

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

PALOMA ESTEFANE SANTANA FERREIRA

**PERDAS DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL
EM PLANTIO DIRETO COM 17 ANOS DE APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO
BOVINO**

CURITIBA

2024

PALOMA ESTEFANE SANTANA FERREIRA

**PERDAS DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL
EM PLANTIO DIRETO COM 17 ANOS DE APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO
BOVINO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao curso de Graduação em
Agronomia, Setor de Ciências Agrárias,
Universidade Federal do Paraná, como
requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Agronomia.

Orientadora: Prof. Dra: Nerilde Favaretto

Coorientadora: Dra. Ana Paula Marés
Mikosik

CURITIBA

2024

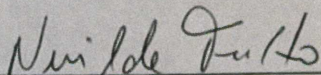
TERMO DE APROVAÇÃO

TERMO DE APROVAÇÃO

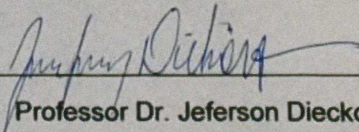
PALOMA ESTEFANE SANTANA FERREIRA

**PERDAS DE SOLO, ÁGUA E NUTRIENTES VIA ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM PLANTIO DIRETO COM 17 ANOS DE APLICAÇÃO DE
DEJETO LÍQUIDO BOVINO**

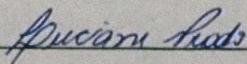
Trabalho apresentado como requisito parcial à obtenção do grau de Engenheira Agrônoma no Curso de Graduação em Agronomia, pela seguinte banca examinadora:



Orientador Professora Dra. Nerilde Favaretto
Departamento de Solos e Engenharia Agrícola
Setor de Ciências Agrárias/UFPR



Professor Dr. Jeferson Dieckow
Departamento de Solos e Engenharia Agrícola
Setor de Ciências Agrárias/UFPR



Luciane Lemos do Prado
Doutoranda
Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo/UFPR

Curitiba, 05 de julho de 2024.

Este trabalho é dedicado para o Senhor Deus, que nunca deixou de acreditar em mim, me auxiliou nas minhas escolhas e abriu caminhos, me amparou nos momentos de adversidades e angústias e estava por trás de cada vitória e conquista.

Dedico este trabalho aos meus avós, pais e familiares que me apoiaram nessa caminhada, principalmente a minha avó, Irene Ferreira da Silva, que sempre apoiou meus sonhos, nunca soltou minha mão, independente do que houvesse, sempre foi mãe, amiga e minha fiel companheira.

À minha madrinha Nádia Sejanoski, que mesmo distante e com as correrias do dia a dia não deixa de acompanhar meus passos.

Aos conhecidos e amigos da família que me viram crescer com o sonho de estudar e alcançar meus objetivos.

Aos funcionários/professores do Colégio Íria Borges de Macedo que me deram todo suporte com materiais de estudo e auxílio financeiro durante o vestibular pra ingressar na Universidade.

Aos amigos/as que fiz durante a graduação, em especial, Ana Paula Marés Mikosic, Carla Albuquerque, Fabiana Gavelaki, Luciane Lemos do Prado e Helen Cunico, que quero levar para toda vida, um carinho especial pelo apoio, conselhos, risadas, especialmente os ensinamentos (de técnicas laboratoriais e de vida) que fazem eu me espelhar e admirar vocês.

À professora Nerilde, por ter me dado a oportunidade de ter feito duas iniciações científicas na área que eu desejava e ter tido uma vivência sobre o que quero para o meu futuro, me orientando em meus trabalhos com toda paciência e disposição em sanar minhas dúvidas.

Ao meu companheiro de vida, Eder Alves Figenio, gratidão por todo amor e apoio, foi meu alicerce durante os anos de graduação.

Aos meus gatos, meus filhos de quatro patas e meus maiores companheiros.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal do Paraná, pela minha formação acadêmica, em uma instituição pública e de qualidade.

Aos professores da graduação que se dispuseram a ensinar com amor a profissão, nos moldando para ser excelentes profissionais.

Aos técnicos (as): Luciane, Fabiana, Diogo, Maria Aparecida, Tassya e Rafael por todo auxílio e empenho com as minhas análises no laboratório.

A professora Nerilde Favaretto, pela inclusão em seu grupo de pesquisa, com aprendizado de inúmeros ensinamentos de laboratório e de escrita.

Ao departamento de Solos, minha segunda casa, em que eu passei muitas horas do meu dia.

Ao conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a Fundação de Amparo ao Desenvolvimento Científico e tecnológico do Estado do Paraná (Fundação Araucária) pelo apoio financeiro (auxílios e bolsas).

A Fundação de Assistência e Divulgação Técnica Agropecuária (Fundação ABC) e ao Gabriel Barth pelo apoio de campo no experimento.

RESUMO

O dejetos líquido bovino (DLB), pode ser utilizado em áreas agrícolas como alternativa para proporcionar ao solo a adição de nutrientes e acréscimo de matéria orgânica, entretanto pode ocasionar problemas de contaminação dos corpos hídricos, devido ao transporte de nutrientes pelo escoamento superficial até o sistema aquático. O objetivo deste trabalho foi avaliar as perdas de solo, água, fósforo (P), nitrogênio (N) e carbono (C) via escoamento superficial após eventos de chuva natural, em áreas com 17 anos de aplicação de DLB. O experimento de longo prazo foi implantado em novembro de 2005, conduzido na Estação Experimental da Fundação ABC-PR, situada no município de Ponta-Grossa-Paraná, em área de Latossolo Vermelho de textura franco argilo-arenosa. Os tratamentos são constituídos de três doses de DLB e um controle, sendo: 0, 60, 120 e 180 m³ há⁻¹ ano⁻¹, distribuídas em quatro blocos ao acaso, totalizando 16 parcelas experimentais, delimitadas por chapas de zinco, com área de 29,75 m². As aplicações de DLB foram realizadas duas vezes ao ano, a primeira no plantio de inverno e a segunda no verão. A coleta de escoamento superficial ocorreu após cada precipitação com ocorrência de escoamento, e as amostras foram homogeneizadas e separadas (1 L) para a realização das análises nos laboratórios da Universidade Federal do Paraná. O período de avaliação foi de 2,5 anos (2022 a 2024). Foram analisados o fósforo solúvel (P_s), nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻) e de amônio (N-NH₄⁺), e carbono orgânico solúvel (C_{os}). A concentração de sedimento da dose controle até a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ aumentou 2 vezes, enquanto para os nutrientes o aumento foi de 20% para N-NO₃⁻ e 35% para C_{os}. O pH não foi afetado pelo DLB, enquanto a condutividade elétrica e turbidez tiveram uma tendência de aumento. Nas perdas de nutrientes apenas a fração N-NH₄⁺, apresentou o comportamento esperado, contrariamente, os sedimentos e as outras frações analisadas resultaram em dados inconclusivos. De modo geral, a aplicação de DLB, não afetou as concentrações e perdas de sedimentos e nutrientes, no entanto ambientalmente podem ocasionar problemas na qualidade da água, indicando a necessidade de práticas complementares para evitar a entrada direta do escoamento superficial nos corpos d'água.

Palavras-chave: adubação orgânica; eventos de precipitação; selamento superficial; práticas conservacionistas; sistema aquático.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO DE LITERATURA	10
2.1 COMPOSIÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO	10
2.2 DEJETO LÍQUIDO BOVINO COMO FONTE DE NUTRIENTES.....	10
2.3 POTENCIAL POLUENTE DE P, N E C NO AMBIENTE AQUÁTICO.....	11
2.3.1 Fósforo	11
2.3.2 Nitrogênio	12
2.3.3 Carbono.....	14
2.4 MECANISMOS DE PERDA DE NUTRIENTES DO SOLO PARA A ÁGUA.....	14
2.4.1 Mecanismos de perdas de N.....	14
2.4.2 Mecanismos de perdas de P	16
2.4.3 Mecanismos de perdas de C	17
2.5 LÍMITE CRÍTICO AMBIENTAL E LIMITE CRÍTICO AGRONÔMICO DE P.....	17
2.6 LIMITE MÁXIMO DE P E N EM ÁGUA SUPERFICIAL E MÉTODOS DE PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	18
2.7 FORMAÇÃO DO SELAMENTO SUPERFICIAL E PERDAS DE NUTRIENTES .19	
2.8 DEJETO LÍQUIDO BOVINO E O SELAMENTO SUPERFICIAL	20
2.9 MANEJO DO SOLO E DO DEJETO PARA MITIGAR PERDAS DE NUTRIENTES VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 ÁREA EXPERIMENTAL	21
3.2 TRATAMENTOS	22
3.3 COLETA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	24
3.4 ANÁLISE FÍSICO QUÍMICAS DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES.....	24
3.5 ANÁLISES DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	25
3.6 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NUTRIENTES E SEDIMENTOS.....	27
3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	28
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1 CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES	28
4.2 PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E TURBIDEZ NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	30

4.3 PERDAS DE ÁGUA, SEDIMENTOS E NUTRIENTES.....	31
5 CONCLUSÃO	33
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
7 REFERÊNCIAS.....	34

1 INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva da bovinocultura leiteira movimenta os setores econômicos e sociais do Brasil. Atualmente, o país é considerado o terceiro maior produtor mundial de leite, com aproximadamente 34 milhões de litros por ano, considerando a produção média de pequenas e médias propriedades de praticamente todos os estados da federação (98%) (IBGE, 2022). O Paraná ocupa o posto de segundo maior produtor nacional de leite, e a região de Campos Gerais destaca-se como a segunda maior bacia leiteira do estado, com a produção estimada de mais de 4,5 milhões de litros de leite anuais (Castrolanda, 2021; IBGE, 2022).

O modelo de criação de animais confinado e semiconfinado é responsável pela geração de grandes quantidades de dejetos líquidos. Quando aplicados ao solo se constituem como alternativa para disposição de resíduos e, assim, transferem matéria orgânica e nutrientes para a produção vegetal (Borgo et al., 2013). Em sistemas agrícolas de longo prazo, a aplicação de dejetos líquidos bovinos (DLB) tem demonstrado melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, bem como no rendimento da produção agrícola (Favaretto et al., 2022). Como resultado, ocorre o aumento da infiltração e a diminuição do escoamento superficial e, conseqüentemente, das perdas de nutrientes (Mellek et al., 2009; Zanon et al., 2020;).

Em contrapartida, se os dejetos de animais forem aplicados no solo de forma inadequada podem acarretar problemas ambientais. O P, N e C transportados durante o escoamento superficial, possuem potencial a tornarem-se poluentes nos corpos d'água ocasionando a eutrofização e comprometimento da qualidade das águas. A aplicação excessiva de dejetos, sem a utilização de critérios de exigências nutricionais e épocas para as culturas, análises químicas ou com base somente na carga de adubação nitrogenada, é capaz de provocar problemas ambientais (Piovesan et al., 2009; Favaretto et al., 2022).

Diante desse contexto, o objetivo geral foi avaliar as perdas de sedimento, P, N e C via escoamento superficial no período de 2.5 anos (2022 a 2024), em sistema plantio direto, sob chuva natural e com 17 anos de aplicação de DLB em um solo de textura franco argilo-arenosa de Ponta-Grossa (PR).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 COMPOSIÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO

O dejetto líquido bovino pode ser definido como uma mistura de fezes, urina, água desperdiçada de bebedouros, água de higienização, resíduos de ração, geralmente constituídas de palhas, folhas secas, serragem e até mesmo terra, são fontes de macronutrientes essenciais as plantas, como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), bem como micronutrientes em menor concentração como ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu) e um elevado teor de matéria orgânica (MO), influenciando para a utilização dos resíduos em uma série de operações, desde que seja efetuado o tratamento adequado (Franco et al., 2006).

De acordo com Matos (2005), uma vaca leiteira com peso médio de 400 Kg produz de 38 a 50 kg de dejetto diariamente, sendo, 28 a 32 kg de fezes e o restante de urina. As concentrações de nutrientes produzidos pelos bovinos podem sofrer variabilidade, de acordo com a ingestão de alimento e níveis de suplementação. Enquanto a quantidade de fezes excretada é influenciada por fatores como peso, idade, tamanho, tipo de animal, nível de produção, estado fisiológico, quantidade e composição da matéria seca ingerida, digestibilidade da dieta, concentração de nutrientes, sistemas de produção (confinado ou semi-confinado) e estações climáticas (Junqueira, 2011; Parizotto et al., 2018).

2.2 DEJETO LÍQUIDO BOVINO COMO FONTE DE NUTRIENTES

A necessidade de adubação ocorre, pois nem sempre o solo consegue fornecer nutrientes necessários ao crescimento e desenvolvimento de plantas. As adubações realizadas levam em conta as demandas das culturas, sendo a adubação nitrogenada e a fosfatada, cujo principal fator a se considerar é o fenômeno da fixação, que faz com que o elemento se desloque pouco no solo por difusão, até encontrar a raiz (Malavolta, 1990; Gatiboni, 2003).

O efeito positivo do DLB em sistemas de longo prazo está relacionado a maior

estabilidade de agregados e consequentemente a elevação da resistência à desagregação do solo sob sistema de plantio direto. A principal vantagem está relacionada ao alto valor agregado dos fertilizantes sintéticos, em que o fertilizante orgânico se mostra como opção mais rentável (Mellek et al., 2010; Palhares, 2019).

O uso do dejetos animal se sobressai quando comparado com a fertilização mineral, pois além de fornecer fósforo, nitrogênio e outros nutrientes, pode proporcionar melhoria de uma série de atributos químicos e físicos do solo, teor de material orgânico, outro fator benéfico é o crescimento de raízes e da parte aérea da planta, o que explica o aumento da produção (Silva, 2018).

Em suas complexidades, uma das causas do excesso de nutrientes, se dá pela utilização do dejetos líquido bovino como fertilizante, em que o mesmo possui alguns obstáculos associados a inconformidades nas dosagens aplicadas, devido à falta de cálculos nas demandas nutricionais. As dificuldades implicam que as demandas nutricionais das culturas não coincidem com as proporções de nutrientes contidos no DLB. Através de análises químicas do dejetos líquido bovino é possível calcular com mais controle as doses e demandas nutricionais de acordo com a finalidade esperada e, em caso de necessidade de suplementação de fertilizantes industrializados (Palhares, 2019).

2.3 POTENCIAL POLUENTE DE P, N e C NO AMBIENTE AQUÁTICO

2.3.1 Fósforo

O fósforo (P), é um mineral frequentemente insolúvel e de distribuição irregular na natureza, o aumento desse nutriente em sistemas aquáticos é extremamente danoso para o ambiente, pois, quando os sistemas agrícolas começam a fornecer água ou sedimentos ricos em P, especialmente na forma dissolvida, pelo processo de difusão e escoamento, transportam e aumentam a sua disponibilidade em sistemas hídricos superficiais como açudes, lagos, reservatórios de represas e redes de drenagem (Oliveira et al., 2010; Klein et al., 2012).

Com isso ocorre o crescimento excessivo de algas nos sistemas aquáticos e

consequentemente o fenômeno da eutrofização, caracterizada pelo enriquecimento excessivo de nutrientes e resultante no comprometimento da qualidade dos corpos hídricos, é o que explica o fato de muitos países limitarem o uso de fertilizantes nos solos, baseando suas recomendações de P que potencialmente pode ser liberada para os corpos hídricos (Gatiboni et al., 2014).

O P se movimenta pouco na maioria dos solos e, muitas vezes permanece imobilizado na área de aplicação, seja por intemperismo dos minerais ou por adubação. Devido à baixa mobilidade de P no solo sua absorção pelas raízes pode ficar comprometida em solos compactados pela resistência mecânica à penetração. Enquanto a sua perda ocorre por escoamento superficial, e sua movimentação acontece por difusão, um processo lento e que necessita de umidade (Zanon, 2019).

Segundo Prestes (2007), o percentual da composição dos excrementos sólidos de uma vaca é igual a 83,2 % de água, 14% de matéria orgânica, 0,3% de nitrogênio, 0,17 % de fósforo, 0,1% para potássio e 0,1% de cálcio. Embora o fósforo (P) não seja o elemento em maior concentração no dejetos, disposições intensivas de aplicações de dejetos causam um acúmulo excessivo de nutrientes, sobretudo nas camadas mais superficiais do solo, potencializando as perdas por escoamento superficial e subsuperficial. O efeito negativo do dejetos no aumento escoamento superficial possivelmente está relacionado com a formação de selamento superficial (Van Raij, 1991).

2.3.2 Nitrogênio

O nitrogênio (N) é o elemento utilizado em maior quantidade na produção agrícola, com alta mobilidade de redistribuição, e, consequentemente, sujeito a perdas acentuadas, pois o seu ciclo não está apto para assimilação do excesso de N sintético (Bertol, 2005). O N absorvido pelas raízes é transportado para a parte aérea da planta através dos vasos do xilema, via corrente transpiratória. O transporte do N na planta, depende da forma em que foi absorvido, assimilado (incorporado a compostos orgânicos) nos tecidos das raízes e transportado como aminoácidos (Faquin, 2005).

No entanto, as plantas usam apenas duas formas de N resultantes de produtos da mineralização orgânica, a nítrica (NO_3^-) e a amoniacal (NH_4^+). A concentração

desses íons no solo depende basicamente da aplicação de material orgânico e fertilizantes minerais (Sampaio, 2010). Dessa maneira, a qualidade das águas pode ser comprometida, devido ao seu transporte via escoamento superficial do solo para os corpos hídricos, podendo causar problemas de saúde humana, e vida aquática (Bertol, 2005; Piovesan, 2006; Conceição et al., 2014).

O principal problema relacionado a saúde humana é conhecido como síndrome do bebê azul (*Metahemoglobinemia Infantil*), responsável por diminuir a capacidade do sangue de transportar oxigênio, em virtude dos altos níveis de nitrito e nitrato no organismo, estando também associado a outras enfermidades como o aparecimento de câncer (Jadoski, 2010; Costa, 2016).

Em relação a vida aquática, é descrito que a amônia quando presente na água causa dificuldade na disponibilidade de oxigênio dissolvido aos peixes, pois o NH_4^+ se liga a molécula de oxigênio presente na água, causando a morte por asfixia. Os peixes não conseguem realizar a sua respiração, em razão das interações do N com a hemoglobina (o íon NH_4^+ se transforma em NO_2^- , posteriormente em NO_3^-) e ocorrem alterações histológicas nas brânquias dos peixes, ocasionando a Doença Ambiental das Brânquias (Nogueira et al., 2008, Cadoná et al., 2018).

O excedente de N também pode ser extremamente nocivo para outras espécies de animais, tais como os ruminantes (bovinos e ovinos) e alguns monogástricos (equinos) que apresentem determinadas bactérias no trato digestivo e convertem nitrato em nitrito, levando a uma forma de envenenamento por toxicidade, em razão da ingestão de água e alimentos contendo alta concentração de nitrato (Resende, 2002; Costa, 2016).

A eutrofização é ocasionada pelo enriquecimento excessivo de nutrientes nos corpos d'água, resultante de práticas intensivas no meio agrícola, sendo mais frequente em condições de baixa turbidez e menor velocidade da água, o que propicia um ambiente mais favorável para crescimento de algas e plantas macrófitas, em decorrência da anaerobiose como um todo nos cursos d'água (Mori et al., 2009). Visto que são adicionados fertilizantes no solo com elevadores teores de P, N e C, em quantidade superior a absorção das plantas, os quais escoam pela superfície do terreno até atingir lagos ou represas, deteriorando a qualidade do sistema aquático (Von Sperling, 1996).

2.3.3 Carbono

O carbono orgânico total do solo (COT) é um indicador primário da saúde do solo e desempenha papel crítico na produção de alimentos, balanço e mitigação de gases de efeito estufa e, adaptação das condições climáticas. Sendo útil na prestação de serviços ambientais promovidos por boas práticas agrícolas, indicando uma correlação entre o COT e os atributos químicos, físicos e biológicos, atrelados a sustentabilidade (Oliveira, 2015; Santos, 2021).

O uso em longo prazo de dejetos animais pode elevar os teores de COT. A associação entre carbono e matéria orgânica (MO), está no grau de humificação dos resíduos, uma vez que, com o tempo de compostagem ocorre a diminuição de teor de MO do composto, de maneira a se comportar como um emissor de CO₂, ou como um dreno para o solo pelo acúmulo de C na forma de MO. Dessa forma, há o impacto sobre a capacidade do solo de se estruturar adequadamente e resistir a erosão, pois o C presente nas substâncias húmicas é mais resistente à decomposição e contribui para a estabilidade da matéria orgânica do solo (Pulrolnik, 2009; Carmo & Silva, 2012; Cavalcante, 2018).

Contudo, pode ser tornar um elemento poluente de ambiente aquático. A sua presença em corpos d'água altera a disponibilidade de oxigênio dissolvido em função da decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos aquáticos (Cidin, 2016). Além disso, a presença de C solúvel em reservatórios hídricos é de extrema preocupação em razão dos tri-halometanos, compostos cancerígenos formados no processo de cloração, em sistemas de tratamento de água para abastecimento humano (Timofiecsyk et al., 2009).

2.4 MECANISMOS DE PERDA DE NUTRIENTES DO SOLO PARA A ÁGUA

2.4.1 Mecanismos de perdas de N

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas (através de descargas elétricas), fixação biológica e adubação mineral e orgânica. Por

outro lado, pode ser obtido por meio da absorção pelas culturas e pelos variados mecanismos de perda, que incluem a lixiviação, volatilização da amônia, erosão do solo e a desnitrificação (Costa, 2016; Jesus, 2017).

O ciclo bioquímico de N é fundamentado em dois processos, a nitrificação e a desnitrificação. A primeira etapa da nitrificação ocorre em condições aeróbias, faz com que o amônio seja oxidado em duas fases: levado até nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio (Nitrosomonas). Na segunda etapa o nitrito é consumido pelas bactérias oxidadoras de nitrito (Nitrobacter) que produz nitrato, e sob condições anóxicas, faz com que o nitrato seja convertido por bactérias autotróficas em nitrogênio gasoso (Ciudad, 2007; Zoppas et al., 2016). Para a desnitrificação o processo consiste na ausência de oxigênio molecular e na presença de doadores de elétrons, reduz o NO_3^- a óxido nitroso e gás nitrogênio (N_2) e, eventualmente a NH_4^+ (Assenheimer, 2007).

A volatilização do N pode ocorrer devido a utilização de fertilizantes nitrogenados como a ureia, utilizada em larga escala, pois possui diversas vantagens, incluindo a alta concentração e menor preço em relação a outras fontes de N, ou até mesmo na adubação com Ca, Mg e correção do solo com gesso (Cantarella, 2023). As desvantagens estão relacionadas a elevada instabilidade e quando aplicada no solo pode propiciar a hidrólise enzimática. Ao término do processo produz água e (CO_2) liberados na atmosfera, visto que, a amônia reage com a umidade presente no solo e parte dessa amônia pode reagir com o dióxido de carbono. Através desse processo pode ocorrer o transporte para a atmosfera e a deposição em áreas como corpos d'água, comprometendo a qualidade dos cursos d'água (Zambiasi et al., 2014).

A perda de N do solo para os corpos d'água pode ocorrer pelo caminho de superfície e subsuperfície. No escoamento superficial pode ocorrer tanto na forma solúvel como na forma particulada (N orgânico + N mineral ligado ao sedimento). As formas solúveis de nitrogênio, nitrato e amônio, são encontradas em baixas concentrações no escoamento superficial (até $0,02 \text{ mg L}^{-1}$) (Brune et al., 2011). Enquanto que o N particulado pode ser a principal forma de N transportado via superfície (Favaretto, 2002; Bertol, 2005).

O nitrato, portanto, é considerado a principal perda de N solúvel, isso ocorre pelo fato de que geralmente o ânion nitrato, está fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, seguindo uma tendência a permanecer mais em solução, de maneira mais acentuada nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua

o caráter eletronegativo da fase sólida (repelindo o nitrato). Dessa forma o nitrato fica propenso ao processo de lixiviação e ao longo do tempo pode haver considerável incremento nos teores de nitrato nas águas mais profundas (Ceretta, 1997; Resende, 2002; Sangoi, 2003).

2.4.2 Mecanismos de perdas de P

As transferências de P no solo ocorrem por duas vias, escoamento superficial e percolação no perfil. As formas de P transferidas para o ambiente aquático pode ser solúvel, a forma mais preocupante pois está prontamente disponível e causa impacto direto na qualidade das águas e o particulado, porém o P particulado encontra-se ligado aos coloides minerais e orgânicos, caracterizando o P como inorgânico e orgânico (Sharpley; Halvorson, 1994).

No escoamento superficial diversos fatores são responsáveis pelo deslocamento de fósforo, tais como a água que transporta materiais e partículas em suspensão, enquanto que a magnitude do escoamento se dá pela taxa de infiltração da água do solo associadas a intensidade e duração de eventos de precipitação, topografia e rugosidade (Sharpley et al., 1992; Klein et al., 2012).

Em relação ao fracionamento químico de P, é possível observar que o acréscimo de fertilizantes fosfatados ao solo gera excedente de P nas frações inorgânicas, com variados graus de energia de ligação. As consequências da superabundância de P é a saturação de grupos funcionais silanol e aluminol das arestas das argilas silicatadas e nos R-OH dos oxihidróxidos de ferro e alumínio e adsorção da matéria orgânica do solo através das pontes de cátions. Com adsorção ocorrendo do início, nos sítios mais ávidos pelo elemento e depois, o que sobrou seja redistribuído em frações retidas com menor energia de ligação, de maior biodisponibilidade o que favorece por um lado a sua disponibilidade a planta, mas em compensação facilita a exportação (Gessel et al., 2004; Santos et al., 2008; Girotto et al., 2013; Lourenzi et al., 2013).

2.4.3 Mecanismos de perdas de C

Os processos responsáveis pelas perdas de carbono no solo são a erosão, a lixiviação e a decomposição (Machado, 2005). Na erosão do solo, o carbono é perdido em eventos de chuvas intensas ou quando o solo é exposto a práticas de manejo inadequadas. As partículas do solo são carregadas pela água da chuva, ocasionando a perda de camadas superficiais do solo, onde a matéria orgânica está (Chambers et al. 2001).

No processo de lixiviação a água dissolve substâncias, como nutrientes e matéria orgânica, e as carrega através do solo em direção as camadas mais profundas do solo ou águas subterrâneas. Dessa forma, tanto a matéria orgânica solúvel, inclusive o carbono orgânico, são capazes de serem lixiviados pelo excesso de água e transporte para os corpos d'água mais próximos (Oliveira et al., 2008).

Outra forma de perda de carbono indireta, é a decomposição da matéria orgânica do solo, pois os produtos advindos da decomposição podem ser solúveis em água e, portanto, lixiviados para as águas subterrâneas ou para os sistemas hídricos superficiais (Pultronik, 2010).

2.5 LÍMITE CRÍTICO AMBIENTAL E LIMITE CRÍTICO AGRONÔMICO DE P

O limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P) permite avaliar as concentrações de P, medidas em partes por milhão (ppm) ou miligramas por litro (mg L^{-1}), para tentar minimizar entradas deste nutriente nos corpos d'água a fim de evitar a eutrofização. A resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estima que esses valores variam, mas geralmente estão na faixa de 0,02 a 0,1 mg L^{-1} , para a fração total de P. Entretanto, esses limites podem ser mais rigorosos em áreas sensíveis ou regulamentação local específica. De maneira geral é possível avaliar o risco ambiental da adubação fosfatada, orgânica ou mineral determinando o teor de P disponível por Mehlich⁻¹, com base no que a planta utiliza de nutrientes e que um solo pode apresentar sem que haja risco de transferência de P para as águas superficiais (Gatiboni, 2015).

Em contrapartida, para medir o P solúvel em água de escoamento, a extração por colorimetria apresenta maior precisão, considerando águas com pouca concentração de P, diferentemente do solo, dessa forma o extrator Mehlich⁻¹ pode apresentar alguns inconvenientes como custos de reagentes e riscos a saúde dos laboratoristas, ressaltando que o método do ácido ascórbico pode ser utilizado para a determinação da fração dissolvida de P e outros métodos (Santos et al., 2014).

Os níveis críticos de P representam teores mínimos adequados ao solo, suficientes para obtenção de 80 a 90% do rendimento potencial na ausência da aplicação de P no ano de aplicação (Souza, 2016). Enquanto o limite agrônômico de fósforo é considerado superior ao teor médio do nível crítico de P, ele é direcionado a determinar as necessidades de fósforo em culturas agrícolas com base em análises de solos feita para avaliar a quantidade de fósforo disponível, esse tipo de recomendação visa suprir as necessidades da cultura, estágio de crescimento e condições do solo, em que os valores podem variar de 10 a 60 Kg de fósforo por hectare (Embrapa, 2016).

2.6 LIMITE MÁXIMO DE P e N EM ÁGUA SUPERFICIAL E MÉTODOS DE PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Conforme a resolução 357/2005 do CONAMA é estabelecido o enquadramento dos cursos d'água e limites máximos permitidos de poluentes, considerando diferentes usos de água. Há divisão em três categorias conforme essa resolução, a primeira é para a água doce (< 0,05% sais), a segunda a Salobra (0,05 - 3% sais) e a terceira é a Salina (>3% sais).

Para o limite máximo de N em água doce: 10,0 mg L⁻¹ para N-nitrato e 3,7 mg L⁻¹ para N-amônio em pH ≤ 7,5; para pH entre 7,5 e 8,0 o limite será de 2,0 mg L⁻¹; para pH entre 8,0 e 8,5 o limite será de 1,0 mg L⁻¹ e para valores de pH > 8,5 o limite máximo será de 0,5 mg L⁻¹ (Coblinsk, 2015). De acordo com Tiecher (2017), a água doce, sendo a Classe III, é destinada ao consumo humano após tratamento convencional ou avançado, a irrigação, a pesca amadora, à recreação e a dessedentação dos animais, apresenta os seguintes valores para a sua classe: 0,020 mg L⁻¹ de P total (água parada- lântico), 0,025 mg L⁻¹ (água intermediária) e 0,1 mg L⁻¹

¹ (água em movimento-lótico).

Nos Estados Unidos, o processo de planejamento de recursos hídricos implementado é o TMDL - carga total máxima diária (total maximum daily load). Este processo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental - EPA (United States Environmental Protection Agency) determina a quantidade máxima de cargas de um poluente que um corpo d'água pode receber sem violar os padrões de qualidade da água estabelecidos e aloca cargas deste poluente entre fontes pontuais e difusas, sendo para fósforo os valores de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ dentro de lagos e reservatórios, $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ em rios que entram em lagos e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ em rios que não entram em lagos (Bittencourt, 2006).

Outra estratégia para determinar o risco de perda de P por escoamento superficial é o "P index", em que a maioria das versões do IP considera a erosão do solo, o escoamento superficial, o teor de P no solo, o método e a quantidade de P aplicado como fatores de estimativa de perda de fósforo (Oliveira et al., 2010).

2.7 FORMAÇÃO DO SELAMENTO SUPERFICIAL E PERDAS DE NUTRIENTES

Áreas com solo descoberto estão mais susceptíveis a dissipação da energia cinética das gotas de chuva, o que impacta diretamente a desagregação e transporte de partículas no solo, estando associado ao selamento superficial e redução da infiltração de água com aumento do escoamento (Zolin et al. 2005). Portanto o selamento superficial refere-se à formação de uma camada delgada de partículas rearranjadas na superfície do solo, caracterizada pela alta densidade, pequena porosidade e baixa capacidade de infiltração de água (Kaufmann, 2013).

O selamento superficial promove a perdas de nutrientes pelo processo erosivo (Lemos, 2011). Desta forma poluentes oriundos de campos agrícolas chegam aos cursos d'água pelo escoamento superficial, gerado em chuvas intensas ou prolongadas. Por isso, há grande contribuição da poluição aos corpos hídricos em períodos chuvosos, principalmente nas primeiras chuvas, logo após a aplicação de fertilizantes e/ou dejetos (Girardi, 2019).

2.8 DEJETO LÍQUIDO BOVINO E O SELAMENTO SUPERFICIAL

O dejetos líquido animal possui alta vulnerabilidade quando sua aplicação é realizada sobre a superfície do solo, modificando e promovendo o estado de selamento de selamento superficial, em decorrência de mecanismos físicos como entupimento dos poros pelo resíduo, químicos pela dispersão dos colóides e biológicos (Cherobim et al., 2017).

Em curto prazo a aplicação do DLB pode propiciar a formação do selamento superficial em razão ao acúmulo de partículas finas e compostos orgânicos na superfície do solo, o que afeta a porosidade e conseqüentemente a condutividade hidráulica, reduzindo a infiltração, possibilitando o estado de hidrofobicidade. No entanto, a longo prazo, os fatores que podem reduzir o selamento superficial e contribuir para melhora da infiltração da água no solo estão relacionados com a decomposição da matéria orgânica (Smith et al., 2001; Mellek et al., 2010).

2.9 MANEJO DO SOLO E DO DEJETO PARA MITIGAR PERDAS DE NUTRIENTES VIA ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Para os sistemas de produção, é fundamental a adoção de práticas conservacionistas e estratégias de controle das perdas por escoamento em áreas de exploração agrícola e a otimização da aplicação deve ser realizada visando os benefícios agrônômicos e ao meio ambiente, incluindo a qualidade da água, de maneira que a aplicação de DLB em dose e épocas corretas possibilitem a utilização otimizada desse resíduo orgânico para ciclagem de nutrientes (Zanon, 2019; Erdmann, 2020).

Cherobim et al., (2015) ressaltam que a condutividade hidráulica em solos com aplicação de DLB pode ser afetada, dado que se houver eventos de chuva, logo após a aplicação ou dentro do intervalo de 7 dias recomendado, propicia o retorno do solo ao estado de selamento superficial. Neste sentido, práticas conservacionistas de manejo do solo podem possibilitar a redução de nutrientes perdidos via erosão hídrica, que atuem no controle e na contenção do escoamento superficial e/ou na desconectividade do transporte de poluentes para os corpos hídricos, o que se obtém

por meio de terraceamento, presença de vegetação ciliar adequada e manutenção de cobertura vegetal do solo ao longo de todo o ano (Oliveira, 2012; Martíni, 2019).

Em contrapartida, sistemas de longo prazo denotam a melhora da qualidade estrutural do solo como efeito da aplicação do dejetos, apresentando redução das perdas nos tratamentos com aplicação de DLB (Favaretto et al., 2022).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento de longo prazo foi conduzido na Estação Experimental da Fundação ABC- PR, situada no município de Ponta Grossa (PG)-Paraná, Brasil, (coordenadas geográficas 50°09'12.12" W, e 25°00'41.04" S) e 890 m de altitude (Zanon, 2019). O solo do local é classificado como Latossolo Vermelho, de textura franco argilo arenoso com relevo suave ondulado, com 13% de declividade (FAVARETTO et al., 2022). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é caracterizado como Cfb, com temperatura média anual de 18 °C e precipitação média anual de 1554 mm (Silveira, 2011; Rocha, 2021).

TABELA 1 – Atributos químicos e físicos do solo no início do experimento (0 - 20 cm).

Atributos químicos							
pH _{CaCl2}	Al ³⁺	Al ³⁺ + H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	PMehlich C	
	cmolcl dm ⁻³					mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹
5,1	0	3,5	3,7	0,7	0,2	19	13,2
Atributos físicos							
Argila	Silte	Areia	DMP	DS	Porosidade (%)		
	g kg ⁻¹		mm	g cm ⁻³	Micro	Macro	
228	33	739	1,33	1,5	28	15	

Argila, silte e areia (método do hidrômetro); DMP: Diâmetro Médio Ponderado (húmido); DS: Densidade; Macro: Macroporosidade; Micro: Microporosidade (tabela de tensão); C: Carbono orgânico total (combustão seca); Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} extraídos por KCl; K^{+} e P extraídos por Mehlich1 (nutrientes disponíveis). Análises físicas e químicas realizadas pela EMBRAPA (2017).

Fonte: Adaptado de Favaretto et al. (2022).

Os dados de precipitação foram registrados desde a implantação do experimento que ocorreu em novembro de 2005, com manejo do solo, sob sistema de plantio direto estabelecido com as culturas de milho e soja e trigo e aveia, em que há prática cultural de rotação de culturas, e posteriormente a coleta de escoamento superficial do experimento.

Figura 1- Local do experimento em Ponta-Grossa (PR).



Fonte: Nerilde Favaretto.

3.2 TRATAMENTOS

Foram realizados 4 tratamentos, sendo 3 aplicações de DLB nas doses 60, 120 e 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e um controle (0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$). A aplicação foi realizada utilizando regadores manuais entre as linhas de plantio. A metade de cada uma das doses foi aplicada na cultura de verão e a outra metade aplicada na cultura de inverno. O

delineamento experimental foi casualizado, implantado em 4 blocos, com total de 16 unidades experimentais, totalizando uma área de 29.75 m² (8,5 m x 3,5 m) (figura 1). A delimitação do perímetro das unidades foi feita por chapas de zinco galvanizado, medindo 10 cm de altura e 5 cm de profundidade. Na extremidade inferior, em forma de “V”, foi instalada uma calha conectada a galões plásticos de 60 L, o qual recebe o volume escoado.

TABELA 2. Propriedades químicas (média e desvio padrão) do dejetos líquido bovino (DLB) aplicado nas áreas experimentais de Ponta Grossa-PR.

Matéria Seca	Total N	Total P	Total K
-----	(g L ⁻¹)	-----	
72,9 (36,6)	1,83 (0,72)	0,59 (0,32)	1,81 (1,07)

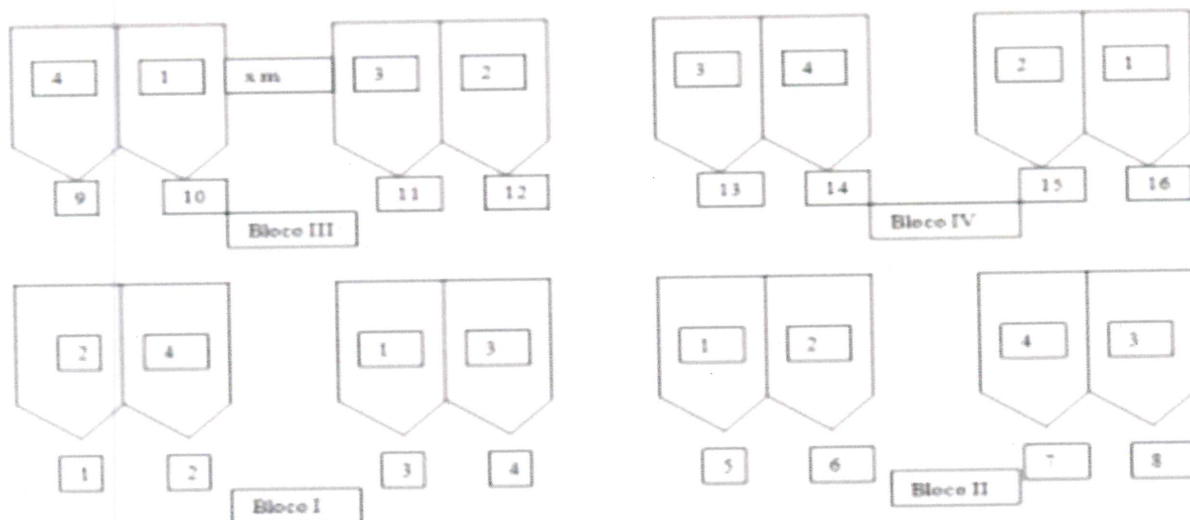
Fonte: Adaptado de Favaretto et al., (2022).

TABELA 3. Quantidade (média anual; inverno mais verão) de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) aplicados via dejetos líquido bovino (DLB) e via fertilizantes minerais na área experimental de Ponta Grossa-PR.

DOSE DLB m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹											
60			120			180			Mineral ²		
N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
113	34	105	227	68	211	340	103	316	145	48	90

Fonte: Adaptado de Favaretto et al., (2022).

Figura 2. Distribuição das parcelas e seus respectivos tratamentos.



Fonte: Leinecker, 2022.

3.3 COLETA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

As coletas das amostras foram realizadas após cada evento de chuva, com volume de escoamento mínimo de 500 mL de cada parcela experimental. Elas foram identificadas com as seguintes informações: local (PG), parcela experimental, volume escoado e data da coleta. Houve homogeneização e posterior separação de 1L das amostras em garrafas de plástico, para execução de análises físico químicas nos laboratórios do Departamento de Solos da Universidade Federal do Paraná.

O período de análise foi de 2022 a 2024, com volume total de escoamento de aproximadamente 2 mil litros, distribuídos em 9 eventos de precipitação, desde o verão de 2021/2022 ao verão de 2023/2024, abrangendo 5 safras.

3.4 ANÁLISE FÍSICO QUÍMICAS DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES

Com o intuito de avaliar a perda de solo, a análise de sólidos totais consistiu em 50 mL de cada amostra homogeneizada com o auxílio do agitador magnético. O volume foi transferido para o béquer de vidro e, seco em estufa a 105°C até peso

constante. A massa de sólidos totais foi obtida a partir do peso final (peso do bécker + amostra pós-estufa a 105°C) subtraindo o peso inicial (bécker vazio) em que os pesos foram obtidos em balança analítica.

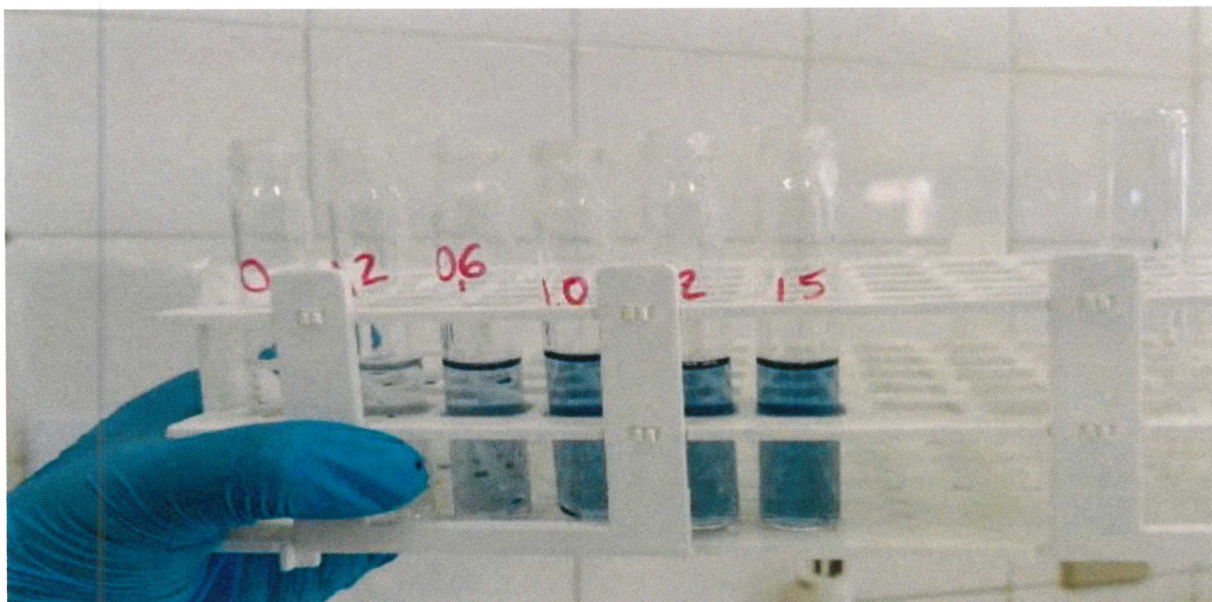
A determinação dos parâmetros pH, condutividade elétrica e turbidez foi realizada separando o volume de 50 mL de cada amostra para as leituras, como descrito em Apha (2012). O pH e a condutividade foram determinados com a sonda do equipamento multiparâmetro e a turbidez com o equipamento turbidímetro.

3.5 ANÁLISES DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

A análise das frações dissolvidas dos nutrientes foi feita a partir de amostras filtradas em membranas de acetato de celulose de porosidade 0,45 μm , como especificado na sequência.

Fósforo Solúvel (P_s): O P solúvel (P_s) foi determinado pelo método do ácido ascórbico e sua concentração obtida em espectrofotômetro UV-vis (Figura 5) no comprimento de onda de 880 nanômetros (nm) (APHA, 2012).

Figura 3-Curva de calibração do P solúvel para determinação em UV-vis



Fonte: A autora (2024).

N-NH_4^+ : O N-NH_4^+ foi determinado pelo método do fenato, em tubos de ensaio contendo o volume final de 5 mL de amostra, na sequência foram adicionados reagentes na seguinte ordem: 0,2 mL de fenol, 0,2 de nitroprussiato de sódio e 0,5 da solução oxidativa em cada amostra. A leitura da concentração foi feita em espectrofotômetro UV-Vis, após 60 minutos de reação e desenvolvimento da coloração azulada (Figura 4). O comprimento utilizado foi de 640 (nm) (APHA, 2012).

Figura 4- Curva de calibração de N-NH_4^+ para determinação em UV-vis.



Fonte: A autora (2024).

N-NO_3^- : O N-NO_3^- foi determinado a partir da separação de duas alíquotas de 5 mL (mesmo com a adição de água para dissolução), uma sem adição de Zn metálico, outra contendo Zn metálico, foram lidas após 1 dia, em espectrofotômetro Uv-vis no comprimento de onda de 210 nm e sua concentração final obtida pela diferença entre as duas leituras (amostra sem Zn subtraindo a com Zn) (APHA, 2012).

Carbono orgânico solúvel (Cos): O Cos foi determinado a partir das amostras filtradas e a sua concentração determinada com o equipamento analisador de carbono

orgânico .

Figura 5- Equipamento espectrôfotometro- UV-vis.



Fonte: A autora (2024).

3.6 CONCENTRAÇÃO E PERDA DE NUTRIENTES E SEDIMENTOS

A concentração média aritmética (Equação 1) (mg L^{-1}) e a perda de sedimentos e nutrientes (mg ha^{-1}) (Equação 2) foram calculados considerando a concentração e o volume de escoamento em cada data de amostragem durante os 2,5 anos de análise.

Equação 1 :

$$\text{Média aritmética} = \frac{\sum X (\text{mg L}^{-1})}{\text{Número de eventos de cada bloco e dose}}$$

Equação 2:

$$\text{Perda acumulada} = \frac{\sum [X (\text{mg L}^{-1}) * \text{Perda de água (L)}]}{29,75} * 10000$$

Em que X corresponde a concentração de nutrientes ou sedimentos e n ao número de eventos de cada bloco e dose; 10000: medida do hectare (m^2); e 29,75: área da parcela (m^2).

3.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados foram submetidos à análise de variância com delineamento experimental em blocos ao acaso e teste de Tukey para comparação de médias ($p < 0,10$). As análises estatísticas foram testadas utilizando o software Sisvar.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES

Para a concentração média aritmética (Tabela 4), não se observou diferença significativa entre os tratamentos, exceto para a concentração de sedimentos, em que houve aumento com aplicação de DLB da dose controle até a dose de $180 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$. De modo geral, o que observamos foi uma tendência de aumento também para os nutrientes com as doses de DLB, exceto para o $N-NH_4^+$. Os dados indicam que do tratamento $0 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ até $120 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$, a concentração de sedimento aumentou aproximadamente 2 vezes, enquanto para os nutrientes essa tendência de aumento foi de 20% para $N-NO_3^-$ e 35% para Co .

Levando em consideração a Resolução CONAMA (2005), os teores de $N-NO_3^-$ estão dentro do limite ($10 mg L^{-1}$), já para $N-NH_4^+$ a dose controle e $60 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ excederam o permitido (até $3,7 mg L^{-1}$), enquanto o P_s em todas as doses foi maior do que os valores máximos, seja para ambiente lântico e lótico (0,2 e 0,1 $mg L^{-1}$, respectivamente). Importante salientar que nossos dados se referem ao escoamento superficial, e não da água do rio, da qual trata a Resolução CONAMA (2005), portanto depende do volume de escoamento que atinge o rio para efetivamente representar um problema de poluição. E mesmo com a entrada do escoamento no rio, em cursos d'água com uma vazão maior esses valores tendem a não ficar tão concentrados, pela maior diluição (TecnoGeo, 2012).

A menor concentração de nutrientes na maior dose, o que não era esperado, pode estar associada ao pequeno número de coletas neste tratamento, e portanto uma deficiência de período amostral.

Zanon et al. (2020) e Favaretto et al. (2022) desenvolveram pesquisas no mesmo local do presente estudo. O primeiro com chuva simulada e o segundo com chuva natural. Estes autores sugerem que a maior dose ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) seria a que mais afetaria a concentração, visto que a adubação com DLB, contribui com o aporte de nutrientes e fornecimento de matéria orgânica.

TABELA 4- Concentração média aritmética de sedimentos (g L^{-1}) e nutrientes (mg L^{-1}) via escoamento superficial em sistema plantio direto, com 17 anos de aplicação de dejetos líquido bovino, no período de 2022 a 2024.

	<i>DLB ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)</i>			
	0	60	120	180
Sedimentos (g L^{-1}) (*)	0,41b	0,73ab	0,99a	1,02ab
Nutrientes (mg L^{-1}) (ns)				
N- NO_3^-	7,3	7,9	8,7	5,6
N- NH_4^+	6,4	4,7	2,8	3,6
P _S	1,7	2,9	4,4	2,7
C _{os}	16,0	20,9	21,7	16,5

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,1$); .ns=não estatisticamente significativo; N- NO_3^- : Nitrogênio na forma de nitrato; N- NH_4^+ : Nitrogênio amoniacal; Ps: Fósforo solúvel; Cos: Carbono orgânico solúvel.

Fonte: A autora (2024).

4.2 pH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E TURBIDEZ NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Os parâmetros de pH, turbidez e condutividade não foram afetados estatisticamente pela aplicação de DLB (Tabela 5). De acordo com Silveira et al. (2011), esperava-se aumento desses parâmetros com a aplicação de DLB, o que de modo geral observamos essa tendência na turbidez e condutividade elétrica. Os maiores valores de turbidez, aparência turva e coloração escurecida, indicam concentração elevada de sedimento e matéria orgânica, dificultando a passagem de luz, enquanto a condutividade elétrica está associada a concentração de íons nas amostras (EMBRAPA, 2011).

TABELA 5- Médias de pH, turbidez e condutividade elétrica no escoamento superficial em sistema plantio direto, com 17 anos de aplicação de dejetos líquidos de bovino (DLB) no período de 2022 a 2024.

	DLB (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
	0	60	120	180
pH (ns)	6,8	6,8	7,0	6,7
Turbidez (NTU) (ns)	148	134	174	205
Condutividade (μS cm⁻¹) (ns)	257	217	295	246

ns=não estatisticamente significativo.

Fonte: A autora (2024).

4.3 PERDAS DE ÁGUA, SEDIMENTOS E NUTRIENTES

As perdas de água, sedimento e nutrientes não foram afetadas pela aplicação de DLB (Tabela 6). De modo geral, observa-se uma tendência de diminuição desses parâmetros com a maior dose de DLB, porém sem diferença estatística, e a maioria dos dados de perda analisados mostraram grande variabilidade, demonstrando um comportamento parabólico, em que as perdas aumentam até $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e depois caem na dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nossos resultados não são consistentes com os de outros estudos (Silveira et al., 2021; Favaretto et al., 2022), possivelmente pelo curto período de avaliação aliado ao pequeno número de eventos de escoamento ocorridos devido a estiagem.

Mori et al. (2009) e Favaretto et al. (2022), destacam que a aplicação do DLB utilizado em sistemas conservacionistas, onde o solo não é submetido ao revolvimento total, aumenta a concentração na superfície, mas ao mesmo tempo, em logo prazo, melhora os atributos físicos, diminuído o escoamento superficial e consequentemente a perda de sedimento e nutrientes. No entanto, em aplicações com precipitação pluviométrica logo após a aplicação de DLB na superfície do solo, pode ocorrer o selamento superficial com aumento do escoamento superficial e perdas de poluentes associados ao mesmo. Pressupõe-se que em sistemas conservacionistas, onde ocorre maior concentração de nutrientes na superfície do solo, o escoamento superficial pode transportar grandes quantidades de poluentes na fração solúvel (Sharpley e Wang, 2014).

TABELA 6 - Perda de água (mm ano^{-1}), sedimentos ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e nutrientes ($\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) via escoamento superficial em sistema plantio direto, com 17 anos de aplicação de dejetos líquido bovino (DLB), no período de 2022 a 2024.

	<i>DLB ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)</i>			
	0	60	120	180
Água (ns) (mm ano^{-1})	1,8	1,9	1,8	1,3
Sedimentos (ns) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	4,23	6,27	5,09	2,45
Nutrientes (ns) ($\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)				
<i>N-NO₃⁻</i>	57,7	79,56	22,37	23,59
<i>N- NH₄⁺</i>	54,99	27,12	23,16	13,23
<i>PS</i>	19,42	28,8	41,79	21,97
<i>COS</i>	212,43	227,68	185,3	226,51

ns=não estatisticamente significativo. N-NO₃⁻: Nitrogênio na forma de nitrato; N-NH₄⁺: Nitrogênio amoniacal; Ps: Fósforo solúvel e Cos: Carbono orgânico solúvel.

Fonte: A autora (2024).

A média anual da perda de água e sedimentos foram $1,7 \text{ mm ano}^{-1}$ e $4,5 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, respectivamente. Esses resultados comparados ao do mesmo local, porém em 10 anos de avaliação (Favaretto et al., 2022), indicam que a perda de água foi 4,5 vezes menor e dos sedimentos 4 vezes menor.

5 CONCLUSÃO

A aplicação de DLB, de modo geral, não afetou as concentrações e perdas de sedimento e nutrientes. No entanto ambientalmente podem ocasionar problemas na qualidade da água, indicando a necessidade de práticas complementares para evitar a entrada direta do escoamento superficial nos corpos d'água.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De maneira geral, os dados de literatura indicam que a adubação de DLB melhora os atributos físicos do solo, aumentando assim a infiltração de água, contribuindo positivamente na diminuição das perdas de água, sedimentos e nutrientes devido ao menor escoamento, sendo considerado útil em sistemas de longo prazo para controlar o transporte de poluentes quando associada a práticas conservacionistas.

Entretanto os dados deste estudo, indicam somente tendências, sem diferenças estatísticas. Possivelmente esses resultados inconclusivos, deve-se ao curto período de avaliação (2,5 anos) deste estudo, somada a escassez de chuva no período de análise. Essas condições contribuíram negativamente e portanto nossos dados diferiram de outros estudos com as mesmas condições de solo e tratamento com DLB, ressaltando a necessidade de um período maior de análise com considerável número e volume de pluviosidade dos eventos de precipitação.

7 REFERÊNCIAS

- APHA-American Public Health Association America Water Works Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th, Washington, DC, 2012.
- ASSENHEIMER, A. **Tratamento de dejetos bovinos em sistema de produção de leite com aeração mecânica**. Dissertação de Mestrado. Campus de Marechal Cândido Rondon. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Mar.2007. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/1272>. Acesso em: 13 fev.2024.
- BRASIL – Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº357/2005. Brasília, Diário Oficial da União, 2 005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em 20 fev.2024.
- 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.
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O.J. Perdas de Nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. **Revista Floresta**, v.35, n.3, p.429-442. 22 dez.2005. Disponível em:<<http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/16589>>. Acesso em 26 fev. 2024.
- BITTENCOUT, S., GOBBI, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V:30, n.3, p. 595-603, mai. 2006.
- BORG, J.D.H., PAULETTI, V., MOTTA, A.C.V., FAVARETTO, N., BARTH, G., PONTONI, D.R. Micronutrientes no solo e no milho em plantio direto com aplicações de dejetos líquidos bovinos. **Revista de Ciências Agrárias-Amazon Journal of Agricultural na Environmental Sciences**.V.56 N.3.RCA. 2013.
- BRUNE, R.A., CAIADO, M.A.C., HEATWOLE, C., REIS, J.A.T., AKABASSI, L. Partição e variação temporal das concentrações de nitrogênio e fósforo na Bacia Hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-Es. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011.
- CADONÁ, E. A.; LOURENZI, C. R.; SOUZA, E. L. Contaminação por nitrogênio e

fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. **Geociências**, v.37, n.4, p.883-8101, 2018. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v37i4>. Acesso em: 28 dez.2024.

CANTARELLA, H. **Opções de fontes de nitrogênio**. Instituto Agrônomo (IAC), Campinas-São Paulo, n.120, 2023.ISSN 1809-7693. Disponível em: <https://www.iac.sp.gov.br/publicacoes/buscar.php?categoria=16>. Acesso em 02 mar. 2024.

CARMO, D.L., SILVA, C.A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 2012, v.36, n.4, pp.1211-1220.Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015>>. Epub 23 Out 2012. ISSN 1806-9657. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400015>.

CASTROLANDA. Município do Paraná é o maior produtor de leite do país pelo terceiro ano seguido. Disponível em:< <https://www.castrolanda.coop.br/municipio-do-parana-e-o-maior-produtor-de-leite-do-pais-pelo-terceiro-ano-seguido>>.

CAVALCANTE, J DE.S., FAVARETTO, N., DIECHOW, J., CHEROBIM, V.F., BARTH, G.Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no till-improves carbon and nitrogen stocks. **Soil Science**: 2019; 1-12. DOI: 10.1111/EJSS.12920.

CERETTA, C.A. **Manejo da adubação nitrogenada na sucessão aveia-milho, no sistema plantio direto**. In: FRIES, M.R.; DALMOLIN, R.S.D. Atualização em recomendação de adubação e calagem: ênfase em plantio direto. Santa Maria: Pallotti, 1997. Cap.5, p.112-124.

CHAMBERS, J. Q., TRUMBORE, S. E., & HIGUCHI, J. I. (2001). Decomposition and Carbon Cycling of Dead Trees in Tropical Forests of the Central Amazon. **Ecological Applications**, 11(2), 181-198.

CHEROBIM, V.F., FAVARETTO, N., HUANG, C. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects n runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**.2017; 184:96–103.

CIDIN, A.C.M. **Estoque de carbono em solos brasileiros e potencial de contribuição para mitigação de emissões de gases de efeito estufa**. Dissertação de mestrado. Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos. Araras, São Paulo. 2006. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/8586/DissACMC.pdf>>. Acesso em 26 fev. 2024.

CIUDAD,G.A.B.**Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo das modalidades de operación: continua y secuenciada**. Departamentode Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La

Frontera, Temuco. 2007. Disponível em: <https://doctoradornn.ufro.cl/wp-content/uploads/2021/01/11-gustavo-ciudad.pdf>. Acesso em: 29 fev. 2024.

COBLINSKI, J.A., FAVARETTO, N., DIECKOW, J., MORAES, A. **Concentração e perdas de nitrogênio solúvel via escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo**.XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Centro de Convenções-RN. Ago. 2015. Disponível em: <https://eventosolos.org.br/cbcs2015/arearestrita/arquivos/2257.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2024.

CONCEIÇÃO, F.T.; MAZZINI, F.; MORUZZI, R.B.; NAVARRO, G.R.B. Influências naturais e antrópicas na qualidade da água subterrânea de poços de abastecimento público na área urbana de Marília (SP). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 227-238, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/305192577_Influencias_Naturais_e_Antropicas_na_Qualidade_da_Agua_Subterranea_de_Pocos_de_Abastecimento_Publico_na_Area_Urbana_de_Marilia_SP. Acesso em: 03 fe.,2024.

COSTA, D.D; KEMPKA, A.P; SKORONSK. E. A contaminação de mananciais de abastecimento de nitrato: O panorama do problema no Brasil, suas consequências e as soluções potenciais. **REDE- Revista eletrônica do Prodepa**, v.10, n.2, p. 49-61, 2016. Disponível em: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/issue/view/14>. Acesso em 25 fev. 2024.

EMBRAPA. Manejo da Adubação Fosfatada para Culturas Anuais no Cerrado. **Circular Técnica**.ISSN 1517-0187. Planaltina-Distrito Federal, 2016.

ERDMANN, L.F. **Influência dos modos de aplicação de dejetos bovinos de leite na Fertilização de pastagem**. Tese de doutorado. Centro de Ciências agroveterinárias, Universidade Federal de Santa Catarina. Lages.2020.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. 2005. 183p. (Curso de Pós-Graduação "Lato Sensus" à distância: Solos e Meio Ambiente). Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. Disponível em: https://dcs.ufla.br/images/imagens_dcs/pdf/Prof_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf. Acesso em 13 mar.2024.

FAVARETTO, N.; CHEROBIM, V.F., SILVEIRA, F.M.S., TIMOFIECSYK, A., SKALITZ, R., BARTH, G., PAULETTI, V., DIECHOW, A., 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. 2022. Disponível em: doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115406.

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. West Lafayette, IN, USA, 2002. 150f. Tese (Doutorado)-Purdue University.Disponível em:

<<https://www.proquest.com/openview/38d95485341e706713f3088ff38b87a4/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>>. Acesso em 05 mar. 2024.

FRANCO, A.; SCHUHMACHER, M.; ROCA, E.; DOMINGO, J.L. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartment model. **Environment International**, v.32, p.724-732, 2006.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2003. 231p. (Tese de Doutorado).

GATIBONI, L. C., SMYTH, T.J., SCHMITT, D.E., CASSOL, P. C., OLIVEIRA, C.M.B. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Boletim Técnico. Centro de Ciências Agroveterinárias. Universidade do Estado de Santa Catarina. Abr.2014.

GATIBONI, L. C. et al. SOIL PHOSPHORUS THRESHOLDS IN EVALUATING RISK OF ENVIRONMENTAL TRANSFER TO SURFACE WATERS IN SANTA CATARINA, BRAZIL. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n.4, p. 1225-1234, jul.2015.

GESSEL, P. D. et al. Rate of fall-applied liquid swine manure: effects on runoff transport of Sediment and phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, 2004; 33:1839-1844.

GIROTTI, E. et al. Nutrient transfers by leaching in a no tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, 2013; 95:115131.

GIRARDI, R., PINHEIRO, A., VENZON, T. Parâmetros de qualidade de água de rios e efluentes presentes em monitoramentos não sistemáticos. **Revista de Gestão de Água da América Latina (REGA)**, v. 16 n. 2019 (2019): REGA. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/137>. Acesso em 17 mar. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção de leite 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/leite/pr>

JADOSKI, S.; SAITO, L.; PRADO, C.; LOPES, E.; SALES, L. Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**. v3 n1 jan.- abr. 2010. Disponível em: [file:///C:/Users/palom/Downloads/1008-4519-3-PB%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/palom/Downloads/1008-4519-3-PB%20(1).pdf). Acesso em: 16 mar.2024.

JESUS, K. N. **Estoques e dinâmica do carbono e nitrogênio em solos sob diferentes coberturas e usos de terra em Pernambuco**. Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste, Departamento de energia nuclear. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, fev.2017. Disponível em: ?<[https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/24849/1/TESE%20Kennedy%20Nascimen to%20de%20Jesus.pdf](https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/24849/1/TESE%20Kennedy%20Nascimen%20to%20de%20Jesus.pdf)>. Acesso em 03 fev. 2024.

JUNQUEIRA, B.J. **Biodigestão anaerobia e compostagem com dejetos de bovinos confinados e aplicação de biofertilizante e do compost em área cultivada com *Panicum maximum* JACQ., CV Tanzânia.** Dissertação de mestrado. Campus Jaboticabal. Universidade Estadual Paulista. São Paulo. 2011.

KAUFMANN, V. **Processo hidrológico e transporte de espécies químicas produzidas por chuva intensa simulada em solos do sul do Brasil.** Tese de doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (RS), mar, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/78868>. Acesso em 16 mar. 2024.

KLEIN, C.; AGNE, S.A. FÓSFORO: DO NUTRIENTE AO POLUENTE! **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, [S. l.], v. 8, n. 8, pág. 1713–1721, 2013. DOI: 10.5902/223611706430. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/6430>. Acesso em: 18 abr. 2023.

LEINECKER, J. P.B. Influência da aplicação de dejetos líquido bovino em plantio direto nas perdas de água, sedimento, fósforo e nitrogênio via escoamento superficial com chuva natural. Trabalho de Conclusão de Curso. Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2022

LOURENZI, C.R. et al. Nutrients in layers of soil under no tillage treated with successive applications of pig slurry. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, 2013; 37:157-167.

LEMO, A.M. **Matéria orgânica e perdas de solo, água, e nutrientes por erosão em sistemas de preparo e de adubação orgânica e mineral em argissolo vermelho amarelo.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (RS). Ago. 2011. Disponível: <http://hdl.handle.net/10183/35611>. Acesso em: 18 mar. 2024.

MACHADO, P.L.O. DE A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329–33, mar. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000200026>. Acesso em: 02 mar. 2024.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas.** São Paulo: ed. Agronômica Ceres. 1990.

PARRON, L.M., MUNIZ, D.H.F., PEREIRA, C.M. Manual de procedimentos de amostragem e análise físico química de água. Embrapa Florestas. ISSN 1980-3958. Paraná, 2011

MARTINI, A.F. DE BONA, F. D. FAVARETTO, N. DURÃES, M. **Perda de água e sedimentos em microbacias hidrográficas agrícolas cultivadas sob plantio direto.** In: WORKSHOP DA REDE DE PESQUISA SOLOVIVO, 2018, Curitiba.

Indicadores de qualidade da gestão de áreas com sistema plantio direto: palestras e resumos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2019. E-book. (Embrapa Solos. Documentos, 212). p. 202-208. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1121163>. Acesso em 14 mar.2024.

MATOS, A. T. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Departamento De Engenharia agrícola e Ambiental/UFV. **Fundação Estadual do Meio Ambiente**, 2005.

MELLEK, J.E., DIECKOW, J., SILVA, V.L., FAVARETTO, N., PAULETTI, V., VEZZANI, F.M., S UZA, J.L.M., 2010. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and Hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**. 110, 69-76. [Hts://doi.org/10.1016/j.still.2010.06.005](https://doi.org/10.1016/j.still.2010.06.005).

MORI, H. F., FAVARETTO, N., PAULETTI, V., DIECKOW, J., & SANTOS, W. L. dos. (2009). Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquidos bovinos em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33 (1), 189- 198. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000100020>.

NOGUEIRA, D.J.; CASTRO, S.C.; DE SÁ, O.R. Avaliação da qualidade da água no reservatório UHE Furnas -MG, utilizando as brânquias de *Pimelodus maculatus* (LACÈPÈDE, 1803) como biomarcador de poluição ambiental. **Revista Ciência et Praxis**, v. 1, n. 1, p. 15 –20, 2008. Acesso em: 26 fev. 2024.

OLIVEIRA, E. S.; BRAGA, A. R. dos S.; ROIG, H. L. ~~Estoques de carbono do solo segundo os componentes da paisagem.~~ **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.32, n.1/2, p. 71-93, jan./ago. 2015. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1036784/estoques-de-carbono-do-solo-segundo-os-componentes-da-paisagem>. Acesso em 01 mar.2024.

OLIVEIRA JÚNIOR, A.; SILVA, C.A.; CURI, N.; LIMA, J.M.; RANGEL, O.J.P Formas e quantidades de carbono lixiviados de latossolos vermelhos sob influência de calcário e fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.3, p. 1261-1271, maio 2008.

OLIVEIRA, F.M.M., FAVARETTO, N., ROLOFF, G., FERNANDES, V.S.C. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia "P index". **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e ambiental**. V.14, n.3, p.267-273.2010.

OLIVEIRA, J.G.R.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M.F.; BARBOSA, G.M.C.; TAVARES FILHO, J. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. **Bol. geogr., Maringá**, v. 30, n. 3, p. 91-98, 2012. Disponível em doi: 10.4025/bolgeogr.v30i3.17644. Acesso em: 15 mar.2024.

PALHARES, J. C. P. et al. Produção animal e recursos hídricos. Brasília: Embrapa, 2019. 93p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1048070/producao-animal-e-recursos-hidricos>>.

PARIZOTTO, C., PANDOLFO, C.M., VEIGA, M. Dejetos líquidos de bovinos na

produção de milho e pastagem anual de inverno em um Nitossolo Vermelho. Portal de publicações **EPAGRI**. Agropecuária Catarinense. V.31, p.67-71. jan./abr.2018.

PIOVESAN, R.P., FAVARETTO.N., PAULLETI, V., MOTTA, A.C.V., REISSMANN, C.B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 757–766, jul. 2009. Disponível em: Doi.org/10.1590/20100-0683200900040002.

PULROLNIK, K. Transformações do carbono no solo. **EMBRAPA CERRADOS**. ISSN 1517-5111. P.36. Planaltina-Distrito Federal. Jul.2009.

ROCHA, B.O. Impacto da aplicação de dejetos líquido bovino a longo prazo na matéria orgânica e agregação em latossolo franco-argiloarenoso em plantio direto. Dissertação de mestrado. Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.2021.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por Nitrato**. Embrapa. ISSN 2517-5111. Planaltina, Distrito Federal. Dez. 2002.

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/546464/1/doc57.pdf>. Acesso em 28fev. 2024.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005. Disponível em:

<<https://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-água/legislacao/resolucoes/resolucao-conama-no-357-de-17-de-marco-de-2005/view>>.

SAMPAIO, S.C. FIORI, M.G.S., OPAZO, M.A.U., NOBREGA, L.H.P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 138–149, jan.2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000100015>. Acesso em: 12 mar. 2024.

SANGOI, L., ERNANI, P.V., LECH, V.A., RAMPAZZO, C. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, v. 33, n. 4, p. 687–692, jul.2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000400016>. Acesso em: 02 mar. 2024.

SANTOS, D.R; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576–586, mar. 2008.

SANTOS, L.S., SILVA, L.S., GRIEBELER, G. Ácido ascórbico como agente redutor para determinação de fósforo por colorimetria. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.44,n.6,p.1015-1018,jun,2014.

SANTOS, S.C. **Emissões de gases do efeito estufa e estoque de carbono no solo em cenários de mudanças climáticas e uso da terra na bacia estendida do rio São Francisco**. Dissertação de mestrado. Campus de Engenharia e Ciências Agrárias, Universidade Federal de Alagoas. Rio Largo. Alagoas, 2021. Disponível

em <<http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/10007>>. Acesso em 27 fev.2024.

SHARPLEY, A. N. HALVORSON, D.A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A.(Ed). **Soil Processes and Water Quality**. Madison. p.7-89, 1994.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; JONES, O.R.; BERG, W.A.; COLEMAN, G.A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal Environmental Quality**. v.21, p.30-35, 1992.

SHARPLEY, A.N.; WANG, X. Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. **J Environ Sci**, 2014;26 (9):1770-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.024>. Pmid: 25193824.

SMITH, K.A.; JACKSON, D.R. & WITHERS, P.J.A. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. **Phosphorus. Environ. Pollut.**, 112:53-60, 2001.

SOUZA. D.M.G. Manejo da Adubação Fosfatada para Culturas Anuais no Serrado. **Circular Técnica: EMBRAPA**. Planaltina. Distrito Federal. Jun.2016. ISSN 1517-0187.

SILVA, S.S. **Efeitos de esterco bovino em atributos químicos e físicos do solo, Produtividade de milho e créditos de nitrogênio**. Tese de doutorado. Campus Jaboticabal, Universidade Estadual de São Paulo. 2018.

SILVEIRA, F DE M.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; PAULETTI, V. VEZZANI, M. F.; SILVA, E. B. Dejeito líquido bovino em plantio direto: perda de carbono e nitrogênio por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 35, n. 1, p. 1759-1767, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832011000500030>.

TECNOGEO. Estudos para identificação, localização e quantificação das causas da proliferação de plantas aquáticas, principalmente macrófitas, ao longo da calha do Rio Paraíba do Sul, inclusive braços mortos, reservatórios e afluentes. Relatório de Prognóstico. São Paulo, 2012. Disponível em:

< <https://www.ceivap.org.br/downloads%202012/Prognostico-macrofitas.pdf>>.

TIECHER. T. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: Impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Boletim Técnico. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Frederico Westphalen. 2017.

TIMOFIECSYK, A. Perdas de carbono e nitrogênio com aplicação de dejeito líquido bovino em latossolo muito argiloso sob plantio direto e chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1924–1930, nov. 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600026>. Acesso em 26 fev. 2024.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres; Potafos, 1991.

VON SPERLING, M. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. **Editora UFMG**, 3ed- Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. ISBN: 85-7041-114-6.

ZAMBIAZI, M.P.; FELDMANN, N. A.; HENNECKA, J. C.; KLEIN, R.; MÜHL, F.R.; BALBINOT, M. RHODEN, A.C. P. **Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia através da ureia em solos agrícolas**. 1 Simpósio de Agronomia e Tecnologia em Alimentos-AGROTEC. FAI- Itapiranga, Santa Catarina. Jan.2014. Disponível em: <https://docplayer.com.br/24140121-Perdas-de-nitrogenio-por-volatilizacao-de-amonia-atraves-da-aplicacao-de-ureia-em-solos-agricolas.html>. Acesso em 27 fev. 2024.

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. Doi: 10.1016/j.agwat.2019.105908.

ZANON, J.A. **Perda de água, solo e nutrientes em plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos bovinos de longo prazo e chuva simulada**. Dissertação de mestrado. Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.2019.

ZOLIN, C., MATOS, E., MAGALHÃES, C. PAULINO, J. **PERDAS DE CARBONO E NITROGÊNIO POR EROSÃO EM DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO SOB CHUVA NATURAL**. III Encontro Internacional Inovagri. Jan. 2015. Disponível em: DOI: [10.12702/iii.inovagri.2015-a115](https://doi.org/10.12702/iii.inovagri.2015-a115). Acesso em: 15 mar. 2024.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29–42c, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>. Acesso em 28 fev.2024.