














Ciclagem de Nitrogênio, Fósforo e Potássio em Ecossistemas de Pastagem

Nitrogen, phosphorus, and potassium cycling in pasture ecosystems

Daniel Bezerra do Nascimento¹ , Maria Luana Soares Lopes² , José Lyson Pinto Simões Izidro¹ , Raul Caco Alves Bezerra³ , Glayciane Costa Gois^{*4} , Tuany Nathan Epaminondas de Amaral² , Weslla da Silva Dias² , Maria Madalena Lima de Barros² , Antônia Rafaela da Silva Oliveira² , Jorge Luiz de Farias Sobrinho² , Janerson José Coêlho⁶ 

1 Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife, Pernambuco, Brasil.

2 Universidade Federal do Agreste do Pernambuco (UFAPE), Garanhuns, Pernambuco, Brasil.

3 Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE/UAST), Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.

4 Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Chapadinha, Maranhão, Brasil.

5 Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), São Luís, Maranhão, Brasil.

*Autor correspondente: glayciane_gois@yahoo.com.br

Resumo: Práticas inadequadas de manejo são os principais fatores que podem causar a degradação das pastagens, e um dos fatores-chaves é entender a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas de pastagem. Esta revisão teve como objetivo descrever os processos de ciclagem de nutrientes importantes em ecossistemas de pastagem (nitrogênio, fósforo e potássio), analisando as interações entre os componentes solo-planta-animal. Verificou-se que o uso de espécies de leguminosas forrageiras consorciadas com gramíneas é uma estratégia para aumentar o teor de nitrogênio no solo, minimizando os custos com adubação nitrogenada em pastagens campestres. Estrume e resíduos vegetais são as principais fontes orgânicas de fósforo e potássio. As perdas de nitrogênio nas pastagens ocorrem principalmente por lixiviação, escoamento superficial e volatilização. A adição de fósforo ao solo deve ser feita com cautela, pois há um aumento nas perdas de fósforo com o aumento de seu acúmulo no solo. O fósforo é muitas vezes devolvido ao solo longe do local onde foi consumido, de modo que a transferência de estoque representa uma perda nos ecossistemas de pastagem que pode representar aproximadamente 5% das entradas de fertilizantes fosfatados. As perdas de potássio ocorrem principalmente por lixiviação e escoamento superficial. A melhoria das práticas de manejo é essencial para uma ciclagem equilibrada de nutrientes em ecossistemas de pastagem.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes; excrementos animais; fertilização; nutrientes do solo; serapilheira.

Recebido: 06 de julho, 2023. Aceito: 14 de fevereiro, 2024. Publicado: 04 de março, 2024.

Abstract: Inadequate management practices are the main factors that can cause pasture degradation, and one of the key factors is to understand the nutrient cycling in pasture ecosystems. This review aimed to describe the cycling processes of important nutrients in pasture ecosystems (nitrogen, phosphorus, and potassium), analyzing the interactions of soil-plant-animal components. The use of forage legume species intercropped with grasses is a strategy to increase the nitrogen content in the soil, minimizing costs with nitrogen fertilization in pastures. Manure and plant residues are great organic sources of phosphorus and potassium but are also fundamental for supplying microminerals. Nitrogen losses in pastures are mainly caused by leaching, runoff, and volatilization. The addition of phosphorus to the soil must be performed carefully, as there is an increase in phosphorus losses with increasing accumulation in the soil. Phosphorus is often returned to the soil far from where it was used, so the stock transfer represents a loss in pasture ecosystems that can account for approximately 5% of the inputs of phosphate fertilizers. Potassium losses mostly occur by leaching and runoff. Improving management practices is essential for balanced nutrient cycling in pasture ecosystems.

Keywords: animal excreta; fertilization; litter; nutrient cycling; soil nutrients.

1. Introdução

O ciclo biogeoquímico ou ciclagem de nutrientes consiste em um conjunto de processos que envolvem o deslocamento, alterações e transformações de elementos químicos nos diferentes sistemas do planeta Terra: litosfera, biosfera, hidrosfera e atmosfera ^(1,2). Nos ecossistemas de pastagens, a ciclagem de nutrientes minerais desempenha um papel fundamental na nutrição das plantas, pois os nutrientes circulam por vários compartimentos (solo-planta-animal-atmosfera), alternando entre períodos de disponibilidade ou não disponibilidade para absorção pelas plantas. Compreender a dinâmica de cada ciclagem de nutrientes do solo na pastagem e como as práticas de manejo podem afetá-los é essencial para a sustentabilidade dos sistemas de pastagem ^(3,4).

A gestão adequada do solo e a introdução de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio são essenciais para o desenvolvimento de sistemas sustentáveis de produção pecuária baseados em pastagens. No entanto, a introdução contínua de nutrientes nos sistemas agrícolas também pode gerar sérios problemas ambientais, que vão desde a poluição local da água e do ar até às alterações climáticas globais ⁽⁵⁾. Portanto, quantificar as entradas e saídas de nutrientes é essencial para o manejo sustentável das pastagens.

Para compreender a ciclagem de nutrientes em um ecossistema de pastagem, além da avaliação das entradas (fertilização, fixação de N₂, suplementação) e saídas pela exportação de elementos, deve-se levar em consideração como esses nutrientes são perdidos e retornam ao ambiente (por exemplo, volatilização, lixiviação, escoamento). Assim, esta revisão teve como objetivo discutir a dinâmica da ciclagem dos nutrientes (entradas e saídas) de nitrogênio, fósforo e potássio em pastagens tropicais, apontando estratégias para melhorar a eficiência de sua utilização.

2. Ciclo biogeoquímico de nitrogênio, fósforo e potássio

Controlados por fatores bióticos e abióticos, os ciclos biogeoquímicos, ou ciclagem de nutrientes, consistem no fluxo de nutrientes nos diferentes compartimentos de um ecossistema. Nos ecossistemas de pastagens, esses compartimentos são o solo, as plantas, os animais e a atmosfera. A disponibilidade de macro e micronutrientes no ambiente edáfico é influenciada por alterações em um ou mais desses componentes mencionados ⁽⁶⁾.

O nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K) são macronutrientes de relevante importância para a nutrição das plantas e, conseqüentemente, para a produção animal ⁽⁷⁾. A deficiência de nitrogênio no solo é uma força para a degradação das pastagens, uma vez que este composto está diretamente relacionado à síntese de biomoléculas essenciais na planta, como aminoácidos e ácidos nucléicos. O fósforo e o potássio são importantes no metabolismo das plantas, participando de diferentes fases da fotossíntese e do crescimento ^(8, 9, 10). A busca por estratégias que reduzam a degradação das pastagens e aumentem a produtividade do sistema requer conhecimento sobre a ciclagem desses nutrientes, especialmente o mecanismo e a via de sua entrada e saída no biosistema ⁽³⁾.

3. Caminhos de entrada de nitrogênio no sistema

As maiores reservas de nitrogênio nos ecossistemas de pastagens são o solo, a vegetação, os resíduos de herbívoros e a atmosfera ⁽¹¹⁾. Na maioria das terras agrícolas do mundo, o N é considerado o nutriente mais limitante para as culturas, especialmente nas monoculturas de gramíneas. Este elemento está envolvido na síntese de aminoácidos e proteínas utilizadas em diversos processos metabólicos nas plantas. Para espécies de plantas, como C3 (por exemplo, leguminosas forrageiras), que requerem maior concentração de rubisco em seus tecidos, o conteúdo de N no tecido é tão importante que a maioria dessas espécies forrageiras tem uma associação simbiótica com bactérias de fixação biológica de nitrogênio para garantir seu suprimento de N ^(12, 13).

O N pode ser adicionado natural ou artificialmente ao solo dos ecossistemas de pastagens. No primeiro caso, é incorporado ao sistema por meio de fixação biológica, dejetos animais (urina, fezes), deposição de serapilheira, chuvas e deposição atmosférica ^(12, 13) (Figura 1). Embora a atmosfera apresente elevado percentual de N₂ (78%) em sua composição gasosa, a contribuição para o fornecimento de N às culturas, incluindo pastagens cultivadas, é considerada muito baixa ^(6, 11). A deposição atmosférica pode ocorrer por meio de raios ou redução de N de base mineral ⁽¹³⁾.

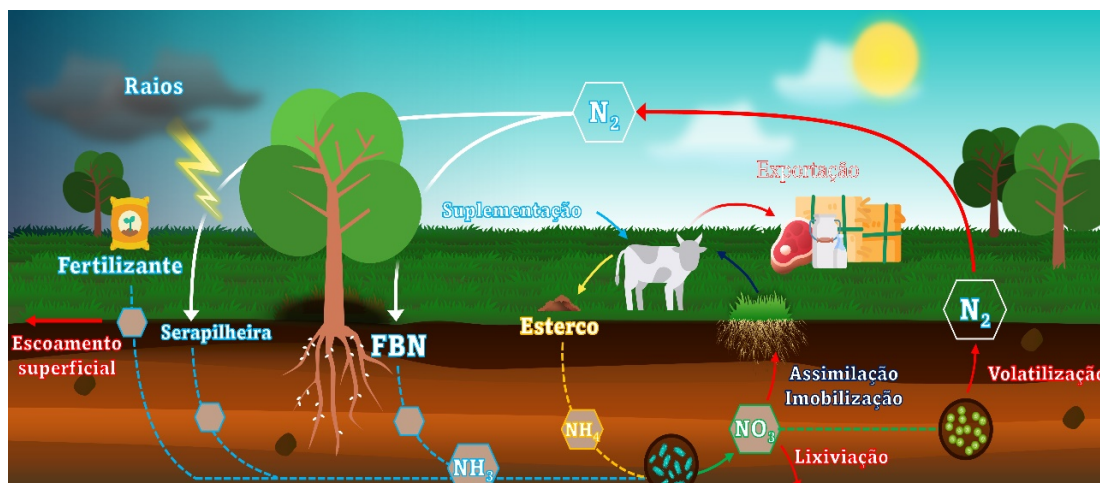


Figura 1 Entradas e saídas de N em ecossistemas de pastagens. FBN = Fixação biológica de nitrogênio

A utilização de leguminosas forrageiras em pastagens gramíneas é essencial para adicionar N aos sistemas via fixação biológica do N_2 atmosférico (Figura 1), contribuindo para o atendimento de parte das demandas do pasto. Geralmente aumenta a produção e a persistência das plantas na pastagem, melhorando consequentemente a nutrição e a produção animal ⁽¹²⁾. As leguminosas forrageiras disponibilizam o N no solo por meio da fixação biológica ou durante a decomposição da serapilheira, raízes e nódulos ⁽¹⁴⁾. A presença de espécies de leguminosas consorciadas com culturas ou espécies de gramíneas pode impactar a microbiota do solo; geralmente, a relação C:N (carbono e nitrogênio) da cama é reduzida, o que pode influenciar a atividade microbiana e a biomassa ^(15, 16, 17).

Muitos estudos têm mostrado os efeitos positivos da adição de espécies de leguminosas em pastagens ou consorciação com outras culturas e geralmente relatam aumentos na produção de forragem ou redução nas demandas por aplicações de N inorgânico ^(14, 16, 18).

Em relação às entradas de N no solo através da deposição de serapilheira, um dos indicadores mais importantes que refletem a qualidade da serapilheira é a relação C:N, onde plantas com níveis mais elevados de N na sua biomassa, como as leguminosas, fornecem resíduos com baixa relação C:N, que resulta em rápida decomposição e, consequentemente, maior taxa de mineralização de N para as plantas ^(19, 20). Dablin et al. ⁽²¹⁾ observaram que a adição de árvores leguminosas em pastagens tropicais degradadas aumentou significativamente o conteúdo total de N da serapilheira nessas pastagens. Investigações lideradas por Xavier et al. ⁽²²⁾ mostraram que o uso de leguminosas arbóreas em sistema silvipastoril consorciado com a gramínea tropical *Urochloa* spp. aumentou tanto a deposição de serapilheira quanto o retorno de N ao solo em comparação ao sistema de monocultivo de gramíneas.

Sistemas silvipastoris que utilizam leguminosas arbóreas podem melhorar a eficiência da ciclagem de nutrientes e têm potencial para recuperar pastagens degradadas e, ao mesmo tempo, fornecer uma forragem com maior teor de proteína bruta ^(23, 24, 25). Além da relação C:N, outros fatores da serapilheira devem ser considerados para determinar a mineralização

do N no solo, que incluem o perfil de N do material em decomposição (NH_3/NH_3 , aminoácidos, proteína bruta), lignina, e teor de polifenóis⁽²⁶⁾. Segundo Maluf et al.⁽²⁷⁾, a taxa de decomposição dos resíduos vegetais é significativamente influenciada pelas concentrações de N. A entrada de serapilheira de baixa qualidade pode ser considerada um dos principais contribuintes para o aumento da degradação das pastagens tropicais e subtropicais⁽¹¹⁾, pois alguns dos nutrientes necessários (por exemplo, microminerais) podem levar algum tempo para estarem disponíveis em um momento específico para o crescimento das plantas.

Outra forma de adicionar N ao ecossistema de pastagens é através do uso de fertilizantes inorgânicos, que podem ter um impacto pronunciado na disponibilidade de N e nas respostas de crescimento das plantas porque geralmente apresentam mineralização rápida^(28, 29). Existem muitas fontes de fertilizantes inorgânicos de N, por exemplo, ureia ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$), nitrato de amônio (NH_4NO_3), sulfato de amônio [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$], estes diferindo em termos de teor de N, bem como em sua disponibilidade e taxas de mineralização. No entanto, a fertilização de pastagens com fertilizantes inorgânicos de N é uma prática de manejo relativamente cara, com potencial de causar diversos impactos ambientais via lixiviação, acúmulo de N (solo, água) e volatilização^(30, 31, 32). O uso de fertilizantes nitrogenados também tem potencial para acelerar a taxa de decomposição da serapilheira das pastagens; Apolinário et al.⁽³³⁾ testaram os efeitos de diferentes níveis de N inorgânico na decomposição da serapilheira de pastagem de *U. decumbens* e encontraram diminuição na relação C:N e aumento na taxa de decomposição, em função da adubação nitrogenada inorgânica.

Outra fonte de entrada de N para o solo de um ecossistema de pastagem são os resíduos animais (urina, fezes). A concentração de N nas fezes e na urina dos animais em pastejo depende principalmente do conteúdo desses nutrientes ingeridos na dieta. Se for uma dieta baseada em pastagens, o N é principalmente reciclado da forragem consumida; entretanto, se os animais em pastejo receberem alguma suplementação (por exemplo, uréia, proteína), o N ingerido será adicionado ao sistema de pastagem via urina ou fezes. A deposição e distribuição de resíduos animais desempenham um papel fundamental na ciclagem de nutrientes nas pastagens; além do N, acrescentam ao solo outros compostos, como sódio (Na) e potássio (K) – presentes principalmente na urina – e fósforo (P), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), liberados principalmente via fezes^(6, 34). Os conteúdos macro e microminerais presentes nos dejetos dos animais em pastejo apresentam biodisponibilidade diferenciada para as plantas, o que está associado principalmente às suas taxas de mineralização pelos decompositores do solo e à interação com outros nutrientes e ao pH do solo^(35, 36).

Animais em pastoreio tendem a depositar seus dejetos em locais muito específicos, como próximos a fontes de água e locais sombreados (por exemplo, abaixo de árvores), resultando na ineficiência da reciclagem e distribuição de nutrientes, o que pode representar grandes perdas de nutrientes do ecossistema pasto. Também provoca maiores concentrações de nutrientes em determinados locais, o que pode levar à poluição ou à ausência de crescimento das plantas devido à toxicidade, por exemplo. Isso significa que o comportamento de pastoreio dos animais afeta diretamente a deposição de excretas e, conseqüentemente, a distribuição de nutrientes na pastagem, o que pode levar a uma distribuição desequilibrada

da fertilidade do solo entre as diferentes áreas da pastagem⁽³⁷⁾. Porém, o uso de pastoreio intermitente e outras técnicas, como movimentar estrategicamente os animais no pasto e espalhar fontes de água e sombras, podem ajudar a reduzir essa distribuição desequilibrada de excretas no pasto.

4. Caminhos de saída de nitrogênio do sistema

O ciclo biogeoquímico do nitrogênio possui muitas vias para a saída desse elemento do ecossistema pasto. Além das colheitas e exportações de produtos de origem animal, responsáveis pela exportação de grandes quantidades dos nutrientes contidos nos tecidos vegetais⁽³⁸⁾, é interessante considerar outros fatores que impactam diretamente na disponibilidade de nutrientes que podem levar a perdas significativas de nitrogênio, como escoamento superficial, erosão, lixiviação [principalmente como nitrato (NO_3^-) em solos permeáveis] e volatilização [amônia (NH_3), nitrogênio molecular (N_2) e óxidos de nitrogênio (NO , N_2O)]⁽³⁹⁾.

Nutrientes com alta mobilidade no solo, como o N, são facilmente lixiviados, principalmente em solos mais profundos, sendo realizado por meio de águas pluviais ou irrigação. Quanto mais rápido o N é lixiviado no perfil do solo, mais difícil se torna para as culturas com sistemas radiculares curtos a absorção deste elemento⁽³⁾. As formas pelas quais o N é absorvido pelo sistema radicular da planta são o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+)⁽⁴⁰⁾, podendo também ser absorvido em algumas formas orgânicas (por exemplo, aminoácidos, peptídeos, nucleotídeos)⁽⁴¹⁾.

Dentre os principais fatores que influenciam a dinâmica do N, a relação C:N da matéria orgânica do solo (MOS) determina a taxa de decomposição, interferindo na mineralização ou imobilização do N pelos micróbios do solo^(42, 43). Quando a atividade microbiana atua na decomposição da MOS, são liberadas formas inorgânicas de nutrientes, processo conhecido como “mineralização”. Contudo, deve-se considerar que os micróbios também podem atuar como sumidouros temporários de N, pois podem reter parte do N para seu crescimento. Quando os íons inorgânicos são convertidos em formas orgânicas nos micróbios (por exemplo, aminoácidos, enzimas), ocorre o processo denominado “imobilização”. Uma porção significativa de N é imobilizada pelos micróbios do solo para a síntese de proteínas. Portanto, a decomposição de materiais orgânicos com baixas concentrações de N pode levar à indisponibilidade deste elemento tanto para micróbios quanto para plantas^(39, 43). A imobilização do N pelos micróbios do solo pode ter um papel essencial na redução dos resultados potenciais que podem ocorrer nas formas livres de N no solo.

Outra forma de extrair N do solo é através da colheita. Menezes *et al.*⁽⁴⁴⁾ avaliaram a extração de N pelo milho adubado com dejetos líquidos de suínos e observaram que a extração de nitrogênio na parte aérea aos 20 dias após o plantio foi de 42 g de N por kg^{-1} de MS quando utilizado esterco e 28 g de N por kg^{-1} de MS sem aplicação de resíduos. Durante o desenvolvimento vegetativo da planta, especialmente durante a fase de crescimento exponencial, o acúmulo de matéria seca pode atingir até 70-80% da massa seca final total, o que requer grandes quantidades de nutrientes, especialmente N. Melesse *et al.*⁽³⁸⁾ relataram

concentrações de nitrogênio em diferentes espécies forrageiras (gramíneas e leguminosas) variando de 11 a 55 g.kg⁻¹ MS. Algumas práticas de manejo de pastagens podem intensificar a exportação de nutrientes (por exemplo, conservação de forragem) porque é comum que uma forragem produzida em um local seja consumida e excretada longe deste local.

5. Caminhos de entrada de fósforo no sistema

O fósforo (P) é um macronutriente essencial para o crescimento das plantas com alta demanda nos sistemas de produção agrícola ⁽⁴⁵⁾. Nas plantas, o P desempenha muitas funções no metabolismo, incluindo a composição do DNA, divisão celular, crescimento inicial das raízes, perfilhamento, formação de sementes, fotossíntese e processo respiratório (ADP, ATP), entre outros ^(9, 10). No entanto, os níveis de P no solo dos sistemas agrícolas têm sido esgotados ou indisponíveis, tornando-se um problema mundial ^(46, 47). Adições contínuas de P são necessárias para manter níveis ótimos de produção das culturas e pastagens. Melhorar a disponibilidade de P e a eficiência da fertilização através da redução das suas perdas pode contribuir para a sustentabilidade dos ecossistemas de pastagens ⁽⁴⁸⁾.

A gestão do P em ecossistemas de pastagens é particularmente desafiadora, dada a diversidade na dinâmica das pastagens (tipo de solo, espécies de plantas e animais, métodos de pastoreio) e a complexidade da ciclagem do P. Por exemplo, o esterco produzido pelos animais em pastoreio é depositado em manchas, geralmente próximo aos locais de descanso (bebedouros, postos de alimentação, sombras) ⁽⁴⁹⁾, o que pode levar à saturação do P depositado em algumas partes específicas da pastagem. Além disso, o esterco que devolve P às pastagens (Figura 2) é espacialmente heterogêneo, dificultando a ciclagem de nutrientes ⁽⁵⁰⁾. Ao contrário do nitrogênio, a mobilidade do P no solo é considerada muito baixa, e a maior parte do P aplicado através de fertilizantes inorgânicos pode rapidamente se tornar indisponível para as plantas ^(47, 51).

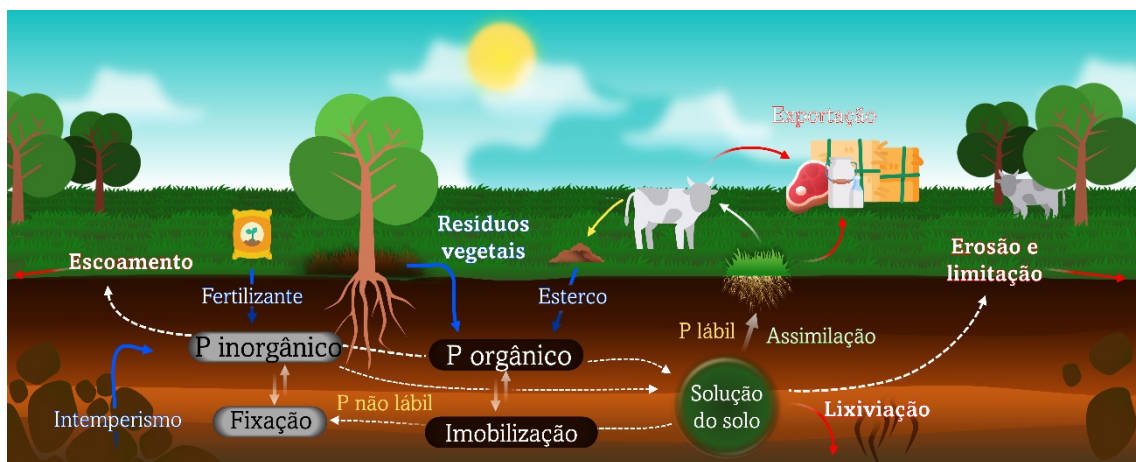


Figura 2 Entradas e saídas de P em um ecossistema de pastagem.

Segundo Sharpley et al.⁽⁵²⁾, um problema relacionado ao ciclo do P é a falha na recuperação e reutilização do P de esterco e resíduos. Os dejetos dos animais de pasto (urina e fezes) podem transportar até 81% do P ingerido⁽⁵³⁾. O teor de P nos dejetos animais pode melhorar a eficiência do uso desse mineral e reduzir a deficiência do solo em sistemas de pastagem; entretanto, depende de estratégias de manejo para melhorar sua distribuição⁽⁴⁸⁾. Kumaragamage e Akinremi⁽⁵⁴⁾ relataram que as estratégias para reduzir as perdas de P via dejetos animais incluem a geração de adubos com baixo teor de P, o processamento do esterco para reduzir o P total e solúvel e a adoção de melhores práticas de manejo em termos de deposição ou aplicação de resíduos.

Além disso, outro fator que limita a utilização do P pelas plantas é a sua disponibilidade. O P inorgânico, como os ortofosfatos (por exemplo, PO_4^{3-})^(55, 56), quando adicionado ao solo, é imobilizado em formas que não estão imediatamente disponíveis para as plantas. Quando disponíveis, são absorvidos pela solução do solo e incorporados à biomassa vegetal ou microbiana. Nos sistemas de pastagem, o P é posteriormente transferido para a biomassa vegetal-animal e pode ser exportado do ecossistema de pastagens como produto animal (ou vegetal). O P da biomassa da pastagem é devolvido ou mineralizado no solo por meio de dejetos animais, resíduos vegetais e biomassa microbiana durante sua decomposição⁽⁵⁷⁾.

O estrume e os resíduos vegetais são fontes orgânicas de P para o solo e reduzem a necessidade de insumos externos de P através de fertilizantes inorgânicos⁽⁴⁸⁾. Além disso, os biofertilizantes aplicados na pastagem podem adicionar quantidades significativas de P⁽⁵⁸⁾. Além disso, os micróbios do solo decompõem a MOS, que é uma fonte significativa de P orgânico de liberação lenta⁽⁵⁹⁾. O estrume depositado pelo gado em pastoreio pode ter benefícios cumulativos de diminuição da sorção de P, melhorando assim a eficiência da ciclagem de P a longo prazo⁽⁴⁸⁾. Além disso, o manejo dos animais a pasto pode melhorar a ciclagem de nutrientes. Segundo Assman et al.⁽⁶⁰⁾, intensidades suaves de pastejo resultam em maior taxa de liberação de P das pastagens e resíduos de esterco.

6. Caminhos de saída de fósforo do sistema

Dentre as vias de perda de P em pastagens tropicais, a fixação/adsorção surge como uma via extremamente importante para reduzir a disponibilidade de P nesses sistemas. O clima tropical favorece o desenvolvimento de solos mais intemperizados, resultando em solos predominantemente ácidos⁽⁶¹⁾. Em sua fração argilosa, diversos solos intemperizados contêm óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), além de argilas do grupo da caulinita. Tais componentes desempenham um papel crucial na fixação de P no solo, uma vez que suas cargas são principalmente positivas em ambientes ácidos, atraindo uma variedade de ânions, incluindo o fosfato (PO_4^{3-}).

A adsorção de P no solo pode ocorrer em três fases distintas: inicialmente, o fenômeno ocorre rapidamente devido à presença de sítios oxihidróxidos altamente reativos, que trocam seus ligantes OH^- e OH^{2+} . Na segunda fase, a adsorção ocorre em áreas com menor reatividade. A terceira fase ocorre lentamente, caracterizada pela precipitação de P, conforme relatado por Parfitt⁽⁶²⁾.

Dentre as características do solo, tem sido relatado que altos teores de óxido podem levar à intensa adsorção de P, reduzindo a fração lábil do P⁽⁶³⁾. A presença do grupo de filosilicatos que engloba argilominerais como a caulinita⁽⁶⁴⁾ e o grupo dos oxihidróxidos de Fe e Al (por exemplo, hematitas, goethitas e gibbsitas)⁽⁶⁵⁾ apresentam grande afinidade pelo P devido à presença de hidroxila no seus sites ativos. Segundo Pavinato *et al.*⁽⁶⁶⁾, a região Sul do Brasil apresenta a maior proporção de solos com alta capacidade de fixação, pois os solos desta região são principalmente derivados de basalto e contêm grandes quantidades de argila com óxidos de Fe e Al capazes de fixando P.

Em diversas áreas da região Nordeste do Brasil, onde os solos são caracterizados pela predominância de partículas arenosas, a taxa de fixação de P é menor⁽⁶⁷⁾. No entanto, embora o P tenha baixa mobilidade nos solos, a perda por lixiviação ou erosão (Figura 2) ocorre de forma mais significativa em solos arenosos do que por processos de fixação⁽⁶⁸⁾. Em um panorama geral, nas regiões Sudeste e Norte do Brasil, a fixação de P apresenta valores médios a altos, respectivamente, devido à quantidade e qualidade da fração argila, além do nível de saturação por bases, que varia de acordo com os fatores pedogenéticos de cada solo⁽⁶⁹⁾.

Embora a matéria orgânica (MO) tenha contribuído inicialmente para a retenção e estoque de P, é importante ressaltar que ela também contém ácidos húmicos e fúlvicos, além de outros ânions orgânicos. Além disso, a MO apresenta presença significativa de grupos carboxílicos (-COOH) que ocupam locais de adsorção nas argilas, e óxidos de Fe e Al no lugar de P⁽⁷⁰⁾. Assim, a presença de MO pode aumentar a eficácia do fertilizante fosfatado, pois serão liberados ácidos orgânicos. Esses ácidos orgânicos competem pelos locais de fixação, aumentando a disponibilidade de P para as plantas. Porém, é importante destacar que a eficácia desse processo depende da fonte orgânica utilizada e da sua taxa de mineralização, que será influenciada pelo tipo de solo e pelas condições climáticas⁽⁷¹⁾.

O pH do solo é crucial, pois influencia a disponibilidade de P na solução. Solos intemperizados e muito ácidos, como os encontrados em regiões tropicais e subtropicais úmidas, são caracterizados por fixação significativa de quantidades consideráveis de P⁽⁶⁸⁾. A eficácia dos fosfatos é mais pronunciada quando o pH do solo está próximo de 6,5⁽⁷²⁾ devido à alta concentração de óxidos de ferro e alumínio em solos ácidos, substâncias que favorecem a adsorção de P. Porém, em solos alcalinos, a predominância de carbonato de cálcio e magnésio também pode restringir a disponibilidade de P, com impacto significativo na absorção e utilização pelas plantas^(73, 74).

No Brasil, a maioria dos solos apresenta características ácidas com pH em torno de 5,6, associadas ao processo de intemperismo e lixiviação de bases⁽⁶⁹⁾. A calagem representa uma alternativa para mitigar o déficit de nutrientes proveniente da acidificação em solos intemperizados e com baixo pH, utilizada predominantemente em diversos sistemas de cultivo no Brasil. Essa técnica de manejo permite ajustar o pH do solo e reduzir a acidez. A calagem pode promover condições mais favoráveis ao desenvolvimento das plantas, ajustando o equilíbrio ácido-base à faixa de pH de 6 a 7, onde a maioria das culturas cresce melhor devido à disponibilidade da maior parte dos nutrientes essenciais para o crescimento das plantas^(75, 76).

O local onde o P é depositado pelo gado pode influenciar fortemente a sua retenção nas pastagens (Figura 2). É importante mencionar que muitas vezes o P retorna ao solo longe da área onde foi consumido, de modo que a transferência de estoque entre áreas da pastagem pode representar uma perda de aproximadamente 5% das necessidades de insumos de P via fertilizantes ⁽⁷⁷⁾.

Pastagens sob condições de pastoreio são uma fonte significativa de entrada de fósforo nas águas superficiais. Nellesen et al. ⁽⁷⁸⁾ observaram maior perda de P em pastagens com acesso irrestrito a riachos. Estratégias eficazes de gestão de P devem envolver técnicas para reduzir o pisoteio contínuo do solo e a entrada excessiva de estrume em locais vulneráveis. Manter a cobertura vegetal das pastagens pode reduzir as perdas tanto na forma particulada quanto na forma de P dissolvido. A utilização e distribuição de bebedouros longe de rios e represas pode reduzir o tempo de permanência dos animais em áreas próximas a cursos d'água e diminuir a deposição de excrementos em apenas uma área ⁽⁷⁹⁾. Outra alternativa para aumentar a homogeneidade na deposição de excretas no solo é o pastoreio rotacionado. Esse manejo, quando bem realizado, também pode ser eficaz na redução do escoamento superficial e da erosão da pastagem por diminuir o impacto do pisoteio ⁽⁸⁰⁾. Práticas de manejo, como ajuste das taxas de lotação e métodos de pastoreio, distribuição de estruturas sombreadas (por exemplo, árvores e abrigos) e locais de alimentação complementar, distribuição de bebedouros, fertilização eficiente e diversidade de forragem podem afetar a eficiência da ciclagem de nutrientes nas pastagens ⁽⁸¹⁾. Outra via de perda de P num ecossistema de pastagens é a exportação de culturas ⁽⁴⁴⁾ em pastagens; a exportação de nutrientes pode ocorrer através de produtos de origem animal ou quando a forragem é colhida e consumida longe dos sistemas de pastoreio onde foi plantada/colhida.

7. Caminhos para entrada de potássio no sistema

O potássio é um macronutriente requerido em grandes quantidades pelas culturas porque desempenha papéis importantes na regulação do fluxo de água, na ativação enzimática, na abertura e fechamento dos estômatos e no transporte de carboidratos ⁽⁸⁾. Encontra-se disponível no solo na forma de cátion (K^+), adsorvido ou na solução do solo (Figura 3). É absorvido pelas plantas da mesma forma. O potássio é um nutriente adicionado principalmente às pastagens através de adubação, inorgânica ou orgânica, e também adicionado pela alimentação animal ou suplementos minerais.

As principais fontes de fertilizantes inorgânicos de K são KCl, K_2O e K_2SO_4 ^(82, 83). Os fertilizantes orgânicos, principalmente os dejetos animais, são as principais fontes de reciclagem desse elemento nas pastagens (70-90%). Pode ser devolvido à pastagem imobilizado em matéria orgânica ou em formas iônicas solúveis em água e prontamente disponíveis para absorção pelas plantas. Portanto, a dinâmica desse nutriente no solo e sua ciclagem dependem do tipo de sistema de produção. Segundo Assmann et al. ⁽⁶⁰⁾, resíduos de pastagens e esterco podem liberar K em elevada proporção e, diferentemente do P, a disponibilidade de potássio não é muito influenciada pela intensidade de pastejo. A disponibilidade de K

depende essencialmente das reservas do solo e da aplicação de fertilizantes. Em solos com baixa capacidade de troca catiônica (CTC), como na maioria dos solos brasileiros, há lixiviação considerável desse nutriente ⁽⁸⁴⁾.

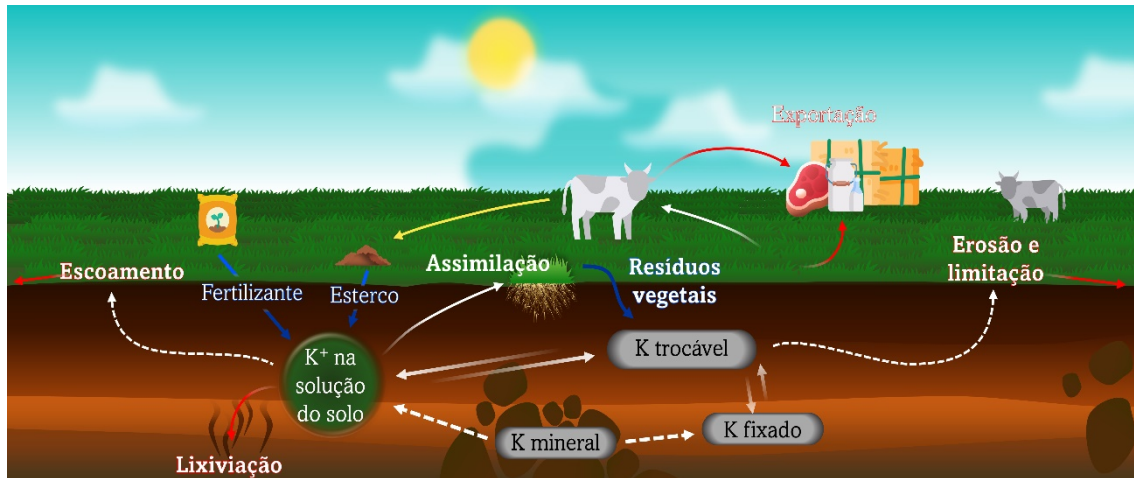


Figura 3 Entradas e saídas de K no ecossistema de pastagens.

Semelhante ao que foi descrito para N e P, outra rota de entrada de K em ecossistemas de pastagens é através da suplementação animal, utilizando tanto ração animal quanto suplementos minerais (Figura 3). O teor de K na maioria das gramíneas e leguminosas varia em torno de 30-40 g. kg⁻¹ MS ⁽³⁸⁾, o que pode representar um consumo significativo desse nutriente pelos animais em pastejo. Considerando uma unidade animal (453,5 kg) consumindo, por exemplo, 12 kg de MS por dia, sua ingestão de K pode variar em torno de 360-480 g por dia. Outra fonte de entrada de K na pastagem são os biofertilizantes; Coelho et al.⁽⁵⁸⁾ relataram valores de K variando de 7 a 119 g.kg⁻¹ de MS em diferentes biofertilizantes.

8. Caminhos de saída de potássio do sistema

Como o K é um dos principais minerais da forragem ⁽³⁹⁾, quantidades significativas desse nutriente podem ser exportadas durante a colheita e também pela exportação via produtos de origem animal (por exemplo, leite e carne) ^(85,86). Compreender a taxa de absorção e a quantidade total de K acumulado nas culturas durante a estação de crescimento e sua remoção durante a colheita é necessário para avaliar as saídas deste elemento do sistema de pastoreio.

O potássio também pode deixar o ecossistema das pastagens através de lixiviação ou escoamento devido à sua alta solubilidade (Figura 3). Além disso, como o K está ligado a argilas e materiais orgânicos e adsorvido em partículas finas do solo, ele pode ser erodido pela água de escoamento e levado por ventos fortes (por exemplo, cinzas após a queima da biomassa de pastagens) ^(87,88,89). Partículas de solo erodidas do campo carregam consigo K adsorvido. A erosão hídrica ocorre principalmente na superfície do solo ou em profundidades rasas por escoamento superficial, mas as partículas também podem ser transportadas para profundidades e perdidas através de drenos de campo ⁽⁸⁷⁾.

As perdas de K através do escoamento dependem da intensidade das chuvas, do momento dos eventos de precipitação, do manejo do fertilizante K e da capacidade de troca catiônica do solo^(90, 91). Perdas significativas deste nutriente podem ocorrer devido à sua presença nos resíduos culturais e na camada superficial do solo. O K pode ocorrer livre nos tecidos vegetais, o que facilita a remoção pela água após a senescência⁽⁹²⁾. K é um nutriente que pode deixar o ecossistema de pastagens através da erosão eólica. Quanto mais forte a velocidade do vento, mais o solo fica sujeito à erosão⁽³³⁾, principalmente às pequenas partículas secas^(93,94).

Em um sistema silvipastoril com capim-braquiária (*Urochloa decumbens*) e as leguminosas gliricídia (*Gliricidia sepium*) e sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*) em Itambé, estado de Pernambuco, Herrera et al.⁽⁹⁵⁾ relataram redução no K⁺ do solo de 2013 a 2017, associado ao desenvolvimento de pastagens e árvores ao longo do tempo. A maior extração de K⁺ pode ser decorrente do maior acúmulo desse nutriente nos componentes da biomassa, sendo que árvores mais jovens apresentam maior demanda por nutrientes em folhas e galhos^(96, 97). Além disso, estimativas indicam que o K⁺ pode ser armazenado em aproximadamente 0,8 (16 g kg⁻¹) e 0,7 Mg ha⁻¹ (14 g kg⁻¹) na biomassa de gliricídia e sabiá, respectivamente^(98, 99).

O desenvolvimento e a implementação de melhores práticas de gestão para a utilização de fertilizantes, com foco na fonte, taxa, momento e colocação, são necessários a curto prazo para aumentar a produtividade e o retorno econômico dos insumos de fertilizantes⁽¹⁰⁰⁾. A fonte de K deve ser um fator a ser ajustado nas recomendações de adubação para limitar suas perdas nas pastagens. Por exemplo, o uso de KCl de liberação lenta (revestido com polímero) pode reduzir a lixiviação de K em comparação com o KCl tradicional; no entanto, a taxa de liberação lenta pode não ser suficiente para satisfazer as necessidades das culturas em termos de K⁽¹⁰¹⁾. Sabe-se que quando os fertilizantes potássicos são aplicados por difusão superficial, a presença de uma cultura de cobertura pode reduzir as perdas de K pelo escoamento superficial⁽⁷⁴⁾.

9. Conclusão

A ciclagem de nutrientes entre diferentes compartimentos é característica dos ecossistemas de pastagens. A análise da dinâmica de nutrientes em pastagens deve levar em consideração as entradas e perdas de elementos e seus ciclos biogeoquímicos. O esterco e a cama são as principais fontes de retorno de nutrientes ao ecossistema pasto, o que ocorre por meio da decomposição por microrganismos. O conhecimento dos fatores que controlam a liberação de nutrientes da cama e dos estercos nas pastagens, aliado ao estudo dos mecanismos de perda de nutrientes, pode contribuir para tornar sistemas de manejo mais sustentáveis.

Existe mais de uma rota para os nutrientes entrarem no ecossistema das pastagens. O nitrogênio pode ser incorporado por meio de fixação biológica, deposição de lixo, excrementos de animais, chuvas e deposição atmosférica. Entre as principais rotas de perda de nutrientes estão a erosão, a lixiviação, o escoamento superficial e a volatilização. Além disso,

a extração de nutrientes pelas plantas e o seu consumo pelos animais que pastam também é uma variável considerável na produção de nutrientes das pastagens através da exportação do produto. A redistribuição de nutrientes pode ser influenciada pelo pastoreio, consumo, desfolha das pastagens e seu retorno ao solo via excretas. Práticas de manejo como o ajuste da taxa de lotação e dos métodos de pastoreio e a distribuição de estruturas sombreadas complementam as estruturas de alimentação, e os bebedouros podem afetar a eficiência da ciclagem de nutrientes nas pastagens.

Conflito de interesses

Nenhum potencial conflito de interesses foi relatado pelo(s) autor(es).

Contribuições do autor

Nascimento DB, Lopes MLS, Izidro JLPS, Bezerra RCA, Amaral TNE, Dias WS, Barros ML, Oliveira ARS, Farias Sobrinho JL e Coêlho JJ: conceituação, dados coletados, recursos, redação (rascunho original); Gois GC: redação (rascunho original), revisão e edição. Todos os autores revisaram e aprovaram o manuscrito final.

Referências

1. Powers JS, Marín-Spiotta E. Ecosystem processes and biogeochemical cycles in secondary tropical forest succession. *Annual Rev Ecol Evol Syst.* 2017;48:497-519. Doi: <http://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022944>
2. Lu M, Hedin LO. Global plant-symbiont organization and emergence of biogeochemical cycles resolved by evolution-based trait modelling. *Nat Ecol Evol.* 2019;3:239-250. Doi: <http://doi.org/10.1038/s41559-018-0759-0>
3. Souza MS, Jardim AMRF, Júnior GNA, Silva JRL, Leite MLMV, Teixeira VI, Silva TGF. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de pastagens tropicais. *Pubvet*, 2018;12:1-9. Doi: <http://doi.org/10.22256/pubvet.v12n5a91.1-9>
4. Dubeux Jr JCB, Sollenberger LE. Nutrient cycling in grazed pastures (Chapter 4). In: Rouquette Jr. M, Aiken GE (Eds.). *Management strategies for sustainable cattle production in southern pastures*. Cambridge, Massachusetts, EUA: Academic Press; 2020. p. 59-75. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814474-9.00004-9>
5. Zhang X, Davidson EA, Zou T, Lassaletta L, Quan Z, Li T, Zhang W. Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management. *Global Biogeochem. Cycles.* 2021;34:e2018GB006060. Doi: <http://doi.org/10.1029/2018GB006060>
6. Souza RD, Ambrosini A, Passaglia LM. Plant growth-promoting bacteria as inoculants in agricultural soils. *Gen Mol Biol.* 2015;38:401-419. Doi: <http://doi.org/10.1590/S1415-475738420150053>
7. Divito GA, Sadras VO. How do phosphorus, potassium and sulphur affect plant growth and biological nitrogen fixation in crop and pasture legumes? A meta-analysis. *Field Crops Res.* 2014;156:161-171. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.11.004>
8. Hasanuzzaman M, Bhuyan MB, Nahar K, Hossain MS, Mahmud JA, Hossen MS, Masud AAC, Moumita, Fujita M. Potassium: A vital regulator of plant responses and tolerance to abiotic stresses. *Agron.* 2018;8:1-29. Doi: <https://doi.org/10.3390/agronomy8030031>
9. Wang Y, Chen YF, Wu WH. Potassium and phosphorus transport and signaling in plants. *J Int Plant Biol.* 2021;63:34-52. Doi: <http://doi.org/10.1111/jipb.13053>.
10. Lambers H. Phosphorus acquisition and utilization in plants. *Annual Rev Plant Biol.* 2022; 73:17-42. Doi: <http://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102720-125738>
11. Vendramini JM, Dubeux Jr JC, Silveira ML. Nutrient cycling in tropical pasture ecosystems. *Rev Bras Ci Agr.* 2014;9:308-315. Doi: <http://doi.org/10.5039/agraria.v9i2a3730>.
12. Gimenes FMA, Barbosa HZ, Gerdes L, Giacomini AA, Batista K, Mattos WT, Premazzi LMN, Miguel, ANV. The utilization of tropical legumes to provide nitrogen to pastures: A review. *Afr J Agric Res.* 2017;12:85-92. Doi: <http://doi.org/10.5897/AJAR2016.11893>

13. Mathesius U. Are legumes different? Origins and consequences of evolving nitrogen fixing symbioses. *J Plant Physiol.* 2022;276:e153765. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.jplph.2022.153765>
14. Miranda KRD, Dubeux JCB, Mello ACLD, Silva MDC, Santos MVFD, Santos DCD. Forage production and mineral composition of cactus intercropped with legumes and fertilized with different sources of manure. *Ci Rural.* 2019;49:e20180324. Doi: <http://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180324>
15. Mahmud K, Makaju S, Ibrahim R, Missaoui A. 2020. Current progress in nitrogen fixing plants and microbiome research. *Plants.* 2020;9:1-17. Doi: <http://doi.org/10.3390/plants9010097>
16. Soumare A, Diedhiou AG, Thuita M, Hafidi M, Ouhdouch Y, Gopalakrishnan S, Kouisni L. Exploiting biological nitrogen fixation: a route towards a sustainable agriculture. *Plants.* 2020;9:e1011. Doi: <http://doi.org/10.3390/plants9081011>
17. Camelo D, Dubeux Jr JCB, Santos MVF, Lira Jr MA, Fracetto GGM, Fracetto FJC, Cunha MV, Freitas EV. Soil microbial activity and biomass in semiarid agroforestry systems integrating forage cactus and tree legumes. *Agron.* 2021;11:e1558. Doi: <http://doi.org/10.3390/agronomy11081558>
18. Xu R, Shi W, Kamran M, Chang S, Jia Q, Hou F Grass-legume mixture and nitrogen application improve yield, quality, and water and nitrogen utilization efficiency of grazed pastures in the loess plateau. *Front. Plant Sci.* 2023;14:1088849. Doi: <http://doi.org/10.3389/fpls.2023.1088849>
19. Silva AB, Lira Junior MA, Dubeux Junior JCB, Figueiredo MDVB, Vicentin RP. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. *Rev Bras Ci Solo.* 2013;37:502-511. Doi: <http://doi.org/10.1590/S0100-06832013000200021>
20. Teixeira RA, Soares TG, Fernandes AR, Braz AMDS. 2014. Grasses and legumes as cover crop in no-tillage system in northeastern Pará Brazil. *Acta Amazon.* 2014;44:411-418. Doi: <http://doi.org/10.1590/1809-4392201305364>
21. Oli PS, Mandal TN, Adhikari U. Effect of leaf litter treatment on soil microbial biomass. *Open J Soil Sci.* 2018;8:175-185. Doi: <http://doi.org/10.4236/ojss.2018.88014>
22. Dablin L, Lewis SL, Milliken W, Monro A, Lee MA. Browse from three tree legumes increases forage production for cattle in a silvopastoral system in the Southwest Amazon. *Anim.* 2021;11:e3585. Doi: <https://doi.org/10.3390/ani11123585>
23. Xavier DF, Lédo FJDS, Paciullo DSDC, Pires MDF, Boddey RM. Dinâmica da serapilheira em pastagens de braquiária em sistema silvipastoral e monocultura. *Pesq Agropec Bras.* 2011;46:1214-1219. Doi: <http://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000014>
24. Herrera AM, Mello ACL, Apolinario VXDO, Dubeux Jr JCB, Silva VJ, Santos MVF, Cunha MV. Decomposition of senescent leaves of signalgrass (*Urochloa decumbens* Stapf. R. Webster) and arboreal legumes in silvopastoral systems. *Agrof Syst.* 2020;94:2213-2224. Doi: <http://doi.org/10.1007/s10457-020-00542-1>
25. Lira Junior MA, Fracetto FJC, Ferreira JS, Silva MB, Fracetto GGM. Legume-based silvopastoral systems drive C and N soil stocks in a subhumid tropical environment. *Cat.* 2020;189:e104508. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104508>
26. Miranda Costa SB, Mello ACL, Dubeux Jr JCB, Santos MVF, Cunha MV, Coelho JJ. Proportion and digestibility of tree legumes in diets of grazing cattle in a tropical silvopastoral system. *Liv Sci.* 2021;252:e104689. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.livsci.2021.104689>
27. Carneiro WJDO, Silva CA, Muniz JA, Savian TV. Mineralização de nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos. *Rev Bras Ci Solo.* 2013;37:715-725. Doi: <http://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300018>
28. Maluf HJGM, Soares EMB, Silva IR, Neves JCL, Silva LOG. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. *Rev Bras Ci Solo.* 2015;39:1681-9. Doi: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140657>
29. Bento CB, Brandani CB, Filoso S, Martinelli LA, Carmo JB. Effects of extensive-to-intensive pasture conversion on soil nitrogen availability and CO₂ and N₂O fluxes in a Brazilian oxisol. *Agric Ecosys Env.* 2021;321:e107633. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107633>

30. Touhami D, McDowell RW, Condrón LM, Bouray M. Nitrogen fertilization effects on soil phosphorus dynamics under a grass-pasture system. *Nut Cycl Agroecos*. 2022;124:227–246. Doi: <http://doi.org/10.1007/s10705-021-10191-0>
31. Basosi R, Spinelli D, Fierro A, Jez S. Mineral nitrogen fertilizers: environmental impact of production and use (Chapter 1). In: Lòpez-Valdez F, Luqueno FF (Eds.). *Fertilizers: Components, uses in agriculture and environmental impacts*. 1st ed. Hauppauge, Nova York, EUA: NOVA Science Publishers; 2014. p. 3-43.
32. Qiao C, Liu L, Hu S, Compton JE, Greaver TL, Li Q. How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input. *Global Change Biol*. 2015;21:1249-1257. Doi: <http://doi.org/10.1111/gcb.12802>.
33. Wang J, Chadwick D., Cheng Y, Yan X. Global analysis of agricultural soil denitrification in response to fertilizer nitrogen. *Sci Total Env*. 2018;616:908-917. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.229>
34. Apolinário VX, Dubeux Jr JC, Mello AC, Vendramini JM, Lira MA, Santos MV, Muir JP. Litter decomposition of signal grass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. *Agron J*. 2014;106:622-627. Doi: <http://doi.org/10.2134/agronj2013.0496>
35. Gupta KK, Aneja KR, Rana D. Current status of cow dung as a bioresource for sustainable development. *Biores Bioproc*. 2016;3:1-11. Doi: <http://doi.org/10.1186/s40643-016-0105-9>
36. Chadwick DR, Cardenas LM, Dhanoa MS, Donovan N, Misselbrook T, Williams JR, Thorman RE, McGeough KL, Watson CJ, Bell M, Anthony SG, Rees RM. The contribution of cattle urine and dung to nitrous oxide emissions: Quantification of country specific emission factors and implications for national inventories. *Sci Total Env*. 2018;635:607-617. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.152>
37. Nguyen TT, Sasaki Y, Aizawa M, Kakuda KI, Fujii H, Cheng W. On-farm assessment of the phosphorus balance of paddy soil fertilized with cow dung compost in mixed crop–livestock systems and with rice straw in conventional practice in Yamagata, Japan. *Soil Sci Plant Nut*. 2021;67:566-575. Doi: <http://doi.org/10.1080/00380768.2021.1963638>
38. Dubeux Jr JCB, Sollenberger LE, Vendramini JMB, Interrante SM, Lira Jr, MA. Stocking method, animal behavior, and soil nutrient redistribution: how are they linked? *Crop Sci*. 2014;54:2341-2350. Doi: <http://doi.org/10.2135/cropsci2014.01.0076>
39. Melesse A, Steingass H, Schollenberger M, Rodehutsord M. 2017. Screening of common tropical grass and legume forages in Ethiopia for their nutrient composition and methane production profile *in vitro*. *Trop Grassl-Forr Trop*. 2017;5:163-175. Doi: [http://doi.org/10.17138/tgft\(5\)163-175](http://doi.org/10.17138/tgft(5)163-175)
40. Fagodiya RK, Kumar A, Kumari S, Medhi K, Shabnam AA. 2020. Role of nitrogen and its agricultural management in changing environment. In: Naeem M, Ansari AA, Gill SS. (Eds.). *Contaminants in Agriculture: Sources, Impacts and Management*. Springer Nature; 2020. p. 247-270. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-41552-5_12
41. Dubey RS, Srivastava RK, Pessarakli M. Physiological mechanisms of nitrogen absorption and assimilation in plants under stressful conditions. In: Mohammad Pessarakli M. (Ed.). *Handbook of plant and crop physiology*. 4th ed. New York: CRC Press; 2021. p. 579-616. <https://doi.org/10.1201/9781003093640>
42. Moreau D, Bardgett RD, Finlay RD, Jones DL, Philippot L. A plant perspective on nitrogen cycling in the rhizosphere. *Funct Ecol*. 2019;33:540-552. Doi: <http://doi.org/10.1111/1365-2435.13303>
43. Jilkova V, Strakova P, Frouz J. Foliage C: N ratio, stage of organic matter decomposition and interaction with soil affect microbial respiration and its response to C and N addition more than C:N changes during decomposition. *Appl Soil Ecol*. 2020;152:e103568. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103568>
44. Martínez-García LB, Korthals GW, Brussaard L, Mainardi G, De Deyn, GB. Litter quality drives nitrogen release, and agricultural management (organic vs. conventional) drives carbon loss during litter decomposition in agroecosystems. *Soil Biol Biochem*. 2021;153:e108115. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108115>.
45. Menezes JFS, Berti MPS, Júnior VDV, Ribeiro RL, Berti CLF. Extração e exportação de nitrogênio, fósforo e potássio pelo milho adubado com dejetos de suínos. *Rev Agric Neotrop*. 2018;5:55-59. Doi: <http://doi.org/10.32404/rean.v5i3.1645>

46. Nash DM, Haygarth PM, Turner BL, Condron LM, McDowell RW, Richardson AE, Watkins M, Heaven MW. Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: a perspective. *Geoderma*. 2014;221:11-19. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.004>
47. Alewell C, Ringeval B, Ballabio C, Robinson DA, Panagos P, Borrelli P. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nat Commun*. 2020;11:e4546. Doi: <http://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
48. Sulieman S, Mühlhng KH. Utilization of soil organic phosphorus as a strategic approach for sustainable agriculture. *J Plant Nut Soil Sci*. 2021;184:311-319. Doi: <http://doi.org/10.1002/jpln.202100057>
49. Subedi A, Franklin D, Cabrera M, McPherson A, Dahal S. Grazing systems to retain and redistribute soil phosphorus and to reduce phosphorus losses in Runoff. *Soil Syst*. 2020;4:1-14. Doi: <http://doi.org/10.3390/soilsystems4040066>
50. Franzluebbers AJ, Poore MH, Freeman SR, Rogers JR. Soil-surface nutrient distributions in grazed pastures of North Carolina. *J Soil Water Cons*. 2019;74:571-583. Doi: <http://doi.org/10.2489/jswc.74.6.571>
51. Yoshitake S, Soutome H, Koizumi H. Deposition and decomposition of cattle dung and its impact on soil properties and plant growth in a cool-temperate pasture. *Ecol Res*. 2014;29:673-684. Doi: <http://doi.org/10.1007/s11284-014-1153-2>.
52. Nascimento CA, Pagliari PH, Faria LDA, Vitti GC. Phosphorus mobility and behavior in soils treated with calcium, ammonium, and magnesium phosphates. *Soil Sci Soc Am J*. 2018;82:622-631. Doi: <http://doi.org/10.2136/sssaj2017.06.0211>
53. Sharpley A, Helmers MJ, Kleinman P, King K, Leytem A, Nelson N. Managing crop nutrients to achieve water quality goals. *J Soil Water Cons*. 2019;74:91-101. Doi: <http://doi.org/10.2489/jswc.74.5.91A>
54. Rothwell SA, Doody DG, Johnston C, Forber KJ, Cencic O, Rechberger H, Withers PJA. Phosphorus stocks and flows in an intensive livestock dominated food system. *Res Cons Recy*. 2020;163:e105065. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105065>
55. Kumaragamage D, Akinremi OO. Manure phosphorus: Mobility in soils and management strategies to minimize losses. *Curr Poll Rep* 2018;4:162-174. Doi: <http://doi.org/10.1007/s40726-018-0084-x>
56. Everaert M, Degryse F, McLaughlin MJ, Smolders S, Andelkovic I, Baird R, Smolders E. Enhancing the phosphorus content of layered double hydroxide fertilizers by intercalating polymeric phosphate instead of orthophosphate: A feasibility study. *J Col Int Sci*. 2022;628:519-529. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.jcis.2022.07.149>.
57. Shi J, Gong J, Li X, Zhang Z, Zhang W, Li Y, Song L, Zhang S, Dong J, Baoyin TT. Phosphorus application promoted the sequestration of orthophosphate within soil microorganisms and regulated the soil solution P supply in a temperate grassland in northern China: A 31P NMR study. *Soil Till Res*. 2023;227:e105612. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.still.2022.105612>
58. McLaughlin MJ, McBeath TM, Smernik R, Stacey SP, Ajiboye B, Guppy C. The chemical nature of P accumulation in agricultural soils—implications for fertiliser management and design: an Australian perspective. *Plant Soil*. 2011;349:69-87. Doi: <http://doi.org/10.1007/s11104-011-0907-7>
59. Coelho JJ, Prieto ML, Dowling S, Hennessy A, Casey I, Woodcock T, Kennedy N. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. *Waste Manag*. 2018;78:8-15. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.017>
60. Stutter MI, Shand CA, George TS, Blackwell MS, Bol R, MacKay RL, Richardson AE, Condron LM, Turner BL, Haygarth PM. Recovering phosphorus from soil: a root solution? *Environ. Sci. Technol*. 2012;46:1977–1978. Doi: <http://doi.org/10.1021/es2044745>
61. Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I, Denardin, LGO, Nichel GH, Costa, SEVA, Pereira e Silva RA, Balerini F, Carvalho PCF, Franzluebbers AJ. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. *Nutr Cycl Agroecosys*. 2017;108:21-33. Doi: <http://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6>
62. Beerling DJ, Leake JR, Long SP, Scholes JD, Ton J, Nelson PN, Pássaro M, Kantzas E, Taylor LL, Sarkar B, Kelland M, Lucia E, Kantola I, Muller C, Rau G, Hansen, J. Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. *Nat Plants*. 2018;4:138-147. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0108-y>

63. Parfitt RL. Anion adsorption by soils and soil materials. *Adv Agron.* 1979;30:1-50. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60702-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60702-6)
64. Peluco RG, Marques Júnior J, Siqueira DS, Pereira GT, Barbosa RS, Teixeira DDB. Mapeamento do fósforo adsorvido por meio da cor e da suscetibilidade magnética do solo. *Pesquisa Agrope Bras.* 2015;50:259-266. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000300010>
65. Li KW, Lu HL, Nkoh JN, Xu RK. The important role of surface hydroxyl groups in aluminum activation during phyllosilicate mineral acidification. *Chemosph.* 2023;313:137570. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137570>
66. Gasparini AS, Fontes MPF, Pacheco AA, Ker JC. Gibbsite crystallinity and morphology in ferralsols and bauxites. *Min.* 2022;12:1441. Doi: <https://doi.org/10.3390/min12111441>
67. Pavinato PS, Rocha GC, Cherubin MR, Harris I, Jones DL, Withers PJA. Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. *Sci Agric.* 2021;78:e20200077 Doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2020-0077>
68. Ratanavirakul P, Thanachit S, Anusontpornperm S, Kheoruenromme I. Using soil P tests and P-sorption index to predict p requirement for cassava grown in tropical upland sandy soils. *Comm Soil Sci Plant An.* 2023; 54:311-325. Doi: <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2112591>
69. Nortjé GP, Laker MC. Factors that determine the sorption of mineral elements in soils and their impact on soil and water pollution. *Min.* 2021;11:e821. Doi: <https://doi.org/10.3390/min11080821>
70. Barbosa JZ, Poggere G, Mancini M, Silva SHG, Motta ACV, Curi, N. National-scale spatial variations of soil phosphorus retention capacity in Brazil. *Phys Chem Earth, Parts A/B/C.* 2022;128:e103271. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2022.103271>
71. Shen J, Yuan L, Zhang J, Li H, Bai Z, Chen X, Zhang W, Zhang F. Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant Physiol.* 2011;156:997-1005. Doi: <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>
72. Melo FM, Mendonça LPC. Avaliação da disponibilidade de fósforo em solo argiloso com diferentes teores de matéria orgânica. *Human Tecn (FINOM).* 2019;18:52-67.
73. Zhao Y, Li R, Huang Y, Sun X, Qin W, Wei F, Ye Y. Effects of various phosphorus fertilizers on maize yield and phosphorus uptake in soils with different pH values. *Arch Agron Soil Sci.* 2022;68:1746-1754. Doi: <https://doi.org/10.1080/03650340.2021.1926997>
74. Johan PD, Ahmed OH, Omar L, Hasbullah NA. Phosphorus transformation in soils following co-application of charcoal and wood ash. *Agron.* 2021;11:e2010. Doi: <https://doi.org/10.3390/agronomy11102010>
75. Yang F, Sui L, Tang C, Li J, Cheng K, Xue Q. Sustainable advances on phosphorus utilization in soil via addition of biochar and humic substances. *Sci Total Environ.* 2021;768:e145106. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145106>
76. Olego MÁ, Cuesta-Lasso MD, Visconti Reluy F, López R, López-Losada A, Garzón-Jimeno E. Laboratory extractions of soil phosphorus do not reflect the fact that liming increases rye phosphorus content and yield in an acidic soil. *Plants.* 2022;11:e2871. Doi: <https://doi.org/10.3390/plants11212871>
77. Tiecher T, Fontoura SM, Ambrosini VG, Araújo EA, Alves LA, Bayer C, Gatiboni LC. Soil phosphorus forms and fertilizer use efficiency are affected by tillage and soil acidity management. *Geoderma.* 2023; 435:116495. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116495>
78. Simpson RJ, Oberson A, Culvenor RA, Ryan MH, Veneklaas EJ, Lambers H, Lynch JP, Ryan PR, Delhaize E, Smith FA, Smith SE, Harvey PR, Richardson AE. Strategies and agronomic interventions to improve the phosphorus-use efficiency of farming systems. *Plant Soil.* 2011;349:89-120. Doi: <http://doi.org/10.1007/s11104-011-0880-1>
79. Nellesen S, Kovar J, Haan M, Russell J. Grazing management effects on stream bank erosion and phosphorus delivery to a pasture stream. *Can J Soil Sci.* 2011;91:385-395. Doi: <http://doi.org/10.4141/cjss10006>
80. Malan JAC, Flint N, Jackson EL, Irving AD, Swain DL. Offstream watering points for cattle: protecting riparian ecosystems and improving water quality? *Agric Ecosyst Env.* 2018;256:144-152. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.013>

81. Pilon C, Moore Jr PA, Pote DH, Pennington JH, Martin JW, Brauer DK, Raper RL, Dabney SM, Lee J. Long-term effects of grazing management and buffer strips on soil erosion from pastures. *J Env Quality*. 2017;46:364-372. Doi: <http://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0378>
82. Dourado DL, Dubeux Junior JCB, Mello ACL, Santos MVF, Lira MA, Freitas EV, Apolinário VXO, Santos ERS. 2019. Canopy structure and forage nutritive value of elephantgrass subjected to different stocking rate and N fertilization in the “Mata Seca” ecoregion of Pernambuco. *Rev Bras Zootec*. 2019;48:e20180134. Doi: <https://doi.org/10.1590/rbz4820180134>
83. Prakash S, Verma JP. Global perspective of potash for fertilizer production. In: Meena VS, Maurya BR, Verma JP, Meena RS (Eds.). *Potassium solubilizing microorganisms for sustainable agriculture*, 1st ed. New Delhi: Springer; 2016. p. 327-331. Doi: https://doi.org/10.1007/978-81-322-2776-2_23
84. Shirale AO, Meena BP, Gurav PP, Srivastava S, Biswas AK, Thakur JK, Somasundaram J, Patra AK, Rao AS. Prospects and challenges in utilization of indigenous rocks and minerals as source of potassium in farming. *J Plant Nut*. 2019;42:2682-2701. Doi: <http://doi.org/10.1080/01904167.2019.1659353>
85. Prajapati K, Modi HA. The importance of potassium in plant growth—a review. *Indian J. Plant Sci*. 2012;1:177-186. Doi: <http://doi.org/10.9790/9622-0803054452>
86. Tamburrano A, Tavazzi B, Callà CAM, Amorini AM, Lazzarino G, Vincenti S, Zottola T, Campagna MC, Moscato U, Laurenti P. Biochemical and nutritional characteristics of buffalo meat and potential implications on human health for a personalized nutrition. *Italian J Food Safety*. 2019;8:e8317. Doi: <http://doi.org/10.4081/ijfs.2019.8317>
87. Qin N, Faludi G, Beauclercq S, Pitt J, Desnica N, Pétursdóttir A, Newton EE, Angelidis A, Givens I, Juniper D, Humphries D, Gunnlaugsdóttir H, Stergiadis, S. Macromineral and trace element concentrations and their seasonal variation in milk from organic and conventional dairy herds. *Food Chem*. 2021;359:e129865. Doi: <http://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.129865>
88. Goulding K, Murrell TS, Mikkelsen RL, Rosolem C, Johnston J, Wang H, Alfaro MA. Outputs: potassium losses from agricultural systems. In: Murrell TS, Mikkelsen RL, Sulewski G, Norton R, Thompson ML. *Improving potassium recommendations for agricultural crops*. 1st ed. Cham: Springer Nature; 2021. p 75–97. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-59197-7_3
89. Korucu T, Shipitalo MJ, Kaspar TC. Rye cover crop increases earthworm populations and reduces losses of broadcast, fall-applied, fertilizers in surface runoff. *Soil Till Res*. 2018;180:99-106. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.03.004>
90. Schlesinger WH. Some thoughts on the biogeochemical cycling of potassium in terrestrial ecosystems. *Biogeochem*. 2021;154:427-432. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00704-4>
91. Bender RR, Haegele JW, Ruffo ML, Below FE. Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern, transgenic insect-protected maize hybrids. *AgronJ*. 2013;105:161-170. Doi: <http://doi.org/10.2134/agronj2012.0352>
92. Rogers CW, Dari B, Hu G, Mikkelsen R. Dry matter production, nutrient accumulation, and nutrient partitioning of barley. *J Plant Nutr Soil Sci*. 2019;182:367-373. Doi: <https://doi.org/10.1002/jpln.201800336>
93. Schlesinger WH. Some thoughts on the biogeochemical cycling of potassium in terrestrial ecosystems. *Biogeochem*. 2021;154:427-432. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00704-4>
94. Oliveira PD, Freitas RJ, Kluthcouski J, Ribeiro AA, Cordeiro LAM, Teixeira LP, Melo RAC, Vilela L, Balbino LC. Evolução de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF): estudo de caso da Fazenda Santa Brígida, Ipameri, GO. *Embrapa Cerrados-Documentos (INFOTECA-E)*. 2014.
95. Yan Y, Wang X, Guo Z, Chen J, Xin X, Xu D, Yan R, Chen B, Xu L. Influence of wind erosion on dry aggregate size distribution and nutrients in three steppe soils in northern China. *Catena*. 2018;170:159-168. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.013>
96. Herrera AM, Mello ACL, Apolinário, VXO, Dubeux Jr JCB, Mora RE, Freitas EV. Soil fertility in silvopastoral systems integrating tree legumes with signalgrass (*Urochloa decumbens* Stapf. R. Webster). *Arch Lat Prod Anim*. 2023;31;287-298. Doi: <https://doi.org/10.53588/alpa.310401>
97. Ali A, Naeem M, Dar TA, Idrees M, Khan MMA, Uddin M, Dantu PK, Singh, TB. Nutrient uptake, removal, and cycling in eucalyptus species. *E Plant Nutr*. 2017;37-45. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-58841-4_2

98. Dick G, Schumacher MV. Silvicultura de *Acacia mearnsii* no sul do Brasil: biomassa e nutrientes. Biofix Scient J. 2019;4;97-103. Doi: <https://doi.org/10.5380/biofix.v4i2.64879>
99. Apolinário VXO, Dubeux Jr JCB, Lira MA, Ferreira RLC, Mello ACL, Santos MVF, Sampaio EVSB, Muir JP. Tree legumes provide marketable wood and add nitrogen in warm-climate silvopasture systems. Agron J. 2015;107;1915-1921. Doi: <https://doi.org/10.2134/agronj14.0624>
100. Moura ON, Passos MAA, Ferreira RLC, Molica SG, Lira Junior MA, Lira MA, Santos MVF. Biomass and nutrientes distribution of *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. Rev Árvore. 2006;30;877-884. Doi: <https://doi.org/10.1590/s010067622006000600002>
101. Fixen PE, Johnston AM. World fertilizer nutrient reserves: a view to the future. J Sci Food Agric. 2012;92:1001-1005. Doi: <https://doi.org/10.1002/jsfa.4532>
102. Bley H, Gianello C, Santos LDS, Selau LPR. Nutrient release, plant nutrition, and potassium leaching from polymer-coated fertilizer. Rev Bras Ci Solo. 2017;41:e0160142. Doi: <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160142>