
REVISTA DE GEOGRAFIA

Programa de pós-graduação em geografia da UFPE
www.ufpe.br/revistageografia

DISTRIBUIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS DE ECOSISTEMAS NATIVOS ÚMIDOS E SEMI-ÁRIDO

Maria do Socorro B. Araújo¹; Everardo V. S. B. Sampaio².

¹Departamento de Ciências Geográficas. UFPE. socorro@ufpe.br

²Departamento de Energia Nuclear. UFPE. esampaio@ufpe.br

Artigo recebido em 16/11/2010 e aceito em 23/11/2010

RESUMO

O conhecimento sobre mecanismos de absorção de nutrientes nos solos de ecossistemas nativos pode ajudar na sua manutenção e/ou recuperação de áreas. Nos ecossistemas úmidos e nos semi-áridos, parece existirem dois mecanismos de reposição de fósforo: um biológico, através da ação microbiana; e outro, geoquímico, tamponando as constantes perdas de fósforo. Entretanto, nos semi-áridos, existiria sazonalidade: no período chuvoso, ocorreria principalmente o primeiro processo e, no sem chuvas, principalmente o geoquímico, com as raízes penetrando mais profundamente em busca de água e nutrientes. Como o semi-árido permanece a maior parte do tempo sem chuvas, este último seria o mecanismo predominante na região. Nos sistemas úmidos, ambos os processos ocorreriam com magnitudes similares nos dois períodos.

Palavras-chave: controle geoquímico, controle biológico, absorção de fósforo.

ABSTRACT

Understanding nutrient absorption mechanisms in soil, from native ecosystems, can help in their maintenance or recovery. Two phosphorus replenishing mechanisms can be identified in such ecosystems: one is biological, mediated by microorganisms, and the other is geochemical, which buffers the on-going loss of phosphorus. In semi-arid ecosystems, the mechanisms predominate seasonally: the biological mechanism prevails during the rainy season and the geochemical during the dry season, when roots exploring deeper soil layers for water and nutrients; since semi-arid ecosystems remain dry most of the time, the geochemical mechanism seems to be the most important. In humid ecosystems the two processes occur at similar magnitudes, during both periods.

Keywords: geochemical control, biologic control, phosphorus absorption.

INTRODUÇÃO

Os estudos de ciclagem de nutrientes são de fundamental importância para o conhecimento da sua estrutura e funcionamento de qualquer ecossistema. Eles se baseiam no fato de que os estados de um ecossistema, em momentos distintos, podem ser expressos quantitativamente através do inventário de seus recursos e que as mudanças ocorrentes entre momentos podem ser descritas analisando-se os processos de transferência entre compartimentos do ecossistema. Os modelos matemáticos para esses tipos de estudos podem ser construídos considerando-se os processos externos (fontes de entrada e saída do sistema) e os internos (distribuição dentro da planta e no solo e, transferências entre os diferentes compartimentos no sistema solo-planta), após definição dos componentes bióticos e abióticos que participam do processo.

A utilização desses modelos tem sido importante para interpretar pontos mais relevantes no estudo de uma série de ecossistemas. Os cultivados têm recebido bastante atenção e, por isso, há um acervo grande de informações. Quando se trata de sistemas nativos, os estudos têm sido mais limitados, embora tenha havido, nos últimos anos, um aumento de interesse, por causa do seu papel no ciclo global de carbono. O estudo desses ecossistemas, em particular, pode trazer conhecimentos sobre mecanismos de adaptação à algumas deficiências que talvez possam ser repassados para sistemas agrícolas. A vantagem de se estudar os sistemas nativos é que, por serem não perturbados, pode-se conseguir um estado de “quasi-equilíbrio”, portanto sem ganhos nem perdas líquidas substanciais de nutrientes, dentro de uma escala de tempo pré-estabelecida. Principalmente para fósforo (P), os teores e sua distribuição permanecem sem mudanças por longo prazo, embora apresentem dinâmicas sazonais variáveis. Nesses sistemas nativos, e principalmente no semi-árido, onde essas mudanças sazonais são bruscas, associadas ao estado estacionário do sistema, existe uma condição favorável para se estudar estratégias de ciclagem do nutriente e obter informações sobre interações dos fatores abióticos com os bióticos. Os conhecimentos deles provindos podem ajudar na sua própria manutenção e/ou recuperação de áreas degradadas decorrentes de um modelo puramente extrativista.

Nos ecossistemas nativos de clima semi-árido as informações sobre nutrição de plantas são ainda escassas, mesmo a nível mundial. Há uma crença de que nestas áreas a grande e única limitação para o crescimento das plantas é a carência de água, com a generalização de que os solos são pouco evoluídos e ainda rico em nutrientes. Muito embora grande parte dos solos, dada as condições climáticas da área, possuam ainda bom potencial de nutrientes, não se pode generalizar, levando-se em conta que o material originário, em alguns casos, pode ter sido pobre em nutrientes. No Nordeste Brasileiro, existem grandes áreas de solos de origem sedimentar, alguns eutróficos,

mas também muitos distróficos, que além de água, podem também ser deficientes em nutrientes. Sampaio et al. (1995) verificaram que, de uma forma geral, os solos do semi-árido são pobres em fósforo e, especificamente em Pernambuco, 88% têm alta necessidade de P e 12%, média necessidade, com respostas a nitrogênio e fósforo na maioria dos experimentos. Mesmo naqueles solos com bom potencial nutricional, deve-se considerar também e, principalmente, a disponibilidade desses nutrientes. Um outro ponto a ser considerado é que em regiões semi-áridas, os solos estão sujeitos a uma drástica alteração do potencial local com erosão. A concentração de nutrientes próxima à superfície do solo o torna altamente susceptível a perdas por erosão, sendo mais um fator gerador de empobrecimento do solo. A distribuição de fósforo nesses ecossistemas nativos de semi-árido, os mecanismos de liberação deste para as plantas e suas alterações sazonais, são ainda muito pouco estudados.

DESENVOLVIMENTO

Ecossistemas nativos de clima úmido

Estudos de ecossistemas de florestas úmidas nativas são relativamente comuns na literatura, embora não tanto como em florestas cultivadas. As informações, entretanto, enfocam parâmetros e métodos diversos, dificultando muitas vezes tentativas de comparação, sendo ainda reduzidas com relação à ciclagem de nutrientes, principalmente no que tange ao fósforo.

Para florestas tropicais úmidas, alguns autores sugeriram a ocorrência de retenção de P por plantas, por associações micorrízicas e por microrganismos, através de estreita associação dos processos de decomposição e absorção, onde densas raízes superficiais absorvem diretamente da serapilheira grandes quantidades de nutrientes liberados após sua decomposição (STARK; JORDAN, 1978; WENT; STARK, 1968). Os primeiros adicionaram ^{32}P na superfície da serapilheira de uma área na floresta amazônica, recuperando <1% no solo mineral adjacente, sugerindo que os mecanismos responsáveis pela retenção do P no folheto seriam a absorção direta pelas micorrizas (e raízes associadas), imobilização pela biomassa microbiana e sorção de P na matéria orgânica do folheto. Went e Stark (1968) também sugeriram que a reciclagem de P seria de forma direta, do folheto para as plantas, através de raízes que podem absorver P de folhas em decomposição.

No entanto, num modelo compartimental proposto para descrever a ciclagem de P no folheto e no solo, numa área de mata Atlântica de Pernambuco, utilizando-se também técnicas radioativas (SALCEDO et al., 1991), os resultados obtidos foram distintos. Esses autores concluíram que a reciclagem de P passa por um maior fluxo acontecendo na solução do solo ($22,2 \text{ mg P m}^{-2}$), com um tempo de renovação menor que um dia. Os mecanismos básicos que

rapidamente retiram o P da solução do solo são a sorção de P pelo húmus ($5,2 \text{ mg P m}^{-2} \cdot \text{sem}$) e a absorção de P pela biomassa microbiana ($12,9 \text{ mg P m}^{-2} \cdot \text{sem}$). Na serapilheira, as maiores reservas corresponderam aos compartimentos de húmus+fragmentos, havendo também acúmulos na biomassa microbiana, sendo a renovação desta cinco vezes mais rápida do que a do húmus e este, o principal compartimento de acumulação. Os fluxos pela biomassa microbiana ($12,9 \text{ P m}^{-2} \cdot \text{sem}$) e pelo compartimento de húmus+fragmentos ($7,7 \text{ mg P m}^{-2} \cdot \text{sem}$) foram 3 e 5 vezes maiores que aqueles pelas raízes no húmus ($2,7 \text{ mg P m}^{-2} \cdot \text{sem}$). Estas não constituem um mecanismo de retenção de P na massa de serapilheira, indicado pelo baixo fluxo de P para as raízes no húmus e a pequena quantidade por elas retida. Outros trabalhos confirmaram esses resultados (SALCEDO et al., 1990; Elliot et al., 1990; citados por Salcedo et al., 1991). Neles foi adicionado ^{32}P na superfície do folheto e foram encontrados entre 36 e 60% do traçador no solo mineral. Houve evidências de que a atividade microbiana e a sorção de P no húmus, e não a absorção de P pelo conjunto raízes:micorrizas, seriam os mecanismos responsáveis pela retenção de P no folheto.

Wood et al. (1984) verificaram dois mecanismos de controle para P numa floresta, durante 15 anos: um biológico, em que o P é conservado por uma estreita associação entre os processos de decomposição e de absorção na camada superficial e outro, geoquímico ocorrido em horizontes B, ricos em Fe e Al, funcionando como um espesso tampão que regula as constantes perdas de P solubilizado. As plantas absorveram em torno de $12,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo que $1,5 \text{ kg}$ estavam estocado na biomassa acumulada e 11 kg retornaram ao solo vindo da serapilheira acima e abaixo do solo, através da queda de folhas e exsudados de raízes. Mais de $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P orgânico foram mineralizados através da decomposição do material vegetal e o intemperismo de minerais primários liberou de $1,5$ a $1,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a solução do solo. Apenas $0,007 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P inorgânico solúvel foram perdidos neste sistema através de correntes de água. Essas perdas de pequena magnitude indicam o forte grau com que o fósforo é conservado dentro do ecossistema floresta. As transferências localizadas de nutrientes entre biomassa viva e morta foram sugeridas como sendo um processo chave para a regulação biológica da ciclagem e retenção de P. Ainda neste estudo, amostras de solo foram equilibradas com solução de K_2HPO_4 e os horizontes Ao e A2 foram relativamente inertes em relação à geoquímica de P, com uma capacidade de sorção $< 0,05 \text{ mg P g solo}^{-1}$. Entretanto, o horizonte Ao liberou grandes quantidades para a solução, conseguindo tamponar concentrações de 2000 a $7000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de P inorgânico solubilizado e o A2 tendeu a liberar pouco P e manteve fragilmente a concentração deste em equilíbrio a $109 \pm 42 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de P inorgânico solubilizado. Os horizontes B21h e B2ir fixaram quimicamente grandes quantidades de P solubilizado e sua capacidade de sorção excedeu $1,5 \text{ mg g}^{-1}$, liberando apenas quantidades traço de P em água. Eles tamponaram o equilíbrio da concentração de P a 6 ± 2 e $1 \pm 1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de P_i

solubilizado, respectivamente. A solução do solo, que foi coletada durante 2 estações, em doze lisímetros colocados na parte inferior do horizonte A2 e de seis no meio do horizonte B2ir, apresentou, no horizonte A2, $24 \pm 18 \mu\text{g L}^{-1}$ de P total e $1 \pm 1 \mu\text{g L}^{-1}$ de P inorgânico solubilizado e estavam abaixo daquelas mantidas pelo horizonte A no experimento de equilíbrio feito em laboratório, uma indicação da regulação através da absorção biológica. As soluções coletadas de B2ir continham $\leq 1 \mu\text{g L}^{-1}$ de P total, corroborando a hipótese do controle geoquímico de Pi e Po em subsuperfície. Ocorreu uma lixiviação anual de $0,23 \text{ kg ha}^{-1}$ de P total do horizonte A para o B, 3% apenas do estimado para liberar dentro do horizonte A, o que indica uma forte retenção de P dentro desse horizonte.

Ecossistemas nativos de clima semi-árido

Foram encontrados muito poucos trabalhos sobre ciclagem de P nesses ecossistemas e, apenas um no Nordeste do Brasil, sobre redistribuição de nutrientes, antes e após corte e queima da mata (Kauffman et al., 1993), prática comum na região para se iniciar um cultivo. Neste, foram medidos nutrientes no solo e nos compartimentos da vegetação. A massa total de P no solo antes da queima foi 223 kg ha^{-1} e combinada com a da vegetação acima do solo variou de 216 a 314 kg ha^{-1} . Na vegetação, as concentrações de P foram mais altas na serapilheira, nas folhas provenientes do corte, e nos galhos finos, somando em torno de 60% do reservatório de P nos compartimentos acima do solo. Entretanto, em relação à biomassa total antes da queima (74 Mg ha^{-1}), estes três compartimentos representaram apenas 30%. Após a queima, 84% de P dos compartimentos acima do solo estava na forma de cinzas, altamente susceptível a perdas por erosão. Foi sugerido que um pousio de 15-20 anos, normalmente utilizado nessas práticas, seria insuficiente para recuperação dos níveis originais dos nutrientes.

Num modelo simulado de ciclagem de P num pasto de semi-árido no Canadá, os requerimentos diários para absorção por plantas e microrganismos foram fornecidos de reservatórios de P inorgânico em cada camada do solo (Cole et al., 1977). De acordo com o modelo, esses reservatórios são repletos principalmente pela mineralização do P orgânico lábil, além da lixiviação de formas solúveis em água da biomassa morta e da serapilheira. Os principais mecanismos controlando as taxas de absorção pela fração ativa de raízes foram solubilidade de P, conteúdo de água no solo e taxas de difusão através do solo. A taxa de absorção dos microrganismos foi de quatro a cinco vezes maior que a absorção por plantas, corroborando o modelo de Salcedo et al. (1991), na qual os microrganismos foram o principal canal de ciclagem.

West et al. (1984) fizeram uma comparação da ciclagem de P num semi-deserto, entre área de pasto, semeada e sem fertilização e uma adjacente nativa, com vegetação arbustiva. O conteúdo de P nas várias frações no solo (P total-Pt, P inorgânico - Pi, P orgânico - Po e P disponível - Pdisp) acumulou-se na camada de 0-15cm, em ambos os sistemas, com o maior acúmulo na área de pasto.

Os autores sugeriram que a planta pode ter retirado P de uma profundidade até 90 cm, com uma transferência de P a longo prazo da zona de raízes para a superfície via queda de folhas e decomposição dos tecidos. O que parece estar de acordo com o modelo de Cole et al. (1984), em que parte dos requerimentos da planta e de microrganismos são fornecidos pelos reservatórios de P inorgânico do solo. Mecanismo similar deve ocorrer num sistema de pousio, prática muito comum no sertão, onde a área é deixada sem plantar por alguns anos após uns poucos anos de cultivo. Tem-se observado, após essa prática, recuperação dos níveis de fertilidade do solo (TIESSSEN et al, 1992; KAUFFMAN et al. , 1993) e é possível que isto ocorra através da ciclagem de P de camadas mais profundas para a superfície. No semi-deserto, em torno de 70-95% do P total estava na forma inorgânica. O P orgânico, em torno de 10% do P total, tinha seus máximos correspondendo às profundidades onde seria esperada atividade máxima de raízes. O sistema semeado apresentou uma maior produtividade primária, mas o conteúdo de P na vegetação foi maior no sistema nativo, embora com uma decomposição mais lenta. Os autores estimaram que existiu ciclagem de P quase cinco vezes maior no sistema semeado que no nativo, devido à decomposição mais rápida da matéria orgânica no pasto. E que, além disso, este sistema estava retirando mais P das reservas do solo por causa da sua maior produtividade, reciclando fósforo mais rapidamente dentro do ecossistema.

Comparando-se esses trabalhos citados, foi observado que eles sugerem alguns mecanismos de reposição de P para a solução do solo e, embora não tenha sido discutido, suas diferenças parecem residir principalmente em mudanças sazonais. É provável que, quando ocorra o secamento da camada superficial do solo, o fósforo torne-se não disponível porque o conteúdo de água seria insuficiente para o processo de difusão, o mais comum no transporte de fósforo no solo. A fonte principal de P para a solução do solo e desta para as plantas passa a ser então o P das camadas mais profundas, ainda ao alcance das raízes, desde que exista um conteúdo de água adequado. Ou seja, no período sem chuva, as raízes retiram P de camadas mais profundas. A hipótese para o período sem chuvas está baseada no fato de que, quando o solo seca na camada superficial, a planta pode ter dois caminhos para se suprir de nutrientes: ou tem uma reserva adequada ou retira-os de camadas mais profundas do solo. Ou ainda, a junção dos dois processos, se a reserva não for suficiente. Em três perfis de Luvisolo e três de Luvisolo vértico, do levantamento da Embrapa (1972) e em 36 perfis de Luvisolo citados por Resende (1983), a distribuição dos conteúdos de P determinado pelo

ataque sulfúrico (Ps) e P assimilável era maior na superfície, diminuía no horizonte B e aumentava no C. A forma como esse P se acumula na superfície em detrimento de uma diminuição na subsuperfície pode ser como a sugerida por West et al. (1984), através de uma ciclagem pelas raízes mais profundas, com uma transferência de P para a superfície do solo via queda de folhas e decomposição da serapilheira. No trabalho de Resende (1983), nos Luvisolos estudados, durante uma boa parte do ano, a água é absorvida pelas plantas praticamente só das camadas mais profundas. Pode ser por isso que, mesmo após alguns meses de seca, há plantas que se apresentam com aspecto normal, permanecendo ainda com folhagem (ARAÚJO FILHO; CARVALHO, 1995), evidenciando que tanto água quanto nutrientes estão sendo absorvidos e o crescimento está sendo realizado, ainda que numa taxa lenta.

No período chuvoso e, pouco tempo após cessar este período ou enquanto existir água suficiente para ocorrer a decomposição, o mecanismo de reposição de P para a solução do solo seria, principalmente, através da decomposição da matéria orgânica, quando as condições de crescimento e atividade dos microrganismos são otimizadas (CUEVAS, 1995; citado por JARAMILLO; STANFORD JR., 1995). Em geral, as plantas mais tolerantes à deficiência de água possuem um sistema radicular mais concentrado na camada superficial do solo, com raízes finas e de altíssima taxa de absorção de água durante o período de chuvas (CATELLANOS et al., 1991; MURPHY; LUGO, 1986). Essa seria uma estratégia para um gasto mínimo de energia para as raízes desempenharem suas funções (MARSCHNER, 1995), porque nessa época, na superfície existe água e é onde existe uma atividade biológica mais intensa, estando os elementos mais disponíveis. As raízes que se aprofundam, e isto tem uma maior razão de ser numa condição não muito extrema de deficiência de água, têm um papel preponderante: absorção de água e nutrientes (RESENDE, 1983).

Assim, na época das chuvas, as plantas absorveriam P da solução do solo, podendo também absorver diretamente da matéria orgânica, de acordo com vários autores (WENT; STARK, 1968; STARK; JORDAN, 1978; WOOD et al., 1984). Em experimentos de laboratório, compostos de P orgânico apresentaram uma mobilidade de P muito mais alta que ânions fosfatos, no horizonte B, medidos através de cinética de diluição isotópica, em áreas de pasto e de floresta (FROSSARD et al., 1989). Isto é, o fósforo da matéria orgânica teve uma velocidade de reposição muito mais rápida do que o P de camadas mais profundas, sugerindo que para uma época com chuvas este pode ser o principal mecanismo de replecionamento da solução do solo. No entanto, para uma maior contribuição de P via aporte orgânico, há que se considerar os fatores quantidade e qualidade da matéria orgânica. Nas áreas do sertão, a produção de fitomassa é muito menor que em florestas úmidas. No semi-árido nordestino, a biomassa média da caatinga no Ceará, Pernambuco e Bahia

ficou entre 45 e 65 Mg ha⁻¹ e um pouco mais baixa no RN. Estimativa de massa de herbáceas, serapilheira e produtividade anual médias oscilaram entre 1 e 4 Mg ha⁻¹ chegando a atingir 8 Mg ha⁻¹ (SAMPAIO et al., 1995). Além disso, em geral, apresentam um maior conteúdo de lignina (Vogt et al., 1986), além de diferenças nas condições de umidade do solo, afetando sua taxa de decomposição (SINGH, 1969).

As taxas de decomposição são afetadas por mudanças sazonais pronunciadas. Martínez-Yrizar (1980), em Chamela, México, encontrou uma redução de 68% na taxa de decomposição da serapilheira no fim da estação chuvosa. Já numa floresta da Índia, com o início das chuvas, 60% da serapilheira desapareceu após quatro meses (SHUKLA, 1976, citado por MARTÍNEZ-YRÍZAR, 1995). Madge (1969) encontrou cinco a seis vezes mais folhas na serapilheira durante a estação seca do que na chuvosa, numa floresta semidecídua.

A estas variáveis de vegetação estudadas, Jaramillo e Sanford (1995) incluíram estudos de ciclagem de nutrientes. Eles encontraram que as espécies decíduas tenderam a ter concentrações de N e P mais altas que as perenes, variando de 1,18-2,96 e 0,06-0,28 %, respectivamente. Em geral, as concentrações de N tenderam a ser mais baixas e as de P similares às daquelas de locais moderadamente férteis, em florestas úmidas (VITOUSEK; SANFORD, 1986). A relação N:P nestas florestas decíduas (variando de 11 a 27:1) foram muito mais altas que as de plantas com nutrição bem balanceada (7:1, SHAVER et al., 1986), indicando a pobreza em P nestas áreas. A concentração de fósforo em raízes variou de 0,04 e 0,71%, incluindo raízes vivas e mortas, e estimativas do seu conteúdo estava na faixa do encontrado para florestas úmidas, entre 0,6 e 5,6 g m⁻². No material caído, os conteúdos de P em três locais, foram 0,08, 0,59 e 0,92 g m⁻², os dois últimos estando na faixa do encontrado para florestas tropicais (VITOUSEK, 1984), constituindo uma das principais fontes de entrada de nutrientes. O conteúdo de biomassa das duas primeiras foram similares, 489 e 480 g m⁻², enquanto para a última, que tinha um maior conteúdo de umidade foi 1260 g/m². A eficiência de utilização de nutriente, estimada como a relação “matéria seca de serapilheira / massa do elemento na serapilheira”, para fósforo (entre 760 e 6056) foi a mais alta entre os nutrientes estudados, sugerindo seu possível papel chave nesses ecossistemas. Existe uma variabilidade considerando o estado do nutriente de florestas decíduas na área. A alta eficiência de utilização e a alta relação N:P (nitrogênio-fósforo), podem indicar limitação por fósforo, que foi o caso de uma floresta em Porto Rico (Lugo e Murphy, 1986). Eles estimaram que 65% do requerimento de P da vegetação foram obtidos através de retranslocação. O tempo de residência da serapilheira, estimado pela massa de serapilheira na superfície dividida pela massa de material caído, serviu para avaliar a absorção de nutriente e imobilização microbiana, comparando-se o tempo de residência médio da matéria orgânica no chão de florestas com aquele do nutriente de

interesse. Se o tempo de residência médio da matéria orgânica é mais alto do que aquele do nutriente de interesse é assumido que a absorção pelas plantas prevalece sobre a imobilização. Como era esperado, a floresta mais úmida teve o menor tempo de residência para P e N. Em Porto Rico, houve a mais lenta decomposição de matéria orgânica, o que era esperado dada a predominância de espécies esclerófilas, e indica imobilização para P. Este local tem um alto potencial de imobilização, o que é consistente com sua alta eficiência de utilização. Singh (1989) estimou que o P liberado através da decomposição em florestas decíduas da Índia é 95% (ou mais) da quantidade retornada através da queda do folheto. Essas liberações representam cerca de 46% da absorção de P requerido para a produção primária líquida. Em outra floresta decídua da Índia, Singh (1975) relatou que a decomposição contou pelo menos 11% de P para absorção vegetativa anual. Lugo e Murphy (1986) estimaram que P liberado através da decomposição representa apenas 38,5% da absorção de nutriente do solo.

CONCLUSÃO

Nos ecossistemas úmidos, parece existir dois mecanismos de ciclagem de fósforo, ocorrendo concomitantemente: um biológico, na camada superficial, em que a ciclagem de P se daria através da ação microbiana na matéria orgânica; e outro, geoquímico, na camada subsuperficial, funcionando como um espesso tampão que regula as constantes perdas do P solúvel. Em ecossistemas semi-áridos, os mecanismos seriam similares, entretanto, com um componente de sazonalidade. No período com chuvas, a solução do solo seria predominantemente repleta através da mineralização de P e no período sem chuvas, com a camada superficial seca, mas com alguma umidade em profundidade, a regulação seria geoquímica, com as raízes penetrando até os horizontes mais profundos em busca de água e retirando P das reservas do solo. Como o semi-árido permanece a maior parte do tempo sem chuvas e possui uma alta taxa de evaporação, secando rapidamente a camada superficial do solo, este último seria o mecanismo predominante na região.

REFERÊNCIAS

AE, N.; OKADA, K. **Phosphorus response of chickpea and evaluation of phosphorus availability in Indian Alfisols and Vertisols**. In: Johansen, C.; Lee, K.K. e Sahrawat, K.L. (eds.), Phosphorus nutrition of grain legumes in the semi-arid tropics. ICRISAT-International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics. p33-41, 1991.

AMIJEE, F.; BARRACLOUGH, P. B.; TINKER, P. B. **Modeling phosphorus uptake and utilization by plants**. In: Johansen, C.; Lee, K.K. e Sahrawat, K.L. (eds.), Phosphorus nutrition of grain

legumes in the semi-arid tropics. ICRISAT-International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics. p63-75, 1991.

ANDERSON, J. U. An improved pretreatment for mineralogical analysis of samples containing organic matter. **Clays and Clays Minerals**, 10:380-388, 1963.

ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C. **Desenvolvimento sustentado da caatinga**. In: Alvarez V., V.H.; Fontes, L.E.F. e Fontes, M.P.F. (eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - UFV, Viçosa-MG., p 125-133, Viçosa-MG, 1995.

ARAÚJO, M. S. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solos cultivados com cana-de-açúcar. I. Intensidade e formas de acumulação. **Rev. bras. Ci. Solo**, 17:389-396, 1993.

BOWMAN, R. A.; COLE, C. V. Transformations of organic phosphorus substrates in soils as evaluated by NaHCO₃ extraction. **Soil Sci.**, 125:49-54, 1978.

BRAGA, J.M.; DEFELIPO, B.V. **Determinação espectrofotométrica de fósforo em extrato de solos e plantas**. **R. Ceres**, Viçosa, 21:73-85, 1974.

BULLOCK, P.; FEDOROFF, N. **Handbook for soil thin section description**. Waine Research Publications-Wolverhampton, 1985.

CASTELLANOS, J.; MAASS, M.; KUMMEROW, J. Root biomass of dry deciduous tropical forest in Mexico. **Plant and Soil**, 131:225-8, 1991.

CARTER, D. L.; HEILMAN, M. D.; GONZALEZ, C. L. Ethylene glycol monoethyl ether for determining surface area of silicate minerals. **Soil Science**, 100(50):356-360, 1965.

COLE, C. V.; INNIS, G. S.; STEWART, J. W. B. Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. **Ecology**, 58(1)1-15, 1977.

COMERFORD, N. B.; SKINER, M. F. Residual phosphorus solubility for an acid, clayey, forested soil in the presence of oxalate and citrate. **Can. J. Soil Sci.**, 69:111-117, 1989.

COX, F. R. **Interpretative Summary of Part 1; Factors affecting the availability of phosphorus in soils of the semi-arid tropics**. In: Johansen, C.; Lee, K.K. e Sahrawat, K.L. (eds.), Phosphorus nutrition of grain legumes in the semi-arid tropics. ICRISAT-International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics. p43-46, 1991.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**, vol. II, 1972. 354p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**, vol. I, 1973. 359p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de análises de solo**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo -. Rio de Janeiro, 1979. 227p.

FASSBENDER, H.W.; BORNEMISZA, E. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Servicio Editorial IICA-Inst. Interam. **Coop. Agric.**, 1994. 420p. 1994.

FOX, R.L.; KAMPRATH, E.D. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, 34:902-907, 1970.

FREITAS, V.L.C. Massas de serapilheira em 11 matas da faixa úmida costeira de Pernambuco. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1990. (**Dissertação de Mestrado**). 1990.

FROSSARD, E.; STEWART, J. W. B.; ST. ARNAUD, R. J. Distribution and mobility of phosphorus in grassland forest soils of Saskatchewan. **Can. J. Soil Sci.** 69:401-416, 1989.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. Tradução de Eurípedes Malavolta, São Paulo, EPU - Editora da Universidade de São Paulo, 1978. 256p.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 46:970-976, 1982.

HOLFORD, I. C. R. Buffering of phosphate in the soil solution during growth of rye grass compared with buffering by sorption. **Plant and Soil**, 111:3-9, 1988.

HOLFORD, I. C. R. Differences in the efficacy of various phosphate tests for white clover between very acid and more alkaline soils. **Australian Journal of Soil Research**, 21:173-182, 1983.

HOPKINS, B. Vegetation of the Olokemeji forest, Nigeria. IV. The litter and soil with special reference to their seasonal changes. **Journal of Ecology**, 54:687-703, 1966.

JACKSON, M.L. **Soil chemical analysis - Advanced Course**. 2nd ed., Dept. Soil Sci., Univ. Wisconsin, 1969. 881p. 1969,

JACOMINE, P.K.T. **Solos sob caatingas- características e uso agrícola**. In: Alvarez V., V.H.; Fontes, L.E.F. e Fontes, M.P.F. (eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - UFV, Viçosa-MG. p 95-123, 1995.

JARAMILLO, V. J.; SANFORD Jr., R. L. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. In: Bullcock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. (eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge, Cambridge University Press. p.346-361.1995.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil - I. Fumigation with chloroform. **Soil Biology e Biochemistry**, 8:167-177, 1976.

KAMPRATH, E. J.; WATSON, M. E. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils. In: Khasawneh, F.E.; Sample, E.C. e Kamprath, E.J. (eds.), The role of phosphorus in agriculture. **American Society of Agronomy**, p 433-489, 1980.

KAMPRATH, E.J. **Appropriate measurements of phosphorus availability in soils of the Semi-Arid Tropics**. In: Johansen, C.; Lee, K.K. e Sahrawat, K.L. (eds.), Phosphorus nutrition of grain

legumes in the semi-arid tropics. ICRISAT-International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics. p23-31, 1991.

KAUFFMAN, J. B.; SANFORD JR., R. L.; CUMMINGS, D. L.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, **74(1):140-151, 1993.**

KLUG, P.H.; ALEXANDER, L.E. **X-ray diffraction producers**. John Wiley e Sons, INC., 1954. 716p.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. John Wiley e Sons.1979. 449p. 1979.

LUGO, A.E.; MURPHY, P.G. Nutrients dynamics of a Puerto Rican subtropical dry forest. **Journal of Tropical Ecology** 2:55-72, 1986.

MACKENZIE, R.C. The differential thermal investigation of clay. **Mineralogical Society**, 1966. 456p. 1966.

MADGE, D.S. Litter disappearance in forest and savanna. **Pedobiologia**, 9:288-99, 1969.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. Academic Press. 1995. 889p.

MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; SARUKHÁN, J. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in México over a five-year period. **Journal of Tropical Ecology** 6:433-44, 1990.

MARTÍNEZ-YRÍZAR, A. **Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests**. In: Bullock, S. H.; Mooney, H. A.; Medina, E. (eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge, Cambridge University Press. p.326-345. 1995.

McLAUGHLIN, J. R.; RYDEN, J. C.; J. K. SYERS. Sorption of inorganic phosphate by iron-and-aluminum-containing compounds. **J. Soil Sci.** 32:365-377, 1981.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. **Iron oxide removal from soils and clays by dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate**. 7th Natl. Conf. on Clays and Clays Minerals, Washington, DC. P317-327. 1960.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Structure and biomass of a subtropical dry forest in Puerto Rico. **Biotropica**18:89-96. 1986.

NUNES, K. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ANDRADE, A. G. Ciclagem de nutrientes na mata de Dois Irmãos (Recife). 1. Através da água de chuva. **Caderno Ômega da Univ. Fed. Rural PE, Série Agron.**, Recife, 2:163-174, 1986.

OLSEN, S. R.; COLE, C. V.; WATANABE, F. S.; DEAN, L. A. **Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate**. U.S. Department of Agriculture Circular 939. Washington, DC, USA: U.S. Government Printing Office, 1954. 19p.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. In: Brady, N.C. (ed.) **Advances in Agronomy**, vol. 30, p1-50. **American Society of Agronomy**. Academic Press. 1978.

- RESENDE, M. **Bruno-Não-Cálcico, interpretação de um perfil**. Coleção Mossoroense, volume CCXVIII, 1983. 164p.
- RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline alkali soil**. Salinity Lab. Handbook 60, 1954. 160p. 1954.
- RYDEN, J. C.;McLAUGHLIN; J. K. SYERS. Mechanisms of phosphate sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. **J. Soil Sci.** 28:72-92. 1977.
- SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ELLIOT, E. T. Ciclagem de fósforo (32P) no folheto da Mata Atlântica de Pernambuco. **I Encontro Nacional de Aplicações Nucleares**, Recife, DEN-UFPE, Vol. 2 p.91-101. 1991.
- SAMPALIO, E. V. S. B.; NUNES, K. S.; LEMOS, E. E. P. Ciclagem de nutrientes na mata de Dois Irmãos (Recife-PE) através da queda de material vegetal. **Pesq. agropec. bras.**, 23(10):1055-1061, 1988.
- SAMPALIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. e SILVA, F. B. R. Fertilidade de solos do semi-árido do Nordeste. In: Pereira, J.R. e Faria, C.M.B. Fertilizantes: insumo básico para agricultura e combate à fome. Petrolina, EMBRAPA-CPATSA / SBCS. p.51-71. **Anais do Simpósio. XXI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo**, Petrolina, 1994.
- SAMPALIO, E. V. S. B; DALL'OLIO, A. ; NUNES, K. S.; LEMOS, E. E. P. A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. **J. Trop. Ecology**, 9:291-301, 1993.
- SCHULZE, D.G. An introduction to soil mineralogy. In: Dixon, J.B. e Weed, S.B. (eds.), Minerals in soil environments. **Soil Sci. Soc. Am.** 1989. 634p. 1989.
- SCHWERTMANN, U. Differenzierung der eisenoxide des boders durch extraction unt ammoniumoxalat -losung. Z. **Pflanzenernaehr Bodenkd**, 105:194-192, 1964.
- SHAVER, G. S.; FETCHER, N.; CHAPIN, F. S. III. Growth and flowering in *Eriophorum vaginatum*: annual and latitudinal variation. **Ecology**, 67:1524-35.
- SIBBESEN, E. A. A simple ion-exchange resin procedure for extracting plant-available elements from soil. **Plant and Soil**, 46:665-669, 1977.
- SINGH, J.S.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, R.S. e SRIVASTAVA, S.C. Microbial biomass acts as a source of plants nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature*, 338:499-500, 1989.
- SINGH, R.P. Biomass, nutrient and productivity structure of a stand of dry deciduous forest of Varanasi. *Tropical Ecology* 16:104-9, 1975.
- SINGH, R.P. Mineral nutrients in tropical dry deciduous forest and savanna ecosystems in India. In: Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems, ed. J. Proctor, pp. 153-68. 1989.
- SNYDER, J. D.; TROFYMOW, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil sample. **Comm. Soil Sci. Pl. Anal.**, 15:587-597, 1984.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient retention by the root mat of an amazonian rain forest. **Ecology**, 59:434-437. 1978.

SUDENE. Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste. **Relatório de fim de convênio de manejo e conservação de solos no Nordeste brasileiro (1982/83)**. Leprun, S.C. 1983.

TAN, K. H.; HAJEK, B. F. **Thermal analysis of soils**. In: Dixon, J.B. e Weed, S.B. (eds.), Minerals in soil environments, SSSA, 1977.

THOMAS, R. L.; SHEARD, R.W.; MOYER, J. R. Comparison of conventional and automed procedures for N, P and K analysis of plant material using a single digestion. **Agron. J.**, 59:240-243, 1967.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 38:139-151. 1992

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. JR. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematic**, 17:137-67, 1986.

VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forest. **Ecology**, 65:285-98, 1984.

VOGT, K. A.; GRIER, C. C.; VOGT, D. J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forest. **Advances in Ecological Research**, 15:303-77, 1986.

WENT, F. W.; STARK, N. **The biological and mechanical role of soil fungi**. Proceedings of the National Academy of Science, USA, 60:497-504, 1968.

WEST, N. E.; GRIFFIN, R. A e JURINAK, J. J. Comparison of phosphorus distribution and cycling between adjacent native semidesert shrub and cultivated grass-dominated ecosystems. **Plant and Soil**, 81:151-164, 1984.

WOOD, T.; BORMANN, F. H ; VOIGT, G. K. Phosphorus cycling in a northern hardwood forest: biological and chemical control. **Science**, 223:391-3, 1984