



*UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA*

RECICLAGEM DE NUTRIENTES SOB CONDIÇÕES DE PASTEJO

*Disciplina: Tópicos Especiais em Forragicultura
ZOO - 750*

Professor: Dilermando Miranda da Fonseca

Aluna: Kênia Régia Anasenko Marcelino

Viçosa - MG
Maio/2002

ÍNDICE

1. Introdução	02
2. Ciclo dos nutrientes no ecossistema pastagem	04
3. Entrada de nutrientes no sistema	13
4. Perdas de nutrientes no sistema	18
5. Fatores que podem influenciar a reciclagem dos nutrientes	21
6. Conclusão	24
7. Referências bibliográficas	25

1. INTRODUÇÃO

As pastagens são ecossistemas complexos e constantemente modificados pela presença dos animais e também pela ação antrópica. A maioria das pastagens de alta produção é resultado da retirada da vegetação natural e introdução de novas espécies, entre elas gramíneas e leguminosas.

A maioria das áreas ocupadas por pastagens na região da Mata Atlântica é oriunda da remoção da vegetação nativa, onde a retirada da vegetação favorece a fase de estabelecimento do pasto com a mineralização da matéria orgânica remanescente da floresta tropical, disponibilizando o nitrogênio necessário à produtividade das gramíneas (Cantarutti, 1996). Entretanto, a destruição ou perturbação de um ecossistema interrompe os ciclos biológicos que mantêm o equilíbrio entre as espécies e o meio. Assim, a sustentabilidade do sistema é de responsabilidade da matéria orgânica, que desempenha importante papel na reciclagem de nutrientes, no tamponamento do solo contra alterações bruscas de pH, na manutenção da estrutura e na adsorção e armazenamento de água (Resck et al., 1991).

Alguns resultados de pesquisa sugerem que os sistemas de produção baseados em pastejo são, praticamente, auto-sustentáveis, exigindo baixas quantidades de insumos (fertilizantes e corretivos) para reporem as perdas exportadas no produto animal. A continuidade da produtividade em tais sistemas parece ter condições de manter-se em equilíbrio por um longo período de tempo, antes que se indique a necessidade de reposição de nutrientes (Corsi e Martha Junior, 1997). Porém isto não é verdade, quando os nutrientes retirados do sistema estão em maior proporção que os nutrientes que estão entrando.

A reserva de matéria orgânica no solo tem sido utilizada como um critério para avaliar a qualidade do solo. Entretanto, esse critério de avaliação é pouco adequado ou insuficiente, pois, as variações de curta duração que ocorrem no ambiente solo, não são prontamente acompanhadas por modificações na matéria orgânica total (Liang et al., 1998). E ainda que, a dinâmica do compartimento orgânico total do solo é lenta, o que não acontece com os compartimentos mais lábeis (Sparling et al., 1998).

Cerri (1989) estudando a origem do carbono presente em solo argiloso da região Amazônica, em floresta natural, e em área com a implantação de pastagem de *Brachiaria humidicola*, reporta que na mata natural 100% do carbono total foi oriundo do carbono da própria floresta; na pastagem com dois anos de implantação este percentual foi de 80% e na pastagem com oito anos de 54%, e ainda que na área

implantada há dois anos, o teor de matéria orgânica na camada de 0-20 cm foi reduzido em 25% em relação à floresta natural e que na área implantada a oito anos foi superior a 25%, indicando outras vias para o aporte de C ao sistema. Assim, os processos biológicos que ocorrem na área após os oito anos de implantação da pastagem, estão mais relacionados com o carbono mais jovem, que foi introduzido ao sistema pela pastagem, que com o carbono remanescente da mata natural, mais antiga e estável, evidenciando a sustentabilidade do ecossistema de pastagens. Monteiro e Werner (1989) também reportam que em condições de adequado equilíbrio entre oferta e consumo de forragem, a reciclagem de nutrientes por meio dos resíduos vegetais assegura a manutenção de parte substancial dos nutrientes do sistema, favorecendo a sustentabilidade da produção de pastagens.

Entretanto, para que esta sustentabilidade seja alcançada, é necessário o entendimento do funcionamento dos compartimentos integrantes do ecossistema pastagem, já que este sistema encontra-se constantemente perturbado pela ação antrópica, devido a necessidade de aumento da produtividade. Vale ressaltar ainda, os quatro componentes que influenciarão no funcionamento desse sistema. A comunidade de plantas influenciará pela competição por nutrientes, distribuição e morfologia das raízes bem como sua longevidade e no requerimento de nutrientes para o crescimento ótimo das plantas. A comunidade animal influencia pelo tipo de pastejo e tipo de deposição das excretas, podendo afetar a eficiência da ciclagem dos nutrientes minerais. Alguns submodelos de ciclagem consideram as interações microbianas que incluem antagonismos e sinergismos que podem resultar em combinações de espécies particulares no solo. O quarto componente é o homem, que administra através de práticas de manejo, incluindo fertilização, irrigação, movimento de animais, colheita, etc. (Wilkinson e Lowrey, 1973).

Para que o manejo a longo e curto prazo favoreça o aumento na disponibilidade de nutrientes, é necessário entender como os compartimentos do sistema estão influenciando nas taxas de mineralização e na imobilização, principalmente, no que diz respeito à influência da composição química na reciclagem dos materiais.

Visando aumentar a produtividade das pastagens, tem se adotado a utilização de fertilizantes e corretivos como alternativa para o manejo intensivo, onde existe a tendência de se encurtar o ciclo e aumentar a utilização de biomassa, e conseqüentemente aumentar a extração de nutrientes. Assim, torna-se de fundamental

importância o conhecimento das taxas de entrada, saída e translocação dos nutrientes, para que sejam traçadas estratégias de adubação visando fornecer o suprimento adequado de nutrientes e aumentar sua sustentabilidade do sistema.

Este trabalho objetiva descrever os fatores que afetam a reciclagem dos nutrientes no ecossistema pastagem. As possíveis interações entre solo-planta-animal, e como estas estarão influenciando no funcionamento do sistema como um todo.

2. CICLO DOS NUTRIENTES NO ECOSISTEMA PASTAGEM

Os nutrientes minerais apresentam várias funções que são essenciais ao crescimento normal de plantas e animais. Esses nutrientes permanecem no sistema solo-planta-animal e são ciclados ou são perdidos pelos vários caminhos que compõem este sistema. Os nutrientes que são perdidos ou exportados de um compartimento, continuam a circular dentro do sistema global e podem até mesmo retornar para o sistema de onde ele foi perdido.

Quando um elemento é denominado essencial, isto significa que: as plantas não podem completar seu ciclo de vida sem o elemento; a função do elemento não pode ser substituída por outra substância e; o elemento está diretamente envolvido na função metabólica. Usando esse critério, têm-se considerados 16 elementos como essenciais para o crescimento das plantas superiores. O carbono (C), o hidrogênio (H), e o oxigênio (O) são denominados elementos orgânicos e são derivados do gás carbônico atmosférico (CO₂) e da água (H₂O). O nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K) representam comumente os nutrientes aplicados via fertilização e são chamados de macronutrientes. Os nutrientes secundários, cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) são requeridos por todas as plantas, e não são fornecidos especificamente como fertilizantes tanto quanto o N, P e K. Os sete elementos essenciais restantes, são denominados micronutrientes e são requeridos em quantidades menores. São eles o cloro (Cl), boro (B), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e molibdênio (Mo) (Joost, 1996).

Os macro e micronutrientes sofrem uma ciclagem dentro do ecossistema da pastagem e sua disponibilidade no ciclo influencia a produtividade vegetal e conseqüentemente o desempenho dos animais (Monteiro e Werner, 1989).

As pastagens são complexos ecossistemas constantemente modificados pelas atividades do homem e utilização pelos animais (Haynes e Willians, 1993), onde simultâneas interações ocorrem entre os compartimentos que integram o sistema. A taxa de transferência entre uma etapa e outra varia com a espécie de planta utilizada, suas necessidades nutricionais, características do solo e com outros inúmeros elementos que compõem o ecossistema como um todo (Haag, 1985).

A utilização de modelos vem sendo utilizada desde os anos 70, até os dias de hoje, tentando descrever como ocorre a reciclagem dos nutrientes nas pastagens, identificando onde estão os pontos críticos do sistema. Wilkinson e Lowrey (1973) descreveram um modelo (Figura 1) tentando explicar como os nutrientes dentro desse sistema podem ciclar entre os vários compartimentos, ou seja, do solo para a planta, para o animal, e para a atmosfera e novamente voltar para o solo. A reciclagem dos nutrientes dentro desse sistema é considerada policíclica ou seja um determinado nutriente pode ciclar dentro de cada um dos compartimentos, antes de ser transferido para outro compartimento.

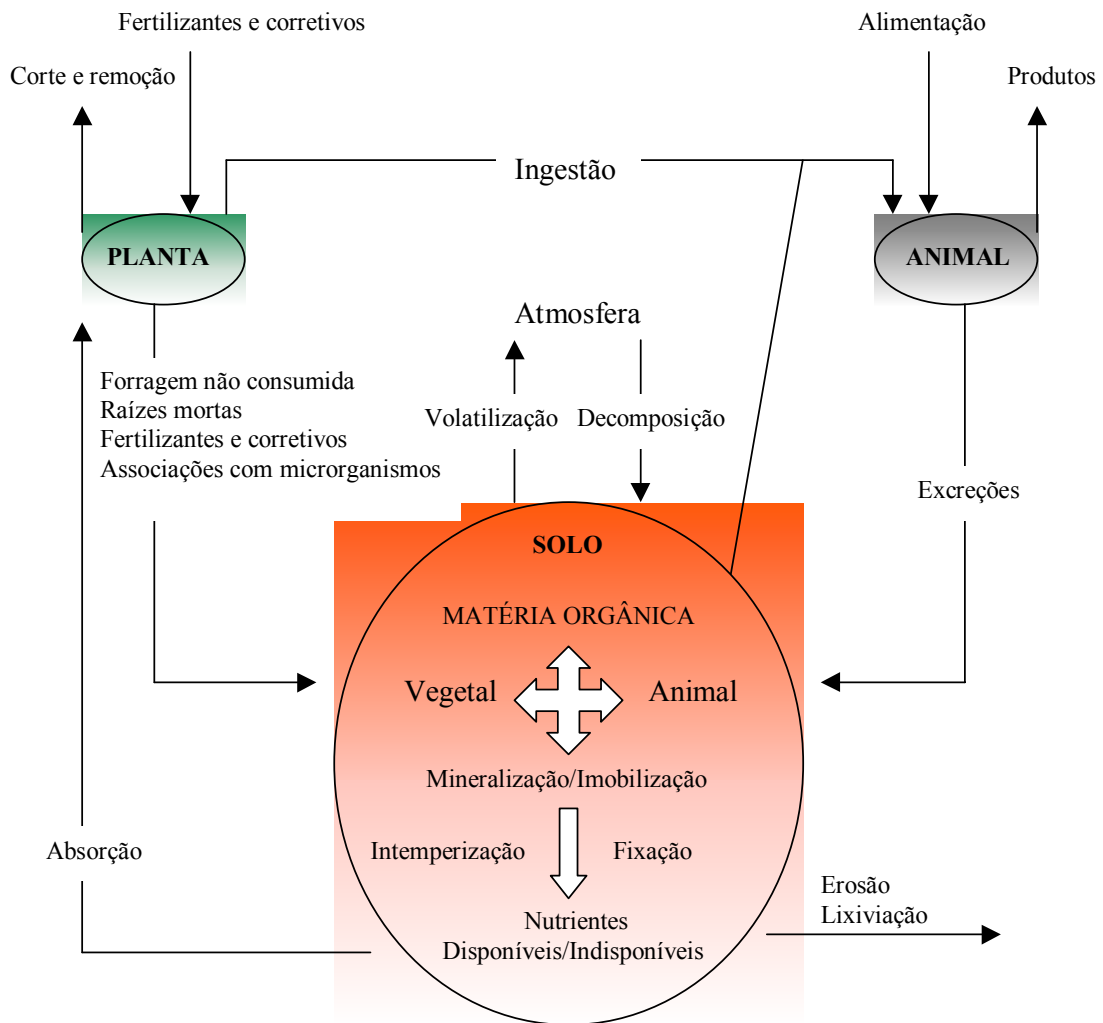


Figura 1 - Ciclo de nutrientes minerais simplificado para ecossistema de pastagem.

Fonte: Adaptado de Wilkinson e Lowrey (1973).

Segundo Resende et al. (1997), a composição química e outras propriedades do solo são resultado dos fatores de formação do solo: clima, organismos, material de origem e idade. As frações inorgânicas formam a base de um sistema onde estão ainda incluídas a solução do solo (fase líquida) e a do ar do solo (fase gasosa), onde os organismos que vivem no solo e os produtos de sua atividade interagem sobre todas essas fases completando o sistema (Figura 2).

Os minerais existentes na rocha de origem, quando expostos a condições diferentes daquelas em que foram formados, começam a se decompor, liberando elementos à solução e formando minerais mais estáveis às novas condições.

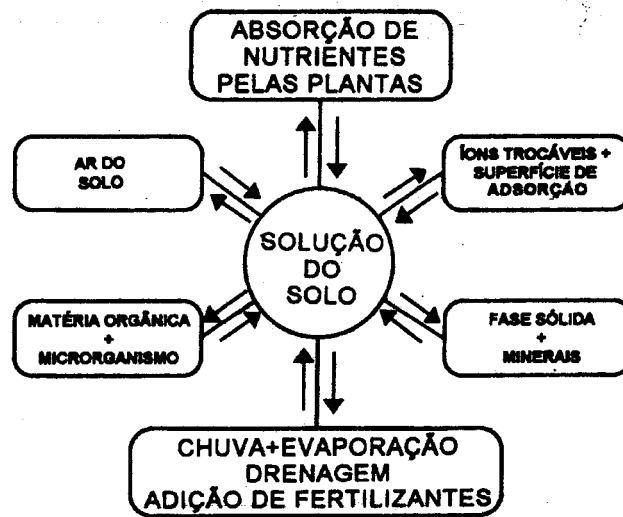


Figura 2. O equilíbrio que ocorre nos solos. (Fonte: Lindsay, 1979, citado por Resende et al., 1997)

No compartimento solo as transformações dos nutrientes envolvem uma série de mecanismos, dentre eles a absorção do solo, onde os nutrientes que serão aproveitados pela planta, e posteriormente pelo animal, e/ou devolvidos ao solo através da serrapilheira e de excretas.

Os nutrientes, principalmente N, S, e P, podem ser liberados das formas orgânicas através dos processos microbianos de mineralização, mas ao mesmo tempo nutrientes disponíveis são imobilizados em formas orgânicas pela ação da biomassa microbiana do solo. Nutrientes disponíveis (K, P e a maioria dos micronutrientes) podem também ser convertidos para formas fixadas quimicamente pelas reações de precipitação e adsorção, mas também podem ser liberados dessas formas via os processos de intemperismo, solubilização e dessorção (Haynes e Williams, 1993; Follet e Wilkinson, 1995).

Outro compartimento integrante do sistema é a planta, que irá absorver os nutrientes da solução do solo, por meio dos processos de fluxo de massa, interceptação de raízes e difusão, via sistema radicular sendo posteriormente translocados para a parte aérea das plantas.

Como já mencionado anteriormente, os nutrientes minerais essenciais são fundamentais para o crescimento e funcionamento vegetal. Joost (1996) reporta algumas

funções dos nutrientes essenciais nas plantas, das quais algumas serão discutidas a seguir.

O nitrogênio é o nutriente que apresenta maior limitação para a produtividade das gramíneas. A atmosfera contém aproximadamente 80% de N na forma de N₂ e vários óxidos de N. Este N poderá ser disponibilizado para a planta através da fixação biológica ou industrial. O N é o principal constituinte das proteínas. As cadeias de aminoácidos das proteínas são formados pela conversão do N inorgânico em formas disponíveis para as plantas, que estarão envolvidas na estrutura da clorofila, ATP, DNA e RNA. Na Tabela 1 são apresentadas a quantidade relativa de cada elemento, necessária para o crescimento normal das plantas, e também as formas de íons absorvidas.

Tabela 1. Concentração média relativa dos elementos essenciais em plantas e as formas absorvidas.

Elemento	umol/g matéria seca	Forma absorvida do íon
Nitrogênio	1,000	NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻
Potássio	250	K ⁺
Cálcio	125	Ca ²⁺
Magnésio	80	Mg ²⁺
Fósforo	60	H ₂ PO ₄ ⁺ , HPO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻
Enxofre	30	SO ₄ ²⁻
Cloro	3.0	Cl ⁻
Boro	2.0	H ₃ BO ₃
Ferro	2.0	Fe ²⁺
Manganês	1.0	Mn ²⁺
Zinco	0.3	Zn ²⁺ , ZnOH ⁺ , ZncL ⁺
Cobre	0.10	Cu ²⁺
Molibdênio	0.001	MoO ₄ ²⁻

Fonte: Joost, 1996.

A forma do N recebida pelas gramíneas é determinada em grande parte pelo pH do solo e temperatura. O nitrato é a forma predominante de N recebida pela maioria das culturas desde que o NH₄⁺ de resíduos de fertilizantes orgânicos e inorgânicos do solo seja rapidamente oxidado pelos microrganismos do solo.

O fósforo é freqüentemente o segundo nutriente mineral mais limitante para a produção das plantas. Os fertilizantes fosfatados são formados por reações em minas de

fosfato de rocha com ácidos. A forma iônica do fosfato encontrado é determinado pelo pH do solo. Nos solos agrícolas, devido aos níveis de pH comumente encontrados, as formas predominantes são HPO_4^{2-} e $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ (Tabela 1). Em solos ácidos o P é encontrado dentro de complexos insolúveis com Al^{3+} , entretanto em solo calcáreos, o P solúvel pode ser reduzido por reações com o Ca^{2+} (Bohn et al., 1979, citado por Joost, 1996).

A principal função do P nas plantas e animais é o seu envolvimento na estocagem de energia através da alta energia das ligações do P, encontradas no ATP. Por esta razão, o P é essencial para todas as transformações de energia. Segundo Haag (1985), em regiões tropicais o fósforo é tido como um nutriente limitante, e esta limitação pode ser explicada, parcialmente, pela dinâmica do fósforo no solo através da serrapilheira. Boa parte dos solos tropicais de baixa altitude são constituídos por sesquióxidos de ferro e alumínio, que podem imobilizar o fósforo em condições ácidas; algumas argilas apresentam também alta afinidade por fósforo, podendo adsorvê-lo de maneira quase irreversível. O conteúdo de fósforo no solo não pode ser repostado por fixação de gases da atmosfera. Como o fósforo é lixiviado ou adsorvido pelos sesquióxidos, ocorre redução em sua disponibilidade com o aumento da idade do solo.

A disponibilidade de P nos solos é afetada por uma série de reações físicas, químicas e bioquímicas, destacando-se a adsorção, imobilização do P orgânico e mineralização do P orgânico (Paul & Clark, 1996). A mineralização de P orgânico pode ser considerada como o principal fator no controle da disponibilidade de P para as culturas, devido a mineralização do P orgânico ser realizada por enzimas (fosfatases) que são produzidas por plantas e principalmente por microorganismos, contribuindo para o aumento da concentração de P inorgânico disponível às plantas (Harrison, 1982), desde que não haja teores elevados de P inorgânico fornecido via fertilizante, pois, o mesmo inibe a produção de fosfatases (Fox e Comerford, 1992).

Segundo Duda (2000), quando se deseja fazer a avaliação da fertilidade do solo, tradicionalmente utilizam-se métodos que enfocam a fração do fósforo inorgânico como indicadora da disponibilidade do nutriente. Entretanto, em alguns solos tropicais, verifica-se a ausência de resposta da cultura à fertilização fosfatada e alto conteúdo de fósforo orgânico total, que pode ser disponibilizado pelo ataque microbiano. Assim alguns autores (Thien e Myers, 1992; Duda, 2000) propõem estimativas da

biodisponibilidade de fósforo para as plantas, contemplando tanto o compartimento inorgânico quanto o orgânico.

Duda (2000), utilizando estimativas de biodisponibilidade observou que a acumulação de P na parte aérea da *Brachiaria decumbens*, mostrou-se positivamente relacionada com o reservatório biodisponível desse elemento. E ainda que, dentre as características do solo o C orgânico foi que mais influenciou positivamente os compartimentos P microbiano, mineralizável, biodisponível, orgânico biodisponível e lábil, enfatizando a importância do reservatório orgânico como fonte fornecedora de P para as plantas.

O potássio tem como principal função nas plantas, a ativação de enzimas. Na maioria das situações as enzimas requerem um cátion monovalente para sua ativação, sendo que a função dessas enzimas é a translocação de fotossintatos. A forma de K presente nos fertilizantes é a de cátions monovalentes (K^+) (Tabela 1) que atuam nos sítios de troca da argila e da matéria orgânica.

O cálcio e o magnésio são cátions divalentes, oriundos de depósitos naturais (minas) desses elementos na forma de carbonatos. O magnésio é comumente aplicado na forma de calcário dolomítico ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$) e o Cálcio na forma de calcário calcítico ($CaCO_3$) ou gesso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$).

O cálcio está envolvido na divisão e alongação celular, mas sua principal função é na manutenção de integridade da membrana. O magnésio trabalha primariamente como um cofator com a enzima que ativa o processo de fosforilação que forma ATP. Tanto o Ca quanto o Mg são críticos para a nutrição animal, sendo assim, a forragem deve fornecer quantidades suficientes para os animais atenderem suas necessidades.

O enxofre é encontrado naturalmente nos solos, como componente da matéria orgânica e em formas reduzidas como sulfatos e sulfidos (FeS , FeS_2 e H_2S). A principal função do enxofre é ser componente do conteúdo-S dos aminoácidos.

Os micronutrientes são nutrientes essenciais requeridos pelas plantas em quantidades menores, o que não diminui sua importância no metabolismo das plantas. As formas que podem ser absorvidas estão na Tabela 1. O cloro, juntamente com o manganês, estão envolvidos na fotólise de água, que fornece elétrons para os processos fotossintéticos e desprendimento de O_2 .

O ferro é usado nos processos metabólicos oxidativos e também é um cofator com os sistemas de enzimas catalase, peroxidase e citocromo. O boro tem como principal

função atuar no metabolismo da planta na translocação de açúcar. Ele atua também na alongação celular das raízes e síntese de ácidos nucleicos.

O zinco atua na síntese do triptofano. O cobre é um dos constituintes da proteína plastocianina e está envolvido no transporte de elétrons. O molibdênio é componente de duas enzimas que regulam o metabolismo do N.

O animal é o compartimento que irá exercer grande influência na distribuição e reciclagem de nutrientes. O animal é uma carga circulante sobre o solo, e consome a produção primária de biomassa, com determinada eficiência de utilização e retorna uma massa de resíduos desuniformemente distribuída. Em sistema de pastejo grande parte desses nutrientes são provenientes da forragem que constitui o pasto e também via ingestão de terra pelos animais. O animal, além de converter continuamente a energia solar capturada pelas plantas forrageiras (via fotossíntese) em produtos animais, participa ativamente da reciclagem de nutrientes retornando grande parte dos nutrientes consumidos na forma de fezes e urina (Monteiro e Werner, 1989).

A presença do animal na pastagem terá efeito sobre as propriedades físicas e químicas do solo, ressaltando sua influência sobre a compactação do solo. Com o passar do tempo, tende a ocorrer a deteriorização das propriedades físicas dos solos de pastagens, expressa pela compactação, que se caracteriza pelo aumento de densidade do solo, decorrente de sua compressão, resultando na redução de volume, com consequente expulsão de ar (Dias Junior, 2000).

Os efeitos da compactação no solo são o encrostamento, o aparecimento de zonas endurecidas, o empoçamento de água, a excessiva erosão hídrica e a persistência de resíduos vegetais não-decompostos, enquanto que, as plantas reagem à compactação apresentando dificuldade para emergência, variação no tamanho, folhas amareladas, sistema radicular superficial e horizontal e raízes mal formadas ou tortas (Dias Junior, 2000). A compactação do solo seco é mais expressiva, considerando que parte da pressão é amortizada pelo atrito entre partículas. Já a compactação do solo úmido é mais intensa, porque embora não seja lubrificante, a água facilita o arranjo das partículas (Costa et al., 1996, citados por Cantarutti et al., 2001).

Pastagens sobrepastejadas, assim como aquelas forrageiras de menor cobertura, expõem mais o solo, favorecendo também os ciclos de umedecimento e secagem. Vale ressaltar que a sobrecarga animal poderá aumentar o efeito do pisoteio (Cantarutti et al, 2001). Dias Filho (1998) reporta que pastagens formadas por espécies com hábito de

crescimento cespitoso, que não proporciona eficiente cobertura do solo e que são relativamente exigentes em fertilidade, como o *Panicum maximum*, são normalmente mais suscetíveis à degradação precoce decorrente da compactação, do que aquelas formadas por gramíneas com hábito de crescimento decumbente e menos exigentes em fertilidade do solo, como a *Brachiaria humidicola*.

A degradação de pastagens está associada à compactação do solo, que causa alterações na disponibilidade de nutrientes, devido a mudanças na mineralização da matéria orgânica do solo ou dos resíduos vegetais e animais, bem como a alterações na movimentação dos nutrientes no solo.

Em pastagens a serrapilheira é fundamental para incorporar nutrientes ao sistema solo-planta-animal, principalmente o nitrogênio proveniente da fixação biológica por leguminosas. O animal participa diretamente na reciclagem dos nutrientes por meio da excreção de fezes e urina. À medida que se intensifica o sistema de produção, a participação das excreções na reciclagem dos nutrientes torna-se mais expressiva, conforme demonstra a tendência verificada para reciclagem de N, ilustrada na Figura 3. A magnitude da interferência dos animais na reciclagem dependerá da distribuição das excreções na pastagem, da área afetada pelas excreções e pelo seu teor de nutrientes (Cantarutti et al., 2001).

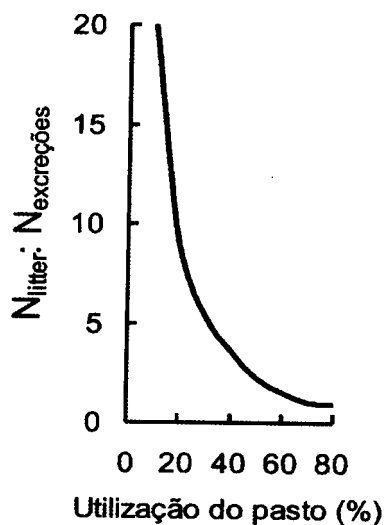


Figura 3. Tendência da variação na proporção de N reciclado por meio da serrapilheira em relação ao N reciclado por excreções, em função do aumento na

intensidade de utilização do pasto (Fonte: Thomas et al., 1990, citado por Cantarutti et al., 2001)

3. ENTRADA DE NUTRIENTES NO SISTEMA

A quantidade e taxa de retorno dos nutrientes para o reservatório de nutrientes disponíveis do solo afeta grandemente o requerimento de minerais da planta forrageira. De modo geral a entrada de nutrientes para o ciclo ocorre via material de origem, fertilizantes, atmosfera, minerais do solo e matéria orgânica.

A entrada de nutrientes através das chuvas e poeiras, varia grandemente, conforme a região. Em regiões costeiras ocorre o fornecimento de grandes quantidades de Na, Cl e outros micronutrientes, enquanto que nas regiões industrializadas, a atmosfera fornece grandes quantidades de N e S. Em pastagens, as folhas atuam como superfícies depositárias de partículas secas, durante o período seco, que serão carregadas para o solo com a ocorrência das chuvas. Compostos nitrogenados (NH_3 , NO_3^- , NO_2^- e NO) em combinações orgânicas e sulfatadas (SO_2 , H_2S e SO_4^-) podem estar presentes na atmosfera, principalmente em regiões industriais e serem depositados no sistema da pastagem através das chuvas (Haag, 1985).

Durante o estabelecimento de áreas de pastagens, geralmente oriundas da retirada da vegetação nativa, a mineralização da matéria orgânica remanescente da floresta tropical, mantém níveis de disponibilidade de N compatíveis com a produtividade (Cantarutti, 1996). Entretanto, com o passar dos anos, ocorrem mudanças no fluxo de mineralização do N e na qualidade da matéria orgânica acumulada (Neill et al., 1995), ocasionando perdas progressivas na produtividade e a degradação das pastagens, devido a redução na disponibilidade de N no solo (Cantarutti, 1996). Para melhor entendimento de como ocorrem entradas e também perdas de N no sistema, é necessário o conhecimento do ciclo global do N, onde ocorrem simultâneas transformações bioquímicas, químicas e físico-químicas, que são apresentadas na Figura 4.

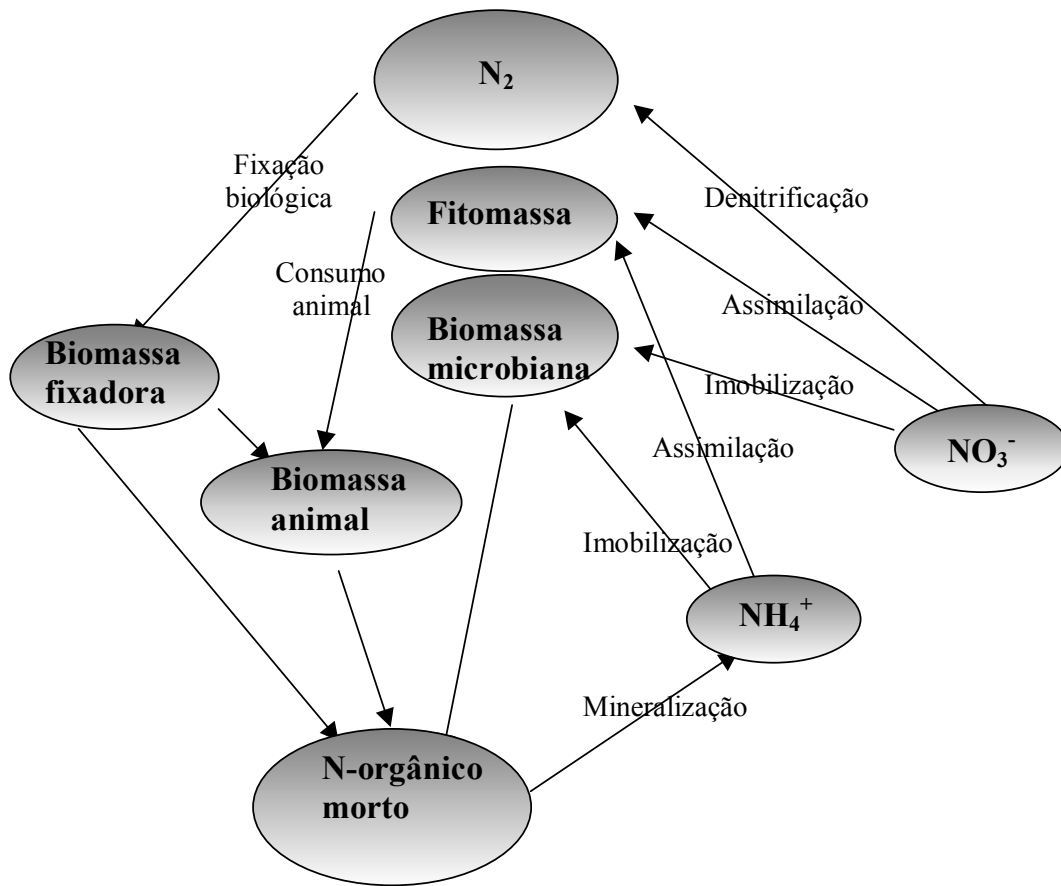


Figura 4. Ciclo global de N e subciclos. (Fonte: Jansson e Persson, 1982; citados por Cabezas, 2000).

Grande parte do nitrogênio que cicla dentro do ecossistema pastagem é proveniente da fixação de N_2 pelos microorganismos, simbióticos ou não simbióticos. A simbiose entre leguminosas e bactérias do gênero *rhizobium*, as quais convertem N_2 atmosférico para formas que a plantas possam usar, é a maior fonte de fixação biológica de N_2 (Humphreys, 1994; Weste e Mallarino, 1996).

Segundo Weste e Mallarino (1996) a quantidade de N_2 fixado e a porcentagem do N derivado da fixação calculado para uma mistura de gramínea-leguminosa irá variar amplamente com o desenvolvimento do estande, proporção da leguminosa na mistura e espécie de leguminosa.

Alguns trabalhos evidenciam a fixação de N por gramíneas tropicais. Mott e Popenoe (1997) reportam a ocorrência da atividade nitrogenase em várias gramíneas,

entre elas a *Digitaria decumbens*. Russele (1997) cita trabalhos onde microorganismos associados na região da rizosfera de raízes de gramíneas tropicais podem fixar de 5 a 35 kg/ha ano de N atmosférico e ainda, que 10 a 50% do N incorporado em arroz e gramíneas forrageiras, podem ser provenientes do N₂ atmosférico.

A utilização de fertilizantes em pastagens promove aumento considerável na quantidade de nutrientes no sistema. O fornecimento de nutrientes em locais de deficiência, geralmente N em regiões temperadas e N e P em regiões tropicais estimula a absorção dos outros nutrientes, resultando no aumento de produtividade das culturas, e também a taxa de ciclagem. Entretanto, doses elevadas de um único nutriente podem mudar rapidamente a condição do estado de equilíbrio do ecossistema, porém, as taxas de ciclagem podem rapidamente voltar ao estado inicial em função do aumento das perdas do ciclo (Wilkinson e Lowrey, 1973).

A disponibilidade de enxofre (S) limita o crescimento da planta em muitos solos que tem baixo conteúdo de matéria orgânica ou são sujeitos a alta precipitação, a qual promove perda de S através da lixiviação de sulfato (Russelle, 1997).

A matéria orgânica no solo contribui consideravelmente na entrada de nutrientes no sistema, tanto pela decomposição de resíduos vegetais, como pela excreção de fezes e urina. A deposição de matéria orgânica na camada superficial do compartimento solo é tida como uma das principais responsáveis pela reciclagem dos nutrientes no sistema. A camada de deposição da matéria orgânica é conhecida por horizonte orgânico e pode ser dividido em: O1, que é constituído de folhas e resíduos orgânicos diversos não alterados, chamado de serrapilheira, ou, O2, que é o horizonte formado por restos orgânicos em decomposição ou já totalmente decompostos (Vieira e Vieira, 1983).

Grandes quantidades de matéria orgânica retornam ao solo anualmente, entretanto existem poucas informações sobre a produção e composição química da serrapilheira de pastagens tropicais.

Além da reduzida quantidade de trabalhos acerca da reciclagem da serrapilheira, existe ainda uma diversidade de ambientes trabalhados, de componentes amostrados, dos métodos de coleta e análise química dos componentes. Diferenças metodológicas podem constituir sério problema para comparação dos resultados, por exemplo, em alguns trabalhos se avaliam a decomposição da serrapilheira constituída de folhas, outros, a serrapilheira total. Ocorre ainda a não distinção entre os termos em

serrapilheira e folha de serrapilheira, que às vezes são considerados como a mesma coisa.

Na serrapilheira, existe uma cadeia trófica detritívora de fungos e bactérias e de animais, cuja ação ocasionará a liberação de elementos minerais. Grande parte dos nutrientes absorvidos pelas plantas, retorna ao solo via serrapilheira e também através da lavagem foliar. O teor nutricional da serrapilheira é a função da disponibilidade de nutrientes para as plantas. Se a disponibilidade é alta, o vegetal produzirá uma serrapilheira rica em nutrientes que decomporá rapidamente (Barbosa, 1999).

A biomassa microbiana é de fundamental importância, tendo em vista ser um indicador sensível de variações da matéria orgânica do solo e reciclagem de nutrientes, além de ser fonte potencial de nutrientes. Assim, a biomassa microbiana é a fração ativa da matéria orgânica no solo e a determinante na dinâmica da matéria orgânica, atuando na mineralização ou na imobilização, aumentando ou reduzindo a disponibilidade de nutrientes para as plantas (Duda, 2000). Apesar do processo de imobilização ser algumas vezes considerado negativo, em determinadas situações poderá ser favorável, visto ser um processo temporário e portanto, consistindo em reservatório potencial de nutrientes para as plantas (Paul e Clark, 1996).

Embora a biomassa microbiana possa ser usada como índice para avaliação do impacto das práticas de manejo sobre o solo, existe a dificuldade na aplicabilidade dessa metodologia (Duda, 2000). Alguns autores (Liang et al., 1998; Sparling et al., 1998) sugerem a utilização de frações lábeis do carbono orgânico do solo, cujas determinações são mais simples, para avaliação de modificações na qualidade do solo. Por exemplo, o carbono solúvel em água é constituído de compostos facilmente degradáveis, os quais apresentam forte correlação com o carbono microbiano (Liang et al., 1998). Em adição, Duda et al. (1999) propõe a determinação da matéria orgânica leve e de outras frações do carbono solúvel em água, para caracterização de áreas degradadas.

No que diz respeito à excreta animal, a natureza da alimentação animal, sua quantidade e qualidade, poderão influenciar grandemente na qualidade das excretas, sendo que o fornecimento de alimentos produzidos em áreas fora do sistema pode contribuir com uma considerável entrada de nutrientes. Além disso, outros fatores como a categoria animal, a idade animal, a condição do animal, o estágio de lactação e o nível de ingestão de forragem também exercerão grande influência (Monteiro e Werner, 1989).

O animal em pastejo retém somente uma pequena quantidade de nutrientes da pastagem na forma de produto animal, o restante é excretado. A retenção do nutriente consumido varia de 5-10 a 15-30 %, com o menor valor sendo retido no corpo do animal e o maior na transformação em produtos (Russele, 1996). Mott e Popenoe (1977), reportam que até 90% dos nutrientes minerais (inclusive o N) podem retornar ao sistema através das excreções animais. A maioria do N que se torna disponível para as raízes das plantas provém da mineralização da MO e grande parte do S disponível também é fornecido pela mineralização da MO, estando 95% desse nutriente contido em formas orgânicas (Humphreyes, 1994). Segundo Haynes e Williams (1993) a quantidade de nutrientes retornados ao solo via fezes e urina pode ser estimada conhecendo a quantidade e composição da forragem consumida e o requerimento de nutrientes pelos animais.

Variações no conteúdo de N e energia da dieta são refletidos na eliminação pela urina mais que em fezes. Segundo Valk e Hobbelink (1992), reportam que o fornecimento de suplementos com alto teor de energia para vacas em lactação alimentadas com forragem fresca, reduziram a quantidade total de N excretada na urina porém causaram altas concentrações de N em menores volumes de urina.

O número e o volume de micções e defecações por dia, dependerão do tamanho do animal, das condições de pastejo e fatores ambientais. Bovinos geralmente urinam 8 a 12 vezes por dia e defecam 11 a 16 vezes por dia. Ovinos urinam 18 a 20 vezes e defecam 7 a 26 vezes por dia. Cada vez que o bovino e carneiro urinam o volume médio excretado varia de 1,7 a 2,3 litros e 0,11 a 0,19 litros respectivamente. Já o peso médio por defecação varia de 1,5 a 2,7 kg para bovinos e 0,03 a 0,17 kg para ovinos (Haynes e Williams, 1993, citados por Joost, 1996).

A urina que consegue penetrar no solo e escapar das perdas é considerada uma fonte prontamente disponível de nutriente às forrageiras (Wilkinson e Lowrey, 1973). A urina penetra no solo através dos macroporos. Grande parte do N da urina está na forma de uréia, a qual é rapidamente hidrolizada pela enzima urease, formando num primeiro instante amônio (Haynes e Williams 1993). A concentração de N na urina varia largamente, principalmente devido a quantidade de N fornecido pela dieta e o consumo de água. Normalmente encontram-se entre 70 e 90% na forma de uréia e o restante consiste em aminoácidos e peptídeos. O nitrogênio não sofre significativa mineralização durante o processo digestivo, entretanto, após a excreção, o N assume formas mais

rapidamente mineralizáveis, pois, a uréia excretada pode ser rapidamente hidrolizada a NH_4^+ (Haynes e Willians, 1992).

Um outro fator importante a ser considerado na reciclagem de nutrientes no ecossistema pastagem é sua distribuição no campo, sendo que as excreções artificialmente coletadas podem ser uniformemente retornadas na superfície do solo, entretanto aquelas que permanecem no sistema são, desigualmente distribuídas no sistema pela movimentação animal (Wilkinson e Lowrey, 1973).

4. PERDAS DE NUTRIENTES NO SISTEMA

As perdas podem ocorrer através da ingestão animal ou produtos da planta, transferência de nutrientes dentro da pastagem com excreta animal, fixação e precipitação de nutrientes do solo, volatilização, lixiviação, erosão e lavagem pela água da chuva sobre a superfície do solo.

A volatilização de nutrientes presentes no solo tem sido considerada basicamente para N e S. O N pode ser perdido do solo pelo processo de desnitrificação e pela formação de amônia a partir do NH_4^+ (amônio). O processo de desnitrificação é caracterizado pela redução bioquímica do NO_3^- e NO_2^- para a forma de gases como N_2 , N_2O (óxido nítrico) e NO (óxido nitroso), pela ação de bactérias anaeróbicas facultativas. Já o enxofre é perdido na forma de H_2S e gases orgânicos (Follett e Wilkinson 1994; Monteiro e Werner 1994).

O potencial de perdas por desnitrificação em pastagem é alto devido ao alto nível de C rapidamente oxidável na superfície do solo e alta concentração de NO_3^- presente no solo sob local que caem as fezes e urina. Essa perdas são ainda estimuladas por temperaturas elevadas e ausência de oxigênio (Haynes e Williams, 1993; Myers et al., 1994).

As perdas de NH_3 podem ocorrer, em maior grau, quando a uréia é aplicada na superfície do solo via fertilizante, principalmente se as condições ambientais forem quentes e secas, ou pela de urina dos animais (Follet e Wilkinson, 1994). Perdas de 15 a 25 % do N da urina, pela volatilização da amônia são comum, sendo que em condições ambientais quente e seco favorece a perda por esse caminho (Haynes e

Williams, 1993). Jarvis citado por Haynes e Williams (1993), reportam uma perda de amônia, em pastagem de azevém adubadas com 210 e 420 kg de N/ha ano de 0,8 e 5,9 kg de N/ha ano, respectivamente.

Perdas gasosas também ocorrem durante a queima da biomassa vegetal, queimadas não só interrompem o ciclo de nutrientes, como também, em solos ácidos podem ocasionar danos por erosão e incrementar as perdas por lixiviação (Haag, 1985).

Em algumas regiões, as queimadas de origem natural ou antrópica são comuns durante a estação seca, segundo Raison (1979), a ocorrência do fogo é responsável por três efeitos na comunidade vegetal. A redistribuição e modificação de nutrientes, a remoção da vegetação, originando novos microclimas e a ação direta do calor sobre plantas e o solo. Batmanian e Haridasan (1985) realizando trabalhos em áreas de cerrado, reportam que ocorreram variações nos padrões de acumulação de nutrientes na biomassa na camada herbácea, constituída em sua maioria por gramíneas, durante diferentes estações do ano em áreas queimadas e não queimadas.

As perdas de nutrientes pela lixiviação ocorrem quando os nutrientes são carregados pelo movimento de água no solo, além da extensão do sistema radicular. Essas perdas serão em função da disponibilidade e solubilidade das formas em que esses nutrientes apresentam no solo, bem como as características de drenagem do solo e da quantidade e distribuição das chuvas (Myers et al., 1994; Russele, 1997). Se a precipitação aumenta, resultando em aumento no volume de escoamento, os ecossistemas com solos saturados de nutrientes e alta capacidade de troca catiônica (CTC), podem perder mais elementos minerais do que aqueles solos não saturados de nutrientes e com baixa CTC. No primeiro sistema, a perda de nutrientes é diretamente proporcional ao volume do escoamento porque a concentração na água permanece constante. No segundo sistema, um aumento no escoamento resulta numa diluição dos elementos e as perdas do solo decrescem em função da quantidade de água que o deixa (Haag, 1985).

Como a maioria dos solos apresentam cargas negativas, os ânions indiferentes com relação às cargas negativas do solo, como NO_3^- , Cl^- , e em parte o SO_4^- não são retidos e portanto, tornam-se passíveis de arrastamento pelas águas de percolação. Ao se movimentarem através do solo esses ânions, obedecendo ao princípio da eletronegatividade, carrearão equivalente de cátions que em geral são Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ ou Na^+ (Raji, 1991).

As perdas por lixiviação são mais importantes para o NO_3^- , podendo essas alcançar até 60 % da aplicação de fertilizante de N em pastagens. Todavia as perdas por lixiviação também podem ser significativas para S, K, Ca e Mg (Russelle, 1996).

O K solúvel do solo pode ser perdido através da lixiviação, a qual é importante no uso de fertilizantes potássicos, principalmente em solos arenosos. Contudo, segundo Follet e Wilkinson (1994) as perdas de K não são altas em solos, suportando ativo crescimento de plantas e provavelmente não excedem em 4 a 5 kg de K/ha ano.

Grande parte dos estudos de lixiviação de nutrientes em gramíneas tem sido avaliada em relação ao NO_3^- que ocorrem em gramíneas manejadas sob cortes. Sendo que na literatura encontramos perdas variando de 8 a 20 kg de N/ha ano. Todavia a atividade do animal em pastejo tem grande impacto nas perdas por lixiviação do NO_3^- (Haynes e Williams, 1993).

Steele et al. citados por Haynes e Williams (1993), observaram que as perdas por lixiviação em pastagens intensamente pastejadas, recebendo 0 ou 172 kg de N/ha ano, variaram de 88 e 193 kg de N/ha ano, para a pastagem não fertilizada e fertilizada, respectivamente.

Por causa do K ser o principal cátion da urina, apresentando em forma rapidamente disponível, seria esperado esse ser o principal cátion a ser lixiviado; no entanto o K rapidamente equilibra com os cátions trocáveis do solo. E pelo fato do Ca ser dominante no complexo de troca cátions (CTC) na maioria dos solos, ele torna-se o principal cátion a ser substituído e subseqüentemente lixiviado (Haynes e Williams 1993).

Nguyen e Goh (1997) relataram que a perda de S por lixiviação em pastagens, ocupadas por carneiros, foram de 6,7; 23,9 e 43,2 kg de S/ha ano para as pastagens que receberam respectivamente 0; 21 e 42 kg de S/ha ano na forma de Superfosfato simples. Esses autores comentam ainda que essas perdas poderiam ocorrer devido a lixiviação do S excretado pelos animais e também das fontes de S tais como: fertilização irrigação, chuvas e resíduos das plantas.

As excretas nem sempre são depositadas uniformemente na pastagem, estas podem ser depositadas em áreas improdutivas da propriedade, tais como: cochos, bebedouros, sala de ordenha, corredores, entre outros. A quantidade de nutrientes perdida nessas áreas irá depender do tempo que o animal gasta em cada uma. Em fazendas leiteiras onde se praticam duas ordenhas por dia a quantidade de nutrientes

perdido nessas áreas foi estimada em 2 a 11 kg de N, 4 a 14 kg de K, 0,5 a 3 kg de P e 1 a 2 kg de S / vaca ano (Haynes e Williams, 1993). Nguyen e Goh (1997) verificaram que a perda de S pela deposição de excretas, de carneiros, para outras áreas que não a pastagem, foi de 0,26 kg de S/UA/ha ano (1 UA= 55 Kg de PV).

5. FATORES QUE PODEM INFLUENCIAR A RECICLAGEM DOS NUTRIENTES

A decomposição do material morto proveniente das plantas e das excretas do animal é um dos principais fatores que irão influenciar a reciclagem dos nutrientes, já que os minerais poderão ser imobilizados ou não pela microbiota durante o processo de decomposição.

A microflora e microfauna do solo tem uma importante função na reciclagem. A liberação de nutrientes dos resíduos animais e vegetais é dependente da atividade microbiana. Bactérias utilizam substratos orgânicos mais prontamente degradáveis ou os nutrientes solúveis disponíveis. Já fungos e actinomicetos decompõem materiais mais resistentes tais como celulose, hemicelulose e lignina. Besouros, minhocas e outros decompositores aumentam as taxas de decomposição de fezes e serrapilheira pela mistura deles com o solo (Follett e Wilkinson, 1995).

A decomposição da matéria orgânica pode ser dividida em três processos básicos que ocorrem simultaneamente (Haag, 1985). A lixiviação ocasionará a perda rápida de material solúvel do detrito; o intemperismo causará a ruptura dos detritos e a ação biológica, onde se dá a fragmentação gradual e a oxidação dos detritos pelos organismos vivos.

A taxa de decomposição do material vegetal é um importante caminho para se determinar o ciclo de nutrientes minerais, indicando a eficiência do sistema. A velocidade de decomposição desses materiais dependerá da composição dos tecidos, da espécie utilizada e de condições ambientais. Tecidos ricos em material estrutural (celulose, hemicelulose e lignina) são mais resistentes à decomposição que tecidos mais pobres nesses materiais (Haag, 1985). A decomposição de resíduos com concentração de N inferiores a 2% ou com uma relação C/N maior que 25 conduz inicialmente para

uma imobilização de N mineral, enquanto materiais com concentração de N superiores a 2% ou com uma relação C/N menor que 25, libera o N mineral. De fato é conhecido que a concentração de N e relação C/N são os principais fatores que determinam a habilidade dos resíduos das plantas para fornecer N. Todavia há outros fatores que podem alterar esse fornecimento, como por exemplo concentração de lignina ou relação lignina/N (Myers et al., 1994).

Yadava (1997) reporta que a taxa de decomposição da parte aérea das gramíneas apresentou-se maior que a parte radicular nas espécies estudadas, fato atribuído à maior atividade microbiana na superfície do solo e também a fatores abióticos. A taxa de decomposição da serrapilheira foi positivamente correlacionada com a umidade do solo, sendo influenciada ainda pelo conteúdo de N, lignina e relação lignina/N.

A decomposição da serrapilheira ocorre em meio ácido (pela formação e liberação de ácidos orgânicos), tornando inativos muitos componentes potenciais quando o pH cai abaixo de 5,0 (Haag, 1985). Primavesi (1980) reporta que a decomposição da matéria orgânica por microrganismos é feita através de enzimas do meio como urease, catalase, invertase, fosfatase e outras, que se apresentam mais ativas com pH entre 5,0 e 6,0. O ambiente físico-químico, principalmente temperatura e umidade afetam as taxas de decomposição. Em temperaturas acima de 20°C predominam as bactérias e abaixo, predominarão os fungos. A luz e insolação direta prejudicam a microfauna. A liberação dos nutrientes da matéria orgânica é baixa durante o período de secas, mas a decomposição é acelerada com o início da estação chuvosa (Haag, 1985).

Variáveis que controlam a decomposição da liteira são: a natureza da comunidade decompositora (animais e microrganismos), as características da matéria orgânica, a qual determina sua degradabilidade (qualidade) e o ambiente físico-químico, que opera em escala edáfica ou em microescala.

Rezende et al. (1998) trabalhando, na região Sul do estado da Bahia, com pastagens constituídas de *Brachiaria humidicola*, em monocultivo, e pastagem formada de *Desmodium ovalifolium*/B. *humidicola*, em três diferentes taxas de lotação 2, 3 e 4 animais/ha, verificaram que a queda de material da parte aérea da forrageira aumentaram à medida que elevou a temperatura e chuva. Foi verificado também que a decomposição do material depositado ao solo da pastagem consorciada decompôs mais rapidamente que a no monocultivo. Segundo os autores isso é provavelmente devido a

maior deposição de material de melhor qualidade proveniente da leguminosa, ou seja maior teor de N e menor relação C/N. A decomposição do material depositado ao solo proveniente da planta variou de 0,071 a 0,080 g/g dia para ambas as pastagens.

A deposição de excretas dos animais em pastejo também poderá influenciar na reciclagem, seja na distribuição no campo ou pela quebra física causada pelo impacto das fezes no momento que atingem o solo, pelo pisoteamento e pela degradação biológica, que é promovida pela ação de fungos, bactérias, besouros e minhocas (Haynes e Williams, 1995).

A quebra física é grandemente influenciada pelo clima, sendo as condições do tempo logo após a deposição das fezes é de relevante importância na degradação das fezes. Dentre esses a chuva é de suma importância no sentido de ajudar no rompimento físico das fezes e também no sentido de manter um adequado nível de umidade para atividade microbiana. A decomposição microbiana das fezes é essencial para liberar grande parte do N e S, que estão presentes em combinações orgânicas (Haynes e Williams 1993).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compreensão da dinâmica dos processos envolvidos na reciclagem dos nutrientes, configurando entradas e saídas é determinante no manejo tecnificado de pastagens, visando a obtenção de um sistema altamente produtivo, associados a um controle do impacto ambiental.

A forma em que os nutrientes encontram-se na solução do solo, irá favorecer ou não o maior aproveitamento destes pela planta, que irá absorver esses nutrientes e posteriormente, translocá-los para a parte aérea. Os animais irão interferir no crescimento das pastagens influenciando a distribuição e reciclagem de nutrientes, proporcionando benefícios pelo incremento de nutrientes através das fezes e urina, sendo que o efeito destes nutrientes é afetado pela distribuição na pastagem, categoria e espécie animal em pastejo, quantidade de alimento consumido e de sua própria composição química.

Assim, o entendimento de como os compartimentos do sistema solo-planta-animal estão interagindo auxiliarão no processo de tomada de decisões, visando o maior aproveitamento dos nutrientes que estão entrando e também a redução das perdas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, J.H.C. **Dinâmica da serrapilheira em estágios sucessivos de floresta atlântica (Reserva Biológica de Poços das Antas)**. RJ. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1999. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1999.
- BATMANIAN, G.J.; HARIDASAN, M. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brasil. **Plant and Soil**, v.88, p.437-440, 1985.
- CABEZAS, W.A.R.L. Adubação nitrogenada em sistema de plantio direto. In: **Curso avançado de fertilidade do solo em plantio direto**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2000.
- CANTARUTTI, R.B. **Dinâmica de nitrogênio em pastagens de *Brachiaria humidicola* em monocultivo e consorciada com *Desmodium ovalifolium* Cv. Itabela no sul da Bahia**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1996. 83 p. Tese (Doutorado em Ciência do solo) - Universidade Federal de Viçosa, 1996.
- CANTARUTTI, R.B.; NASCIMENTO Jr., D.; COSTA; O.V. Impacto do animal sobre o solo: Compactação e reciclagem de nutrientes. In: **Produção animal na visão dos brasileiros**. Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários "Luiz de Queiroz", 2001. p.826-837.
- CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica em solos de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMA DE PASTAGENS, 1989, Jaboticabal. **Anais...** Jaboticabal: FUNEP, 1989. p.134-147.
- COLE, D.W. Nutrient cycling in word. In: WORLD CONGRESS, 17., 1981, Japan. In: **Forest Environment and Silviculture**, p. 139-160. 1981.
- CORSI, M.; MARTHA Jr., G.B. Manutenção da fertilidade do solo em sistemas intensivos de pastejo rotacionado. In: SIMPÓSIO SOBRE O MANEJO DA

- PASTAGEM, 14, 1997. **Anais...**Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários “Luis de Queiroz”, 1997. p. 161-192.
- DIAS Jr., M.S. Compactação do solo. **Tópicos em Ciências do Solo**. v.1, p.53-94, 2000.
- DUDA, G.P. **Conteúdo de fósforo microbiano, orgânico e biodisponível em diferentes classes de solo**. Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2000. 158p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2000.
- DUDA, G.P.; CAMPELLO, E.F.C; MENDONÇA, E.S. et al. Avaliação de frações da matéria orgânica do solo para caracterização de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.723-728, 1999.
- FOLLET, R.F.; WILKINSON, S.R. Nutrient management of forages. In: **Forages: the science of grassland agriculture**. 1995. p. 55-82.
- FOX, T.R; COMERFORD, N.B. Rhizosphere phosphatase activity and phosphatase hydrolyzable organic phosphorus In two forested spodosols. **Soil Biology Biochemistry**, v.24, p.579-583, 1992.
- HAAG, H.P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 144 p.
- HARRISON, A.F. Labile organic phosphorus mineralization In relationship to soil properties. **Soil Biology Biochemistry**, v.14, p.343-351, 1982.
- HAYNES, R.J.; P.H. WILLIAMS. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advanced Agronomy**, v.49, p.119-199, 1993.
- HOLSCHER, D. Shifting cultivation in eastern Amazon case study on the water and nutrient balance. **Plant Res. and Develop**, v.46, p.68-87, 1997.
- HUMPHREYS, L.R. The maintenance of soil fertility I. Nitrogen and organic matter. In: **Tropical forages: Their role in sustainable agriculture**, 1994. p.23-72.

- JOOST, R.E. Nutrient cycling in forage systems. In: JOOST, R.E; ROBERTS, C.A. (Eds.) **Nutrient cycling in forage systems**. Columbia: Missouri, 1996. p. 1-12.
- LIANG, B.C.; MacKENZIE, A.F.; SCHNITZER, M.; MONREAL, C.M.; VORONEY, P.R.; BEYAERT, R.P. Management-induced change in labile soil organic matter under continuous corn in eastern Canadian soils. **Biology and Fertility of Soils**, v.26, p.88-94, 1998.
- MONTEIRO, F.A. WERNER, J.C. Ciclagem de nutrientes minerais em pastagens. In: Simpósio sobre ecossistema de pastagens, **Anais...** Jaboticabal: FUNEP, p. 149-192. 1989.
- MOOT, G.O; POPENOE, H.E, H.L. Grasslands. In: **Ecophysiology of tropical crops**. New York, Academic Press, 1977. p.157-186.
- MYERS, R.J.K.; PALM, C.A.; CUEVAS, E.; et al. The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand. In: **The Biological Management of Tropical Soil Fertility**, 1994. p.81-116.
- NEILL, C.; PICOLLO, M.C.; STEUDLER, P.A. et al. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the Western Brazilian Amazon basin. **Soil Biological Biochemical**, v.27, p.1167-1175, 1995.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. California: Academic Press, 1996. 340p.
- PRIMAVESI, A. **O manejo ecológico do solo**. São Paulo: Nobel, 1980. 541p.
- RAISON, R. J. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformation: a review. **Plant and Soil**, v.51, p.73-108, 1979.
- RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J.; SILVA, J. E. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1991. 22p. (Documentos, 36).
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B. et al. **Pedologia: Base para distinção de ambientes**. 2.ed. Viçosa: NEPUT, 1997. 367p.

- REZENDE, C.P., CANTARUTTI, R.B.; BRAGA, J.M. et al. Litter deposition and disappearance In Brachiaria pastures In The atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling In Agroecosystems**, v.54, p.99-112, 1999.
- RUSSELLE, M.P. Nutrient cycling in pature. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO ANIMAL EM PASTEJO, 1997, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1997. p.235-266.
- SPARLING, G.; VOJVODIC-VUKOVIC, M; SCHIPPER, L.A. Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. **Soil biology Biochemistry**, Oxford, 30:1469-1472. 1998.
- THIEN, S.J; MYERS, R. Determination of bioavailable phosphorus. **Soil Science of America Journal**, v.56, p.814-818, 1992.
- VALK, H.; HOBDELINK, M.E.J. Supplementation of grazing dairy cows to reduce environmental pollution. In: GENERAL MEETING OF THE EUROPEAN GRASSLAND FEDERATION, 14., 1992, Lahti. **Proceedings...** Lahti: Finland, 1992. p.400-405.
- VIEIRA, L.S.; VIEIRA, M.N.F. **Manual de morfologia e classificação de solos**. 2.ed. Ed. Agronômica Ceres, 1983. 313p.
- WEST, C.P; MALLARINO, A.P. Nitrogen transfer from legumes to grasses. In: JOOST, R.E; ROBERTS, C.A. (Eds.) **Nutrient cycling in forage systems**. Columbia: Missouri, 1996. p. 167-176.
- WILKINSON, S.R.; LOWREY, R.W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: BUTLER, G.W.; BAILEY, R.W. (Eds.) **Chemistry and biochemistry of herbage**. New York: Academic Press, 1973. v.2. , p. 247-315.
- YADAVA, P.S; THODAN, N.S. Litter decomposition and nutrients release during decomposition In a humid grassland of Northeastern India. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 18., 1997, Canadá. **Proceedings...**Canada, 1997. v.2, p.20-24.