

17. OZAWA, T., TAKEMI, A. e YAMAGUCHI, M. Decrease in the proportion of cells capable of inducing nodules of the population of *Rhizobium japonicum* introduced into soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 30(4):479-484, 1984.
18. RAMOS, M.L.G. Influência do calcário e cobertura morta na competitividade e persistência da estirpe C05 e nas características da população nativa de *Rhizobium phaseoli*. Itaguai, RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1985. 134p.
19. RIBEIRO JR., W.Q., LOPES, E.S. e FRANCO, A.A. Eficiência de estirpes de *Bradyrhizobium* spp. para quatro leguminosas arbóreas e competitividade das estirpes em *Albizia lebbek* em latossolo ácido. *R. bras. Ci. Solo*, Campinas, 11(3): 275-282, 1987.
20. SCOTTI, M.R.M.M.L., SÁ, M.N.H., VARGAS, M.A.T. e DÖBEREINER, J. Susceptibility of *Rhizobium* strains to antibiotics: A possible reason for legume inoculation failure in cerrado soil. In: GRAHAM, P.H. & HARRIS, S.C. eds. *Biological Nitrogen Fixation Technology for Tropical Agriculture*. Cali, CIAT Publications, 1982, p. 195-200.
21. SPRENT, J. *The Biology of Nitrogen-fixing Organisms*. London, McGraw-Hill, 1979, 196p. (European Plant Biology Series).
22. STREETER, J. Inhibition of legume nodule formation and N-fixation by nitrate. *Crc. Rev. Plant Sci.*, Boca Raton, 7(1):1-23. 1988.
23. VIDOR, C. e MILLER, R.H. Relative saprophytic competence of *Rhizobium japonicum* strains in soils as determined by quantitative fluorescent antibody technique (FA). *Soil Biol. Biochem.*, Oxford, 12:483-487, 1980.
24. WATANABE, I. e ROGER, P.A. Nitrogen fixation in wetland rice field. In: SUBBA RAO, N.S. ed. *Current developments in biological nitrogen fixation*. New Delhi, Edward Arnold, 1984, p. 237-276.

TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS DO FÓSFORO

Siu Mui Tsai⁽¹⁾ & Raffaella Rossetto⁽¹⁾

INTRODUÇÃO

O fósforo é um elemento essencial à vida. Suas funções no metabolismo animal, vegetal e protista são tão importantes, que a maioria dos processos metabólicos de qualquer organismo é dependente da presença desse elemento. Devido à sua essencialidade, o fósforo não pode ser substituído por nenhum outro elemento nos sistemas biológicos.

Do ponto de vista ecológico, é provável que o fósforo seja o elemento mais importante para os organismos vivos, pois, segundo Hutchinson (9) e Mc Elroy (11):

a) é encontrado nesses organismos, em concentrações consideravelmente superiores que as fontes de onde é retirado;

b) participa de processos de transferência de energia, sendo componente de moléculas como o ADP e ATP, que dirigem direta ou indiretamente, todos os processos de vida que requerem energia; e

c) a deficiência de fósforo é o fator que mais freqüentemente limita a reprodução e a produtividade, à exceção da água. Sendo parte integrante das moléculas de DNA e RNA, o fósforo participa de processos de reprodução e transmissão dos caracteres genéticos dos organismos.

Nos solos das regiões tropicais e subtropicais, a maior parte do fósforo encontra-se em formas pouco disponíveis às plantas, fator que, freqüen-

⁽¹⁾ Seção de Microbiologia do Solo, CENA/USP, Caixa Postal 96, Piracicaba, CEP 13400, SP.

temente, tem limitado as produções agrícolas, tornando a agricultura, nessas regiões, praticamente dependente de adições de fertilizantes fosfáticos.

CICLO DO FÓSFORO

A exemplo de uma série de outros elementos como o C, H, O, N e S, o P circula através da terra, água, ar e organismos vivos, formando um ciclo biogeoquímico (15).

O ciclo do fósforo difere dos demais, pelo fato de que as quantidades de fósforo encontradas na atmosfera são tão reduzidas, que muitos autores consideram que o fósforo não completa um verdadeiro ciclo na natureza, ou, ao menos, que este ciclo seja interrompido no compartimento atmosfera. Pouco se conhece sobre a ocorrência de fósforo na atmosfera. Não se observou ainda, nenhum composto gasoso estável de fósforo, mas sabe-se que ele se encontra nesse compartimento, adsorvido a outros materiais, e é proveniente da combustão de material orgânico, partículas de solo em suspensão (poeira), ou porções de espuma do mar carregadas pelo vento (14).

O grande reservatório de fósforo é a litosfera (ver Quadro 1). O fosfato entra na biosfera, ao ser absorvido pelas plantas e microrganismos, e retorna ao solo, após a decomposição da matéria orgânica proveniente de plantas, animais e microrganismos (Figura 1).

Grandes quantidades de fósforo são perdidas anualmente por erosão e são levadas pelos rios até os oceanos. Estima-se que 3,5 milhões de toneladas de P são perdidas anualmente dessa forma. Nos oceanos o fósforo se

Quadro 1. Principais reservatórios de fósforo (15)

	P total (10^{12} kg)
Terra	
solo	96-160
rochas minerais	19
biota	2,6
água doce (P dissolvido)	0,090
Oceanos	
sedimentos	840.000
dissolvido (inorgânico)	80
detritos (partículas)	0,65
biota	0,65-0,12

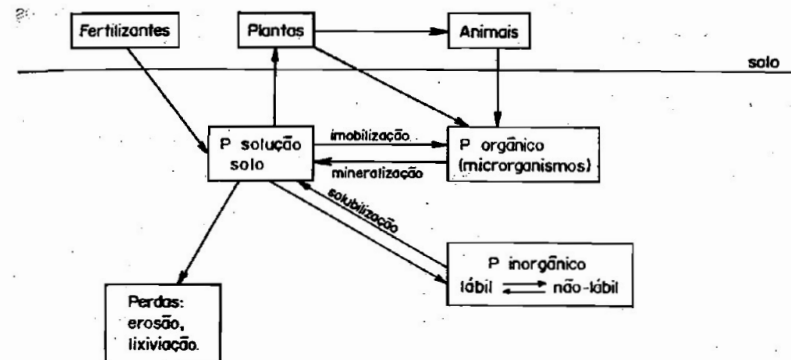


Figura 1. Ciclo do fósforo no solo.

precipita como fosfato de Ca pouco solúvel, e apenas uma pequena parte retorna ao ciclo, através do guano produzido por aves marinhas e de peixes utilizados na alimentação humana (5). Por essas razões, além do esgotamento do solo provocado pela retirada constante de nutrientes pelas culturas e das reações químicas do P, que o tornam menos disponível às plantas, a agricultura depende, cada vez mais, de adições de fertilizantes fosfáticos.

FÓSFORO DO SOLO

O fósforo do solo ocorre quase exclusivamente como ortofosfatos derivados do ácido H_3PO_4 (10), que se combina em compostos de cálcio, ferro, alumínio e na matéria orgânica.

Os fosfatos do solo podem ser, portanto, subdivididos em dois grandes grupos: fosfatos inorgânicos e orgânicos. Nos fosfatos inorgânicos, os íons H^+ do ácido fosfórico são substituídos por cátions formando sais. Nos fosfatos orgânicos, um ou mais íons H^+ são eliminados, e ligações ésteres são formadas, sendo que, os demais íons H^+ podem ser substituídos por cátions.

FÓSFORO INORGÂNICO

O fósforo inorgânico é encontrado nos solos em formas cristalinas, amorfas, adsorvidas ao complexo coloidal ou na solução do solo.

Os fosfatos cristalinos encontrados mais freqüentemente são os fosfatos de cálcio, ferro e alumínio e estão relacionados no quadro 2.

Quadro 2. Principais fosfatos inorgânicos encontrados nos solos

Tipo	Mineral	Composição
Fosfato de cálcio	hidroxiapatita	$3 \text{Ca}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$
	oxiapatita	$3 \text{Ca}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaO}$
	fluorapatita	$3 \text{Ca}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaF}_2$
	carbonatoapatita	$3 \text{Ca}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaCO}_3$
	fosfato tricálcico	$\text{Ca}_3 (\text{PO}_4)_2$
	fosfato bicálcico	Ca HPO_4
Fosfatos de Fe	fosfato monocálcico	$\text{Ca} (\text{H}_2\text{PO}_4)_2$
	vivianita	$\text{Fe}_3 (\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Fosfato de Al	estregita	$\text{Fe PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
	variscita	$\text{Al PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

A maior parte do fósforo do solo é proveniente da fluorapatita e hidroxiapatita. Os fosfatos mono e bicálcico são muito importantes para a fertilidade de solos e nutrição mineral devido à sua solubilidade (10).

Outras formas de fosfato inorgânico que podem ocorrer nos solos são: fosfatos adsorvidos ao complexo coloidal e fosfatos ocluídos nos hidróxidos de Fe, Al e Mn.

Os fosfatos de Ca, Fe e Al são pouco solúveis, e os fosfatos adsorvidos aos colóides do solo podem ser trocados ou permanecer fixados em formas pouco disponíveis às plantas, de maneira que, na solução do solo, o fósforo se encontra em quantidades pequenas (entre 0,02 e 0,2 ppm, sendo freqüentemente menores que 0,1 ppm), nas formas dissociadas do ácido fosfórico, H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} , dependendo do pH do meio. O H_2PO_4^- predomina em pH entre 2,0 a 7,0 e o HPO_4^{2-} predomina em solos com pH maior do que 7,0. Nessa faixa de pH, as quantidades de H_3PO_4 e PO_4^{3-} são negligenciáveis. Como grande parte dos solos brasileiros apresenta reação ácida (pH menor do que 7,0), o H_2PO_4^- é a principal forma de fósforo absorvido pelas plantas nas nossas condições (6).

FÓSFORO ORGÂNICO

O fósforo orgânico do solo é proveniente de restos vegetais e animais, que formam a matéria orgânica do solo, e de protoplasma e produtos metabólicos microbianos.

As frações orgânicas de fósforo nos solos não são totalmente conhecidas. Estima-se que apenas 50 a 70% do P orgânico do solo foi até hoje identificado, a maior parte como ésteres de fosfato (18).

Aproximadamente 30% do P orgânico total corresponde a compostos ainda não caracterizados, sendo que pequena percentagem são açúcares fosfatados e coenzimas.

Nos solos, o P orgânico corresponde normalmente entre 25 e 75% do P total. Em casos extremos, pode atingir 3 a 85% (6).

Os principais compostos orgânicos de fósforo e sua contribuição para o P orgânico dos solos estão relacionados no quadro 3.

Quadro 3. Formas de P orgânico do solo e respectivas percentagens estimadas em relação ao P orgânico total (18)

Formas de P orgânico	P
Fosfatos de inositol	> 60
Ácidos nucléicos	5-10
Fosfolipídeos	< 1
Outros	30

Fosfatos de Inositol

Inositol é um açúcar homocíclico que forma uma série de ésteres com o fosfato (2).

Os fosfatos de inositol podem ter de 1 a 6 átomos de P para cada grupo de inositol. O hexafosfato é predominante, seguido do pentafosfato, sendo que o tri, o bi e o monofosfato existem em pequenas quantidades. Por outro lado, o grupo inositol pode ocorrer em várias formas isoméricas (1), sendo que o myo-inositol é comumente encontrado na natureza, tendo sido isolado de plantas, animais e culturas puras de microrganismos (2).

O hexafosfato de inositol, também chamado de ácido fítico, pode dar origem a sais de Ca e Mg, denominados fitina. Por muitos anos se pensou que a presença de hexafosfato de inositol no solo tivesse sido originada por vegetais, mas dados recentes indicam que a origem é provavelmente microbiana (17).

Ácidos nucléicos

Os ácidos nucléicos existem nas células vivas em duas formas distintas: o ácido ribonucléico (RNA) e o desoxirribonucléico (DNA), que são sintetizados por microrganismos no solo durante a decomposição da matéria orgânica.

Nos ácidos nucleicos, o fosfato é ligado a um açúcar ribose no RNA, ou desoxirribose no DNA por ligações ésteres.

Os métodos para quantificação e identificação dos ácidos nucleicos nos solos baseiam-se nas quantidades de nucleotídeos ou bases nitrogenadas liberados por hidrólise das frações de matéria orgânica do solo. As proporções relativas das bases nitrogenadas indicam que os ácidos nucleicos encontrados no solo são predominantemente de origem microbiana (2).

Nas células bacterianas, a maior quantidade de fósforo está nas moléculas de RNA. Esse ácido nucleico apresenta 1/3 e, às vezes, 1/2 de todo o P das bactérias. Como as células microbianas são ricas em ácidos nucleicos, é possível que grande parte desses ácidos encontrados no solo estejam ainda ligados no interior das células dos microrganismos. Após a morte das células, os ácidos nucleicos podem então ser mineralizados.

Fosfolipídeos

Fosfolipídeos são compostos onde o fosfato se combina a um lipídeo. Nos fosfatídeos, um grupo de fosfolipídeos que inclui a lecitina e a cefalina, o fosfato é ligado a uma base nitrogenada por ligações ésteres. Assim como os ácidos nucleicos, os fosfolipídeos são componentes de toda matéria viva.

A lecitina (fosfatidil colina) e a cefalina (fosfatidil etanolamina) são os fosfolipídeos predominantes no solo (2).

A concentração de fosfolipídeos nas células bacterianas varia muito, de acordo com a espécie e idade do microrganismo, sendo que, normalmente, representam menos de 10% do total de fósforo das células.

Outras Formas

As paredes das células bacterianas contêm uma série de ésteres, como os ácidos teicóicos, comuns nas paredes das bactérias gram positivas, que, juntamente com ácidos carboxílicos fosforilados, ácidos urônicos, coenzimas e alguns açúcares fosfatados, podem fazer parte das frações orgânicas do solo.

TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS DO P NO SOLO SOLUBILIZAÇÃO DE FOSFATOS INORGÂNICOS

As plantas absorvem fósforo quase exclusivamente da solução do solo. O fosfato inorgânico insolúvel deve passar portanto para a solução do solo antes de ser absorvido. A solubilização microbiológica de fosfatos inorgânicos é detalhada no capítulo 18.

MINERALIZAÇÃO DO FÓSFORO ORGÂNICO

Ao decompor a matéria orgânica, os microrganismos podem liberar elementos como N, P, S e micronutrientes que estavam contidos nas moléculas orgânicas. Este processo é denominado Mineralização. O contrário, ou seja, a utilização de P no metabolismo microbiano, refere-se à Imobilização. Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente, sendo que a predominância de um deles pode significar aumentos ou decréscimos de P na solução do solo.

A mineralização da matéria orgânica depende de vários fatores, como a composição do material orgânico, as populações de microrganismos envolvidos, temperatura, umidade, aeração e pH do solo e práticas culturais, como adições de fertilizantes, entre outros (1, 16).

A mineralização é maior a temperaturas acima de 30° C. O pH próximo à neutralidade também favorece a mineralização. Esses fatores, além de um teor de umidade e aeração adequados, promovem o desenvolvimento de populações de microrganismos decompositores no solo. A alternância entre condições de muita umidade e seca, também favorece a mineralização.

A taxa de mineralização é diretamente correlacionada com as quantidades de substrato a ser decomposto. Quanto à composição da matéria orgânica, muitos autores acreditam que as proporções de P existentes na matéria orgânica a ser decomposta, estariam diretamente relacionadas com as quantidades de P na solução do solo. Ou seja, a razão C/P da matéria orgânica determinaria a predominância de reações de mineralização ou imobilização (2). Neste caso, haveria um nível crítico para a razão C/P, abaixo do qual ocorreria predominância de mineralização e, acima, imobilização. O problema ocorre em se determinar qual seria o nível crítico da razão C/P. Existem várias estimativas obtidas em trabalhos científicos, sendo que uma das mais baixas obtidas foi 55 e a mais alta 300 (20). Um valor, de certa forma considerado por vários autores como o nível crítico da razão C/P, é 200. Sob este enfoque, a mineralização de N, S e P da matéria orgânica ocorreria devido à oxidação de C a CO₂ pelos microrganismos, em taxas similares à relação estequiométrica que existiria entre C:N:S:P na matéria orgânica, onde os microrganismos estariam oxidando o carbono para obter energia.

Atualmente, uma nova hipótese tem sido estudada para a ciclagem dos elementos contidos na matéria orgânica. Os autores consideram que os elementos ligados ao carbono: nitrogênio (C-N) e parte do enxofre (C-S) seriam mineralizados como resultado da oxidação do C a CO₂ pelos microrganismos. Já os elementos contidos em ligações ésteres (C-O-P e C-O-S) seriam mineralizados devido à ausência do elemento no ambiente (13). Mc Gill (12) chamou este processo de mineralização bioquímica, porque ocorre em grande parte fora das células por atividade enzimática e seria controlada pela necessidade do elemento em si em vez de o ser pela necessidade de energia. Este modelo prevê a possibilidade de que

um elemento possa se acumular no solo, independentemente do que ocorre com os outros elementos, ou da relação estequiométrica que existia na matéria orgânica inicialmente. Assim, explicar-se-ia o fato de que, em vários solos, em diferentes condições, têm-se observado que, nem a taxa de adição de matéria orgânica, nem o conteúdo de fósforo dessa matéria orgânica influenciaram o conteúdo de fósforo orgânico do solo (2, 3).

As enzimas envolvidas na mineralização da matéria orgânica são coletivamente chamadas de fosfatases. No grupo das fosfatases, incluem-se as:

a) **Fitases** - As fitases agem no hexafosfato de inositol removendo fosfatos um a um, formando penta, tetra, tri, bi, monofosfato e finalmente liberando inositol. São largamente produzidas por microrganismos de várias espécies: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Cunninghamella*, *Arthrobacter*, *Streptomyces*, *Pseudomonas* e *Bacillus* (1). Alguns microrganismos excretam a fitase, enquanto outros a mantêm intracelularmente.

Apesar de a existência de fitases nos solos ser generalizada e de muitos microrganismos terem mostrado "in vitro", a atividade da enzima por eles sintetizada, os polifosfatos de inositol podem estar adsorvidos aos colóides do solo, onde não são facilmente acessíveis às enzimas. Conseqüentemente, os polifosfatos de inositol se acumulam no solo, constituindo a maior percentagem de P orgânico (8).

b) **Nucleases** - Os ácidos nucléicos são rapidamente decompostos no solo. As enzimas nucleases despolimerizam as moléculas de DNA e RNA (desoxirribonuclease e ribonuclease, respectivamente). Moléculas de DNA também podem ficar adsorvidas aos colóides do solo e protegidas da ação das nucleases microbianas (8).

c) **Fosfolipases** - Bactérias, fungos e actinomicetos podem utilizar fosfolipídeos como fonte de fósforo. O fosfato é liberado dos fosfolipídeos através de hidrólise enzimática.

As raízes das plantas também produzem enzimas fosfatases que, juntamente com as fosfatases microbianas, atuam na mineralização da matéria orgânica e podem contribuir para a nutrição de plantas.

O uso de um composto contendo *Bacillus megatherium* var. *phosphaticum*, conhecido como *fosfobacterim*, foi bastante difundido na União Soviética, com o intuito de promover maior mineralização da matéria orgânica. A dosagem de 5 kg/ha do composto seria responsável por aumentos da ordem de 10% nas produções agrícolas (7). Embora várias espécies de *Bacillus* sejam reconhecidas decompositoras de matéria orgânica, acredita-se que o estímulo no crescimento de plantas pode ter-se dado, devido ao efeito de produção de auxinas e giberelinas por estas bactérias (4, 19).

IMOBILIZAÇÃO DO FÓSFORO

Durante a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, determinadas quantidades de fósforo vão sendo assimiladas para a formação e o desenvolvimento de suas células. A imobilização refere-se à utilização, pelos microrganismos, de fosfatos disponíveis, incorporando-os em moléculas de ácidos nucléicos e fosfolipídeos, entre outras.

Adições de matéria orgânica geralmente estimulam o crescimento de populações microbianas, havendo uma conseqüente demanda por fósforo. As bactérias e os actinomicetos acumulam mais fósforo (1,5 a 2,5% da sua matéria seca) que os fungos (0,5 a 1,0%) ou plantas (0,05 a 0,5%) (8).

Quando se adiciona matéria orgânica com alta razão C/P, os microrganismos podem assimilar o fosfato disponível, predominando imobilização, podendo inclusive ocorrer certa competição entre as plantas e os microrganismos pelo fósforo disponível do solo. Quando a razão C/P diminui, a mineralização passa a predominar.

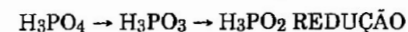
O fósforo imobilizado nas células microbianas é liberado quando o microrganismo morre, tornando-se novamente disponível às plantas. Uma série de ésteres vão sendo liberados ao solo com a morte dos microrganismos. Alguns ésteres serão rapidamente decompostos tendo pequena permanência no solo, enquanto outros são adsorvidos aos minerais de argila onde se acumulam a níveis relativamente altos (2).

REAÇÕES DE OXIDAÇÃO E REDUÇÃO

O composto mais oxidado de fósforo é o ortofosfato.

Alguns microrganismos quimiorganotróficos, como bactérias, fungos e actinomicetos, podem assimilar fosfito (HPO_3^{2-}) e oxidá-lo a fosfato no interior das células, formando compostos orgânicos de fósforo (1).

Reações de redução do ortofosfato podem também ocorrer, sendo que *Clostridium butyricum* e *Escherichia coli* foram capazes de reduzir o fosfato em culturas puras. É provável que as reações de redução sejam significativas apenas em solos alagados, sendo que faltam ainda maiores informações sobre o assunto.



DEGRADAÇÃO MICROBIANA DE DEFENSIVOS FOSFORADOS

Existem vários compostos fosforados utilizados como defensivos. Ao contrário dos defensivos clorados, os fosforados são degradados rapidamente, permanecendo pouco tempo no ambiente e nos sistemas biológicos.

O quadro 4 mostra os principais defensivos fosforados.

Quadro 4. Principais defensivos fosforados

Inseticidas
Sistêmicos: demeton, dissulfotom, forate, mevinfós
Não-sistêmicos: diazinom, paratim, malatim, azinfós, fentim
Cloro-fosforados: carbofenotim, diclorfós, triclorfom, agritox
Fumigantes: fosfina
Fungicidas
edifenfós, pirazofós, IBP
Herbicidas
glifosato, merfós, bensulide

A hidrólise enzimática converte rapidamente a maioria dos defensivos em compostos não tóxicos, solúveis em água. Muitos deles são triésteres, e nesses casos a hidrólise é iniciada por fosforotriesterases, muito comuns em sistemas biológicos (Capítulo 24).

CONCLUSÕES

Apesar dos grandes progressos obtidos nos últimos anos, no estudo das reações do fósforo no solo, vários processos ainda não foram completamente elucidados, sendo que compostos específicos necessitam ser identificados. Dentre as frações orgânicas, por exemplo, estima-se que 30% correspondam a formas ainda não caracterizadas.

O ciclo do P no solo é um processo dinâmico, onde ocorrem transformações entre formas orgânicas e inorgânicas. Alguns processos como a solubilização de P inorgânico, a mineralização e a imobilização de P orgânico, envolvem microrganismos e são de considerável importância porque as reações do P no solo têm conseqüências diretas para a nutrição mineral de plantas e para a utilização eficiente de fertilizantes e matéria orgânica.

Com os avanços ocorridos na área de fixação biológica de nitrogênio, introduzindo-se sistemas planta-bactéria eficientes na fixação de nitrogênio, existe uma expectativa análoga no campo do fósforo. Pesquisas recentes mostram que plantas infectadas por fungos micorrízicos são capazes de utilizar mais eficientemente o P, principalmente quando este se encontra presente em baixas concentrações na solução do solo, abrindo novas perspectivas para o progresso da agricultura (Capítulos 19, 20 e 21).

LITERATURA CITADA

1. ALEXANDER, M. Introduction to Soil Microbiology, New York, John Wiley & Sons, 2 ed., 1977, 333-349 p.
2. ANDERSON, G. Assessing Organic Phosphorus in Soil. In: KWASANEH F., SAMPLE, E. & KAMPRAH E.J., eds. The Role of Phosphorus in Agriculture. Madison, Am. Soc. Agron., 1980, 411-431.
3. BARROW, N.J. Phosphorus in Soil Organic Matter. Soils Fert., Harpenden, 24:169-173, 1961.
4. COOSGROVE, D.J. Microbial Transformations in the Phosphorus Cycle. In: M. ALEXANDER ed., Advances in Microbial Ecology. New York, Plenum Press, 1977, 95-134 p.
5. EPSTEIN, E. Nutrição Mineral de Plantas, Princípios e Perspectivas. São Paulo, EDUSP, 1975, 18-19 p.
6. FASSBENDER, H.W. Química de Suelos com Ênfasis en Suelos de America Latina. Inst Interam. Ciênc. Agríc. San Jose, 1980, 2 ed., 398 p.
7. GRAY, T.R.G. & WILLIAMS, S.T. Soil Microorganisms. London, Longman Group, 1977, 3 ed., 193-196 p.
8. HAYMAN, D.S. Phosphorus Cycling by Soil Microorganisms and Plant Roots. In: Walker, N. ed. Soil Microbiology, a Critical Review. London, Butterworths, 1975, 67-91.
9. HUTCHINSON, G.E. The Biosphere. Scientific American. 223:45-53, 1970.
10. MALAVOLTA, E. Manual de Química Agrícola. Ed. Ceres, 255-291, 1976.
11. MC ELROY, W.D. Fisiologia e Bioquímica da Célula. São Paulo, Edgard Bluchner/USP ed., 1972, 144 p.
12. MC GILL, W.B. A Concept Regarding Comparative C, N, S and P Cycling Through Soil Organic Matter. 71st. Ann. Meeting, Am. Soc. Agron., Agronomy Abstract, Madison, 1979, 165 p.

13. MC GILL, W.B. & COLE, C.V. Comparative Aspects of Cycling of Organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, Amsterdam, 26:267-286, 1981.
14. PIERROU, U. The Global Phosphorus Cycle. In: SVENSSON, B.H. & SODERLUNG, R., eds. Nitrogen, Phosphorus, and Sulfur-Global Cycles, SCOPE Report 7, Ecol. Bull. Stockholm, 22:75-88, 1976.
15. RITCHEY, J.E. The Phosphorus Cycle. In: BOLIN, B. & COOK, R.B. eds. The Major Biogeochemical Cycles and their Interactions. SCOPE 21, John Wiley & Sons, New York, 1983, 51-56.
16. STEVENSON, F.J. Organic Acids in Soils. In: Mc LAREN, A.D. & PETERSON, G.H., eds., Soil Biochemistry, New York, Marcel Dekker Inc., 1:119-146, 1967.
17. STEVENSON, F.J. Cycles of Soil, C, N, P, S, micronutrients. New York, John Wiley & Sons, 1986, 231-284.
18. STEWART, J.W.B. & MC KERCHER, R.B. Phosphorus Cycle. In: BURNS, R.G. & SLATER, J.H. eds., Experimental Microbial Ecology, Oxford, Blackwell Scient. Publ., 1982, 221-237.
19. SPEIR, T.W. & ROSS, D.J. Soil Phosphatase and Sulphatase. In: BURNS, R.G. ed., Soil Enzymes, London, Academic Press, 1978, 197-250 p.
20. WHITE, R.E. Pathways of Phosphorus in Soil. In: HUCKER, T.H.G. & CATROUX, G., eds., Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Waste Slurries, Holland, D. Reidel Publ. Comp., 1981, 21-46p.

SOLUBILIZAÇÃO MICROBIANA DE FOSFATOS

Augusto F. Eira⁽¹⁾

INTRODUÇÃO

Considerando as funções fisiológicas desempenhadas pelo fósforo no mundo vivo, ao lado de fatores do solo que limitam sua disponibilidade à nutrição vegetal, e a atual dependência externa do Brasil em relação ao enxofre utilizado na indústria de superfosfatos, a solubilização biológica de fosfatos naturais assume, principalmente para o Brasil e América Latina (solos tropicais), um papel de destaque mas, ao mesmo tempo, insipiente e futurista.

Dentre as linhas mestras sugeridas no Simpósio sobre Fertilizantes na Agricultura Brasileira, em 1984, encontram-se diretamente ligadas à Microbiologia algumas delas, a saber :

a) a possibilidade de utilizar o processo da redução anaeróbia do fosfogesso por bactérias que utilizam o sulfato como receptor terminal de elétrons, tais como *Desulfovibrio*, *Clostridium*, *Bacillus* e outras (12, 13);

b) a aplicação da biogeoquímica para solubilização de fosfatos naturais de rocha:

- em pilhas, por lixiviação bacteriana de minérios de baixo teor (9, 33) e

- diretamente no campo, através da mistura de minérios de S e rochas fosfáticas, para a solubilização do fósforo através de bactérias quimiolitotróficas oxidantes do enxofre (23, 24); e

⁽¹⁾ Departamento de Defesa Fitossanitária - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Campus de Botucatu - UNESP, São Paulo.

c) a elevação da eficiência do aproveitamento de rochas fosfáticas, como fertilizantes de aplicação direta na agricultura, mediante técnicas que envolvam um manejo mais adequado dos fosfatos em solos brasileiros, considerando-se a dinâmica do sistema solo/planta/microrganismo/fertilizante.

Nas duas últimas metas inclui-se a solubilização biológica de fosfatos naturais, que será discutida neste capítulo com o intuito de canalizar à agricultura a extensa literatura que, embora conduzida em sua maior parte in vitro, poderá evidenciar a necessidade de novas opções para o manejo de adubos fosfáticos em solos tropicais.

MICROBIOLOGIA DA SOLUBILIZAÇÃO DE FOSFATOS NATURAIS

A partir do início deste século, simultaneamente com o progresso da Microbiologia Agrícola, Stoklasa atraiu a atenção dos estudiosos da época para o papel que os microrganismos do solo desempenhavam nas transformações de compostos fosfáticos incorporados ao solo (31). Mas, somente em 1949, Gerretsen (10) confirmou essa hipótese, demonstrando que a nutrição das plantas, a partir de fosfatos insolúveis, é bem melhor em "solos vivos" do que em solos esterilizados.

Posteriormente, muitos autores estudaram a influência de populações microbianas no solo, ou culturas isoladas de fungos e bactérias, na liberação ou mobilização de íons fosfato a partir de fosfatos naturais insolúveis (2,3,4,15,16,18,22,26).

A maioria desses trabalhos foi realizada in vitro e refere-se ao isolamento de microrganismos solubilizadores de fosfatos insolúveis, em diferentes solos e rizosfera de culturas (8,15,16,25).

Pela análise geral dos resultados desses isolamentos, infere-se que a população de microrganismos solubilizadores de fosfatos insolúveis está presente em todos os solos e que varia em função do tipo de solo, vegetação natural, pH, temperatura, teor de matéria orgânica, tipo de fosfato natural e outras variáveis nutricionais do solo e dos meios de cultura utilizados para os testes in vitro (7,10,15,21,25,30).

Dentre os microrganismos solubilizadores de fosfatos, as bactérias, actinomicetos e fungos têm sido frequentemente isolados. Para alguns autores, as bactérias (principalmente as de metabolismo quimiolitotrófico) mostraram-se mais eficientes, enquanto que, para outros, os fungos foram mais eficientes, embora menos freqüentes.

Os gêneros mais comumente isolados têm sido:

Bactérias: *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Enterobacter*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Pseudomonas*, *Nitrobacter*, *Escherichia*, *Agrobacterium*, *Achromobacter*, *Erwinia*, *Brevibacterium*.

Fungos: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Sclerotium*, *Rhizopus*, *Candida*, *Oidiodendron*, *Pseudogymnoascus*, *Trichoderma*, *Chaetomium*, *Fusidium*, *Fusarium*, *Stachybotrys*, *Cunninghamella*, *Thielavia*, *Mucor*, *Coniothyrium*.

Quanto à sua natureza química, independentemente da classe de organismo que os produz, existem basicamente três classes de agentes de solubilização:

- ácidos minerais fracos: H_2CO_3 formado a partir das excreções radiculares de CO_2 e do metabolismo respiratório dos microrganismos;

- ácidos minerais fortes: H_2SO_4 , HNO_2 e HNO_3 formados respectivamente, na oxidação de formas reduzidas de enxofre e nitrogênio por bactérias quimiolitotróficas; e

ácidos orgânicos, tais como o ácido cítrico, oxálico, glucônico e outros formados no metabolismo intermediário de organismos quimiorganotróficos, ou excretados pelas raízes de plantas superiores.

SOLUBILIZAÇÃO POR MICRORGANISMOS QUIMIOLITOTRÓFICOS

Nesse grupo, as principais bactérias citadas como solubilizadoras de fosfatos naturais são:

Thiobacillus ferrooxidans (33, 34)

Thiobacillus spp (19, 23, 24, 31)

Nitrosomonas (19, 31)

As reações químicas pelas quais essas bactérias produzem ácidos encontram-se detalhadas nos capítulos 8 e 22. A ilustração dos ácidos agindo na solubilização de fosfatos encontra-se na figura 1.

Swaby (30) misturou, em proporções definidas, solo, enxofre e fosfato natural, inoculado com *Thiobacillus* (o que chamou de BIOSUPER). Sob condições controladas de temperatura e umidade, observou que, após determinado tempo, até 80% do fósforo contido no fosfato natural era solubilizado. A utilização desse biofertilizante apresentou resultados positivos em pastagens nas regiões tropicais da Austrália (5). Entretanto, as regiões temperadas apresentam limitações quanto à baixa atividade do *Thiobacillus* e, conseqüentemente, baixa liberação de fosfatos solúveis. O quadro 1 apresenta os dados obtidos em um experimento realizado no estado de São Paulo, com capim colômbio, onde se observou que a

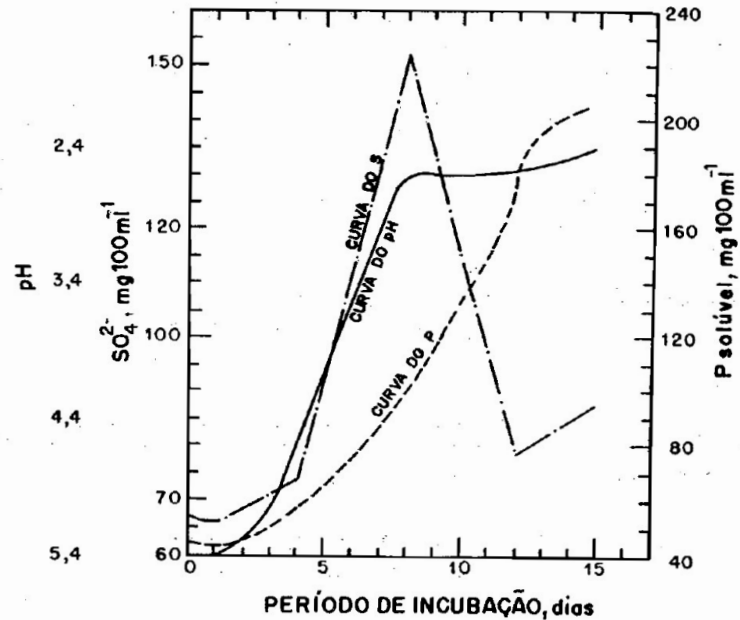


Figura 1. Curso da sulfo-oxidação, solubilização de fosfato tricálcico e variação do pH, na incubação de *Thiobacillus thiooxidans* em meio líquido enriquecido para quimiolitotróficos aeróbios (Waksman, 34).

Quadro 1. Efeito de adição de enxofre a três fosfatos de rocha na produção de matéria seca e conteúdo de fósforo em capim colonião (Lombardi et al., 17)

Fosfato de rocha 200mg P ₂ O ₅ /kg solo	Produção		Conteúdo P	
	Sem S	Com S	Sem S	Com S
	g		mg	
Catalão	9,27	17,77	8,25	15,86
Alvorada	27,97	36,07 ⁽¹⁾	26,30	42,90 ⁽¹⁾
Hiperfosfato	32,73	37,27	36,33	51,85

⁽¹⁾ Difere do tratamento sem enxofre ao nível de 5% probabilidade (Tukey).

presença de fosfato Alvorada, junto com a adição de enxofre, promoveu significativos ganhos de matéria seca e conteúdo de fósforo.

Recentemente, foi demonstrado em experimentação de campo com pastagens (*Lolium perene*) que o BIOSUPER foi tão eficaz quanto o superfosfato, além de apresentar um efeito residual bem maior que os fosfatos solúveis. Esses experimentos demonstraram também que relações P-rocha/S entre 3:1 e 6:1 são mais adequadas e que a granulação dos componentes deve situar-se entre 0.2 e 2 mm (23, 24).

Embora a solubilização de fosfatos esteja normalmente ligada à produção de ácidos, outros mecanismos também podem estar envolvidos. Em condições redutoras - solos alagados, por exemplo - o ferro contido em fosfatos férricos insolúveis pode ser reduzido, liberando ferro e fosfatos solúveis. O aumento da disponibilidade de fósforo em solos alagados pode explicar o fato de que o arroz cultivado sob inundação requer adições menores de fósforo que o arroz de sequeiro (1).

SOLUBILIZAÇÃO POR MICRORGANISMOS QUIMIORGANOTRÓFICOS

Para microrganismos quimiorganotróficos, a liberação de CO₂ nos processos respiratórios (com formação de H₂CO₃), bem como a produção de ácidos orgânicos no metabolismo oxidativo parecem ser os mecanismos mais prováveis para a solubilização.

Muitos ácidos orgânicos, especialmente o cítrico, oxálico, láctico e succínico possuem também poder quelante sobre cátions fixadores dos ânions fosfóricos (Figura 2).

A produção desses ácidos é decorrência de bloqueios em diversos pontos do ciclo de Krebs (Figura 3).

Bactérias e Fungos

De uma maneira geral, os fungos são mais eficientes na solubilização de fosfatos inorgânicos que as bactérias (16,26), mas estas são bastante numerosas, atingindo 10⁵ a 10⁷ bactérias solubilizadoras por grama de solo (1, 8). Entre elas, citam-se: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Mycobacterium*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*, *Enterobacter*, *Achromobacter*, *Erwinia*, *Xanthomonas*. O actinomiceto *Streptomyces* também é ativo solubilizador de fosfatos. Entre os fungos citam-se: *Aspergillus*, *Penicillium*, *Sclerotium*, *Fusarium*, *Rhizoctonia*, *Phoma*, *Pythium* (1, 28). Estes microrganismos podem viver em meio de cultura onde

apenas a apatita ou outra fonte de fósforo insolúvel é fornecida, assimilando o fósforo para o seu metabolismo próprio e liberando o excesso como íon ortofosfato (11).

Para detectar e isolar bactérias ou fungos solubilizadores de fosfatos, basta observar, em meio de cultura onde apenas o fosfato insolúvel tenha sido fornecido como fonte de fósforo, o aparecimento de zonas claras em volta das colônias (25).

A eficiente ação solubilizadora de fosfatos naturais por fungos dos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* e em particular do *Aspergillus niger*, foi evidenciada por vários autores (15, 16, 26) e tem por base sua elevada capacidade em produzir ácidos oxálico, 2-cetoglucônico e outros (6, 14, 15, 16, 20, 21, 26, 29).

Com a finalidade de avaliar a ocorrência de solubilizadores sob influência direta de culturas, foram realizados isolamentos a partir de sementes, raízes e rizosfera de muitas culturas, assim como solos livres de raízes. Observou-se, então, elevada frequência de solubilizadores: 40 a 73% do total de bactérias isoladas de sementes; 4 a 19% da rizosfera; 1 a 29% de raízes e 10 a 11% dos solos livres de raízes. Os fungos solubilizadores também foram frequentes nos isolamentos: 3 a 91% em sementes; 29% na rizosfera; 2 a 32% nas raízes; e 10% nos solos livres de raízes (15). Pelos resultados pode-se observar que, em geral, a rizosfera e órgãos de plantas abrigam uma maior população de solubilizadores do que os solos livres de vegetação.

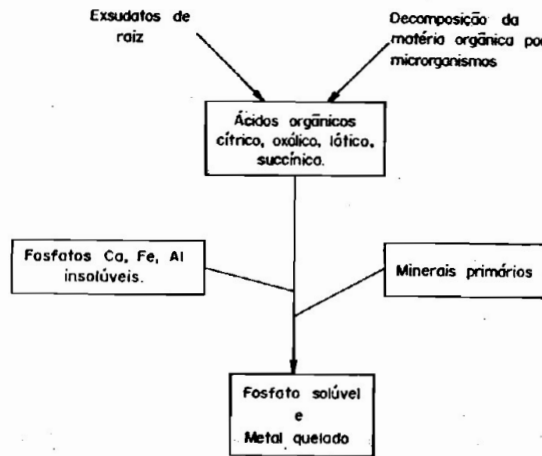


Figura 2. Ação dos ácidos orgânicos na solubilização biológica de fosfatos.

Recentemente, Kucey (16) isolou microrganismos em 70 amostras de solos cultivados no Canadá, chegando a resultados muito diferentes quanto à frequência de solubilizadores: 0,5% de bactérias solubilizadoras e 0,1% de fungos, em relação às populações totais de bactérias e fungos, respectivamente. Por outro lado, observou-se uma correlação positiva altamente significativa entre o total de fungos solubilizadores e o teor total de P nos solos.

Verificou-se, também, que as bactérias perdem a capacidade solubilizadora nos sub-cultivos in vitro (transferências sucessivas em meios artificiais), enquanto que os fungos conservam essa característica com maior facilidade (8, 16).

Na Espanha, Ramos *et alii* (26) realizaram um levantamento da ocorrência de fungos solubilizadores de fosfato bicálcico em 18 solos, observando também uma frequência elevada de solubilizadores (8 a 40% do total de fungos isolados).

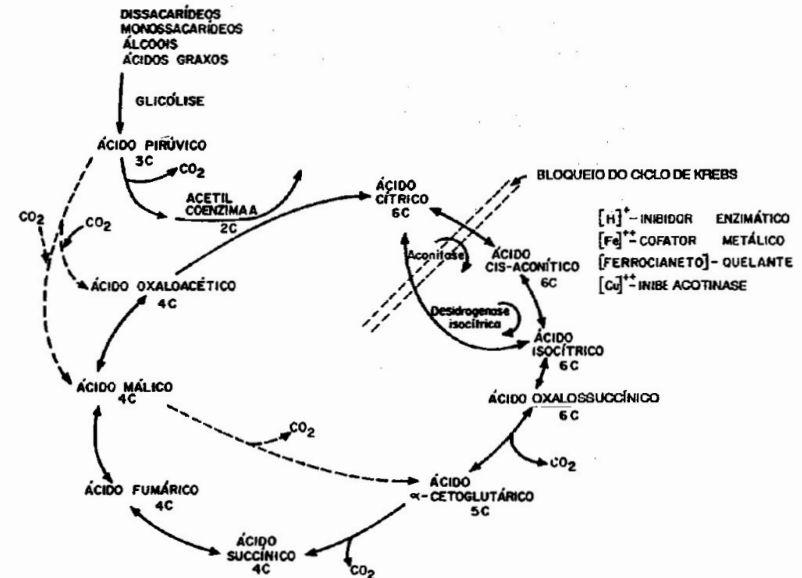


Figura 3. Metabolismo de respiração aeróbica para obtenção de energia, via ciclo de Krebs e o bloqueio do ciclo para acúmulo do ácido cítrico.

— Reações normais inerentes ao ciclo de Krebs.
 - - - - Reações alternativas.

Populações Microbianas

Um estudo sobre as reações da população microbiana de diferentes solos à incorporação de fosfatos naturais insolúveis foi apresentado por Tardieux-Roche (31), que ressaltava algumas consequências da interação entre microrganismos e fosfatos naturais no solo: a incorporação de fosfatos naturais no solo estimula de forma global a microbiota do solo (Figura 4); houve incremento na mineralização da matéria orgânica e na síntese do húmus; a imobilização do fósforo pelos microrganismos passa a constituir-se em etapa importante, intermediária e necessária, para que o fosfato insolúvel aplicado passe lentamente à forma solúvel, mediante sua mineralização lenta e gradual subsequente; a rizosfera, em função da excreção de compostos orgânicos pelas raízes das culturas, pode representar um papel semelhante ao dos açúcares utilizados nos meios artificiais como fonte de carbono e energia.

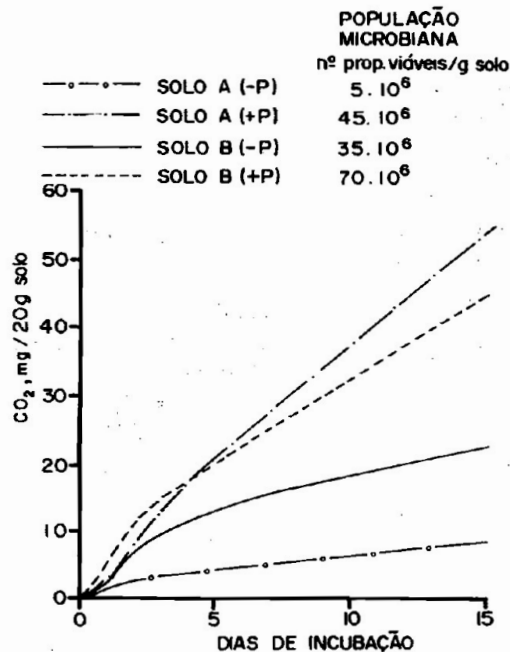


Figura 4. Efeito da incubação de dois solos com e sem hiperfosfato de Gafsa na respiração e população microbiana. Solo A: pH = 6,0; 0,49% C orgânico e 0,4 mg P_2O_5/l de extrato (índice de Morgan); solo B: pH = 6,9; 0,87% C orgânico e 1,0 mg P_2O_5/l de extrato (índice de Morgan) (Tardieux-Roche, 31).

Desta forma, nesses *microhabitats* próximos às raízes, o processo pode funcionar em taxas compatíveis com as necessidades da planta, ocorrendo simultaneamente a solubilização direta dos fosfatos insolúveis, imobilização/mineralização dos fosfatos orgânicos e a formação do húmus.

Fatores que afetam a Solubilização Biológica dos Fosfatos

Relação C/N - Outro fator de relevante importância nesse processo é a relação C/N. Adições de glicose e sulfato de amônio num solo podzólico vermelho-amarelo incubado com apatita de Araxá, de modo a se obter relações C/N diversas, demonstraram que altas relações C/N propiciam não só uma solubilização mais rápida da rocha, mas também a manutenção de níveis elevados de P solúvel por um tempo maior (7). Trabalhos realizados posteriormente (dados não publicados) confirmaram essas observações para outros solos, conforme pode ser observado na figura 5.

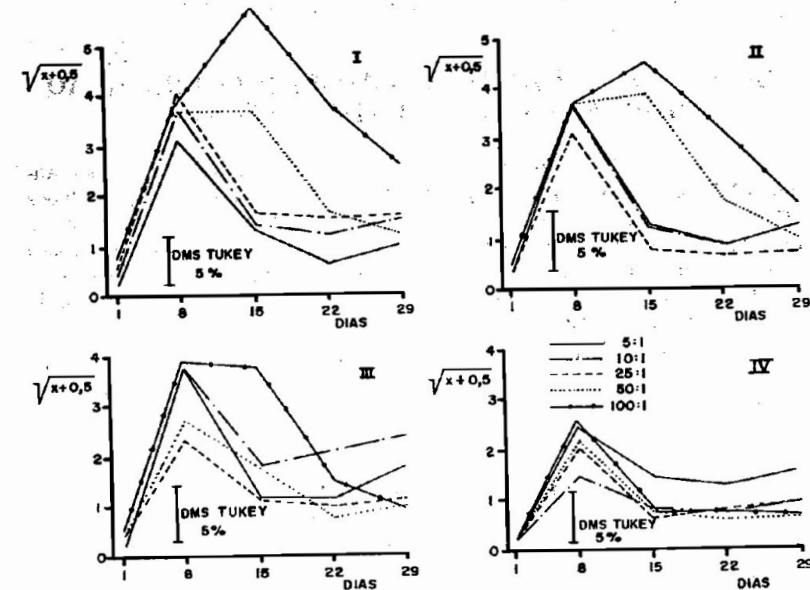


Figura 5. Solubilização do hiperfosfato de Gafsa em função da relação C/N (5:1; 10:1; 25:1; 50:1 e 100:1) e do tipo de solo (I = regossolo, II = latossolo vermelho-escuro, III = latossolo roxo e IV = terra roxa estruturada). As fontes de carbono (energia) e nitrogênio, foram, respectivamente, glicose e $(NH_4)_2SO_4$.

Matéria Orgânica - A aplicação simultânea de adubos orgânicos (esterco bovino) e fosfato de rocha, em cultura de trigo plantada após compostagem dessa mistura no solo, durante 15 semanas, mostrou que o P assimilado pela cultura ocorre em nível superior àquele obtido na incorporação separada desses fatores (32). Nessas condições, a eficiência agrônômica do fosfato de rocha foi equivalente à do superfosfato, enquanto que, na ausência de matéria orgânica, a eficiência agrônômica do fosfato de rocha é muito inferior à do superfosfato.

Cobertura Vegetal e Associações Micorrízicas - A rizosfera estimula o crescimento de microrganismos quimiorganotróficos, em particular o da população solubilizadora de fosfatos, através da excreção radicular de compostos orgânicos, utilizados pela população microbiana como fontes primárias de carbono e energia. Este assunto encontra-se mais detalhado no capítulo 4.

O fator mais marcante e talvez melhor estudado, capaz de incrementar a absorção de íons fosfato pelas raízes, é resultante do estabelecimento de associações micorrízicas, particularmente as micorrizas vesículo-arbusculares, em muitas culturas de interesse econômico (ver capítulos 19 e 20).

PERSPECTIVAS DE UTILIZAÇÃO DA SOLUBILIZAÇÃO BIOLÓGICA DE FOSFATOS NATURAIS

A exploração agrícola intensiva, visando suprir a demanda alimentar de zonas urbanas industrializadas, induziu a utilização maciça de adubos fosfáticos solúveis concentrados, tais como, os superfosfatos. Como consequência, subestimou-se e relegou-se por longo tempo a possibilidade prática do uso da ação biológica como fator principal ou coadjuvante de incremento do fósforo disponível às culturas, via mineralização de compostos orgânicos fosfáticos e via solubilização biológica de fosfatos inorgânicos insolúveis.

Nessa situação, os fosfatos naturais poderiam ser empregados diretamente no campo, desde que aliados a fatores biológicos para estimular sua solubilização na medida das necessidades da planta.

LITERATURA CITADA

1. ALEXANDER, M. Introduction to Soil Microbiology. 4.ed. New York, John Wiley & Sons, Inc., 1977. 472p..
2. ASSUMPÇÃO, E. Ação da população microbiana natural de um regossolo do Estado de São Paulo, influenciada pela adição de uma fonte de matéria orgânica sobre um fosfato natural. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1981, 39p. (Dissertação de Mestrado).

3. CARVALHO, P.C.T.; EIRA, A.F. & PELLEGRINO, D. Solubilização quantitativa de fosfatos insolúveis, por algumas espécies dos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*. Anais Esc. Sup. Agric. "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 26:173-185, 1969.
4. CARVALHO, P.C.T.; SALGADO, J.M. & SANTANA, E.P. Biotransformação da apatita de Araxá em solo suplementado com diferentes fontes de carbono. *O Solo*, Piracicaba, 69(1):30-34, 1977.
5. COSGROVE, D.J. Microbial transformation in the phosphorus cycle. In: ALEXANDER, M., ed., *Advances in Microbial Ecology*. New York, Plenum Press, 1977, 95-134 p.
6. CURRIE, J.N. The citric acid fermentation of *Aspergillus niger*. *J. Biol. Chem.*, Baltimore, 31(1):15-37, 1917.
7. EIRA, A.F. & CARVALHO, P.C.T. de. Determinação da influência da relação C/N, na solubilização da apatita de Araxá, pela microflora do solo. 51ª Reunião Anual, Seção Regional da Sociedade Botânica do Brasil, Piracicaba, 1969, 2 fl. (mimeo).
8. EIRA, A.F. & CARVALHO, P.C.T. de. Levantamento de microrganismos solubilizadores de fosfato. *Rickia*, São Paulo, 5:114-124, 1970.
9. FRIDMAN, S.V. Lixiviação: uma alternativa para minérios de baixo teor. *Brasil Mineral*, 2:20-21, 1984.
10. GERRETSEN, F.C. The influence of microorganisms on the phosphate intake by plants. *Pl. Soil*, Hague, 1:51-81, 1949.
11. HAYMAN, D.S. Phosphorus cycling by soil microorganism and plant roots. In: WALKER, N., ed. *Soil Microbiology, a Critical Review*. London, Butterworth Scientific, 67-91, 1975.
12. HERLIHY, A.T. & MILLS, A.L. Sulfate reduction in freshwater sediments receiving acid mine drainage. *Appl. Environ. Microbiol.*, Baltimore, 49(1):179-186, 1985.
13. INGVOSEN, K.; ZEIKUS, J.G. & BROCK, T.D. Dynamics of bacterial sulfate reduction in an eutrophic lake. *Appl. Environ. Microbiol.*, Baltimore, 42(6):1029-1036, 1981.
14. KAROW, E.O. & WAKSMAN, S.A. Production of citric acid in submerged culture. *Ind. Eng. Chem.*, Washington, 39(7):821-825, 1947.
15. KATZNELSON, H.; PETERSON, E.A. & ROUATT, J.W. Phosphate dissolving microorganisms on seed and in the root zone of plants. *Can. J. Bot.*, Ottawa, 40(9):1181-1186, 1962.
16. KUCEY, R.M.N. Phosphate-solubilizing bacteria and fungi in various cultivated and virgin Alberta soils. *Can. J. Soil Sci.*, Ottawa, 63:671-678, 1983.

17. LOMBARDI, M.L.C.O.; LOPES, E.S.; CARDOSO, E.J.B.N. & SILVA, M.T.R. Eficiência da dissolução de três fosfatos naturais no solo, pela atividade microbiológica de oxidação do enxofre elementar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 18., Salvador, 1981. Resumos. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1981. p.38.
18. MACHADO, J.O.; PICCINI, C.R.; BARBOSA, J.C. & NAHAS, E. Ação de vinhaça e fosfato natural sobre a população de bactérias solubilizadoras de fosfato bicalcico, habitantes da rizosfera de *Lycopersicon esculentum* (Mill) cv. "Petomech". Cientifica, Jaboticabal, 11(1):63-69, 1983.
19. MERZARI, A.H. Transformaciones microbiologicas de los compuestos del fosforo. IV Global Impacts of Applied Microbiology, São Paulo, 1:592-542, 1973.
20. ORTUNO, A.; HERNANDEZ, A.; NOGUEIRA, J.; MORALES, V. & ARMERO, T. Accion solubilizadora del fosforo por *Aspergillus niger* y *Pseudomonas fluorescens*. Microbiol. Espan., Madrid, 30-31:113-120, 1978.
21. ORTUNO, A.; NOGUEIRA, J.; HERNANDEZ, A. & ARMERO, T. Metabolismo fosfórico de *Aspergillus niger* en suelos calizos y salinos. Microbiol. Espan, Madrid, 30-31:101-112, 1978.
22. RAGHU, K. & MacRAE, I.C. Occurrence of phosphate dissolving microorganisms in the rhizosphere of rice plants and in submerged soils. J. Appl. Bact., London, 29:582-586, 1966.
23. RAJAN, S.S.S. Effect of sulphur content of phosphate rock sulphur granules on the availability of phosphate to plants. Fert. Res., Hague, 4:287-296, 1983.
24. RAJAN, S.S.S. Rotokawa sulphur granules - a greenhouse study. New Zeland J. Agric. Res., Wellington, 26:233-236, 1983.
25. RAMOS, A. & CALLAO, V. El empleo de la solubilizacion de fosfato en placa como tecnica diferencial bacteriana. Microbiol. Espan., Madrid, 20:1-12, 1967.
26. RAMOS, A.; CALLAO, V. & CARVALHO, P.C.T. de. La solubilizacion de fosfatos por hongos del suelo. Microbiol. Espan., Madrid, 21:23-37, 1968.
27. SPERBERG, J.I. Solution of apatite by soil microorganisms producing organic acids. Aust. J. Agric. Res., Victoria, 9:782-789, 1958.
28. SUBBA RAO, N.S. Phosphate solubilization by soil microorganisms. In: SUBBA RAO, N.S. ed., Advances in Agricultural Microbiology, London, Butterworth Scientific, 1982 p. 295-303.
29. SUBBA RAO, N.S. & BAJPAI, P.D. Fungi on the surface of legume root nodules and phosphate solubilizations. Experientia, 21:386-387, 1965.
30. SWABY, R.J. Biosuper-biological superphosphate. In: McLACHLAN, K.D., ed., Sulphur in Australasian Agriculture, Sydney Univ. Press, Sydney, 1975 p. 213-220.

31. TARDIEUX-ROCHE, A. Contribution a l'étude des interactions entre phosphates naturels et microflore du sol. Paris, Faculté des Sciences L'Université de Paris, 1966, 132 p. [Thèses pour le Grade Docteur - Sciences Naturelles]
32. TOMAR, N.K.; KHANNA, S.S. & GUPTA, A.P. Evaluation of Mussorie rock phosphate for wheat. Indian J. Agric. Sci., New Delhi, 53(5):330-6, 1983.
33. TUOVINEN, O.H.; HILTUNEN, P. & VUORINEN, A. Solubilization of phosphate, uranium, and iron from apatite and uranium containing rock samples in synthetic and microbiologically produced acid lach solutions. Eur. J. Appl. Microbiol. Biot. 17:327-33, 1983.
34. WAKSMAN, S. A. Soil Microbiology. New York, John Wiley & Sons, Inc., 1963, 356p.

39. SCHWAN, K.R.F. Caracterização, incidência e ecologia de micorrizas em viveiros e florestas de *Eucalyptus* spp. na região de Viçosa, Minas Gerais. Viçosa. Universidade Federal de Viçosa. 1984. 55p. (Tese M.S.)
40. SCHENCK, N.C. Introduction. In: SCHENCK, N.C. ed. *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*, Phytopathol. Soc., p IX e X. 1982.
41. SLANKIS, V. Hormonal relationships in mycorrhizal development. In: G. C. MARKS, & T.T. KOZLOWSKI, (eds) *Ectomycorrhizae: Their ecology and physiology*. Academic Press, New York. p. 207-230. 1973.
42. SLANKIS, V. Soil Factors influencing formation of mycorrhizas. *Annu Rev Phytopathol.*, Palo Alto, 12:437-510, 1974.
43. SMITH, S.S.E. Mycorrhizas of autotrophic higher plants. *Biol Rev., London*, 55:475-510, 1980.
44. TOMAZELLO FILHO, M. & KRUGNER, T.L. Formação de ectomicorrizas e crescimento de mudas de *Pinus caribaea* var. *bahamensis* em solo de viveiro infestado artificialmente com *Telephora terrestris* e *Pisolithus tinctorius* no litoral sul da Bahia. Piracicaba, Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais. 21:21-37, 1980.
45. TOMAZELLO FILHO, M. & KRUGNER, T.L. Aspectos de associação micorrízica em *Pinus* spp. Piracicaba - SP. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais. 1982. 32 p. (Serie Técnica, IPEF v.3 n.9).
46. THOMAZINI, L.I. Mycorrhiza in plants of the "cerrado". *Pl. Soil, Hague*, 41:707-711, 1974.
47. TRAPPE, J.M. Fungus associates of ectotrophic mycorrhizae. *Bot. Rev., New York*, 28:538-606, 1962.
48. TRAPPE, J.M. Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries. *Annu Rev Phytopathol.*, Pato Alto 15:203-222, 1977.
49. VIEIRA, R.F. Efeito de fatores edáficos associados ao cerrado no crescimento de *Pisolithus tinctorius* (Pers.) Coker & Couch em meio de cultura e na infecção micorrízica de *Eucalyptus grandis* W. Hill Ex Maiden em condições controladas. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1984.
50. ZAK, B. Characterization and identification of douglas-fir mycorrhizae. In: HACHSKAYLO, E. *Mycorrhizae*. U.S. Government Printing Office, Washington, p.38-53, 1971.
51. ZAK, B. Classification of ectomycorrhizae. In: MARKS, G.C. & KOSLOWSKI, T.T. eds. *Ectomycorrhizae: Their ecology and physiology*. New York, Academic Press. p.43-78, 1973.
52. YOKOMIZO, N.K.S. Associação ectomicorrízica de *Pisolithus tinctorius* (Pers.) Coker e Coub com espécies de *Eucalyptus* L'Heritier. Piracicaba, São Paulo. 1981. 54 p. (Tese M.S.).

O ENXOFRE E SUAS TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS

Osvaldo Garcia Jr.⁽¹⁾

INTRODUÇÃO

O enxofre é um elemento essencial para todos os seres vivos. Além de sua importância na constituição de proteínas, pela presença nos aminoácidos cisteína, cistina e metionina, e também em moléculas importantes no metabolismo celular, como acetilcoenzima-A, NADH desidrogenase, ferredoxina, etc., o enxofre em seus estados reduzidos (S^{2-} , S^0) é fonte de energia para algumas bactérias quimiolitotróficas, e em seu estado oxidado (SO_4^{2-}) éceptor de elétrons oriundos do metabolismo respiratório de bactérias redutoras de sulfato.

O enxofre é o décimo elemento em abundância na crosta terrestre, embora sua presença seja de cerca de 0,05% do total. A participação microbiana na reciclagem do enxofre será agora examinada.

O ENXOFRE NO SOLO

O enxofre pode ocorrer no solo nas suas formas orgânicas e inorgânicas, sendo que a predominância de uma ou outra forma dependerá das condições ambientais, as quais determinarão a composição e o grau de atividade da microbiota transformadora. Assim, em solos férteis a predominância é das formas orgânicas, enquanto em solos áridos as formas inorgânicas predominarão.

⁽¹⁾ Departamento de Bioquímica. Instituto de Química - UNESP - Araraquara, São Paulo.

O enxofre inorgânico pode se apresentar em vários estados de oxidação, tais como, 2⁻, 0, 2⁺, 4⁺ e 6⁺ com predominância dos estados 2⁻, 0 e 6⁺ nas formas de sulfetos, enxofre elementar e sulfatos, respectivamente. Enquanto os sulfetos metálicos são praticamente insolúveis em água, e portanto pouco acessíveis aos microrganismos, os sulfatos, com algumas exceções (CaSO₄, BaSO₄), são virtualmente solúveis em água. Como será visto posteriormente, somente alguns microrganismos metabolizam os sulfetos metálicos, transformando-os em sulfatos solúveis.

O enxofre é adicionado ao solo na forma de resíduos de animais ou vegetais, fertilizantes químicos, água de chuva ou intemperização das rochas a partir de minerais sulfetados ou sulfatados primários (FeS₂, ZnS, CaSO₄).

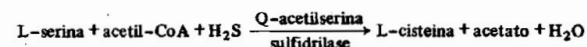
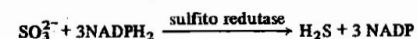
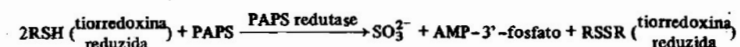
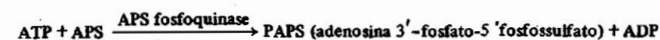
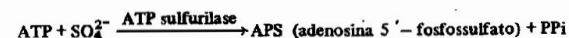
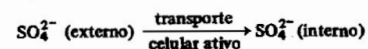
Estima-se que 90 x 10⁶ toneladas de enxofre na forma H₂S são liberadas anualmente para a atmosfera pela atividade de microrganismos. Cerca de 50 x 10⁶ toneladas são liberadas na forma de SO₂ pela queima de combustíveis. Essas formas de enxofre retornam aos solos na forma de H₂SO₄ pela chamada "chuva ácida", a qual acarreta sérios problemas sobretudo em regiões altamente industrializadas (13).

Em linhas gerais, podem-se resumir as transformações do enxofre conforme o esquema da figura 1. O desenvolvimento dos microrganismos nos diversos passos da transformação do enxofre na natureza é de fundamental importância na reciclagem desse elemento. Além disso, um dos processos de transformação de formas reduzidas de enxofre, especificamente a oxidação de sulfetos metálicos por bactérias do gênero *Thiobacillus*, se constitui na base do processo biotecnológico conhecido como "lixiviação bacteriana de metais", utilizada em escala industrial.

REDUÇÃO E ASSIMILAÇÃO MICROBIANA DO ENXOFRE

Normalmente o enxofre inorgânico é assimilado como sulfato por microrganismos e também por formas superiores de vida. Entretanto, o sulfato, que apresenta o enxofre na sua forma mais oxidada (S⁶⁺), sofre uma série de transformações para ser incorporado ao material celular na sua forma reduzida, na qual o enxofre apresenta valência 2⁻ (6).

Os passos dessas transformações têm sido estudados em várias espécies de microrganismos, como *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, *Bacillus subtilis*, *Micrococcus aureus*, *Enterobacter aerogenes* e *Aspergillus niger*. Em linhas gerais o enxofre na forma de sulfato é reduzido a sulfeto o qual reage com serina para formar cisteína. Conforme Gottschalk (8) pode-se resumir essa redução e incorporação do enxofre, segundo as reações a seguir:



O passo inicial da ativação do sulfato pelo ATP para formar APS (adenosina-5'-fosfossulfato) é provavelmente o mesmo em todos os microrganismos. Algumas variações nos demais passos, sobretudo em algas, têm sido descritas (9). O outro aminoácido sulfurado, a metionina, é formado a partir da homoserina que doa o esqueleto de carbono e da cisteína que contribui com o enxofre. Outras formas de enxofre, menos oxidadas que o sulfato, também podem ser reduzidas por microrganismos (9).

A redução e a assimilação de sulfato por microrganismos contribuem muito pouco para a liberação de H₂S para o ambiente. Essa contribuição é muito mais significativa com os microrganismos redutores de sulfato, que o utilizam comoceptor final de elétrons. Nesse caso o H₂S é liberado para o ambiente, como será visto posteriormente.

Entretanto, a importância dessa imobilização (temporária) do enxofre é inegável, pois após a morte desses organismos, a matéria orgânica será decomposta e o enxofre será reciclado.

DEGRADAÇÃO MICROBIANA DO ENXOFRE ORGÂNICO

Como pode ser visto na figura 1, o enxofre entra no solo na forma de resíduos orgânicos (restos de animais e vegetais), fertilizantes, efluentes industriais, água de chuva, etc. No caso de água de chuva, o enxofre provém da emanção de H₂S pelo metabolismo microbiano ou do SO₂ proveniente da queima de combustíveis fósseis. A ação microbiana assimiladora e redutora do sulfato

toras de sulfato em condições extremas: pH de 4.2 a 10.4; Eh de +350 a -500 mV; salinidade 1% à saturação de NaCl (14).

Poucos compostos orgânicos servem como substrato oxidável para as bactérias redutoras de sulfato. Lactato, piruvato e malato estão entre os principais substratos utilizados. A utilização de hidrocarbonetos como substrato tem sido também relatada e assume uma especial importância em ambientes contendo depósitos petrolíferos.

Na biogênese de minerais sulfetados (FeS₂, CuS, CuFeS₂, ZnS), bem como na degradação de minerais sulfatados (MgSO₄, CaSO₄) e, também na formação de depósitos de enxofre (S⁰), parece inegável a participação desse tipo de bactéria. Destaca-se que estudos em escala de laboratório demonstram a possibilidade de se obter enxofre nativo (S⁰) a partir de sulfato, com a participação de *Desulfovibrio* na redução de SO₄²⁻ a S²⁻. Posteriormente, *Chlorobium* ou *Chromatium* (outras bactérias do ciclo do enxofre) podem oxidar o S²⁻ a S⁰, durante o processo de fotossíntese (5).

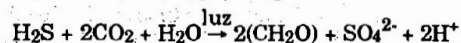
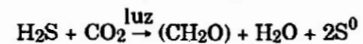
A importância ambiental das bactérias redutoras de sulfato é destacada por Postgate (12), que enumera uma série de efeitos do metabolismo dessas bactérias: poluição, corrosão, iogênese e degradação de depósitos minerais, envolvimento na indústria petrolífera (corrosão e degradação de hidrocarbonetos), tratamento de efluentes, etc.

OXIDAÇÃO MICROBIANA DE COMPOSTOS INORGÂNICOS DE ENXOFRE

Dois principais tipos de bactérias do enxofre podem oxidar formas reduzidas de enxofre inorgânico, tais como S²⁻, S₂O₃²⁻, S⁰, etc.: a) Bactérias fotolitotróficas e b) Bactérias quimiolitotróficas.

Dois gêneros principais constituem os representantes do primeiro grupo: *Chlorobium* e *Chromatium*. Esses microrganismos fotolitotróficos são anaeróbios estritos e conhecidos respectivamente como "bactéria-verde do enxofre" e "bactéria-púrpura do enxofre" (11). Em seus metabolismos, o sulfeto serve como doador de elétrons para a realização do processo fotossintético. Elas necessitam desse poder redutor para fixar o CO₂.

Desse processo resulta a formação de S⁰, o qual é normalmente depositado intracelularmente (bactéria-púrpura) ou extracelularmente (bactéria-verde). Em condições de deficiência de H₂S, o enxofre pode ser oxidado a SO₄²⁻. As equações abaixo sintetizam esse tipo de metabolismo.



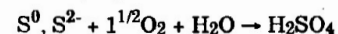
O segundo tipo de bactérias oxidantes de formas reduzidas de enxofre, as quimiolitotróficas, são os *Thiobacilli* (16). Além de sua importância ecológica na reciclagem do enxofre, algumas espécies são de reconhecida importância biotecnológica. Devido ao seu tipo de metabolismo, essas espécies são utilizadas em escala industrial, em processos de solubilização de metais de interesse econômico, como por exemplo o cobre e o urânio (2,15,10).

Esse gênero tem como característica básica a capacidade de obter energia para fixar o CO₂ atmosférico, a partir da oxidação das formas reduzidas de enxofre. Devido às peculiaridades das várias espécies deste gênero, os *Thiobacilli* podem ocupar uma razoável variedade de habitats. Assim, *Thiobacillus thioiparus* utiliza o enxofre (sulfetos, tiosulfato, enxofre nativo, etc.) em ambientes de pH próximos à neutralidade. Por outro lado, *Thiobacillus thiooxidans* tem seu crescimento acelerado em condições ácidas (pH < 2.0) e são organismos mesófilos (< 40⁰ C). Um novo gênero de bactérias oxidantes de enxofre, *Sulfolobus*, cresce em pH baixo (< 2.0) e em temperaturas de 70 a 75⁰ C (3).

Sob o ponto de vista tecnológico, duas espécies do gênero *Thiobacillus* podem ser destacadas: *Thiobacillus thiooxidans* (17) e *Thiobacillus ferrooxidans* (4). A lixiviação (solubilização) de metais de grandes pilhas de rejeitos minerais produzidas em unidades mineradoras era considerada até por volta de 1950 como um processo natural. Com o isolamento e purificação do *Thiobacillus ferrooxidans*, foi possível correlacionar definitivamente o processo à participação bacteriana.

O princípio desse processo que é utilizado em escala industrial em vários países (nos EUA, cerca de 20% da produção anual de cobre, ou seja 200.000 t, são obtidas por este processo) baseia-se na capacidade de produzir ácido sulfúrico juntamente com outro agente oxidante (íons Fe³⁺, no caso do *T. ferrooxidans*) que promovem a lixiviação ácida de metais.

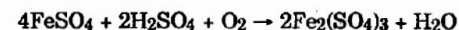
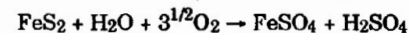
O *Thiobacillus thiooxidans* somente oxida formas reduzidas de enxofre, conforme a equação resumida abaixo:



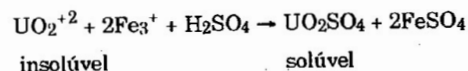
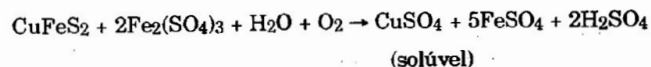
Além de oxidar o enxofre, o *Thiobacillus ferrooxidans* utiliza também o íon Fe²⁺ como substrato oxidável, transformando-o em Fe³⁺



Em ambientes contendo sulfetos metálicos, ocorre a oxidação desses minerais e a consequente solubilização dos metais presentes. Para a pirita, tem-se:



O ácido sulfúrico e o sulfato férrico produzidos podem atacar um outro sulfeto metálico ou um mineral contendo o metal em seu estado reduzido. Por exemplo:



O sulfato ferroso (FeSO_4) gerado na oxidação do urânio (U^{4+}), poderá ser novamente oxidado a sulfato férrico (Fe^{3+}), o qual oxidará U^{4+} até U^{6+} , tornando-o solúvel.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A reciclagem do enxofre na biosfera é de fundamental importância para todos os organismos. Os microrganismos responsáveis pelo ciclo do enxofre devem, portanto, merecer um significativo interesse científico. Além dessa razão básica, outros fatores justificam plenamente esse interesse. A inegável influência que tais microrganismos exercem na estrutura dinâmica e evolutiva do ambiente, poderá ser comprometida pela ação cada vez mais intensa e desordenada do homem na natureza.

O aprofundamento dos conhecimentos sobre esses microrganismos não só permitirá um comportamento mais racional do homem frente ao ambiente, como também poderá proporcionar um melhor aproveitamento dos eventuais produtos desse metabolismo. Como foi visto, alguns tipos de mecanismos microbianos em relação ao enxofre levam à produção de materiais de interesse tecnológico. Outros tipos podem determinar processos corrosivos, tendo portanto também interesse econômico. No que se refere à agricultura, é patente a importância dos microrganismos na reciclagem do enxofre, pois uma disponibilidade adequada das formas assimiláveis desse elemento pelos vegetais depende fundamentalmente da atividade microbiana no solo.

LITERATURA CITADA

1. ALEXANDER, M. Introduction to soil microbiology. John Wiley & Sons, N. York, 1961. p. 374.
2. BRIERLEY, C. L. Microbiological mining. Scientific American, 71:42-51. 1982.

3. BROCK, T. D.; BROCK, K. M.; BELLY, R. T. & WEISS, R. L. Sulfobolus: a new genus of sulfur-oxidizing bacteria living at low pH and high temperature. Arch. Mikrobiol., New York, 84:54-88, 1972.
4. COLMER, A. R.; TEMPLE, K. L. & HINKLE, M. R. An iron-oxidizing bacterium from the acid drainage of some bituminous coal mines. Jour. of Bacteriol., Baltimore, 59:317-328, 1950.
5. CORK, D. J. & CUSANOVICH, M. A. Sulfate decomposition: a microbiological process. In: MURR, L. E.; TORMA, A. E. & BRIERLEY J. A. eds., Metallurgical Applications of Bacterial Leaching and Related Microbiological Phenomena. Academic Press, N. York, 1978. pp. 207-221.
6. ERLICH, H. L. Geomicrobiology. Marcel Dekker, Inc., New York, 1981. p. 251.
7. FRENEY, J. R. Sulfur containing organics. In: McLAREN, A. D. & PETERSEN, G. H. eds., Soil Biochemistry. Marcel Dekker, N. York, 1967. pp. 229-259.
8. GOTTSCHALK, G. Bacterial metabolism. In: STAR, M. P., ed. Springer-verlag, New York, 1979. p. 39.
9. KROUSE, H. R. & McCREADY, R. G. L. Reductive reactions in the sulfur cycle. In: TRUDINGER, P. A. & SWAINE, D. J. eds., Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. Series: Studies in Environmental Science (vol. 3), Elsevier, Amsterdam, 1979. pp. 315-368.
10. LUNDGREN, D. G. & SILVER, M. Ore leaching by bacteria. Ann. Rev. Microbiol., Washington, 34:263-283, 1980.
11. PFENNIG, N. Phototrophic green and purple bacteria: a comparative, systematic survey. Ann. Rev. Microbiol., Washington, 31:275-290, 1977.
12. POSTGATE, J. R. Economic importance of sulphur bacteria. Phil. Trans. R. Soc. Lond., Washington, B 298, 583-600, 1982.
13. STANIER, R. Y.; INGRAHAM, J. L.; WHEELIS, M. L. & PAINTER, P. R. The microbial World. Prentice-Hall, New Jersey, 1986. P. 554. 5a. ed.
14. TRUDINGER, P. A. The biological sulfur cycle. In: TRUDINGER, P. A. & SWAINE, D. J. eds., Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. Series: Studies in Environmental Science (vol. 3), Elsevier, Amsterdam, 1969. pp. 293-313.
15. TUOVINEN, O. H. & KELLY, D. P. Use of microorganisms for the recovery of metals. Internat. Metall. Rev., Bedford, 19(179):21-31, 1974.
16. VISHNIAC, W. V. & SANTER, M. The Thiobacilli. Bacteriol. Rev., Baltimore, 21:195-213. 1957.
17. WAKSMAN, S. A. & JOFFE, J. S. Microorganisms concerned in the oxidation of sulfur in the soil. II - *Thiobacillus thiooxidans*, a new sulfur oxidizing organism isolated from the soil. Jour. of Bacteriol., Baltimore, 7(2): 239-225. 1922.

TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS DE OUTROS ELEMENTOS (Potássio, Micronutrientes e Metais Pesados)

Mariangela Hungria⁽¹⁾ & Segundo Urquiaga⁽¹⁾

INTRODUÇÃO

Os microrganismos, como membros produtores, transportadores e consumidores do ecossistema do solo, estão envolvidos no fluxo de energia e na ciclagem dos elementos, podendo alterar fortemente a sua disponibilidade. As pesquisas, entretanto, têm focado principalmente o papel dos microrganismos nas transformações do C, N e P. Isso pode ser explicado pelo fato de que o K não pode sofrer a maioria das reações que ocorrem com os outros nutrientes e, também, porque até pouco tempo atrás, foi dada pouca importância aos micronutrientes, elementos tóxicos e elementos raros. Com a intensificação da agricultura, porém, surgiram os problemas de deficiência de micronutrientes, particularmente nos solos de baixa fertilidade ou de fertilidade marginal. Por outro lado, com o incremento no uso de insumos agrícolas, iniciaram-se os relatos de acúmulo no solo e na água de elementos tóxicos, como: As, Hg, Pb ou mesmo Cu, Zn e Mn, introduzidos juntos com os pesticidas; Cu, Ni, Pb e U que podem acompanhar os fertilizantes e corretivos; diversos outros elementos podem também ser introduzidos por esgotos domésticos ou de fábricas e por alguns microrganismos. Intensificaram-se, ainda, os estudos sobre a extração de elementos raros presentes no solo.

De um modo geral, a ciclagem dos elementos a serem discutidos neste capítulo pode estar numa das seguintes categorias:

⁽¹⁾ EMBRAPA/CNPBS, Km 47 da antiga rodovia Rio-São Paulo, CEP 23.851, Seropédica, RJ.

a) conversões de oxidação ou de redução das formas inorgânicas. Normalmente a oxidação é catalisada por bactérias quimiolitotróficas;

b) conversões da forma inorgânica para orgânica (imobilização) e da forma orgânica para a inorgânica (mineralização), e

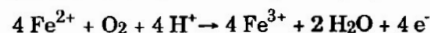
c) transformações indiretas resultantes da atividade metabólica dos microrganismos, alterando o pH, a pressão parcial de O₂, etc.

FERRO

O ferro (Fe) é um micronutriente importante que, embora esteja presente no solo em quantidades elevadas, muitas vezes se encontra em forma não disponível às plantas, havendo relatos, mesmo em solos brasileiros, de deficiência desse nutriente. As transformações microbianas de minerais metálicos, principalmente aqueles contendo Fe, assumem, assim, um papel importante na disponibilidade deste elemento. Podemos dividir as transformações do Fe por microrganismos em 4 classes, descritas a seguir:

OXIDAÇÃO DO ÍON FERROSO A ÍON FÉRRICO

Certas bactérias podem oxidar o íon ferroso ao estado férrico. Essa reação de oxidação pode ser representada pela equação:



íon ferroso

íon férrico

Alguns autores preconizam que a oxidação do íon ferroso ocorre facilmente em termos físico-químicos, o que indica que a ação dos microrganismos não deve ser relevante.

A oxidação biológica, porém, ocorre rapidamente em valores de pH entre 2,0 e 4,5, enquanto que a oxidação química nessa faixa de pH é muito lenta, apresentando seu pH ótimo próximo da neutralidade. Após a oxidação, o íon férrico, que é muito menos solúvel, precipita como hidróxido férrico, Fe(OH)₃. Várias bactérias são capazes de promover essa oxidação. *Thiobacillus ferrooxidans* é muito estudado devido a sua vasta distribuição, ocorrendo desde em regiões do fundo do mar até em rochas desérticas e sendo muito comum em solos sulfatados ácidos, bem como minas de carvão e urânio. Essa bactéria, por ser quimiolitotrófica, pode obter energia pela oxidação tanto do S, como do Fe (5).

Nos locais ricos em piritita e marcassita (FeS₂), estas são rapidamente oxidadas pelo *Thiobacillus*, produzindo minerais do tipo jarosita

(KFe₃(OH)₆(SO₄)₂). É possível que outros sulfatos férricos básicos também se formem, dependendo das argilas e cátions disponíveis no local (12). *Leptospirillum* e *Sulfolobus* são outros gêneros associados com a oxidação do Fe, além de alguns microrganismos quimiorganotróficos, os quais obtêm pouca ou nenhuma energia desse processo.

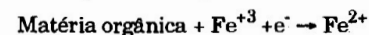
Algumas bactérias são capazes de oxidar os íons ferrosos (embora geralmente não obtenham energia pelo processo de oxidação) e depositar hidróxidos de Fe em estruturas externas às células. Essas bactérias foram denominadas de "bactérias do ferro" e pertencem aos gêneros *Gallionella*, *Crenothrix*, *Leptothrix*, *Siderocapsa*, *Sphaerotilus*, *Clonothrix*, *Metallogenium* e às bactérias filamentosas, *Pedomicrobium* e *Hyphomicrobium*, entre outros gêneros (7). Algumas dessas bactérias podem ser reconhecidas facilmente pela morfologia de suas estruturas externas incrustadas de metais. Hoje, apesar das dificuldades que envolvem esses estudos, já foram identificados, sob condições ambientes e de laboratório, diversos fungos, algas e protozoários que também depositam hidróxido férrico em polímeros extracelulares, que podem ser complexos protéicos, protéico-lipídicos ou polissacarídico-ácidos (18). Também é possível que alguns hidróxidos de Fe com carga, como o Fe(OH)₂⁺, possam se ligar aos polímeros com carga negativa produzidos por esses microrganismos e, depois, essa deposição continuaria biológica e abiologicamente. Alguns destes microrganismos têm vasta distribuição e estão sempre associados a depósitos de Fe e Mn e também podem conter outros metais de grande importância econômica (6,7).

As reações de oxidação pelo *Thiobacillus* produzindo H₂SO₄, têm importância econômica e ecológica, pois dificultam a recuperação agrícola de alguns solos, o reflorestamento em áreas de minas e a construção de edifícios devido ao grande poder de corrosão (9). A importância da oxidação também está ligada à lixiviação biogeoquímica de metais raros, como o urânio e ouro, associados aos minerais que contêm Fe. Finalmente, as bactérias que precipitam o hidróxido de ferro podem acumular os precipitados e entupir os encanamentos e depósitos de água, alterando a cor e paladar da água para o consumo.

Pelo fato de que a maioria dos solos contém quantidades reduzidas de S, a formação de H₂SO₄ ocorre em baixos níveis, normalmente não afetando o pH do solo.

REDUÇÃO DO ÍON FÉRRICO A ÍON FERROSO

Alguns microrganismos podem promover a redução do Fe³⁺, numa reação que pode ser representada por:



Nos solos bem aerados, a maior parte do Fe está no estado oxidado, mas, quando têm início condições anaeróbicas, aumenta rapidamente a concentra-

ção do íon ferroso, numa reação totalmente biológica, com pequena ou nenhuma ocorrência em solo estéril e cuja velocidade aumenta consideravelmente com a adição de matéria orgânica. O processo de redução também pode ocorrer em solos drenados com microssítios temporariamente anaeróbios, tendo grande importância a interface aeróbia-anaeróbia dos agregados do solo. Já foram identificadas bactérias anaeróbias facultativas pertencentes aos gêneros *Bacillus*, *Klebsiella*, *Pseudomonas* e bactérias anaeróbias dos gêneros *Clostridium* e *Desulfovibrium*, que são capazes de reduzir o Fe. De um modo geral, não há uma enzima específica responsável pelo processo que resulta indiretamente da atividade metabólica, pelo consumo de O₂, abaixando o potencial de oxi-redução. Já foram porém identificados alguns microrganismos que, sob condições anaeróbias, podem usar o Fe⁺³ como aceptor final de elétrons e, nesse caso, apresentando uma conversão enzimática do íon. O processo de redução pode levar a grandes prejuízos econômicos, devido à corrosão das tubulações de Fe. Um fenômeno que possivelmente está associado com a redução microbiana do Fe é a gleização dos solos inundados, atribuída ao sulfeto ferroso produzido sob anaerobiose, quando o teor de água aumenta (3, 8, 15, 25, 26).

IMOBILIZAÇÃO E MINERALIZAÇÃO DO FERRO

O Fe pode estar ligado a vários complexos orgânicos do solo. O ataque de diversos microrganismos quimiorganotróficos, aeróbios e anaeróbios, a fim de utilizar energeticamente a fração orgânica, promove a liberação do Fe inorgânico na solução do solo, que é precipitado como hidróxido férrico. Os microrganismos responsáveis pela mineralização do Fe incluem diversos gêneros de bactérias, como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Serratia*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Mycobacterium*, *Corynebacterium*, espécies de *Nocardia* e *Streptomyces*, diversos fungos filamentosos, e, para os compostos orgânicos de Fe característicos do húmus, o *Pedomicrobium*, *Metallogenium* e *Seliberia*. O Fe liberado desses compostos orgânicos e o Fe mineral solúvel do solo também podem ficar imobilizados em moléculas orgânicas dos microrganismos, mas posteriormente são mineralizados em quase sua totalidade (24).

TRANSFORMAÇÕES INDIRETAS RESULTANTES DA AÇÃO DE SUBSTÂNCIAS PRODUZIDAS POR MICRORGANISMOS

Muitas bactérias, fungos e líquens produzem ácidos (carbônico, nítrico, sulfúrico e ácidos orgânicos) que podem dissolver o Fe de minerais e rochas, liberando esse elemento para a solução (23).

Quase todos os microrganismos aeróbios e anaeróbios facultativos excretam também quelantes de baixo peso molecular, como os cateóis e hidroxila-

matos, que podem complexar e solubilizar o Fe (20,21). A importância desses agentes, que foram chamados de sideróforos, advém do fato de que o íon férrico é extremamente insolúvel em ambiente aeróbio e pH biológico, e a produção de quelantes com constantes de ligação de aproximadamente 10³⁰ pode ser de grande importância para a solubilidade desse nutriente.

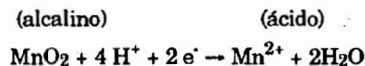
Os sideróforos podem ser abundantes no solo (0,13 a 0,20 mg de sideróforos por kg de peso seco de solo em uma cultura de arroz inundado, provavelmente produzidos por cianobactérias) (2). Já foram identificados diversos sideróforos produzidos por fungos e bactérias do solo, recebendo os nomes de pseudobactin, rizobactin, aerobactin, enterobactin, agrobactin, ferricromos, ácido rodotorúlico, ferrioxaminas, ácido dimerúmico, fusarininas e esquizoquininas (2,18).

É provável que a principal função dos sideróforos seja a de não tornar o Fe disponível aos patógenos. Desse modo, algumas bactérias denominadas "rizobactérias promotoras do crescimento das plantas" conseguiram aumentar a produtividade de culturas como a batata, beterraba e rabanete, não tornando o Fe disponível aos patógenos do solo ou até evitando a germinação de esporos de fungos (14,19). É possível que a capacidade de colonização das plantas por microrganismos associativos seja favorecida pela produção de sideróforos, havendo também indicações de que os sideróforos produzidos por microrganismos são uma fonte importante de Fe para as plantas sob condições de deficiência de Fe. Além disso, a produção dos sideróforos também pode representar uma grande vantagem competitiva para os microrganismos que os produzem (10).

O papel dos sideróforos na agricultura tende a ser cada vez mais investigado. (Ver Capítulo 4)

MANGANÊS

O manganês (Mn) é o micronutriente mais abundante no solo depois do Fe e ambos são muito semelhantes, tanto no comportamento químico como na ocorrência geológica. As principais diferenças químicas estão na natureza mais eletropositiva do Mn e na maior solubilidade e menor estabilidade dos seus compostos. O Mn ocorre no solo nas formas bivalente (Mn²⁺) e tetravalente (Mn⁺⁴, na forma de óxidos, MnO₂). A forma trivalente, Mn₂O₃ é muito instável, sendo dificilmente encontrada na natureza. Das duas formas principais, o íon predominante é uma função do pH, conforme pode ser visto na equação abaixo:



O Mn²⁺ é a forma solúvel e assimilável pelas plantas, predominando em valores de pH abaixo de 5,5 e condições aeróbias, ou em pH mais elevado

e condições anaeróbias. Em pH acima de 8,0, o íon é oxidado espontaneamente, formando óxidos inertes, não disponíveis às plantas. Devido à pequena porcentagem de Mn nas células microbianas, considera-se a imobilização desprezível, e a oxidação e a redução são, portanto, os principais processos.

OXIDAÇÃO BIOLÓGICA DO Mn^{2+}

A oxidação biológica do Mn^{2+} tem importância entre pH 5,5 e 9,0 e é mais rápida em valores próximos da neutralidade. Abaixo de pH 8,0 há pouca oxidação química. A oxidação do Mn^{2+} ocorre tanto na superfície do mar como no solo, e os óxidos produzidos microbiologicamente parecem apresentar uma forma intermediária entre a tri e tetravalente, mas pouco se sabe sobre o aproveitamento pelas plantas dessas formas intermediárias. Já foram identificados diversos gêneros de bactérias capazes de realizar a oxidação, tais como: *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Metallogenium*, *Pedomicrobium* e os fungos *Cephalosporium*, *Cladosporium*, *Curvularia* e *Fusarium* (1).

As "bactérias do ferro", já discutidas anteriormente, também podem oxidar o Mn^{2+} e depositar MnO_2 em polissacarídeos extracelulares (7).

A oxidação microbiológica do Mn^{2+} pode ocorrer indiretamente pela produção de substâncias que alteram o pH. Grande parte dos relatos de oxidação, porém, parecem estar diretamente relacionados a mecanismos de proteção contra toxidez de O_2 . A oxidação do Mn^{2+} com pequenas quantidades de H_2O_2 produzido durante o crescimento aeróbio pode livrar as células do H_2O_2 tóxico e a oxidação também pode substituir o papel da superóxido dismutase, na proteção contra a toxidez pelo H_2O_2 . Algumas bactérias também parecem poder obter energia útil desse processo de oxidação (25).

A proliferação dos microrganismos que oxidam o Mn^{2+} na rizosfera pode levar as plantas à deficiência desse micronutriente.

REDUÇÃO DO MnO_2 A Mn^{2+}

Esse processo é muito semelhante à redução do Fe. Pode ocorrer pela produção de ácidos, abaixamento do potencial de oxi-redução ou remoção do O_2 pelo metabolismo microbiano, havendo então uma redução química. Mas também pode ocorrer uma redução direta, quando o MnO_2 funciona como aceptor final de elétrons na cadeia respiratória. Diversos microrganismos, como *Bacillus*, *Clostridium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e vários fungos podem realizar a redução, que aumenta consideravelmente com a adição de matéria orgânica.

BIOTRANSFORMAÇÕES DE OUTROS MICRONUTRIENTES

O zinco (Zn), cobre (Cu), molibdênio (Mo) e boro (B) são necessários aos microrganismos estimulando fortemente o seu crescimento, como no caso de fungos na presença de Zn. Esses micronutrientes, por estarem associados à matéria orgânica, sofrem os processos de *mineralização* e *imobilização*. Em alguns casos, a imobilização temporária desses nutrientes pode levar as plantas à deficiência (17).

Esses micronutrientes também podem sofrer *transformações indiretas*, tais como: a) solubilização de silicatos que contenham esses micronutrientes pela ação de ácidos orgânicos ou inorgânicos, resultantes do metabolismo microbiano; b) queda do pH resultante da oxidação do NH_4 na nitrificação ou do S pelo *Thiobacillus*, podendo favorecer a disponibilidade do Zn e Cu; e c) oxidação do S e de minerais contendo micronutrientes, como é o caso do ZnS , podendo o metal ser liberado numa forma solúvel. O Cu, porém, parece também sofrer oxidação. Na presença de Cu_2S , os íons cuprosos podem ser oxidados por *Thiobacillus ferrooxidans* numa reação enzimática, que pode sustentar o crescimento quimiolitotrófico dessa bactéria (17,22,28).

POTÁSSIO

Os minerais, particularmente os feldspatos, constituem a principal reserva de potássio (K) do solo. Nos sistemas biológicos, este nutriente só existe no estado monovalente, não ocorrendo, portanto, as reações de oxidação e redução que tipificam as transformações microbiológicas do N, S, Fe e Mn. As reações envolvendo o K podem ser classificadas como se segue.

IMOBILIZAÇÃO E MINERALIZAÇÃO

A microflora tem influência no nível de K disponível, especialmente em solos pobres, podendo competir com as plantas no caso de baixa disponibilidade do nutriente. Essa imobilização, porém, é apenas temporária e, com a morte dos microrganismos, o K é liberado das células por mineralização. Acredita-se que os microrganismos possam ser responsáveis pela mineralização de aproximadamente 1/3 da quantidade total de K contido nas células e ligado aos complexos orgânicos de plantas e microrganismos. Os outros 2/3 do K, por estarem fracamente ligados, são imediatamente solúveis, não requerendo a intervenção de microrganismos (1).

TRANSFORMAÇÕES INDIRETAS

Diversos microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetos) conseguem solubilizar o K através da decomposição de minerais silicatados (27). Desse modo, já foi relatado o crescimento de *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Aspergillus*, *Penicillium* e outros microrganismos em meio deficiente em K, mas ao qual se adicionaram silicatos de alumínio insolúveis. O K pode ser liberado de minerais como a biotita, muscovita, microclina, nefelina, leucita, ortoclásio e minerais de argila como a montmorilonita (1, 11, 13, 27).

A liberação do K desses minerais ocorre, principalmente, pela ação de ácidos produzidos pela atividade biológica. Por outro lado, a própria remoção do K solúvel pela assimilação microbiana favorece a liberação do K dos minerais, aumentando o gradiente de concentração durante a reação de hidrólise dos minerais.

TRANSFORMAÇÕES DE ELEMENTOS TÓXICOS: MERCÚRIO, CÁDMIO, CHUMBO, ESTANHO E ARSÊNIO

O mercúrio (Hg) participa de um ciclo bastante complexo na biosfera. As rochas e sedimentos marinhos contêm a maior parte do Hg da terra mas, atualmente, a atividade humana na mineração e nas indústrias adiciona quantidades consideráveis de Hg ao meio ambiente.

Alguns microrganismos realizam a metilação do Hg, processo este muito importante, uma vez que mobiliza o Hg dos sedimentos através da formação de monometilmercúrio (CH_3Hg)⁺ ou dimetilmercúrio (CH_3HgCH_3), muito tóxicos aos animais. Também há indicações de metilação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), estanho (Sn) e arsênio (As), havendo a formação de compostos que, como no caso do Hg, são ainda mais tóxicos. As bactérias anaeróbias que vivem na superfície de sedimentos marinhos fazem a metilação do Hg pela excreção de metilcobalamina, que serve como doador do grupo metil. No solo, a metilação é realizada também por bactérias anaeróbias, fungos, leveduras e, possivelmente, mesmo por bactérias aeróbias, que sintetizam a vitamina B12 (cobalamina) ou que possam usá-la quando disponível, tendo sido identificadas, em laboratório, culturas de *Bacillus*, *Clostridium*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas* e dos fungos *Aspergillus*, *Neurospora* e *Scopulariopsis* com esta capacidade.

Existem diversos relatos de bactérias resistentes a teores elevados de Hg e organomercuriais. Estas bactérias possuem mecanismos de desintoxicação que podem incluir: 1) síntese de grupos tiol que se ligam ao Hg tornando-o menos tóxico; 2) barreiras de permeabilidade que limitam o acesso à célula e 3) eliminação do metal do meio de crescimento pela redução, chegando à volatilização

como Hg^0 . Já foram isoladas enzimas envolvidas na desintoxicação, como a redutase do Hg^{2+} e as liases.

Algumas bactérias quimiolitotróficas e quimiorganotróficas também são capazes de solubilizar os metais tóxicos contidos em minerais como o PbS e CdS (25).

O As é mais abundante do que o Hg na natureza, não havendo, entretanto, evidências de que haja bioacumulação considerável desse metalóide. Alguns microrganismos, em solos tratados com pesticidas e herbicidas, podem produzir compostos gasosos contendo As. Também já foi relatada a oxidação do As^{+3} a As^{+5} , que é menos tóxico. A redução do arsenato a arsenito já foi observada em *Chlorella*.

O FATOR BIÓTICO NAS TRANSFORMAÇÕES DE ALGUNS OUTROS ELEMENTOS

O selênio (Se) é importante porque, em baixas concentrações, tem-se mostrado estimulante para o crescimento das plantas, assim como há evidências de que seja indispensável à nutrição animal e crescimento de alguns microrganismos. Mas, em muitas situações, as plantas podem acumular níveis acima de 4 ppm, ficando tóxicas aos animais. Níveis elevados de Se também podem ser tóxicos aos microrganismos. Algumas plantas assimilam Se e quando submetidas à mineralização, poderá ocorrer a metilação pelos microrganismos. Também há indicações de oxidação do Se elementar e de redução do selenato e do selenito do solo por alguns microrganismos. O telúrio (Te), que pode ser muito tóxico aos microrganismos, também parece sofrer as mesmas transformações do Se (4, 25).

Uma nova bactéria, *Stibiobacter senarmontii* é capaz de oxidar o antimônio da forma Sb^{+3} a Sb^{+5} , usando essa reação aparentemente para produzir energia.

Em relação ao cálcio (Ca), a produção de ácidos orgânicos e inorgânicos pelos microrganismos pode solubilizar o Ca das rochas calcárias. Em ambientes marinhos, o CO_2 preso na forma de bicarbonato de Ca é removido pelos microrganismos fotolitotróficos, precipitando então carbonato de cálcio ou, quando existirem fosfatos, fosfatos de cálcio (16).

O silício (Si) é essencial para alguns microrganismos, e pode sofrer solubilização pela ação de ácidos orgânicos e inorgânicos produzidos pelos microrganismos do solo. A atividade dos microrganismos, produzindo ácidos e agentes quelantes também pode liberar, de minerais ou sais insolúveis, o magnésio (Mg), alumínio (Al), sódio (Na) e outros elementos (11).

CONCLUSÃO

O interesse pelo papel dos microrganismos na ciclagem de outros elementos cresce, então, devido a sua importância econômica, ambiente e geoquímica. A agricultura moderna e racional exige a intensificação dos estudos sobre essas transformações, que podem provocar um aumento ou diminuição na disponibilidade tanto de nutrientes, como de elementos tóxicos às plantas, afetando diretamente o seu crescimento. Além disso, as pesquisas nessa área podem conduzir ao melhor conhecimento da fisiologia do crescimento dos microrganismos, que poderão ser usados para o controle da poluição ambiente e para a recuperação de minérios de grande valor econômico que se encontram em baixa concentração nos solos.

No Brasil, como em outros países do terceiro mundo, estes estudos são de importância ainda maior, visto que a legislação ainda permite a aplicação de elementos pesados na forma de defensivos agrícolas.

LITERATURA CITADA

- ALEXANDER, M. Introduction to Soil Microbiology. 2. ed. New York. John Wiley Sons, 1977. 467p.
- AKERS, H.A. Isolation of the siderophore schizokinen from soil of rice fields. Appl. Environm. Microbiol. Baltimore, 45:1704-1706, 1983.
- BROMFIELD, S.M. Reduction of ferric compounds by soil bacteria. J. Gen. Microbiol., Oxford, 11:1-6, 1954.
- COLE, M.A. Solubilization of heavy metal sulfides by heterotrophic soil bacteria. Soil Sci., Baltimore, 127:313-317, 1979.
- COLMER, A.R. & HINKLE, M.E. The role of microorganisms in acid mine drainage: a preliminary report. Science, Washington, 106:253-256, 1947.
- EMERY, T. Iron deprivation as a biological defense mechanism. Nature, London, 287:776-777, 1980.
- GHIORSE, W.C. Biology of iron - and manganese - depositing bacteria. Annu. Rev. Microbiol., Palo Alto, 38:515-550, 1984.
- HAMMANN, R. & OTTOW, J.C.G. Isolation and characterization of iron-reducing nitrogen-fixing saccharolytic clostridia from gley soil. Soil Biol. Biochem., Oxford, 8:357-364, 1976.
- HARRISON, Jr., A.P. The acidophilic thiobacilli and other acidophilic bacteria that share their habitat. Annu. Rev. Microbiol., Palo Alto, 38:265-292, 1984.
- HARTMANN, A. Ecophysiological aspects of growth and nitrogen fixation in *Azospirillum*. Pl. Soil, Hague, 1988.
- HENDERSON, M.E.K. & DUFF, R.B. The release of metallic and silicate ions from minerals, rocks and soils by fungal activity. J. Soil Sci., London, 14:236-246, 1973.
- IVARSON, K.C. Microbiological formation of basic ferric sulfates. Can.J. Soil Sci., Ottawa, 53:315-323, 1973.
- IVARSON, K.C.; ROSS, G.J. & MILES, N.M. Alterations of micas and feldspars during microbial formation of basic ferric sulfates in the laboratory. Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, 42:518-524, 1978.
- KLOEPPER, W.; LEONE, J.; TEINTZ, M. & SCHROTH, M.N. Enhanced plant growth by siderophores produced by plant growth-promoting rhizobacteria. Nature, London, 286:885-886, 1980.
- KOMATSU, Y.; TAKAGI, M. & YAMAGUCHI, M. Participation of iron in denitrification in waterlogged soil. Soil. Biol. Biochem., Oxford, 10:21-26, 1978.
- LOPES, A.S. Micronutrientes nos solos e culturas brasileiras. In: Anais do Seminário P, Ca, Mg, S e Micronutrientes - Situação Atual e Perspectiva na Agricultura. São Paulo, Manah S/A, 1986. pp. 110-141.
- McCORMICK, R.W. & WOLF, D.C. Effect of montmorillonite and trace elements on the growth of *Penicillium frequentans*: I - Ammonium nitrogen source. Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, 43:1114-1120, 1979.
- NEILANDS, J.B. Microbial envelope proteins related to iron. Annu. Rev. Microbiol., Palo Alto, 36:285-309, 1982.
- NEILANDS, J.B. & LEONG, S.A. Siderophores in relation to plant growth and disease. Ann. Rev. Microbiol., 37:187-208, 1986.
- POWELL, P.E.; CLINE, G.R.; REID, C.C.P. & SZANISLO, P.J. Occurrence of hydroxamate siderophore iron chelators in soils. Nature, London, 287:833-834, 1980.
- POWELL, P.E.; SZANISLO, P.J.; CLINE, G.R. & REID, C.P.P. Hydroxamate siderophore in the nutrition of plants. J. Plant Nutrition, New York, 5:653-673, 1982.
- RAZZELL, W.E. & TRUSSELL, P.C. Microbiological leaching of metallic sulfides. Appl. Microbiol., Baltimore, 11:105-110, 1963.
- SILVERMAN, M.P. & EHRLICH, H.L. Microbial formation and degradation of minerals. Adv. Appl. Microbiol., Madison, 6:153-206, 1964.
- SILVERMAN, M.P. & LUNDGREN, D.G. Studies on the chemoautotrophic iron bacterium *Ferrobacillus ferrooxidans*. I - An improved medium and a harvesting procedure for securing high cell yields. J. Bact., Baltimore, 77:642.647, 1959.

25. SUMMERS, A.O. & SILVER, S. Microbial transformations of metals. *Annu. Rev. Microbiol.*, Palo Alto, 32:637-672, 1978.
26. TIEDJE, J.M.; SEXSTONE, A.J.; PARKIN, T.B.; REVSBECH, N.P & SHELTON, D.R. Anaerobic processes in soil. *Pl. Soil. Hague*, 76:197-212, 1984.
27. WEED, S.B.; DAVEY, C.B. & COOK, M.G. Weathering of mica by fungi. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, Madison, 33:702-706, 1969.
28. ZAJIC, J.E. *Microbial Biogeochemistry*. New York, Academic Press, 1969. 345p.

DEFENSIVOS AGRÍCOLAS E SUA INTERAÇÃO COM A MICROBIOTA DO SOLO

Maria Raphaela Musumeci⁽¹⁾

INTRODUÇÃO

Os defensivos agrícolas ou agrotóxicos são substâncias químicas destinadas ao controle das pragas e doenças de culturas agrícolas, que atingem o solo, não só pela incorporação direta pela superfície, como também através do tratamento de sementes com fungicidas e inseticidas, no controle de fungos patogênicos do solo ou da eliminação de ervas daninhas por herbicidas. Esses compostos podem ainda atingir o solo de forma indireta pela pulverização das partes verdes dos vegetais e pela queda de frutos e folhas que receberam a aplicação dos agrotóxicos e que são incorporados ao solo.

Assim, os defensivos destinam-se a, em benefício da agricultura, alterar o balanço ecológico pela eliminação das espécies indesejáveis, em favor das espécies consideradas aproveitáveis para a continuação da existência humana.

Entretanto, a própria natureza regida por tão variados processos biológicos e bioquímicos torna pouco provável que, mesmo compostos altamente específicos, não afetem outros organismos além daquele organismo ao qual se destinam, na sua tarefa de controle de uma doença, praga ou erva daninha. É, por isso, importante que o homem verifique quais as mudanças ecológicas que os defensivos podem produzir, e se essas mudanças são permanentes ou temporárias. Um perfeito conhecimento e compreensão do comportamento desses compostos nos solos e dos processos do solo que afetam os agrotóxicos, torna-se assim, necessário, se são desejáveis os métodos para controlar a persistência do defensivo e minimizar seus efeitos deletérios ao meio ambiente.

⁽¹⁾ Instituto Biológico, Caixa Postal 7119, CEP 04014, São Paulo, SP.