

# VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS NO ESPÍRITO SANTO



Editores Técnicos

Adelaide de F. S. da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa

# VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS NO ESPÍRITO SANTO

Adelaide de F. S. da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa

Vitória, ES  
2015

© 2015 - **Incaper**

Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural  
Rua Afonso Sarlo, 160 – Bento Ferreira – CEP 29052-010 – Vitória-ES - Caixa Postal 391  
Telefax: (27) 3636 9868 – 3636 9846 – coordenacaoeditorial@incaper.es.gov.br – www.incaper.es.gov.br

**ISBN 978-85-89274-22-7**

Editor: DCM/Incaper

Tiragem: 500

Julho de 2015

#### CONSELHO EDITORIAL

Presidente - Lúcio Herzog De Muner

Chefe de Departamento de Comunicação e Marketing - Liliâm Maria Ventorim Ferrão

Chefe da Área de Pesquisa - José Aires Ventura

Chefe da Área de Extensão - Maxwell Assis de Souza

Coordenação Editorial: Liliâm Maria Ventorim Ferrão

#### Membros:

Adelaide de Fátima Santana da Costa

Alessandra Maria da Silva

André Guarçoni M.

Bevaldo Martins Pacheco

Luiz Carlos Santos Caetano

Romário Gava Ferrão

Sebastião Antonio Gomes

Sheila Cristina Prucoli Posse

#### REVISORES TÉCNICOS

José Sergio Salgado - Incaper

Lucio Herzog De Muner - Incaper

Alexson Mello Cunha - Incra

#### PROJETO GRÁFICO, CAPA E EDITORAÇÃO ELETRÔNICA

Laudeci Maria Maia Bravin

#### ILUSTRAÇÃO DA CAPA

João Marcos Augusto Chipolesch

(Biblioteca do Incaper)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C837      Valores orientadores de qualidade de solos no Espírito Santo /  
            Adelaide de Fátima Santana da Costa, Aureliano Nogueira da  
            Costa, editores técnicos. - Vitória, ES : Incaper, 2015.  
            152 p. : il.

ISBN 978-85-89274-22-7

1. Solos - 2. Metais Pesados - 3. Substâncias Contaminantes - I.  
COSTA, Adelaide de Fátima Santana da. II. COSTA, Aureliano Nogueira  
da. III. Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão  
Rural. IV. Título.

CDD: 551.3

## APRESENTAÇÃO

O livro intitulado **Valores Orientadores de Qualidade de Solos no Espírito Santo** é uma publicação inédita que atende a uma demanda prioritária da área ambiental. Foi elaborado com o propósito de subsidiar as tomadas de decisões para redução de passivos ambientais, com controles contínuos das atividades potencialmente poluidoras, utilizando-se parâmetros e limites fidedignos às características dos recursos naturais do Espírito Santo. Para tanto, o Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper) reuniu uma equipe de profissionais qualificados para buscar informações técnico-científicas, por meio de pesquisa, e apresentar uma série de conhecimentos sobre as propriedades físico-químicas, qualidade dos solos, substâncias orgânicas poluentes, análise e monitoramento de metais pesados, além de estabelecer valores orientadores de qualidade de solos para a Bacia Hidrográfica de Santa Maria da Vitória, os quais podem servir de referência enquanto o trabalho de avaliação da qualidade dos solos não se estender a outras bacias hidrográficas do Estado.

Os critérios para estabelecer os valores orientadores de qualidade de solos seguiram as determinações da Resolução Conama 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

Os resultados técnico-científicos apresentados, oriundos do projeto de pesquisa apoiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (Fapes) e coordenado pela Pesquisadora DSc. Adelaide de Fátima Santana da Costa, muito contribuirão para minimizar os riscos de contaminação de solos, por meio de uma gestão adequada das atividades potencialmente poluidoras, uma vez que as fontes de contaminação são diversas e exigem conhecimento específico para a sua mitigação.

O gerenciamento de possíveis áreas contaminadas deve ser pautado no conhecimento e especificidades locais, incluindo os fatores bióticos e abióticos, com destaque para as ações antrópicas que poderiam interferir na sustentabilidade ambiental. Os valores orientadores de qualidade de solos obtidos para outros estados ou países podem ser utilizados de forma comparativa, mas não devem ser aplicados como referencial para o Espírito Santo, sob o risco de mascarar os reais impactos ambientais e à saúde humana.

Portanto, a publicação ora apresentada é extremamente oportuna e indispensável, por tornar disponíveis informações fundamentais para os pesquisadores, extensionistas, estudantes e demais profissionais envolvidos com a área ambiental.

**Wanderley Stuhr**  
Presidente do Incaper

**Lúcio Herzog De Muner**  
Diretor Técnico do Incaper



## AUTORES DOS CAPÍTULOS

### **Adelaide de Fátima Santana da Costa**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Fitotecnia, Pesquisadora do Incaper

### **Alexson de Mello Cunha**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Perito Federal Agrário do Incra/SR20

### **Ana Carolina Callegario Pereira**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia – Ciência do Solo, Professora e Coordenadora do Curso de Engenharia Ambiental do Centro Universitário de Volta Redonda (UniFOA)

### **André Guarçoni M.**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador do Incaper

### **André Marques dos Santos**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia – Ciência do Solo, Professor do Departamento de Química da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

### **Aureliano Nogueira da Costa**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador do Incaper e Gerente de Produção Vegetal e Agroecologia da Secretaria de Estado da Agricultura (Seag)

### **Bruno Coutinho Moreira**

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Microbiologia Agrícola e Doutorando em Microbiologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV)

### **Caio Cesar Paiva**

Engenheiro Florestal, Capacitação em Sistemas Integrados de Bases Geoespaciais no Incaper, Analista técnico da Fundação de Desenvolvimento Agropecuário do Espírito Santo (Fundagres)

### **Erica Souto Abreu Lima**

Engenheira Agrônoma, Mestre em Agronomia – Ciência do Solo, Doutoranda em Ciência Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

### **Hideko Nagatani Feitoza**

Bacharel em Sistemas de Informação, Mestre em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), Analista de Dados Geográficos e Geoprocessamento do Ministério do Desenvolvimento Social e Combate a Fome (MDS)

**João Luiz Lani**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV)

**Leandro Roberto Feitoza**

Engenheiro Agrônomo, PhD em Estudos de Desenvolvimento - Recursos Naturais e Meio Ambiente, Pesquisador do Incaper e Coordenador Técnico do Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (Geobases)

**Luiz Carlos Prezotti**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador do Incaper

**Maria Catarina Megumi Kasuya**

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agricultura, Professora do Departamento de Microbiologia da Universidade Federal de Viçosa (UFV)

**Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho**

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

**Rogério Carvalho Guarçoni**

Engenheiro Agrícola, Doutor em Produção Vegetal, Pesquisador do Incaper

**Tiago Gusmão Rohr**

Engenheiro Químico, Mestre em Engenharia Química, Analista de meio ambiente e recursos hídricos no Instituto Estadual do Meio Ambiente (Iema)

## **EQUIPE DE PESQUISA**

Ações desenvolvidas no projeto **Determinação de valores de referência de qualidade de solos para fins de identificação de contaminação no Estado do Espírito Santo** deram subsídio para a elaboração desta publicação. Pesquisadores do Incaper e profissionais de instituições parceiras foram responsáveis pela condução dos trabalhos de pesquisa, os quais estão inseridos na equipe de autoria desta publicação, no entanto, o projeto contou também com a participação de outros profissionais do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper) e de bolsistas da Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (Fapes), que contribuíram diretamente para o sucesso deste trabalho e conseqüentemente, para a publicação desta obra. Dessa maneira, enalteçemos e destacamos a participação desses profissionais:

### **Caio Cesar Paiva**

Graduado em Engenharia Florestal, Bolsista da Fapes

### **Marcos Thiago Gaudio Gomes**

Graduado em Ciências Biológicas, Mestre em Ciências Biológicas, Bolsista da Fapes

### **Patricia Dornelas Bassani**

Graduada em Ciências Biológicas, Mestre em Engenharia Ambiental, Bolsista da Fapes

### **Raoni Ludovino de Sá**

Graduado em Engenharia Florestal, Bolsista da Fapes

### **Arildo Thomaz Woelffel**

Técnico em Desenvolvimento Rural, Extensionista do Incaper

### **Ederaldo Panceri Fleger**

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ecologia de Ecossistemas, Agente de Extensão em Desenvolvimento Rural do Incaper

### **Mário Cesar Ewald**

Engenheiro Agrônomo, Especialista em Educação Ambiental, Agente de Extensão em Desenvolvimento Rural do Incaper



## AGRADECIMENTOS

Os editores técnicos, convictos da importância das informações e dos resultados das pesquisas científicas disponibilizados nesta publicação, agradecem:

Ao Incaper, pelo apoio técnico, estrutural, operacional e de recursos humanos que viabilizaram o desenvolvimento da pesquisa científica realizada, bem como a elaboração dessa obra.

À Fapes, pelo apoio financeiro ao projeto, pelas bolsas disponibilizadas, e por acreditar na qualidade do trabalho desenvolvido por esta equipe.

Ao Instituto Estadual do Meio Ambiente (Iema) pelo apoio na elaboração do projeto “Determinação de valores de referência de qualidade de solos para fins de identificação de contaminação no Estado do Espírito Santo”, e pela confiança depositada na equipe técnica que desenvolveu esse trabalho.

Ao Centro Tecnológico de Análises (Cetan), pela eficiência e pronto atendimento às solicitações da equipe de trabalho e pelo acompanhamento, em nível de campo, para a coleta, acondicionamento e transporte de todas as amostras de solo, o que permitiu a alta confiabilidade nos resultados das análises laboratoriais realizadas.

A todos os autores dos capítulos, que acreditaram no lançamento dessa obra com o propósito de contribuir para a promoção da sustentabilidade do ambiente.

A Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá, por colocar o Sr. André Lima Neves, à disposição do projeto, para acompanhar a equipe técnica até os locais de coleta de solo, situados nas diferentes comunidades inseridas no trabalho.

Um agradecimento especial aos extensionistas Mário César Eward, Arildo Thomaz Woelffel e Ederaldo Panceri Fleger, e ao Sr. André Lima Neves, que não mediram esforços para auxiliar na identificação dos pontos amostrais, em nível de campo, e também ao agente de suporte de desenvolvimento rural do Incaper, Sr. Augusto Carlos Barraque, pelo auxílio nas coletas de solo e registro fotográfico de todas as áreas selecionadas.

Adelaide de F. S. da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa



# SUMÁRIO

<b>Capítulo 1</b> ASPECTOS GERAIS DOS SOLOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO .....	<b>13</b>
<b>Capítulo 2</b> QUALIDADE DE SOLOS .....	<b>33</b>
<b>Capítulo 3</b> INFLUÊNCIA DE PROPRIEDADES E CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS NA DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS .....	<b>55</b>
<b>Capítulo 4</b> ANÁLISE E MONITORAMENTO DE METAIS PESADOS NO SOLO ...	<b>71</b>
<b>Capítulo 5</b> SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS POLUENTES DO SOLO .....	<b>91</b>
<b>Capítulo 6</b> METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DOS VALORES ORIENTADO- RES DE QUALIDADE DE SOLOS .....	<b>103</b>
<b>Capítulo 7</b> VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS: BACIA HI- DROGRÁFICA DE SANTA MARIA DA VITÓRIA .....	<b>127</b>



## Capítulo 1

# ASPECTOS GERAIS DOS SOLOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO

João Luiz Lani  
Alexson de Mello Cunha  
Leandro Roberto Feitoza  
Hideko Nagatani Feitoza  
Aureliano Nogueira da Costa

## INTRODUÇÃO

O Estado do Espírito Santo é peculiar. É pequeno, um dos menores do Brasil, mas devido à sua formação geológica, ao relevo e à proximidade do Oceano Atlântico apresenta alta diversidade de solos. Em cada canto, há algo diferente e não poderia deixar de registrar que é um Estado com lindas paisagens.

Há desde solos altamente intemperizados (os mais velhos do mundo), como os Latossolos, com caráter gipsítico, até os jovens, bem próximos da rocha de origem. Entre os mais jovens, existem os de argila de atividade alta, com altas plasticidade e pegajosidade, fendas ou trincas, como os que se encontram na região de Cachoeiro de Itapemirim e em Baixo Guandu, devido à influência do calcário e clima mais seco, respectivamente.

Além da diversidade física e morfológica, os solos capixabas apresentam padrões diversos quanto às suas naturezas mineralógicas e químicas. Estas dependem dos substratos rochosos que os deram origem e de fatores ambientais relacionados à sua pedogênese.

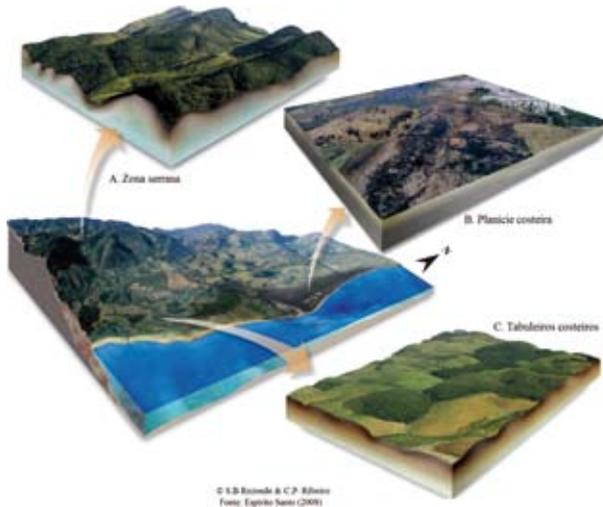
Neste capítulo são apresentadas as principais classes de solos do Estado do Espírito Santo, com suas nomenclaturas em primeiro nível categórico de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (EMBRAPA, 2013), características principais, distribuição geográfica e considerações sobre alguns aspectos ambientais.

# SOLOS DOS TABULEIROS COSTEIROS E PLANÍCIES LITORÂNEAS

De acordo com as características fisiográficas, o Estado pode ser dividido em três grandes zonas naturais, denominadas macroformas, quais sejam: região Serrana, Tabuleiros e Planícies Costeiras (Figura 1).

Ao se analisar o relevo (Figura 2), percebe-se que a parte plana é mais extensa no norte do que no sul do Estado. A neotectônica, movimentos da crosta terrestre ocorridos durante o Terciário Superior e Quaternário, ou que ainda ocorrem, é um dos principais mecanismos controladores da geografia dos tabuleiros e do relevo destes na faixa litorânea do Brasil (SAADI, 1993; LIMA; VILAS-BOAS; BEZERRA, 2006). O basculamento da superfície em determinadas direções e a inclinação das camadas representam influências da neotectônica e alteram o comportamento dos fluidos, afetando a pedogênese e a evolução do relevo (NUNES; SILVA; VILAS-BOAS, 2011).

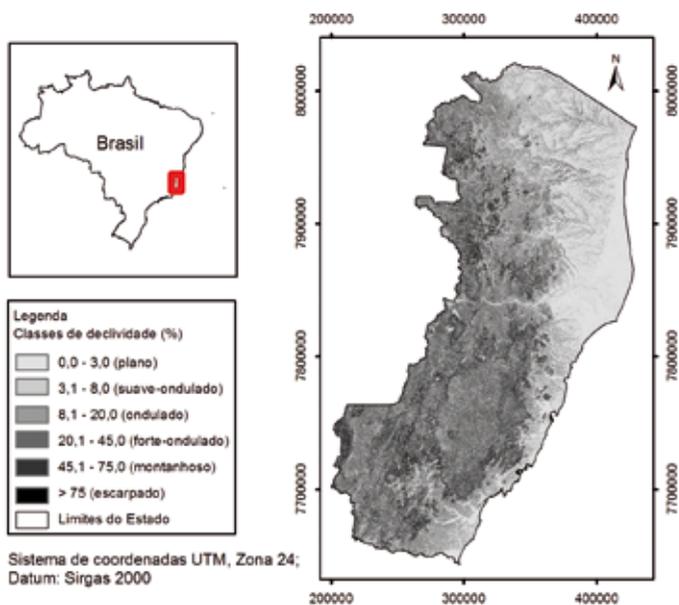
**Figura 1.** Blocos-diagramas que demonstram as principais macroformas do Estado do Espírito Santo.



Apesar da extensão da Formação Barreiras no Brasil e dos estudos realizados, pouco se conhece das características sedimentares e da sua tectônica (LIMA; VILAS-BOAS; BEZERRA, 2006). O fato é que nos tabuleiros do sul do Espírito Santo, onde a distância do Oceano Atlântico até as partes montanhosas (cristalino) é curta, formaram-se solos mais declivosos. Ao norte, em que essa distância da região montanhosa é maior, as áreas planas foram mais preservadas e dissecaram-se menos. Os Tabuleiros são mais extensos, como

na região de Linhares, São Mateus e mais ao norte, na divisa com a Bahia, o que se percebe pelas próprias estradas, com retas mais longas e depressões (lugares das pontes) mais suavizadas. Todas estas nuances influenciam no comportamento da biodiversidade, dos solos e no próprio uso da terra.

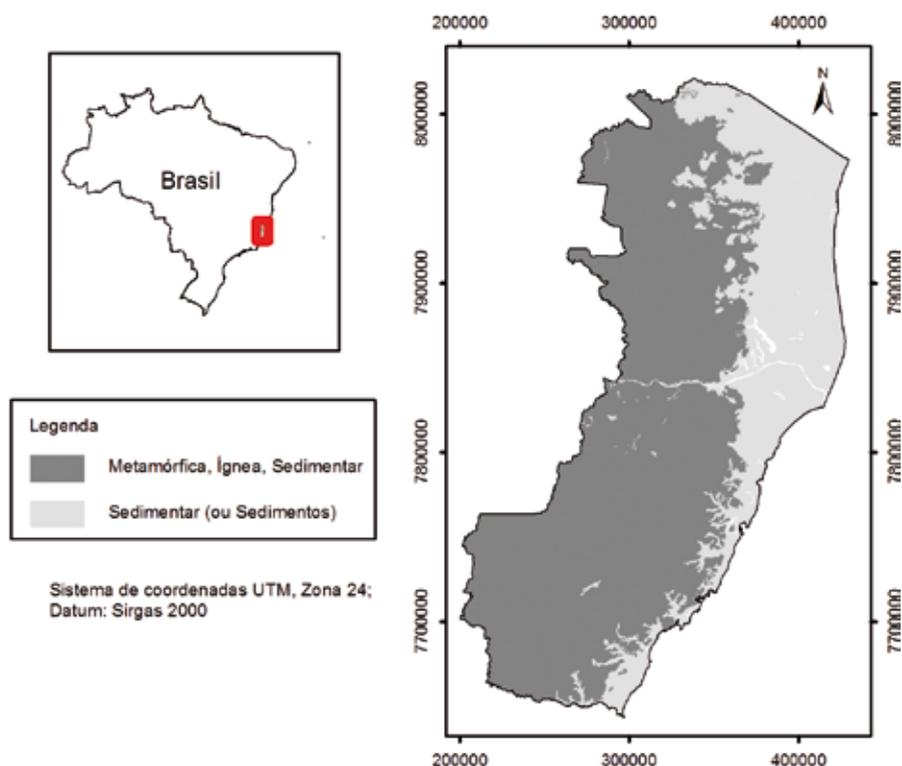
**Figura 2.** Relevo do Estado do Espírito Santo com base nos dados do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM).



O Estado é dividido praticamente ao meio pelo rio Doce, de leste a oeste. Com a força de suas águas, ele diseca a paisagem desde as suas nascentes em Minas Gerais. Com a dissecação, retira os solos mais velhos e rejuvenesce a paisagem (os solos). Se associado às rochas gnáissicas mesocráticas, ocorre a exuberância de solos mais ricos, como na região de Colatina. Nestes predomina o colonião (*Panicum* sp). Este capim, exigente em nutrientes e temperaturas mais elevadas, propicia àquela região o desenvolvimento da pecuária extensiva com muito mais intensidade do que na região montanhosa e fria. Nesta, predominam solos pobres e temperaturas mais amenas. Desse modo, o capim que predomina é o gordura (*Melinis minutiflora*) menos exigente em nutrientes, porém menos resistente ao pastejo e, em especial, à queima. A baixa resistência do capim ao pastejo em ambientes quentes e secos proporciona uma menor cobertura vegetal, o que leva a uma maior erodibilidade dos solos, isto é, a uma erosão mais intensa, formando o que vulgarmente denomina-se de “pelados” (áreas completamente desprotegidas).

Se o rio Doce divide praticamente o Estado ao meio, há outra divisão muito nítida, que são propiciadas pelas cadeias de montanhas que separam o Estado no sentido norte-sul. Há a parte de solos sedimentares (depósitos), também denominados de alóctones, e outra daqueles provenientes da própria rocha, os autóctones (Figura 3). Este limite não é retilíneo, ora as montanhas avançam mais em direção ao Oceano, como é o caso da região de Vitória, ora se afastam. Estes recortes propiciam uma beleza ímpar ao Estado, que ainda é pouco conhecido nacionalmente pelas suas belas paisagens.

**Figura 3.** Divisão do Estado em duas partes: áreas sedimentares e de rochas cristalinas. Adaptado de CPRM (2014).



Os primeiros são desenvolvidos de depósitos de sedimentos que vieram de oeste e soterraram toda a região litorânea, desde os limites com a Bahia até os limites ao sul, com o Rio de Janeiro, no rio Itabapoana. Uma grande faixa. Em algumas partes do Estado, a “montanha” chegou até ao Oceano Atlântico, como é o caso de Vitória. Nela, os sedimentos são poucos expressivos. Na região da grande Vitória são mais expressivos em Vila Velha e na Serra, mas é no norte do Estado, de Aracruz à Mucurici, que estão as áreas mais extensas e planas.

No Delta do rio Doce, o leque aluvial é expressivo e forma um dos maiores deltas brasileiros – uma área peculiar, originalmente formando um imenso pântano, em pleno sudeste brasileiro, mas que a falta de sabedoria e as drenagens constantes, tanto governamentais como particulares, têm-se transformado em solos endurecidos e praticamente improdutivos. Nele, há a presença dos Neossolos Flúvicos, Organossolos (turfas) e Gleissolos. Esses dois últimos são ambientes particulares que estão sendo destruídos insanamente a cada dia, quer nesta região ou na do vale do rio Itapemirim (Marataízes). São as últimas áreas remanescentes de Organossolos, em que propicia um ecossistema específico.

Esta região do Delta do rio Doce seria, em menor proporção, semelhante ao Everglades americano, na Flórida. Apresenta, no seu conjunto, alto potencial turístico, em razão de lindas praias, da própria foz do rio Doce, como o Projeto Tamar – “Tartarugas Marinhas”, das matas nativas com árvores exuberantes e dos últimos pântanos, com a presença de animais específicos, como jacarés e outros.

Nas áreas mais deprimidas dessa região deve-se ter o cuidado com a drenagem, pois como há ou houve influência marinha, existe a presença de sulfetos e sulfitos. Estes compostos químicos quando oxidados (drenagem) produzem águas extremamente ácidas (formação de ácido sulfúrico), o que dificulta o estabelecimento da vegetação, causa a morte de peixes e outros animais e transforma o ambiente em um deserto químico (LANI, 1998). Este processo pode liberar altos teores de alumínio e metais pesados no ecossistema.

Como uma coroa, há um cordão de areia (praias) no contato com o Oceano Atlântico em grande parte do Estado. São os solos arenosos, as Restingas, associadas às praias. Eles são denominados de Neossolos Quartzarênicos (EMBRAPA, 2013). Estes têm sofrido da mesma forma uma grande pressão de destruição, e poucas áreas ainda restam em seu estado original. Ocorrem neles uma vegetação típica de Restinga. Uma das últimas áreas remanescentes é o Parque Estadual Paulo César Vinha, cujo nome é uma homenagem ao ambientalista, que bravamente o defendeu com a sua própria morte. Seria o “Chico Mendes capixaba”.

Na parte interna, entre as praias e a montanha, onde aparecem os afloramentos rochosos, encontra-se a parte dos Tabuleiros Costeiros. São também chamados de Terciário. Na sua parte mais alta, predominam Latossolos e Argissolos Amarelos. No sul, na região do Vale do Itapemirim, em áreas como aquelas

entre as rodovias ES-487 e ES-490, os tabuleiros são mais dissecados, e o talvegue (diferença entre o topo e o fundo do vale) é maior. Os platôs são mais estreitos, e no fundo ocorrem os Gleissolos e Organossolos, que próximos ao delta do rio Itapemirim são tiomórficos. Nestes, há presença de enxofre, que deveria ser mantido em ambiente de redução e, de forma alguma, permitida a sua drenagem.

Os Gleissolos e os Organossolos foram praticamente todos drenados. Restou à superfície desses solos uma camada de caulinita (esbranquiçada) muito endurecida e com tendência a, cada vez mais, ficar mais dura e a reduzir a produtividade da cana-de-açúcar ou das pastagens de *Brachiaria* sp.

A diferença entre os Latossolos e os Argissolos Amarelos está na parte superior do perfil. Os horizontes subsuperficiais são os mesmos – endurecidos e caulíníticos. Mas, se na sua parte superior houver um horizonte A arenoso que permita o gradiente textural, será denominado de Argissolo e, neste caso, o horizonte B recebe o indicador Bt – B textural. Caso apresente um horizonte A menos arenoso ou parcialmente erodido, está-se diante, nos aspectos classificatórios, de um Latossolo Amarelo e assim o horizonte B terá o indicador de Bw.

Ambos têm características difíceis, que é uma camada coesa, endurecida, normalmente de 30 cm a 80 cm. A densidade nesta profundidade é muito alta e prejudica o desenvolvimento do sistema radicular de várias culturas. A utilização de subsoladores tem mostrado resultados positivos para o plantio de café, eucalipto e culturas perenes.

Os Argissolos são extensos no norte do Espírito Santo, pois o relevo mais plano evita a erosão excessiva (a decaptação do horizonte A), que ocorre nos ambientes mais declivosos, propiciando, desse modo, a formação dos Latossolos Amarelos.

Quanto à gênese da camada coesa há diversas hipóteses (CORRÊA et al., 2008), porém a mais convincente é a de Resende (1982), a qual postula que, em razão de não se ter agentes agregantes, há um ajuste face a face da caulinita de tamanho relativamente grande.

Os solos da Formação Barreiras são essencialmente caulíníticos e apresentam baixos teores de óxidos de ferro em decorrência do intenso processo de desferrificação no seu sistema de transporte ou mesmo localmente. A cor

amarelada desses solos se deve à goethita. Ainda que esses solos apresentem baixos teores de óxidos de ferro, os sedimentos carreados por processos erosivos e depositados podem se desferrificar ainda mais, a depender das condições redutoras, isto é, podem perder mais um pouco do óxido de ferro que possuem e como isso se tornar embranquecidos.

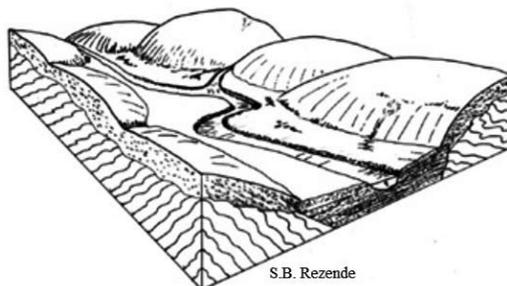
Um dos pontos importantes é que podem ser classificados como ambientes conservadores, isto é, quando planos, a erosão é mínima, e como são muito densos, não há lixiviação intensa (perfil). Logo, quase tudo que se deposita à superfície permanece. Neste caso, mesmo que os solos sejam de baixa fertilidade natural, às vezes produzem boas pastagens de colônia (*Panicum* sp), pois a reciclagem de nutrientes é mais eficiente. Sob este aspecto há duas linhas de raciocínio: como “conservadores” são grandes retentores de metais pesados e outros materiais neles depositados, por outro lado, como a permeabilidade é baixa, não permitem tão facilmente que estes metais cheguem ao lençol freático.

Nas estradas, raramente há desbarrancamentos, pois são verdadeiros muros de arrimo.

## SOLOS DA REGIÃO SERRANA

Seguindo para o interior do Estado, mais distante do Oceano Atlântico, no norte do que no sul, encontram-se os solos predominantemente autóctones. No fundo dos vales chatos ocorrem também os formados de sedimentos (Figura 4).

**Figura 4.** Encostas convexo-convexas, típicas de Latossolos, mergulhadas em vale de fundo chato, numa região de solos predominantemente autóctones.



Na região serrana, os solos são mais diversos, devido tanto às diferentes condições de clima, quanto ao relevo e ao material de origem. Opostamente às áreas mais planas e de relevo mais suave, em que os materiais de origem dos solos são relacionados apenas aos sedimentos do Quaternário (Planícies Costeiras) e do Terciário (Formação Barreiras), nas áreas dos solos autóctones a litologia pode variar bastante. Gnaisses de variados tipos, de leucocráticos a melanocráticos, granitos e intermediários, são as rochas mais comuns. Há também áreas com influência de rochas calcárias e outras com caráter predominantemente máfico, como os anfíbolitos (EMBRAPA, 1978; OLIVEIRA et al., 1983). Em geral, os solos de menor fertilidade estão relacionados a rochas ígneas ácidas (com mais de 65 % de  $\text{SiO}_2$ ), ao passo que os mais férteis tendem a originar-se de rochas com maiores teores de minerais ferromagnesianos (45 a 52 % de  $\text{SiO}_2$ ).

Uma das regiões de solos autóctones importantes no Estado do ponto de vista da produtividade da pecuária e especialmente do potencial de aproveitamento da fertilidade natural dos solos, do clima quente e da disponibilidade hídrica para projetos de irrigação refere-se ao Vale do rio Itapemirim. Os solos dessa região, próximos a Cachoeiro de Itapemirim, são na sua maior parte eutróficos, ou seja, apresentam alta saturação por bases.

As classes de solos mais comuns desse Vale são os Argissolos Vermelhos, Latossolos Vermelhos, Chernossolos Argilúvicos e Nitossolos Vermelhos. Em menor proporção ocorrem Neossolos Litólicos, associados principalmente a Cambissolos e Argissolos. Mais raramente, em pequenas manchas, podem ocorrer até mesmo Vertissolos associados aos Chernossolos.

Alguns desses solos apresentam argila de atividade alta (Ta), como é o caso dos Chernossolos e Vertissolos, desenvolvidos de rochas máficas, pois possuem capacidade de troca de cátions (CTC) acima de  $27 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de argila.

A elevada CTC está relacionada à presença de argilas do tipo 2:1, com maior relação silício/alumínio. Esses tipos de argilas se devem à existência de minerais facilmente intemperizáveis próximos à superfície e às condições que favorecem a permanência de sílica e bases no perfil do solo. Essa característica está também relacionada com a riqueza de nutrientes, porém os solos com argila de atividade alta, principalmente os Vertissolos, possuem sérios problemas de ordem física, tornam-se pegajosos com a umidade alta e, quando secos, extremamente duros, apresentando fendas (rachaduras) em razão do processo de contração (Figura 5).

**Figura 5.** Fendilhamento de perfil de Vertissolo encontrado entre Jerônimo Monteiro e Muqui, no Espírito Santo.



Como são raros os Vertissolos nessa região, os Chernossolos são os solos com argila de atividade alta de maior importância, devido à sua ocorrência mais significativa em termos de área. Além disso, têm maior importância agrônômica, pois podem ser mais bem aproveitados em atividades agropecuárias. Os Chernossolos possuem elevada disponibilidade de nutrientes e dispensam a calagem.

Quanto às condições físicas, o horizonte A chernozêmico confere a estes solos boa estruturação, aeração, permeabilidade e retenção de umidade, permitindo seu aproveitamento com diversas culturas, especialmente aquelas com sistema radicular não muito profundo. No horizonte Bt, as condições físicas são desfavoráveis, causadas pela alta atividade das argilas, mostrando baixa permeabilidade, baixa disponibilidade de água para as plantas e acentuada pegajosidade e plasticidade quando molhado, além de dureza e fendilhamento, quando seco. No entanto, os fatores mais limitantes desses solos são a sua espessura e seu relevo. O declive é geralmente acentuado, que com a baixa permeabilidade do horizonte Bt, acaba ocorrendo sérios problemas de erosão (Figura 6).

Os Argissolos e Nitossolos Vermelhos, também ricos em nutrientes, são os de mais ampla ocorrência na região. São desenvolvidos de rochas gnáissicas com bandas melanocráticas e outras rochas ígneas máficas (EMBRAPA, 1978). São solos com argila de atividade baixa ( $< 27 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  de argila).

Normalmente vários elementos químicos estão associados à maior riqueza em nutrientes nesses solos. Por serem derivados de rochas básicas, especialmente as máficas, via de regra, estes apresentam teores bem mais elevados de metais pesados se comparados aos solos dos tabuleiros, da planície costeira, e daqueles

originados de rochas ígneas ácidas cristalinas (PAYE et al., 2010).

Os Argissolos do Vale do Itapemirim são de coloração vermelha, geralmente com matiz 2,5 YR, ou mais vermelho, e são eutróficos. A cor deles, nesse caso, é um indicativo de teores mais elevados de ferro nas rochas de origem. No SiBCS, a cor é considerada uma característica importante, pois grande parte

**Figura 6.** Erosão severa em Chernossolo, no município de Muqui, no Espírito Santo.



das classes de solos a possuem como designativa do segundo nível categórico. A partir das cores do solo é possível fazer inferências sobre as condições ambientais e seus processos de formação. Cores avermelhadas, por exemplo, sugerem, na maioria das vezes, que o material de origem é rico em minerais ferromagnesianos, que o clima pode ser mais seco, ou que a drenagem é desimpedida.

A característica principal dos Argissolos Vermelhos é o gradiente textural entre o horizonte A e o B, sendo este último denominado B textural (Bt). Assim como já comentado para o Argissolo Amarelo, as maiores limitações dos Argissolos Vermelhos eutróficos estão associadas ao relevo, que varia de ondulado a montanhoso, não sendo incomuns problemas de erosão (Figura 7), resultando em truncamento do horizonte A e expondo o horizonte Bt.

Os Nitossolos também apresentam cores vermelhas, com matiz 2,5YR ou mais vermelho. Porém, diferentemente dos Argissolos, possuem horizonte A argiloso ou muito argiloso, não apresentando Bt, ou no máximo admitem um pequeno gradiente textural. O horizonte B diagnóstico dessa classe é denominado B nítico. Uma característica marcante deste horizonte é que a estrutura apresenta sempre grau de desenvolvimento moderado ou forte, e é em blocos subangulares e/ou angulares, ou prismáticas. Além disso, os agregados possuem superfícies reluzentes (cerosidade), com quantidade e grau de desenvolvimento no mínimo comum e moderado. A maioria dos solos desta classe era denominada de Terra Roxa Estruturada, considerados os melhores do Brasil, por isso sua grande importância agrônômica. O relevo, como na maioria dos solos capixabas, é talvez a maior restrição quanto ao seu

uso, devido aos riscos de erosão.

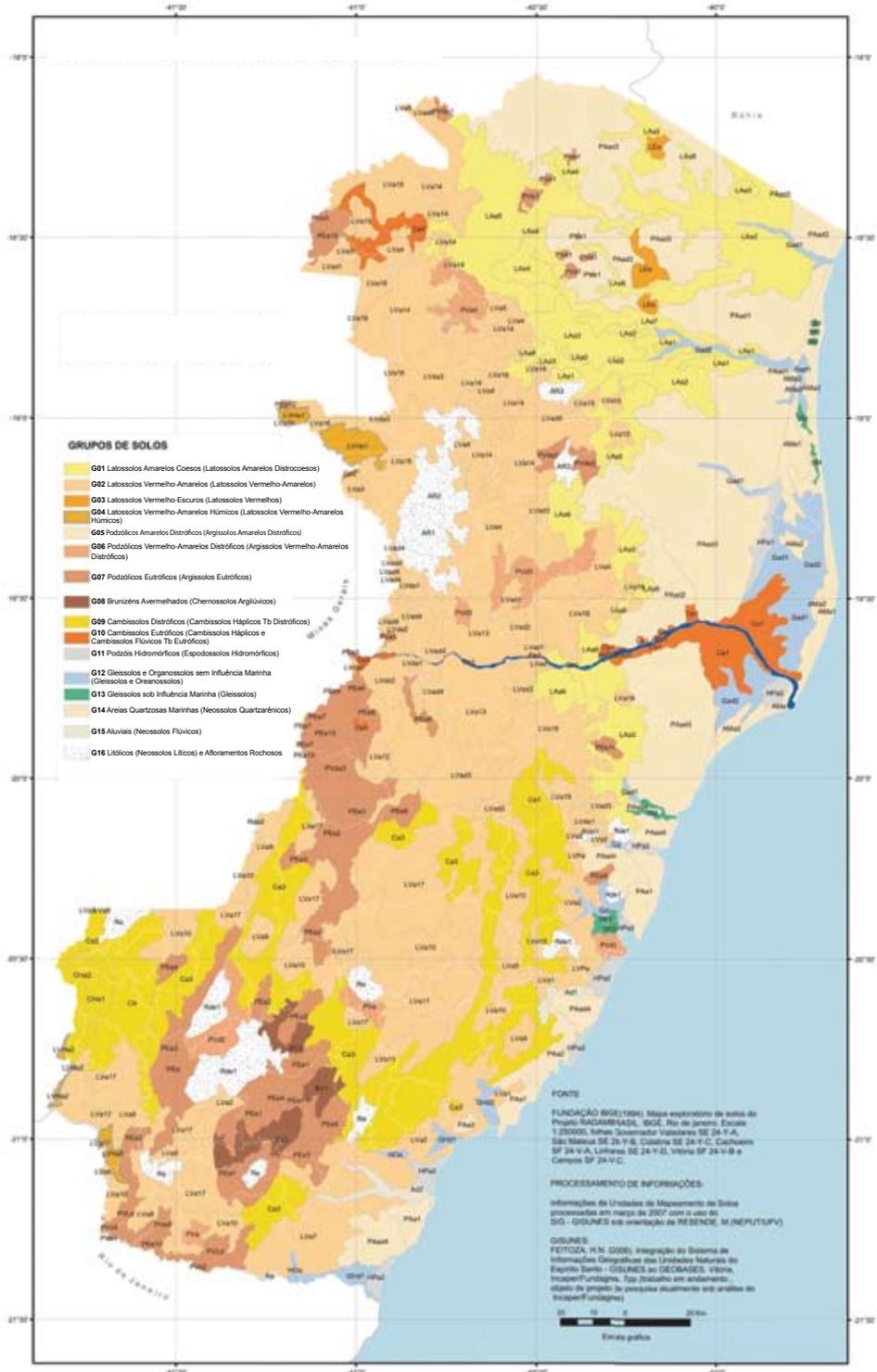
**Figura 7.** Área com predomínio de Argissolos Vermelhos, próximo da cidade de Muqui, no Espírito Santo.



De acordo com o mapa de solos do Projeto Radambrasil, em escala 1:250.000, as unidades de mapeamento mais comuns no Espírito Santo (Figura 8) envolvem os Latossolos desenvolvidos das rochas do embasamento cristalino (IBGE, 198-?; OLIVEIRA et al., 1983; SANTOS; VIEIRA; SILVA, 1987). As unidades de mapeamento, representadas por polígonos no mapa, na escala original do levantamento (1:250.000) é constituída de várias unidades taxonômicas, levando o nome das que são predominante ou da associação daquelas mais comuns. No caso dos Latossolos, suas unidades de mapeamento ocorrem de norte a sul do Estado, estendendo-se em direção a Minas Gerais. A área total ocupada pelas unidades de mapeamento em que os Latossolos aparecem como o primeiro componente de cada unidade, ou seja, em unidades em que são predominantes, corresponde a aproximadamente 49 % do Estado. São representados principalmente pelos Latossolos Vermelho-Amarelos (EMBRAPA, 2013).

O mapa de grupo de solos da Figura 8, bem como os dados do Quadro 1 (ESPÍRITO SANTO, 2008) foram derivados do processamento em SIG das informações digitalizadas do mapa original do Projeto Radambrasil, em escala 1:250.000, e das informações a elas correspondentes (IBGE, 198-?; OLIVEIRA et al., 1983; SANTOS; VIEIRA; SILVA, 1987), acrescentando-se que as informações sobre fase de vegetação foram adaptadas da Embrapa (1978).

**Figura 8.** Mapa de solos do Estado do Espírito Santo.





# Quadro 1. Grupos e unidades de mapeamento de solos com os seus componentes (Conclusão)

<p><b>G07 PODZÓLICOS EUTRÓFICOS (ARGISSOLOS E NITOSSOLOS EUTRÓFICOS)</b></p> <p>Pvdel - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e suave ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO TbAmoderada textura arenosa/média fase floresta subcaducifolia relevo suave ondulado</p> <p>Pvde2 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>Pvde3 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCOAmoderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>PvE1 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb e Ta abrupto e não abrupto A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia relevo ondulado + AFLORAMENTOS ROCHOSOS</p> <p>PvE2 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa e média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa e média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado</p> <p>PvE3 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa cascalheira e não cascalheira fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e ondulado + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e ondulado</p> <p>PvE4 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb abrupto e não abrupto A moderada textura média/argilosa e argilosa/muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO Tb abrupto e não abruptoAmoderada textura média/argilosa e média/muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado</p> <p>PvE5 - PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO</p>	<p>Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + LITÓLICO DISTRÓFICO E EUTRÓFICO A moderada textura argilosa e média fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e escarpado</p> <p>Pe1 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb Amoderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>Pe2 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Pe3 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subperenifolia relevo montanhoso + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subperenifolia relevo montanhoso</p> <p>Pe4 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso</p> <p>Pe5 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e forte ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO Tb Amoderada textura média/argilosa e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e forte ondulado</p> <p>Pe6 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado</p> <p>Pe7 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e forte ondulado + CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo plano</p> <p>Pe8 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Pe9 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A</p>	<p>moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte, montanhoso e escarpado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e escarpado</p> <p>Pe10 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb abrupto e não abrupto A moderada textura média/argilosa e arenosa/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e suave ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb abrupto e não abrupto A moderada textura média/argilosa e arenosa/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo ondulado e suave ondulado</p> <p>Pe11 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb abrupto A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo suave ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa/muito argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>Pe12 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + BRUNIZEMAVERMELHADO+Chernozemio textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso</p> <p>Pe13 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado + CAMBISSOLO EUTRÓFICO TbAmoderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado</p> <p>Pe14 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa rochosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Pe15 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado + CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Pe16 - PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO DISTRÓFICO TbA moderada texturamédia/argilosa e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso</p>
<p><b>G08 BRUNIZÉNS AVERMELHADOS (CHERNOSSOLOS ARGILÚVICOS)</b></p> <p>Bv1 - BRUNIZEM AVERMELHADO A chernozémico textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>Bv2 - BRUNIZEM AVERMELHADO A chernozémico textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso</p>	<p><b>G09 CAMBISSOLOS DISTRÓFICOS</b></p> <p>Ca1 - CAMBISSOLO ALÍCO Tb A moderada textura média e argilosa pedregosa e não pedregosa relevo forte ondulado e montanhoso</p> <p>Ca2 - CAMBISSOLO ALÍCO TbAmoderada texturamédia e argilosa rochosa e não rochosa fase floresta perenifolia relevo montanhoso e escarpado + CAMBISSOLO HÚMICO ALÍCO textura média e argilosa não rochoso e rochoso fase floresta perenifolia relevo montanhoso e escarpado</p> <p>Ca3 - CAMBISSOLO DISTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa e muito argilosa não pedregosa e pedregosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO A moderada textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo montanhoso + AFLORAMENTO DE ROCHA</p>	<p>Cd - CAMBISSOLO DISTRÓFICO TbAmoderada textura argilosa e muito argilosa não pedregosa e pedregosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO Amoderada textura argilosa fase floresta subperenifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>ChA1 - CAMBISSOLO HÚMICO ALÍCO A moderada textura argilosa e média fase floresta perenifolia altimontana relevo montanhoso e escarpado + CAMBISSOLO ALÍCO Tb A moderada textura argilosa e média fase floresta perenifolia altimontana relevo montanhoso e escarpado</p> <p>ChA2 - CAMBISSOLO HÚMICO ALÍCO A moderada textura argilosa e média rochosa fase campo altimontano relevo montanhoso e escarpado + LITÓLICO HÚMICO ALÍCO Tb textura média rochosa fase campo altimontano relevo montanhoso e escarpado + AFLORAMENTO ROCHOSO</p>
<p><b>G10 CAMBISSOLOS EUTRÓFICOS</b></p> <p>Ce1 - CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa e muito argilosa fase floresta perenifolia de várzea relevo plano + ALUVIAL DISTRÓFICO+TbAmoderada textura arenosa, média/argilosa e arenosa/média fase floresta perenifolia de várzea relevo plano</p> <p>Ce2 - CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura argilosa cascalheira e não cascalheira fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e forte ondulado - LITÓLICO EUTRÓFICO E DISTRÓFICO A moderada textura média e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e escarpado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e</p>	<p>montanhoso</p> <p>Ce3 - CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase floresta caducifolia relevo plano e suave ondulado + VerossolAmoderada +Ch Chernozémico textura argilosa fase floresta caducifolia + BRUNIZEM AVERMELHADO A chernozémico textura média/argilosa e argilosa relevo plano e suave ondulado</p> <p>Ce4 - CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e escarpado + AFLORAMENTO ROCHOSO + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subcaducifolia relevo forte montanhoso e forte ondulado</p>	<p><b>G11 PODZÓIS HIDROMÓRFICOS (ESPODOSOLOS HIDROMÓRFICOS)</b></p> <p>HPA1 - PODZOL HIDROMÓRFICO ALÍCOAmoderada textura arenosa fase perenifolia de restinga relevo plano</p> <p>HPA2 - PODZOL HIDROMÓRFICO ALÍCO A moderada textura arenosa fase subperenifolia de restinga e campo de restinga relevo plano + AREIA QUARTZOSA MARINHA DISTRÓFICA A fraco e moderado textura arenosa fase floresta subperenifolia de restinga e campo de restinga relevo plano</p>
<p><b>G12 GLEISSOLOS E ORGANÓSSOLOS</b></p> <p>H0a - SOLO ORGÂNICO ALÍCO textura orgânica fase campo hidrófilo de várzea relevo plano + GLEI HÚMICO ALÍCO Tb A proeminente textura argilosa fase campo hidrófilo de várzea relevo plano</p> <p>Gad1 - GLEISSOLO ALÍCO DISTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa e muito argilosa fase campo de várzea relevo plano + SOLO ORGÂNICO ALÍCO E DISTRÓFICO textura orgânica fase campo de várzea relevo plano</p> <p>Gad2 - GLEISSOLO ALÍCO DISTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa e muito argilosa fase campo de várzea relevo plano + CAMBISSOLO EUTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + SOLOS ORGÂNICOS ALÍCOS E DISTRÓFICOS textura orgânica fase campo de várzea relevo plano</p>	<p>Gd - GLEI DISTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + GLEI HÚMICO DISTRÓFICO Tb textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + ALUVIAL DISTRÓFICO Tb A moderada textura média fase campo de várzea relevo plano</p> <p>GH1 - GLEI HÚMICO DISTRÓFICO Tb textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + SOLO ORGÂNICO ALÍCO textura orgânica fase campo de várzea relevo plano</p> <p>GH2 - GLEI HÚMICO DISTRÓFICO Tb textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + ALUVIAL DISTRÓFICO Tb A moderada textura argilosa fase campo de várzea relevo plano + SOLONCHACK SÓDICO A moderado textura muito argilosa fase campo halófilo relevo plano</p>	<p><b>G13 GLEISSOLOS SOB INFLUÊNCIA MARINHA</b></p> <p>SKS - SOLONCHACK SÓDICO A moderado textura muito argilosa fase campo halófilo relevo plano + GLEI TIOMÓRFICO relevo plano + PODZOL HIDROMÓRFICO ALÍCO textura arenosa relevo plano</p> <p>SM - SOLOS INDISCRIMINADOS DE MANGUE/manguezal e campo halófilo</p>
<p><b>G14 AREIAS QUARTZOSAS/MARINHAS (NEOSSOLOS QUARTZARENÓCOS)</b></p> <p>AMA1 - AREIA QUARTZOSA MARINHA HIDROMÓRFICA A incipiente e moderada textura arenosa fase floresta subperenifolia de restinga e campo de restinga + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCO A incipiente e moderada textura arenosa fase floresta subperenifolia de restinga e campo de restinga + PODZOL HIDROMÓRFICO ALÍCO A moderado e proeminente fase subperenifolia de restinga e campo de restinga relevo plano</p>	<p><b>G16 LITÓLICOS E AFLORAMENTOS ROCHOSOS (NEOSSOLOS ÚTICOS)</b></p> <p>Ra - LITÓLICO ALÍCO A moderado textura argilosa e média fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo montanhoso + CAMBISSOLO ALÍCO A moderado textura argilosa e média fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>Rde1 - LITÓLICO DISTRÓFICO E EUTRÓFICO A moderado textura argilosa e média fase floresta subperenifolia relevo montanhoso e escarpado + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Rde2 - LITÓLICO EUTRÓFICO A moderado textura média e argilosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso e escarpado + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb e Ta A moderada textura média/argilosa não rochosa e rochosa fase floresta subcaducifolia relevo forte ondulado e montanhoso + AFLORAMENTO ROCHOSO</p> <p>Re - LITÓLICO EUTRÓFICO A moderado textura argilosa pedregosa e rochosa fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso + PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO EUTRÓFICO Tb A</p>	<p>moderado textura argilosa/muito argilosa pedregosa e rochoso fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR1 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LITÓLICO EUTRÓFICO A moderado textura média e argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR2 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LATOS-SOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCO A moderado textura média fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado</p> <p>AR3 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo forte ondulado e ondulado + PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo forte ondulado e suave ondulado</p>
<p><b>G15 ALUVIAIS (NEOSSOLOS FLÚVICOS)</b></p> <p>An - ALUVIAL ALÍCO Tb A moderada textura média e argilosa fase floresta subperenifolia de várzea relevo plano + GLEI HÚMICO ALÍCO Tb textura argilosa e muito argilosa relevo plano</p> <p>Ad1 - ALUVIAL DISTRÓFICO Tb A moderado textura argilosa e média fase floresta subperenifolia relevo plano</p> <p>Ad2 - ALUVIAL DISTRÓFICO Tb A incipiente e A moderado textura média e argilosa fase floresta perenifolia de várzea relevo plano + GLEI HÚMICO DISTRÓFICO Tb relevo plano + GLEI DISTRÓFICO Tb A moderado textura argilosa fase floresta perenifolia de várzea relevo plano</p>	<p>moderado textura argilosa/muito argilosa pedregosa e rochoso fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR1 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LITÓLICO EUTRÓFICO A moderado textura média e argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR2 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LATOS-SOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo forte ondulado e suave ondulado</p>	<p>moderado textura argilosa/muito argilosa pedregosa e rochoso fase floresta subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR1 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LITÓLICO EUTRÓFICO A moderado textura média e argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo montanhoso</p> <p>AR2 - AFLORAMENTO ROCHOSO fase floresta subperenifolia e subcaducifolia + LATOS-SOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO E ALÍCO Tb A moderada textura média/argilosa fase floresta subperenifolia e subcaducifolia relevo forte ondulado e suave ondulado</p>

As unidades de mapeamento deste mapa estão agrupadas em dezesseis grupos. Cada grupo está denominado pela classe de solo que constitui o primeiro componente das unidades de mapeamento, exceto os grupos G12 e G13, que agrupam duas ordens diferentes, podendo apresentar como primeiro componente Gleissolos ou Organossolos e Gleissolos ou solos indiscriminados de mangue, respectivamente. A síntese em tabela, que contém dados do mapa e do levantamento original do Projeto Radambrasil (FEITOZA et al, 2001; ESPÍRITO SANTO, 2008), foi desenvolvida por uma equipe do Núcleo de Estudo e de Planejamento do Uso da Terra (NEPUT), obedecendo a um formato apresentado por Resende, Resende e Lani (1993). Essas informações de Unidades de Mapeamento de Solos que foram sintetizadas no Estado (ESPÍRITO SANTO, 2008) foram incluídas na organização de um banco de dados geoespacial para uso relacionado às Unidades Naturais do Estado do Espírito Santo. A modelagem dos dados deste banco permite o processamento de informações que podem resultar no mapa de grupo de solos ou em vários outros tipos de informações relacionadas às Unidades Naturais, fazendo uso daquelas informações que se encontram agrupadas no banco (FEITOZA, 1998).

Da maneira como está, conforme a cor no mapa, a legenda pode representar uma unidade de mapeamento simples, ou seja, como uma só classe de solo, ou uma unidade com associação de classes (com dois ou mais componentes). Assim, em qualquer localização no mapa, a cor representará o Grupo, que dá a ideia da classe com mais ampla ocorrência em determinado polígono ou mancha. Complementarmente, o símbolo colocado em cada polígono informa a que unidade de mapeamento ele pertence. Devido à escala reduzida do mapa, em qualquer ponto localizado dentro de uma unidade de mapeamento torna-se possível saber que o mesmo poderá corresponder, no caso de uma associação com dois componentes, a uma ou outra classe de solo. A unidade de mapeamento LAa2 (Grupo G01), mostrada no mapa (Figura 8) e no Quadro 1, serve como exemplo. Em qualquer ponto dentro dessa unidade é possível prever, com grandes chances de acerto, que a classe de solo naquele ponto é a do Latossolo Amarelo álico ou a do Podzólico Amarelo álico. A maior probabilidade é de ser o primeiro.

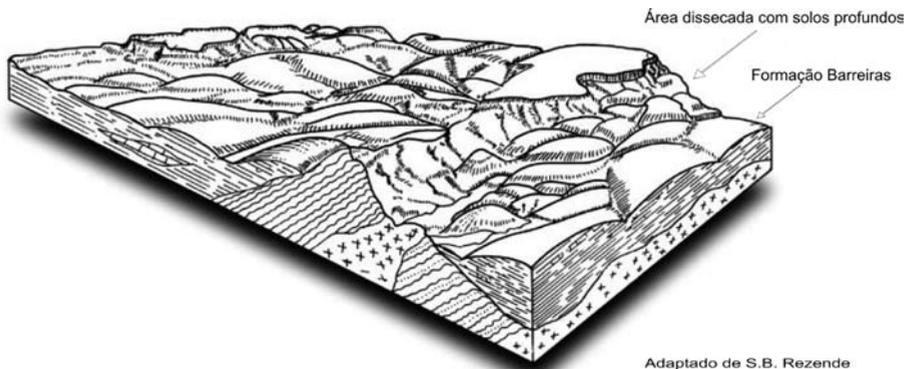
Como se vê, a legenda do mapa na Figura 8, que se refere aos Grupos, traz os mesmos nomes das classes de acordo como foram classificados na época do levantamento, e também, entre parênteses, o nome atual da classe, conforme o atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. No entanto, as unidades de mapeamento permanecem ainda com a denominação antiga das classes de

solos, conforme IBGE (198-?), o que evidencia a carência de trabalhos com vistas à atualização e publicação dos mapas de solos existentes.

Dessa forma, no intuito de contribuir nesse sentido, o conhecimento da correspondência dessas unidades de mapeamento (IBGE, 198-?) com a classificação atual (EMBRAPA, 2013), poderá ser desfrutado ao se consultar a base de SIG do Geobases (GOVERNO DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, 2015).

As áreas de Latossolos são aquelas na qual o processo de intemperismo foi intenso e alcançou grandes profundidades ainda quando a área era um planalto (Figura 9) pouco acidentado, de maneira que posteriormente, mesmo após a dissecação do relevo, conforme se verifica na zona serrana atual, há a presença generalizada de solos profundos. Essa grande profundidade do manto de intemperismo, característica nas áreas de Latossolos, propicia a eles exercerem uma importante função no ciclo hidrológico. Normalmente são solos argilosos, mas bem estruturados e com alta porosidade, o que favorece a permeabilidade da água e permite o seu movimento em direção ao lençol freático. Nesse aspecto, são também menos suscetíveis à erosão que outros solos, mas, devido ao relevo acidentado, não dispensam um manejo adequado das culturas e da cobertura vegetal. Se iniciados os processos erosivos em sulcos e se permitido sua evolução para voçorocas, resultam em grandes volumes de sedimentos aportados aos cursos de água, causando assoreamentos e outros problemas afins.

**Figura 9.** Planalto acidentado formado pela dissecação do antigo chapadão, o que explica a ocorrência de Latossolos em paisagem rejuvenescida.



Do ponto de vista químico, esses solos são distróficos. Isso reflete a pobreza química das rochas que os originaram (gnaiesses) e o processo de intemperismo intenso ao qual foram submetidos. Os eutróficos são raros no Estado, ocorrendo

em pequenas manchas não contíguas, desde o município de Sooretama até ao município de Montanha, como ilhas no Tabuleiro Costeiro.

É comum a ocorrência de Cambissolos e Argissolos associados aos Latossolos, e por vezes podem ocorrer Afloramentos Rochosos e Neossolos Litólicos, lado a lado, contribuindo também para o aumento de diversidade biológica.

Os Cambissolos são solos que apresentam horizonte B em estágio inicial de desenvolvimento e por isso pouco espessos. Geralmente, no Estado, muitos deles estão em relevo montanhoso associados aos Latossolos, resultado do rejuvenescimento da paisagem. Dessa maneira, os Cambissolos, nessa condição, frequentemente apresentam ainda algumas características dos Latossolos, como estrutura porosa e friável, condizente com a presença de gibbsita e horizonte C profundo (CUNHA, 2003). Os processos erosivos neles presentes podem também gerar muita quantidade de sedimentos devido ao horizonte C muito profundo.

Os Neossolos Litólicos, solos em início de formação, ainda sem o horizonte B, com horizonte A assente sobre um horizonte C ou diretamente sobre a rocha, estão associados aos afloramentos rochosos e distribuídos por todo o Estado em pequenas áreas não contíguas. Os ambientes de ocorrência desses solos têm relevância do ponto de vista da biodiversidade, pois as condições pedoclimáticas dos grandes afloramentos de rochas propiciaram um refúgio de espécies xerófilas, que ocupavam antes uma área maior e mais contínua e que agora vivem no ambiente da Mata Atlântica (RESENDE; LANI; RESENDE, 2002).

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Há, no Estado do Espírito Santo, grande diversidade de solos com características diversas que se expressam pela cor, mineralogia, química, profundidade efetiva, devendo ser levadas em consideração quando de seu uso e manejo.

Os Gleissolos e os Organossolos Tiomórficos podem se tornar fontes de contaminação de metais pesados, pois quando drenados produzem drenagem ácida que pode atacar os minerais silicatados, e estes elementos serem liberados no ecossistema.

Os Latossolos e Argissolos Amarelos da Formação Barreiras (Platôs Litorâneos) em relevo plano podem reter metais pesados quando contaminados, em razão de terem comportamento de “ambiente conservador”.

## REFERÊNCIAS

- CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Mapa Geológico do Estado do Espírito Santo**. Disponível em: <<http://geobank.sa.cprm.gov.br/>>. Acesso em: 16 dez. 2014.
- CORRÊA, M. M. et al. Caracterização física, química, mineralógica e micromorfológica de horizontes coesos e fragipãs de solos vermelhos e amarelos do ambiente Tabuleiros Costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 297-313, 2008.
- CUNHA, A. M. **Ambientes, solos e uso com vistas ao potencial de produção de água em microbacias (Mata Atlântica) do município de Guarapari - ES**. 2003. 134 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2003.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 353 p. 2013.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1978. 461 p. (Boletim Técnico, 45).
- ESPÍRITO SANTO. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Viçosa - Departamento de Solos. **Atlas de ecossistemas do Espírito Santo**. Vitória: SEMA; UFV, 2008. 504 p.
- FEITOZA, H. N. **The natural units database for Espírito Santo, Brazil: a GIS approach**. 1998. 95 f. Thesis (MSc - ITC&WAO), The Netherlands, 1998.
- FEITOZA, L. R. et al. Natural regional resources data. In: FEITOZA, L. R.; STOCKING, M. S.; RESENDE, M. (Eds.). **Natural Resources Information Systems for Rural Development – Approaches for Espírito Santo State, Brazil**. Vitória: INCAPER, 2001. p. 19-31.
- GOVERNO DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES). Disponível em: <http://www.geobases.es.gov.br/portal>. Acesso em: 6 jul. 2015.
- IBGE. **Mapa de Solos do Projeto RADAMBRASIL**. Escala 1:250.000, folhas: Governador Valadares SE 24-Y-A, São Mateus SE 24-Y-B, Colatina SE 24-Y-C, Cachoeiro SF 24-V-A, Linhares SE 24-Y-D, Vitória SF 24-V-D e Campos SF 24-V-C, Rio de Janeiro: IBGE, [198-?].

LANI, J. L. **Deltas dos rios Doce e Itapemirim**: solos, com ênfase nos tiomórficos, água e impacto ambiental do uso. 1998. 169 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1998.

LIMA, C. C. U.; VILAS BOAS, G. S.; BEZERRA, F. H. R. Faciologia e análise tectônica preliminar da Formação Barreiras no litoral sul do Estado da Bahia, Brasil. **Geologia**. São Paulo: USP, n. 6, p. 71-80, 2006. (Série Científica).

NUNES, F. C.; SILVA, E. F.; VILAS-BOAS, G. S. **Grupo Barreiras**: características, gênese e evidências de neotectonismo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 31 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento).

OLIVEIRA, V. et al. Pedologia. Levantamento exploratório de solos. In: PROJETO RADAMBRASIL. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória. **Levantamento de Recursos Naturais**, n. 32, Rio de Janeiro. p. 385-552, 1983.

PAYE, H. S. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 34, p. 2041-2051, 2010.

RESENDE, M. **Pedologia**. Viçosa, MG: Imprensa Universitária - Universidade Federal de Viçosa, 1982. 100 p.

RESENDE, M.; LANI, J. L.; RESENDE, S. B. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore**, n. 26, p. 161-269, 2002.

RESENDE, M.; REZENDE, S. B. de; LANI, J. L. **Ambientes do estado do Espírito Santo**: uma abordagem ecológica. Universidade Federal de Viçosa, 1993. (in print).

SAADI, A. Neotectônica da plataforma brasileira: esboço e interpretações preliminares. **Geonomos**, n. 1, p. 1-15. 1993.

SANTOS, J. H. G.; VIEIRA, E. I.; SILVA, G. B. Pedologia. Levantamento Exploratório de solos. In: PROJETO RADAMBRASIL. Folha SE.24 Rio Doce. **Levantamento de Recursos Naturais**, n. 34, Rio de Janeiro. p. 229-252, 1987.



## Capítulo 2

### QUALIDADE DE SOLOS

Adelaide de Fátima Santana da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa  
Maria Catarina Megumi Kasuya  
Bruno Coutinho Moreira

#### INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de mecanismos de monitoramento que promovam um diagnóstico eficaz da degradação ambiental, bem como a previsão de impactos que afetam a sustentabilidade dos ecossistemas, é um grande desafio, uma vez que a expansão demográfica e o consumo acelerado de recursos não renováveis são crescentes.

A padronização dos conceitos de sustentabilidade e a identificação de medidas quantitativas de avaliação são essenciais para a busca de solução de problemas reais de sustentabilidade do ambiente. Como a situação específica de potenciais impactos no ecossistema e a necessidade de monitoramento destacam-se a contaminação ambiental do solo, da água e da atmosfera por poluentes orgânicos e inorgânicos, bem como a utilização inadequada e intensiva de insumos, de mecanização, de monocultivos, entre outros, com consequente perda da capacidade produtiva do solo.

A qualidade do solo é um importante indicador da sustentabilidade dos agroecossistemas. Seu monitoramento é feito a partir da avaliação do comportamento de indicadores, ao longo do tempo, ou comparando-se seus desempenhos com valores de referência, que podem ser estabelecidos a partir de resultados de trabalhos de pesquisa desenvolvidos ou obtidos em ecossistemas naturais, localizados em condições semelhantes ao solo avaliado.

O valor de concentração zero desses compostos, considerados poluentes, não é determinado analiticamente, devendo-se estabelecer o valor de referência de qualidade, a exemplo do que é praticado em outros países e está sendo determinado em diferentes Estados do Brasil. Esse valor é estabelecido

como o limite de detecção dos métodos analíticos que representam a melhor tecnologia disponível em procedimentos analíticos padronizados.

A busca por indicadores definitivos de qualidade do solo é uma tarefa difícil, devido à existência de uma grande diversidade de solos, os quais variam naturalmente quanto às características físicas, químicas e biológicas.

O uso de indicadores biológicos para monitorar alterações no solo e avaliar a sua qualidade tem sido também adotado por alguns países em programas de monitoramento. A atividade dos micro-organismos é fundamental em diversos processos que ocorrem no solo, como na degradação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, na degradação de resíduos tóxicos e contaminantes, além da promoção de crescimento de plantas.

## **SUSTENTABILIDADE**

A sociedade vive em uma era química, na qual o uso de novos produtos, de tecidos a combustíveis, ou de fertilizantes a aditivos alimentares, tem aumentado em grandes proporções. Muitos desses produtos ou de seus resíduos surgem no ar, na água, no solo ou no alimento, como contaminantes do processo de produção ou consumo.

Há inúmeros processos industriais, em que os metais e seus compostos têm um papel fundamental, como na siderurgia, nos métodos de fundição, no tratamento de superfície, na metalurgia, na produção de tintas e pigmentos, entre outros. Apesar de todo o avanço tecnológico, ainda é preocupante a contaminação ambiental, seja da água, do ar, do solo e dos seres vivos em geral.

O aumento exponencial da população brasileira e a capacidade finita dos recursos naturais são reconhecidos como os principais problemas para manter a segurança alimentar e a qualidade de vida para as próximas gerações. A degeneração desses recursos, como o solo, e o crescente aumento da poluição ambiental têm comprometido a sustentabilidade dos ecossistemas e a economia do país. Essa degradação é consequência da utilização inadequada desses recursos, do desconhecimento da aptidão e da capacidade de uso do solo, desconsideração das limitações e das fragilidades do ambiente, bem como

da falta de habilidade para prever e monitorar o avanço dessa degradação e consequente perda da sustentabilidade. Há, portanto, uma redução na resiliência desses ambientes, isto é, uma perda gradativa da capacidade de resistir aos impactos e estresses abióticos.

O conceito de desenvolvimento sustentável mais utilizado é o proposto pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1988), segundo a qual, “desenvolvimento sustentável é aquele que satisfaz as necessidades da geração presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras em satisfazer as suas necessidades”. Este conceito teórico de sustentabilidade é útil e relevante, mas precisa ser quantificável para viabilizar o monitoramento e a orientação no processo de tomada de decisão a respeito das estratégias a serem adotadas para manter o ambiente na condição de sustentável.

Um sistema agrícola sustentável deve incorporar a proteção dos recursos bióticos e abióticos, enquanto mantém as condições socioeconômicas e culturais em um nível aceitável (ULCAK; PALL, 2003). Sob essa visão, a sustentabilidade da agricultura está voltada ao uso dos recursos biológicos, econômicos e sociais, conforme suas capacidades produtivas e tecnológicas dentro de um espaço geográfico definido, capaz de melhorar ou manter a sua produtividade atual e futura. No conceito de desenvolvimento sustentável, quatro aspectos devem estar relacionados entre si: a eficiência técnica, a sustentabilidade econômica, a estabilidade social e a coerência ecológica (CUNHA, 1994).

Quanto à eficiência técnica, o solo merece um destaque diferenciado, por ser um compartimento natural constituído por componentes minerais e orgânicos, com suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Sua composição é extremamente diversa e governada por muitos fatores.

O solo atinge uma nova condição dentro do agroecossistema em função da sua utilização, isto é, do manejo adotado, o qual vai gerar alterações em suas propriedades. Quanto mais intensas forem elas, mais distante o solo estará de seu estado natural, comprometendo, desta forma, as condições de sustentabilidade do ecossistema.

O modelo agrícola convencional, segundo Khatounian (2002), induz para a agricultura um modelo de fábrica, onde planta, animal, solo ou mesmo a

propriedade agrícola convertem determinadas matérias-primas em produtos, subprodutos e resíduos. No entanto, esta fábrica, por mais eficiente que seja, vai gerar determinados resíduos, que poderão comprometer a eficiência da produção, quando alcançarem grandes proporções.

Quando sistemas agrícolas de produção se aproximam dos ecossistemas naturais, há uma preocupação em aumentar a riqueza de interações biológicas, físicas e químicas, fortalecendo-o contra as adversidades e evitando o colapso. Para facilitar a compreensão das diversas inter-relações nesses sistemas, quatro processos são considerados como base de seu funcionamento, a saber: os fluxos de energia e matéria, a ciclagem de nutrientes, a diversidade de organismos e as suas diversas interações (FERREIRA, 2005).

As diversas opções de sistemas alternativos de produção agrícola, com uma concepção mais ampla e diferenciada de preservação do meio ambiente, buscam minimizar os problemas enfrentados pelo modelo convencional de agricultura, como a erosão, a compactação e as contaminações. Assim, o solo passa a ser visualizado como natural, complexo, vivo, dinâmico e em constante transformação, no qual as alterações ocorrem principalmente em função das práticas de manejo. Mello (2006) destaca que a sustentabilidade agrícola depende da manutenção da qualidade do solo no âmbito do ecossistema e da interação positiva com os ecossistemas vizinhos ao longo do tempo.

## **QUALIDADE DO SOLO E DO MEIO AMBIENTE**

A sustentabilidade de um ecossistema é dependente, em grande parte, da qualidade do ambiente e do solo e conseqüentemente da saúde das plantas e dos animais, incluindo os seres humanos. A qualidade ambiental é resultante de um conjunto de propriedades desejáveis que o solo, a água e a atmosfera devem possuir. O solo desempenha papel primordial, por ser considerado um ambiente mais complexo, apresentando-se como uma mistura de componentes vivos e não vivos, interagindo entre si e variando naturalmente (no tempo e no espaço). A definição da qualidade do solo ocorre tentativamente pela escolha de um indicador químico, físico e/ou biológico, que represente algum constituinte, processo ou condição particular em diferentes níveis de

aproximação (SCHLOTER; MUNCH; LYNCH, 2006).

O conceito de qualidade do solo, analisando-se sob o ponto de vista operacional, é definido por propriedades e atributos que irão caracterizar esta qualidade e proporcionar um índice quantitativo para torná-la mensurável. Para isso, é necessário que as funções do solo no ecossistema sejam compreendidas de uma forma mais abrangente do que somente a produção vegetal. O solo é responsável pelo fluxo da água no ciclo hidrológico, pelo controle das emissões dos gases do efeito estufa, pela atenuação, tamponamento e remediação de contaminantes xenobióticos e pelo controle da qualidade da água e do ar (BURNS et al., 2006).

No início da década de 1990, começaram a surgir percepções diferenciadas sobre o conceito de qualidade do solo. Larson e Pierce (1991) já defendiam a proposta que na avaliação da qualidade de um solo devem ser consideradas as propriedades físicas, químicas e biológicas, e que elas devem estar aptas a propiciar meios para o crescimento de plantas e para a regulação e distribuição de água no meio ambiente, bem como servir como um “tampão” ambiental, atenuando a formação de produtos que degradam o ambiente.

O conceito de qualidade de solo proposto por Doran e Parkin (1994) e reformulado por Doran (1997), ainda bastante utilizado nos dias atuais, é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas e dos animais. Essa informação é complementada como sendo a capacidade que o solo tem para exercer suas funções na natureza que vão funcionar como meio para o crescimento das plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera e servir como tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (LARSON; PIERCE, 1994; KARLEN et al., 1997). Portanto, a qualidade do solo está relacionada com as funções que capacitam o solo a aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia (CARTER, 2001). Na realidade, esta integração das propriedades do solo é que o habilita a exercer suas funções em plenitude.

Casalinho et al. (2007) reforçaram o conceito de que a qualidade de um solo está relacionada à sua capacidade, tanto em ecossistemas naturais como

em agroecossistemas, de desempenhar uma ou mais funções relacionadas à sustentabilidade da atividade agrícola, nos aspectos da produtividade, da diversidade biológica, da manutenção da qualidade do ambiente, da promoção da saúde das plantas e animais e da sustentação de estruturas socioeconômicas.

Assim, esses autores sugeriram que o acompanhamento das possíveis variações da capacidade de um solo para exercer determinadas funções no agroecossistema, frente a diferentes sistemas de manejo e escalas temporais, pode ser feito medindo-as periodicamente, ao longo do tempo, comparando o desempenho dos indicadores escolhidos com valores de referência ou comparando o desempenho desses indicadores com suas performances em ecossistemas naturais, localizados nas mesmas condições do solo avaliado.

Dessa forma, verifica-se que a qualidade do solo é estimada pela observação ou medição de diferentes propriedades ou processos. Nenhuma propriedade pode ser utilizada isoladamente como um índice de qualidade do solo. A quantificação dessa qualidade não é uma tarefa fácil, uma vez que depende das relações existentes entre os fatores, das interações destas com o ecossistema e das prioridades para o uso do solo (COSTA et al., 2006).

## **INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DE SUSTENTABILIDADE**

Quando se analisa a qualidade de solo, deve-se compreender a diferença entre parâmetros, indicadores e índices. Parâmetro é definido como uma propriedade do solo que pode ser medida ou observada, o indicador como um valor derivado de parâmetros o qual indica, informa ou descreve o significado de um estado ou condição além do valor apontado pelo parâmetro e o índice é um conjunto de indicadores ou de parâmetros.

Para a escolha de um indicador de qualidade do solo alguns critérios devem ser levados em consideração, como a utilidade do indicador para definir processos do ecossistema, sua habilidade em integrar propriedades químicas, físicas e biológicas e sua sensibilidade para detectar variações no manejo e no clima (DORAN; ZEISS, 2000). Para a definição de um indicador, deve-se

também considerar a simplicidade e a facilidade de medição, a aplicabilidade em todas as escalas, a capacidade de predição e extrapolação, a versatilidade, a simplicidade de análise e de interpretação, a relevância ecológica, a adequação e o direcionamento a processos e condições de avaliação (LAL, 1994).

Os indicadores devem ser práticos para uso, tanto por cientistas como por agricultores, extensionistas, ecologistas e instituições governamentais, numa ampla classe de situações ecológicas e socioeconômicas (GRANATSTEIN; BEZDICEK, 1992; SANDERS, 1992; DORAN; PARKIN, 1994; SHERWOOD; UPHOFF, 2000).

Após a identificação dos indicadores de sustentabilidade do solo, torna-se necessário estabelecer relações quantitativas destes indicadores com os processos de degradação dos recursos naturais. Estabelecendo-se adequadamente essas relações é possível calibrar os indicadores com eventos específicos de degradação ambiental e estabelecer níveis críticos de sustentabilidade, que irão nortear a tomada de decisão durante a avaliação e monitoramento do ecossistema (SILVEIRA, 2011).

O conhecimento dos valores extremos acima ou abaixo dos quais o solo é degradado irreversivelmente é entendido como o nível crítico de um indicador, que pode ser definido em termos de diminuição da capacidade de produção agrícola ou de outra função econômica ou ambiental do solo. O indicador auxilia na transmissão de um conjunto de informações sobre processos complexos, eventos ou tendências, porém não tem poder de previsão, não é uma medida definitiva, nem uma evidência de causalidade. Assim, os indicadores devem ser sensíveis às mudanças no tempo e no sistema (MARZALL, 1999; SANTANA; BAHIA FILHO, 2002).

A forma de avaliar a qualidade de um solo deve ser abrangente e útil na identificação de sistemas de manejo agrícola que conservem os recursos naturais e esses continuem a atender às necessidades das propriedades rurais (DEPONTI; ALMEIDA, 2002).

Indicadores de fertilidade do solo, representados por atributos químicos, apresentam relevância para estudos agronômicos e ambientais, quando incidem nas características que indicam processos do solo ou de seu comportamento, capacidade de resistir à troca de cátions, necessidades nutricionais de plantas

e contaminação ou poluição ambiental.

Alguns indicadores químicos, considerados fundamentais para a determinação da capacidade produtiva do solo, são utilizados para avaliação de sua qualidade, como o conteúdo de matéria orgânica (MO), o pH do solo, a condutividade elétrica e a disponibilidade de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). O pH, por exemplo, controla a solubilidade dos nutrientes no solo, exercendo assim influência na absorção dos mesmos por parte das plantas. A disponibilidade de nutrientes para as plantas favorece o seu desenvolvimento, aumentando a produtividade em direção à sustentabilidade da produção.

A matéria orgânica do solo representa um dos melhores indicadores de sua qualidade. Além de ser sensível a modificações pelo manejo do solo, é uma fonte primária de nutrientes para as plantas. Atua também na ciclagem de nutrientes, na complexação de elementos tóxicos e na estruturação do solo. Para os solos tropicais bastante intemperizados, a MO tem grande importância sobre a CTC efetiva. Há uma relação muito estreita entre o conteúdo de carbono (C) com a capacidade produtiva de um solo. No entanto, isto não significa que a MO possa ser utilizada isoladamente como indicadora de qualidade do solo, apesar de alguns autores considerarem que um número reduzido de atributos-chave, como a MO do solo, pode efetivamente expressar a qualidade deste.

A qualidade física do solo engloba o conhecimento de propriedades e processos relativos à sua habilidade em manter efetivamente os serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos essenciais à saúde do ecossistema (MEA, 2005), cujo estudo é realizado por meio de indicadores físicos da qualidade do solo, responsáveis pela avaliação da sua estrutura. Dos componentes do manejo, o preparo contínuo do solo talvez seja a atividade que mais exerce influência nos atributos indicadores de sua qualidade física, pois atua diretamente na sua estrutura (MACEDO, 2009).

Os atributos mais utilizados como indicadores de qualidade física de solo deveriam ser aqueles que consideram a profundidade efetiva de enraizamento, porosidade total, distribuição e tamanho dos poros, distribuição do tamanho das partículas, densidade do solo, resistência do solo à penetração das raízes, intervalo hídrico utilizado, índice de compressão e estabilidade dos agregados (SINGER; EWING, 2000).

Contudo, há outros indicadores de qualidade física, como a curva de retenção de água do solo, a condutividade hidráulica, a porosidade, o ponto de inflexão e as características de retenção de água do solo, que tornam o processo de avaliação da qualidade física mais simples, rápido e menos complexo (SANTOS et al., 2011).

Costa et al. (2009) constataram que o revolvimento do solo com arado e grade ou escarificador reduz o teor de carbono de compostos orgânicos, a estabilidade de agregados, a densidade e a capacidade de campo; porém, aumenta a porosidade total, a macroporosidade e a capacidade de aeração em comparação com o sistema de plantio direto. Por outro lado, o cultivo anual, quando comparado ao cultivo perene, resulta em maior degradação física do solo, em função da redução de sua condutividade hidráulica e na estabilidade de agregados maiores que 2,0 mm, com elevação nos valores de densidade do solo (DANTAS et al., 2012).

Ainda existe uma série de fatores a serem explorados para o desenvolvimento de novos indicadores para a avaliação da qualidade física do solo, principalmente quanto aos atributos físico-hídricos como forma de aferição da sustentabilidade produtiva para os diferentes biomas brasileiros (SANTOS, 2011). Os indicadores de qualidade física do solo existentes são gerados para situações específicas, demandando número maior de estudos para validação e aplicação confiável, o que configura oportunidade para o desenvolvimento de novos indicadores físicos de qualidade do solo. Para uma gestão segura dos recursos naturais, a análise quantitativa e a interpretação dos atributos físicos e físico-hídricos e das principais alterações geradas na qualidade do solo são fundamentais (STEFANOSKI et al., 2013).

Os parâmetros biológicos e bioquímicos são também capazes de refletir os impactos resultantes da utilização de práticas agrícolas em agroecossistemas. Relatos sobre bioindicadores apontam os micro-organismos como um grande potencial para a avaliação da qualidade do solo, devido à sua abundância e atividades bioquímicas e metabólicas (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Para que os micro-organismos possam ser usados como indicadores de alterações nos solos, os parâmetros microbianos avaliados devem ser quantificados com elevada precisão, testados em vários tipos e condições edáficas, e serem sensíveis às ações que podem causar alterações no solo,

além de sua avaliação ser confiável (BROOKES, 1995).

Diferentemente da maioria dos indicadores físico-químicos, os micro-organismos podem proporcionar respostas rápidas a mudanças relacionadas com a qualidade do solo, sendo que em certas ocasiões, alterações nas populações e/ou atividade microbiana podem preceder mudanças físico-químicas, indicando melhorias ou degradação em determinados ambientes, além de estarem associados a fatores que regulam a degradação da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Estes indicadores, além de possuírem sensibilidade às perturbações, também respondem, de forma rápida, o que, em termos de avaliação de sistemas de manejo do solo, é uma importante vantagem.

A biomassa microbiana é considerada a parte viva da matéria orgânica do solo, representando de 2 a 5 % desta fração do solo (JENKINSON; LADD, 1981), a qual inclui bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, algas e microfauna. É um dos componentes responsáveis por funções extremamente importantes no solo, como decomposição e acúmulo de matéria orgânica, além de transformações e ciclagem de nutrientes (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Mesmo representando uma pequena porção da matéria orgânica, a biomassa microbiana pode ser considerada uma fonte potencial de N, P, S e outros nutrientes (DE-POLLI; GUERRA, 1999), sendo um importante reservatório de nutrientes para as plantas no solo (SMITH; PAUL, 1990).

Os micro-organismos estão relacionados a uma série de eventos que ocorrem frequentemente no solo, como ciclagem de nutrientes, mineralização, humificação, formação da estrutura do solo, degradação de compostos xenobióticos e fertilidade dos solos (GARCÍA et al., 2002; BASTIDA et al., 2008). A maior parte da atividade biológica concentra-se nos primeiros 30 cm no perfil do solo, e seus componentes biológicos ocupam menos de 0,5 % do volume total (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Dentro desta fração orgânica, o Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) tem sido largamente usado como bioindicador em estudos sobre impactos ambientais e alterações no solo, devido à sua grande sensibilidade a mudanças no meio, além de ser um indicativo do tamanho das populações microbianas (BASTIDA et al., 2008; FORTES NETO et al., 2007).

As principais tentativas de estabelecer indicadores para serem usados como

padrões de referência para qualidades do solo são focadas em parâmetros como respiração, biomassa e atividade de enzimas microbianas (BASTIDA et al., 2008). A respirometria determina a quantidade de CO<sub>2</sub> liberado, resultante da decomposição da matéria orgânica pela comunidade quimiorganoatrófica aeróbica do solo (FORTES NETO et al., 2007). Este parâmetro está ligado à capacidade oxidativa dos micro-organismos do solo, sendo influenciado principalmente pelas fontes de energia e pelo número de micro-organismos, além de outros fatores, como clima, práticas de manejo e contaminação do solo (BASTIDA et al., 2008).

Um dos índices mais utilizados na literatura é o quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>), que é a razão entre a respiração basal do solo e o C da biomassa microbiana (ANDERSON; DOMSCH, 1990), a qual fornece a quantidade de CO<sub>2</sub> evoluída por unidade de biomassa e indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para a biossíntese (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; BASTIDA et al., 2008). É um índice com elevada sensibilidade e pode indicar alterações nos ambientes com maior velocidade, como detectar inícios de processo de degradação devido às mudanças na biomassa microbiana enquanto alterações na matéria orgânica do solo ainda não podem ser detectadas, auxiliando assim no manejo adequado e visando a preservar o sistema (BASTIDA et al., 2008).

Outro componente que tem sido sugerido para ser usado como indicador de qualidade são as enzimas do solo. Segundo Dick (1997), as enzimas possuem características favoráveis que fazem com que estes compostos possam ser usados como indicadores de alterações no ambiente, como: estar relacionadas com a atividade e biomassa microbiana e ter metodologias simplificadas de avaliação. As atividades enzimáticas são muito sensíveis a alterações, devido a práticas de manejo, variações climáticas, contaminações, dentre outros, e sua atividade pode ser avaliada para enzimas específicas ou pelas taxas de transformação de substratos adicionados ao solo (FORTES NETO et al., 2007). A atividade de várias enzimas, como desidrogenases, fosfatases, β-glicosidades, ureases, arilsulfatases, etc., são largamente usadas como indicadores (BASTIDA et al., 2008), e muitos trabalhos a sobre enzimas como indicadores de qualidade do solo já foram publicados (KOPER; PIOTROWSKA, 2003; PUGLISI et al., 2006).

Os micro-organismos apresentam uma grande diversidade genética e desempenham funções únicas e cruciais na manutenção de ecossistemas como componentes fundamentais de cadeias alimentares e ciclos biogeoquímicos. O conhecimento da diversidade microbiana possibilita uma melhor compreensão das funções exercidas pelas comunidades microbianas no solo e a otimização da capacidade microbiana para a fertilização dos mesmos, bem como as interações com outros componentes da biodiversidade. A diversidade e atividade dos micro-organismos presentes num sistema são extremamente dinâmicas e podem responder rapidamente a mudanças no ambiente, adaptando-se a novas situações. A determinação da diversidade genética pode fornecer indicadores importantes para avaliação da qualidade do solo.

## **VALOR DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE DO SOLO E PRESERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE**

O valor de referência de qualidade indica a concentração natural de uma substância em solos ou águas subterrâneas que não tenham sido impactados antropogenicamente. Indica ainda o limite de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas, estabelecendo os valores máximos permitidos. Esses valores podem ser utilizados em ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas (CONAMA, 2009).

O Decreto-lei n.º 1.413, de 14 de agosto de 1975, (BRASIL, 1975) dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais, destacando que as indústrias instaladas ou a serem instaladas em todo o território nacional são obrigadas a promover as medidas necessárias para prevenir ou corrigir os inconvenientes e prejuízos causados pela poluição e contaminação do meio ambiente.

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do ambiente causada por qualquer forma de energia ou de substâncias sólida, líquida ou gasosa, ou combinação de elementos despejados pelas indústrias em níveis capazes, direta ou indiretamente, de prejudicar a saúde, segurança e o bem-estar da população, criar condições adversas às atividades sociais e econômicas e ocasionar danos relevantes à flora, à fauna e a outros recursos

naturais, é considerada poluição industrial (CHASIN; PAOLIELLO, 2001).

Além disso, o controle e a fiscalização da qualidade dos solos e das águas subterrâneas têm sido também importantes, nos últimos anos, em função do aumento da demanda de recursos hídricos subterrâneos para o abastecimento da população.

Vários fatores são responsáveis pelas abordagens diferenciadas em diversos países, tais como o sistema legal e administrativo, as responsabilidades, as regras de propriedade do solo, os históricos industriais, os aspectos culturais e sociais, que definem as atitudes em relação aos bens a proteger, a forma de uso e ocupação do solo, incluindo as pressões de reutilização, os aspectos econômicos e a disponibilidade de recursos e tecnologias.

Pelas experiências de países onde a questão encontra-se mais desenvolvida, não é recomendável fixar, em legislação, os valores orientadores para solos e águas subterrâneas, uma vez que estes valores dependem do tipo e uso pretendido do solo.

A tendência mundial é o estabelecimento de uma lista orientadora geral de valores de referência de qualidade, com base em análises de amostras de solo e de águas subterrâneas, de valores de alerta, com caráter preventivo e de valores de intervenção, derivados de modelos matemáticos de avaliação de risco, utilizando-se diferentes cenários de uso e ocupação do solo previamente definidos, considerando-se diferentes vias de exposição e quantificando-se as variáveis toxicológicas (DIAS; CASARINI, 1996).

Os Valores Orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação. A Cetesb (2005) define o Valor de Referência de Qualidade (VRQ) como a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea; o Valor de Prevenção (VP) como a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea, valor este que indica a capacidade de um solo em sustentar as suas funções primárias, protegendo os receptores ecológicos e a qualidade

das águas subterrâneas; e o Valor de Intervenção (VI) como a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, o valor de intervenção foi estabelecido utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de Exposição Agrícola – Área de Proteção Máxima (APMax), Residencial e Industrial.

No gerenciamento da qualidade de solos e das águas subterrâneas, tanto em caráter preventivo quanto corretivo, segundo a Cetesb (2001), deve-se verificar se o solo está “limpo”, se uma área suspeita de contaminação está realmente contaminada, se requer uma intervenção, se a mesma é urgente e qual o seu objetivo e quando iniciá-la.

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, denominada como valor de referência de qualidade. Área suspeita de contaminação é aquela na qual, após a realização de uma avaliação preliminar, são observadas indicações que induzem à suspeita de contaminação. Esta avaliação é realizada com base em informações disponíveis, não incluindo necessariamente amostragem e análise de solos e águas subterrâneas (CETESB, 1999).

A área é considerada contaminada se, entre outras situações, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um 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 à minimização das vias de exposição.

A urgência da intervenção pode ser baseada em uma avaliação de fluxo e transporte de massa de poluentes, por meio de modelagem matemática, assim como em uma avaliação de risco específica para as condições do local, levando-se em consideração a exposição humana.

O início da intervenção na área e a execução de todas as etapas posteriores devem ser acordados entre o responsável pela remediação e as autoridades competentes, estabelecendo-se um cronograma executivo que deverá ser subsidiado pelas informações obtidas na avaliação da área contaminada.

Os objetivos da intervenção são definidos após a investigação detalhada. Caso a intervenção recomendada seja uma remediação, propõe-se que o alvo a ser atingido, ou seja, a concentração do contaminante após o término da remediação seja determinada pela avaliação de risco específica, tendo como valor orientador o valor de alerta.

A função destes valores numéricos é prover uma orientação quantitativa no processo de avaliação de áreas contaminadas e a tomada de decisão sobre as ações emergenciais, com vistas à proteção da saúde humana. A maioria das legislações preconiza que essa remediação deve ser encerrada quando um determinado valor de concentração de poluente é atingido. Este pode ser igual ou menor que o valor de alerta, dependendo do cenário em que a área contaminada se insere.

As metodologias utilizadas por agências ambientais de diferentes países para tomada de decisão sobre áreas suspeitas de contaminação podem ser separadas de duas formas: as que utilizam valores numéricos orientadores pré-estabelecidos, com ou sem diferenciação do uso do solo, e as que se baseiam na avaliação de risco caso a caso (VISSER, 1994).

O uso de valores numéricos preestabelecidos é dificultado pela avaliação das condições específicas de cada local, em relação ao tipo de contaminante, suas propriedades, uso do solo e situação hidrogeológica. Contaminações similares não resultam necessariamente em riscos similares; o risco varia com a exposição, onde a disponibilidade do poluente é um fator importante. Dessa forma, a aplicação de valores numéricos não deverá ser utilizada para fornecer respostas universais às questões específicas associadas à poluição de solo e águas subterrâneas. Entretanto, o critério numérico tem vantagens, como indicar o grau de poluição, ser rápido e de fácil implantação, podendo ser utilizado como fonte de informação, facilitando e democratizando o planejamento das ações. Tem coerência com a política de controle de poluição, por meio da utilização de padrões ambientais, podendo ser utilizado como base comparativa em monitoramento para avaliar a eficiência da remediação de solos e águas subterrâneas contaminados.

A diferenciação de metas de remediação, com base no uso do solo, pode ser uma alternativa atrativa, devido aos altos custos dos processos de remediação.

Esta alternativa permite aceitar concentrações residuais maiores de contaminantes quando do uso do local é mais restrito, ou quando existe uma menor exposição à saúde humana. Mudanças no uso do solo podem exigir uma segunda remediação. Quando esta alteração no uso é acompanhada pela mudança do proprietário do local, problemas jurídicos de responsabilidade ou de ressarcimento de custos podem ocorrer.

Os valores de intervenção são, em geral, definidos com base, no risco à saúde humana e no critério de uso e ocupação do solo. As avaliações de risco caso a caso são indicadas para áreas contaminadas seriamente, em relação ao seu tamanho e ao número de contaminantes presentes, com altos custos de remediação envolvidos, podendo ter uma relação custo-benefício desfavorável. Em função de sua complexidade, o tempo decorrido entre a identificação da área contaminada e a tomada de decisão para intervenção pode ser muito longo.

O estabelecimento de uma lista orientadora geral de valores de referência de qualidade (valores de alerta ou de prevenção e de intervenção) é baseado em modelos matemáticos de avaliação de risco, com base em análises de amostras de solo e de água subterrânea (CAMARGO, 2001).

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Como o solo é considerado um bem de propriedade privada, não existe uma abordagem internacional padronizada para avaliação de sua qualidade, devido à influência de muitos fatores, como os aspectos geológicos, os aspectos culturais e sociais, a forma de uso e ocupação do solo, os históricos industriais, os aspectos econômicos, o sistema legal e administrativo, bem como as tecnologias disponíveis.

Nas propostas de medição de atributos ideais para a avaliação da qualidade do solo buscam-se determinações que representem a interação de todos os componentes do sistema agrícola, com a finalidade de refletir o adequado funcionamento do solo, como um todo. A ciência volta-se para a identificação de atributos, fórmulas ou procedimentos para avaliar a qualidade do solo adaptados para cada região, considerando-se as condições dos recursos

naturais e as necessidades socioeconômicas locais.

O grande avanço da ciência com a discussão de qualidade do solo é a sua abordagem sistêmica, por ser considerado um sistema aberto, sendo a mesma enfocada como sustentabilidade do sistema solo-planta. O solo por si só não atinge qualidade, e sim o sistema solo-planta e, naturalmente, o sistema organismos do solo integrados e adaptados ao seu local no ambiente. A qualidade é resultado de seu funcionamento adequado, integrado às plantas e à biota desse solo.

A tendência mundial sugere a adoção de listas orientadoras com valores de referência de qualidade, de alerta e de intervenção, como uma primeira etapa nas ações de monitoramento da qualidade, prevenção à poluição e diagnóstico de áreas suspeitas de contaminação, remetendo à avaliação de risco caso a caso para as áreas contaminadas.

Dessa forma, a adoção de valores orientadores denominados valores de referência de qualidade faz-se necessária para subsidiar decisões, não só visando à proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, mas também ao controle da poluição nas áreas já contaminadas e/ou suspeitas de contaminação. A Cetesb, órgão ambiental do Estado de São Paulo, devido à grande preocupação com a saúde pública e com a qualidade do solo e das águas subterrâneas, identificou e adotou, de forma inovadora em nível nacional, esses valores orientadores. Os demais Estados da federação estão concentrando esforços para conduzir um trabalho semelhante.

## REFERÊNCIAS

ANDERSON, T. H., DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients ( $qCO_2$  and  $qD$ ) on microbial biomasses from of soils from different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 251 - 255, 1990.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, p. 66 - 75, 2007.

BASTIDA, F. et al. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, v. 147, p. 159 - 171, 2008.

BRASIL. **Decreto nº 1.413, de 14 de agosto de 1975**. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. Diário oficial [da

República Federativa do Brasil], Brasília, p. 10.289, ago. 1975. Seção 1. Disponível em: <http://mma.gov.br>. Acesso em: 12 dez. 2014.

BROOKES, P. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology Fertility Soil**, v. 19, p. 269 - 279, 1995.

BURNS, R. G. et al. Defining Soil Quality. In: BLOEM, J.; HOPKINS, D. W.; BENEDETTI, A. (Eds.). **Microbiological methods for assessing soil quality**. Oxfordshire: CABI Publishing, 2006. p. 15 - 22.

CAMARGO, I. M. C.; HAMA, P.; COTRIN, M. B.; FIGUEIREDO, F. P. M.; FLUES, M. Avaliação da contaminação biodisponível de metais no solo sob influência da atividade de uma termoeletrica a carvão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 8., 2001, Curitiba - PR, **Anais...** Curitiba: Congresso Brasileiro de Geoquímica, 2001.

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: REES, B.C. (Eds.). **Sustainable management of soil organic**. Wallingford, CAB International, 2001. p. 9-22.

CASALINHO, H. D. et al. Qualidade do solo como indicador de sustentabilidade de agroecossistemas. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.13, n.2, p. 95-203, 2007.

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento Ambiental. **Relatório de Estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. Doroth C. P. Casarini et al. São Paulo: CETESB, 2001. 73 p. (Série Relatórios Ambientais)

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>. Acesso em: 10 dez. 2014.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Projeto CETESB-GTZ. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. São Paulo: CETESB, 1999. 385 p.

CHASIN, A. A. M; PAOLIELLO, M. M. B. **Ecotoxicologia do Chumbo e seus Compostos**. v. 3. Salvador - BA: NEAMA, 2001. (Série Cadernos de Referência Ambiental).

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum**. Rio de Janeiro: FGV, 1988. 430 p.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 dez. 2014.

- COSTA, A. et al. Propriedades físicas do solo em sistemas de manejo na integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p. 235-244, 2009.
- COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J.; SOUSA, D. M. G. Qualidade de solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.41, n.7, p.1185-1191, 2006.
- CUNHA, A. S. (Coord.). **Uma avaliação da sustentabilidade da agricultura nos cerrados**. Brasília: IPEA, 1994. 256 p.
- DANTAS, J. D'A. N. et al. Qualidade do solo sob diferentes usos e manejos no perímetro irrigado de Jaguaribe/Apodi, CE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p. 18-26, 2012.
- DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese. 1999, p. 389-412.
- DEPONTI, C. M.; ALMEIDA, J. Indicadores para avaliação da sustentabilidade em contextos de desenvolvimento rural local. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE SOCIOLOGIA RURAL, 6., 2002, Porto Alegre. Sustentabilidade e democratização das sociedades rurais na América Latina. **Anais...**, Porto Alegre. 2002. p. 1-21.
- DIAS, C. L.; CASARINI, D. C. P. **Gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas. Relatório técnico de viagem à Holanda**. São Paulo: CETESB, 1996. 50 p.
- DICK, R. P. Soil enzymes activities as integrative indicator of soil health. In: PANKHURST C.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Org). **Biological indicators of soil health**. New York: CAB, 1997. p. 121-155.
- DORAN, J. W. Soil quality and sustainability. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS,1997. CD-Rom.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN et al. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America Special, 1994, p. 1-20. (Special Publication, 35).
- DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v.15, p. 3-11, 2000.
- FERREIRA, J. M. L. **Indicadores de qualidade do solo e de sustentabilidade em cafeeiros arborizados**. 2005. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.
- FORTES NETO, P., FERNANDES, S. A. P., JAHNEL, M. C. Microbiota do solo como indicadora da poluição do solo e do ambiente. In: SILVEIRA, A. P. D., FREITAS, S. S. (Eds.). **Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2007. p. 259-274.

- GARCÍA, C. et al. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, 635-642, 2002.
- GRANATSTEIN, D.; BEZDICEK, D.F. The need for a soil quality index: Local and regional perspectives. **American Journal of Alternative Agriculture**, n. 7, p.12-16, 1992.
- JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. (Ed.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, v. 5, 1981. p. 415-471.
- KARLEN, D.L. et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4 - 10, 1997.
- KHATOUNIAN, C. A. **A reconstrução ecológica da agricultura**. Londrina: IAPAR, 2002. 348 p.
- KOPER, J., PIOTROWSKA, A. Application of biochemical index to define soil fertility depending on varied organic and mineral fertilization. **Electronic Journal of Polish Agricultural Universities**. v. 6. 2003.
- LAL, R. **Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics**. Columbus: Department of Agronomy, 1994. 74 p. (SMSS Technical Monograph, 21).
- LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. Conservation and enhancement of soil quality. In: **Evaluation for sustainable land management in the developing world**. Bangkok, Thailand: International board for soil research and management, 12. 1991. p. 175-203.
- LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN et al. (Eds). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America Special, 1994, p. 37-51. (Special Publication, 35).
- MACEDO, M. C. M. Integração lavoura pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133-146, 2009.
- MARZALL, K. **Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas**. 1999. 212 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and human well-being: Synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137 p.
- MELLO, N. A. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa microbacia rural sob cultura do fumo**. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Ciência de Solo) – Faculdade de Agronomia - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006.
- PUGLISI, E. et al. Development and validation of numerical indices integrating enzyme activities of soils. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 38, 1673-1681, 2006.

- SANDERS, D. W. International activities in assessing and monitoring soil degradation. **American Journal of Alternative Agriculture**, n. 7, p.17-24, 1992.
- SANTANA, D. P.; BAHIA FILHO, A. C. Qualidade do solo: uma visão holística. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.15-18, 2002. (Boletim Informativo).
- SANTOS, G. G. et al. Qualidade física do solo sob sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1339-1348, 2011.
- SCHLOTTER, M.; MUNCH, J. C.; LYNCH, J. M. Managing soil quality. In: BLOEM, J.; HOPKINS, D. W.; BENEDETTI, A. (Eds.). **Microbiological methods for assessing soil quality**. Oxfordshire: CABI Publishing, 2006. p. 50-62.
- SHERWOOD, S.; UPHOFF, N. Soil health: Research, practice and policy for a more regenerative agriculture. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 85-97, 2000.
- SILVEIRA, A. de O. **Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo**. 2011. 87 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2011.
- SINGER, M.; EWING, S. Soil quality. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of Soil Science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 271-298.
- SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (Eds.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. p. 339-357.
- STEFANOSKI, D. C. et al. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.12, Campina Grande: UFCG, 2013.
- ULCAK, Z.; PALL, J. Indicators of agricultural sustainability – the moral of a story. In: HELMING, K.; WIGGERING, H. **Sustainable development of multifunctional landscapes**. Berlim: Springer, 2003. p. 67-71.
- VISSER, W. J. F. **Contaminated land policies in some industrialized countries**. 2 ed. The Hague: Technical Soil Protection Committee, 1994. 149 p.



## Capítulo 3

# INFLUÊNCIA DE PROPRIEDADES E CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS NA DISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS

André Guarçoni M.  
Aureliano Nogueira da Costa

## INTRODUÇÃO

A composição original do solo é importante em estudos ambientais de contaminação e de poluição, especialmente no estabelecimento de padrões de referência. Contudo, quando a origem dos metais pesados nos solos não é litogênica, mas sim antropogênica (emissões industriais, efluentes, biossólidos, fertilizantes, pesticidas, etc.), os níveis de contaminação podem atingir patamares de elevada toxicidade para os seres vivos (SOARES et al., 2004).

Segundo Meurer (2007), metais pesados são elementos químicos com densidade atômica maior do que  $6 \text{ kg dm}^{-3}$  ou que possuem número atômico maior que 20. Essas características, no entanto, tendem a promover o agrupamento de elementos químicos muito diversos, especialmente em relação ao seu efeito sobre os seres vivos. Enquanto manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e molibdênio (Mo), em doses adequadas, são essenciais ao metabolismo dos seres vivos, sendo considerados especificamente nutrientes de plantas, outros, como mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cromo (Cr), cádmio (Cd) e arsênio (As), são altamente tóxicos, respondendo pelos principais problemas de intoxicação de animais e plantas.

A disponibilidade de metais pesados é influenciada por propriedades e características químicas do solo, como acidez ativa (pH), concentração do metal, CTC e teor de matéria orgânica, sendo que os processos envolvidos na estabilização dos metais pesados são a adsorção, a precipitação, a complexação e as transformações redox (ALLOWAY, 1995). Para Cavallaro e McBride (1980), a especiação (quantidade e forma na qual o elemento se

apresenta), a concentração, o pH do solo e o tempo de contato estão entre os principais fatores que controlam a distribuição dos metais entre as fases líquida e sólida. Nesse sentido, a disponibilidade de metais pesados nos solos é oriunda de um conjunto de reações que ocorrem simultaneamente, como adsorção, dessorção, precipitação, solubilização e oxi-redução. Entretanto, o mecanismo de adsorção é, segundo Ford et al. (2001), o principal responsável por controlar a disponibilidade dos metais pesados.

Pode-se assumir que todos os fatores que afetam direta ou indiretamente essas propriedades e características dos solos estão conseqüentemente envolvidos na disponibilidade de metais pesados para o meio. Dessa forma, as propriedades e características dos solos definem o potencial de contaminação dos metais pesados, pois a concentração total dos elementos deve ser avaliada em conjunto com sua disponibilidade efetiva para determinada situação.

## **ACIDEZ ATIVA DO SOLO (pH)**

Os solos podem ser naturalmente ácidos ou não, em decorrência do material de origem e da intensidade de ação dos agentes de intemperismo. Regiões com clima tropical (elevada temperatura e pluviosidade) apresentam tendência de maior acidificação do solo, devido à remoção de cátions de caráter básico do complexo de troca, como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ . Essa remoção ocorre por lixiviação, erosão ou pela absorção das plantas e posterior saída de produtos, e resulta no aumento de formas trocáveis de  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{3+}$ . O íon  $\text{H}^+$  é diretamente responsável pela acidez dos solos (acidez ativa), já o  $\text{Al}^{3+}$ , quando hidrolisado, gera três  $\text{H}^+$  para o meio. A ionização de ácidos carboxílicos, grupos fenólicos e especialmente os álcoois, oriundos da matéria orgânica, também contribui para elevar a acidez dos solos (SOUZA et al., 2007).

A acidez ativa dos solos é avaliada por meio dos valores de pH, que é o símbolo para a grandeza físico-química de potencial hidrogeniônico, que indica acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. O pH é definido por  $\text{pH} = -\log(\text{H}^+) = \log 1/(\text{H}^+)$ . Portanto, quanto menor o pH, maior a acidez do meio e quanto maior o pH, menor a acidez.

Os efeitos da elevação do pH de solos contaminados com metais pesados por

meio da calagem incluem aumento nos processos de precipitação, de adsorção e de complexação pela matéria orgânica do solo, o que reduz a disponibilidade desses elementos (PAPADOPOULOS; ROWELL, 1988).

O pH altera diretamente a capacidade de adsorção/dessorção dos solos. A hidrólise de metais pesados, a valores de pH mais elevados, tende a aumentar sua adsorção, pois estas formas têm maior afinidade com os sítios de troca do que os íons solúveis. Além disso, para Araújo et al. (2002), a redução na acidez diminui a competição com os prótons, aumentando a adsorção específica dos metais pesados.

A elevação do pH promove também a precipitação dos metais pesados (ARAÚJO et al., 2002) na forma de carbonatos, fosfatos, sulfato e hidróxidos. Para Chlopecka e Adriano (1996), a aplicação de calcário em solo contaminado é utilizada para elevar o pH e reduzir a concentração dos metais em formas disponíveis, mediante a precipitação dos mesmos na forma de carbonatos. Para esses autores, a reação de precipitação pode reduzir a disponibilidade de metais pesados no solo e a absorção pelas plantas. Contudo, a precipitação dos metais pesados se dá em valores de pH distintos, como os apresentados por Sposito (1984) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Propriedades de alguns metais pesados

Metal	Raio iônico nm	Valência	pK <sup>1</sup>	pH <sup>2</sup> de precipitação
Cd	0,075	+2	10,1	8,0-9,5
Cr	0,070	+3	-	4,6-5,6
Ni	0,069	+2	9,9	6,7-8,2
Pb	0,119	+2	8,4	-

Adaptado de Sposito (1984). <sup>1</sup>Constante da primeira hidrólise do íon metálico livre; <sup>2</sup>Precipitado como hidróxido.

O efeito do aumento do pH em reduzir a disponibilidade de metais pesados é consistente nos trabalhos realizados sobre o tema. Para Anderson e Christensen (1988), o pH foi a característica do solo que mais afetou a disponibilidade de Cd, Co, Ni e Zn em 38 solos estudados. O efeito do calcário em aumentar o pH do solo e reduzir a disponibilidade de metais foi estudado por Melo et al. (2008), que observaram redução nos teores disponíveis de Cd, Pb, Cu e Zn nos solos estudados, quando se realizou a calagem.

Devido à menor disponibilidade dos metais causada pelo aumento do pH poder reduzir efetivamente a absorção pelas plantas, Jackson e Alloway (1992) relatam que a aplicação de calcário em 18 solos contaminados elevou o pH para 7,0 e reduziu o conteúdo de Cd na cultura da couve e de alface em 43 % e 41 %, respectivamente. Da mesma forma, Accioly et al. (2004) reportam os efeitos do calcário sobre a disponibilidade de Zn e Cd, teores na parte aérea e crescimento das plantas, indicando bom potencial deste corretivo como agente amenizante da toxidez de Zn e Cd, para mudas de *E. camaldulensis* em solos contaminados.

O pH é uma característica dos solos facilmente modificável a partir da adição de corretivos da acidez, sendo o calcário a fonte mais comum e barata. Contudo, o calcário é imóvel no solo, sendo seus efeitos restritos à camada de incorporação. Quando o calcário é aplicado a lanço sobre a superfície do solo, a profundidade de ação efetiva não deve passar de 10 cm. Portanto, a redução na disponibilidade de metais pesados gerada pelo aumento do pH, após aplicação de calcário, fica restrita ao volume de solo onde o calcário foi incorporado. Dessa forma, a aplicação prévia na área parece ser muito mais eficiente do que a aplicação em área já contaminada, pois criaria uma camada responsável por limitar a lixiviação dos contaminantes.

## **MATÉRIA ORGÂNICA**

A fração da matéria orgânica do solo que mais influencia os processos químicos é o húmus. Este é formado por substâncias húmicas (70 %) e não-húmicas (30 %). As substâncias não-húmicas são caracterizadas por grupos de compostos bem definidos, como carboidratos, lignina, lipídios, ácidos orgânicos, polifenóis, ácidos nucléicos, pigmentos e proteínas. Estes compostos são provenientes da ação de micro-organismos sobre a matéria orgânica adicionada ao solo (mineralização). As substâncias húmicas contribuem com cerca de 85 % a 90 % do carbono total dos solos minerais e são constituídas de macromoléculas humificadas amorfas, com coloração variando do amarelo ao castanho, sendo representadas por três frações: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (SILVA; MENDONÇA, 2007). Ainda segundo esses autores, a rota de formação das substâncias húmicas mais aceita atualmente

é a dos polifenóis, em que estes são sintetizados a partir de fontes que não contenham lignina, como a celulose, por exemplo. Os polifenóis são então convertidos em quinonas por meio de ação enzimática. Estas quinonas se polimerizam na presença ou ausência de compostos amínicos, dando origem às macromoléculas húmicas.

Os principais grupamentos funcionais das substâncias húmicas são os grupamentos carboxílicos, alcoólicos, fenólicos e carbonil. As cargas elétricas provenientes das substâncias húmicas são dependentes do pH do solo, uma vez que, com o aumento do pH, ocorre dissociação desses grupamentos funcionais, gerando cargas negativas em sua superfície. Devido à menor constante de dissociação e à maior presença de grupos carboxílicos, os ácidos fúlvicos apresentam maior número de cargas do que as demais frações húmicas.

A importância da matéria orgânica se fundamenta no aumento da adsorção/complexação dos metais pesados. Sob condições extremamente ácidas, o coloide orgânico exibe carga positiva e, dessa forma, pequena capacidade de adsorção. Por outro lado, em condições alcalinas, a capacidade adsorptiva da matéria orgânica excede em muito a capacidade da maioria das argilas silicatadas laminares (SANTOS, 2005). A aplicação em solo contaminado de produtos de reação alcalina e resíduo orgânico, em conjunto, pode promover maior eficiência na redução da disponibilidade de metais pesados, passando-os para formas químicas de menor disponibilidade, como na formação de complexos de esfera interna e precipitação na forma de carbonatos (SANTOS, 2005).

Por outro lado, moléculas orgânicas provenientes do processo de mineralização podem formar quelatos com os metais pesados. Na forma de quelatos, há redução nas reações de adsorção dos metais pesados com a fase mineral e na absorção pelas plantas, podendo ocorrer contaminação da água subterrânea, dada a elevada mobilidade desses compostos (NEAL; SPOSITO, 1986). Para Silva e Mendonça (2007), os ácidos fúlvicos são potencialmente os mais propícios a gerar problemas de contaminação, pois, apesar de apresentarem mais cargas elétricas do que as demais substâncias húmicas, o que tende a reduzir a disponibilidade dos metais pesados por meio da adsorção, os ácidos fúlvicos formam complexos de maior mobilidade.

Não só a matéria orgânica nativa do solo é capaz de reduzir a disponibilidade

de metais pesados. A matéria orgânica adicionada, nas mais diversas formas, será decomposta, gerando cargas e adsorvendo e complexando os metais pesados. As formas de matéria orgânica mais utilizadas em programas de remediação de áreas contaminadas são esterco animal, palhadas, compostos de lixo, torta de mamona, vermicomposto e lodo de esgoto, as quais apresentam características distintas e desvantagens semelhantes, como baixos teores em nutrientes e matéria orgânica humificada, alto custo e, em alguns casos, presença de patógenos e elevados teores de metais tóxicos (SANTOS; RODELLA, 2007).

Diversas fontes de matéria orgânica foram analisadas por Santos e Rodella (2007) como amenizantes do efeito tóxico de metais pesados e os autores observaram que a turfa atuou como amenizante de toxicidade de Zn, Cu, Mn, Pb e B em solo contaminado, reduzindo os efeitos tóxicos e favorecendo o desenvolvimento de mostarda. Isso por que, segundo Shuman (1998), a matéria orgânica atua na formação de complexos com os metais pesados, diminuindo sua disponibilidade e a toxicidade para as plantas.

A matéria orgânica tende a atuar diretamente na adsorção e na complexação dos metais pesados, o que reduz sua disponibilidade, especialmente a curto e médio prazos, porque os processos que envolvem a matéria orgânica do solo são muito dinâmicos, sendo formados por um conjunto muito grande de fatores. Mesmo a partir das frações mais estáveis, com o tempo pode haver remobilização de metais pesados para a solução. Especialmente em solos de regiões tropicais, a manutenção de teores de matéria orgânica, que proporcionam uma efetiva redução na disponibilidade de metais pesados em quantidades apreciáveis, requer elevado e constante aporte de material orgânico. Esse aporte deve ser monitorado, pois a eventual formação de quelatos pode aumentar a lixiviação de metais pesados, ao invés de reduzir por adsorção, como seria esperado.

## **CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA (CTC)**

A caulinita é o principal mineral de argila silicatada (1:1) presente em solos altamente intemperizados de regiões tropicais. Os óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio são também importantes componentes da fração argila dos solos

e ocorrem com o avanço do intemperismo e sob intensa dessilicização. Os óxidos de ferro estão presentes nos solos especialmente na forma de minerais cristalinos, como goethita e hematita. Já o óxido de alumínio, segundo Fontes, Camargo e Sposito (2001), ocorre principalmente na forma de gibbsita, em solos de regiões tropicais.

Os solos podem desenvolver cargas elétricas positivas ou negativas, que podem ser permanentes ou variáveis (dependentes do pH). Devido ao processo denominado “substituição isomórfica”, em que cátions de valências maiores são trocados por cátions de valências menores na superfície dos filossilicatos, há a geração de cargas negativas permanentes na superfície dos coloides, como por exemplo, a substituição do  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$ . Há também a formação de cargas negativas variáveis, oriundas da caulinita, dos óxidos de ferro e de alumínio e da matéria orgânica. As cargas variáveis são dependentes da acidez do solo, ocorrendo geração de cargas positivas quando o pH é baixo (elevada acidez) e de cargas negativas quando o pH é alto (baixa acidez), por meio da protonação ou da dissociação das hidroxilas das superfícies dos coloides e dos grupos químicos, respectivamente. Contudo, na maioria dos solos, inclusive de regiões tropicais, há predominância das cargas negativas (MEURER, 2007; NOVAIS; MELLO, 2007).

A propriedade de adsorção iônica do solo ocorre devido aos minerais de argila e à matéria orgânica, materiais com elevada superfície específica. As partículas coloidais do solo podem adsorver tanto cátions quanto ânions, dependendo do balanço de cargas predominante no meio. As cargas negativas são neutralizadas pelos cátions e as cargas positivas pelos ânions. Os íons adsorvidos às partículas coloidais podem ser deslocados e substituídos, estequiometricamente, por outros íons de mesmo tipo de carga, dando-se uma troca iônica. Na solução do solo que envolve as partículas coloidais, os íons estão se deslocando constantemente. Os íons em movimento representam os elementos em estado trocável ou disponível (NOVAIS; MELLO, 2007).

Como na maioria dos solos o balanço de cargas é negativo, ou seja, há predomínio de cargas negativas, ocorre predominância de troca de cátions. Denomina-se Capacidade de Troca Catiônica (CTC) o conjunto de sítios de ligação passíveis de adsorver cátions de forma trocável. A CTC é uma das mais importantes propriedades dos solos, e sua magnitude varia de acordo

com o pH do meio. Quanto mais elevado o pH, maior o número de cargas negativas do solo e maior a magnitude da CTC e vice-versa. Isso se dá devido ao elevado número de cargas dependentes de pH que existem, especialmente, nos solos de regiões tropicais. A CTC se caracteriza por apresentar fenômeno de troca reversível, estequiométrico e rápido (NOVAIS; MELLO, 2007).

A natureza dos cátions trocáveis afeta a preferencialidade de troca no solo, de acordo com a densidade de carga dos cátions, isto é,  $Z/r$ , onde  $Z$  é a carga do cátion e  $r$  é o raio hidratado. Os cátions que apresentam maior densidade de carga são mais retidos nas cargas negativas do solo. A sequência de preferencialidade de troca de cátions, para uma mesma concentração, é conhecida como série liotrópica (RUSSEL; RUSSEL, 1973). Em trabalho realizado por Soares (2004), foi observada a seguinte ordem de adsorção:  $Pb > Cu > Cd > Zn > Ni > Cr > Co$ . Além da densidade de cargas, a concentração do cátion na solução do solo é determinante para a preferencialidade de troca. Quanto maior a concentração de determinado cátion na solução do solo, maior a sua preferencialidade de troca, independentemente da densidade de carga.

Os cátions se movimentam e são absorvidos diretamente da solução do solo. Na fase sólida (partículas coloidais) está a reserva de cátions que podem ser transferidos, com determinada magnitude de reposição, para a solução do solo. Essa resumida descrição da dinâmica dos cátions contém a descrição dos fatores Intensidade (I), Quantidade (Q) e Capacidade Tampão do solo (FC).

Fator Intensidade (I): é a concentração ou, mais precisamente, a atividade do íon na solução do solo.

Fator Quantidade (Q): é a reserva do íon disponível na fase sólida do solo, mas em equilíbrio com a solução do solo.

Fator Capacidade ou Poder Tampão (FC): é a relação entre os fatores quantidade e intensidade ( $Q/I$ ), a qual expressa a capacidade e a intensidade de reposição de determinado elemento da fase sólida para a solução do solo.

A magnitude de Q de um metal pesado é definida pela CTC do solo, ou seja, quanto maior a CTC de um solo, maior a sua reserva retida na fase sólida, mas em equilíbrio com a solução. O FC é a magnitude de reposição dos íons da fase sólida para a solução do solo. Solos argilosos (mais cargas negativas e maior CTC) apresentam maior FC do que solos arenosos (menos

cargas negativas e menor CTC) e conseqüentemente perdem menos cátions por lixiviação. Entretanto, cada íon apresenta uma energia de ligação, que também influencia o FC, aumentando ou diminuindo a disponibilidade dos cátions, proporcionalmente a esta energia, uma vez que os cátions podem ser adsorvidos via ligações eletrostáticas (baixa energia de ligação) ou covalentes (adsorção específica – alta energia de ligação) (NOVAIS; MELLO, 2007).

A adsorção não específica se dá por ação de forças eletrostáticas, que promovem a atração e ligação de cátions presentes na solução do solo com a superfície de coloides carregada negativamente. Para Ford et al. (2001), as ligações eletrostáticas ocorrem quando um cátion entra no campo de influência da carga líquida de sinal contrário dos coloides, promovendo atração e ligação de baixa energia.

A adsorção específica ocorre devido à grande afinidade existente entre o sítio de ligação e o metal em solução. É uma ligação predominantemente covalente, de elevada energia, onde os cátions se ligam aos grupos  $\text{OH}^-$  e  $\text{OH}_2^+$  dos coloides do solo, provavelmente por troca do  $\text{H}^+$  superficial pelos metais. Este mecanismo é semelhante à adsorção específica de fosfato, em que este é, segundo Novais e Smyth (1999), trocado diretamente por  $\text{OH}^-$  e  $\text{OH}_2^+$  da superfície dos ligantes.

A adsorção de metais pesados na fase sólida do solo é controlada por diversos mecanismos, que atuam com distintos níveis energéticos. Portanto, a disponibilidade dos metais pesados irá depender do tipo de adsorção, mais especificamente da energia com que o metal é adsorvido (GARCÍA-SÁNCHEZ; ALASTUEY; QUEROL, 1999). Em trabalho realizado com solos sob cerrado em Goiás, Oliveira et al. (2010) relatam que os metais pesados foram retidos com diferentes energias e que o solo arenoso (Neossolo Quartzarênico – menor FC) foi o que apresentou menor retenção de metais em comparação aos demais solos estudados, sendo, portanto, mais vulnerável à contaminação de águas subterrâneas.

A CTC e a Capacidade Tampão do solo (FC) influenciam diretamente a disponibilidade de metais pesados, pois podem reduzir suas perdas por lixiviação. Contudo, só reduzem a absorção pelas plantas se a energia de ligação do metal pesado for elevada. O ponto positivo é que, segundo Soares (2004), a adsorção específica (elevada energia) é comum entre os metais

pesados, o que se deve ao pequeno raio iônico e à quantidade de cargas no núcleo, especialmente para cobalto e cádmio.

O efeito da CTC do solo em reduzir a disponibilidade de metais pesados é bem definido na literatura. Crooke (1981) e Pombo et al. (1989) relatam que a elevação do pH dos solos estudados incrementou a capacidade de adsorção de Ni, devido ao aumento da CTC em consequência da formação de cargas negativas dependentes de pH. Em trabalho realizado por Soares (2004), o pH e a CTC foram os fatores que mais influenciaram a disponibilidade de metais pesados, tendo o primeiro efeito direto e proporcional sobre o segundo.

Quando o solo apresenta predomínio de cargas positivas, a adsorção do ânion fosfato aumenta a carga líquida negativa, elevando a adsorção de metais pesados (GUILHERME; ANDERSON, 1998). Gonzalez; Sertain e Miller (1992) verificaram redução na disponibilidade de Cd na presença de argila rica em fosfato, em solos que receberam aplicação de lodo de esgoto. Trabalhando com cinzas com elevada concentração de metais pesados, provenientes de resíduos urbanos, Crannell et al. (2000) verificaram, após tratamento do resíduo com fosfato, redução da fração de metal disponível para lixiviação em cerca de 14 % para Cd e 99 % para Pb.

Pierângeli et al. (2004) observaram que a sequência de preferencialidade de adsorção de metais não foi alterada pela aplicação de fosfato, permanecendo da seguinte forma:  $Pb \geq Cu \gg Cd$ . Os mesmos autores relatam que o pré-tratamento dos solos com P proporcionou aumento na adsorção de Cd, Cu e Pb, sendo o incremento muito maior nos solos que apresentavam maior quantidade de cargas positivas.

Paim et al. (2006) testaram, além do fósforo, o silício como redutor da disponibilidade de metais pesados e relataram que doses crescentes de silício e fósforo reduziram os teores de Cd, Pb, Cu e Zn em solo contaminado. Esse resultado foi consequência da elevação do pH do solo pelo silicato, o que aumentou a CTC, e pela formação de compostos de menor solubilidade tanto com fosfato quanto com silicato.

A partir desses trabalhos e do conhecimento teórico sobre os fatores envolvidos, verifica-se que a disponibilidade de metais pesados é menor quando há aumento da CTC, seja por incremento da matéria orgânica, seja por efeito da

calagem, seja por ação de elementos que aumentem a carga líquida negativa formem compostos mais estáveis, como no caso do silício e do fósforo.

## POTENCIAL REDOX DOS SOLOS

Solos posicionados em cotas mais baixas da paisagem estão sujeitos à saturação por água ou alagamentos periódicos, principalmente os chamados solos de várzea. Essa condição altera o equilíbrio dos elementos e dos compostos do solo, desencadeando uma série de mudanças, que fazem com que o comportamento desses solos seja bastante diferente do observado em ambientes bem drenados. As condições de redução do solo alteram a disponibilidade de diversos elementos e são resultantes da atividade de microorganismos anaeróbios. Estes utilizam os compostos oxidados do solo como receptores de elétrons no seu metabolismo (MEURER, 2007).

As principais alterações eletroquímicas que ocorrem após a inundação são a diminuição do potencial redox, aumento do pH em solos ácidos e decréscimo em solos alcalinos, aumento da condutividade elétrica e de reações de troca iônica. Entre as alterações observadas, as mais pronunciadas são no sistema oxi-redutor, no qual o potencial de oxi-redução (Eh) apresenta-se como o indicador mais importante do estado de oxidação ou redução destes solos, refletindo a posição de equilíbrio dinâmico (*steady state*) existente entre os vários sistemas redox (oxigênio, ferro, manganês, nitrogênio, enxofre e carbono) e determinando a direção das reações destes sistemas quando fora do equilíbrio (CAMARGO; SANTOS; ZONTA, 1999).

O Eh constitui uma medida de intensidade, expressando essencialmente a disponibilidade, em vez da quantidade de elétrons envolvidos nos sistemas redox. O Eh representa o parâmetro físico-químico mais importante na caracterização do grau de oxidação ou redução de um solo submerso (OLIVEIRA; VELLOSO; LEAL, 1993).

Em ambiente de baixo potencial redox (baixo Pe e alta concentração de elétrons no meio) os metais pesados podem estar sujeitos à redução, enquanto em ambiente de alto potencial redox (alto Pe e baixa concentração de elétrons no meio) podem estar sujeitos à oxidação. A oxi-redução também pode estar

relacionada à liberação de metais pesados nos sistemas aquáticos. Por meio da erosão, o material particulado contendo metais pesados adsorvidos aos óxidos de Fe e Mn pode ser transportado para as águas superficiais e então, próximo à interface água-sedimento, pode ocorrer uma zona anóxica, de depleção de  $O_2$ , onde reações de redução e dissolução de óxido de Fe (III) e Mn (IV) do sedimento podem liberar metais catiônicos que se encontravam adsorvidos a eles (GUILHERME et al., 2005).

Para Oliveira e Marins (2011), várias propriedades afetam a forma de retenção dos metais em solos, sendo o pH e o potencial redox (Eh) as mais importantes. Mudanças no potencial redox (Eh) podem causar dissolução dos óxidos, desprendendo os metais previamente adsorvidos. Nesse mesmo sentido, Camargo (1992) relata que, em decorrência dessas condições, constatou-se o aumento do conteúdo de eletrólitos na solução do solo, conduzindo à liberação de cátions presentes nos sítios de troca da matriz coloidal.

Em solos onde os metais pesados estejam estabilizados, seja via adsorção, seja via complexação, processos de redução podem desestruturar as ligações, liberando os metais novamente para a solução do solo. Além disso, a redução dos metais pode aumentar sua absorção pelas raízes das plantas, incrementando ainda mais a absorção, o que causaria efeitos fitotóxicos.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os metais pesados estão presentes nos solos, em condições naturais, mas a ação antrópica pode promover concentração localizada tornando-os, em alguns casos, contaminantes altamente prejudiciais ao meio ambiente. Sua disponibilidade é influenciada por propriedades e características químicas do solo, que propiciam a ação de um conjunto de reações simultâneas, como adsorção, dessorção, precipitação, solubilização e oxi-redução.

Os principais agentes que controlam a disponibilidade de metais no solo são o pH, o teor de matéria orgânica e a capacidade de adsorção de cátions (CTC). Esses fatores estão intimamente interligados, sendo seus efeitos considerados em conjunto, mesmo quando descritos separadamente. A elevação do pH dos solos aumenta a adsorção e a precipitação dos metais pesados devido

ao aumento da carga líquida negativa dos grupamentos orgânicos e da CTC. O aumento dos teores de matéria orgânica pode incrementar a adsorção e formação de complexos, mas estes são processos altamente dependentes do pH.

A CTC de solos de regiões tropicais é formada, em sua maioria, por cargas dependentes de pH. Nesse caso, se o pH for baixo, pode haver repulsão de metais pesados das superfícies coloidais, aumentando a probabilidade de contaminação ambiental. Por outro lado, a disponibilidade de metais pesados é menor quando há aumento da CTC, seja por incremento da matéria orgânica, por elevação do pH ou por ação de elementos que aumentem a carga líquida negativa e/ou formem compostos mais estáveis, como no caso do silício e do fósforo.

O incremento na concentração de metais pesados nos solos é muitas vezes inevitável. Contudo, conhecendo as propriedades e características dos solos que influenciam sua disponibilidade pode-se propor estratégias que reduzam os impactos ao meio ambiente, visando a sustentabilidade das atividades necessárias ao desenvolvimento humano no planeta.

## REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A. et al. Amenização do calcário na toxidez de zinco e cádmio para mudas de *Eucalyptus camaldulensis* cultivadas em solo contaminado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 28, p. 775-783, 2004.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2 ed. London: Blackie Academic, 1995. 368 p.
- ANDERSON, P. R.; CRISTENSEN, T. H. Distribution coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils. **Journal of Soil Science**, n. 39, p. 15-21, 1988.
- ARAÚJO, W. S. et al. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 26, p. 17-27, 2002.
- CAMARGO, F. A. O. **Caracterização da ação fitotóxica de ácidos orgânicos voláteis sobre a cultura do arroz - Itaguaí RS**. 1992. 126 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1992.
- CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. A. ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, n. 29, p. 171-180, 1999.

- CAVALLARO, N.; McBRIDE, M. B. Activities of Cu and Cd in soil solution as effected by pH. **Soil Science Society of America Journal**, n. 44, p. 729-732, 1980.
- CHLOPECKA, A.; ADRIANO, D. C. Mimicked in-situ stabilization of metals in cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. **Environment Science Technology**, n. 30, p. 3294-3303, 1996.
- CRANNELL, S. B. et al. Heavy metal stabilization in municipal solid waste combustion bottom ash using soluble phosphate. **Waste Management**, n. 20, p. 135-148, 2000.
- CROOKE, W. M. Nickel uptake from a serpentine soil. **Soil Science**, n. 81, p. 269-273, 1981.
- FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, n. 58, p. 627-646, 2001.
- FORD, R. G.; ACHEINOST, A. C.; SPARKS, D. L. Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. **Advances in Agronomy**, n. 74, p. 41-62, 2001.
- GARCÍA-SÁNCHEZ, A.; ALASTUEY, A.; QUEROL, X. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. **The Science of the Total Environment**, n. 242, p. 179-188, 1999.
- GONZALEZ, R. X.; SERTAIN, J. B.; MILLER, W. L. Cadmium availability and extractability from sewage sludge as affected by waste phosphatic clay. **Journal Environmental Quality**, n. 21, p. 272-275, 1992.
- GUILHERME, L. R. G.; ANDERSON, S. J. Copper sorption kinetics and sorption hysteresis in two oxide-rich soils (Oxisols): Effect of phosphate pretreatment. In: JENNE, E. A. (Ed.) **Adsorption of metals by geomedias: variables, mechanisms, and model applications**. San Diego: Academic Press, 1998. p. 209-228.
- GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-Traço em solos e sistemas aquáticos. In: ALVES, A. G. C.; MARQUES, J. G. W. **Tópicos em Ciência do Solo**, 2005.
- JACKSON, A. P.; ALLOWAY, B. J. Transfer of cadmium from soils to the human food chain. In: ADRIANO, D. C. **Biogeochemistry of Trace Metals**, Boca Raton: Lewis Publisher, p. 109-158, 1992.
- MELO, É. E. C. et al. Disponibilidade e fracionamento de Cd, Pb, Cu e Zn em função do pH e tempo de incubação com o solo. **Ciência e Agrotecnologia**, n. 32, p. 776-784, 2008.
- MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, p. 66-90, 2007.
- NEAL, R. H.; SPOSITO, G. Effects of soluble organic matter and sewage sludge amendments on cadmium sorption by soils at low cadmium concentrations. **Soil Science**, n. 142, p. 164-172, 1986.
- NOVAIS, R. F.; MELLO, J. W. V. Relação solo planta. In: NOVAIS, R. F. et al.

(Eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, p. 133-204, 2007.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa-MG: UFV/DPS, 1999. 399 p.

OLIVEIRA, C., VELLOSO, A. C. X., LEAL, J. R. Processos redox em glei húmico do Estado do Rio de Janeiro: I. Variações eletroquímicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 17, p. 17-22, 1993.

OLIVEIRA, L. F. C. et al. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 14, p. 776-782, 2010.

OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de Metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: revisão. **Revista Virtual de Química**, n. 3, p. 88-102, 2011.

PAIM, L. A. et al. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, n. 29, p. 28-33, 2006.

PAPADOPOULOS, P.; ROWELL, D. L. The reactions of cádmium with calcium carbonate surfaces. **Journal of Soil Science**, n. 39, p. 23-36, 1988.

PIERÂNGELI, M. A. P. et al. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de dois Latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 28, p. 377-384, 2004.

POMBO, L. et al. Adsorção de níquel por dois solos: Terra Bruna Estruturada similar e Podzólico Vermelho-Amararelo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n. 24, p. 593-598, 1989.

RUSSEL, E. W.; RUSSEL, E. J. **Soil conditions and plant growth**. 10 ed. London: Longman, 1973. 849 p.

SANTOS, F. S. **Remediação da contaminação com metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos da produção de zinco**. 2005. 85 f. Tese (Doutorado em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2005.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 31, p. 793-804, 2007.

SHUMAN, L. M. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. *Comm. Soil Science and Plant Analysis*, n. 29, p. 2939-2952, 1998.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, p. 275-274, 2007.

SOARES, M. R. **Coeficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. 2004. 202 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004. 202 p.

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F. et al. (Eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, p. 205-274, 2007.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1984. 277 p.

## Capítulo 4

# ANÁLISE E MONITORAMENTO DE METAIS PESADOS NO SOLO

Ana Carolina Callegario Pereira  
Erica Souto Abreu Lima  
André Marques dos Santos  
Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho

## INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural fundamental e muito complexo e um dos componentes de grande importância no ecossistema, pois é a base para a sustentação dos seres humanos, além de ser um suporte ao desenvolvimento de alimentos de origem vegetal e animal, servindo ainda como uma barreira natural à contaminação de águas subterrâneas. Portanto, este componente merece atenção em relação a possíveis problemas de contaminação.

Os metais pesados são considerados uma grande fonte de contaminação nos solos, pois são elementos estáveis no ambiente, não podendo ser degradados (BORGES, 2007). A expressão “metal pesado” aplica-se a elementos que têm peso específico maior que  $5 \text{ g cm}^{-3}$  ou que possuem um número atômico maior que 20. A expressão inclui metais, semimetals e mesmo não metais, como o selênio (Se). Trata-se, portanto, de um conjunto muito heterogêneo de elementos.

Os termos “elementos-traço” ou “metais-traço” podem ser utilizados como sinônimos de “metais pesados”. No entanto, essa terminologia também não é adequada, visto que o qualitativo “traço” na química analítica quantitativa é reservado para designar concentrações ou teores de qualquer elemento que não podem ser quantificados por apresentar concentração muito baixa. De fato, imprópria ou não, a expressão “metal pesado” parece ter sido a mais usada para designar metais classificados como poluentes do ar, água, solo, alimentos e forragens. Na lista de metais pesados aparecem com maior frequência os seguintes elementos: Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio

(Mo), Zinco (Zn), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Vanádio (V), Alumínio (Al), Prata (Ag), Cádmió (Cd), Cromo (Cr), Mercúrio (Hg) e Chumbo (Pb) (MALAVOLTA, 1994).

O solo é um compartimento natural constituído por componentes minerais e orgânicos, possuindo propriedades físicas, químicas e biológicas. A composição dos solos é extremamente diversa e governada por muitos fatores, sendo os mais importantes as condições climáticas e o material de origem. Segundo Singh e Steinnes (1994), os metais presentes nos solos são derivados tanto do intemperismo, que age sobre o material de origem, como de fontes externas naturais (erupção vulcânica) ou antrópicas (indústrias, agricultura). Portanto, pode ter origem ligada ao material de origem ou a atividades naturais e antrópicas.

Como consequência do desenvolvimento tecnológico e do crescimento demográfico, intensificaram-se, nas últimas décadas, as atividades industriais e agrícolas, bem como o extrativismo mineral e a urbanização, os quais causaram considerável aumento nos níveis de contaminantes no ambiente, especialmente no solo (ACCIOLLO; SIQUEIRA, 2000). Mesmo em áreas remotas da Antártida, LU et al. (2012) observaram aumento nos teores dos metais Cd, Hg e Pb e atribuíram essa ocorrência às atividades antrópicas, visto que esses teores foram detectados especialmente próximos às estações permanentes de pesquisa.

Grande número de substâncias potencialmente perigosas pode estar presente no solo, embora geralmente as concentrações sejam baixas. Essas substâncias frequentemente acumulam-se perto do ponto em que foram processadas, estocadas ou utilizadas, o que é um dado importante na condução dos estudos efetivos do histórico do local. As concentrações determinadas nesses locais são comparadas aos valores orientadores para definição da condição de qualidade do solo (CETESB, 2005).

Valores orientadores são valores pré-estabelecidos que permitem determinar a ausência de contaminação ou conhecer o nível desta contaminação em um solo. Em todo o mundo utilizam-se várias terminologias para designar esses valores, estabelecendo-se geralmente faixas de valores indicativos das diferentes condições do metal nos solos (BIONDI, 2010).

Poucos estudos foram concluídos, e na ausência desses valores orientadores ainda são utilizados valores genéricos internacionais ou desenvolvidos para outros Estados. Entretanto, deve-se ressaltar que é inadequada a extrapolação de tais valores para países e áreas diferentes do local de obtenção dos dados. Isto porque eles dependem da composição do material de origem, dos processos pedogenéticos e do grau de desenvolvimento dos solos, características essas específicas para cada ambiente.

Assim, a definição desses valores constitui um passo importante, aumentando a confiabilidade das decisões envolvendo as questões ambientais, possibilitando aos órgãos responsáveis estabelecer critérios de uso e manejo voltados para a proteção dos recursos naturais, prevenindo alterações prejudiciais que possam resultar em perda de sua funcionalidade.

## **VALORES ORIENTADORES INTERNACIONAIS**

O desenvolvimento de pesquisas nas áreas de ciência do solo e poluição ambiental possibilitou à comunidade científica internacional o reconhecimento do importante papel do solo no ambiente. Diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas objetivando conhecer a dinâmica dos contaminantes no sistema solo como chave para o sucesso no monitoramento e na mitigação de impactos ambientais (BIONDI, 2010).

A utilização de listas com valores orientadores tem sido prática usual em países que desenvolveram uma eficiente política ambiental para proteção dos recursos naturais. Embora esforços consideráveis tenham sido despendidos no desenvolvimento de uma política ambiental para a proteção do solo e da água subterrânea, nos países em desenvolvimento, a utilização dessas listas ainda encontra-se bastante incipientes.

Os Estados Unidos e a Holanda, nos anos de 1989 e 1990 respectivamente, foram os primeiros países a definir critérios para a determinação do nível de contaminação dos solos baseando-se na análise de risco (VÁZQUEZ; ANTA, 2009).

A Holanda, em 1983, formulou uma lista como guia de avaliação e remediação de

locais contaminados. Esta lista de valores é conhecida como “Lista Holandesa” ou “Lista ABC” (CETESB, 2001). Em 1994, o Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM), em atendimento à Lei de Proteção de Solo, publicou uma proposta de novos valores de orientação com base em conhecimentos científicos, como a modelagem de avaliação de risco e a variação da porcentagem de matéria orgânica e argila no solo (VROM, 1994). Estes novos valores foram denominados STI (“Streefwaarde” - referência, “Toetsingswaarde” - alerta e “Interventiewaarde” - intervenção). Atualmente, apresenta uma metodologia revisada e consolidada, sendo a última atualização realizada em 2009 (VROM, 2009). Na Tabela 1, são apresentados os valores S, T e I de alguns elementos para um solo contendo 10 % de matéria orgânica e 25 % de argila.

**Tabela 1.** Valores orientadores de alguns elementos para solo na Holanda, considerando-se um teor de argila de 25,0 % e de matéria orgânica de 10,0 %

Parâmetro	S	T <sup>1</sup>	I <sup>2</sup>
	(mg kg <sup>-1</sup> )		
Cádmio	0,8	6,9	13
Cobre	36	113	190
Chumbo	85	308	530
Mercúrio	0,3	18	36
Níquel	35	68	100

<sup>1</sup> Valor médio do S e I.

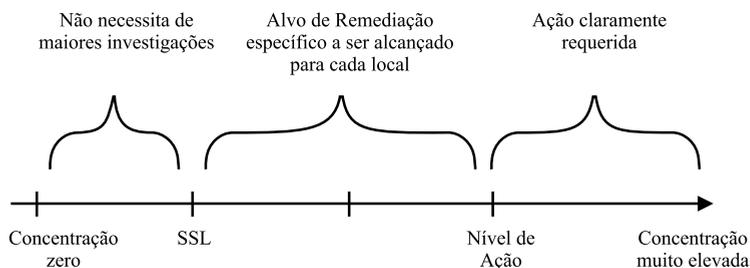
<sup>2</sup> Os valores de Intervenção (I) constam da circular “Soil Remediation Circular”, VROM, 2009.

Nos Estados Unidos, em 1991, a agência de proteção ambiental americana organizou um estudo técnico com o objetivo de identificar alternativas para acelerar o processo de remediação nos locais selecionados como prioritários de acordo com a “National Priorities List” e com o “Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act” (Cercla), mais conhecido como programa “Superfund”.

Uma das propostas específicas desse estudo foi “avaliar meios de desenvolver padrões e valores guia para solos contaminados” (USEPA, 1996a). Assim, a EPA desenvolveu um procedimento de avaliação da contaminação em solos (“Soil Screening framework”), que representa a primeira de uma série de ferramentas utilizadas como orientadora na avaliação e remediação padronizada de solos. Em 1993, foram desenvolvidos valores limite para uma série de poluentes do

solo, chamados “Soil Screening Levels (SSLs)” (Figura 1), que atualmente estão reunidos e disponibilizados em uma série de documentos intitulados “Soil Screening Guidance”.

**Figura 1.** Espectro de contaminação do solo, associado ao gerenciamento ambiental correspondente.



**Fonte:** USEPA, 1996 apresentado por CETESB, 2001.

Inicialmente, as avaliações da contaminação de solo eram classificadas com base na abordagem holandesa ou norte-americana. Embora aparentemente divergentes, estas abordagens foram utilizadas de forma conjunta na construção da legislação de outros países, ocorrendo, numa primeira etapa, pela utilização de listas pré-definidas e, em etapas posteriores, aplicando-se a avaliação de risco específica, principalmente em áreas com maior extensão, com processo de mitigação mais caro, devido ao elevado custo da análise de risco, que inviabiliza sua aplicação a casos de menor complexidade (VISSER, 1994).

Na Alemanha, com a ausência de uma legislação federal sobre o assunto, cada Estado ou Município possuía sua própria lista de valores genéricos com seus próprios critérios. Posteriormente, a Legislação Federal Alemã de Proteção do Solo, entre outras exigências, estabeleceu três tipos de valores orientadores genéricos para solos de modo a evitar alterações prejudiciais a este meio:

- a) Valor gatilho (trigger) - que quando excedido, requer uma investigação caso a caso, considerando os usos do solo mais relevantes, identificando se existe perigo ou contaminação no local;
- b) Valor de ação (action) - o qual, se excedido, significa normalmente um sinal de que existe perigo ou contaminação, considerando os usos do solo mais relevantes, e medidas de controle são requeridas;
- c) Valor de precaução (precautionary) - que quando excedido, indica que há

uma preocupação quanto a uma alteração da qualidade do solo, considerando-se também fatores geogênicos (CETESB, 2001).

Nas últimas décadas, vários países, como China (CHEN et al., 1991), Inglaterra (McGRATH; ZHAO, 2006), Suécia, Reino Unido, Itália, Espanha e dentre outros países europeus (EUROPA, 2001), buscaram estabelecer os teores naturais de metais pesados em solos. Trabalhos desse tipo também têm sido desenvolvidos em escala local ou regional, como na Carolina do Sul (GOUGH et al., 1994), Washington (AMES; PRYCH, 1995), Califórnia (BRADFORD et al., 1996), Flórida (CHEN; HARRIS, 1999), Grand Duke, Luxemburgo (HORCKMANS et al., 2005) e Himalaia (SHAH et al., 2012).

## **VALORES ORIENTADORES NACIONAIS**

O Brasil figurou como líder na elaboração das primeiras normas ambientais dentre os países do Mercosul nas décadas de 60 e 70 do século passado, criando regras para temas específicos, tais como flora e fauna, poluição atmosférica e recursos hídricos (VIANA, 2004).

A utilização mais ativa de instrumentos de política ambiental pelo Estado brasileiro começou a ocorrer somente na década de 70, devido ao forte impacto político da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, realizada em junho de 1972, em Estocolmo, na Suécia (GRANZIERA, 2009). O processo de difusão da consciência ecológica tornou-se mais acentuado na década de 80, propagando-se em vários setores da sociedade, ocasionando com isso crescimento considerável de organizações e associações que trabalhavam com problemas vinculados diretamente ao meio ambiente (GRANZIERA, 2009).

Em 30 de outubro de 1973, foi dado o primeiro passo a favor do meio ambiente, através da publicação do Decreto nº 73.030 que criava a Secretaria Especial de Meio Ambiente (Sema), cujas atribuições eram (BASSO, 1997):

a) examinar as implicações do desenvolvimento nacional e do progresso tecnológico sobre o ambiente;

b) assessorar órgãos e entidades incumbidos da conservação do meio ambiente;

c) elaborar normas e padrões de preservação ambiental e velar pelo cumprimento dessas diretrizes.

É importante destacar que o modelo da política ambiental brasileira, elaborada a partir da Conferência de Estocolmo, fundamentou-se basicamente no controle da poluição e na criação de unidades de conservação da natureza, enquanto problemas como o crescimento populacional e o saneamento básico não foram contemplados nas ações do governo.

Em 1981, foram criados o Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) e seu órgão consultivo e deliberativo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), sendo de sua competência estabelecer normas e padrões nacionais de controle da poluição ambiental (SCHMIDT; ZANOTELLI, 2004).

Para atender plenamente aos requisitos impostos pela legislação vigente, os organismos de monitoramento ambiental necessitam de indicadores capazes de servir como referência para a avaliação continuada dos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas. No que tange aos poluentes dos solos, tais indicadores são de grande importância, já que os solos exercem influência direta e indireta nos rios, lagos, ambientes costeiros, flora e fauna e saúde pública.

As agências de proteção ambiental propõem o estabelecimento de valores orientadores que permitam identificar áreas poluídas ou contaminadas e, concomitantemente, avaliar o potencial de risco ao meio ambiente e à saúde humana (SOARES, 2004). Para as substâncias inorgânicas de interesse ambiental (metais pesados), que ocorrem naturalmente no solo, os valores de referência de qualidade podem ser estabelecidos em função das suas concentrações naturais, levando-se em consideração a variação das propriedades do solo.

Consideram-se substâncias naturalmente ausentes no solo aquelas geradas ou isoladas antropogenicamente em processos industriais. A maior parte dos problemas ambientais causados por estes compostos é originada pela deposição inadequada no solo de resíduos industriais e domésticos e por

práticas agrícolas indiscriminadas. Uma vez que, analiticamente, o valor de concentração detectável é limitado pelo Limite de Quantificação Praticável, o valor de referência de qualidade pode, a exemplo do que é praticado em outros países, ser estabelecido como o limite de detecção dos métodos analíticos que representem a melhor tecnologia analítica disponível em procedimentos analíticos padronizados.

A determinação dos valores de referência de qualidade do solo, além de ser fundamental aos órgãos ambientais e à sociedade em geral, é uma exigência da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

O Conama, em sua Resolução 420/2009, determinou prazo de quatro anos para os estados brasileiros definirem seus valores de referência da qualidade de solos. Na ocorrência comprovada de concentrações naturais de substâncias químicas que possam causar risco à saúde humana, os órgãos competentes deverão desenvolver ações específicas para a proteção da população exposta (CONAMA, 2009).

Esta resolução reúne os valores de prevenção e intervenção da legislação da Cetesb, modificando o termo intervenção por investigação, uma vez que esses valores não dependem tanto do meio físico e estão mais relacionados às estatísticas da população e a aspectos que interferem no risco à saúde humana.

Na Tabela 2 são apresentados os valores orientadores de substâncias inorgânicas para solos e águas subterrâneas, de acordo com o Conama (2009).

**Tabela 2.** Valores orientadores para solos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e águas subterrâneas ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )  
(Continua)

Substâncias Inorgânicas	Referência de Qualidade	Prevenção	Investigação			Água Subterrânea
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Alumínio	E	-	-	-	-	3.500**
Antimônio	E	2	5	10	25	5*
Arsênio	E	15	35	55	150	10*
Bário	E	150	300	500	750	700*
Boro	E	-	-	-	-	500

**Tabela 2.** Valores orientadores para solos (mg kg<sup>-1</sup>) e águas subterrâneas (µg L<sup>-1</sup>) (Conclusão)

Substâncias Inorgânicas	Referência de Qualidade	Prevenção	Investigação			Água Subterrânea
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Chumbo	E	72	180	300	900	10*
Cobalto	E	25	35	65	90	70
Cobre	E	60	200	400	600	2.000*
Cromo	E	75	150	300	400	50*
Ferro	E	-	-	-	-	2.450**
Manganês	E	-	-	-	-	400**
Mercurio	E	0,5	12	36	70	1*
Molibdênio	E	30	50	100	120	70
Níquel	E	30	70	100	130	20
Nitrato	E	-	-	-	-	10.000*
Prata	E	2	25	50	100	50
Selênio	E	5	-	-	-	10*
Vanádio	E	-	-	-	1000	-
Zinco	E	300	450	1000	2000	1.050**

E - a ser definido pelo Estado.

\* Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde. \*\* Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução.

Segundo o Art. 12 e o Art.19 da Resolução Conama 420/2009 (CONAMA, 2009), após a etapa de diagnóstico, a área deverá ser classificada de acordo com as concentrações das substâncias químicas e deverão ser observados os seguintes procedimentos de prevenção e controle da qualidade do solo, como descrito a seguir:

a) **Classe 1** - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ. Não requer ação.

b) **Classe 2** - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o VRQ e menor ou igual ao VP. Poderá requerer uma avaliação do órgão ambiental, incluindo a verificação da possibilidade de ocorrência natural da substância ou da existência de fontes de poluição, com indicativos de ações preventivas de controle, quando couber, não envolvendo necessariamente investigação.

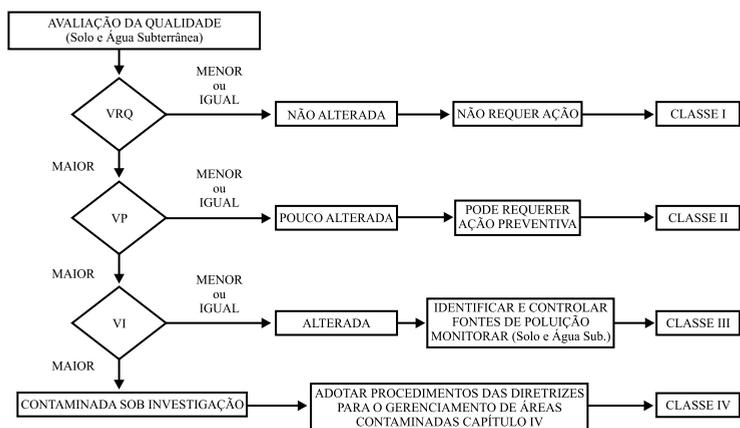
c) **Classe 3** - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VP e menor ou igual ao VI. Requer identificação da fonte potencial de contaminação, avaliação da ocorrência

natural da substância, controle das fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea.

d) **Classe 4** - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI. Requer as ações estabelecidas no Capítulo IV, ou seja, diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Na Figura 2 é apresentado o fluxograma com a sequência para classificação de áreas segundo Conama (2009), modificado por Magalhães (2011).

**Figura 2.** Fluxograma simplificado com a sequência para classificação de áreas.



**Fonte:** Resolução CONAMA 420/2009, modificada por MAGALHÃES, 2011.

O conhecimento dos teores naturais de metais pesados presente no solo constitui a primeira etapa para o estabelecimento dos Valores de Referência de Qualidade do solo.

O Estado de São Paulo foi o pioneiro na construção de valores orientadores no Brasil, possuindo uma resolução própria editada pela Companhia Ambiental do Estado (Cetesb). Em 2001, a companhia publicou um relatório que contemplava uma lista de valores orientadores baseados na metodologia holandesa. Neste relatório, foram apresentadas as metodologias utilizadas e as listas de Valores de Referência de Qualidade, Prevenção e Intervenção de 34 substâncias (CETESB, 2001). Em 2005, esta lista foi reformulada, sendo publicada no Diário Oficial do Estado a Decisão de Diretoria 195/2005/E, que apresentava nova lista contendo 80 substâncias Cetesb (2005). Desde sua publicação, esses valores são utilizados no gerenciamento de áreas contaminadas.

Inicialmente, havia uma tendência de se recomendar a adoção, em nível nacional, dos valores orientadores obtidos para São Paulo, devido à grande dificuldade, principalmente econômica, dos demais estados determinarem seus próprios VRQs. Diante disso, utilizavam-se inadequadamente tais valores, visto que não consideravam a composição do material de origem, dos processos pedogenéticos e do grau de desenvolvimento dos solos, características essas específicas para cada ambiente.

Segundo a Cetesb (2005), os Valores Orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação.

Para a determinação dos Valores de Referência de Qualidade (VRQs) no Estado de São Paulo, foram selecionados os principais tipos de solo do Estado, que correspondem a 13, coletados em áreas de pouca interferência antrópica. Esses valores foram definidos a partir de interpretação estatística dos resultados das análises dos solos e estabelecidos com base no percentil 75 (CETESB, 2001).

Assim, para o Estado de São Paulo, uma área sob investigação será classificada como área contaminada quando houver constatação da presença de contaminantes no solo em concentrações acima dos valores de intervenção (Tabela 3), indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

**Tabela 3.** Valores orientadores<sup>1</sup> de metais pesados em solos (mg kg<sup>-1</sup>)

Elemento	R.Q <sup>2</sup>	Prevenção	Intervenção <sup>3</sup>
Cd	<0,5	1,3	3
Zn	60	300	450
Pb	17	72	180
Mn <sup>4</sup>	-	-	-

<sup>1</sup>- segundo CETESB, 2005; <sup>2</sup>- R.Q – Referência de qualidade; <sup>3</sup>- Cenário Agrícola-APMax; <sup>4</sup>- Não há valores correspondentes ao Mn pela CETESB, 2005.

A determinação dos VRQS em solos de Minas Gerais teve início com a pesquisa de doutorado desenvolvida por Caires (2009), em que foram selecionados cerca de 300 pontos de coleta, obtidos a partir da análise conjunta dos mapas

de solo e da geologia do Estado. Posteriormente, outras 228 amostras coletadas puderam refinar melhor esta estratificação geopedológica dentro das bacias do Rio Doce, Paraíba do Sul, Rio Grande e no Quadrilátero Ferrífero (MELLO; ABRAHÃO, 2013).

O objetivo era obter amostras de modo a abranger toda a variabilidade geoquímica das formações geológicas dentro de uma mesma unidade de mapeamento. Desta forma, foram obtidas cerca de 500 amostras para Minas Gerais (MELLO; ABRAHÃO, 2013). Para a abertura das amostras foi utilizado o método de digestão EPA 3051A (USEPA, 2007).

Na Tabela 4 são apresentados os valores orientadores de algumas substâncias inorgânicas para o Estado de Minas Gerais, de acordo com o Copam (2011).

**Tabela 4.** Valores orientadores de algumas substâncias inorgânicas para solos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e águas subterrâneas ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) do Estado de Minas Gerais, de acordo com o Copam (2011)

Substâncias inorgânicas	Referência de qualidade	Prevenção <sup>1</sup>	Investigação <sup>1</sup>			Água Subterrânea <sup>1</sup>
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Arsênio	8	15	35	55	150	10*
Bário	93	150	300	500	750	700*
Cádmio	<0,4	1,3	3	8	20	5*
Chumbo	19,5	72	180	300	900	10*
Cobalto	6	25	35	65	90	70
Cobre	49	60	200	400	600	2.000*
Cromo	75	75	150	300	400	50*
Mercúrio	0,05	0,5	12	36	70	1*
Níquel	21,5	30	70	100	130	20
Zinco	46,5	300	450	1000	2000	1.050**

<sup>1</sup>Valores de Prevenção, Investigação e Água Subterrânea, adotados pelo COPAM, são os mesmos propostos pelo CONAMA, 2009, havendo alteração apenas nos VRQs.

Apenas os Estados de São Paulo (CETESB, 2005) e Minas Gerais (COPAM, 2011) têm seus Valores de Referência de Qualidade estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes. Entretanto, outros Estados, como Pernambuco, Mato Grosso, Rondônia, Santa Catarina e Rio Grande do Norte e Espírito Santo, já realizaram ou estão realizando estudos que visam a tal determinação.

Os VRQs em Pernambuco foram determinados a partir dos dados de uma tese de doutorado (BIONDI, 2010), cujo pesquisador utilizou um conjunto de solos, denominados solos de referência, constituídos por 35 perfis representativos

da diversidade pedogenética que ocorrem em suas regiões fisiográficas (Zona da Mata, Agreste e Sertão). As determinações foram efetuadas em ICP-OES a partir de extratos da digestão 3051A (USEPA, 2007), sendo os VRQs calculados após eliminação dos teores anômalos de metais pesados, utilizando a ferramenta “box-plot” e a aplicação do percentil 75% sobre os dados remanescentes.

Comparando os resultados obtidos por Pernambuco com os resultados de São Paulo e Minas Gerais, observa-se que os solos de Pernambuco apresentaram, em sua maioria, teores mais baixos de metais. Nascimento e Biondi (2013) ressaltam que essas diferenças se devem provavelmente à riqueza dos metais no material de origem dos solos e aos processos pedogenéticos que alteram suas concentrações.

Um caso particular para Pernambuco refere-se ao Arquipélago de Fernando de Noronha, o qual possui formação geológica composta por rochas básicas e ultrabásicas. Devido a essa especificidade, as análises dos teores de metais pesados para essa localidade foram realizadas separadamente. Os resultados obtidos mostraram, em sua maioria, teores de metais pesados mais elevados que os encontrados nos solos da porção continental de Pernambuco (FABRICIO NETA, 2012; NASCIMENTO; BIONDI, 2013).

Os teores naturais de metais pesados no Estado de Santa Catarina foram determinados por Hugén (2010). As avaliações foram realizadas em perfis modais das classes mais representativas para cada região do Estado. Foi proposto o agrupamento de 94 amostras de solo, obtidas em áreas sem entrada antropogênica, a partir dos teores de silte, argila, pH e valor T, reunindo as amostras de solo por similaridade em 8 grupos.

Os teores totais dos metais foram extraídos com Água Régia (HCl+HNO<sub>3</sub>), diferindo do proposto no Anexo I da resolução 420 do Conama (2009), que estabelece os métodos desenvolvidos pela EPA (3050 e 3051 e suas atualizações) como métodos padrão.

As concentrações médias encontradas no Estado de Santa Catarina para Cr, Cu, Ni, Pb e Zn foram, em geral, superiores ou semelhantes ao reportado na literatura nacional, o que reflete a influência das litologias predominantes no Estado (HUGEN, 2010).

De acordo com o relato de Alleoni et al. (2013), devido à extensão territorial de Mato Grosso e Rondônia, aliada ao alto custo e à dificuldade na logística de acesso a áreas remotas para coleta dos solos, o estabelecimento dos VRQs de metais pesados nesses Estados foi realizado utilizando-se amostras coletadas em junho/julho de 2007, pelo grupo de pesquisa do professor Carlos Clemente Cerri, do Centro de Energia Nuclear da Agricultura (CENA/USP). Foram selecionados solos de maior representatividade e distribuição dentro desses Estados, sendo cedidas para este estudo as amostras referentes ao sistema nativo.

A área total de MT e RO foi inicialmente dividida em 11 ecorregiões ou macrozonas biogeoclimáticas, com o objetivo de identificar diferenças edafoclimáticas e no manejo do solo, criando unidades espaciais mais homogêneas. Tal divisão foi efetuada através da sobreposição dos planos de informação referentes a solos, vegetação nativa, geologia, clima e relevo. Para realizar a amostragem foram selecionados, aleatoriamente, municípios dessas ecorregiões, totalizando 19 pontos amostrais. A determinação dos metais pesados foi realizada tanto pelo método da água régia, quanto pelo método da EPA 3051 (USEPA, 1994; SANTOS, 2011).

De maneira geral, os teores naturais médios de metais pesados encontrados para os solos de RO e MT foram mais baixos que os encontrados em referências bibliográficas de outros países e estados brasileiros, teores estes relacionados às características físicas e químicas e ao material de origem dos solos da região, caracteristicamente bastante intemperizados e com predominância de caulinita na fração argila (ALLEONI et al., 2013).

Os teores naturais de metais pesados nos solos do Estado do Rio Grande do Norte (RN) foram definidos a partir de 104 pontos amostrais em áreas de mata nativa, com mínima influência antrópica. Esses pontos amostrais foram selecionados com base no mapa exploratório de reconhecimento de solos e no arcabouço geológico do Rio Grande do Norte. Também foram considerados o relevo e o clima, o que permitiu abranger os compartimentos geomorfológicos, pedológicos e geológicos mais representativos do Estado.

O método utilizado para digestão das amostras foi o do EPA 3051A, e os teores dos metais pesados nos extratos obtidos foram determinados por

espectrofotometria de absorção atômica. Os VRQs apresentados para o Estado do Rio Grande do Norte são menores do que os de outros Estados do Brasil, portanto, são menos permissivos, apresentando maior rigor para o monitoramento ambiental do que os de outros Estados do Brasil (COSTA, 2013).

Foram iniciados os estudos para estabelecimento dos VRQs para o Estado do Espírito Santo, com o projeto de dissertação de mestrado do Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa, em 2008. Os critérios de amostragem foram estabelecidos tendo em vista que as unidades amostrais deveriam considerar não só as unidades de mapeamento de solos, mas também a variabilidade geológica dentro de cada unidade (MELLO; ABRAHÃO, 2013). Assim, as unidades amostrais foram definidas inicialmente para três bacias hidrográficas do Espírito Santo, que foram estabelecidas com base em aspectos geográficos, geoquímicos, importância socioeconômica e ambiental. Foram selecionados os locais para amostragem, de modo a se obter o maior número de ordens de solos e de agrupamentos litológicos representativos do Estado (PAYE et al., 2010). Para a determinação dos metais pesados naturalmente presentes nas amostras, foi utilizado o método de digestão total SW-846 3052 (USEPA, 1996b) da Environmental Protection Agency, que usa ácido fluorídrico no seu procedimento.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Como pode ser observado, o estabelecimento dos VRQs para os diferentes estados brasileiros deve levar em consideração as especificidades de cada região, principalmente as relacionadas com as condições de formação do solo da região.

O estabelecimento dos valores orientadores significa, na prática, estabelecer parâmetros que permitam, aos órgãos responsáveis, autorizar, acompanhar e fiscalizar atividades potencialmente poluidoras, com impacto direto ou indireto no solo. Em outras palavras, os teores naturais de metais pesados encontrados em determinada região determinarão ações mais ou menos permissivas, no que tange aos valores de elementos encontrados ou monitorados a serem

considerados poluentes ou não.

Desta forma, a determinação dos VRQs em cada estado brasileiro é de extrema importância para a segurança dos recursos naturais locais. Grande esforço ainda precisa ser empregado para que esses valores sejam alcançados em todo o território nacional, visto que em muitos estados os estudos ainda estão sendo desenvolvidos ou não abrangem a totalidade de seu território.

A análise dos estudos já publicados acerca dos VRQs nacionais nos permite identificar considerável variabilidade nos valores de referência de qualidade dos estados. Essa variabilidade deve estar associada principalmente ao material de origem dos solos dessas regiões, confirmando a essencialidade de estudos regionalizados para definição de VRQs. E ainda que os estudos dentro de um mesmo estado adotem procedimentos metodológicos únicos, a fim de tornarem os resultados obtidos comparáveis.

## REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: SBCS, v.1, p. 229-353. 2000.
- ALLEONI, L. R. F.; FERNANDES, A. R.; SANTOS, S. N. Valores de referência de elementos potencialmente tóxicos nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, n.1, p. 18-21, 2013.
- AMES, K. C.; PRYCH, E. A. 1995. 58 p. **Background concentrations of metals in soils from selected regions in the State of Washington**. U. S. Geological Survey Water Resources. Investigations. Report. 95-4018. Tacoma, WA. 1995.
- BASSO, M. **Mercosul: seus efeitos jurídicos, econômicos e políticos nos estados membros**. Porto Alegre: Livraria do Advogado, 1997.
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. 2010. 58f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, 2010.
- BORGES, R. C. **Aplicação de resíduo URA na remediação química de solos contaminados por Cd, Pb e Zn.**, 2007, 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.
- BRADFORD, G. R. et al. **Background concentrations of trace and major elements in California soils**. Kearney Foundation Special Report, Riverside: University of California, 1996.
- CAIRES, S. M. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos**

**do Estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade.** 2009. 304 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de diretoria nº 195-2005, de 23 de novembro de 2005.** Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo, 23 nov. 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>. Acesso em: 10 jan. 2014.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo.** Doroth C. P. Casarini et al. (Eds.) São Paulo: CETESB, 2001. 73 p. (Série Relatórios Ambientais).

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 fev. 2014.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa COPAM nº 166,** de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. 2011. 6 p. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br>>. Acesso em: 23 jan. 2015.

COSTA, W. P. L. B. da. **Metais pesados em solos do Rio Grande do Norte:** valores de referência de qualidade e relações geopedológicas. 2013. 121 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.

CHEN, J. et al. Background concentrations of elements in soils of China. **Water Air Soil Pollution**, v. 57-58, p. 699-712, 1991.

CHEN, M.; MA, L. Q.; HARRIS, W. G. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 4, p. 1173–1181, 1999.

EUROPA. **Disposal and recycling routes for sewage sludge:** regulatory report, part 2. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2001. p. 64-137. Disponível em: <[http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge\\_disposal2.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge_disposal2.pdf)>. Acesso em: 10 fev. 2015.

FABRICIO NETA, A. B. **Teores naturais de metais pesados em solos da Ilha de Fernando de Noronha.** 2012. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2012.

GOUGH, L. P.; SEVERSON, R. C.; JACKSON, L. L. Baseline element concentrations in soils and plants, Bull Island, Cape Romain National Wildlife

- Refuge, South Carolina, USA. **Water Air Soil Pollution**, n. 74, p. 1-17, 1994.
- GRANZIERA, M. L. M. Direito Ambiental. São Paulo: Atlas, 2009.
- HORCKMANS, L. et al. Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. **Catena**, v. 59, p. 279–304, 2005.
- HUGEN, C. **Valores de referência para teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em solos do Estado de Santa Catarina**. 2009. 70f. Dissertação (Mestrado em Centro de Ciências Agroveterinárias) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages, 2010.
- LU, Z. et al. Baseline values for metals in soils on Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica: the extent of anthropogenic pollution. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 184, p. 7013-7021, 2012.
- MAGALHÃES, M. O. L. **Dinâmica do bário em solos contaminados por resíduos oriundos da perfuração de poços de petróleo**. 2011. 163f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.
- MALAVOLTA, E. **Micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1994. 140p.
- McGRATH, S. P.; ZHAO, F. J. **Ambient background metal concentrations for soils in England and Wales**. Science Report SC050054, Environment Agency, 2006.
- MELLO, J. W. V. de; ABRAHÃO, W. A. P. Valores de referência de qualidade para elementos traço nos solos de Minas Gerais e Espírito Santo: os bastidores de uma experiência. **Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n.1, p. 12-17, 2013.
- NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M. Teores orientadores de qualidade do solo em Estados do Nordeste. **Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 1, p. 29-32, 2013.
- PAYE, H. S. de et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34 n. 6, p. 2041-2051, 2010.
- SANTOS, S. N. **Valores de referência de metais pesados em solos de Mato Grosso e Rondônia**. 2011. 101 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, 2011.
- SCHMIDT, J. A.; ZANOTELLI, C. T. Mercosul e a política de proteção ambiental. **Revista Saúde e Ambiente**. Health and Environment Journal, v. 5, n. 2, dez. 2004.
- SHAH, H. M. et al. Assessment of background levels of trace metals in water and soil from a remote region of Himalaya. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 1243–1252, 2012.
- SINGH, B. R.; STEINNES, E. Soil and water contamination by heavy metals. In: LAI, R.; STEWART, B.A. (Eds.) **Advances in soil science: soil process and water quality**. USA : Lewis, 1994. p. 233-237.

SOARES, M. R. **Coefficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. Piracicaba, 2004. 202 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2004.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Method 3051**: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. 1996b. 20 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Method 3051**: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. 1994. 14 p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Method 3051A**: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Revision 1. Washington, DC, 2007. 30 p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>. Acesso em: 14 jan. 2015.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Soil screening guidance**: Technical background document. Washington, Office of Solid Waste and Emergency Response. 1996a. 168 p.

VÁZQUEZ, F. M.; ANTA, R. C. **Niveles genéricos de metales pesados y otros elementos traça em suelos de Galicia**. Xunta de Galicia, 229 p. 2009. 229 p.

VIANA, M. B. **O meio ambiente no Mercosul**. Brasília, Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, 2004. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1285>>. Acesso em: 14 jan. 2015.

VISSER, W. J. F. **Contaminated land policies in some industrialized countries**. 2. ed. The Hague: Technical Soil Protection Committee, 1994. 149 p.

VROM - Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. **Intervention values and target values**: soil quality standards. The Hague: VROM, 1994, 19 p. (DBO/07494013).

VROM - Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. **Soil remediation circular**. The Hague, The Netherlands. 2009. Disponível em: <<http://www.esdat.com.au/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf>>. Acesso em: 5 jan. 2015.



## Capítulo 5

# SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS POLUENTES DO SOLO

Tiago Gusmão Rohr  
Adelaide de Fátima Santana da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa

## INTRODUÇÃO

A necessidade de prevenir a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas, que são bens públicos e reservas estratégicas para o abastecimento público e o desenvolvimento ambientalmente sustentável (CONAMA, 2009), mostra a importância de identificar a presença de substâncias químicas no solo. Essas substâncias são as inorgânicas, aquelas naturalmente presentes no solo, e as orgânicas, as que são naturalmente ausentes no solo.

As substâncias orgânicas consideradas poluentes são as que foram inadequadamente depositadas no solo por interferência antropogênica, ou seja, causadas pela ação do ser humano, contrapondo-se às ações naturais no planeta, sem interferência humana. A utilização de práticas agrícolas inadequadas e a destinação de resíduos industriais e domésticos de forma indiscriminada geram a maior parte dos problemas ambientais na atualidade.

O solo possui a capacidade de depuração, imobilizando grande parte das impurezas nele depositadas, mas essa capacidade é limitada em função do efeito cumulativo da disposição de resíduos sólidos industriais, de resíduos urbanos, de materiais tóxicos e radioativos, da aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes e até mesmo da deposição de poluentes atmosféricos (MOREIRA-NODERMANN, 1987), o que pode provocar alteração de sua qualidade.

A água se infiltra e atravessa as camadas horizontais do solo, as quais apresentam níveis de saturação diferenciados em zonas saturadas e zonas não saturadas. A água subterrânea encontra-se nas zonas saturadas, onde os poros ou espaços

vazios da matriz sólida estão completamente preenchidos por água. Dessa forma, o que ocorre com o solo repercute diretamente nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade. A migração dos poluentes através do solo para as águas superficiais e subterrâneas constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos utilizados em abastecimento público, industrial, agrícola, comercial, lazer e serviços (CETESB, 2001).

As substâncias orgânicas consideradas poluentes do solo são classificadas em hidrocarbonetos aromáticos, pesticidas organoclorados, compostos fenólicos e solventes halogenados.

## **HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS**

Hidrocarbonetos Aromáticos são substâncias formadas apenas por hidrogênios e carbonos que se ajuntam num composto cíclico com ligações simples e duplas alternadas, denominadas anel benzênico (RUSSELL, 1994). Os hidrocarbonetos aromáticos geralmente são tóxicos. São apolares em relação à água, isto é, são insolúveis em água. Geralmente apresentam aroma (cheiro). Compostos com anéis benzênicos são aqueles que, além de hidrogênios e carbonos, também apresentam outros elementos químicos ou outros compostos cíclicos na sua estrutura molecular.

## **HIDROCARBONETOS TOTAIS DE PETRÓLEO (HTP)**

Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (HTP) é um termo utilizado para descrever uma grande família de compostos químicos originados do refino do petróleo. Eles são uma mescla de muitos compostos diferentes, e toda a sociedade está exposta, de alguma forma, a estes compostos provenientes de diversas fontes, como produtos disponíveis em postos de gasolina, áreas com derramamento de óleo e mesmo no próprio ambiente de trabalho, de forma indireta, pelo manuseio de materiais que apresentam esses compostos em sua formulação (ATSDR, 1999).

Alguns compostos de HTP podem ser tóxicos aos seres vivos, a exemplo do

benzeno, que pode afetar o sistema nervoso, a medula óssea, provocar dores de cabeça, náusea, anemia e leucemia (ATSDR, 1999). Entre os compostos deste grupo estão os monoaromáticos e poliaromáticos assim como outros derivados de petróleo (RUSSELL, 1994). Os hidrocarbonetos de petróleo são poluentes hidrofóbicos e tendem a ficar fortemente retidos na matriz do solo, diminuindo sua disponibilidade à remediação.

Por ser pouco solúvel em água, os HTP, os quais contêm mais de uma centena de componentes, inicialmente estão presentes no subsolo como líquidos imiscíveis e comportam-se como uma fonte contínua de contaminação, dissolvendo-se lentamente na água ou passando para a fase matriz porosa no solo.

Os Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) constituem uma família de compostos caracterizada por possuírem dois ou mais anéis aromáticos condensados. Estas substâncias, bem como os seus derivados nitrados e oxigenados, têm ampla distribuição e são encontradas como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais.

Os hidrocarbonetos podem ser classificados em alifáticos e aromáticos. Compostos aromáticos são o benzeno e os compostos que se assemelham ao benzeno em comportamento químico. Os hidrocarbonetos aromáticos se caracterizam por terem uma tendência a sofrer substituição heterolítica. Estas reações de substituição são características dos anéis aromáticos onde quer que eles apareçam, independentemente de outros grupos funcionais que a molécula possa conter (MORRISON; BOYD, 1993).

O benzeno, o hidrocarboneto aromático mais simples, mostra os aspectos estruturais característicos dos compostos aromáticos. Faraday descobriu o benzeno em 1825, e o estudo de sua estrutura tem dado lugar a um dos capítulos mais variados e importantes da química orgânica desde que Kekulé e Couper desenvolveram a primeira teoria estrutural razoável. A fórmula do benzeno,  $C_6H_6$ , indica que o composto é muito insaturado (MORRISON; BOYD, 1993).

À temperatura ambiente, o benzeno é um líquido volátil, estável e incolor. Tem um cheiro característico e um ponto de ebulição relativamente baixo ( $80,1^\circ C$ ), evaporando-se rapidamente. É altamente inflamável, pouco solúvel em água,

mas miscível com a maior parte dos solventes orgânicos (ASTM, 1996).

O tolueno, ou metilbenzeno, é um líquido incolor, com odor aromático característico, similar ao do benzeno e altamente inflamável também. A sua pressão parcial e a densidade do vapor em relação ao ar levam-no a ser um solvente com alta volatilidade, e seus vapores a permanecerem em baixas alturas, o que aumenta a penetração pela via respiratória (ASTM, 1996).

O benzeno é produzido industrialmente a partir da destilação do petróleo bruto, da destilação de hulha e produção de coque e por síntese química a partir de hidrocarbonetos lineares. É utilizado como matéria-prima para síntese de outros compostos orgânicos (estireno, fenóis, ciclohexano etc.) e como aditivo nos combustíveis para veículos, substituindo, em parte, o chumbo. No passado, foi utilizado como solvente em tintas, colas e semelhantes, e em produtos para limpeza a seco, etc. Devido aos seus efeitos tóxicos para a saúde, foi substituído por outros produtos neste tipo de utilização (SSTA, 2003).

O tolueno é usado na produção do benzeno e outras substâncias, amplamente empregado como solvente para tintas, vernizes, colas, celulose, borracha, óleos, resinas e diversas outras aplicações. Na indústria do petróleo, é utilizado em laboratórios e está presente em derivados, como por exemplo, na gasolina, como contaminante (SSTA, 2003). É um componente comum na atmosfera urbana devido primariamente à emissão veicular e por indústrias que usam solventes. Encontra-se no solo, adsorvido a minerais de argila (bentonita e caolinita), e a capacidade de adsorção cresce quando o pH diminui.

Os BTEXs são misturas formadas pelos hidrocarbonetos benzênicos benzeno, tolueno e xileno, substâncias químicas que apresentam índices de octanagem elevados, constituindo uma fração importante da gasolina. São considerados perigosos por serem potenciais causadores de depressão do sistema nervoso central e também de leucemia. Pesquisadores organizaram um ranking dos 12 maiores poluentes ambientais que ocorrem no Japão e classificaram o benzeno como a segunda substância (por ser carcinogênico) e o tolueno como a décima primeira substância de risco para a saúde. Ambos os compostos entram no corpo via inalação. A média do nível de exposição para o benzeno foi determinado em  $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$  e para tolueno em  $34,2 \mu\text{g m}^{-3}$ .

A persistência no meio ambiente é um fator extremamente importante para a

utilização da avaliação de risco toxicológica, uma vez que a taxa de ingresso de contaminantes está também em função do tempo de exposição do receptor ao contaminante. O fator de persistência é baseado no tempo que um produto permanece em um determinado meio. A persistência é definida como a quantidade do produto original que permanece no solo, no sedimento e na coluna de água após sua exposição.

## **PESTICIDAS ORGANOCLORADOS E BIFENILAS POLICLORADAS (PCB)**

Os pesticidas podem ser constituídos por substâncias inorgânicas, como enxofre, mercúrio, flúor etc. Como esses pesticidas possuem toxicidade muito elevada, foram substituídos pelos pesticidas orgânicos sintéticos, classificados em clorados ou organoclorados, piretrinas, fosforados, clorofosforados e carbamatos (ANDRÉA, 2004).

Pesticidas clorados, como o DDT, BHC, Aldrin, Lindano, apresentam efeito residual longo. A maioria dos compostos é hidrofóbica, mas apresenta alta solubilidade em hidrocarbonetos e gorduras. Os pesticidas organoclorados têm baixa toxicidade aguda, porém apresentam problemas de toxicidade crônica devido à sua capacidade de acumulação ao longo da cadeia alimentar e em tecidos biológicos, o que foi observado em testes com ratos, os quais desenvolveram tumores malignos no fígado. Atualmente o uso dos organoclorados é proibido ou restrito devido à sua baixa taxa de degradação no meio ambiente. A afinidade dos pesticidas por adsorção em matéria mineral suspensa e colóides orgânicos é importante para entender a sua mobilidade nos corpos de água.

A contaminação por pesticidas organoclorados se dá pelas vias de exposição dérmica, oral e respiratória, podendo atacar o sistema nervoso central, causando distúrbios sensoriais de equilíbrio, alterações no comportamento, atividade muscular involuntária, entre outros. Em casos de inalação pode ocorrer tosse, rouquidão e hipertensão. Em intoxicações agudas pode ocorrer hipersensibilidade, convulsões, podendo levar ao coma e até à morte (RUEGG et al., 1991).

Os pesticidas clorados foram introduzidos em meados do século XX, e seu efeito no ambiente vem sendo muito estudado e monitorado. As bifenilas policloradas foram introduzidas no comércio em 1929, e as suas características, como estabilidade térmica, baixa reatividade e constante dielétrica alta, fizeram com que fossem muito utilizadas como fluido de transformadores, materiais para eletricidade, plastificantes em neopreno, cloreto de polivinila (PVC) e outras borrachas artificiais. As bifenilas policloradas têm sido incorporadas também em tintas de impressoras, ceras polidoras, lacas resistentes ao tempo, lubrificantes de alta temperatura, asfaltos e tintas. As PCBs são reconhecidas agora como substâncias muito presentes e contaminantes altamente persistentes no ambiente. Desde 1970, seu uso tem sido reduzido, mas ainda permanece como principal classe de contaminante orgânico (CHEREMISINOFF, 1994).

O Aldrin é um pesticida organoclorado, utilizado no combate a pragas de solo, conservante de madeira e tratamento de sementes. Sua produção tem sido severamente restringida ou proibida em muitos países. No Brasil, seu uso foi limitado pela Portaria nº 329, de 02/09/85 (MAPA, 1985), que permitiu sua utilização somente no controle de formigas. Suas impurezas incluem octaclorociclopentano (0,4 %), hexaclorobutanieno (0,5 %), tolueno (0,6 %) e compostos carbonil (2 %). É muito pouco solúvel em água e fortemente adsorvido ao solo, sendo resistente ao lixiviamento e a sua perda no solo deve-se em parte à volatilização. O Aldrin é altamente tóxico aos seres humanos. A menor dose que pode levar à morte é estimada em 10 mg kg<sup>-1</sup> do peso corpóreo. Ele é rapidamente absorvido pela corrente sanguínea através do trato gastrointestinal, da derme e dos pulmões.

Tanto os pesticidas organoclorados como as Bifenilas Policloradas são persistentes e hidrofóbicos, com tendência a estarem associados fortemente a sedimentos e matéria orgânica em suspensão, especialmente os altamente clorados, diminuindo a taxa de volatilização. O sedimento é o local primário de depósito, continuando ser a maior fonte de contaminação para a cadeia alimentar por muitos anos. A baixa solubilidade e a forte tendência de serem adsorvidos limitam sua lixiviação no perfil do solo. A tendência dessa adsorção ao material particulado cresce com o grau de cloração (CHEREMISINOFF, 1994). No ambiente, esses pesticidas são resistentes à maioria das reações de degradação química, exceto pela quebra por processo fotoquímico. A redistribuição de PCBs, previamente introduzidos no ambiente, envolve

a volatilização a partir do solo e água para a atmosfera, transporte aéreo e remoção do ar (deposição) por via úmida ou seca.

Os micro-organismos degradam bifenilas mono, di e tricloradas relativamente rápido e o tetraclorados, lentamente. A transferência de PCBs para os vegetais, a partir de uma contaminação do solo, se dá principalmente por adsorção nas superfícies externas, ocorrendo pouca translocação nas plantas.

As PCBs são lipofílicas e por isso entram facilmente na cadeia alimentar, acumulando-se nos tecidos adiposos. A principal via de exposição humana não ocupacional é por meio da ingestão de alimentos, enquanto na exposição ocupacional é por inalação.

Os agrotóxicos clorados que têm sido quantificados nos lodos da Europa são o lindano (g-HCH), aldrin, endrin e dieldrin. Experimentos de degradação têm apontado para a seguinte ordem de degradabilidade: dieldrin > heptaclorepóxido > aldrin > DDD > DDT > endrin > lindano.

Os organohalogenados podem se formar também na etapa de desinfecção da água potável. Tanto a cloração quanto o tratamento por ozônio podem levar à formação de trihalometanos, e os derivados de bromo podem ser formados mesmo com a presença de pequena quantidade de bromo na água. Quanto à toxicologia dessas substâncias, não há dados relevantes disponíveis que permitam estabelecer um limite para elas.

Por sua vez, as PCBs são consideradas irritantes para pele e olhos de animais e de humanos, podendo levar à cloracne. Podem causar ainda neurotoxicidade, hepatotoxicidade, aumento de pressão sanguínea e interferir no sistema reprodutivo dos animais. As alterações imunológicas são as que representam a principal das muitas consequências negativas em animais de laboratórios, tendo sido observadas também em seres humanos. Existe alguma evidência de atividade carcinogênica em humanos.

## **COMPOSTOS FENÓLICOS**

### **Clorofenol**

É um dos herbicidas mais comuns e usados no dia a dia. Foram introduzidos no

mercado em 1944, sendo empregados, desde então, em agricultura, jardinagem e reflorestamento. Possuem a estrutura fundamental do ácido fenoxiacético. Classificam-se os clorofenóis em três grupos, de acordo com o número de átomos de cloro que possuem (1, 2 ou 3).

### **Pentaclorofenol**

O Pentaclorofenol é usado como algicida, bactericida, fungicida, herbicida e inseticida, tendo, entretanto, amplo uso como conservante de madeiras e cupincida. Este composto possui na sua formulação impurezas chamadas de dioxinas, principalmente o hexaclorodibenzodiorina (HCDD), que é extremamente tóxico, cancerígeno e fetotóxico.

### **Ácidos clorofenoxialcanóicos**

Ácidos clorofenoxialcanóicos têm sido largamente empregados como herbicidas seletivos desde 1940. Podem ser degradados por micro-organismos, durante sistemas de tratamento de biorremediação e apresentam hidrossolubilidade maior que alguns agrotóxicos e as PCBs.

## **OUTROS CONTAMINANTES**

### **Organofosforados**

Este grupo de contaminantes é rapidamente degradado durante os processos de tratamento em sistemas biorremediação. Sua presença pode ocorrer se houver lançamentos maiores como os resultantes de atividades industriais ou acidente durante o uso.

### **Nitrosaminas e nitroaromáticos**

Essas substâncias voláteis podem ser detectadas utilizando-se o método colorimétrico. São consideradas carcinogênicas e podem causar danos ao DNA. As dimetilnitrosaminas são usadas para controlar nematoides, como inibidoras da nitrificação no solo, como plastificante para polímeros de acrilonitrilas e em baterias com alta energia. Nitroaromáticos como nitrotoluenos têm sido utilizados largamente na manufatura de materiais corantes e produtos com uretanos.

## **Ésteres de Ftalatos**

Ésteres de ácido ftálico são produzidos para uso na manufatura de plásticos. Os ácidos benzenodicarboxílicos, ftálicos e tereftálicos são esterificados com uma variedade de álcoois para produzir diésteres. Esses diésteres são incorporados nos plásticos como plastificantes, que são manufaturados em quantidades muito elevadas (cerca de  $0,6 \times 10^6$  toneladas/ano).

## **Substâncias contendo estanho**

Desde sua primeira aplicação prática na odontologia em 1925, as substâncias contendo estanho tiveram sua aplicação diversificada e se tornou uma classe muito importante dentre os organometálicos utilizados na indústria e na agricultura. A maioria dessas substâncias é utilizada como estabilizantes em polímeros de PVC, óleos de transformadores, acetato de celulose, polietilenos, polipropilenos, parafinas, peróxido de hidrogênio e poliamidas. A atividade catalítica de di-organoestanho é explorada na manufatura das espumas de poliuretanos, resinas epóxi e borracha de silicone. Além dessas aplicações são utilizados como agente anti-chamas em fábricas de plásticos e madeiras. Entretanto, do ponto de vista da contaminação ambiental, o que mais chama a atenção é seu efeito biocida, devido à sua toxicidade a mariscos, mesmo em concentrações baixas. Sua produção anual mundial é estimada em 30.000 toneladas.

## **Clorobenzenos**

Os clorobenzenos são compostos aromáticos formados pela adição de 1 a 6 cloros ao anel benzeno, resultando em 12 compostos; monoclorobenzeno, três formas isômeras de cada di-, tri- e tetraclorobenzeno, além de penta- e hexabenzeno. A liberação de clorobenzenos a partir de disposição de resíduos, incluindo resíduos de incineração, é pequena. Entretanto, a incineração de clorobenzenos pode resultar na emissão de dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) e dibenzofuranos policlorados (PCDFs).

Vários micro-organismos do solo e da água podem utilizar alguns desses compostos como fonte de carbono. Os clorobenzenos são considerados moderadamente persistentes em água, ar e sedimentos.

Os dicloro e triclorobenzenos, em particular, são largamente utilizados na

indústria e em produtos domésticos, como removedores de tinta, solventes para limpeza de máquinas, pesticidas, fabricação de medicamentos, desodorante de banheiro etc.

Dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) e dibenzofuranos policlorados (PCDFs) são com frequência chamados dioxinas, de forma simplificada. No entanto são grupos distintos com cerca de 210 substâncias diferentes que têm propriedades químicas similares. As dioxinas têm merecido atenção especial devido à sua toxicidade, persistência e propriedades de bioacumulação. O grupo mais importante de dioxinas são os 2,3,7,8-congêneros, dos quais 12 têm sido identificados como particularmente tóxicos. As principais fontes de geração são a produção industrial de substâncias; como clorofenóis, PCBs e cloranil; a incineração de lixo; e emissões por veículos motorizados. As dioxinas são geralmente pouco voláteis com alto coeficiente de partição octanol/água e baixa solubilidade em água. Como consequência dessas propriedades, são adsorvidas fortemente nos sólidos orgânicos, o que dificulta sua extração para análise.

## **SOLVENTES HALOGENADOS**

São de grande utilização industrial principalmente no desengraxamento de peças em metalúrgicas; são também usados como solventes de tintas e vernizes, nos pesticidas, nas lavagens a seco em tinturarias etc. Entre os halogenados, os mais utilizados são os solventes clorados, como o tetracloreto de carbono, o tricloroetileno, o tetracloroetileno e o tricloroetano etc.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A disposição de contaminantes orgânicos no solo pode provocar reações diversas de acordo com suas características físico-químicas, tais como a volatilização para a atmosfera, a lixiviação para águas subterrâneas, a degradação química e biológica (processo lento), a absorção pelas plantas e a bioacumulação em organismos vivos. Assim, a prevenção da contaminação do solo para proporcionar a manutenção de sua funcionalidade e a proteção

da qualidade das águas superficiais e subsuperficiais torna-se de primordial importância para minimizar os riscos à saúde humana.

## REFERÊNCIAS

ANDRÉA, M. M. **Contaminação do solo por pesticidas**. Centro de Proteção Ambiental do Instituto Biológico, 2004.

ASTM - American Society for Testing Materials. **D 4790 – Standard terminology of aromatic hydrocarbons and related chemicals**. 1996. 4 p.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry - U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH)**. Atlanta: Public Health Service. 1999.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Doroth C. P. Casarini et al. (Eds.) São Paulo: CETESB, 2001. 73 p. (Série Relatórios Ambientais).

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 abr. 2015.

CHEREMISINOFF, N. P.; KING, J. A. **Toxic properties of pesticides**. New York: Marcel Dekker, 1994.

MAPA - Ministério da Agricultura - **Portaria nº 329, de 2 de setembro de 1985**. Proíbe a comercialização, uso e distribuição dos produtos organoclorados. 1985.

MOREIRA-NODERMANN, L. M. A geoquímica e o meio ambiente. **Geoquímica Brasileira**, n. 1, p. 89-107. 1987.

MORRISON, R. T; BOYD, R. N. **Química Orgânica**. 10 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 1993. 1639p.

RUEGG, E. F. et al. **Impacto dos agrotóxicos sobre ambiente, a saúde e a sociedade**. 2. ed. São Paulo: Editora Ícone, 1991.

RUSSELL, J. B. **Química Geral**. Tradução e revisão técnica. Márcia Guekezian et al., 2. ed., v. 1, São Paulo: Makron Books, 1994.

SSTA - Sistema de Segurança do Trabalho e Ambiente – Universidade Federal do Paraná) 2003. **Benzeno e Tolueno**. Curitiba - PR: Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <http://ssta.quimica.ufpr.br/>. Acesso em: 20 abr. 2015.



## Capítulo 6

# METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DOS VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS

Adelaide de Fátima Santana da Costa  
Aureliano Nogueira da Costa  
Rogerio Carvalho Guarçoni  
Leandro Roberto Feitoza  
Tiago Gusmão Rohr  
Caio Cesar Paiva

## INTRODUÇÃO

Segundo a Resolução Conama nº 420, de 28 de dezembro de 2009, as determinações de valores orientadores de referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação do solo devem que ser estabelecidos, prioritariamente, com base nos valores das substâncias inorgânicas de ocorrência natural no solo. As áreas a serem avaliadas para essas determinações não devem ter sofrido interferência antropogênica.

Caso tal condição seja difícil de ser encontrada, admite-se interferência antropogênica desprezível. Na avaliação para esse fim determina-se que a coleta de solo deva ser realizada observando-se diferentes critérios, como o material de origem do solo (litologia), o relevo e o clima (EMBRAPA, 1978; EMBRAPA, 2013). Identificam-se classes de solos mais representativas que guardam relações com os compartimentos geomorfológicos e geológicos da bacia hidrográfica que está sendo trabalhada.

As análises do tipo de vegetação e das áreas de preservação também são de grande importância nesse contexto.

## **ÁREAS DE ABRANGÊNCIA DO ESTUDO**

Para determinação dos valores de referência no Estado do Espírito Santo, numa primeira instância, optou-se pela avaliação da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória. Essa bacia possui uma área de aproximadamente 1.400 km<sup>2</sup>, que se estende pelos municípios de Santa Maria de Jetibá e parte dos municípios de Cariacica, Santa Leopoldina, Serra, Viana e Vitória. É caracterizada pela elevada interferência antropogênica devido à grande ocupação populacional urbana, ao turismo, ao desenvolvimento da pecuária, à cafeicultura, à fruticultura que fazem parte das atividades econômicas e sociais realizadas no meio rural, além dos complexos siderúrgicos e industriais do Estado. O município de Santa Maria de Jetibá é considerado um Polo Hortifrutigranjeiro de grande importância para o Espírito Santo.

Mesmo com todas essas atividades desenvolvidas na região da bacia de Santa Maria da Vitória, ela apresenta uma área preservada significativa. Essa área foi escolhida como objeto de estudo devido à diversidade nas características geomorfológicas e pedológicas (OLIVEIRA et al., 1983; SANTOS; VIEIRA; SILVA, 1987), sua semelhança nesses aspectos a outras bacias hidrográficas capixabas, sua importância econômica e ambiental.

## **IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE SOLO**

Criou-se uma interface geográfica no Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (Geobases), específica para planejar o trabalho de amostragem dos pontos de coleta de solo dentro da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória.

Foram delimitadas as áreas de florestas existentes na nessa bacia e, em razão das informações estarem passíveis de serem processadas em SIG, foram selecionadas aquelas com mais de 10 ha de áreas contíguas.

Para o geoprocessamento de informações relacionadas a Unidades de Mapeamento de Solos, este trabalho usou uma tabela que contém dados do mapa e do levantamento original do Projeto Radambrasil (FEITOZA et al., 2001; ESPÍRITO SANTO, 2008). Essa tabela pode ser consultada em Espírito

Santo (2008, p. 59-60). Esses dados referentes a essa tabela estão incluídos em um banco de dados geoespacial mais amplo, cuja modelagem nele usada permite o geoprocessamento de informações, que podem resultar em mapa de grupo de solos e vários outros tipos de informações derivadas daquelas contidas na referido banco (FEITOZA, 1998).

Agrupou-se, com o citado recurso de geoprocessamento, as unidades de mapeamento de solos referentes ao levantamento do Projeto Radambrasil (IBGE, 198-?; OLIVEIRA et al., 1983; SANTOS; VIEIRA; SILVA, 1987) em dezesseis grupos (Figura 8, Capítulo 1), cujas denominações de cada um deles se referem às das classes do primeiro componente figuradas nas unidades de mapeamento de solos, exceto os grupos G12 e G13, que agrupam duas ordens diferentes, podendo apresentar como primeiro componente Gleissolos ou Organossolos e Gleissolos ou solos indiscriminados de mangue, respectivamente. Essa classificação de solos, em nível de grupo, foi a informação básica adotada para uso neste trabalho. Foi calculado então o percentual de cada um desses grupos de solos na Bacia do Rio Santa Maria da Vitória.

Para as áreas de grupos de solos da Bacia (Figura 8, Capítulo 1) aquelas referentes a G06 - Podzólicos Vermelho-Amarelos Distróficos (ARGISSOLOS VERMELHOS-AMARELOS) (2,3142 %), G07 - Podzólicos Eutróficos (ARGISSOLOS EUTRÓFICOS) (0,7423 %), G11 - Podzóis Hidromórficos (ESPODOSSOLOS HIDROMÓRFICOS) (0,9866 %) e G13 - Gleissolos sob influência marinha (GLEISSOLOS, GLEISSOLOS TIOMÓRFICOS E ESPODOSSOLOS HIDROMÓRFICOS) (2,5822 %) não foram selecionados para pontos de coleta, tendo em vista que esses grupos perfazem apenas um total 6,6253 % da área da bacia. Levou-se em conta também que tais grupos poderão ser contemplados em estudos futuros, em outras bacias, onde eles abrangem áreas mais extensas e mais representativas de outras regiões do Estado.

Foi realizada a coleta de um total de 80 amostras. Os pontos de amostragem foram proporcionalmente distribuídos de acordo com a representatividade em termos de área dos grupos de solos G02, G09, G13 e G16 mapeados, considerando-se as áreas de florestas contíguas com mais de 10 ha, como descrito anteriormente.

Para a distribuição espacial dos 80 pontos de coletas (Figura 1) utilizou-se também de outras camadas de informações complementares, tanto para evitar

áreas cujos acidentes naturais dificultam o acesso ao local da amostra, como para observar outras informações geoespacializadas que permitiram distribuir, através de uma análise visual analítica, a alocação dos pontos de amostragem referentes a um mesmo grupo de unidades de mapeamento, de uma forma mais diversificada quanto a sua distribuição espacial, por diferentes áreas da bacia hidrográfica.

As referidas camadas de informações complementares utilizadas estão discriminadas a seguir:

- a) Limites políticos referentes à delimitação de municípios (Geobases/IBGE);
- b) Malha Rodoviária (Geobases/DER-ES);
- c) Higiografia (Geobases/IBGE);
- d) Bacias Hidrográficas (Geobases/IJSN);
- e) Condições de relevo da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 2);
- f) Zonas naturais da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 3);
- g) Litologia da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 4);
- h) Unidades de conservação da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 5).

Além de permitir uma distribuição mais proporcional dos pontos de amostragem de acordo com a representatividade dos grupos de solos, a utilização das camadas de informações complementares ao mapa de solos permitiu que fossem encontrados locais com um conjunto de características ambientais que pudessem indicar a classe de solo mais provável. Desta maneira, foi assumido que todos os solos dos pontos de coleta selecionados incidiram em solos que se enquadram dentro do grupo de solos da bacia, indicados no mapa da Figura 6. Partindo-se desse pressuposto, as classes de solos avaliadas foram: Latossolo Vermelho-Amarelo (Latossolo Vermelho-Amarelo), Cambissolo distrófico (Cambissolo Háptico), Gleissolo sem influência marinha (Gleissolo Háptico), Podzólico Vermelho-Amarelo (Argissolo Vermelho-Amarelo) e Solos Litólicos (Neossolo Litólico).

**Figura 1.** Distribuição espacial dos pontos demarcados na bacia de Santa Maria da Vitória.



▲ Demarcação dos pontos amostrais.





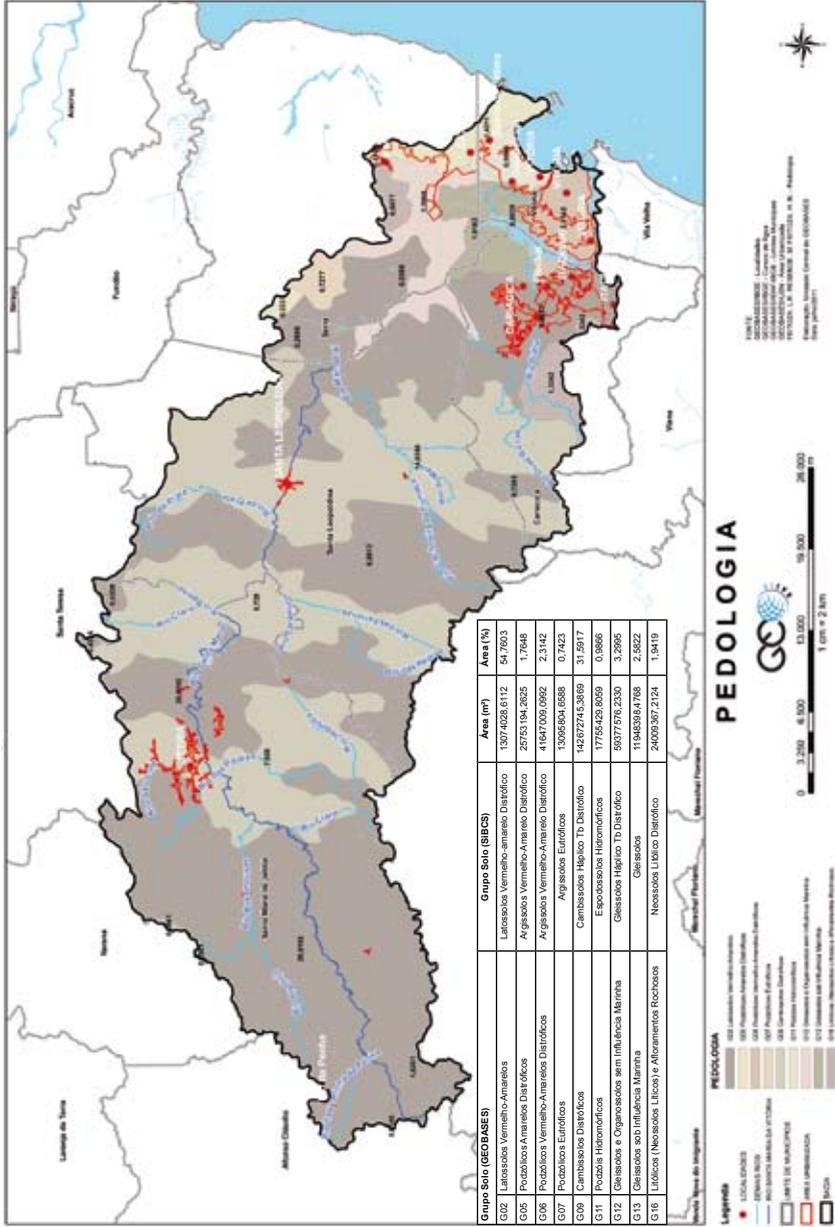


**Figura 5.** Unidades de conservação da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória.



Fonte: GEOBASES, 2015.

Figura 6. Pedologia da bacia hidrográfica do rio Santa Maira da Vitória.



Fonte: GEOBASES, 2015.

Diante da possibilidade da classe de solo do ponto de amostragem não estar, em todos os casos, necessariamente relacionados com o principal componente apresentado no mapa com a descrição de pedologia da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 5), neste trabalho foram realizadas uma série de análises físicas e químicas dos solos coletados nos diversos pontos de coleta de forma que elas facultem uma caracterização básica desses solos. Além disso, a localização exata dos solos amostrados (Figura 1), com as suas coordenadas geográficas (Quadro 1), permite a realização de trabalhos de campo com vistas à descrição morfológica e coleta de amostras dos horizontes com diagnósticos dos perfis de solos para análises complementares, objetivando sua correta classificação em níveis categóricos mais baixos.

**Quadro 1. Áreas amostrais georreferenciadas por município inserido na Bacia de Santa Maria da Vitória**

MUNICÍPIO	COMUNIDADE	GRUPO DE SOLOS (GEOBASES) <sup>1</sup>	CLASSE DE SOLOS (SIBCS) <sup>2</sup>	PONTO X	PONTO Y
<b>Cariacica</b>					
CARIACICA	Pau Amarelo	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	338343,4614	7756617,7
CARIACICA	Reserva Florestal de Duas Bocas	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	344420,8189	7759224,744
CARIACICA	Bubu	Litólicos e Afloramentos Rochosos	Neossolo Litólico Distrófico	348977,9748	7757087,664
CARIACICA	Boa Vista	Litólicos e Afloramentos Rochosos	Neossolo Litólico Distrófico	348281,0488	7755354,212
<b>Santa Leopoldina</b>					
SANTA LEOPOLDINA	Alto Caramuru	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	322996,4378	7770997,307
SANTA LEOPOLDINA	Alto Rio Bonito	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	332353,3496	7787606,263
SANTA LEOPOLDINA	Barra do Rio das Farinhas	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	329234,9882	7770594,19
SANTA LEOPOLDINA	Barra do Rio das Farinhas	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	329633,3181	7772164,394
SANTA LEOPOLDINA	Caramuru de Dentro	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	329089,7	7774837,277
SANTA LEOPOLDINA	Caramuru de Dentro	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	329121,7425	7777309,062
SANTA LEOPOLDINA	Circo Feliz	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	343867,4465	7784851,404
SANTA LEOPOLDINA	Colina Verde	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	346071,0008	7778325,35
SANTA LEOPOLDINA	Córrego Sapucaia	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	346464,0386	7767509,183
SANTA LEOPOLDINA	Mangarái	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	342160,4205	7770424,124
SANTA LEOPOLDINA	Meia Légua	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	337680,8575	7763195,475
SANTA LEOPOLDINA	Ribeirão Limpo	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	339897,9638	7780426,031
SANTA LEOPOLDINA	Ribeirão Timbui	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	334332,8228	7783230,902
SANTA LEOPOLDINA	Rio das Farinhas	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	328987,4913	7765719,366
SANTA LEOPOLDINA	Rio das Farinhas	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	327568,7032	7768756,817
SANTA LEOPOLDINA	Santa Leopoldina	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	339733,0913	7774262,716
SANTA LEOPOLDINA	Alto Caramuru	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	317624,326	7767320,107
SANTA LEOPOLDINA	Alto Caramuru	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	321242,5646	7771123,727

(Continua)

MUNICÍPIO	COMUNIDADE	GRUPO DE SOLOS (GEOBASES) <sup>1</sup>	CLASSE DE SOLOS (SIBCS) <sup>2</sup>	PONTO X	PONTO Y
SANTA LEOPOLDINA	Alto Caramuru	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	320964,374	7769337,506
<b>Santa Leopoldina</b>					
SANTA LEOPOLDINA	Alto Rio das Pedras	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	322057,0795	7767170,835
SANTA LEOPOLDINA	Califomia	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	331407,2409	7760960,828
SANTA LEOPOLDINA	Califomia	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	333268,6535	7764845,111
SANTA LEOPOLDINA	Califomia	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	331857,0953	7762894,071
SANTA LEOPOLDINA	Chaves	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	336745,0984	7786842,374
SANTA LEOPOLDINA	Chaves	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	336765,9756	7788559,169
SANTA LEOPOLDINA	Luxemburgo de Cima	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	333685,7559	7773263,552
SANTA LEOPOLDINA	Pedra Preta	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	331125,6921	7769482,266
SANTA LEOPOLDINA	Rio das Pedras	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	325742,3803	7771663,881
SANTA LEOPOLDINA	Rio das Pedras	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	325465,6189	7769688,127
SANTA LEOPOLDINA	Santa Leopoldina	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	338145,2953	7769845,453
SANTA LEOPOLDINA	Santo Antônio	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	337012,6488	7781363,361
<b>Santa Maria de Jetibá</b>					
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Jetibá	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	317571,4063	7769428,108
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Recreio	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	320698,4032	7789114,261
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Rio Triunfo	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	314291,5276	7781522,909
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Baixo São Sebastião	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	321464,2268	7779150,191
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Barra do Jetibá	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	323474,1354	7777108,73
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Barra do Jetibá	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	319706,589	7773378,724
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Caramuru II	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	322930,3913	7772699,802
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Córrego do Ouro	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	314215,6323	7775202,235
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Ribeirão Timbui	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	332539,9512	7778695,228
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rto Bomito	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háplico Tb Distrófico	330248,3717	7781460,475

MUNICÍPIO	COMUNIDADE	GRUPO DE SOLOS (GEOBASES) <sup>1</sup>	CLASSE DE SOLOS (SIBCS) <sup>2</sup>	PONTO X	PONTO Y
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio das Pedras	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	3 18724,378	7776775,437
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio das Pedras	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	3 17149,6283	7779486,177
<b>Santa Maria de Jetibá</b>					
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Santa Luzia do Recreio	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	3 19505,226	7785972,218
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Santa Maria de Jetibá	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	3 17292,3126	7783469,513
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São José do Rio Claro	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	330421,9236	7784564,565
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São José do Rio Claro	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	329247,2039	7788806,613
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Luis	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	3 18252,4213	7788024,86
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Sebastião do Recreio	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	326744,3323	7784709,799
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Sebastião do Recreio	Cambissolos Distróficos	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	326297,5032	7790337,379
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Garraão	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	297905,8882	7767727,909
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Recreio	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	322437,0882	7789383,535
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Recreio	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	323223,3701	7788303,59
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Rio Possmouser	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	308735,0346	7777895,45
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Santa Leopoldina	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	288532,822	7772747,533
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto Santa Mairia	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	293380,2244	7764270,191
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto São Sebastião	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	3 14022,826	7791062,964
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Alto São Sebastião	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	308971,4441	7786632,411
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Baixo Rio Lamego	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	309053,6646	7770430,662
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Barra do Rio Claro	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	308346,2543	7774481,229
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Barra do Rio Claro	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	304141,1457	7774943,841
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Barração do Rio Possmouser	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	301006,6425	7780504,012
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Belém	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	320091,5504	7781514,332
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Córrego das Pedras	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	297950,2795	7777517,783
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Córrego do Queijo	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	293818,3472	7774208,065

MUNICÍPIO	COMUNIDADE	GRUPO DE SOLOS (GEOBASES) <sup>1</sup>	CLASSE DE SOLOS (SIBCS) <sup>2</sup>	PONTO X	PONTO Y
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Córrego Limão	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	300078,9197	7774737,076
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Garraão	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	302975,4811	7771963,233
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Ibiaba	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	303661,285	7777339,307
<b>Santa Maria de Jetibá</b>					
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Lamego	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	303674,5992	7767994,628
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Onze de Fevereiro	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	306950,7299	7771497,804
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Plaster	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	312224,5378	7769884,346
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Ribeirão Aparecida	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	306532,0732	7781958,976
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Ribeirão São João	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	293703,0709	7767655,32
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio Cristal	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	298637,726	7779854,154
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio Plantojo	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	302601,6331	7778715,917
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio Possmouser	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	310240,1819	7780277,669
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio Santa Maria	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	309882,0772	7772996,15
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Rio Taquarinha	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	291578,4213	7770858,419
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Sabino	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	297140,8283	7773833,791
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Bento	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	289977	7766817,41
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São João do Barracão	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	296400,7307	7769965,735
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Sebastião de Cima	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	312947,8126	7783760,616
SANTA MARIA DE JETIBÁ	São Sebastião do Recreio	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	325069,1024	7787713,317
SANTA MARIA DE JETIBÁ	Tirol	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico	335787,3236	7769251,461
<b>Serra</b>					
SERRA	Aruba	Gleissolos e Organossolos sem Influência Maranhá	Gleissolo Háptico Tb Distrófico	351692,8378	7771064,786
SERRA	Independência	Podzólicos Amarelos Distróficos	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	353792,0693	7777491,65
<b>Vitória</b>					
VITÓRIA	Vitória	Podzólicos Vermelho-Amarelos Distróficos	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	360587,522	7755091,178

<sup>1</sup>Correspondente a classificação vigente na publicação do Atlas de ecossistemas do Estado do Espírito Santo - ESPÍRITO SANTO, 2008.

<sup>2</sup>Classificação de acordo com EMBRAPA, 2013.

## VISITAS ÀS ÁREAS IDENTIFICADAS PARA MARCAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DE SOLO

Após a identificação das áreas de coleta, via Geobases (Quadro 1), iniciaram-se as visitas *in loco*, para confirmação da não interferência antropogênica das áreas de amostragem. Mesmo com todo o levantamento de informações, via Geobases, as visitas *in loco* foram fundamentais, uma vez que o desenvolvimento da agricultura nessa região é muito acelerado, o que levou à necessidade de substituição de algumas áreas selecionadas, por terem sofrido interferência humana recente.

Como a maioria das áreas a serem amostradas se encontrava em propriedades rurais particulares, todo um trabalho de repasse de informação a esses proprietários rurais foi necessário, mostrando a importância da contribuição de cada um, no sentido de autorizar a visita às áreas e demarcação dos pontos de amostragem, pois como pode ser observado pelo mapa de Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do rio de Santa Maria da Vitória (Figura 5), apenas duas áreas, bem restritas, são Unidades de Conservação sob a responsabilidade do Instituto Estadual de Meio Ambiente (Iema).

As áreas selecionadas são, em sua maioria, de relevo acidentado, sob vegetação permanente, floresta remanescente da mata atlântica. Mesmo com a identificação via Geobases e a proximidade de estradas de acesso aos pontos das áreas amostrais, quando se procedeu à identificação da área *in loco*, algumas dificuldades de acesso foram encontradas, pelas condições topográficas e/ou falta de estrada até o ponto de coleta propriamente dito, havendo necessidade de abrir trilhas até o local de coleta e realizar a limpeza superficial dos pontos de amostragem (Figura 7).

**Figura 7.** Início da trilha para o interior da mata onde foram feitas as coletas de solo.



## **DEFINIÇÃO DO NÚMERO DE AMOSTRAS E TIPO DE COLETA**

Os 80 pontos de coleta na verdade foram 80 áreas amostrais, uma vez que as coletas foram de amostras compostas retiradas das áreas representativas da Bacia de Santa Maria da Vitória, sendo cada amostra composta formada por amostras simples, denominadas subamostras.

As coletas foram realizadas pela equipe técnica do projeto com o acompanhamento de um profissional do Centro Tecnológico de Análises (Cetan), responsável pelas análises laboratoriais necessárias. O referido laboratório é acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Inmetro), conforme recomenda a Resolução Conama nº 420 (CONAMA, 2009).

Inicialmente foram coletadas amostras compostas da superfície (0 a 20 cm de profundidade) e amostras compostas da subsuperfície (80 a 100 cm de profundidade), as quais foram submetidas às análises de todos os elementos recomendados pela Conama nº 420. Essas amostras foram coletadas para a realização de um comparativo dos resultados das análises das amostras coletadas na subsuperfície com as da superfície em um mesmo local de amostragem, com a finalidade de verificar a necessidade de desenvolver o trabalho nas duas profundidades. Como não houve diferença significativa entre eles, para os demais pontos amostrais, a coleta de solo foi apenas na superfície.

A definição de 80 a 100 cm como profundidade fixa da camada de subsuperfície teve como base os estudos preliminares, desenvolvidos no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) em solos tipo Latossolos (OLIVEIRA; PRADO, 1987).

Para formar cada amostra composta foram realizadas as coletas de amostras simples (subamostras) em 10 pontos de coleta, em uma área de aproximadamente 10 ha, sendo as mesmas demarcadas em ziguezague. A determinação desse número de subamostras por amostra composta foi definida após visitas prévias às áreas de coleta das amostras, com uma avaliação *in loco* da uniformidade das mesmas.

## DISCRIMINAÇÃO DA COLETA DE SOLOS

Para a retirada das subamostras procedeu-se à limpeza superficial da área do ponto amostral para a remoção de restos vegetais (Figura 8).

**Figura 8.** Remoção superficial dos restos vegetais da área a ser coletada.



A retirada do solo foi realizada com o auxílio de cavadeira de duas bocas, articulada, em aço inoxidável (Figura 9), sendo acondicionadas em baldes de polietileno até a retirada das 10 subamostras. Mesmo procedimento para as duas profundidades (Figura 10). Em seguida,

utilizaram-se bandejas de polietileno para deposição da amostra composta e espátula de aço inoxidável para sua homogeneização (Figura 11).

Após a coleta das 10 subamostras, o solo coletado foi homogeneizado manualmente, utilizando-se luvas descartáveis. Para acondicionamento das amostras compostas utilizaram-se frascos de polietileno de boca larga e tampa rosqueável, os quais foram previamente tratados, para limpeza e descontaminação, com ácido nítrico 10 % e enxaguados com água deionizada. Após a coleta de cada amostra

**Figura 9.** Coleta de subamostra do solo de 0 - 20 cm de profundidade.



composta, os equipamentos de campo eram tratados com ácido nítrico e enxaguados com água deionizada.

Para as coletas subsuperficiais do solo (80 a 100 cm) utilizou-se um perfurador motorizado, com broca helicoidal, até a profundidade de 70 cm. A perfuração continuou com a cavadeira inoxidável, sendo o solo de 70 a 80 cm descartado, para evitar a contaminação da amostra por arraste das partículas do solo

superficial, procedendo-se, a seguir, à coleta da subamostra na profundidade

**Figura 10.** Solo acondicionado no balde de polietileno, por amostra composta, até um total de 10 coletas.



**Figura 11.** Mistura e uniformização da amostra composta.



**Figura 12.** Abertura do perfil do solo para coleta em profundidade.



**Figura 13.** Retirada da amostra em profundidade.



de 80 a 100 cm com o auxílio da cavadeira inoxidável (Figuras 12 e 13).

Os frascos de polietileno utilizados para o acondicionamento das amostras, previamente identificados, foram preenchidos com as amostras de solo até o volume total com o auxílio de uma colher de aço inoxidável (Figura 14) e acondicionados para transporte até o laboratório de análises em caixas de isopor com gelo.

**Figura 14.** Acondicionamento da amostra composta em recipiente apropriado para transporte até o laboratório.



## ANÁLISES LABORATORIAIS

As amostras foram processadas, procedendo-se às análises conforme as recomendações da Cetesb (2001), Cetesb (2005) e da Conama (2009), para os seguintes elementos:

### INORGÂNICOS

Antimônio, Arsênio, Bário, Boro, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Mercúrio, Molibdênio, Níquel, Nitrato (como N), Prata, Selênio, Vanádio, Zinco.

Para análise das substâncias inorgânicas procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA SW-846 (Test Methods for Evaluating

Solid Waste) - US EPA (United States Environmental Protection Agency), por Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES).

#### HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS VOLÁTEIS

Benzeno, Estireno, Etilbenzeno, Tolueno, Xilenos.

Para análise dos hidrocarbonetos aromáticos voláteis procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA 8015/8260, por Cromatografia Gasosa.

#### HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS

Antraceno, Benzo(a)antraceno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Benzo(a)pireno, Criseno, Dibenzo(a,h)antraceno, Fenantreno, Indeno(1,2,3-c,d)pireno, Naftaleno.

Para análise dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA SW-846, por Cromatografia Gasosa.

#### BENZENOS CLORADOS

Clorobenzeno (Mono), 1,2-Diclorobenzeno, 1,3-Diclorobenzeno, 1,4-Diclorobenzeno, 1,2,3-Triclorobenzeno, 1,2,4-Triclorobenzeno, 1,3,5-Triclorobenzeno, 1,2,3,4-Tetraclorobenzeno, 1,2,3,5-Tetraclorobenzeno, 1,2,4,5-Tetraclorobenzeno, Hexaclorobenzeno.

#### ETANOS CLORADOS

1,1-Dicloroetano, 1,2-Dicloroetano, 1,1,1-Tricloroetano.

#### ETENOS CLORADOS

Cloreto de vinila, 1,1-Dicloroetano, 1,2-Dicloroetano - cis, 1,2-Dicloroetano - trans, Tricloroetano (TCE), Tetracloroetano (PCE).

#### METANOS CLORADOS

Cloreto de Metileno, Clorofórmio, Tetracloroetano de carbono.

Para análise dos benzenos clorados, etanos clorados, etenos clorados e metanos

clorados procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA 8260/8330/502-2, por Cromatografia Gasosa.

#### FENÓIS CLORADOS

2-Clorofenol (o), 2,4-Diclorofenol, 3,4-Diclorofenol, 2,4,5-Triclorofenol, 2,4,6-Triclorofenol, 2,3,4,5-Tetraclorofenol, 2,3,4,6-Tetraclorofenol, Pentaclorofenol (PCP).

#### FENÓIS NÃO CLORADOS

Cresóis, Fenol.

Para análise dos fenóis clorados e fenóis não clorados procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA SW-846/8041/8270, por Cromatografia Gasosa.

#### ÉSTERES FTÁLICOS

Dietilexil ftalato (DEHP), Dimetil ftalato, Di-n-butil ftalato.

Para análise dos ésteres ftálicos procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA 8061, por Cromatografia Gasosa.

#### PESTICIDAS ORGANOCLORADOS

Aldrin, Dieldrin, Endrin, DDT, DDD, DDE, HCH beta, HCH – gama (Lindano).

#### PCBS (BIFENILAS POLICLORADAS) TOTAIS

Para análise dos pesticidas organoclorados e bifenilas policloradas totais procedeu-se ao tratamento preliminar das amostras e análise pelo método EPA 508/8270, por Cromatografia Gasosa.

Além das demais análises físico-químicas de solos:

#### ANÁLISES FÍSICAS

Argila, Areia grossa, Areia fina e Silte

#### ANÁLISES QUÍMICAS

Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Ferro (Fe), Alumínio

(Al), Manganês (Mn), Silício (Si), Sódio (Na), pH em água, CTC, Matéria Orgânica (MO), Soma Bases (SB), CTC efetiva (t), CTC pH 7,0 (T), Sat. Bases (V), Sat. Sódio (ISNa), Sat. Alumínio (m), Acidez Potencial (H + Al).

As análises físico-químicas de solos seguiram as metodologias analíticas definidas pela Embrapa (1997) e Embrapa (1999).

## ANÁLISES ESTATÍSTICAS

De posse dos resultados procedeu-se às análises estatísticas dos dados para gerar os valores de referência de qualidade de solos para a Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, no Estado do Espírito Santo para fins de enquadramento e identificação de contaminação.

Os resultados analíticos foram avaliados por análises descritivas, considerando-se as medidas de posição: média, mediana e percentis 75 e 90 e de dispersão: valores mínimos e máximos, desvio padrão e coeficiente de variação. Os valores de referência de qualidade (VRQ) foram extraídos a partir do quartil superior (percentil 75) da distribuição de frequências dos resultados. Para as análises estatísticas foi utilizado o Sistema para Análises Estatísticas SAEG (RIBEIRO JUNIOR, 2001).

## REFERÊNCIAS

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de diretoria nº 195-2005, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo, 23 nov. 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>. Acesso em: 10 jan. 2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Doroth C. P. Casarini et al. (Eds.) São Paulo: CETESB, 2001. 73 p. (Série Relatórios Ambientais).

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em: <http://>

www.mma.gov.br. Acesso em: 10 dez. 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed., Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997, 212 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Fábio César da Silva (Org.). Brasília: Embrapa - Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999, 370 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 353 p. 2013.

ESPÍRITO SANTO. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Viçosa - Departamento de Solos. **Atlas de ecossistemas do Espírito Santo**. Vitória: SEMA; UFV, 2008. 504 p.

FEITOZA, H. N. **The natural units database for Espírito Santo, Brazil: a GIS approach**. 1998. 95 f. Thesis (MSc - ITC&WAO), The Netherlands, 1998.

FEITOZA, L. R.; STOCKING, M. S.; RESENDE, M. (Eds.). **Natural Resources Information Systems for Rural Development - Approaches for Espírito Santo State, Brasil**. Vitória: Incaper, 2001.

IBGE **Mapa de Solos do Projeto RADAMBRASIL**. Escala 1:250.000, folhas: Governador Valadares SE 24-Y-A, São Mateus SE 24-Y-B, Colatina SE 24-Y-C, Cachoeiro SF 24-V-A, Linhares SE 24-Y-D, Vitória SF 24-V-D e Campos SF 24-V-C. Rio de Janeiro: IBGE, [198-?].

GOVERNO DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. **Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES)**. Disponível em: <http://www.geobases.es.gov.br/portal>. Acesso em: 25 maio 2015.

OLIVEIRA, J. B. de; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de Ribeirão Preto. II. Memorial descritivo. Campinas: Instituto Agrônomo, 1987. 133 p. (Boletim Científico, 7).

OLIVEIRA, V. et al. Pedologia. Levantamento exploratório de solos. In: PROJETO RADAMBRASIL. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória. **Levantamento de Recursos Naturais**, n. 32, Rio de Janeiro. p. 385-552, 1983.

RIBEIRO JÚNIOR, J. I. **Análises estatísticas no SAEG**. Viçosa - MG: Editora Folha de Viçosa, 2001. 301 p.

SANTOS, J. H. G.; VIEIRA, E. I.; SILVA, G. B. Pedologia. Levantamento Exploratório de solos. In: PROJETO RADAMBRASIL. Folha SE.24 Rio Doce. **Levantamento de Recursos Naturais**, n. 34, Rio de Janeiro. p. 229-252, 1987.

## Capítulo 7

# VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS: BACIA HIDROGRÁFICA DE SANTA MARIA DA VITÓRIA

Aureliano Nogueira da Costa  
Adelaide de Fátima Santana da Costa  
Rogerio Carvalho Guarçoni  
André Guarçoni M.  
Luiz Carlos Prezotti

## INTRODUÇÃO

O solo é um sistema tridimensional de natureza física, química e mineralógica variável, sendo normalmente dividido em três fases: a fase sólida ou matriz do solo, constituída pelas partículas minerais e orgânicas; a fase líquida ou a água do solo, a qual contém substâncias dissolvidas e por esta razão é denominada de solução do solo; e a fase gasosa denominada de atmosfera do solo (SALGADO; COSTA, 2003).

O solo é considerado um meio para o crescimento e desenvolvimento de organismos vivos e está submetido continuamente a alterações advindas de trocas gasosas que ocorrem entre a atmosfera acima e abaixo da superfície, as quais são influenciadas pelas condições climáticas, ciclos hidrológicos e pelas técnicas de manejo agrícola adotadas. O solo desempenha importante papel nas condições ambientais, que influenciam as reações bio-físicoquímicas da decomposição de materiais orgânicos e reciclagem de nutrientes para o contínuo processo de desenvolvimento biológico (HILL, 1998).

Na maioria dos solos, a fração mineral corresponde a aproximadamente 95-98% dos componentes sólidos do solo. As frações minerais do solo são resultantes dos processos físico-químicos (intemperismo) responsáveis pela fragmentação da rocha, gerando partículas de diferentes tamanhos e formas. Estas podem apresentar desde dimensões coloidais, como argilas muito finas, até vários centímetros, como os cascalhos.

Os valores orientadores de qualidade de solos ou de *background* são fundamentais para o estabelecimento de referências indicativas de riscos e danos ambientais oriundos da atividade antrópica. O uso e manejo do solo aliado à exploração e uso dos recursos naturais promovem mudanças nas características naturais dos solos e impactam o meio ambiente, promovendo alterações que configuram o efeito de poluição ou contaminação.

As atividades antrópicas promovem alteração na qualidade dos solos e interferem na preservação do meio ambiente, razão pela qual o estabelecimento de valores de referência dos minerais é primordial como medida relativa para evidenciar as alterações ou os desvios das concentrações naturais de um elemento, principalmente os metais pesados.

A relação entre as alterações naturais e as advindas da ação antrópica é uma questão que envolve implicações importantes nas áreas de geologia, toxicologia e biologia, entre outros campos do conhecimento, que, segundo Rodrigues e Nalini Junior (2008), é especialmente importante, quando interpretações geoquímicas de elementos tóxicos são requeridas.

## **CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS SOLOS**

Os solos apresentam características físicas e químicas variáveis em função do material de origem e dos fatores edafoclimáticos, que influenciam na composição e disponibilidade de minerais no sistema solo-planta.

A determinação de valores orientadores de qualidade de solo foi realizada utilizando-se o método direto, que também é denominado de método geoquímico, e consiste da análise de amostras de solos reconhecidamente isentas de interferências antrópicas (HORCKMANS et al., 2005).

Nos cinco solos representativos da Bacia de Santa Maria da Vitória foram determinadas as características químicas e físicas:  $Al^{3+}$ , Carbono Orgânico (CO), Matéria Orgânica (MO), Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTCefetiva), Saturação por Bases (V), pH em água, Areia Total, Silte e Argila, as quais são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1.** Características físicas e químicas das amostras de solo da bacia hidrográfica de Santa Maria da Vitória

Solos	P <sub>v</sub> Mehlich (mg dm <sup>-3</sup> )	K (mg dm <sup>-3</sup> )	Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Na (mg dm <sup>-3</sup> )	Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	pH H <sub>2</sub> O	CO (dag dm <sup>-3</sup> )	MO (dag dm <sup>-3</sup> )	Soma Bases (SB) (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	CTC efetiva (t) (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	CTC pH 7,0 (T) (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	Sat. Bases (V) (%)	Argila Total 2 a 0,05mm dag kg <sup>-1</sup>	Slite 0,05 a 0,002mm dag kg <sup>-1</sup>	Argila > 0,002mm dag kg <sup>-1</sup>
Neossolo Litólico Distrófico (n=2)	8,00	44,50	1,15	0,77	24,50	0,75	5,05	1,25	2,15	2,14	2,89	6,64	31,14	50,30	25,70	24,00
Cambissolo Háplico Tb Dístico (n=32)	1,41	39,88	0,66	0,42	19,81	0,95	4,66	2,21	3,79	1,26	2,22	6,54	19,32	62,92	20,64	16,44
Latossolo Vermelho- amarelo Distrófico (n=44)	1,50	22,68	0,21	0,24	14,20	1,46	4,15	2,48	4,26	0,57	2,03	8,13	7,28	52,57	26,62	20,82
Gleissolo Háplico Tb Dístico (n=1)	2,00	30,00	0,16	0,49	17,00	2,00	4,20	1,80	3,10	0,80	2,80	8,30	9,65	14,20	27,80	58,00
Argissolo Vermelho-amarelo Distrófico (n=1)	2,00	30,00	0,17	0,78	16,00	0,90	4,80	1,60	2,80	1,10	2,00	5,80	18,92	49,90	22,10	28,00
Média	1,64	30,29	0,41	0,33	16,76	1,24	4,39	2,32	3,99	0,89	2,14	7,43	12,87	56,14	24,16	19,70
Mediana	1,00	23,00	0,15	0,27	14,00	1,20	4,40	2,21	3,80	0,51	2,00	7,03	7,43	57,20	23,60	18,00
Mínimo	1,00	12,00	0,06	0,05	8,00	0,10	3,40	0,93	1,60	0,21	1,21	5,02	2,88	14,20	13,20	6,00
Máximo	14,00	105,00	2,86	1,20	44,00	2,40	5,60	3,72	6,40	4,20	4,40	12,03	55,97	79,00	43,00	58,00
DP	1,54	20,78	0,58	0,24	8,48	0,52	0,49	0,55	0,94	0,86	0,63	1,64	12,43	13,67	6,53	9,25
CV (%)	93,82	68,60	141,84	73,02	50,56	42,30	11,06	23,70	23,70	96,34	29,32	22,03	96,56	24,34	27,03	46,96

DP=Desvio padrão

**Caracterização física:** Areia total, silte e argila.

A caracterização das amostras quanto à areia total, silte e argila revelou valores médios de 56,14 dag kg<sup>-1</sup> para areia total, 24,16 dag kg<sup>-1</sup> para silte e 19,70 dag kg<sup>-1</sup> para argila, classificando-os como solos minerais de textura argilo-arenosa.

Os teores de areia total corroboram os resultados obtidos por Paye (2010) em solos do Estado do Espírito Santo, que obteve o valor médio de 52,20 dag kg<sup>-1</sup> de argila e 49,4 dag kg<sup>-1</sup> de silte + argila.

**Caracterização química:** Acidez, alumínio, CTC efetiva, soma de bases, saturação por bases (V %), Carbono Orgânico (CO) e matéria orgânica (MO).

### **Acidez**

Considerando o total de amostras analisadas, os resultados para o pH em água variaram de 3,4 a 5,6 sendo que a média obtida para o Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico foi de 4,15 e para o Neossolo Litólico Distrófico foi de 5,05, configurando-os como solos tipicamente ácidos.

Os resultados publicados na literatura destacam a influência do pH do solo na solubilidade e disponibilidade de metais pesados em solos (McBRIDE, 1994; CHAVES; SOUZA; TITO, 2008; ZENG et al., 2011). As condições, predominantemente mais ácidas, favorecem a solubilização e mobilização de metais catiônicos para a solução do solo (ARIAS et al., 2005; GUILHERME et al., 2005; DU LAING et al, 2007).

Considerando a importância da acidez no sistema solo-planta e a predominância de solos ácidos na bacia hidrográfica de Santa Maria da Vitória, verifica-se que essas condições favorecem a solubilização e a mobilização de metais catiônicos.

### **Alumínio**

Os teores de alumínio (Al<sup>3+</sup>) variaram de 0,75 a 2,00 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> (Tabela 1). De acordo com as tabelas de interpretação de análises de solos propostas por Alvarez et al. (1999), os teores de Al<sup>3+</sup> encontrados na Bacia do Santa Maria da Vitória se enquadram na classe média (0,51 a 1,00 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>), com exceção da amostra coletada na região de Gleissolo Háptico Tb Distrófico. O teor de

alumínio para essa amostra foi classificado como alto ( $2,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ).

### **CTC efetiva**

A CTC efetiva (t) indica a quantidade de cargas negativas do solo ocupadas com os cátions trocáveis, desconsiderando-se o  $\text{H}^+$ , a qual variou de 2,0 a  $2,89 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ . O valor médio da CTC efetiva para os solos da Bacia de Santa Maria da Vitória foi de  $2,14 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  (Tabela 1), que é classificado, de acordo com Prezotti e Guarçoni M. (2013), como baixa CTC efetiva ( $< 2,5$ ).

### **CTC total**

Representa um importante indicador da capacidade de retenção de metais pesados na fase sólida do solo. Solos que apresentam valores mais elevados de CTC possuem, em geral, maior capacidade de adsorção de metais que os de baixa capacidade de troca, pois possuem mais sítios de adsorção disponíveis nos colóides do solo para adsorver metais (BARRY et al., 1995).

O baixo valor para a CTC é um indicativo de menor adsorção de metais pesados nesses solos, em condições naturais.

As amostras analisadas apresentaram variação de 5,8 a  $8,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , sendo considerados como valores médios (PREZOTTI; GUARÇONI M., 2013).

### **Soma de Bases**

A Soma por Bases (SB) representa o somatório dos elementos  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , e os resultados para os solos da Bacia do Santa Maria da Vitória variaram de  $0,57 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , classificados como baixo ( $< 2,0$ ), para as amostras no Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico, até  $2,14 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ , nos solos Neossolos Litólicos Distróficos, classificado como médio (2,0 a 5,0) por Prezotti e Guarçoni M. (2013).

### **Saturação por bases**

A saturação por bases (V %) variou de 7,28 % a 31,14 %, respectivamente para o Latossolo Vermelho-amarelo Distrófico e para o Neossolo Litólico Distrófico. Esses valores são classificados como baixos, ou seja, inferiores a 50 % (PREZOTTI; GUARÇONI M., 2013).

## **Carbono Orgânico e Matéria Orgânica**

Os resultados para o Carbono Orgânico Total (CO) variaram de 1,25 a 2,48 dag dm<sup>-3</sup>, e os da Matéria Orgânica (MO) variaram de 2,15 a 2,48 dag dm<sup>-3</sup> (Tabela 1). A matéria orgânica do solo, mesmo quando em pequena quantidade, participa ativamente da imobilização dos metais pesados no solo, e esse comportamento é resultante da geração de sítios de adsorção, com presença predominantemente de cargas negativas, que atuam na retenção catiônica e como agente quelante na solução do solo (SILVA; CAMARGO; CERETTA, 2006).

## **Recuperação dos metais pesados em amostras de referência certificadas**

A amostra de referência SRM2710a Montana Soil, certificada pelo National Institute of Standards and Technology (NIST), pelo método EPA SW-846 (United States Environmental Protection Agency - USEPA), utilizada para a comparação dos valores obtidos neste estudo, teve seus teores certificados determinados a partir de métodos de determinação do teor total e pelo uso de digestões contendo ácido fluorídrico para decomposição dos silicatos do solo (NIST, 2009).

As taxas de recuperação de metais pesados para a solubilização total das amostras do solo certificado variaram de 98,4 a 107,5 % (Tabela 2). De modo geral, as taxas de recuperação foram satisfatórias para todos os metais pesados, por se encontrarem dentro da faixa recomendada (USEPA, 1996). Estes resultados confirmam a qualidade dos métodos utilizados na análise das amostras, assegurando sua confiabilidade.

## **Teores naturais dos metais pesados nos solos da Bacia de Santa Maria da Vitória**

A concentração natural dos metais pesados, em mg Kg<sup>-1</sup>, nos solos representativos da Bacia de Santa Maria da Vitória, seguiu a ordem decrescente Fe > Mn > Ba > Zn > Cr > Co > Cu > B > Ni > Pb > Mo. Os teores de Ag, As, Cd, Se, Hg, Sb e V apresentaram-se abaixo do limite de detecção para todas as amostras analisadas.

Estudos realizados no Estado do Espírito Santo por Paye et al. (2008) para os solos das Bacias Hidrográficas do Riacho, de Reis Magos e Santa Maria de Vitória demonstraram que os teores totais dos metais nos solos do Espírito Santo, dentro de

certos limites, sofrem maior interferência do grau de intemperismo e da intensidade da lixiviação do que da composição química do material de origem.

Os resultados obtidos foram inferiores aos reportados para solos de outros países e estados brasileiros e podem estar relacionados com o material de origem e as características físicas e químicas dos solos da região. Os teores naturais de metais pesados nos solos refletem os teores do material de origem, com exceção dos casos de intensa deposição por fontes antrópicas (ALLOWAY, 1990; MA; RAO, 1997; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005, COSTA, 2013).

É importante destacar que o contexto geológico é formado predominantemente por Rochas Cristalinas Pré-cambrianas e sedimentos Terciários e Quaternários e refletem os baixos teores naturais de metais pesados encontrados nos solos do Estado do Espírito Santo (PAYE; MELLO; MELO, 2012).

**Tabela 2.** Recuperação dos metais pesados no solo de referência certificado (SRM 2710a)

Metais	Valor determinado	Valor certificado (NIST) <sup>1</sup>	Recuperação (determinado) <sup>2</sup>	Recuperação por lixiviado <sup>3</sup>	Recuperação base lixiviado (determinado) <sup>4</sup>
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----		-----%-----	-----%-----	-----%-----
Ag	39,6	40	99,0	85,3	116,1
As	0,1526	0,154 ± 0,010	99,0	88,4	120,0
B	21,5	20	107,5	90,2	119,2
Ba	787,1	792 ± 36	99,4	84,1	118,2
Cd	12,14	12,3 ± 0,3	98,7	88,4	111,6
Co	5,950	5,99 ± 0,14	99,3	82,6	120,2
Cr	22,80	23 ± 6	99,1	83,0	119,4
Cu	0,3451	0,342 ± 0,005	100,9	82,5	122,3
Fe	4,46	4,32 ± 0,08	103,2	93,2	110,7
Hg	9,720	9,88 ± 0,21	98,4	90,6	108,6
Mn	0,2190	0,214 ± 0,006	101,4	84,6	125,8
Mo	*	*	*	*	*
Ni	7,940	8 ± 1	99,3	84,7	117,2
Pb	0,5513	0,552 ± 0,003	99,9	88,3	113,1
Sb	52,59	52,5 ± 1,6	100,2	86,9	115,3
Se	1	1	100,0	89,6	111,6
V	80,90	82 ± 9	98,7	91,2	108,2
Zn	0,4195	0,418 ± 0,015	100,4	82,7	121,4

<sup>1</sup> NIST- Montana Soil;

<sup>2</sup> Recuperação determinado (%) = (valor determinado/valor certificado) x 100

<sup>3</sup> Recuperação por lixiviado (%) = (valor da mediana do lixiviado – NIST/valor certificado) x 100

<sup>4</sup> Recuperação base lixiviado determinado (%) = (recuperação determinado / por lixiviado) x 100

\* Valor não determinado pelo NIST no solo padrão

## **Boro**

O teor natural de Boro (B) variou 3,4 a 8,5 mg kg<sup>-1</sup>, com teor médio de 5,37 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Os resultados obtidos para os solos da Bacia de Santa Maria da Vitória foram inferiores aos determinados para o Estado de Minas Gerais: 11,5 mg kg<sup>-1</sup> (MELLO; ABRAHÃO, 2013).

## **Bário**

Os teores naturais de Bário (Ba) variaram de 43 a 99 mg kg<sup>-1</sup>, com média de 73,53 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Os resultados médios obtidos são inferiores aos VRQs estabelecidos para os Estados de São Paulo: 75 mg kg<sup>-1</sup> (CETESB, 2005), de Pernambuco: 84 mg kg<sup>-1</sup> (BIONDI et al., 2011b), de Minas Gerais: 93 mg kg<sup>-1</sup> (MELLO; ABRAHÃO, 2013) e da Paraíba: 60,85 mg kg<sup>-1</sup> (ALMEIDA JUNIOR, 2014).

## **Chumbo**

O teor natural de Chumbo (Pb) variou de 1,20 a 3,50 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 2,18 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

O valor médio obtido é inferior ao mencionado por Paye et al. (2010) para os solos das Bacias Hidrográficas de Riacho, Reis Magos e Santa Maria da Vitória, com uma faixa de 2,27 a 70,69 mg kg<sup>-1</sup> e valor médio de 5,39 mg kg<sup>-1</sup>. São inferiores também aos resultados obtidos para solos de Pernambuco (BIONDI, 2010) e para os solos do Rio Grande do Norte (COSTA, 2013).

**Tabela 3.** Teores naturais de metais pesados dos solos da Bacia de Santa Maria da Vitória

Variáveis	Ag	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn	
	-----mg.kg <sup>-1</sup> -----																		
Média	<LD	<LD	5,37	73,53	<LD	7,51	37,61	7,30	8521,25	<LD	88,53	1,92	5,17	2,18	<LD	<LD	<LD	58,59	
Mediana	<LD	<LD	5,30	74,50	<LD	7,55	35,00	6,50	8600,00	<LD	87,00	1,95	5,20	2,30	<LD	<LD	<LD	56,00	
Mínimo	<LD	<LD	3,40	43,00	<LD	4,80	12,00	2,30	3500,00	<LD	34,00	1,20	2,30	1,20	<LD	<LD	<LD	24,00	
Máximo	<LD	<LD	8,50	99,00	<LD	9,60	66,00	16,00	14500,00	<LD	120,00	3,60	7,10	3,50	<LD	<LD	<LD	95,00	
Desvio Padrão	<LD	<LD	0,951	15,35	<LD	1,36	14,53	3,26	2701,27	<LD	16,67	0,480	0,977	0,517	<LD	<LD	<LD	18,03	
CV (%)	<LD	<LD	17,73	20,88	<LD	18,11	38,64	44,68	31,70	<LD	18,83	25,05	18,89	23,69	<LD	<LD	<LD	30,77	

<LD = Valor abaixo do limite de detecção

## **Cobalto**

Os teores naturais de Cobalto (Co) variaram de 4,80 a 9,60 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 7,51 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

O resultado para o valor médio observado foi inferior ao valor médio de 8,64 mg kg<sup>-1</sup> e está dentro da faixa de 4,45 a 10,7 mg kg<sup>-1</sup>, publicado por Paye (2008), de acordo com o tipo de solo avaliado no Estado do Espírito Santo.

## **Cobre**

O teor natural de Cobre (Cu) variou de 2,30 a 16,00 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 7,30 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

O teor natural médio de Cu (7,30 mg kg<sup>-1</sup>) está dentro da faixa de 0,01 a 40,05 mg kg<sup>-1</sup>, observada por Paye et al. (2010) para solos das Bacias Hidrográficas de Riacho, Reis Magos e Santa Maria da Vitória, no Espírito Santo. Esses mesmos autores verificaram que o valor médio calculado com base nos teores totais foi de 5,57 mg kg<sup>-1</sup>, e o valor de referência de qualidade de solo (VRQs) calculado com base no Percentil 75 foi de 5,91 mg kg<sup>-1</sup>.

O valor observado está próximo ao determinado para o Estado de Pernambuco: 7,15 mg kg<sup>-1</sup> (BIONDI et al., 2011a) e inferior aos da Paraíba: 10,25 mg kg<sup>-1</sup> (ALMEIDA JUNIOR, 2014), de São Paulo: 35 mg kg<sup>-1</sup> (CETESB, 2005) e de Minas Gerais: 49 mg kg<sup>-1</sup> (MELLO; ABRAHÃO, 2013).

Campos et al. (2003), avaliando Latossolos de diferentes regiões do País e desenvolvidos a partir de vários materiais de origem, observaram teores de Cu variando entre 3 e 238 mg kg<sup>-1</sup>, atribuindo os maiores teores a solos provenientes de rochas máficas.

Hugen et al. (2013), estudando os teores naturais de Cu em solos de Santa Catarina, observaram menores concentrações de Cu (0,3 e 2 mg kg<sup>-1</sup>) em solos desenvolvidos sobre sedimentos arenosos e granito, respectivamente. Nesse mesmo estudo, solos derivados de andesito basalto e de basalto apresentaram concentrações de Cu relativamente altas (213,3 e 149,1 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente).

## **Cromo**

O teor natural de Cromo (Cr) variou de 12,00 a 66,00 mg kg<sup>-1</sup> com valor médio de 37,61 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

O teor natural médio de 37,61 mg kg<sup>-1</sup> foi inferior aos valores médios observados por Paye (2008), de 41,07 mg kg<sup>-1</sup>, para solos de três Bacias Hidrográficas do Espírito Santo, e por Santos e Alleoni (2013), que encontraram valores de 39,48 mg kg<sup>-1</sup> para os solos do Mato Grosso e Rondônia. Entretanto, foi superior aos relatados por Almeida Junior (2014): 28,14 mg kg<sup>-1</sup>, por Costa (2013): 26,55 mg kg<sup>-1</sup>, por Fadigas et al. (2006): 26,8 mg kg<sup>-1</sup> e por Biondi (2010): 27,14 mg kg<sup>-1</sup>.

Segundo Kabata-Pendias (2011), valores mais expressivos desse elemento são encontrados em rochas máficas e nos sedimentos argilosos, podendo as rochas ultramáficas atingir mais de 3000 mg kg<sup>-1</sup> de Cr. Em Fernando de Noronha, um Cambissolo Háptico desenvolvido a partir de rochas basálticas apresentou teor de 850,38 mg kg<sup>-1</sup> de Cr (FABRICIO NETA, 2012).

## **Ferro**

O teor natural de Ferro (Fe) variou de 3.500 a 14.500 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3), variação equivalente a 3,5 a 14,5 g kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 8,5 g kg<sup>-1</sup>. Estes valores encontram-se dentro da faixa de 0,003 e 227 g kg<sup>-1</sup> apresentada por Burt et al. (2003) para solos dos Estados Unidos. Esses teores são consistentemente inferiores aos reportados por Almeida Junior (2014), que obteve teores de 0,13 a 51,61g kg<sup>-1</sup>, e por Caires (2009), quando analisou solos de Minas Gerais desenvolvidos sobre rochas máficas e ultramáficas.

O Fe e o Mn são os metais pesados mais abundantes na Litosfera, especialmente o Fe (JONES; JACOBSEN, 2009).

Biondi et al. (2011a) observaram, em Minas Gerais, que os maiores teores de Fe foram encontrados na Zona da Mata (21,42 g kg<sup>-1</sup>).

## **Manganês**

O teor natural de Manganês (Mn) variou de 34 a 120 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 88,53 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Os resultados obtidos estão dentro da faixa de 5,56 a 602 mg kg<sup>-1</sup> com valor médio de 131,69 mg kg<sup>-1</sup>, verificada por Paye et al. (2010) para solos da Bacia Hidrográfica de Riacho, Reis Magos e Santa Maria da Vitória, no Estado do Espírito Santo.

### **Molibdênio**

Os teores naturais de Molibdênio (Mo) variaram de 1,20 a 3,60 mg kg<sup>-1</sup>, com média de 1,92 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Os resultados obtidos são superiores aos verificados por Paye (2008), que observou uma variação de 0,39 a 2,55 mg kg<sup>-1</sup> para o teor médio de Mo para os grupos de solos avaliados.

O teor médio encontrado para as amostras de solo da Bacia de Santa Maria da Vitória está acima dos indicados por Kabata-Pendias (2011), porém dentro da faixa estabelecida para valor de referência de qualidade (VRQ) no Estado de São Paulo, que é inferior a 4,0 mg kg<sup>-1</sup>.

Resultados compilados em Kabata-Pendias (2011) indicam que os valores de Mo no mundo variaram de 0,9 a 1,8 mg kg<sup>-1</sup>, com teor médio de 1,1 mg kg<sup>-1</sup>, sendo este valor bastante semelhante à sua abundância na crosta da Terra (1,5 mg kg<sup>-1</sup>).

### **Níquel**

O teor natural de Níquel (Ni) variou de 2,30 a 7,10 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 5,17 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

Os resultados obtidos para os solos da Bacia de Santa Maria da Vitória apresentaram teores naturais de Ni dentro da faixa de 0,46 a 25,6 mg kg<sup>-1</sup> verificada por Paye et al. (2010) para solos da Bacia Hidrográfica de Riacho, Reis Magos e Santa Maria da Vitória, no Estado do Espírito Santo, e inferiores aos determinados para os Estados de Pernambuco: 6 mg kg<sup>-1</sup> (BIONDI et al., 2011a) e da Paraíba: 10,25 mg kg<sup>-1</sup> (ALMEIDA JUNIOR, 2014).

Campos et al. (2003), avaliando Latossolos de diferentes regiões do Brasil e desenvolvidos a partir de diferentes materiais de origem, observaram teores de Ni variando entre 3 a 45 mg kg<sup>-1</sup>, atribuindo os maiores teores a solos provenientes de rochas máficas.

Segundo Kabata-Pendia (2011), o Ni é bastante abundante em todas as ordens de solos, e seu maior acúmulo é observado nos Cambissolos e solos influenciados por calcários.

### **Zinco**

O teor natural de Zinco (Zn) variou de 24 a 95 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 58,59 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 3).

O valor médio obtido é superior ao encontrado por Paye et al. (2010) para solos da Bacia Hidrográfica de Riacho, Reis Magos e Santa Maria da Vitória, que foi de 21,02 mg kg<sup>-1</sup>, com uma faixa de 0,32 a 87,54 mg kg<sup>-1</sup>.

Os teores médios de Zn obtidos para os solos da Bacia de Santa Maria da Vitória são considerados baixos quando comparados aos resultados obtidos para os solos de Pernambuco (BIONDI, 2010) e para os solos do Rio Grande do Norte (COSTA, 2013).

Segundo Zhang et al. (2002), solos menos intemperizados são mais propensos a apresentarem teores naturalmente maiores de metais.

### **Prata, Cádmio, Antimônio, Arsênio, Selênio, Mercúrio e Vanádio**

Os teores naturais de Prata (Ag), Cádmio (Cd), Antimônio (Sb), Arsênio (As), Selênio (Se), Mercúrio (Hg) e Vanádio (V) situaram-se abaixo do limite de detecção (<LD) do método para todas as amostras de solos analisadas.

Os teores naturais abaixo do limite de detecção para Cd e Sb também foram verificados em estudos realizados por diversos autores em diferentes estados, conforme verificado por Paye et al. (2010) para solos do Estado do Espírito Santo, CETESB (2001) para solos de São Paulo, Costa (2013) para solos do Rio Grande do Norte e Almeida Junior (2014) para solos da Paraíba.

O valor global do teor de Ag para diferentes solos é estimado em 0,13 mg kg<sup>-1</sup>, com valores médios variando de 0,05 a 0,13 mg kg<sup>-1</sup> para diversos países do mundo (KABATA-PENDIAS, 2011). Costa (2013) encontrou teores mais altos de Ag (0,58 mg kg<sup>-1</sup>) para solos do Rio Grande do Norte, relacionando-os com a presença de elevados teores de Fe e Mn.

Segundo Kabata-Pendias (2011), o teor médio de Cd e Sb na crosta da Terra é

estimado em 0,1 e 0,2 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

MCDOWELL; TAYLOR; STEVENSON (2013) verificaram que, para solos da Nova Zelândia, os teores de Cd variaram desde abaixo do valor de detecção até 0,61 mg kg<sup>-1</sup>, com valor médio de 0,23 mg kg<sup>-1</sup>. Os valores de base encontrados para solos da Itália variaram de 0,02 a 1,54 mg kg<sup>-1</sup> (ALBANESE et al., 2007).

É interessante destacar que, em condições ácidas, o Cd aumenta sua solubilidade e é pouco adsorvido pelos coloides orgânicos e minerais do solo, principalmente devido à sua baixa afinidade geoquímica com os óxidos de Fe e Mn (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Essas condições influenciam a mobilidade e as perdas por lixiviação do Cd, sendo determinantes para os teores no solo, conforme ressaltado por Oliveira e Matiazzo (2001).

Segundo McBride (1994), em pH abaixo de 6,0, o íon Cd<sup>+2</sup> encontra-se livre em solução, formando ligações fracas com a matéria orgânica e os óxidos, o que provoca uma solubilidade média a alta; entretanto, em pH acima de 7,0, pode formar co-precipitados com CaCO<sub>3</sub> ou precipitar na forma de CdCO<sub>3</sub> ou fosfato de Cd, limitando assim sua solubilidade. Todos esses fatores contribuem para os baixos teores de Cd nos solos do Estado do Espírito Santo em condições naturais.

O Arsênio ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 2 a 5 mg kg<sup>-1</sup>, principalmente como complexos desulfitos e óxidos; o Selênio em uma concentração média de 0,1 mg kg<sup>-1</sup>; o Mercúrio em uma concentração média de 0,08 mg kg<sup>-1</sup> e Vanádio em uma concentração média de 150 mg kg<sup>-1</sup> (WHO, 1981; MOORE, 1991).

Paye et al. (2010) mencionam um valor orientador para o As de 12,8 mg kg<sup>-1</sup>; porém, no presente estudo, os teores naturais se encontraram abaixo do nível de detecção. Na literatura, os valores orientadores determinados para o As variam entre os estados, sendo de 8 mg kg<sup>-1</sup> para Minas Gerais (MELLO; ABRAHÃO, 2013), 3,5 mg kg<sup>-1</sup> para São Paulo (CETESB, 2005) e 0,68 mg kg<sup>-1</sup> para Pernambuco (BIONDI, 2010), todos considerados abaixo do valor de prevenção recomendado pelo Conama (2009).

Os valores orientadores verificados em São Paulo para o Se e para o Hg foram

de 0,25 mg kg<sup>-1</sup> e 0,05 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente (CETESB, 2005). Para Minas Gerais, a indicação é de 0,5 mg kg<sup>-1</sup> para o Se e 0,05 mg kg<sup>-1</sup> para o Hg.

Para o Vanádio, a indicação também é variável, desde teores abaixo do nível de detecção até 22 mg kg<sup>-1</sup> para Pernambuco (BIONDI, 2010), 129 mg kg<sup>-1</sup> para Minas Gerais (MELLO; ABRAHÃO, 2013), 207 mg kg<sup>-1</sup> para Fernando de Noronha (FABRICIO NETA, 2012), 275 mg kg<sup>-1</sup> para São Paulo (CETESB, 2005).

Paye et al. (2010) identificaram teores de V para amostras coletadas nas bacias hidrográficas do Riacho, dos Reis Magos e de Santa Maria de Vitória de 109,96 mg kg<sup>-1</sup>, diferentemente dos valores naturais determinados no presente trabalho.

## **VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS**

O estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQs) consiste em uma ferramenta eficiente utilizada para quantificar o fator de enriquecimento de elementos tóxicos e quantificar a contaminação em uma região investigada, uma vez que as concentrações desses elementos podem variar em função de fatores geológicos e também em função de fatores antropogênicos (MATSCHULLAT et al., 2000; LEMOS, 2000).

Nesse sentido, o crescente debate quanto à preservação da qualidade dos solos sugere a adoção dos valores de Referência de Qualidade (VRQs) para metais pesados como primeira etapa nas ações de monitoramento ambiental. A legislação brasileira, por meio da Resolução Conama nº 420/2009, preconiza que os VRQ podem ser estabelecidos com base no percentil 75 ou 90 do universo amostral, retirada as anomalias.

No presente estudo, foi adotado o percentil 75 (quartil superior), no estabelecimento dos VRQs, para a Bacia de Santa Maria da Vitória, bacia esta de grande importância para o Estado do Espírito Santo. A escolha do percentil 75 é justificada por assegurar maior segurança ambiental, reduzindo a exposição de seres vivos a ambientes com concentrações elevadas de metais pesados, dada sua reduzida permissividade.

## VALORES ORIENTADORES DE QUALIDADE DE SOLOS PARA A BACIA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

Os Valores de Referência de Qualidade (VRQs) para metais pesados em solos representativos da Bacia Hidrográfica de Santa Maria da Vitória no Estado do Espírito Santo são apresentados na Tabela 4. Os cálculos para os percentis 75 e 90 foram realizados com base nos dados obtidos no trabalho realizado na Bacia Hidrográfica de Santa Maria da Vitória, bem como os Valores de Prevenção (VPs) e Investigação (VI) regulamentados pelo Conama (2009).

**Tabela 4.** Valores de Referência de Qualidade (VRQs) para metais pesados em solos do Espírito Santo e Valores de Prevenção (VP) e de Investigação (VI) regulamentados pelo Conama (2009)

Metais Pesados	Solo (mg.kg <sup>-1</sup> de peso seco)					
	P75 <sup>(1)</sup>	P90	Valores de Prevenção (PV)	Valores de Investigação (VI)		
				Agrícola APM <sub>ax</sub>	Residencial	Industrial
Ag	<LD	<LD	2	25	50	100
As	<LD	<LD	15	35	55	150
B	5,90	6,30	-	-	-	-
Ba	85,00	94,90	150	300	500	750
Cd	<LD	<LD	1,3	3	8	20
Co	8,68	9,19	25	35	65	90
Cr	51,25	60,70	75	150	300	400
Cu	9,40	12,00	60	200	400	600
Fe	10675,00	12390,00	-	-	-	-
Hg	<LD	<LD	0,5	12	36	70
Mn	98,00	111,70	-	-	-	-
Mo	2,30	2,50	30	50	100	120
Ni	6,10	6,30	30	70	100	130
Pb	2,50	2,87	72	180	300	900
Sb	<LD	<LD	2	5	10	25
Se	<LD	<LD	5	-	-	-
V	<LD	<LD	-	-	-	1000
Zn	71,00	85,00	300	450	1000	2000

(1) Valor de Referência de Qualidade.

P(75)= VRQ estabelecido a partir do percentil 75

P(90)= VRQ estabelecido a partir do percentil 90

<LD = Valores abaixo do limite de detecção

Ao analisar a diferença entre o percentil 75 e 90, constatou-se que, caso tivesse sido selecionado o percentil 90 para determinação do VRQ, estes seriam entre 3,17 e 21,67 % superiores ao do percentil 75. Dessa forma, os órgãos ambientais seriam mais permissivos no monitoramento das áreas contaminadas. Todavia, mesmo considerando o percentil 90, os resultados obtidos indicam que nenhum metal pesado apresenta VRQ que exceda os VP e VI (Tabela 4).

De modo geral, os VRQs obtidos a partir do percentil 75 foram consistentemente inferiores aos compilados por Cancela, Abreu e González (2004) para solos da Galícia, Espanha, que obtiveram: Cd (2,8 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (42,8 mg kg<sup>-1</sup>), Cr (79,4 mg kg<sup>-1</sup>), Mn (1733 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (112,5 mg kg<sup>-1</sup>) e Fe (49,7 g kg<sup>-1</sup>).

Os VRQs obtidos neste estudo apresentaram diferenças dos valores reportados por Paye et al. (2010) para solos do Espírito Santo, porém sem grandes discrepâncias entre eles, com exceção para os teores de Vanádio (109,96 mg kg<sup>-1</sup>); entretanto, todos estão abaixo dos teores considerados de prevenção estipulados pela Conama (2009), mesmo para os valores de Vanádio encontrados por Paye et al. (2010). Segundo esses autores, os baixos teores naturais dos metais pesados encontrados nos solos do Estado são reflexos do material de origem (rochas Cristalinas Pré-Cambrianas e sedimentos Terciários e Quaternários).

Os VRQs obtidos para os solos do Espírito Santo (Tabela 4) estão abaixo dos valores estabelecidos para os solos de São Paulo (CETESB, 2005), com exceção do Ba, Cr e Zn. Contudo, os VRQs para estes elementos situam-se abaixo dos VPs e consequentemente de VI estabelecido pelo Conama (2009), indicando que os solos avaliados não representam riscos potenciais à saúde humana.

Fabricio Neta (2012), estudando os VRQ para o Arquipélago Fernando de Noronha, verificou que o VRQ para o Ba (834 mg kg<sup>-1</sup>) superou o VI para o cenário industrial (750 mg kg<sup>-1</sup>) sugerido pelo Conama. Isto demonstra existência de diferenças geomorfológicas, pedológicas e geológicas nos diversos estados da Federação.

Em uma análise comparativa dos resultados apresentados por Almeida Junior (2014) para solos da Paraíba com os VRQs para solos do Espírito Santo

verificam-se que os valores de referência de qualidade para este estado são inferiores aos verificados para os solos da Paraíba, exceto para o Co (7,93 mg kg<sup>-1</sup>), Cr (28,81 mg kg<sup>-1</sup>), Mo (<LD) e Zn (23,46 mg kg<sup>-1</sup>).

## **SUBSTÂNCIAS ORGÂNICAS POLUENTES DO SOLO**

O solo é um compartimento natural constituído por componentes minerais e orgânicos. Sua composição, extremamente diversa, é governada por muitos fatores, podendo ser destacados as condições climáticas e o material de origem. Os metais pesados, derivados do processo de intemperismo que age sobre os materiais de origem, são considerados naturalmente presentes no solo, ou podem ser depositados por fontes externas naturais, como erupção vulcânica, por exemplo, ou por atividades antrópicas, como as industriais e agrícolas. Dessa forma, o estabelecimento de valores de referência de qualidade do solo para os minerais considerados metais pesados é de extrema importância.

Nesse contexto, o estabelecimento dos valores de referência foi realizado em ambientes sem interferência antropogênica, conforme preconiza a metodologia, e, em caráter complementar, realizou-se a avaliação de todas as substâncias orgânicas recomendadas pela Resolução Conama nº 420, consideradas naturalmente ausentes do solo, para averiguação e maior confiabilidade dos resultados alcançados.

Os resultados das análises laboratoriais das 80 amostras mostraram que todas as substâncias orgânicas avaliadas estavam abaixo do limite de detecção, confirmando, assim, que, conforme previamente definido, todas as áreas amostradas não apresentaram interferência antropogênica que pudesse levar a um nível de contaminação detectável.

Dessa forma, para o Estado do Espírito Santo, enquanto o trabalho de avaliação da qualidade dos solos não se estenda a outras bacias hidrográficas, os valores de Prevenção e Investigação para substâncias orgânicas poluentes continuarão seguindo as recomendações estabelecidas pela Resolução Conama nº 420, os quais são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5.** Valores orientadores de prevenção e investigação, para determinação de contaminação de solos no Estado do Espírito Santo por substâncias orgânicas poluentes, regulamentados pelo Conama (2009) (Continua)

Substâncias Orgânicas	Solo (mg kg <sup>-1</sup> de peso seco)			
	Valores de Prevenção (PV)	Valores de Investigação (VI)		
		Agrícola APM <sub>ax</sub>	Residencial	Industrial
<b>Hidrocarbonetos aromáticos voláteis</b>				
Benzeno	0,03	0,06	0,08	0,15
Estireno	0,2	15	35	80
Etilbenzeno	6,2	35	40	95
Tolueno	0,14	30	30	75
Xilenos	0,13	25	30	70
<b>Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos</b>				
Antraceno	0,039	-	-	-
Benzo (a) antraceno	0,025	9	20	65
Benzo (k) fluoranteno	0,38	-	-	-
Benzo (g,h,i) perileno	0,57	-	-	-
Benzo (a) pireno	0,052	0,4	1,5	3,5
Criseno	8,1	-	-	-
Dibenzo (a,h) antraceno	0,08	0,15	0,6	1,3
Fenantreno	3,3	15	40	95
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	0,031	2	25	130
Naftaleno	0,12	30	60	90
<b>Benzenos clorados</b>				
Clorobenzeno (Mono)	0,41	40	45	120
1,2-Diclorobenzeno	0,73	150	200	400
1,3-Diclorobenzeno	0,39	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	0,39	50	70	150
1,2,3-Triclorobenzeno	0,01	5	15	35
1,2,4-Triclorobenzeno	0,011	7	20	40
1,3,5-Triclorobenzeno	0,5	-	-	-
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	0,16	-	-	-
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	0,01	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	0,01	-	-	-
Hexaclorobenzeno	0,003(3)	0,005	0,1	1
<b>Etanos clorados</b>				
1,1-Dicloroetano	-	8,5	20	25
1,2-Dicloroetano	0,075	0,15	0,25	0,50
1,1,1-Tricloroetano	-	11	11	25

**Tabela 5.** Valores orientadores de prevenção e investigação, para determinação de contaminação de solos no Estado do Espírito Santo por substâncias orgânicas poluentes, regulamentados pelo Conama (2009)

(Conclusão)

Substâncias Orgânicas	Solo (mg kg <sup>-1</sup> de peso seco)			
	Valores de Prevenção (PV)	Valores de Investigação (VI)		
		Agrícola APM <sub>ax</sub>	Residencial	Industrial
1,2-Dicloroeteno – trans	-	4	8	11
Tricloroeteno – TCE	0,0078	7	7	22
Tetracloroeteno – PCE	0,054	4	5	13
<b>Metanos clorados</b>				
Cloreto de Metileno	0,018	4,5	9	15
Clorofórmio	1,75	3,5	5	8,5
Tetracloroeto de carbono	0,17	0,5	0,7	1,3
<b>Fenóis clorados</b>				
2-Clorofenol (o)	0,055	0,5	1,5	2
2,4-Diclorofenol	0,031	1,5	4	6
3,4-Diclorofenol	0,051	1	3	6
2,4,5-Triclorofenol	0,11	-	-	-
2,4,6-Triclorofenol	1,5	3	10	20
2,3,4,5-Tetraclorofenol	0,092	7	25	50
2,3,4,6-Tetraclorofenol	0,011	1	3,5	7,5
Pentaclorofenol (PCP)	0,16	0,35	1,3	3
<b>Fenóis não clorados</b>				
Cresóis	0,16	6	14	19
Fenol	0,20	5	10	15
<b>Ésteres ftálicos</b>				
Dietilexil ftalato (DEHP)	0,6	1,2	4	10
Dimetil ftalato	0,25	0,5	1,6	3
Di-n-butil ftalato	0,7	-	-	-
<b>Pesticidas organoclorados</b>				
Aldrin	0,015	0,003	0,01	0,03
Dieldrin	0,043	0,2	0,6	1,3
Endrin	0,001	0,4	1,5	2,5
DDT	0,010	0,55	2	5
DDD	0,013	0,8	3	7
DDE	0,021	0,3	1	3
HCH beta	0,011	0,03	0,1	5
HCH – gama (Lindano)	0,001	0,02	0,07	1,5
<b>PCBs</b>				
Total	0,0003(3)	0,01	0,03	0,12

## CONCLUSÕES

Os teores de metais pesados nos solos representativos da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória não apresentaram diferenças quanto às classes de solos, o que destaca uma homogeneidade dos metais pesados nesses solos.

A ocorrência natural dos metais pesados nos solos da Bacia do Santa Maria da Vitória seguiu a seguinte ordem decrescente: Fe, Mn, Ba, Zn, Cr, Co, Cu, B, Ni, Pb, Mo.

Os teores naturais de Ag, Cd, Sb, As, Se, Hg e V situaram-se abaixo do limite de detecção (<LD) do método para todas as amostras de solos analisadas.

Os VRQs propostos para o Espírito Santo com base nos resultados dos estudos realizados com solos representativos da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória são: B ( 5,90 mg kg<sup>-1</sup>), Ba (85 mg kg<sup>-1</sup>), Co (8,68 mg kg<sup>-1</sup>), Cr (51,25 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (9,40 mg kg<sup>-1</sup>), Fe (10,67 g kg<sup>-1</sup>), Mn (98 mg kg<sup>-1</sup>), Mo (2,30 mg kg<sup>-1</sup>), Ni (6,10 mg kg<sup>-1</sup>), Pb ( 2,50 mg kg<sup>-1</sup>) e Zn (71,00 mg kg<sup>-1</sup>).

Os valores de orientadores de qualidade obtidos foram inferiores aos valores estabelecidos para os solos de São Paulo (CETESB, 2005), com exceção do Ba, Cr e Zn. Contudo, os VRQs para estes elementos situam-se abaixo dos VPs e consequentemente de VI estabelecido pelo Conama (2009), indicando que os solos avaliados no Espírito Santo não representam riscos potenciais à saúde humana.

As áreas amostradas não apresentaram interferência antropogênica que pudesse levar a um nível de contaminação detectável para todas as substâncias orgânicas recomendadas pela Resolução Conama n° 420.

## REFERÊNCIAS

- ALBANESE, S. et al. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 93, p. 21-34, 2007.
- ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R.

F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. (Eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: SBSCS, v. 4, 2005. p. 1 - 42.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1990.

ALMEIDA JUNIOR, A. B. de. Teores Naturais e valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Estado da Paraíba. 2014. 87 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2014.

ALVAREZ V., V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G., ALVAREZ V., V. H. (Eds). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999. p. 25 - 32.

ARIAS, M. et al. Adsorption and desorption of copper and zinc in the surface layer of acid soils. **Colloid and Interface Science**, v. 288, n. 1, p. 21 - 29, 2005.

BARRY, G. A. et al. Estimating sludgapplication rates to land based on heavy metal and phosphorus sorption characteristics of soil. **Water Research**, v. 29, p. 2031-2034, 1995.

BIONDI, C. M. **Teores Naturais de Metais Pesados nos Solos de Referência do Estado de Pernambuco**. 2010. 67f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2010.

BIONDI, C. M. et al. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira Ciência do solo**, v. 35, p. 1057 - 1066, 2011.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. do; FABRICIO NETA, A. de B. Teores naturais de bário em solos de referência do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 35, p. 1819 - 1826, 2011.

BURT, R. et al. Major and trace elements of selected pedons in the USA. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 2109 - 2121, 2003.

CAIRES, S. M. de. **Determinação dos teores naturais de metais pesados em solos do Estado de Minas Gerais como subsídio ao estabelecimento de valores de referência de qualidade**. 2009. 321 f. Tese (Doutorado em Agronomia- Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2009.

CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentration of heavy metals in brazilian Latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 547 - 557, 2003.

CANCELA, R. C., ABREU, C. A.; GONZÁLEZ, A. P. Heavy metal reference limit values proposol obtained from natural soils from the region of Galicia, Spain. **Papers of Eurosoil**, v.1, p.1 - 6, 2004.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de diretoria nº 195-2005, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo -2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo, 23 nov. 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/>

relatorios/ tabela\_valores\_2005.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Doroth C. P. Casarini et al. (Eds.) São Paulo: CETESB, 2001. 73 p. (Série Relatórios Ambientais).

CHAVES, L. H. G.; SOUZA, R. S.; TITO, G. A. Adsorção de zinco em Argissolos do Estado da Paraíba: efeito do pH. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 39, p. 511 - 516, 2008.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81 - 84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 10 fev. 2015.

COSTA, W. P. L. B da. Metais pesados em solos do Rio Grande do Norte: Valores de Referência de Qualidade e relações geopedológicas. 2013. 121 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2013.

DU LAING, G. et al. Influence of hydrological regime on pore water metal concentrations in a contaminated sediment-derived soil. **Environmental Pollution**, v. 147, p. 615 - 625, 2007.

FABRICIO NETA, A. de B. **Teores naturais de metais pesados em solos da ilha de Fernando de Noronha**. 2012. 49 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciências do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2012.

FADIGAS, F. S. et al. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos. **Revista Brasileira Agrícola Ambiental**, v. 10, p. 699-705, 2006.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos, sedimentos e águas. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. (Eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, v. 4, 2005. p. 345 - 390.

HILL, M. C. **Methods and guidelines for effective model calibration**. U.S. Geological Survey. Water - Resources Investigations Report 98 - 4005. Denver, Colorado. 1998. 98 p. Disponível em: <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/WRIR98-4005.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2014.

HORCKMANS, L. et al. Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxemburg. **Catena**, v. 59, p. 279 - 304, 2005.

HUGEN, C. et al. Teores de Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 622 - 628, 2013.

JONES, C., JACOBSEN, J. **Micronutrients**: cycling, testing and fertilizer

recommendations - nutrient management modules 7. Bozeman, Montana: Montana State University Extension Service, 2009. p. 1 - 16.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2001. 413 p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in Soils and plants**. USA: Taylor and Francis Group, 2011. 505 p.

LEMOS, M. M. G. Metodologia adotada para o estabelecimento dos valores de referência de qualidade para os solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo. In: CETESB. **Prevenção e controle da poluição do solo e das águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB, 2000.

MA, L. Q.; RAO, G. N. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 259 - 264, 1997.

MATSCHULLAT, J. et al. Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 15, p. 181 -190, 2000.

McBRIDE, M. B.; SPIERS, G. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

McDOWELL, R. W.; TAYLOR, M. D.; STEVENSON, B. A. Natural background and anthropogenic contributions of cadmium. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 165, p. 80 - 87, 2013.

MELLO, J. W. V. de; ABRAHÃO, W. A. P. Valores de referência de qualidade para elementos traço nos solos de Minas Gerais e Espírito Santo: os bastidores de uma experiência. **Boletim Informativo**, Viçosa: SBCS, v. 38, n. 1, p. 12 - 17, jan. - abr. 2013.

MOORE, J. W. **Inorganic contaminants of surface water: research and monitoring priorities**. New York: Springer-Verlag, 1991. 334p.

OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Science Agrícola**, v. 58, p. 807 - 812, 2001.

PAYE, H. de S. **Valores de referencia de qualidade para metais pesados em solos no estado do Espírito Santo**. 2008. 64 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

PAYE, H. de S. et al. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 34, p. 2041 - 2051, 2010.

PAYE, H. de S.; MELLO, J. W. V.; MELO, S. B. Métodos de análise multivariada no estabelecimento de valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1031-1041, 2012.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI M., A. Guia de interpretação de análise de solo e foliar. Vitória: Incaper, 2013. 104 p.

- RODRIGUES, A. S. de L.; NALINI JÚNIOR, H. A. Valores de background geoquímico e suas implicações em estudos ambientais. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 2, abr. / jun. 2008.
- SALGADO, J. S.; COSTA, A. N. da. Solos cultivados com mamoeiro. MARTINS, D. dos S.; COSTA, A. de F. S. da. (Eds). **A cultura do mamoeiro: tecnologias de produção**. In: Vitória: Incaper, 2003. p. 115 - 124.
- SANTOS, S. N. dos; ALLEONI, L. R. do F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 5737- 5748, 2013.
- SILVA, L. S da; CAMARGO, F. A de; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. 3 ed. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangraf, 2006. p. 63 - 89.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Soil screening guidance: thecnical background document**. Washington: EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996. 168 p.
- WHO - World Health Organization. **Environmental Health Criteria 18: Arsenic**. Geneva: WHO. 1981.
- ZENG, F. et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 84 - 91, 2011.
- ZHANG, W. et al. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. **Science of Total Environment**, v. 300, p.167 - 177, 2002.



**FAPEs**  
FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESPÍRITO SANTO

**Incaper**  
Instituto Capixaba de Pesquisa,  
Assistência Técnica e Extensão Rural

**GOVERNO DO ESTADO  
DO ESPÍRITO SANTO**  
*Secretaria da Agricultura,  
Abastecimento, Aquicultura e Pesca*



ISBN 978-85-89274-22-7



9 788589 274227