

Contaminação dos Solos em Áreas Agrícolas

7

Capítulo

Heloisa F. Filizola
Maria Conceição P. Y. Pessoa
Marco Antônio Ferreira Gomes
Manoel Dornelas de Souza

Introdução

A agricultura requer grande quantidade de insumos, como fertilizantes, agrotóxicos e reguladores de crescimento. Uma porcentagem dos agroquímicos aplicados nas culturas é incorporada ao solo, seja na aplicação, por não atingir o alvo (Chaim et al 1999a & 1999b), seja através da infiltração, dissolvidos na solução do solo, ou ainda perdida para a atmosfera por volatilização. Os principais agentes poluentes dos solos e água são os agrotóxicos, os metais pesados e o nitrogênio. O solo tem uma função “filtro” que é muito importante na retenção e degradação destes poluentes. A eficácia deste mecanismo está ligada à quantidade de matéria orgânica e à biota do solo, ao tipo e quantidade de argila presentes no solo e às suas características físicas e químicas.

Um solo pode ser considerado “limpo” quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Esta concentração é denominada como valor de referência de qualidade e estes números não estão fixados como padrões em legislação.

Para a CETESB (2001), uma área será considerada contaminada se, entre outras situações, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite denominado valor de intervenção, indicando a existência de um risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando a minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas à área.

Agrotóxicos

O Brasil não é um dos grande consumidores de agrotóxicos do mundo, como mostra a Figura 1, mas o uso destes produtos está concentrado em áreas onde a agricultura é mais moderna e intensiva, como pode ser visto na Figura 2, podendo em estados como São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Minas Gerais, consumir tanto quanto os maiores consumidores mundiais.

Dos 269 pesticidas utilizados no Brasil (base de dados da Agrofit do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), dos quais foram calculados o índice de GUS, 61 são potencialmente lixiviantes, 52 são indefinidos, ou seja, dependendo das características do solo podem ser lixiviados ou ficar retidos. Noventa e cinco são classificados como não lixiviantes, seja por

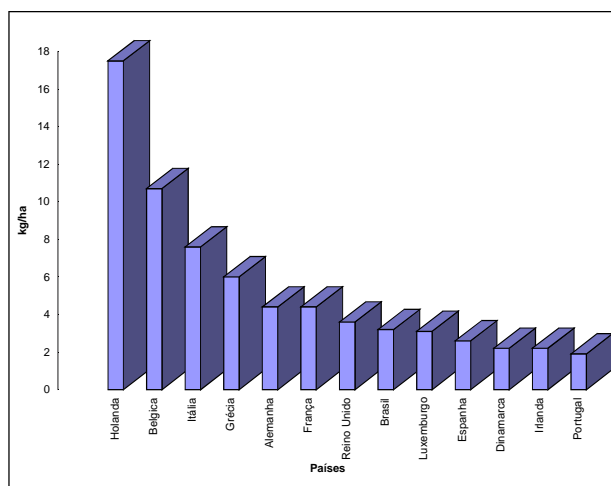


Figura 1. Consumo de defensivos agrícolas.
Fonte dos dados: Sindag¹

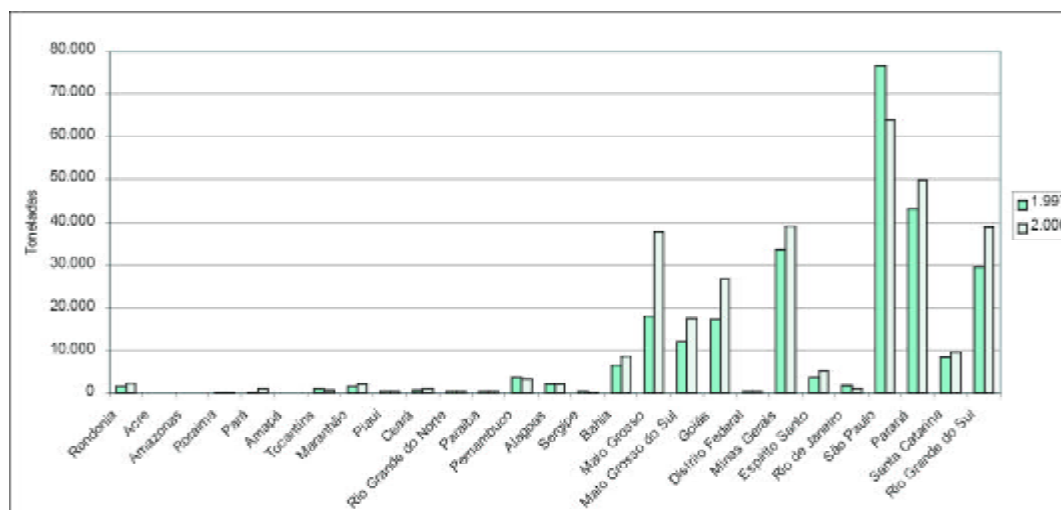


Figura 2. Consumo de agrotóxicos por estado.

Fonte dos dados: Sindag²

terem uma meia vida muito curta o que implica em degradação rápida, seja pelo valor do coeficiente de partição (K_p) que depende do teor de carbono orgânico que poderá ficar adsorvido nas camadas superficiais do solo. Para os restantes não houve possibilidade de cálculo dada a inexistência na literatura do K_p , da meia-vida, ou ainda de ambos. Estes dados foram conseguidos a partir do BDP Software elaborado por Paraíba et al., 2002. Outro trabalho, elaborado por Pessoa et al. (2001) também utilizou o índice de GUS e o método de GOSS (que avalia o potencial de contaminação do produto associado a sedimento e dissolvido em água) para 190 princípios ativos presentes em 246 produtos comerciais em uso no país. Dos princípios ativos avaliados, 14 apresentaram potencial de contaminação de águas subterrâneas por lixiviação, 28 possuem alto potencial de contaminação de água associado a sedimento e 57 apresentaram alto potencial de contaminação de água dissolvidos em água. Somente 28 princípios ativos não puderam ser avaliados por falta de informações.

O uso de agrotóxicos deve ser feito de maneira a minimizar seus efeitos nocivos sobre o meio ambiente. Para isto é necessário o conhecimento do solo onde o mesmo será aplicado, incluindo a dinâmica da água na área e as características e o comportamento de cada princípio ativo. De maneira geral, houve nos últimos trinta anos um avanço no conhecimento sobre a atuação e a forma como a maior parte dos agrotóxicos interage com o meio.

Para entender o comportamento dos agrotóxicos no solo ou na água, e utilizá-los da maneira mais correta possível, é necessário considerar suas propriedades físico-químicas de uma forma particular, ou seja, cada composto irá interagir com o solo de acordo com suas características. Assim, o impacto dos agrotóxicos no ambiente é resultado da interação entre a molécula (regida por suas propriedades físico-químicas) e as pro-

priedades físico-químicas e biológicas do meio onde ele é introduzido. Os principais processos envolvidos nas transformações de agrotóxicos no solo são a degradação microbiológica e química. O destino dos agrotóxicos no ambiente é determinado por fatores bióticos e abióticos. Entre os vários fatores, pode-se destacar:

Degradação Microbiológica

Os agrotóxicos são degradados no ambiente pela ação de microrganismos e de enzimas por eles produzidas, no processo chamado de biodegradação. O solo é habitado por um número muito grande de microrganismos, bactérias, protozoários, algas, fungos e também por organismos macroscópicos como anelídeos e artrópodes, formando uma comunidade complexa.

Os compostos orgânicos que sofrem reações de biodegradação são geralmente classificados em três grupos: compostos que sofrem degradação imediata, sem sofrerem prévia alteração; compostos que requerem uma fase de adaptação antes que uma decomposição ocorra e compostos orgânicos recalcitrantes, os quais podem persistir no ambiente sem modificações por vários anos, como é o caso dos hidrocarbonetos clorados.

A biodegradação é afetada pelo tipo de solo, pH, umidade e temperatura. O efeito do tipo de solo na persistência de um pesticida não pode ser facilmente definido, solos com altos teores de matéria orgânica tendem a ter grande atividade microbiana mas ao mesmo tempo tendem a adsorver fortemente o pesticida e mantê-lo no solo.

Solubilidade dos Agrotóxicos em Água

A solubilidade em água de um agrotóxico é a quantidade máxima do produto que se dissolve em água sob uma determinada temperatura e pH. Esta característi-

ca determina a mobilidade e o destino do produto no ambiente. A solubilidade dos agrotóxicos em água é dada em função da temperatura, pH, força iônica e matéria orgânica do solo. A maioria dos compostos orgânicos torna-se mais solúvel com o aumento da temperatura. Com o aumento da concentração dos íons hidrogênio, pH, os agrotóxicos ácidos aumentam sua solubilidade, enquanto os agrotóxicos básicos podem atuar de modo contrário. A presença de matéria orgânica dissolvida, como ácidos fúlvicos e húmicos, pode aumentar a solubilidade de vários agrotóxicos, pois estes sofrem partição na matéria orgânica. Moléculas altamente solúveis geralmente apresentam coeficientes de adsorção baixos e fatores de bioconcentração também relativamente baixos. Tendem a ser mais rapidamente biodegradáveis no solo e na água.

Alguns agrotóxicos são hidrofílicos (>2% de solubilidade em água) enquanto outros são hidrofóbicos (solubilidade em água de 1ppb). Podemos relacionar a solubilidade com a mobilidade de agrotóxicos no solo. Deve-se sempre considerar a solubilidade em água em conjunto com outras propriedades do pesticida e do ambiente.

Volatilização

A volatilização é o processo pelo qual um composto passa à fase de vapor e nesta forma para a atmosfera, a pressão de vapor é um índice deste fenômeno. É um importante mecanismo de perda de produtos.

Quando um produto é incorporado ao solo, a perda por volatilização envolve a dessorção, movimento na superfície do solo e volatilização para a atmosfera. A influência da adsorção na pressão de vapor, depende da natureza e da concentração do produto, da umidade e das propriedades do solo, como conteúdo de matéria orgânica e de argila. A incorporação de agrotóxicos no solo diminui a concentração deste na superfície de evaporação, diminuindo a volatilização. Ocorre uma volatilização mais rápida em solos úmidos do que em solos secos, devido ao aumento da pressão de vapor, resultado do deslocamento do pesticida da superfície do solo pela água.

Meia Vida de um Produto

A meia vida de um produto é o tempo necessário para que metade da concentração do princípio ativo desapareça e é determinada em condições normais de utilização do produto. Para compostos orgânicos, a meia vida pode ser calculada para diferentes tipos de reações como volatilização, fotólise, potencial de lixiviação e degradação. Os valores de meia vida, são importantes para o entendimento do potencial de impacto no ambiente, causado pelo agrotóxico. Por exemplo,

se um produto altamente tóxico tem meia vida alta, a permanência deste no solo será longa e o impacto deste no ambiente poderá ser desastroso.

Adsorção - Dessorção

Alguns agrotóxicos são predominantemente adsorvidos na argila, enquanto outros se ligam à matéria orgânica. Vários fatores influenciam a adsorção de agrotóxicos no solo: o tipo e a concentração dos solutos na solução do solo, o tipo e a quantidade de minerais de argila, a quantidade de matéria orgânica no solo, o pH, temperatura e o composto específico envolvido. Além destes, o tipo de cátion que está saturando a argila (Fe, Ca ou H), a capacidade de troca de cátions (CTC) e a superfície específica também são importantes. A maioria dos principais processos de adsorção ocorrem na superfície das argilas e materiais húmicos, os quais tem grande superfície específica por unidade de área. A adsorção na fração orgânica do solo é maior que nas argilas, principalmente os compostos hidrofóbicos.

Os ácidos húmicos podem retardar a mineralização de alguns compostos, com o aumento da adsorção. A adsorção pode reduzir a velocidade e a extensão da degradação, mas não impede que esta ocorra, moléculas adsorvidas podem ser utilizadas como fontes de carbono, energia, nitrogênio, pela microbiota do solo e os compostos serem transformados lentamente.

Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente no solo é importante, como já dito, na adsorção de agrotóxicos no solo. A adição de materiais orgânicos aumenta a atividade microbiana e conseqüentemente acelera a degradação de muitos agrotóxicos, além disso, a fração orgânica do solo tem o principal papel no comportamento dos agrotóxicos no ambiente. Apesar da CTC da matéria orgânica do solo ser relativamente alta na faixa de pH que predomina nos solos, ela é pH dependente, e devido a isto, a matéria orgânica possui tanto sítios hidrofílicos como sítios hidrofóbicos. A competição com a água reduz o papel dos sítios hidrofílicos.

Umidade do Solo

No solo, a atividade da água e a sua disponibilidade dependem das interações entre o seu conteúdo, a temperatura e a natureza do ambiente coloidal. A distribuição do tamanho dos poros, a estabilidade do agregado e a composição mineralógica influenciam a retenção da água contra a perda gravitacional e a captação pelos microrganismos e raízes de plantas. O baixo conteúdo de umidade afeta a degradação dos agrotóxicos através da redução da biomassa microbiana e de sua atividade e por reduzir o agrotóxico na solução do solo.

Áreas onde os solos estão sujeitos a períodos alternados de alagamento e seca, com atividades de microrganismos anaeróbios e aeróbios, com ciclos de redução e oxidação permitem um ambiente favorável para a dissipação de um maior número de agrotóxicos quando comparados a um sistema único.

Potencial de Oxi-Redução

O estado redox de um solo é um importante parâmetro ambiental no destino dos agrotóxicos. O potencial redox determina a relação entre a atividade dos compostos oxidados e reduzidos no equilíbrio. Altas energias de ativação podem inibir algumas reações de oxirredução, mesmo que o potencial redox do sistema indique que estas reações possam ocorrer. Na maioria dos casos, há necessidade de um catalisador para que a reação redox ocorra e, provavelmente as reações são catalisadas por microrganismos. Os valores típicos de Eh em solos bem aerados estão entre 0,8 a 0,4 V, em solos moderadamente reduzidos entre 0,4 e 0,1V, solos reduzidos em torno de -0,1V. Os solos altamente reduzidos tem Eh entre -0,1 e -0,3V e ocorrem em solos inundados.

pH do Solo

A medida do pH é um critério importante como indicativo das reações microbianas nos solos, alguns agrotóxicos, principalmente os organofosforados e carbamatos, são afetados pelo pH do solo, enquanto a persistência dos agrotóxicos organoclorados raras vezes é afetada por este parâmetro. Diminuindo o pH do solo, pode aumentar a adsorção devido a grande adsorção do conjugado ácido-base. Além dos efeitos diretos na molécula orgânica, o pH pode ter influência indireta na persistência devido ao seu efeito na atividade microbiana e nos processos de adsorção/dessorção.

Temperatura do Solo

A temperatura é uma variável microambiental importante devido ao seu efeito termodinâmico direto no metabolismo celular e na maioria das propriedades físicas e químicas do ambiente, incluindo potencial redox e o movimento de difusão dos líquidos e gases dentro do solo. No solo, afeta processos que contribuem para a dissipação dos agrotóxicos, como a atividade microbiana, a volatilização e os processos de transportes. Dentro da faixa de temperatura normalmente encontrada nos solos agricultáveis, a velocidade de degradação geralmente aumenta com a temperatura e umidade. As altas temperaturas existentes nos trópicos podem favorecer a perda do agrotóxico por meio da volatilização e do aumento da atividade microbiana.

Degradação Química

As transformações químicas que ocorrem no solo são mediadas pela água, que é o meio de reação, o reagente, ou ambos. Devido à sua composição, o solo representa um meio efetivo para a condução de reações químicas, pois contém oxigênio, água, superfícies adsorventes reativas e também os agrotóxicos. Além disso, as enzimas extra celulares estão amplamente distribuídas e estabilizadas no solo e têm um papel importante na degradação de muitos agrotóxicos, representando um ponto de transição entre a degradação química e a microbiológica intracelular.

A hidrólise é um processo importante na transformação dos agrotóxicos. Para a maioria dos compostos, pode ser a rota dominante de transformação no solo onde é freqüente a hidrólise de determinados grupos funcionais antes do início da degradação microbiana. No solo, as reações hidrolíticas podem ser biologicamente mediadas ou podem ocorrer via processos abióticos. As reações hidrolíticas não biológicas no solo são aceleradas devido às reações de catálise e as argilas são responsáveis pela catálise e degradação de muitos agrotóxicos.

A velocidade e os produtos da hidrólise dos organofosforados são influenciados por fatores como adsorção, temperatura, pH e a força iônica do sistema. Aparentemente os fatores mais importantes são o pH e a adsorção. Os organofosforados sofrem comumente hidrólise alcalina, o que resulta na detoxificação destes agrotóxicos. Além disso a susceptibilidade destes compostos a hidrólise alcalina está relacionada a sua atividade biológica.

Degradação Fotoquímica

A fotólise é primariamente um fenômeno de superfície e não ocorre se o produto for incorporado ao solo. A superfície do solo recebe uma grande quantidade de poluentes que são provenientes de diversas fontes e a aplicação de agrotóxicos resulta numa aplicação direta sobre a superfície do solo, onde ficam sujeitos a transformações fotoquímicas, além das químicas e microbiológicas. Nos primeiros 0,5cm da camada do solo, o ambiente químico é diferente do solo como um todo, fases sólida, líquida e gasosa estão muito próximas da interface solo/atmosfera e sujeitas a irradiação solar, onde podem ocorrer reações fotoquímicas. Devem ser considerados os efeitos da radiação solar na interface solo-atmosfera, incluindo modificações na temperatura, umidade do solo, no conteúdo orgânico e na atividade microbiana, e destes na estabilidade dos químicos aplicados na superfície do solo.

As reações fotoquímicas resultam da absorção de fótons de energia radiante pelas moléculas. Estas reações ocorrem mesmo na ausência de catalisadores,

em temperaturas mais baixas do que as frequentemente requeridas. São induzidas por radiações solares intensas, têm um papel importantíssimo na determinação da natureza e destino final de moléculas químicas no ambiente.

Metais pesados

A presença de metais pesados, definidos como os elementos químicos com densidade maior que 5 g cm^{-3} , em fertilizantes e corretivos tem sido objeto de muitos estudos devido ao fato destes elementos permanecerem no solo por um tempo indefinido, e dessa forma causar perigo à saúde humana ou animal ao entrarem na cadeia alimentar. Em geral os metais pesados encontrados nos fertilizantes e corretivos são: Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Ferro (Fe), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Mercúrio (Hg), Estanho (Sn) e Zinco (Zn). Entre estes, deve-se ressaltar que alguns são essenciais às plantas (Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn), às bactérias fixadoras de nitrogênio (Co) e aos animais (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn).

A quantidade de metais pesados no solo sem interferência antropogênica depende do teor destes na rocha de origem e do grau de intemperização que esse material sofreu (Tabela 1).

Apesar da possibilidade de mobilização dos metais no perfil dos solos, normalmente os maiores teores são encontrados nos horizontes superficiais, nos quais também ocorre maior acúmulo de matéria orgânica.

Solos submetidos a cultivos intensivos, por longos períodos de tempo, tendem a apresentar níveis mais elevados de metais pesados, especialmente em regiões de agricultura baseada em técnicas modernas e sem restrições econômicas, já que as formulações NPK e as diversas formas de fosfatos são importante fornecedores de metais pesados (Tabela 2).

Os metais no solo podem estar na forma solúvel, trocável, fixada pelos minerais do solo, precipitada com outros componentes, na biomassa e complexada com a matéria orgânica. Embora a solubilidade dos metais pesados dependa da forma como em que se encontra no solo, o pH do solo é uma das características do solo que mais afeta a solubilidade destes. A medida que o pH aumenta, a solubilidade do Cd, Cu, Hg, Ni e Zn diminui.

Os metais pesados que se acumulam no solo podem inviabilizar a utilização deste para agricultura, pois podem ser absorvidos pelas plantas, matando-as ou entrarem na cadeia alimentar animal e humana. A presença de metais pesados no solo pode afetar a comunidade microbiana dos solos e com isto afetar a funcionalidade do agrossistema, induzindo problemas de doenças e pragas de plantas. Podem também alterar a ciclagem dos nutrientes e afetar o ciclo de elementos como o carbono e o nitrogênio, de importância fundamental para o crescimento vegetal (Tabela 3).

A distribuição e a adsorção dos metais pesados no solo depende de sua solubilidade e da formação de complexos solúveis com a matéria orgânica. De maneira geral, o Co segue o modelo de distribuição da matéria orgânica e dos minerais de argila. O Cu per-

Tabela 1. Teores de metais naturalmente presentes nos solos no Estado de S. Paulo. Solos: Latossolos Vermelhos, Latossolos Vermelho-Amarelos, Nitossolos Vermelhos, Argissolos Vermelhos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Gleissolos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Litólicos, Organossolos Háplicos, Cambissolos e Espodossolos.

Metal	Concentração (mg kg ⁻¹ de solo)		Nº de amostras
	Mínimo	Máximo	
Antimônio	< 25	< 25	54
Arsênio	< 0,20	17,60	84
Bário	5	223	84
Cádmio	< 0,50	< 0,50	54
Chumbo	< 5	23,5	84
Cobalto	< 7,5	65	54
Cobre	3	393	84
Cromo	2,2	172,5	81
Ferro	500	198.500	84
Manganês	5	2.330	84
Mercúrio	< 0,02	0,08	84
Molibdênio	< 25	< 25	54
Níquel	1,55	73,5	84
Prata	< 0,5	15,4	53
Vanádio	< 85	818	54
Selênio	< 0,20	0,56	54
Zinco	1,5	200	84

Tabela 2. Teores de alguns metais pesados em corretivos e fertilizantes

Metal	Quantidade mínima (mg g ⁻¹)	Quantidade mínima (mg g ⁻¹)
Cádmio	2,4	51,9
Chumbo	17,9	2817
Níquel	8	3300

Fonte: Amaral Sobrinho et al. (1992).

manece por longo período de tempo no solo, uma vez que é fortemente fixado pela matéria orgânica, pelos óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila, sendo um dos menos móveis entre os metais pesados. O Cd também é relativamente imóvel no perfil do solo, assim como o Pb que tende a se acumular nas camadas superficiais. O Fe forma complexos e quelatos com a matéria orgânica, os quais são responsáveis pela migração do elemento em profundidade. Já a distribuição do Cr tem mostrado resultados discrepantes, pois, em alguns casos, sua distribuição é uniforme ao longo do perfil e em outros tem sido observado acúmulo em superfície ou em profundidade.

Existem duas teorias sobre os eventos que podem ocorrer quando se procede à adição de metais pesados em solos. A primeira é conhecida como teoria do platô; a segunda como teoria da bomba relógio (Chang et al., 1997). A primeira considera que a capacidade de adsorção de um metal é constante enquanto o metal persistir no solo. Durante esta permanência prevalecem formas do elemento que se caracterizam por não serem totalmente disponíveis às plantas. A teoria da bomba relógio também considera que a capacidade de adsorção de um determinado metal no solo tende a aumentar com a adição do mesmo, entretanto, estes incrementos na capacidade de adsorção, tenderiam a regredir aos níveis iniciais, seja com a adição de matéria orgânica,

Tabela 3. Teores de metais pesados em solos agrícolas

Metal	Faixa de variação	Valor mais freqüente
		mg kg ⁻¹ de solo
Antimônio	2-10	-
Arsênio	0,1-40	6
Boro	2-100	10
Cádmio	0,01-0,7	0,1
Cobre	2-100	20
Cobalto	1-40	15
Chumbo	2-200	30
Cromo	5-1.000	100
Ferro	10.000-200.000	40.000
Manganês	100-3.000	800
Mercúrio	0,01-0,3	0,03
Molibdênio	<1-5	1
Níquel	5-500	50
Zinco	10-300	80

Adaptado de Lake (1987)

Tabela 4. Valores de alerta para metais pesados em solo

Metal	Valores de alerta (mg kg ⁻¹ de solo)
Antimônio	2,0
Arsênio	15
Bário	150
Cádmio	3
Chumbo	100
Cobalto	25
Cobre	60
Cromo	75
Mercúrio	0,5
Molibdênio	30
Níquel	30
Prata	2
Selênio	5
Zinco	300

Fonte: Casarini et al. (2001)

seja com a interrupção das aplicações. Nestas condições, os níveis de metais, em forma disponíveis nos solos, seriam aumentados, colocando em risco o ambiente, podendo inclusive entrar na cadeia alimentar.

Como os metais pesados apresentam maior mobilidade em condições ácidas, aumentando a toxidez para as plantas, a acidez dos solos tropicais intemperizados poderia induzir a um maior potencial de contaminação. Apesar de existirem vários estudos no Brasil sobre a toxidez de metais pesados para as plantas, há poucos estudos sobre os processos que interferem em sua disponibilidade para as plantas, sua permanência no solo, suas condições de maior ou menor solubilidade e para o estabelecimento de medidas atenuantes.

A CETESB elaborou o "Relatório de estabelecimento de valores orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo", publicando uma lista de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e das águas subterrâneas (Tabela 4).

Nitrato no solo

O nitrogênio (N) é um dos elementos mais abundantes na natureza, constituindo cerca de 78% dos gases da atmosfera. Sua deficiência no solo reduz marcadamente a produção agrícola em quantidade e qualidade. O grande reservatório de N é a atmosfera e os dois principais processos de transferência de N para o solo são a adubação e a fixação biológica. Devido ao processo chamado de desnitrificação, uma grande parte do N fixado volta a atmosfera, fazendo com que a mesma se torne um depósito praticamente inesgotável de N.

No Brasil, as formas químicas mais usadas para adubação nitrogenada são a amoniacal, a nítrica, a amídica (uréia) e a protéica. Na forma amoniacal, o fertilizante perde eficiência em condições alcalinas, com a liberação de amônia por volatilização. Na reação com

o solo, forma-se amônio, que pode ser fixado ao solo, imobilizado pelos microrganismos ou nitrificado por bactérias ou ainda absorvido pelas plantas. No processo de nitrificação, além da acidificação do solo, o ânion nitrato pode ser absorvida em grandes quantidades pelas plantas, contaminando-as, ou ser lixiviado, podendo, neste caso, contaminar a água subterrânea.

Os fertilizantes na forma nítrica têm poder alcalinizante, são pouco retidos pelo solo, havendo predominância do processo de lixiviação de nitrato. Na forma amídica, há também perdas de N por lixiviação, principalmente se o solo for alcalino. Na adubação orgânica, o nitrogênio se torna disponível às plantas somente após sua mineralização, através de processos dependentes de microrganismos, permitindo que ocorra a liberação lenta do nitrogênio. No entanto a utilização de matéria orgânica em excesso e por longos períodos pode causar o acúmulo de nitrato seja no solo, seja na planta.

Outra preocupação com a poluição do ambiente são a suinocultura e a avicultura, a exemplo da região Sul, que detém 47,1% (16,5 milhões de suínos) do rebanho nacional e responde por mais de 80 % (1,2 milhões de toneladas de carne) da produção nacional. As perdas de nutrientes através das fezes e urina, embora possam representar uma oportunidade para a valorização da adubação orgânica e redução da demanda por insumos externos, também representa uma ameaça ao ambiente e à saúde humana e animal. Infelizmente, a estratégia de armazenagem e distribuição de dejetos, comumente utilizadas pelos criadores, não tem sido totalmente correta, pois revela um distanciamento da realidade e não atende às exigências.

No Brasil, estudos têm mostrado que os solos tropicais altamente intemperizados e que apresentam cargas positivas na sua fração coloidal são capazes de reter o nitrato (Singh & Kanehiro, 1969; Kinjo & Pratt, 1971). Como consequência desta capacidade de retenção, a movimentação do nitrato, ao longo do perfil do solo pode ser restringida ou retardada (van Raij and Camargo, 1974; Wong et al., 1990, Dynia, 2000).

Considerações Finais

Os poucos estudos relativos à contaminação dos solos em áreas agrícolas no Brasil, reportam-se a avaliações da CETESB realizada para o Estado de São Paulo. Esses têm mostrado que os solos avaliados não estão contaminados pelos agrotóxicos analisados, principalmente devido à degradação rápida de alguns compostos e à lixiviação ao longo do perfil de solos para aqueles com meia vida longa e K_d baixo. Apesar de não existirem dados suficientes para uma síntese sobre a contaminação dos solos por agrotóxico para o Brasil e os poucos

resultados existentes serem pontuais, estes não indicaram, até o presente momento, níveis acima dos recomendados pela CETESB e pelas agências de controle ambientais européias e norte-americanas.

Quanto aos metais pesados e ao nitrogênio, os dados existentes mostram que, apesar da retenção destes pelos solos, as ocorrências de contaminação são localizadas e pontuais.

Bibliografia Consultada

- BERTON, R. S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20. Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: ESALQ, USP, 1992. p. 299-313.
- BERTON, R. S. Disponibilidade e toxicidade de metais pesados no solo. In: MELO, I. S.; SILVA, C. M. M. S.; SCRAMIN, S.; SPESSOTTO, E. (ed.) **Biodegradação**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, 2001. 440 p..
- BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (ed.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312 p
- CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2001. 246 p.
- CHAIM, A.; CASTRO, V. L. S. S.; CORRALES, F. M.; GALVÃO, J. A. H.; CABRAL, O. M. R.; NICOLELLA, G. Método para monitorar perdas de agrotóxicos na cultura de tomate. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.34, n.5, p.741-747, 1999b .
- CHAIM, A.; VALARINI, P. J.; OLIVEIRA, D. de A.; MORSOLETO, R. V.; PIO, L. C. Avaliação de perdas de pulverização em culturas de feijão e de tomate. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, 1999a. 22 p.
- CHANG, A. C.; HYUN, H-NAM; PAGE, A. L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? **Journal of Environmental Quality**, v. 26, n. 1, p. 11-19, 1997.
- DYNIA, J.F. Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in São Paulo state, Brazil. **Communications Soil Science Plant Analysis**, v. 31, n. 5-6, p. 777-791, 2000.
- FAY, E. F., SILVA, C. M. M. S. Degradação abiótica de xenobióticos. In: MELLO, I. S.; AZEVEDO, J. L. (ed.). **Ecologia microbiana**. Brasília: Embrapa, 1996. 1 v.
- KING, L. D. Soil heavy metals. In: **O Solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Universidade Federal de Viçosa, 1996. p. 823-853.
- KINJO, T.; PRATT, P. F. Nitrate adsorption. I. In some acid soils of Mexico and South America. **Soil Science Society of American Proceedings**, v. 35, p. 722-725, 1971.
- LAKE, D. L. Sludge disposal to land. In: LESTER, J. N. (ed.) **Heavy metals treatment processes**. Boca Raton: CRC Press, 1987. v.2, 155 p.
- MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T. de; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (ed.). **Biossólidos na Agricultura**. São Paulo: SABESP, USP, UNESP, 2001.

MCLACHLAN, M. S. Bioaccumulation of hydrophobic chemicals in agricultural food chains, **Environmental Science Technology**, v. 30, n. 1, p. 252-259, 1996.

PARAÍBA, L. C.; MIRANDA, J. I.; ABAKERLI, R. B. **BDP Software**: base de dados de pesticidas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2002. (Embrapa Meio Ambiente. Série Documentos). no prelo

PESSOA, M. C. P. Y; SCRAMIN, S; FERRACINI, V. L; CHAIM, A.; SILVA, A. de S.; CERDEIRA, A. L.; GOMES, M. A. F.; GUSAKOV, K. C. **Impacto ambiental do uso de agrotóxicos na qualidade das águas das bacias hidrográficas brasileiras – estado da arte**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 168 p. (Relatório Técnico Consultoria Secretaria de Recursos Hídricos/Ministério do Meio Ambiente).

RAIJ, B. van; CAMARGO, O. A. Nitrate elution from soil columns of three Oxisols and one Alfisol. In: **International Congress of Soil Science**, 10. 1974. **Transactions**, Moscow: Nauka Publishing House, 1974. v. 2, p. 385-391

SINGH, B.R. & KANEHIRO, Y. Adsorption of nitrate in amorphous and kaolinitic Hawaiian soils. **Soil Science Society of American Proceedings**, v. 33, p. 681-683, 1969.

SOMASUNDARAM, L.; COATS, J. R. (eds). **Pesticide transformation products. Fate and significance in the environment**. Washington, DC: American Chemical Society, 1991 1 v.

WONG, M. T. F., HUGUES, R.; ROWELL, D. L. Retarded leaching of nitrate in acid soils from the tropics: measurement of the effective anion exchange capacity. **Journal of Soil Science**, v. 41, p. 655-663, 1990.