biomassa microbiana, mineralizável, oxidável, matéria orgânica livre, fração leve ocluída e carbono nas substâncias húmicas (Maia et al., 2007).

Manejo de rampa convexa-côncava-convergente

Na rampa convexa-côncava-convergente em substrato de arenito encontra-se um Argissolo Vermelho distrófico com textura arenosa/média no topo da encosta e, no terço inferior, um Planossolo Háplico distrófico de textura arenosa/média.

Após uma precipitação pluvial, o movimento da água é dominado pelo fluxo vertical não saturado em direção à base do perfil do solo (Weyman, 1973). No entanto, considerando a movimentação superficial e subsuperficial da água é possível subdividir esse movimento vertical em função da influência dos diferentes horizontes dos solos na encosta.

Uma dessas subdivisões é o “fluxo subterrâneo” ou “fluxo subsuperficial” que ocorre quando, em alguma profundidade rasa no solo, a água percolada encontra um horizonte impeditivo de menor condutividade hidráulica que a camada superior, predominando assim o fluxo horizontal da água (Dunne, 1978). A Figura 12A apresenta uma imagem em RGB da cultura da soja, em uma encosta com Latossolo no topo e Argissolo no terço médio e inferior. Nessa figura é possível observar que a soja da safra 2022/2023 atingiu a maturação e senescência mais rapidamente no topo em relação às plantas nos terços médios e inferior da encosta. Provavelmente, isso ocorreu devido à diferença de permeabilidade entre as classes de solos na encosta. A Figura 12B apresenta o índice topográfico de umidade (TWI), cuja característica permite enfatizar um aumento da densidade de fluxo hídrico superficial a partir do terço médio da encosta, provavelmente associada à transição entre os horizontes AB e Bt descrita acima.

É comum ocorrer o fluxo hídrico subsuperficial na transição entre os horizontes AB e Bt dos Argissolos, potencializando a formação de processos erosivos canalizados (sulcos) ou tubulares (piping). Esse processo de erosão subsuperficial pode ocorrer em diferentes locais da encosta e se conectam ao longo da mesma, formando dutos subsuperficiais que podem ser direcionados e conectados linearmente a um duto principal

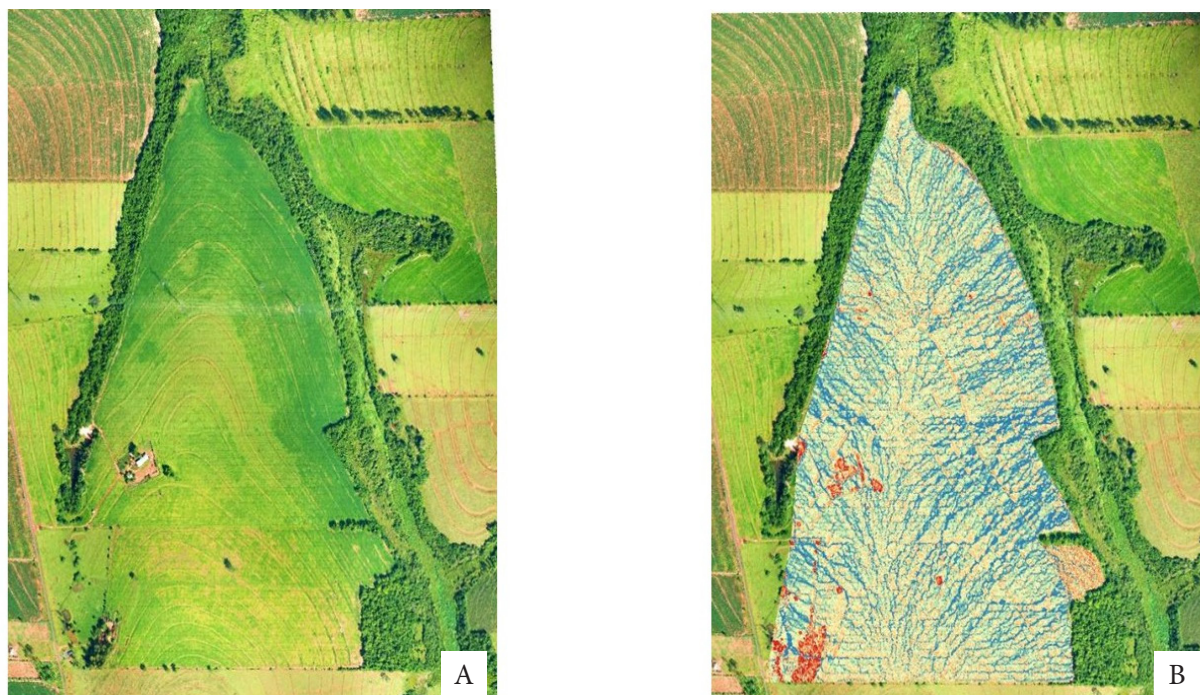


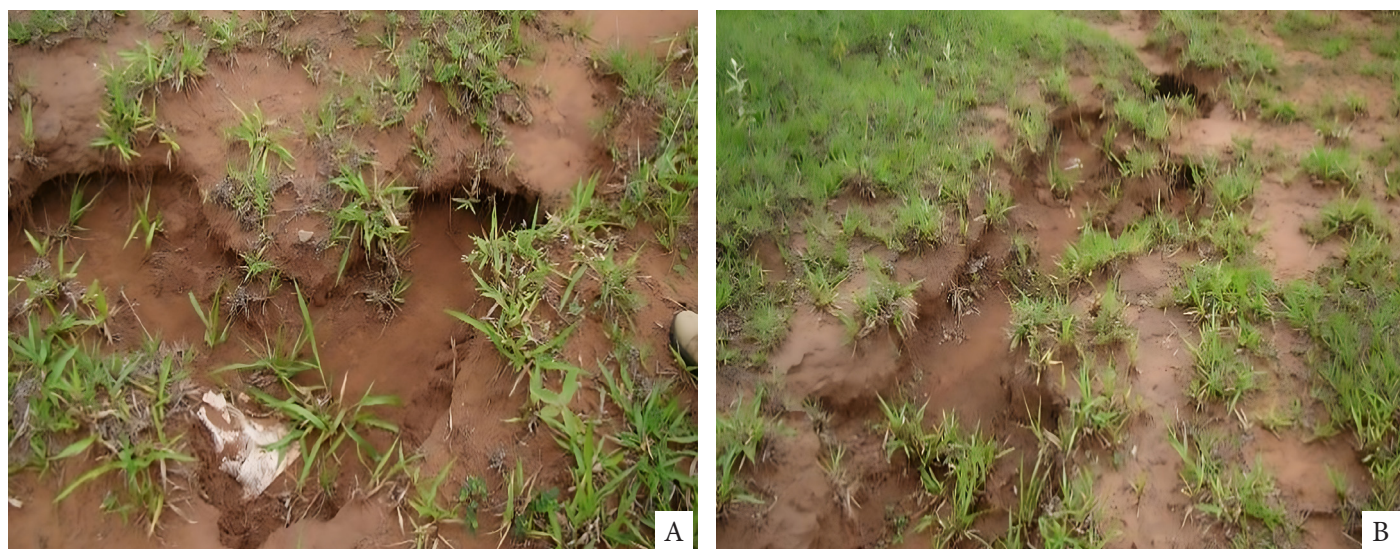
Figura 12. Imagem em RGB da cultura da soja na safra 2022/2023, em uma encosta com Latossolo no topo e Argissolo nos terços médio e inferior de uma encosta (A) e o índice de umidade topográfico (TWI) dessa mesma encosta na região de arenito (B).

Imagens capturada por um VANT do tipo quadricóptero, modelo Mavic 2 Pro, da marca DJI®.

(Bovi et al., 2019). A formação da erosão subsuperficial e o colapso dos dutos estão diretamente relacionados à formação de sulcos profundos e ravinas e também à formação e expansão de voçorocas por processos de erosão subterrânea (Bovi et al., 2019; Domínguez-Castillo et al., 2020). A Figura 13 apresenta um duto subsuperficial que colapsou (Figura 13A), formando o sulco de erosão ao longo de uma encosta com Argissolo (Figura 13B).

É desproporcional o número de estudos sobre a erosão superficial em comparação com aqueles sobre a erosão subsuperficial, porém, a erosão subsuperficial pode contribuir com até 13% do total de sedimento transportado, principalmente daquelas frações mais finas, em encostas acima de 8% de declividade, em solos com predominância de areia da fração muito fina e silte (Morgan, 2005). A formação dos dutos subsuperficiais pode ocorrer em ambientes antrópicos, em diferentes sistemas de uso e manejo do solo, por exemplo, perto de drenos, sistemas de drenagem de estradas, barragens de terra e diques ao longo dos rios

e, inclusive, em áreas com terraços agrícolas em Cambissolo, Luvisolo, Argissolo, Gleissolo, Nitossolos, etc. (Bernatek-Jakiel; Poesen, 2018).



Fotos: Graziela Moraes de Cesare Barbosa.

Figura 13. Apresentação de um duto de erosão subsuperficial que colapsou (A) e formação do sulco de erosão ao longo da encosta após o colapso desse duto (B).

Nesse sentido, foi observada a presença de terraços na encosta onde se encontram o Argissolo seguido do Planossolo, porém se trata de terraços de infiltração, o que pode potencializar a erosão subsuperficial e explicar, em parte, a presença da voçoroca pressionando o sistema fluvial no terço final dessa encosta. Assim, nessa área devem ser instalados terraços de drenagem, conduzindo o excesso de fluxo hídrico superficial a um canal escoadouro e diminuindo a pressão hidráulica do horizonte superficial sobre o Bt e reduzindo a erosão subsuperficial.

Outra subdivisão da dinâmica do fluxo de água na encosta é conhecido como o “fluxo de retorno”, ou seja, em algumas partes da encosta, a percolação vertical e o movimento horizontal podem promover a saturação do solo e, quando isso acontece, parte do “fluxo subsuperficial” emerge para a superfície do solo (processo de exfiltração) e atinge o sistema fluvial como parte do fluxo hídrico superficial, ou seja, é o fluxo hídrico subsuperficial que retorna à superfície do solo e deixa a encosta como fluxo hídrico superficial (Dunne, 1978). Nessas áreas onde ocorre o fluxo hídrico de retorno, a capacidade de infiltração é limitada pela ascensão da água e não pela infiltração vertical, assim, a chuva nessa área saturada não infiltra e escoar pela superfície, sendo essa parte do fluxo denominado de “fluxo hídrico superficial de saturação” (Dunne, 1978) ratificando que a capacidade de infiltração de água em uma encosta é dependente da integração entre uso e manejo, classe de solo, forma de relevo e fluxo hídrico subsuperficial (Bernatek-Jakiel; Poesen, 2018; Dunne, 1978; Pishvaei et al., 2020).

O tamanho das áreas de fluxo hídrico superficial de saturação tende a ser maior em função do maior volume de chuva, onde o fluxo subsuperficial satura o solo no terço inferior da encosta e a zona saturada se expande a montante, quanto maior for o volume de água na encosta (Dunne, 1978; Pishvaei et al., 2020).

Há uma tendência de que as maiores declividades reduzam o tempo de concentração das bacias hidrográficas e que as encostas côncavas-convergentes apresentem até 13% menos infiltração d'água e as encostas convexas-divergentes até 7% mais infiltração d'água que as encostas retilíneas (Pishvaei et al., 2020). Assim, as áreas de fluxo hídrico superficial de saturação tendem a ser maiores nas encostas côncavas-convergentes, com forte tendência ao processo de exfiltração, sobretudo quando associado à presença de Argissolos. Dessa maneira, o manejo da água deve ser extremamente cuidadoso, uma vez que o efeito do fluxo subsuperficial ainda é pouco compreendido ao longo de todo o processo erosivo na encosta. É importante ressaltar que, nas rampas convexa-retilínea e convexa-divergente, esse processo de ascensão do lençol freático na zona radicular não ocorre com a mesma intensidade que aquela nas encostas côncava-convergente. Porém, como a velocidade do fluxo hídrico subsuperficial é lento, mesmo nessas rampas divergentes que contêm mais de 1 km de comprimento, a distância que a água deve percorrer no solo se trata de um fator importante de controle na formação das “zonas de saturação” no terço final dessas rampas

e, conseqüentemente, na formação de escoamento hídrico superficial, sobretudo nas regiões de transição entre solos com diferentes condutividades hidráulicas.

Atualmente, o terraço é a técnica mecânica de manejo mais difundida para o controle do escoamento hídrico superficial, no entanto, outras técnicas mecânicas e vegetativas poderiam ser incluídas nesse sistema de produção, como o cultivo em contorno, cordões de vegetação e cultivos em faixas. Isto porque, o critério de definição do espaçamento vertical tem sido o comprimento de rampa suficiente para evitar o processo severo de erosão, com perdas de solo abaixo do limite de tolerância e, para a determinação desse espaçamento, tem sido utilizado predominantemente o método empírico de Lombardi Neto et al. (1994), cuja fundamentação ocorreu em parcelas experimentais de perda de água e solo que, mesmo considerando as características das classes de solo e a declividade, além do manejo, são embasadas em uma dinâmica linear da erosão e não contempla a dinâmica do fluxo da erosão em sistemas de encostas complexas. Além disso, contempla apenas o fluxo hídrico superficial, o que pode fragilizar o projeto de controle da erosão. O mesmo raciocínio é imposto para os métodos atualmente utilizados para a determinação da vazão hídrica de pico de projeto e do volume do escoamento hídrico superficial que os terraços devem conter. Assim, vislumbra-se a necessidade de desenvolver ou atualizar o sistema de dimensionamento e determinação da distância entre os terraços nas áreas de produção agrícola, sobretudo naquelas de maior fragilidade ambiental.

Um ponto importante a ser enfatizado sobre os terraços é que atuam também nos períodos de escassez hídrica e na funcionalidade do solo para o sistema produtivo. Na região Sul do Brasil, a adoção do PD pode incrementar a taxa de acúmulo de carbono proporcionando a recuperação de até $0,9 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na camada superficial (0–40 cm) após 22 anos do uso desse sistema conservacionista. Porém, esse acréscimo é constituído, principalmente, das partículas com maior diâmetro ($>20 \mu\text{m}$), indicando que o aumento do estoque do carbono proporcionado pelo PD é fracamente estável (Barreto et al., 2009; Bernoux et al., 2006). Além disso, nessa região da 1ª RCCSVF, com temperatura média anual de 20°C ou mais, a retenção de 100% dos resíduos de milho ou da soja é suficiente apenas para a manutenção dos níveis de carbono no solo (Potter et al., 2007). Ou seja, as plantas que fazem parte da sucessão de culturas utilizadas no PD dessa região devem ser cuidadosamente selecionadas quando o objetivo é aumentar o estoque de carbono e a qualidade química desses solos, além do controle da erosão. Associado ao manejo da palha, os terraços podem aumentar o teor de água disponível (Hörbe et al., 2021) e o estoque de carbono e reduzir a perda da biodiversidade microbiológica na encosta.

O redimensionamento de sistemas de terraceamento em microbacias é de extrema importância diante da realidade atual de degradação da estrutura do solo e da perda de eficiência dos sistemas implantados, devido à falta de manutenção. Assim, para as condições edáficas, topográficas e de solos das diferentes áreas de produção e, ainda, considerando a implantação de um plano de melhoria da qualidade do sistema plantio direto, a configuração dos terraços, considerando a altura e o espaçamento vertical, podem contribuir para tornar os sistemas mais eficientes e compatíveis com as demandas operacionais dos sistemas de produção atuais. A abordagem técnica utilizada deve considerar a medida da taxa de infiltração d'água, a formação de uma base de dados de altimetria e declividade do solo, o uso de parâmetros técnicos como a forma e o tipo das estruturas físicas dos terraços e parâmetros associados às características de erosividade provocada pela chuva nos locais e podem incluir também informações compatibilizadas com as características das máquinas presentes na propriedade. A convergência dessas informações, incluindo as características das máquinas da propriedade, podem auxiliar (facilitar) a adoção de terraços pelo produtor e proporcionar os benefícios sobre a erosão, carbono e água disponível, como mencionado anteriormente. Os terraços da bacia de estudo do projeto da Rede Agropesquisa em conjunto com a Itaipu Binacional e o projeto AISA foram recuperados utilizando essa abordagem, com melhorias do ponto de vista operacional e de conservação do solo (Franchini et al., 2019). A configuração dos terraços antes e depois do redimensionamento pode ser observada na Figura 14.

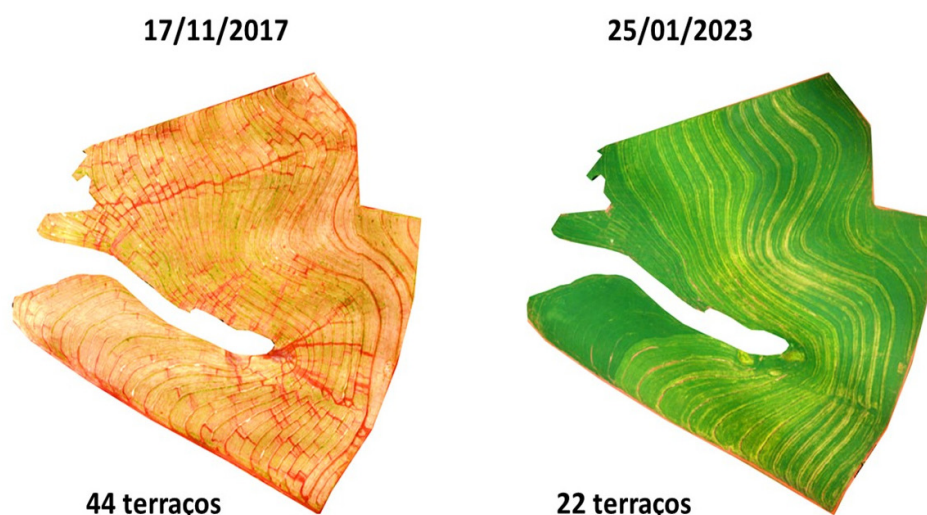


Figura 14. Imagens em RGB com a configuração de terraços antes (a esquerda) e atual (à direita, após redimensionamento em 2018, na Bacia Hidrográfica de Toledo, PR.

(Adaptado de: Franchini et al., 2019).

Considerações finais

Um dos objetivos da 1ª RCCSVF é proporcionar a interdisciplinaridade entre a pedologia e o manejo agrícola do solo e da água. Para isso, foi selecionado um transecto com diferentes climas, pedossequências e forma de relevo, que influenciam significativamente a hidrologia, os processos erosivos e, consequentemente, o manejo que deve ser adotado em cada uma delas.

Diferentes níveis de degradação do solo e da floresta fluvial foram observados nas regiões visitadas durante a 1ª RCCSVF. Na Província Convexada foi observada a compactação do solo, com núcleo de maior resistência nas camadas subsuperficiais, e a degradação da estrutura das camadas superficiais, com grande propensão à produção de sedimentos e perda de solo durante os eventos de precipitação pluvial, evidenciando a fragilidade da qualidade física das camadas superficiais e da proteção do solo em resposta à erosão.

Foram apontadas algumas lacunas do manejo do solo e da água em relação à pedossequência, com diferentes tipos de solos e características hidrológicas, principalmente aquelas relacionadas ao dimensionamento de terraços nesses ambientes heterogêneos de formação de fluxo hídrico superficial, evidenciando a necessidade de alterar o manejo da cobertura do solo e produção de palha no manejo realizado atualmente na região da Província Convexada.

Na Província Patamarizada encontra-se a pedossequência com capacidade de uso mais restritiva. Nessa região o manejo predominante é a cultura perene, porém, mesmo sendo esse o manejo adotado, ele deve ser utilizado em conjunto com outras técnicas de conservação que não foram observadas na área, tais como a adoção de culturas em faixas, manejo adequado da pastagem, dentre outras técnicas abordadas em outros artigos desse documento. Na região derivada de arenito, em rampa convexa-côncava-convergente foi observada uma pedossequência com Argissolo Vermelho distrófico com textura arenosa/média, no topo da encosta e, no terço inferior, um Planossolo Háptico distrófico de textura arenosa/média. Essa sequência de solos indica uma alta fragilidade ambiental e alto risco de formação de erosão subsuperficial na transição entre os horizontes AB e Bt dos Argissolos, potencializando a formação de processos erosivos canalizados (sulcos) ou tubulares (*piping*). A formação da erosão subsuperficial pode ser potencializada com a presença de terraços de drenagem que, inclusive, foram observados na área, o que explica, em parte, a presença da voçoroca pressionando o sistema fluvial no terço final dessa encosta. Assim, para essas pedossequências, ampla discussão deve ser feita acerca do tipo e do dimensionamento de terraço, assim como a necessidade de técnicas complementares de drenagem controlada do excesso de água formada pelas características de cada ambiente.

Referências

- BARRETO, R. C.; MADARI, B. E.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; FRANCHINI, J.; COSTA, A. R. The impact of soil management on aggregation, carbon stabilization and carbon loss as CO₂ in the surface layer of a Rhodic Ferralsol in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 132, n. 3-4, p. 243-251, 2009.
- BERNATEK-JAKIEL, A.; POESEN, J. Subsurface erosion by soil piping: significance and research needs. **Earth-Science Reviews**, v. 185, p. 1107-1128, 2018.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.-S.; SCOPEL, E.; RAZAFIMBELO, T.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. C.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 26, n. 1, p. 1-8, 2006.
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; WUEPPER, D.; MONTANARELLA, L.; BALLABIO, C. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994-22001, 2020.
- BOVI, R. C.; CHARTIER, M. P.; ROIG, F. A.; FILHO, M. T.; CASTILLO, V. D.; COOPER, M. Dynamics of erosion processes in the tropics: a dendrogeomorphological approach in an Ultisol of southeastern Brazil. **Plant and Soil**, v. 443, n. 1-2, p. 369-386, 2019.
- COOPER, M.; VIDAL-TORRADO, P.; GRIMALDI, M. Soil structure transformations from Ferralic to Nitic horizons on a toposequence in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1669-1685, 2010.
- DEUSCHLE, D.; MINELLA, J. P. G.; HÖRBE, 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. 157-163, 2019.
- DIDONÉ, E. J.; GOMES MINELLA, J. P.; ANDRES SCHNEIDER, F. J.; LONDERO, A. L.; LEFÈVRE, I.; EVRARD, O. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1287-1297, 2014.
- 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.; BARRROS, C. A. P. DE; RAMON, R. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated catchment of Southern Brazil (1964–2016) with ¹³⁷Cs inventory measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 284, p. 106588, 2019.
- DOMÍNGUEZ-CASTILLO, V.; BOVI, R. C.; CHARTIER, M. P.; TOMAZELLO FILHO, M.; COOPER, M. Using dendrogeomorphology to estimate soil erosion in mixed native species and pine forests on Ultisols in Piracicaba, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 21, p. e00276, 2020.
- DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: KIRKGY, M. J. (ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 1978.
- EMBRAPA, **Visão 2030**: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF, 2018. 212 p.
- FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; CONTE, O.; LEONARDO, H. C. L.; HERNANI, L. C. Uso de imagens aéreas para monitoramento de áreas críticas ao processo erosivo em microbacia de primeira ordem no norte do Paraná. In: WORKSHOP DA REDE DE PESQUISA SOLOVIVO, 2019, Curitiba. **Indicadores de qualidade da gestão de áreas com sistema plantio direto**: palestras e resumos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2019. p. 225-231. E-book. (Embrapa Solos. Documentos, 212).
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; SOARES JUNIOR, D.; MELO, T. R. DE; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 208, p. 104877, 2021.
- HÖRBE, T.; MINELLA, J. P. G.; 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, 2021.
- LOMBARDI NETO, F.; BELINAZZI JUNIOR, R.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B.; BERTOLINI, D.; GALETI, P. A. **Terraceamento agrícola**. Campinas: Secretaria da Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo, 1994.
- 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. 1159–1175, 2018.
- 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, 2021.

- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 71, n. 2, p. 127-138, 2007.
- MARIOTI, J.; BERTOL, I.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. DE S.; PADILHA, J.; BANDEIRA, D. H. Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções da pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 1361-1371, 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.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1306-1313, 2011.
- MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. 3. ed. New Delhi: Wiley-Blackwell, 2005.
- MORGAN, R. P. C.; MARTIN, L.; NOBLE, C. A. Soil erosion in the United Kingdom: a case study from midBedfordshire. **Silsoe College, Occasional Paper**, v. 14, 1986.
- OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **CATENA**, v. 100, p. 139-147, 2013.
- PISHVAEI, M. H.; SABZEVARI, T.; NOROOZPOUR, S.; MOHAMMADPOUR, R. Effects of hillslope geometry on spatial infiltration using the TOPMODEL and SCS-CN models. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 2, p. 212-226, 2020.
- POTTER, K. N.; VELAZQUEZ-GARCIA, J.; SCOPEL, E.; TORBERT, A. Residue removal and climatic effects on soil carbon content of no-till soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 62, n. 2, p. 110-114, 2007.
- RIQUETTI, N. B.; MELLO, C. R.; BESKOW, S.; VIOLA, M. R. Rainfall erosivity in South America: Current patterns and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 724, p. 138315, 2020.
- ROSA, C. N.; DIAS, P. H. A.; BERALDO, V. F.; VILLA, J. C.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, E. L. dos. Perdas de área de produção de soja por erosão hídrica em microbacia hidrográfica de primeira ordem, quantificadas por meio de imagens aéreas de alta resolução. In: **Jornada Acadêmica da Embrapa Soja**, 17., 2022, Londrina. Resumos expandidos [...]. Londrina: Embrapa Soja, 2022. (Embrapa Soja. Documentos, 446).
- TELLES, T. S.; LOURENÇO, M. A. P.; OLIVEIRA, J. F.; COSTA, G. V.; BARBOSA, G. M. C. Soil conservation practices in a watershed in Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 3, 2019.
- VAN OOST, K.; MUYSEN, W. VAN; GOVERS, G.; DECKERS, J.; QUINE, T. A. From water to tillage erosion dominated landform evolution. **Geomorphology**, v. 72, n. 1-4, p. 193-203, 2005.
- WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. DE 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.
- WEYMAN, D. R. Measurements of the downslope flow of water in a soil. **Journal of Hydrology**, v. 20, n. 3, p. 267-288, 1973.