

USO DE RESÍDUOS EM HORTALIÇAS E IMPACTO AMBIENTAL

WASTE UTILIZATION IN VEGETABLES AND ENVIRONMENTAL IMPACT

Wanderley José de Melo¹; Marcos Omir Marques²; Valéria Peruca de Melo³; Alcides Antonio Doretto Cintra³

¹Prof. Titular Dep^{to} Tecnologia UNESP-FCAV, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, km 05. CEP 14.870-000. Jaboticabal-SP, e-mail:wjmelo@fcav.unesp.br; ²Prof. Adjunto, UNESP-FCAV, Jaboticabal-SP; ³ Engenheiros Agrônomos, alunos de Mestrado em Produção Vegetal, UNESP-FCAV, Jaboticabal-SP.

Palavras-chave: *Biossólido, lixo urbano, composto, patógenos, metais pesados.*

Keywords: *Biossolid, municipal wastes, compost, pathogens, heavy metals.*

1. INTRODUÇÃO

A partir do momento em que o homem deixou de ser nômade e a população passou a crescer desordenadamente, defrontou-se com um grande problema: produzir alimentos para satisfazer suas necessidades.

No início, este aumento na produção de alimentos foi feito com a ocupação de novas áreas, que foram sendo desmatadas, cultivadas e degradadas. Com o passar dos séculos, as áreas passíveis de serem incorporadas ao sistema agropecuário foram diminuindo, ao mesmo tempo em que o nível de fertilidade das áreas em produção caía sensivelmente.

Para aumentar o nível de fertilidade, surgiram os insumos modernos (calcário, fertilizantes minerais, inseticidas, fungicidas, herbicidas), que resolveram o problema dentro de certos limites, mas que acabaram por gerar um novo grande problema: a degradação do ambiente.

Neste momento da história, momento atual em que vivemos, o problema a ser enfrentado e superado é a recuperação das áreas degradadas, de modo a devolvê-las ao sistema produtivo, assim como desenvolver sistemas de produção que permitam o aumento da produtividade sem a degradação do ambiente.

Ao lado destes, o homem depara-se com um outro problema, que se avoluma dia a dia: o que fazer com os resíduos gerados pelas ações do homem?

Em áreas com baixa densidade demográfica, tais resíduos são reciclados pela própria natureza, mas, nos grandes centros urbanos, em função da quantidade produzida, a reciclagem natural é lenta, levando à poluição dos mananciais hídricos e do próprio solo. Para que isto não ocorra, o homem tem que intervir, de modo a acelerar o processo de reciclagem, coletando e tratando as águas residuárias, coletando de modo seletivo, tratando e dispondo corretamente o lixo urbano.

Entre os resíduos gerados nos grandes centros urbanos, dois têm causado preocupação especial: o lixo e o lodo de esgoto, os quais são ricos em material orgânico e nutrientes das plantas, o que sugere sua aplicação nos solos agrícolas, ensejando à solução de dois grandes problemas: um destino adequado para os resíduos gerados e uma economia no consumo de fertilizantes minerais. A economia de fertilizantes minerais, por seu turno, resultará em diminuição dos custos de produção, aliada a uma menor poluição do solo, uma vez que os fertilizantes minerais, de modo geral, levam na sua composição metais pesados como cádmio e outros, sem considerar o caso dos fertilizantes nitrogenados, caso da uréia e do sulfato de amônio, potenciais poluidores das águas subterrâneas com nitratos.

Contudo, juntamente com o material orgânico e com os nutrientes das plantas, o lixo e o lodo de esgoto encerram, na sua composição, agentes causadores de danos ao meio

ambiente, caso dos metais pesados, de organismos patogênicos, de ovos de parasitas e de uma infinidade de substâncias que, aplicadas ao solo de modo inadequado, podem causar grande impacto ambiental.

Dessa forma, o uso de resíduos em áreas agrícolas, como condicionadores das propriedades do solo e como fonte de nutrientes para as plantas, deve ser uma ação muito bem definida, de modo a não causar prejuízos ao meio ambiente, ao homem e demais animais.

2. O LODO DE ESGOTO OU BIODOSSÍLIDO

2.1. Conceito e origem

O lodo de esgoto é o resíduo gerado no tratamento das águas servidas (esgotos) com a finalidade de torná-las o menos poluídas possível, de modo a permitir seu retorno ao ambiente sem que atuem como agentes de poluição. Quando devidamente higienizado, estabilizado e desidratado, o lodo de esgoto recebe o nome de biossólido.

Há vários processos para se conseguir a descontaminação das águas servidas, assim como para o tratamento do lodo obtido, em função do que sua composição química e biológica pode variar de modo considerável.

2.2. Recuperação de águas servidas em usinas de tratamento de esgoto (ETEs)

2.2.1. Tratamento primário

O tratamento primário tem o objetivo de remover os sólidos grosseiros presentes no esgoto, assim como os passíveis de serem sedimentados, para o que faz uso de grades, caixas de areia, decantadores primários, digestores anaeróbios e leitos de secagem.

As grades têm por finalidade a remoção de impurezas grosseiras como pedaços de madeira, papelão, latas, restos de cozinha, animais mortos, pedaços de pano, etc. Dependendo do volume, os materiais separados nas grades podem ser enterrados ou incinerados.

Nas caixas de areia, depositam-se, além da areia, outros materiais com granulometria semelhante. Trata-se de canais longos, de concreto, em que a velocidade de deslocamento do esgoto é suficientemente baixa ($0,30 \text{ m s}^{-1}$) para permitir a decantação da areia. Os materiais decantados são removidos mecanicamente, dispostos em áreas apropriadas e cobertos com terra, constituindo-se em aterros sanitários.

Nos decantadores primários, ocorre a deposição dos sólidos, os quais são transferidos para digestores anaeróbios. O tempo de retenção do esgoto nesses tanques gira em torno de 2 horas. O líquido sobrenadante verte pelas partes superiores do equipamento e é encaminhado aos tanques de aeração, dando prosseguimento ao processo de tratamento, ou pode ser lançado nos cursos de água, dependendo de sua composição.

Os digestores anaeróbios têm por finalidade receber os sólidos decantados no fundo dos decantadores primários, também denominados de **lodo bruto**, e transformá-los em um material com menor teor de matéria orgânica, maior grau de mineralização e reduzida carga de organismos patogênicos, dando origem ao resíduo denominado de **lodo digerido**.

Os leitos de secagem são equipamentos para a remoção, através de evaporação e principalmente de drenagem, da água presente no lodo. São constituídos por caixas de concreto, dotadas de drenos no fundo, com camadas de cascalho, pedra britada e areia.

Outra opção para o tratamento do esgoto é o chamado tratamento eletrolítico, o qual procede à separação dos sólidos através da produção do gás hidrogênio, o qual arrasta a matéria orgânica floculada para a superfície. A produção de H₂ decorre da passagem de corrente elétrica através do esgoto contido em tanques dotados de eletrodos especiais. Os sólidos emergentes são separados por meio de um rastelo, constituindo o chamado lodo de esgoto. O tratamento do efluente completa-se através da sua passagem por filtros de areia de diferentes granulometrias, em ordem decrescente, seguindo-se a cloração da fração líquida resultante.

2.2.2. Tratamento secundário

O tratamento secundário tem por objetivo tratar o efluente líquido que sai do decantador primário, de tal forma que o mesmo se torne límpido e estável, a ponto de poder ser lançado em curso de água sem causar qualquer prejuízo. Entre os processos empregados para o tratamento secundário, destacam-se os denominados lodos ativados e filtros biológicos.

Processo por lodos ativados

O líquido efluente dos decantadores primários é conduzido a tanques de aeração, onde ocorre o fornecimento contínuo de oxigênio através da injeção de ar comprimido ou por aeração superficial mecânica.

No processo, ocorre a multiplicação de microrganismos, os quais passam a se constituir em uma massa ativa de sólidos sedimentáveis, que se aglomeram, formando flocos, que necessitam em torno de 3 horas de repouso nos decantadores para que haja a sedimentação da massa microbiana.

O material sobrenadante (efluente secundário) é removido do decantador e encaminhado a um curso de água. O material sedimentado, denominado **lodo secundário**, retorna ao processo através dos tanques de aeração.

Processo por filtros biológicos

Consiste em percolar o efluente do decantador primário através de uma camada de pedras britadas. A presença do efluente permite o desenvolvimento de microrganismos, que desempenham ação purificadora, transformando substâncias orgânicas presentes em substâncias mais simples e de maior estabilidade. O líquido proveniente dos filtros tem sua carga microbiana aumentada, a qual, da mesma forma que no processo de lodos ativados, se constituirá em material passivo de sedimentação, que será removido nos decantadores secundários.

Tratamento do esgoto em lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização atuam como reservatório com o objetivo de reter os esgotos até que as substâncias orgânicas presentes se tornem mais simples e estáveis em decorrência da decomposição biológica. São características marcantes desse processo, a simplicidade de operação e os baixos custos.

O sistema constitui-se de duas lagoas interligadas e dispostas em série. A primeira lagoa tem profundidade média de 3 metros e é projetada para reter os esgotos por um período de 5 dias. Nesta fase, não há oxigênio disponível, o líquido apresenta cor escura e o processo que aí se desenvolve é o de fermentação anaeróbia, responsável pela

redução de 50% na carga orgânica do esgoto, ocorrendo, também, a decantação de sólidos. O efluente dessa primeira lagoa (anaeróbia) é encaminhado à segunda (lagoa fotossintética), que tem profundidade média de 1-2 m e dimensões suficientes para que retenha os esgotos por período entre 15-20 dias. Tendo o líquido baixos teores de sólidos em suspensão, torna-se possível a penetração de luz, o que viabiliza o desenvolvimento de algas e o estabelecimento de um processo simbiótico entre essas, que fornecem oxigênio ao meio, e bactérias, que realizam a degradação aeróbia da matéria orgânica remanescente (respiração), liberando nutrientes ao meio (mineralização), os quais podem ser utilizados pelas algas.

Neste processo, o material orgânico contido no esgoto é, em parte, degradado e, em parte, sedimentado, dando origem ao **lodo de lagoa**. O efluente do processo de tratamento, que sai da segunda lagoa, é rico em nutrientes e em microrganismos, principalmente algas e bactérias, e pode ser lançado nos rios ou ser usado em fertirrigação.

3. O LIXO URBANO

3.1. Conceito e origem

Dá-se o nome de lixo aos resíduos urbanos sólidos e semi-sólidos resultantes de toda e qualquer atividade humana ou animal e que não tenham valor ou utilidade suficiente para serem conservados (Resende, 1991).

Em cidades de pequeno e médio portes, estima-se que a produção diária de lixo por habitante seja da ordem de 400-600 g, valores estes que chegam a 1500 g em cidades de grande porte. Na cidade de São Paulo, em 1995, a produção diária de lixo foi da ordem de 12000 t, das quais 9000 t eram de lixo domiciliar. Deste lixo doméstico, cerca de 60% foi disposto em lixões a céu aberto, 25% em aterros sanitários, 13% em aterros controlados, 0,5% foi incinerado e 1,5% foi processado em usinas de reciclagem e compostagem.

A disposição dos resíduos domiciliares a céu aberto causa uma série de problemas: contaminação das águas superficiais e do lençol freático, proliferação de insetos e pequenos animais transmissores de doenças, poluição do ar (mau cheiro), depreciação dos imóveis localizados nas proximidades, foco de doenças para pessoas que atuam como catadores de lixo (Alves, 1996).

A composição do lixo urbano varia em função do local de origem, mas, de um modo geral, contém cerca de 500-600 g kg⁻¹ de material orgânico.

O que se procura, na atualidade, é um tratamento integrado do lixo, que envolva a catação de vidro, material ferroso, pilhas, pano, papelão, que serão reciclados, restando o material orgânico, que pode ser compostado ou vermicompostado e, então, utilizado como adubo orgânico.

4. COMPOSTAGEM

O lixo urbano, pela sua composição química, caracterizada por uma elevada relação C/N, não pode ser aplicado diretamente no solo, uma vez que os processos envolvidos na sua decomposição causam grandes elevações de temperatura, com prejuízos para a germinação das sementes e ao próprio desenvolvimento das raízes. Desta forma, para uso na agricultura, este deve ser inicialmente submetido a um processo de compostagem.

O lodo de esgoto ou biossólido, por outro lado, por já ter sido submetido a um processo de digestão aeróbia ou anaeróbia, pode ser aplicado diretamente no solo a ser cultivado. Neste caso, em se pretendendo realizar sua compostagem, esta deve ser procedida com

a adição, ao meio, de um material rico em carbono, como é caso de restos de podas de árvores, serragem, palha de arroz, bagaço de cana-de-açúcar, dentre outros.

A compostagem consiste na oxidação do material orgânico por uma sucessão rápida de populações microbianas sob condições aeróbias, dando origem a um produto estabilizado, de coloração escura, em que os compostos orgânicos sofreram mineralização e processos de neo-síntese, assumindo natureza coloidal, denominado **composto**.

O composto apresenta uma relação C/N próxima de 10 e uma composição em elementos minerais que varia em função da origem do material que foi compostado e da técnica de compostagem empregada.

O processo de compostagem deve incluir uma fase termofílica, cuja temperatura se situa na faixa de 45-65°C, quando ocorre a higienização do material, e uma fase de maturação ou cura, quando ocorre a humificação e a produção do composto propriamente dito (Pereira Neto & Stentiford, 1992). A Figura 1 resume as diferentes etapas que ocorrem durante o processo de compostagem.

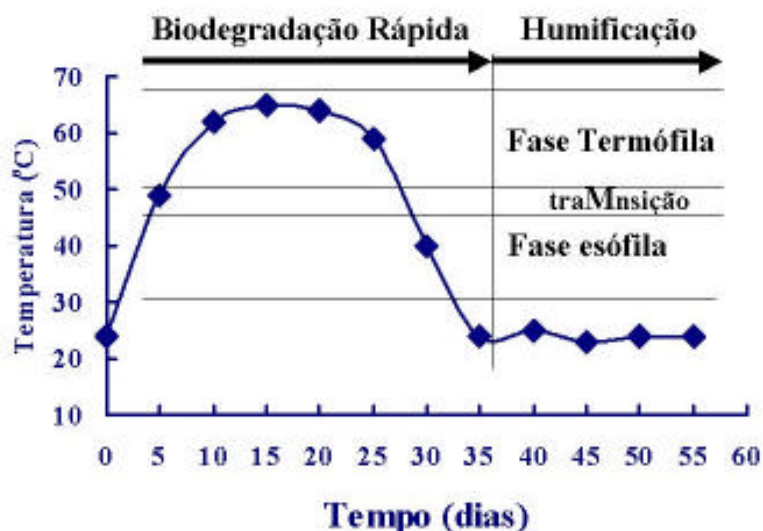


Figura 1. Etapas que ocorrem durante o processo de compostagem.

A legislação brasileira considera o composto como um fertilizante composto, mas não faz menção sobre o teor de metais pesados permissíveis, como ocorre em alguns países da Europa e nos Estados Unidos (Tabela 1).

Tabela 1. Teores permissíveis de metais pesados no composto de lixo urbano em alguns países da Europa e Estados Unidos (adaptado de Grossi, 1993).

País	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg
	----- mg kg ⁻¹ -----						
Alemanha	150	100	400	100	50	1,5	1
Minnesota (USA)	500	500	1000	1000	100	10	5
França	800				200	8	8
Áustria	900	1000	1500	300	200	6	4
Itália	500	600	2500	500	200	10	10
Suíça	150	150	500			3	3
Holanda	20	300	900	200	50	2	2

O composto pode ser produzido de maneira bem simples, em processos denominados de sistemas abertos, onde a aeração é promovida pelo revolvimento do material em compostagem, ou em processos mais sofisticados, denominados de sistemas fechados, em que o controle da oxigenação é feito por meio de circulação forçada de ar. No sistema aberto, o material orgânico é amontoado em leiras com seção trapezoidal, as quais são revolvidas a intervalos de tempo para promover a aeração do meio. O sistema fechado envolve o uso de reatores, que permitem melhor controle das condições de aeração, temperatura e umidade, mas, evidentemente, apresenta custos mais elevados.

5. USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO E DO LIXO URBANO

Tanto o composto de lixo como o lodo de esgoto ou biossólido, pelo seu conteúdo em matéria orgânica e em nutrientes das plantas, apresentam elevado potencial para uso na agricultura, substituindo, pelo menos em parte, a fertilização mineral.

Nas Tabelas 2 e 3, é apresentada a composição química, no que diz respeito aos nutrientes das plantas, do composto de lixo orgânico, do lodo de esgoto e de outros resíduos orgânicos tradicionalmente utilizados em agricultura.

Tabela 2. Conteúdo em macronutrientes do composto de lixo urbano, do lodo de esgoto e de alguns resíduos orgânicos tradicionalmente utilizados na agricultura.

Resíduo	C	N	P	K	Ca	Mg	S
----- g kg ⁻¹ (base seca)-----							
Esterco bovino curtido	486	27	18	32	30	9	3
Esterco de galinha	311	31	18	16	51	11	4
Esterco de porco	273	32	9	23	55	14	
Composto de lixo	278	10	3	5	19	2	3
Biossólido	340	32	16	4	32	12	4
Vinhaça	200	12	2	60	20	8	10
Torta de filtro	347	13	9	3	22	4	13
Torta de mamona	495	50	8	12	20	6	
Mucuna	461	23	5	23	15	3	
<i>Crotalaria juncea</i>	500	20	3	21	14	3	

Fonte: Rajj *et al.* (1997).

Tabela 3. Conteúdo em micronutrientes do composto de lixo urbano, do lodo de esgoto e de alguns resíduos orgânicos tradicionalmente utilizados na agricultura.

Resíduo	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
----- mg kg ⁻¹ base seca-----						
Esterco de bovino ^{1,2,3}	nd	160	7336	552	16	128
Cama de poedeira ³	nd	nd	nd	240	nd	210
Composto de lixo ¹	1,0	229	23325	304	22	340
Torta de mamona ²	nd	33	2876	77	nd	156
Cama de frango ³	nd	nd	nd	360	nd	280
Lodo de esgoto ⁴	118	98,0	42224	242	9,2	1868

¹Cravo *et al.* (1998); ²Weber *et al.* (1990); ³Ernani & Gianello (1982), ⁴Média de duas amostras de um biossólido obtido na ETE de Franca, SP, da SABESP, análise realizada no Laboratório de Bioquímica do Solo da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal, SP.

nd= não disponível.

No caso de produtos olerícolas, muitos dos quais estão em contato direto com o solo e são consumidos *in natura*, há de se tomar muito cuidado com o uso do lodo de esgoto,

tendo em vista o fato de que o mesmo pode encerrar, na sua composição, organismos patogênicos, além dos chamados metais pesados.

5.1. Composto de lixo

5.1.1. Efeitos no solo

Pela riqueza em matéria orgânica e nutrientes de plantas, e pela ausência de microrganismos patogênicos, o composto apresenta características que o recomendam para uso agrônômico.

Hernando *et al.* (1989), ao aplicarem 60 t ha⁻¹ de composto a um solo arenoso, observaram, após um período de 90 dias de incubação, aumento da porcentagem de agregados e da capacidade de retenção de água.

A aplicação de composto no solo promove elevação do pH (Hernando *et al.*, 1989). Em solos ácidos e com elevados teores em Al, além de elevar o pH, o composto forma complexos estáveis com o metal, diminuindo sua disponibilidade para as plantas (Igue & Pavan, 1984).

Vários autores têm observado aumentos nos teores de N, P e K do solo como resultado da aplicação de composto de lixo (Prado Filho, 1986).

Outra ação benéfica do composto no solo é a elevação da CTC, fator de fundamental importância em solos de regiões tropicais e subtropicais onde, pela intensidade da intemperização, predominam minerais de argila do tipo 1:1 e sesquióxidos de Fe e Al, com baixa capacidade de retenção de cátions. Alves & Passoni (1997), ao aplicarem composto de resíduos urbanos sólidos a substratos para a produção de mudas, encontram aumento de 33% na CTC.

A par das ações benéficas, se o composto de lixo urbano for aplicado ao solo sem o devido monitoramento, podem advir problemas sérios, entre os quais a salinização e a poluição por metais pesados, por nitratos e por outros poluentes orgânicos e inorgânicos.

O composto de lixo urbano é rico em Na e K, principalmente no primeiro, de tal sorte que, ao aumentar a concentração destes na solução do solo, promove-se um aumento na condutividade elétrica. Por outro lado, Na e K deslocam o Ca e o Mg adsorvidos na superfície dos colóides do solo, causando dispersão dos colóides do solo, com redução na condutividade hidráulica. Desta forma, a aplicação de doses elevadas (200 ou mais t ha⁻¹) em condições de baixa precipitação pluviométrica pode causar a salinização do solo.

Como já se mencionou, um dos problemas com relação ao uso agrícola do composto de lixo urbano na agricultura está na presença de metais pesados, como se pode observar pela análise dos dados contidos na Tabela 4.

Tabela 4. Conteúdo de metais pesados no composto de lixo urbano, no lodo de esgoto e em outros resíduos orgânicos de uso tradicional na agricultura.

Resíduo	Cu	Mn	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Hg
----- mg kg ⁻¹ -----								
Esterco bovino curtido ¹	38		330	1,52	0	3,0		
Esterco de galinha ¹	31		306	38	4,4	4,4		
Esterco de proco ¹	1100		1009	13	0	8,3		
Composto de lixo ²	13-3580	60-3900	82-5894	1,3-2240	0,01-100	0,9-279	1,8-410	0,09-2,1
Lodo de esgoto ²	50-8000	60-3900	90-49000	2-7000	0-3410	6-5300	8-40600	1-260
Aguapé ¹	33		50	33	0	17		
Farmyard manure	2-172	30-969	15-566	0,9-27	0,1-0,8	2,1-30	1,1-85	0,01-0,36

¹ Fonte: Rajj *et al.* (1996).

² Ross, (1994).

A coleta seletiva do lixo é de fundamental importância para que a presença de metais pesados no composto seja minimizada. Na França, as pilhas contribuem com 90% do Hg, 45% do Cd e 20% do Ni presentes no lixo urbano, embora estes elementos representem apenas 0,17% da massa total. O couro contribui na contaminação com Cr, trapos, com Zn e Cu, pedaços de borracha, com Zn.

Em solos adubados com composto de lixo urbano, o teor de metais pesados disponíveis para as plantas depende de uma série de fatores: concentração do elemento no composto, dose aplicada, fatores do solo (teor e tipo dos minerais de argila, textura, pH, teor e estado de evolução da matéria orgânica, relação água:ar, micro e macroporosidade) e fatores climáticos.

Sadonikova & Zyrin (1986) classificam o nível de poluição do solo por metais pesados em função do teor de matéria orgânica. Quando o teor de metal pesado atinge 3-5 vezes os teores originais e o teor de MO está na faixa 10-15 g kg⁻¹, ou quando o teor de metal pesado atinge 5-20 vezes o valor original e o teor de MO está na faixa 30-40 g kg⁻¹, o solo é considerado como poluído.

5.2.2. Efeito nas plantas

O composto de lixo urbano é uma excelente fonte de macro e micronutrientes para as plantas (Tabelas 2 e 3).

A presença de metais pesados no solo pode promover aumentos de seus teores em algumas partes das plantas, podendo até afetar sua produtividade. Além disso, existe o risco de toxicidade para o homem e outros animais. Segundo Boon & Soltanpour (1992), à guisa de exemplo, as plantas de alface são as olerícolas que mais acumulam Pb no tecido foliar.

Purves & Mackenzie (1973), em trabalho realizado com alface e ervilha, observaram aumentos significativos na absorção de Cu e Zn nas parcelas que receberam composto de lixo domiciliar, sem que houvesse prejuízo na produção; porém Hernandez *et al.* (1992) observaram que doses acima de 60 t ha⁻¹ causavam diminuição no crescimento de plantas de alface e aumentavam o teor de Zn no tecido.

Purves & Mackenzie (1974) observaram severa toxicidade de B em plantas de feijoeiro ao aplicarem 100 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano.

A CETESB (1999) estabeleceu, para o Estado de São Paulo, as doses de metais pesados que podem acumular-se no solo pela aplicação sucessiva de lodo de esgoto (Tabela 5). Tais valores podem servir de guia para o uso agrícola do composto de lixo urbano no que diz respeito aos metais pesados.

Tabela 6. Teores de metais pesados que são permitidos acumular no solo pela aplicação sucessiva de lodo de esgoto.

Metal	Concentração (mg kg ⁻¹)
Arsênio	41
Cádmio	39
Cobre	1500
Chumbo	300
Mercúrio	17
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: CETESB (1999).

Há poucas informações sobre os efeitos da aplicação de composto de lixo urbano sobre as populações de microrganismos do solo, mas sabe-se que ocorrem alterações no número total de microrganismos, na distribuição entre os vários grupos (fungos, bactérias e actinomicetos) e em algumas atividades específicas, como nitrificação e desnitrificação (He *et al.*, 1992).

Em solos contaminados com metais pesados, a síntese de biomassa microbiana pela adição de glicose e parte aérea de plantas de milho secas e finamente moídas é menor que em solos não contaminados, afetando a biomassa microbiana do solo na seguinte ordem: Cu>Zn>Ni>Cd e que a relação C-biomassa/C-orgânico era um bom índice para se avaliar o efeito de metais pesados sobre a biomassa microbiana do solo (Chander & Brookes, 1991).

5.2. Lodo de esgoto ou biossólido

5.2.1. Efeitos no solo

Propriedades físicas

Grande número de trabalhos têm mostrado o efeito positivo do lodo de esgoto sobre as propriedades físicas e sobre o nível de fertilidade do solo.

Jorge *et al.* (1991) e Marciano (1999) verificaram diminuição na densidade do solo pela aplicação de lodo de esgoto.

A aplicação de lodo de esgoto aumentou o número dos agregados retidos nas peneiras >4, 4-2 e 2-1 mm, ao mesmo tempo que diminuiu os da peneira <0,25 mm (Jorge *et al.*, 1991).

Vários autores observaram aumento na porosidade total em diversas condições (Pagliai *et al.*, 1981; Ortega *et al.*, 1981; Marciano, 1999). A aplicação de 40 ou 80 t ha⁻¹ de lodo de esgoto causou aumento na macroporosidade (Jorge *et al.*, 1991).

A aplicação de lodo de esgoto ao solo causou tendência de redução nos teores de argila e aumento nos teores de areia, sendo que o teor de argila dispersa em água decresceu linearmente com a dose de lodo de esgoto (Marciano, 1999).

A taxa de infiltração da água no solo é afetada pelo volume de poros, enquanto a capacidade de retenção de água é afetada pelo número e distribuição dos poros e pela superfície específica. Desta forma, tanto uma como outra propriedades podem ser afetadas pela adição de lodo de esgoto.

Jorge *et al.* (1991) observaram aumento na capacidade de retenção de água a 0,03 e 0,10 MPa, quando aplicaram 80 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, mas não encontraram efeito sobre os parâmetros de infiltração. Marciano (1999) observou que as maiores variações no conteúdo de água ocorreram nos potenciais mátricos próximos à saturação, sendo que os efeitos da dose de lodo de esgoto sobre o conteúdo de água do solo somente foram observados no potencial mátrico de -80 KPa. Com exceção do potencial mátrico de 0 KPa, esse mesmo autor observou que o aumento na dose de lodo de esgoto causou redução na condutividade hidráulica do solo.

Nível de fertilidade

A aplicação de lodo de esgoto no solo causa aumento no teor de matéria orgânica (Bataglia *et al.*, 1983; Marques, 1997; Abrahão, 1992), com aumento na CTC (Kiehl, 1980; Melo *et al.*, 1994).

O pH do solo também é aumentado pela aplicação de lodo de esgoto (Oliveira, 1995; Berton *et al.*, 1997b; Silva *et al.*, 1998), enquanto a acidez potencial diminui (Bataglia, *et al.*,

1983; Dias, 1994; Marques, 1997; Silva *et al.*, 1998), o mesmo ocorrendo com o alumínio trocável (Berton *et al.*, 1989).

Vários trabalhos evidenciam o aumento na disponibilidade do N pela aplicação de lodo de esgoto (Cunningham, 1975; Cripps *et al.*, 1992; Ros *et al.*, 1993; Dias, 1994).

Em relação ao fósforo, existem alguns trabalhos que levantam dúvidas sobre o potencial do lodo de esgoto em aumentar sua disponibilidade no solo (Ros *et al.*, 1993 e Cripps & Matocha, 1991), mas a maioria das publicações apontam para expressiva contribuição do lodo de esgoto em relação ao fósforo disponível (Ros *et al.*, 1993; Seki, 1995; Abrahão, 1992; Marques, 1997; Silva *et al.*, 1998).

O lodo de esgoto não tem sido citado como uma boa fonte de K devido ao baixo teor encontrado no mesmo. Desta forma, para o sucesso de seu uso agrícola, há de se proceder a uma complementação com uma fonte do elemento (Ros *et al.*, 1993; Cripps & Matocha, 1991). Silva *et al.*, (1998) encontraram diminuição no teor de K extraível com o aumento da dose de lodo de esgoto. Contudo, o teor do elemento acumulado na parte aérea da planta aumentou com a dose do resíduo, o que significa que houve algum problema na amostragem de terra. Marques (1997), em solo LE textura média cultivado com cana-de-açúcar, observou, após 1 ano da aplicação do lodo de esgoto, aumento no potássio extraível até a dose 40 t ha⁻¹, base úmida.

Aumento gradual na disponibilidade de nutrientes como Ca, Mg, e S também tem sido observado pela aplicação de lodo de esgoto no solo (Seki, 1995; Marques, 1997). O teor de Mg extraível de uma Terra Roxa Estruturada, cultivada com cana-de-açúcar, diminuiu de 26 para 17 mmol_c dm⁻³ pela aplicação de 0, 15 e 30 t ha⁻¹ de um lodo de esgoto obtido na ETE de Barueri, na região metropolitana de São Paulo (Silva *et al.*, 1998).

O teor de micronutrientes no solo também tem aumentado com a aplicação de lodo de esgoto (Defelipo *et al.*, 1991; Berton *et al.*, 1997a,b).

Defelipo *et al.* (1991), usando um lodo de esgoto obtido na ETE da Siderúrgica Mendes Júnior, observaram aumento nos teores de Cu, Fe, Mn e Zn em solo LVd e de Fe, Mn e Zn, em solo LEd. Berton *et al.* (1997b) encontraram aumento nos teores de Cu e Zn extraíveis por DTPA, em três latossolos.

Atividade biológica

Pelo seu conteúdo em matéria orgânica, elementos nutrientes, metais pesados e inúmeras outras substâncias, a incorporação de bio sólido ao solo pode causar alterações significativas nos organismos do solo e, assim, na sua atividade biológica.

A aplicação de 370 t ha⁻¹ não afetou de modo significativo a população de bactérias e de bactérias desnitrificantes, mas causou aumento no número de actinomicetos e de fungos, com diminuição na população de *Azotobacter*. Como reflexo dos efeitos na população de microrganismos, houve aumento na produção de gás carbônico, na atividade de desidrogenases e proteases, enquanto que as atividades de invertase, amilase, celulase e urease não foram afetadas.

Doses de bio sólido de até 160 t ha⁻¹, aplicadas à cultura do tomateiro, não afetaram a biomassa microbiana em amostras obtidas após a remoção da cultura, porém causaram aumento na população de bactérias e de fungos (Lima, 1994).

Metais pesados

O termo metal pesado é aplicado a um grupo heterogêneo de elementos, incluindo metais, semimetals (como o arsênio) e não-metais (como flúor e selênio). A característica comum destes elementos é a de possuírem peso específico maior que 5 g cm⁻³ ou

número atômico maior que 20 (Malavolta, 1994). Há autores que consideram $4,5 \text{ g cm}^{-3}$ a densidade mínima para que um elemento seja considerado metal pesado (Garcia *et al.*, 1990).

Com base neste conceito, são considerados metais pesados: Ag, As, Be, Br, Cd, Pb, Co, Cr, Cu, Fe, F, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Ti, V e Zn.

Como se pode observar, alguns dos metais pesados são nutrientes essenciais aos vegetais (Cu, Fe, Mn, Mo e Zn), enquanto outros são benéficos ao crescimento das plantas (Co, Ni e V).

O lodo de esgoto, dependendo da sua origem, pode conter na sua composição diferentes tipos e diferentes concentrações de metais pesados (Tabela 6).

Os metais pesados, adicionados ao solo com o lodo de esgoto, apresentam um comportamento que depende do tipo de solo, ou seja, do seu conteúdo em matéria orgânica, dos teores dos óxidos de ferro, alumínio e manganês, dos tipos e concentrações dos minerais de argila, da CTC, da relação macro/microporos e do teor de umidade.

Tabela 6. Metais pesados em lodos de esgoto de diferentes origens.

Elemento	SABESP			SANEPAR ⁴	
	Barueri ¹	V. Leopoldina ²	Franca ³	ETE Belém	RALF
	----- mg kg ⁻¹ (base seca) -----				
Cobre	703	1329	98	439	89
Ferro	nd	34954	42224	nd	nd
Manganês	nd	898	242	nd	nd
Zinco	1345	3264	1868	824	456
Boro	nd	nd	118	nd	nd
Molibdênio	23,4	nd	9,2	nd	nd
Cobalto	nd	nd	nd	14	16
Crômio	569	3291	480	125	190
Níquel	381	248	24,2	81	94
Chumbo	224	186	<0,1	268	343
Bário	nd	nd	nd	457	140
Mercúrio	4,0	nd	<0,12	nd	nd
Arsênio	8	nd	<0,15	nd	nd
Selênio	1,8	nd	<0,08	nd	nd
Cádmio	14	4	<0,08	<2,50	<2,50

¹Santos & Tsutiya (sd); ²André (1994); ³Média da análise de 2 amostras realizadas no Laboratório do Bioquímica do Solo da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal, SP.; ⁴Fernandes & Andreoli (1997).

De um modo geral, os metais pesados tendem a se complexar com a matéria orgânica, o que diminui sua mobilidade no perfil do solo, fazendo com que sua distribuição no perfil siga o modelo da distribuição da matéria orgânica. É o que ocorre com o cobre e o cobalto, por exemplo. Em alguns casos, contudo, a formação de complexos de baixo peso molecular com a fração solúvel da matéria orgânica pode ser uma forma de movimentação em profundidade, o que ocorre, por exemplo, com complexos do cobre com a fração ácidos fúlvicos. Já os complexos do cobre com a fração ácidos húmicos são insolúveis. Sendo um agente redutor, a matéria orgânica pode diminuir o efeito tóxico do Cr^{6+} , ao reduzi-lo rapidamente a Cr^{3+} .

O pH é outro fator que condiciona o comportamento dos metais pesados no solo. Com exceção do molibdênio e do selênio, que têm sua solubilidade aumentada com o aumento do pH, os demais metais têm sua solubilidade diminuída com o aumento do pH. No caso do cobre, por exemplo, o aumento do pH do solo em uma unidade determina uma

diminuição de 100 vezes na disponibilidade do metal. O mesmo acontece com o manganês. Já no caso do molibdênio, o aumento de uma unidade no pH aumenta sua solubilidade em 100 vezes.

Em solos com elevada CTC, há diminuição da mobilidade dos metais pesados no perfil do solo, uma vez que os mesmos são adsorvidos nos pontos de troca catiônica. Há que se considerar, contudo, que os metais adsorvidos estão em equilíbrio com os metais na solução do solo. Por outro lado, se a concentração de metais for maior do que a CTC, o excesso ficará disponível para a percolação no perfil do solo, se não houver outro mecanismo disponível para sua imobilização.

Alguns dos metais pesados, caso do ferro e do manganês, têm suas solubilidades ligadas ao estado de oxidação. Assim, enquanto o Fe^{3+} é insolúvel, o Fe^{2+} é solúvel e, portanto, passível de ser absorvido pelas plantas e de se mover em profundidade no perfil do solo.

Os sesquióxidos de Fe, Al e Mn também desempenham papel importante no comportamento dos metais pesados no solo. No caso do cobre, por exemplo, o metal é fortemente fixado na superfície dos sesquióxidos, diminuindo sua mobilidade no perfil do solo.

Nitratos

A maior parte do nitrogênio contido no lodo de esgoto e na grande maioria dos resíduos orgânicos encontra-se na forma orgânica, não sendo absorvida de maneira significativa pelos vegetais.

Para ser absorvido pelas plantas, o nitrogênio orgânico deve passar por um processo de mineralização, que leva, numa primeira etapa, à formação de amônio. Este, por sua vez, dependendo das condições ambientais, pode ser rapidamente transformado em nitrato, de tal modo que, num dado momento, poderá haver no solo muito mais nitrato do que a capacidade de absorção pelas plantas.

Como os colóides do solo apresentam, de forma predominante, cargas negativas, e como o íon nitrato também apresenta carga negativa, há pouca retenção desta forma nitrogenada no complexo de troca do solo, de tal modo que, em havendo aumento da água do solo em níveis suficientes para promover a sua saturação, a água excedente carregará o íon nitrato para regiões mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático, com a subsequente contaminação dos mananciais de água potável.

A ingestão de um excesso de nitrato, seja por meio da água ou dos alimentos (o espinafre, por exemplo, é um vegetal cujas folhas podem acumular altos níveis de nitrato), pode causar sério problema à saúde humana. No caso de crianças com menos de 3 meses de vida, o nitrato liga-se à hemoglobina, diminuindo sua capacidade de transportar oxigênio para os tecidos, e o bebê fica cianótico, podendo ser levado a óbito se não for tratado a tempo. Em adultos, a nível estomacal, o íon nitrato é reduzido a nitrito, o qual leva à formação de nitrosaminas, substâncias de natureza carcinogênica.

Desta forma, um dos problemas do uso de lodo de esgoto como fertilizante agrícola está no seu conteúdo em nitrogênio e no potencial do solo em mineralizá-lo, que devem ser muito bem conhecidos, de modo a se aplicar ao solo a dose estritamente necessária a um bom estado nutricional da cultura em exploração.

Organismos patogênicos

Dependendo da origem do esgoto e do tipo de tratamento realizado na ETE, o lodo de esgoto obtido poderá encerrar na sua composição microrganismos patogênicos ao

homem e aos animais, tais como coliformes, coliformes fecais, streptococos fecais, leptospira, salmonela, dentre outros, em concentrações variáveis (Tabela 7).

Tabela 7. Concentração de agentes patogênicos em diferentes tipos de lodos de esgoto.

Organismo	Tipo de lodo	Concentração	DMI
Ovos de helmintos	Lodo primário	$10^3-10^4 \text{ kg}^{-1}$	1-10
	Lodo digerido	$10^2-10^3 \text{ kg}^{-1}$	
	Lodo semidesidratado	$10-10^3 \text{ kg}^{-1}$	
Cistos de protozoários	Lodo primário	$7,7 \cdot 10^4-3 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1}$	10-100
	Lodo digerido	$3 \cdot 10^4-4,1 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1}$	
	Lodo desidratado	$7 \cdot 10-10^2 \text{ kg}^{-1}$	
Bactérias	Lodo	$10^1-8,8 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1}$	10^2-10^6
Vírus	Lodo primário	$3,8 \cdot 10^3-1,8 \cdot 10^5 \text{ L}^{-1}$	100
	Lodo digerido	10^1-10^3 L^{-1}	
	Lodo biológico	$10^1-8,8 \cdot 10^6 \text{ kg}^{-1}$	

Fonte: Soccol & Paulino (1999). DMI= dose mínima infectante.

Uma vez adicionados ao solo, os microrganismos patogênicos apresentam um tempo de permanência variável em função das condições do clima e do solo. Na Tabela 8, são listados os tempos de sobrevivência no solo de alguns tipos de microrganismos patogênicos.

Tabela 8. Tempo de sobrevivência de agentes patogênicos no solo.

Organismo	Tempo (dias)
Coliformes	4-77
Coliformes fecais	4-55
Streptococos fecais	8/770
Leptospira	<15
Mycobacterium	10-450
<i>Salmonella paratyphi</i>	>259
<i>Salmonella typhi</i>	11->280
Vírus	90
Protozoários	2
Helmintos	72-0
Cistos de protozoários	2
Ovos de helmintos	720

Fonte: EPA (1985)

Outros produtos

Tudo que vai para o lixo ou para o esgoto pode acabar por aparecer no composto de lixo urbano e no lodo de esgoto, dependendo do tipo de processamento usado na sua obtenção. Desta forma, além dos metais pesados, dos microrganismos patogênicos e dos ovos de parasitas, o composto de lixo urbano e o lodo de esgoto podem conter, em concentrações variáveis, um grande número de outras substâncias que podem causar impacto ambiental, especialmente em lodos de esgoto oriundos de regiões industrializadas. Incluem compostos orgânicos complexos, sendo que os que mais se destacam no lodo de esgoto são os do grupo das befenilas policloradas (PCBs) e dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs).

As bifenilas são substâncias organocloradas apolares, facilmente absorvidas pelas plantas e, por isso, cavam para entrar na cadeia alimentar. Nos solos, são substâncias muito estáveis, permanecendo inalteradas por muito tempo.

Os hidrocarboretos aromáticos policíclicos são resultantes da queima incompleta de substâncias orgânicas, caracterizando-se por serem carcinogênicas, também persistentes no solo (Grossi, 1993).

Dentre as substâncias orgânicas que merecem atenção, estão os seguintes grupos:

a. Agrotóxicos clorados

Neste grupo, encontram-se aldrin, dieldrin, heptacoloro, DDT, lindane, toxafeno, hexaclorobenzeno, 2,4D, hexaclorobutadieno.

São produtos usados como inseticidas e herbicidas, alguns dos quais têm seu uso proibido em muitos países.

b. Derivados do benzeno

É o caso benzopireno, benzoantraceno, fenantreno.

Ocorrem como subproduto da combustão de óleo combustível e de madeira.

c. Bifenil policlorado

É o caso dos PCBs, oriundos da manufatura de produtos elétricos e químicos.

Tais produtos estão com seu uso proibido.

d. Dioxinas e furanos

São subprodutos da síntese de pesticidas derivados do fenol, caso do 2,4D.

e. Fenol

Usado como desinfetantes

f. Pentaclorofenol

Substância muito persistente no ambiente e usada no tratamento de madeira

g. Benzeno, clorometileno, metiletilcetona tetracloroetileno, triclorometileno, hexaclorobutadi-eno

São substâncias muito voláteis e que participam na composição de tintas.

h. Cloreto de vinila, bis(2-etilhexil)ftalato

Substâncias que participam da composição de plásticos

5.2.2. Efeitos na planta

Fonte de nutrientes

O lodo de esgoto encerra em sua composição todos os nutrientes das plantas e, dependendo das condições edafoclimáticas, os mesmos podem tornar-se disponíveis para as culturas.

De um modo geral, o lodo de esgoto é particularmente rico nos macronutrientes N, P e Ca (este no caso de se usar cal no método de processamento do esgoto).

Trata-se de uma excelente fonte de micronutrientes, encontrados em concentrações às vezes elevadas, como ocorre com Zn e Fe. Silva *et al.* (1998) encontraram aumento na absorção de cobre por plantas de cana-de-açúcar, principalmente na dose mais elevada (30 Mg ha⁻¹). Defelipo *et al.* (1991), aplicando lodo obtido na ETE da Siderúrgica Mendes Júnior a dois tipos de solos (Latossolo vermelho-amarelo distrófico franco argilo-arenoso e Latossolo vermelho-escuro distrófico argiloso) cultivados com sorgo (BR300), observaram aumento na absorção de Cu até a dose de 45 Mg ha⁻¹ para o LVd e 112,5 Mg ha⁻¹ para o Led. Atribuíram a baixa resposta ao Cu no solo LVd à maior adsorção do metal pelo solo mais argiloso e à tendência de formar complexos de baixa mobilidade com a matéria orgânica em maior teor neste solo. Berton *et al.* (1989) também obtiveram baixa resposta

ao Cu por plantas de milho à adição de lodo, atribuindo tal fato à quelação do metal pela matéria orgânica do solo. Em plantas de milho cultivado em solos LE argiloso, LR e LV textura média, Berton *et al.* (1997a) observaram aumento na absorção de Cu pela aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto, natural ou peletizado, sendo que a adição de CaCO_3 causou diminuição na absorção do metal quando se aplicou lodo natural no solo LV.

A disponibilidade de Zn contido no lodo parece estar mais relacionada ao pH do solo e à afinidade deste metal pela matéria orgânica (Illera *et al.*, 1999) do que ao seu conteúdo no resíduo, mas mesmo assim, Berton *et al.* (1989) encontraram, para cinco solos do Estado de SP, aumento na absorção deste elemento por plantas de milho em resposta a doses crescentes de lodo de esgoto. Alguz (1993) e Defelipo *et al.* (1991) também encontraram correlação linear e positiva entre absorção de Zn pelo sorgo e aumento nas doses de lodo. Berton *et al.* (1997b) observaram diminuição na absorção de Zn por plantas de milho com a adição de CaCO_3 em solo LE.

De um modo geral, o lodo de esgoto é pobre em potássio, não sendo capaz de suprir as necessidades das plantas em relação ao nutriente. Desta forma, há necessidade de se completar o potássio contido no lodo de esgoto com fontes minerais.

Estudando diferentes fontes de nitrogênio para a cultura da alface (sulfato de amônio, uréia, lodo de esgoto, esterco de galinha, azola e leucena), Castro & Ferraz Jr (1998) encontraram que o lodo de esgoto foi a que forneceu a maior quantidade do nutriente.

Cintra (1998) estudou três fontes de material orgânico (biossólido, esterco de curral e bagaço de cana) para a cultura de alface em três cultivos sucessivos, encontrando que, nos dois primeiros cultivos, as maiores produções ocorreram nos tratamentos com biossólido e esterco de curral, que não diferiram entre si. No primeiro cultivo, a melhor fonte de N foi o biossólido. O biossólido foi uma boa fonte de P no primeiro cultivo, equivalendo ao esterco de curral, perdendo para este no segundo e terceiro cultivos.

Fonte de metais pesados

As plantas não são capazes de regular de modo preciso a absorção de nutrientes, de tal forma que, estando o mesmo disponível na superfície das raízes, serão absorvidos, necessitando ou não a planta do mesmo para seu pleno desenvolvimento. Nestas condições, haverá a chamada absorção de luxo, que pode atingir níveis tóxicos para a planta e também a absorção de elementos não essenciais ao seu desenvolvimento, entre os quais, alguns dos chamados metais pesados.

O transporte radial dos elementos na raiz ocorre na seguinte seqüência:

epiderme → parênquima cortical → endoderme → cilindro central

Da epiderme à endoderme, o elemento movimenta-se pelas paredes celulares e espaços intercelulares (apoplasto) ou pode passar de uma célula à outra pelo protoplasma e seus prolongamentos (plasmodesmas), que formam o simplasto. As estrias de Cáspari (suberina que cimenta radialmente uma célula à outra) impedem a movimentação apoplástica na endoderme, obrigando o caminho simplástico. Da endoderme em diante, as duas vias são possíveis.

O transporte dos elementos a longa distância, por exemplo, da raiz às folhas, faz-se através do xilema, e a redistribuição (movimento de um local onde o elemento se acumula para outro, por exemplo, de uma folha velha para uma folha nova), faz-se através do floema.

Às vezes, como no caso do Pb, pode haver formação de complexos insolúveis com a parede celular, o que impede ou diminui o transporte para as partes mais altas da planta.

Ainda no caso específico do Pb, sua movimentação no apoplasto é lenta, o que diminui seu transporte em direção ao xilema.

Os metais pesados micronutrientes, e talvez os demais, apresentam baixa mobilidade no floema, o que dificulta a redistribuição na planta (é por isso que os sinais de deficiência aparecem em folhas mais novas). Também podem ser absorvidos via foliar: cutícula → epiderme superior → mesófilo → epiderme inferior

O elemento absorvido pela folha pode, em maior ou menor grau, translocar-se para outras partes da planta, inclusive para as raízes, via floema.

Desta forma, metais pesados colocados na atmosfera em regiões poluídas podem ser levados pelo vento a regiões não poluídas e aí se depositarem sobre as folhas, por ação da chuva, sendo então absorvidos ou, se não o forem, chegarem ao solo com a queda das folhas. No solo, em função das condições reinantes, podem tornar-se disponíveis para a absorção radicular. Isto parece ocorrer no caso do Pb, que se deposita nas folhas na forma de aerossol, cujas partículas são muito insolúveis, de tal forma que a absorção via foliar parece ser muito pequena.

Tabela 10. Teores totais de metais pesados considerados fitotóxicos.

Elemento	Nível tóxico (mg kg ⁻¹)
Ag	2
As	15-50
B	25-100
Be	10
Br	10-20
Cd	2-8
Co	25-50
Cr	75-100
Cu	60-125
F	200-1000
Hg	0,3-5
Mn	1500-3000
Mo	2-10
Ni	100
Pb	100-400
Sb	5-10
Se	5-10
Sn	50
Ti	1
V	50-100
Zn	70-400

Elementos como B, Mn, Zn e Ni distribuem-se de maneira mais ou menos uniforme nas raízes e na parte aérea. Enquanto Co, Cu, Mo e Cd, usualmente, ocorrem em maiores concentrações nas raízes, em quantidades moderadas a grandes na parte aérea, e Cr, Pb, Ag, Sn, Ti e V, ocorrem principalmente nas raízes, com quantidades muito pequenas na parte aérea.

É interessante salientar que esta distribuição pode modificar-se em função da espécie vegetal, da espécie e da concentração do metal pesado no substrato. Jurado (1989), cultivando plantas de feijoeiro em solução nutritiva, contendo 0,5 mg L⁻¹ de Cd, constatou que a planta transportou muito pouco do metal para as vagens.

Os metais pesados, mesmo os micronutrientes, acima de certas concentrações, são tóxicos para os vegetais, como se pode observar pelos dados contidos na Tabela 9.

O Cd e o Pb não são considerados elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas, mas tomateiro e berinjela cultivados em solo que recebeu tais metais, mostraram um certo efeito benéfico para pequenas doses dos mesmos (Khan & Khan, 1983).

Fonte de organismos patogênicos

Os microrganismos patogênicos adicionados ao solo pela aplicação do lodo de esgoto podem, pela ação do vento ou por um processamento inadequado da colheita, chegar à superfície das folhas e frutos e, desta forma, serem ingeridos pelo homem ou pelos animais.

No caso de verduras consumidas *in natura*, caso da alface, da rúcula, do agrião, da couve, da cenoura, dentre outras, ao serem colhidas e colocadas no recipiente de lavagem sem o devido cuidado, os microrganismos patogênicos presentes no solo podem ser levados para a parte comestível e, se as mesmas não forem devidamente lavadas e higienizadas antes do consumo, poderão ser ingeridas.

Os microrganismos patogênicos conseguem sobreviver por período variável de tempo na superfície dos vegetais, como se pode observar pelos dados contidos nas Tabelas 10 e 11.

Tabela 10. Tempo de sobrevivência de agentes patogênicos em plantas.

Patógeno	Tempo (dias)
Bactérias	30
Vírus	30
Protozoários	2
Helmintos	30
Cistos de protozoários	2
Ovos de helmintos	30

Fonte: EPA (1985).

Tabela 11. Tempo de sobrevivência de agentes patogênicos em alguns tipos de vegetais.

Bactéria	Espécie	Tempo (dias)
Coliformes	Tomate	>30
	Folhas de vegetais	35
<i>Escherichia coli</i>	Vegetais	<21
Mycobacterium	Alface	>35
	Rabanete	>13
<i>Salmonella typhi</i>	Rabanete	24-53
	Alface	18-21
<i>Salmonella spp</i>	Folhas de vegetais	7-40
	Folha de beterraba	21
	Tomate	3-7
	Couve	5
<i>Shigella spp</i>	Tomate	2-5
	Folhas de vegetais	2-7
<i>Vibrio cholerae</i>	Vegetais	5-7

Fonte: EPA (1985).

Fonte de nitratos

Na presença de um excesso de nitrato, as plantas podem absorvê-lo em quantidade maior do que sua capacidade de transformá-lo em proteínas, podendo, então, haver um acúmulo do mesmo em determinadas partes da planta.

Se um vegetal rico em nitrato for processado e armazenado na forma de enlatados, caso, por exemplo, do extrato de tomate, o íon irá provocar a corrosão da lata, com liberação de estanho, de tal modo que, além dos danos causados pela ingestão do nitrato, haverá, também, o dano pela ingestão de um metal pesado.

Comparando várias fontes de adubos nitrogenados para a cultura da alface (sulfato de amônio, uréia, azola, leucena, esterco de galinha e lodo de esgoto), na dose de 50 mg de N dm⁻³ de solo, para os fertilizantes minerais, e de 10 g de matéria seca ao ar dm⁻³, para os materiais orgânicos, Castro & Ferraz Jr (1998) encontraram que o lodo de esgoto causou o maior acúmulo de nitrato nas folhas (1 g N-nitrato kg⁻¹ de matéria fresca), mas, mesmo assim, em valores menores do que os permitidos pela legislação alemã, que é de 3 g N-nitrato kg⁻¹ de matéria fresca. Por outro lado, o maior fornecimento de nitrogênio pelo lodo de esgoto causou maior produção de matéria fresca, não diferindo apenas da leucena.

Sintomas

O excesso de metais pesados disponíveis no solo para a absorção das plantas pode causar uma série de sintomas, dependendo do metal pesado e do tipo de planta.

Metais pesados como Co, Cu, Cr têm a capacidade de deslocar o Fe e outros nutrientes de sítios fisiologicamente importantes. Como consequência, a planta pode perder a capacidade de absorver e translocar nutrientes das raízes para a parte aérea, surgindo sintomas de deficiência nas folhas mais novas, o que poderá redundar em diminuição da produção de fitomassa.

O tipo de sintoma que aparece nas folhas, em função de concentrações elevadas de metais pesados, varia com o tipo de metal pesado e com o elemento cuja absorção e translocação será afetada. Assim, plantas de couve-flor cultivadas em solução nutritiva com excesso de Co, Cu ou Cr tenderam a mostrar sintomas de clorose nas folhas mais novas, o que se deve ao fato de esses elementos deslocarem o Fe em sítios fisiológicos importantes, redundando na diminuição da capacidade da planta em sintetizar clorofila (Chatterjee & Chatterjee, 2000).

O Cr, assim como o Co, interferem na translocação do P e do S, de tal modo que, em determinadas condições, plantas com excesso desses metais podem apresentar sintomas de deficiência de P e de S.

Como consequência do desequilíbrio nutricional, a planta tende a apresentar diminuição na produção, o que foi observado por Chatterjee & Chatterjee (2000) em plantas de couve-flor cultivadas com excesso de Cu, Co e Cr.

6. METAIS PESADOS E IMPACTO AMBIENTAL

6.1. Metais pesados no solo

6.1.1. Origem e concentração

Os solos apresentam na sua composição, em maior ou menor concentração, dependendo de uma série de fatores, os chamados metais pesados.

A origem primária dos metais pesados do solo está no material de origem, uma vez que a maioria das rochas contém em sua composição esses elementos.

Além dos metais pesados herdados do material de origem, o solo pode receber metais pesados em função da atividade humana: fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada, combustão de carvão e de óleo, gases emitidos por veículos a combustão, incineração de resíduos urbanos e industriais é, principalmente, indústrias de mineração, fundição e refinamento.

O Cd é usado na produção de ligas, indústria automobilística, produção de pigmentos, estabilizante de plásticos de polivinil, baterias, fotografia, litografia, cura da borracha, fungicidas.

Segundo Adriano (1986), a descarga de Cd no ambiente terrestre, em 1980, foi de 2115 t, assim oriundas: 300 t de emissões para a atmosfera; 15 t através de efluentes; 1800 t de resíduos aplicados na terra. A combustão do carvão contribuiu com 680 t, o lodo de esgoto com 250 t e os adubos fosfatados com 130 t. No Japão, em solos próximos a minas de Zn (2,5 a 4,7 km), o teor de Cd oscilou entre 2 e 10 mg kg⁻¹, enquanto nos locais mais distantes (14 a 82 km), os valores estiveram entre 0,3 e 0,8 mg kg⁻¹, não havendo relação aparente entre o teor de Cd no solo e o encontrado em plantas de arroz (Takijima & Katsumi, 1973).

Diversas indústrias são fornecedoras de Cr para o meio ambiente, podendo-se citar indústrias de papel e celulose, indústria de calçados, unidades geradoras de energia elétrica. A adição ao solo faz-se através de vários veículos: ar atmosférico (pelas emissões dos fornos das siderúrgicas), pela água (polimento de metais), adição direta (cinzas da combustão do carvão, fertilizantes fosfatados, calcário, lodo de esgoto).

Adriano (1986) cita que a adição anual de Pb ao ambiente foi de 400.000 t, das quais 70% se deviam a aditivos colocados na gasolina e que somente os Estados Unidos eram responsáveis pela adição de 180.000 t. Indústrias de metais (Fe, Zn e Cu) adicionam cerca de 13.000 t ano⁻¹ e a queima de carvão cerca de 15.000 t. Altas concentrações de Pb podem estar contidas no lodo de esgoto. O Pb colocado na atmosfera, nas proximidades dos grandes centros urbanos, pode ser levado pelo ar e ser depositado pelas chuvas em áreas de floresta natural. Em solo que recebeu 180 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, o teor de Pb total foi de 73,5 mg kg⁻¹, assim distribuídos: trocável + adsorvido= 1,6; orgânico= 3,9; carbonato= 51; sulfeto= 17 mg kg⁻¹.

A forma mais comum de poluição do solo pelo Zn é a emissão do metal por indústrias de metais não ferrosos, podendo chegar a teores de 53000 mg kg⁻¹. O lodo de esgoto é uma outra forma de se poluir o solo com Zn, levando a valores de até 7474 mg kg⁻¹.

6.1.2. Formas

Os metais pesados no solo podem apresentar-se sob diferentes formas, a saber:

a. Estrutura cristalina de minerais e óxidos primários

São constituídos pelos minerais e óxidos presentes na rocha de origem e que o processo de intemperização ainda não conseguiu alterar.

b. Na estrutura cristalina de minerais secundários

Minerais secundários são aqueles que se formam pela alteração dos minerais primários, estando entre eles os minerais de argila.

c. Na forma de óxidos hidratados

O Mn, por exemplo, ocorre na forma de MnO₂.nH₂O.

A ligação do metal pesado aos sesquióxidos pode ser muito forte, como no caso do Mo, de tal forma que o mesmo não é disponível para as plantas.

d. Ocluso em óxidos

e. Adsorvido na superfície de colóides minerais e orgânicos

Em função do tipo de ligação que se estabelece, constituem a chamada fração trocável, ou seja, a fração que pode ser extraída por uma determinada solução extratora.

f. Complexado com a matéria orgânica

O Mo forma complexos com substâncias que possuem hidroxila e com substâncias nitrogenadas, caso de aminoácidos, proteínas, lecitinas.

g. Precipitado na forma de sais insolúveis

O Cd, por exemplo, pode precipitar-se na forma de carbonato e bicarbonato de cádmio. Em ambientes muito redutores, como na cultura do arroz irrigado, o Cd pode formar sulfeto de cádmio, que é muito insolúvel.

h. Solúvel na solução do solo

O metal pesado da solução do solo pode encontrar-se em forma iônica ou complexado pela fração solúvel de matéria orgânica.

O elemento da solução do solo está em equilíbrio com o elemento adsorvido, e ambos são considerados como as formas disponíveis para a nutrição das plantas.

i. Parcialmente imobilizado na estrutura de seres vivos

j. Adsorvido em sítios de troca específicos

6.1.3. Distribuição no perfil

A distribuição dos metais pesados no perfil do solo depende de sua solubilidade e da formação de complexos solúveis com a matéria orgânica.

A distribuição do Co no perfil do solo segue o modelo de distribuição da matéria orgânica e dos minerais de argila.

O Cu adicionado ao solo aí permanece por longo período de tempo, uma vez que o mesmo é fixado fortemente pela matéria orgânica, pelos óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila, sendo um dos menos móveis entre os metais pesados. Desta forma, o elemento tende a se acumular na serapilheira acima da superfície do solo ou nas camadas superficiais do mesmo.

O Fe forma complexos e quelatos com a MO, os quais são responsáveis pela migração do elemento em profundidade.

O Cd é relativamente imóvel no perfil do solo, de tal modo que, em solos contaminados pela presença de fundições, o teor do elemento na profundidade de 30-40 cm foi a mesma de solos não contaminados.

A distribuição do Cr no perfil do solo tem mostrado resultados discrepantes. Em alguns trabalhos, sua distribuição tem sido uniforme, em outros, tem sido observado acúmulo na superfície ou em profundidade.

O Pb tende a se acumular nas camadas superficiais devido à incorporação dos restos culturais, mas também tem sido observada migração no perfil até 30-45 cm. Em solo que recebeu lodo de esgoto durante 6 anos, o acúmulo de Pb ocorreu nos primeiros 15 cm.

6.1.4. Disponibilidade para as plantas

A disponibilidade dos metais pesados para as plantas é afetada por uma série de fatores.

a. Textura

Quanto mais argiloso o solo, maior tende a ser sua CTC, o que significa maior possibilidade de ter o metal pesado na forma trocável.

b. Tipo de mineral de argila

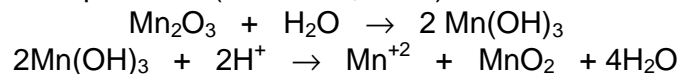
Os minerais de argila do tipo 1:1, caso da caolinita, possuem CTC menor que a dos minerais do tipo 2:1, caso da montmorilonita. Desta forma, solos mais intemperizados tendem a apresentar CTC menor, com menor teor trocável de metal pesado.

c. pH

O pH talvez seja o fator do solo que mais afeta a disponibilidade dos metais pesados para a nutrição das plantas.

Os diferentes metais pesados são afetados diferentemente pelo pH, alguns tendo sua disponibilidade aumentada pelo aumento do pH e outros, tendo sua disponibilidade diminuída pela elevação do pH.

As formas de Mn no solo aparecem sob três valências diferentes: Mn^{+2} (adsorvido ou na solução do solo), Mn^{+3} (óxido altamente reativo- Mn_2O_3), Mn^{+4} (MnO_2). As três formas constituem um conjunto em equilíbrio dinâmico, sendo que as formas +3 e +4 são favorecidas pela elevação do pH e por condições oxidantes; a passagem do nível de oxidação +3 para +2 ocorre em meio ácido e condições redutoras. Em alguns casos, pode ocorrer uma relação direta entre o pH e o Mn extraível pelo extrator de Melich, o que pode ser explicado por uma relação inversa entre pH e matéria orgânica, ou seja, quando o pH diminui, aumenta o teor de MO, que pode complexar o Mn, diminuindo o teor do metal que pode ser extraído pelo duplo ácido (Malavolta, 1994).



Para o Pb, a elevação do pH promove a formação de precipitados na forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos de Pb e de complexos insolúveis com a MO.

O teor de Cd na solução do solo é governado pela matéria orgânica, pelo pH e pelo teor de Cd. Quando o teor de Cd é baixo, ocorre a formação de complexo organomineral; quando o teor de Cd é muito alto, ocorre a formação de precipitado de carbonato e fosfato de Cd, o que é facilitado por pH mais elevado. Em solo ácido, a formação de complexos com a matéria orgânica e as reações com os sesquióxidos são os fatores que mais afetam a solubilidade do Cd.

d. Teor de matéria orgânica

A MO afeta a disponibilidade dos metais pesados por aumentar a CTC ou pela formação de complexos solúveis ou insolúveis.

Em experimento com a cultura de cevada, Keaton (1937) chegou a adicionar até 5.568 kg ha⁻¹ de Pb na forma de $PbCO_3$, observando que, na dose máxima, apenas 3,2 mg kg⁻¹ de Pb solúvel foram obtidos por ocasião da semeadura e que, por ocasião da colheita, esse teor foi menor ainda (1,1 mg kg⁻¹). O desenvolvimento da planta não foi afetado, e o metal acumulou-se no sistema radicular.

O Fe forma complexos e quelados com a matéria orgânica, os quais são responsáveis pela migração do elemento em profundidade e pelo seu fornecimento às raízes das plantas, que absorvem o Fe^{+2} , uma vez que o Fe^{+3} é muito pouco solúvel.

e. Aeração

O nível de aeração do solo modifica o nível de oxidação dos elementos, transformando formas solúveis em insolúveis. Em condições de excesso de aeração, o ambiente torna-se oxidante e formas mais reduzidas como Mn^{+2} e Fe^{+2} , que são solúveis, são oxidadas para Mn^{+3} e Fe^{+3} , que são insolúveis.

7. MANEJO DOS METAIS PESADOS

7.1. Solos já contaminados

Se o solo já possui teor elevado de metais pesados, é possível a adoção de técnicas de manejo de modo a torná-los o menos disponível possível para as plantas. Entre essas técnicas, estão a calagem e a adição de uma fonte de matéria orgânica. É importante, também, a seleção da planta a ser cultivada, que deve ter capacidade limitada de absorver e transportar para a parte comestível os metais pesados que poluem o citado solo.

Em valores de pH acima de 7, os cátions do solo, inclusive os de metais pesados, tendem a formar hidroxicações ($MnOH^{-1}$, $CuOH^{-1}$, etc.), que são adsorvidos na superfície de óxidos de Fe e Al. À medida que o pH se eleva, precipitam-se na superfície dos óxidos, formando uma nova camada de polímeros, tornando-se indisponíveis para os vegetais. Aumentos nas concentrações de Cd, Co, Mn e Zn na solução do solo têm sido observados nas condições de pH que ocorrem em solos agrícolas (5,0-6,0). A disponibilidade de Cu nesta faixa de pH não tem sido influenciada. Trabalho de Albasel & Cottenie (1985) mostrou que a calagem diminuiu sensivelmente a disponibilidade de Fe, Cu, Zn, Mn, Pb e Ni.

A maior parte da CTC de solos de regiões tropicais e subtropicais é devida à desprotonação de grupamentos ácidos e fenólicos da Matéria Orgânica e da superfície de óxidos de Fe e Al, que são afetados pelo pH do solo, aumentando com o aumento no pH. Por outro lado, a formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis, a complexação e a oclusão pela Matéria Orgânica também são afetadas pelo pH.

O aumento do teor de matéria orgânica do solo aumenta a CTC e, conseqüentemente, a capacidade de adsorção de cátions, entre os quais os metais pesados. Em geral, a biodisponibilidade dos metais pesados diminui com o aumento do teor de C-orgânico, com exceção do Zn. Todavia, com a decomposição dos colóides orgânicos que complexam os metais, o efeito protetor da Matéria Orgânica em relação aos metais pesados pode desaparecer.

Cátions monovalentes como Na, K, tendem a se ligar à Matéria Orgânica por simples troca catiônica, enquanto os polivalentes, entre eles os metais pesados, formam ligações coordenadas com a Matéria Orgânica, o que diminui sua disponibilidade para as plantas (Stevenson, 1982).

7.2. Solos não contaminados

Se o solo ainda não atingiu um nível elevado de poluição por metais pesados, mesmo assim, é preciso tomar cuidado no seu manejo, principalmente na incorporação de insumos e resíduos que levem na sua composição metais pesados, regulando-se a dose e a freqüência com que os mesmos serão aplicados ou até mesmo substituindo-os por outros isentos daqueles poluentes. Os Estados Unidos e grande número de países da

Europa já possuem leis regulamentando o uso de resíduos em solos agrícolas, considerando níveis críticos de metais pesados no solo e nos resíduos.

No Estado de São Paulo, já existe uma norma regulamentando a aplicação de biofóssido na agricultura (CETESB, 1999).

De acordo com as normas da CETESB (1999), para que o biofóssido seja aplicado na agricultura, devem ser consideradas as características do biofóssido e do local onde o mesmo será aplicado.

7.2.1. Características do biofóssido

Com relação às características do biofóssido, a sua composição deve ser observada em metais pesados e em organismos patogênicos.

Composição em metais pesados

Para poder ser utilizado na agricultura, o biofóssido não pode apresentar na sua composição limites de metais pesados acima dos apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Teores máximos de metais pesados permitidos no biofóssido para que o mesmo possa ser usado na agricultura.

Metal	Concentração Máxima (mg kg ⁻¹)
Arsênio	75
Cádmio	85
Cobre	4300
Chumbo	840
Mercúrio	57
Molibdênio	75
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	7500

Fonte: CETESB (1999).

As normas da CETESB estabelecem, também, a dose anual de metais pesados que se pode incorporar ao solo através da aplicação de biofóssido (Tabela 13).

Tabela 13. Teores máximos de metais pesados a serem adicionados anualmente pela aplicação ao solo de biofóssido.

Metal	Dose Anual (kg ha ⁻¹)
Arsênio	2,0
Cádmio	1,9
Cobre	75
Chumbo	15
Mercúrio	0,85
Níquel	21
Selênio	5,0
Zinco	140

Fonte: CETESB (1999).

Finalmente, as normas da CETESB estabelecem as quantidades máximas de metais pesados que podem ser acumuladas no solo como consequência da aplicação sucessiva do bio sólido (Tabela 5).

Composição em organismos patogênicos

Com relação à presença de organismos patogênicos, os lodos de esgoto são classificados em duas classes: A e B.

Lodo classe A: após o tratamento para a redução do potencial patogênico, que deve ser aprovado pelo órgão ambiental, deve apresentar, no momento de ser disposto no solo, número de coliformes fecais inferior a 1000 NMP g⁻¹ ST (número mais provável por grama de sólidos totais) e número de *Salmonella* sp inferior a 3.

Lodo classe B: após o tratamento para a redução do potencial patogênico, que deve ser aprovado pelo órgão ambiental, deve apresentar uma densidade de coliformes fecais, no momento de ser disposto no solo, inferior a 2000000 NMP g⁻¹ ST ou 2000000 UFC g⁻¹ ST (unidade formadora de colônias por grama de sólidos totais).

Apenas os lodos classe A e B podem ser aplicados para fins agrícolas.

7.2.2. Características do local

Com relação às características do local, devem ser consideradas: declividade, localização, profundidade do solo.

As normas da CETESB permitem a aplicação de bio sólido em solo agrícola que tenha declividade de, no máximo, 18%, sendo que a declividade vai definir a forma com que o bio sólido deve ser aplicado ao solo.

a. declividade de até 10%: é permitida aplicação superficial, sem incorporação.

b. declividade até 15%: é permitida aplicação superficial, seguida de incorporação.

c. declividade de até 18%: é permitida aplicação subsuperficial

Com relação à localização da área, devem ser respeitadas as seguintes distâncias:

a. vias públicas: distância mínima de 15 m

b. drenos, interceptores, divisores de águas superficiais e subterrâneas : distância mínima de 10 m.

Com relação à profundidade, o bio sólido somente pode ser aplicado em solo agrícola se o lençol freático estiver a uma profundidade mínima de 1,2 m por ocasião da aplicação do bio sólido.

8. CÁLCULO DA DOSE DE BIOSSÓLIDO A SER APLICADA

No cálculo da dose de bio sólido a ser aplicada em uma determinada cultura, devem ser levados em consideração os seguintes fatores: teor de N disponível presente no bio sólido, teor de metais pesados no bio sólido, a capacidade do bio sólido em elevar o pH do solo e o teor de metais pesados acumulados no solo.

8.1. Teor de N disponível no bioossólido

Com relação ao conteúdo de nitrogênio presente no bioossólido, que se tornará disponível para as plantas, a dose de bioossólido que pode ser aplicada como fertilizante, é dada pela seguinte fórmula:

$$TAN(t /) = \frac{N-}{N-} \frac{o(/)}{(/ t)}$$

A quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura pode ser obtida, para as condições do Estado de São Paulo, conforme descrito por Rajj, (1996).

A quantidade de nitrogênio presente no bioossólido e que será potencialmente disponível para a cultura, é estimada pela seguinte fórmula:

$$N_{disp} = 0,01FM(N_k - N_{am}) - N_{am} + (N_{nita} + N_{niti})$$

N_{disp} = nitrogênio disponível em kg/t

FM= fração de mineralização do nitrogênio contido no lodo de esgoto

N_k = nitrogênio contido no lodo de esgoto, determinado pelo método de Kjeldahl.

N_{am} = teor de N-amoniaco contido no lodo de esgoto

N_{nita} = teor de N-nitrato contido no lodo de esgoto

N_{niti} = teor de N-nitrito contido no lodo de esgoto

A fração do nitrogênio contida no lodo de esgoto e passível de ser mineralizada no solo pode ser estimada por método de incubação, com ou sem lixiviação do material que está sendo submetido à incubação (mistura solo + lodo de esgoto), podendo-se citar os métodos de Beauchamp *et al.* (1986), Parker & Sommers (1983), Stanford & Smith (1972).

8.2. Teor de metais pesados no bioossólido

Com relação ao teor de metais pesados permissíveis no lodo de esgoto para que o mesmo possa ser utilizado na agricultura, estão em vigor os valores definidos pela CETESB (1999), para o Estado de São Paulo, como consta na Tabela 12.

8.3. Capacidade do bioossólido em elevar o pH do solo

A aplicação de lodo de esgoto no solo causa uma elevação do pH.

Com base nesta propriedade, a dose de lodo de esgoto a ser aplicada do solo não deve elevar o pH em $CaCl_2$ acima de 7.

8.4. Teor de metais pesados acumulados no solo

A aplicação sucessiva de lodo de esgoto ao solo vai determinando um aumento na concentração de metais pesados.

De modo a orientar a aplicação de biossólido como fertilizante, a CETESB (1999) definiu os valores máximos de metais pesados a se acumular no solo, conforme consta na Tabela 5.

9. LITERATURA CITADA

- ABRAHÃO, E.C. *Efeito de doses de lodo de esgoto sobre a fertilidade, atividade de amilase e celulase de um Latossolo Vermelho-Escuro textura média*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1992. 110p, (Trabalho de Graduação).
- ADRIANO, D.C. *Trace elements in the terrestrial environment*. New York, Ssprinter Verlag, 1986. 533p.
- ALBASEL, N.; COTTENIE, A. Heavy metals uptake from contaminated soils as affected by peat, lime and chelates. *Soil Science Society American Journal*, v.49, p.386-390, 1985.
- ALGUZ, E.S. *Produção de matéria seca e absorção de nutrientes pelo sorgo granífero cultivado em solo que recebeu biossólido*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1993. 104p. (Trabalho de Graduação).
- ALVES, W.L. *Compostagem e vermicompostagem no tratamento de lixo urbano*. Jaboticabal, FUNEP, 1996. 46p.
- ALVES, W.L.; PASSONI, A.A. Composto e vermicomposto de lixo urbano na produção de mudas de oiti (*Licamia tomentosa* (Benth) para arborização. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.32, n.10, p.20-25, 1997.
- ANDRÉ, E.M. *Atividade biológica do solo e disponibilidade de nutrientes e metais pesados para a cultura do sorgo granífero em solo acrescido de lodo de esgoto*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1994. 123p. (Trabalho de Graduação).
- BATAGLIA, O.C.; BERTON, R.S.; CAMARGO, A.O.; VALADARES, J.M.A.S. Resíduos orgânicos como fontes de nitrogênio para capim-braquiária. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.7, p.277-284, 1983.
- BEAUCHAMP, E.G.; REYNOLDS, W.D.; BRASCHE-VILLENEUVE, D.; KIRKBY, K. Nitrogen mineralization kinetics with different soil pretreatments and cropping histories. *Soil Science Society American Journal*, v.50, p.1478-1483, 1986.
- BERTON, R.S.; CAMARGO, A.O.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.13, p.187-192, 1989.
- BERTON, R.S.; PRATI, P.F.; FRANKENBERGER JR, W.T. Phosphorus availability in soils amended with organic materials, estimated by three chemical methods and two enzyme activities. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p.617-624, 1997a.
- BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização de lodo de esgoto e adição de CaCO₃ na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p.685-691, 1997b.
- BOON, D.Y.; SOLTANPOUR, P.N. Lead, cadmium and zinc contamination of aspen garden soils and vegetation. *Journal Environmental Quality*, v.21, p.82-86, 1992.
- CASTRO, S.R.P.; FERRAZ JR., A.S.L. Teores de nitrato nas folhas e produção da alface cultivada com diferentes fontes de nitrogênio. *Horticultura Brasileira*, v.16, n.1, p.65-68, 1998.
- CETESB. *Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projeto e aplicação*. São Paulo, 1999. Manual Técnico, 32p. (P. 4230, agosto de 1999).

- CHANDER, K.; BROOKES, P.C. Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U.K. soil. *Soil Biology Biochemistry*, v.23, p.927-932, 1991.
- CHATTERJEE, J.; CHATTERJEE, C. Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower. *Environmental Pollution*, v.109, n.1, p.69-74, 2000.
- CINTRA, A.A.D. *Efeito da utilização de diferentes adubos orgânicos e da aplicação de um composto à base de alga calcária (Lithothamnium calcareum) sobre absorção de nutrientes e a produção de alface (Llactuca sativa) em Latossolo Vermelho-Amarelo*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1998. 82p. (Trabalho de Graduação).
- CRAVO, M.S.; MURAOKA, T.; GINE, M.F. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.22, p.547-553, 1998.
- CRIPPS, R.W., MATOCHA, J.E. Effect of sewage sludge application to ameliorate iron deficiency of grain sorghum. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v.22, p.1931-1940, 1991.
- CRIPPS, R.W.; WINFREE, S.K.; REAGAN, J.L. Effects of sewage sludge application method on corn production. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, New York, v.25, p.1705-1715, 1992.
- CUNNINGHAM, J.D.; KEENEY, D.R.; RYAN, J.A. Yield and metal composition of crop and rye grown on sewage amended soil. *Journal Environmental Quality*, Madison, v.4, p.448-454, 1975.
- DEFELIPO, B.V.; NOGUEIRA, A.V.; LOURES, E.G.; ALVAREZ, Z.V.H. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma siderúrgica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p.389-393, 1991.
- DIAS, F.L.F. *Efeito da aplicação de calcário, lodo de esgoto e vinhaça em solo cultivado com sorgo granífero (Sorghum bicolor (L.) Moench)*. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 1994, 74p. (Trabalho de Graduação).
- ERNANI, P.R.; GIANELLO, C. Efeito imediato e residual de materiais orgânicos, adubo mineral e calcário no rendimento vegetal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.6, p.119-124, 1982.
- EPA (Environmental Protection Agency). *Land application of municipal sludge*. Cincinnati, 1985. 432p.
- FERNANDES, F.; ANDREOLI, C.V. *Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná*. Curitiba, PR, SANEPAR, 1997. 96p.
- GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. The influence of composting and maturation processes on the heavy metal extractibility from some organic wastes. *Biological Wastes*, v.31, p. 291-301, 1990,
- GROSSI, M.G. *Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas*. São Paulo, USP, 1993. 222p. (Tese de Doutorado).
- HE, X.; TRAINA, S.J.; LOGAN, T.J. Chemical properties of municipal solid waste compost. *Journal Environmental Quality*, v.21, p.318-329, 1992.
- HERNANDO, S.; LOBO, M.C.; POLO, A. Effect of the application of municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. *Science of Total Environmental*, v.81, p.589-596, 1989.
- HORTENSTINE C.C.; ROTHWELL, D.F. Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrient source to sorghum. *Journal of Environmental Quality*, v.2, p.343-345, 1973
- IGUE, K.; PAVAN, M.A. *Uso eficiente de adubos orgânicos*. In: *Simpósio sobre fertilizantes orgânicos na agricultura brasileira*. Brasília, 1984. p. 383-418.

- ILLERA, V.; WALTER, I.; CUEVAS, G.; CALA, V. Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica*, v.43, n.3, p.3-4, 1999.
- JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p.237-240, 1991.
- JURADO, S.G. *Efeitos do cádmio no arroz e no feijoeiro cultivados em solução nutritiva*. Piracicaba, ESALQ, 1989. 139p. (Dissertação de Mestrado).
- KHAN, S.; KHAN, N.N. Influence of lead and cadmium on the growth and nutrient concentration of tomato (*Lycopersicon esculentum*) and egg-plant (*Solanum melongena*). *Plant and Soil*, v.74, p. 387-394, 1983.
- KIEHL, J.C. **Manual de Edafologia e relações solo-planta**. 22ª edição, São Paulo, Agronômica Ceres, 1980. 262p.
- LIMA, J.A. *Influência de lodo de esgoto e fósforo nos microrganismos e suas atividades e no acúmulo de metais pesados em tomateiro*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1994. 164p. (Tese de Doutorado).
- MARCIANO, C.R. *Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-Amarelo*. Piracicaba, ESALQ, 1999. 93p. (Tese de doutorado).
- MARQUES, M.O. *Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar*. Jaboticabal, FCAV/UNESP, 1997. 111p (Tese de Livre Docência).
- MALAVOLTA, E. *Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos*. São Paulo, Prodoquímica, 1994. 153p.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.18, p.449-455, 1994.
- MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M.Y.; MATTOS, M.S.; MORAES, S.R.; PARRA, M.S. Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. *Sanare*, v.5, p.63-67, 1996.
- OLIVEIRA, F.C. *Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto*. Piracicaba: ESALQ/USP, 1995. 90p. (Dissertação de Mestrado).
- ORTEGA, E.; NOGALES, R.; DELGADO, M. Modificación en la porosidad de un suelo por la adición de un compost de basura urbana. *Analogica, Edafologica. y Agrobiologica*, v.15, p.1735-1747, 1981.
- PAGLIAI, M.; GUIDI, G.; LA MARCA, M.; GIACHETTI, M.; LUCAMANTE, G. Effects of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation. *Journal of Environmental Quality*, v.10, p.556-561, 1981.
- PARKER, C.F.; SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, v.12, p.150-156.
- PEREIRA NETO, J.T.; STENTIFORD, E.I. Aspectos epidemiológicos da compostagem. *Revista Biológica*, v.27, p.1-6, 1992.
- PETRUZZELLI, G.; LUBRANO, L.; GUIDI, G. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. *Plant Soil*, v.116, p.23-27, 1989.
- PRADO FILHO, J.F. *Efeito da incorporação do composto de lixo domiciliar urbano sobre algumas características químicas e microbiológicas do solo e sua influência nas perdas de solo, água e nitrogênio por escoamento superficial*. Santa Cruz do Sul, Faculdades Integradas de Santa Cruz do Sul, 1986. p 46-54p. (Dissertação de Mestrado).
- PURVES, D.; MACKENZIE, J.E. Effects of applications of municipal compost on uptake of copper, zinc and boron by garden vegetables. *Plant Soil*, v.39, p.361-371, 1974.
- PURVES, D.; MACKENZIE, J.F. Phytotoxicity due to boron in municipal compost. *Plant Soil*, v.40, p.231-235, 1997.

- RAIJ, B.van ; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. In: Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.* Campinas, Instituto Agrônomo-FUNDAG, 1997. p. 31. (Boletim Técnico 100).
- RESENDE, A.A.P. *Estudo e avaliação de um processo de reciclagem e compostagem dos resíduos sólidos urbanos.* Belo Horizonte, UFMG, 84p. 1991. (Dissertação de Mestrado).
- ROS, C.O. da; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M .R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-preta-ervilhaca. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.17, p.257-261, 1993.
- ROSS, S.M. *Source and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: Trace metals in soil-plant systems.* ROSS, S.M. (ed.), New York, John Willey and Sons, 1994. p. 3-25.
- SADONIKOVA, L.K.; ZYRIN, N.G. Indices of soil pollution by heavy metals used for soil monitoring. *Soviet Soil Science* v. 17, p.58-63, 1986.
- SANTOS, H.F.; TSUTIYA, M.T. *Aproveitamento e disposição do lodo de Estações de Tratamento de Esgotos do Estado de São Paulo.* (mimeografado, sem data).
- SEKI, L.T. *Estudo da aplicação de doses de calcário e de lodo de esgoto na cultura da aveia branca (Avena Sativa L.) cv. UFRGS-7, cultivada em latossolo vermelho-escuro.* Jaboticabal: FCAV/UNESP, 1995. 63p. (Trabalho de Graduação).
- SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEIXE, C.A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.33, p.1-8, 1998.
- SOCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agrossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: *II Encontro sobre Gerenciamento de Biossólidos no Mercosul.* Campinas, 28-30 de setembro de 1999.
- STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society American Proceedins*, v.36, p.465-472, 1972.
- STEVENSON, F.J. *Humus chemistry.* New York, John Willey & Sons, 1982. 443p.
- TAKIJIMA, Y & KATSUMI, F. Cadmium contamination of soils and rice plants caused by zinc mining. I. Production of high cadmium rice on the paddy fields in lower reaches of the mine station. *Soil Science Plant Nutrition*, v.19, p.29-38, 1973.
- WEBBER, O.B.; OLIVEIRA, A.A.R.; MAGALHÃES, A.F.J. Adubação orgânica e inoculação com *Glomus etunicatum* em porta-enxertos de citros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.14, p.321-326, 1990.