



Teores de Arsênio em solos de três regiões do estado de Santa Catarina

doi:10.4136/ambi-agua.1746

Received: 03 Sep. 2015; Accepted: 17 Dec. 2015

Leticia Cristina de Souza^{1*}; Mari Lucia Campos¹; Gabriela Reichert²;
Carolina Natel de Moura³

¹Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Lages, SC, Brasil
Departamento de Solos e Recursos Naturais

²Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR, Brasil
Departamento de Hidráulica e Saneamento

³Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Lages, SC, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental

*Autor correspondente: e-mail: leti_quimica@yahoo.com.br,
mari.lucia03@gmail.com, gabrielareichertamb@gmail.com,
carolina.natel@hotmail.com

RESUMO

A determinação do teor natural de elementos-traço é essencial para monitorar a entrada de tais elementos no sistema solo e contribuir na remediação de áreas contaminadas. O objetivo desse trabalho foi determinar o teor natural de Arsênio em solos provenientes de três regiões do estado de Santa Catarina: Planalto Sul, Metropolitana e Litoral Sul. O teor de Arsênio foi obtido após digestão em forno de micro-ondas, seguindo o protocolo da USEPA 3051 A e quantificação em espectrometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica. Os resultados foram analisados pelo teste Scott-Knott a 5% de significância. Os atributos do solo que melhor se correlacionaram com os teores de Arsênio foram argila, carbono orgânico, capacidade de troca de cátions e óxidos de alumínio e de ferro. Os teores de Arsênio estão relacionados ao material de origem e ao relevo dos solos das regiões.

Palavras-chave: áreas contaminadas, elementos-traço, remediação.

Arsenic content of soils from three regions of Santa Catarina State

ABSTRACT

The determination of trace elements is necessary in order to monitor their entry into the soil system and to remediate contaminated areas. The purpose of this study was to determine the natural content of arsenic (As) in soils of three regions of Santa Catarina State (SC): the Southern Plateau, the Metropolitan area and the Southern Coast. Arsenic content was obtained after digestion in a microwave oven, following the USEPA 3051 A protocol and quantification was made by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization. The results were analyzed by the Scott-Knott test at a 5% significance level. Soil attributes that best correlated with arsenic content were clay, organic carbon, cation exchange capacity and Al and Fe oxides. The arsenic levels are related to the source material and the slope of regional soils.

Keywords: contaminated areas, remediation, trace-elements.

1. INTRODUÇÃO

O Arsênio (As) é o vigésimo elemento mais abundante na crosta terrestre e pertence ao grupo V da tabela periódica (Roy et al., 2015). Apresenta alta toxicidade para a saúde humana e animal e está extensamente distribuído na atmosfera, hidrosfera e biosfera, sendo associado tanto a fontes naturais, quanto antropogênicas. São fontes naturais, o intemperismo das rochas, atividades biológicas e emissões vulcânicas (Alonso et al., 2014). As fontes antropogênicas incluem herbicidas, fertilizantes fosfatados, atividades de mineração, resíduos industriais e atividades relacionadas à preservação da madeira (Chirenje et al., 2003; Alonso et al., 2014; Roy et al., 2015).

O As é um elemento calcófilo (Goldschmidt, 1958) e sua mobilidade no solo é regulada pelo seu estado de oxidação (Tarvainen et al., 2013). No solo, em condições óxicas ($E_h > 200$ mV; pH 5–8) o As é encontrado na forma As^{5+} , enquanto que o As^{3+} é encontrado em condições anóxicas (Mcbride, 1994; Singh et al., 2015). O controle da solubilidade do As na solução do solo em condições aeróbias é feito pelas formas $Ca_3(AsO_4)_2$, $Mg_3(AsO_4)_2$ e As_2O_5 e em condições anaeróbias, As, As_2S_3 e As_2O_3 (Hayes e Traina, 1998).

O comportamento do arsenato no solo é semelhante ao do fosfato e vanadato (Mcbride, 1994; Rosas-Castor et al., 2014). O arsenato sofre adsorção em óxidos de Fe e Al, aluminossilicatos não cristalinos e, em menor extensão, em argilossilicatos. O arsenato é o ânion do ácido forte H_3AsO_4 (ácido arsênico) que possui valores de pKa 2,24; 6,94 e 11,5; sendo adsorvido efetivamente em pH baixo (Mcbride, 1994). Os ânions AsO_2^- , AsO_4^{3-} , $HAsO_4^{2-}$ e $H_2AsO_3^-$ são formas móveis de As, sendo sorvidas em pH entre 7–9 (Mcbride, 1994). O As^{3+} é 10 vezes mais tóxico que o As^{5+} (Rosas-Castor et al., 2014). O As está classificado pela Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR (ATSDR, 2013) em primeiro lugar como a substância mais perigosa à saúde humana.

A maioria dos humanos está exposta a baixas concentrações de As, principalmente através de ingestão de alimentos e água (Singh et al., 2015). A ingestão de água contaminada com As talvez seja a via mais comum de intoxicação de seres humanos (Fitz e Wenzel, 2002). Entretanto, Zakhrova et al. (2002) observaram que a exposição a As via ingestão de produtos agrícolas, contato com a pele e ingestão de solo resultam em alto risco à saúde. A ingestão de solo pode não ser uma via significativa de contaminação para os adultos, porém pode ser considerável para crianças, particularmente em locais próximos a indústrias ou a locais que recebem descarte de resíduos de mineração e outros (WHO, 2001).

A importância de se conhecer os teores naturais de elementos-traço no solo, sem interferência humana, é necessária para o monitoramento e a remediação de áreas contaminadas e, além disso, contribui para o entendimento da magnitude dos riscos que a população está exposta diariamente (Tsuji et al., 2007). O acúmulo desses elementos, seja ele causado por atividades agrícolas ou industriais é preocupante, devido a uma possível transferência desses elementos para animais e seres humanos (Su e Yang, 2008).

A litologia e os processos de formação do solo estão interligados com os teores de elementos-traços no solo, sendo comum comparar a composição química do solo com o material de origem na avaliação de um solo contaminado (Parra et al., 2014). Para monitorar a contaminação do solo por um elemento, primeiramente, é necessário determinar a concentração do mesmo no solo em seu estado natural (Tarvainen et al., 2013) e, assim, obter os VRQ (Valor de Referência de Qualidade) dos solos (Biondi et al., 2011; Mendoza-Grimon et al., 2014). Os solos apresentam características específicas determinadas pela geologia, geomorfologia e clima, que determinam os processos pedogenéticos regionais, o que torna inadequado o uso dos valores genéricos para países e áreas diferentes do local de obtenção dos dados (Biondi et al., 2011).

A determinação dos teores de As no estado de Santa Catarina, que possui uma área territorial de 95.913 km², representando 16,61% da Região Sul e 1,11% da área total do Brasil (Embrapa, 1998) é de suma importância no auxílio da identificação de áreas contaminadas e no gerenciamento das mesmas.

Considerando o exposto, o objetivo desse trabalho foi determinar os teores naturais de As em solos de três regiões do estado de SC sem ação antrópica, que possam ser aplicados em estudos de monitoramento e remediação no Estado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em três regiões do estado de SC, sendo Planalto Sul, Metropolitana e Litoral Sul (Figura 1).

A classificação das regiões utilizadas nesse estudo é a indicada pela Embrapa (1998) que realizou o levantamento de reconhecimento de solos do estado de SC. Os 14 solos avaliados (Tabela 1) são provenientes de um Banco de Solos da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) e foram coletados, descritos e classificados por Paes Sobrinho (2009); Costa (2013); Ferreira (2013); Lunardi Neto e Almeida (2013) e Teske et al. (2013).

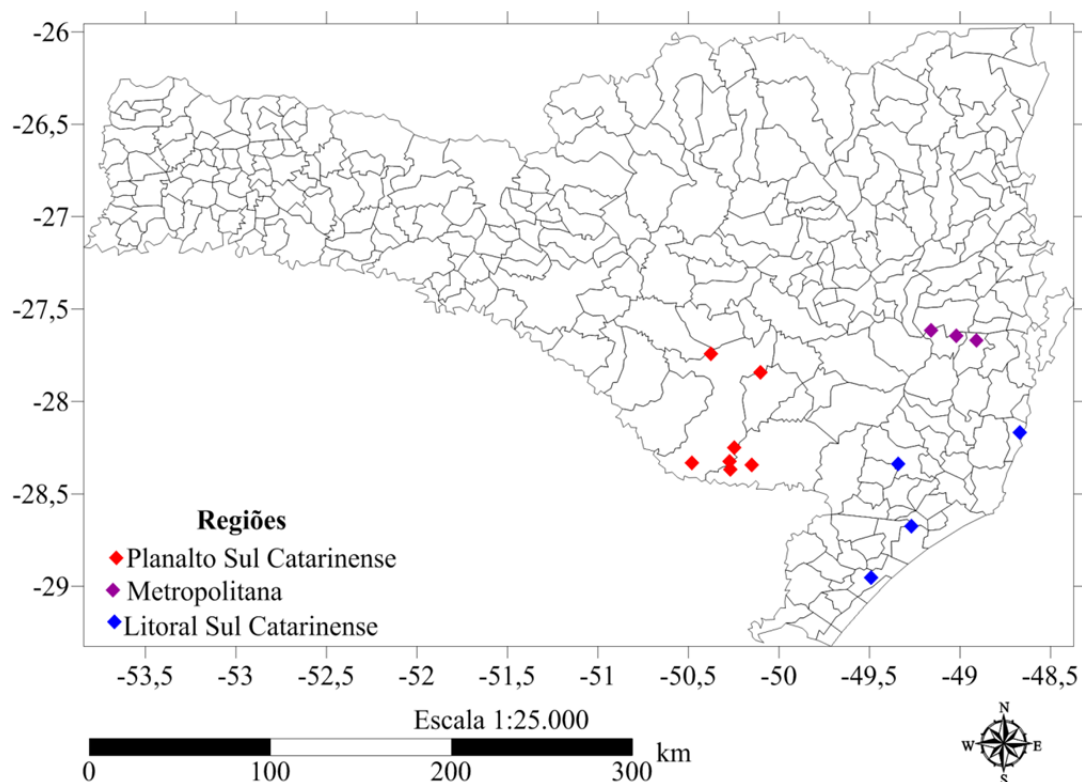


Figura 1. Mapa de Localização das Regiões Planalto Sul, Metropolitana e Litoral Sul no estado de SC.

Os perfis foram descritos e amostrados em corte de barranco de estrada, em locais sob vegetação natural de campo ou de mata, sendo que as amostras utilizadas neste estudo proveram do Horizonte A. Os mesmos autores que realizaram, descreveram e classificaram os solos deste estudo, também determinaram os atributos físicos e químicos dos solos, que se encontram na Tabela 2.

Tabela 1. Regiões, classes pedológicas, material de origem e localização no Estado.

Região	Classe	Material de Origem	Localização	Profundidade (cm)
Planalto Sul	Nitossolo Bruno Distrófico típico – NBd*	Basalto	Painel	0-17
	Cambissolo Húmico Distroférico típico – CHd1	Basalto	Lages	0-22
	Cambissolo Háplico Aluminico úmbrico – CXa	Riodacito	Lages	0-13
	Cambissolo Húmico Distrófico típico – CHd2	Riodacito	Lages	0-26
	Nitossolo Vermelho Alítico típico – NVal	Basalto	Lages	0-12
	Cambissolo Háplico Alítico típico – Cxal1	Riodacito	Lages	0-14
	Cambissolo Háplico Alítico típico – CXal2	Riodacito	Lages	0-12
Metropolitana	Argissolo Bruno-Acinzentado Alítico típico – PBACal	Argilitos e Siltitos	Alfredo Wagner	0-13
	Argissolo Amarelo Distrófico típico – PAd	Granito e Granulito	Rancho Queimado	0-20
	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico latossólico - PVAd1	Migmatito	Águas Mornas	0-24
Litoral Sul	Neossolo Quartzarênico Órtico típico – Rqo1	Sedimentos Arenosos	Imbituba	0-28
	Argissolo Vermelho Distrófico abruptico – PVd	Siltito e Arenito	Içara	0-10
	Neossolo Quartzarênico Órtico típico – Rqo2	Sedimentos Arenosos	Araranguá	0-23
	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico latossólico – PVAd2	Arenito e Siltito	Lauro Muller	0-13

Nota: *Simbologia das Classes de 1º, 2º e 3º níveis de acordo com a Embrapa (2013).

Tabela 2. Atributos físicos e químicos¹ e óxidos de Al e Fe² dos solos.

Região	Perfil	Areia	Silte	Argila	CO	pH em água	CTC	SB	Óxidos de Al	Óxidos de Fe
Planalto Sul	NBd	106	316	578	33,90	5,0	15,50	2,8	46,1	98,2
	CHd1	240	220	540	31,80	4,6	11,30	1,5	51,3	80,4
	CXa	60	360	580	33,70	3,9	21,30	1,8	99,3	41,2
	CHd2	192	208	600	39,10	3,9	11,00	0,9	108,4	44,0
	NVal	168	152	680	16,40	4,9	*	8,5	49,8	130,8
	Cxal1	61	328	610	32,70	4,5	6,20	3,9	93,8	44,2
	CXal2	99	330	570	33,00	4,5	*	3,7	126,9	39,1
Metropolitana	PBACal	160	520	320	30,20	4,2	5,80	2,0	32,4	15,8
	PAd	230	440	330	35,30	4,4	23,90	1,3	44,0	25,3
	PVAd1	370	180	450	21,00	4,3	19,00	0,6	34,8	20,3
Litoral Sul	Rqo1	943	21	36	4,00	6,2	21,00	1,3	31,7	16,1
	PVd	463	368	170	14,60	6,3	26,30	5,2	11,6	13,7
	Rqo2	919	23	58	7,40	4,4	23,40	1,8	47,2	0,4
	PVAd2	718	126	157	12,80	4,9	6,65	2,7	58,1	11,4

Fontes: ¹Paes Sobrinho et al. (2009); Costa et al. (2013); Ferreira (2013); Lunardi Neto e Almeida (2013); Teske et al. (2013); conforme metodologia da Embrapa (1999); ²próprio autor, conforme Método USEPA 3051 A (USEPA, 1998); *Dados não determinados. CO: Carbono Orgânico; pH: potencial Hidrogeniônico; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; SB: Soma de Bases; Al: Alumínio; Fe: Ferro.

As análises foram conduzidas ao Laboratório de Análise Ambiental do Departamento de Solos e Recursos Naturais do Centro de Ciências Agroveterinárias – UDESC/CAV. As amostras, após secas ao ar, foram moídas e passadas em peneira com abertura de 2 mm. Após

homogeneizadas, as amostras foram maceradas em almofariz de ágata até pó fino e tamisadas em peneira de 0,106 mm de abertura. Adicionaram-se 0,25 g de amostra de solo e 6 mL de solução de HNO_3 14,5 mol L^{-1} em tubos de teflon, os quais foram levados para forno de Micro-ondas Multiwave 3000 para a digestão segundo método USEPA 3051 A descrito pela United States Environmental Protection Agency – USEPA (1998).

Após a digestão e filtragem, o volume final foi completado até 10 mL com água ultrapura. As análises foram realizadas em duplicata. Em cada bateria foi inserido amostra referência SRM 2709 San Joaquin soil, certificada pelo National Institute of Standards and Technology (NIST) e provas em branco para cálculo do Limite de Detecção Qualitativo do Método Analítico (LDQM) (Tabela 3).

Tabela 3. Teores de As na amostra-controle SRM 2709 determinado e certificado, teores recuperados e LDQM.

Teor		Recuperação		LDQM
Determinado	Certificado	Determinado	Lixiviado ¹	
mg kg^{-1}		%		
8,45 ± 1,7	17,7 ± 0,8	47,7	**	0,48

Notas: ¹O certificado NIST SRM 2709 apresenta valores de % de recuperação para lixiviação ácida para As método USEPA 3050 B em bloco digestor.

**valores não determinados pelo NIST (2002).

O LDQM foi calculado segundo a equação $\text{LDQM} = \text{Fd} \times (\text{M} \pm \text{t} \times \text{s})$ (APHA et al., 1998), em que Fd é o fator de diluição das amostras, M é a média das provas em branco, t é o valor t-Student para um intervalo de confiança de 99%, em função do número de graus de liberdade de medições repetidas; e s, o desvio padrão das provas em branco.

Os teores de As foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica com atomização eletrotérmica (EAA-FG CONTRAA 700 ANALYTIK JENA). As curvas de calibração foram preparadas a partir de uma solução padrão de 1.000 mg L^{-1} certificada NIST, marca MERCK, utilizando-se água ultrapura para diluição. A condição de leitura utilizada para As foi a temperatura de pirólise de 700 a 1100°C e como modificador químico Pd (NO_3)₂ a 1% conforme recomendação do fabricante.

Não foi possível comparar a taxa de recuperação porque o protocolo não apresentou a porcentagem recuperada para o método lixiviado para As, método similar ao deste estudo.

As análises estatísticas foram conduzidas utilizando-se o programa Sisvar 5.3 (Ferreira, 2010) e o software SAS[®] (SAS Institute, 2003). Os resultados foram submetidos à análise de variância e teste de Scott-Knott. Para todos os testes, foi considerado o nível mínimo de 5% de significância. Os solos da região Litoral Sul foram excluídos das análises estatísticas, pois todos os resultados analíticos ficaram abaixo do LDQM.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores de As nesse estudo variaram de < 0,48 a 9,36 mg kg^{-1} (Tabela 4).

Tabela 4. Teores médios de As para as regiões Planalto Sul, Metropolitana e Litoral Sul.

Região	As (mg kg^{-1})
Planalto Sul	6,79 A
Metropolitana	5,55 A
Litoral Sul	< 0,48

Nota: As comparações entre as regiões foram testadas pelo teste de Scott-Knott a nível mínimo de 5% de significância, sendo que médias seguidas da mesma letra não diferem entre si.

Não houve diferença estatística entre as regiões Planalto Sul e Metropolitana (Tabela 4), enquanto que para a região Litoral Sul os teores de As dos solos ficaram abaixo do LDQM. Isso pode ser explicado pelas diferenças no material de origem e relevo das regiões. Os solos do Litoral Sul são formados por sedimentos recentes de rochas sedimentares, nos quais são encontrados altos teores de areia, que possivelmente não apresentam minerais que contenham As, além da baixíssima capacidade de adsorção química desse material. Outra questão é que os solos do Litoral Sul se encontram em relevo plano e são bem drenados (Costa et al., 2013), o que permite uma maior lixiviação dos elementos presentes nos mesmos.

Quando comparado às classes de solos dentro de cada região, verifica-se que não houve diferença significativa nos teores de As (Tabela 5).

Tabela 5. Teores médios de As dos solos das regiões Planalto Sul e Metropolitana.

Classe de Solo	As (mg kg ⁻¹)
Planalto Sul	
NBd	5,65 A
CHd1	8,60 A
CXa	6,37 A
CHd2	5,52 A
NVal	9,36 A
CXal1	8,38 A
CXal2	6,62 A
Metropolitana	
PBACal	4,60 A
PVA	7,27 A
PVAd1	4,78 A

Nota: As comparações entre classes de solos dentro de cada região foram testadas pelo teste de Scott-Knott a nível mínimo de 5% de significância, sendo que médias seguidas da mesma letra não diferem entre si.

Na análise de correlação (Tabela 6) os teores de As tiveram correlação significativa e positiva com a argila (0,89), CO (0,72) e os óxidos de ferro (0,74). Segundo McBride (1994) e Kabata-Pendias (2011) a mobilidade desse elemento é reduzida devido à forte sorção por argilas, hidróxidos e matéria orgânica.

Tabela 6. Correlação entre os atributos físicos e químicos e os teores de As.

	Areia	Silte	Argila	CO	pH em água	CTC	SB	Óxidos de Al	Óxidos de Fe
As	-0,86**	ns	0,89**	0,72**	ns	0,59*	ns	0,67**	0,74**

Notas: **significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$); *significativo ao nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p \leq 0,05$) e ns não significativo ($p \geq 0,05$); CO: Carbono Orgânico; pH: potencial Hidrogeniônico; CTC: Capacidade de Troca de Cátions; SB: Soma de Bases; Al: Alumínio; Fe: Ferro.

Segundo Wang e Mulligan (2006), a matéria orgânica pode aumentar a mobilidade de As, pois eles competem pelos sítios de adsorção disponíveis, no entanto, ácidos orgânicos podem reduzir a mobilidade, sendo agentes de ligação ou formando complexos insolúveis, especialmente quando saturado com cátions. O As tem alta afinidade por óxidos, motivo pelo qual houve significativa correlação entre As e óxidos de ferro. Segundo Chirenje et al. (2003), que obtiveram o mesmo comportamento para solos dos Estados Unidos, os óxidos geram superfícies reativas, em que o As é adsorvido, formando compostos estáveis e imóveis. Em

geral, solos derivados de rochas ricas em óxidos de ferro, como o basalto, possuem maiores teores de As, devido à forte adsorção do elemento aos óxidos de Fe. Correlação significativa e positiva (0,59) foi encontrada com a CTC. Isso ocorre devido à afinidade do oxianion As de se ligar nos sítios disponíveis na CTC. Dudka e Market (1992) também encontraram correlação de 0,75** com a CTC.

Na região Planalto Sul ocorrem solos derivados de rochas ígneas, que originam solos mais argilosos, com maior capacidade de adsorver o As. São solos menos lixiviados, pois o relevo é suave ondulado a forte ondulado e moderadamente drenado (Costa et al., 2013; Ferreira, 2013; Teske et al., 2013).

Campos et al (2013) encontraram teores de 2,03 mg kg⁻¹ para solos do Bioma Cerrado. Biondi (2010) encontrou teor médio de As de 0,44 mg kg⁻¹ para solos do Estado de Pernambuco. E para solos do Espírito Santo o teor médio determinado foi de 6,80 mg kg⁻¹ (Paye et al., 2010). Para solos da Cuba, Alfaro et al. (2015) obtiveram 10,8 mg kg⁻¹ de As. Dantu (2010) encontrou 10,65 mg kg⁻¹ de As para solos na Índia.

Essas diferenças dos teores de As encontrados para os solos de SC em relação a outros Estados brasileiros e a outros estudos encontrados na literatura internacional se deve às peculiaridades locais, como a composição do material de origem, a influência dos processos pedogenéticos e aos atributos físicos e químicos dos solos, que são intrínsecos para cada ambiente. Por isso, é essencial que os Estados brasileiros e os países estabeleçam seus VRQ.

4. CONCLUSÃO

Não houve diferença entre as classes de solos para as regiões Planalto Sul e Metropolitana, sendo que na Região Litoral Sul os teores ficaram abaixo do LDQM.

Os teores de As correlacionaram-se positivamente com os teores de argila, CO, CTC e óxidos de Al e de Fe.

5. REFERÊNCIAS

- ALFARO, M. R.; MONTERO, A.; UGARTE, O. M.; NASCIMENTO, C.W. A. do; ACCIOLY, A. M. de A.; BIONDI, C. M. et al. Background concentrations and reference values for heavy metals in soils of Cuba. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 187, p. 1-10, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-4198-3>
- ALONSO, D. L.; LATORRE, S.; CASTILLO, E.; BRANDÃO, P. F. B. Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 272-281, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.009>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATON - WEF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, DC, 1998.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE CONTROL – ATSDR. **Priority list of hazardous substances**. 2013. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>. Acesso em: 13 jan. 2015.
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco**. 2010. 70f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C.W.A.; NETA, A. B. F.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1057-1066, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832011000300039>
- CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. de S. e M.; CURI, N.; ARAÚJO, A. S. A. A.; MIQUELLUTI, D. J. et al. Teores de arsênio e cádmio em solos do bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 281-286, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832013000100029>
- CHIRENJE, T.; MA, L. Q.; CHEN, M.; ZILLIOUX, E. J. Comparison between background concentrations of arsenic in urban and non-urban areas of Florida. **Advances in Environmental Research**, v. 8, p. 137-146, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/s1093-0191\(02\)00138-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1093-0191(02)00138-7)
- COSTA, A. da.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; COSTA, A. da.; LUCIANO, R. V. Pedotransfer functions to estimate retention and availability of water in soils of the state of Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 889-910, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832013000400007>
- DANTU, S. Geochemical patterns in soils in and around Siddipet, Medak District, Andhra Pradesh, India. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 170, p. 681-701, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1267-0>
- DUDKA, S.; MARKERT, B. Baseline Concentrations of As, Ba, Be, Li, Nb, Sr, and V in surface soils of Poland. **The Science of the total Environment**, v. 22, p. 279-290, 1992. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90046-u](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(92)90046-u)
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro, 1998. 735p (Boletim de Pesquisa, 6).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1999. 212 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Brasília, 2013. 353p.
- FERREIRA, D. F. **SISVAR 5.3**. Sistema de Análises Estatísticas. 2010. Disponível em: <http://www.dex.ufla.br/>. Acesso em: 10 jan. 2015.
- FERREIRA, E. R. N. C. **Química e Mineralogia de solos desenvolvidos de rochas alcalinas e ultrabásicas do Domo de Lages**. 2013. 159f. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2013.
- FITZ, W. J.; WENZEL, W. W. Arsenic transformations in soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. **Journal of Biotechnology**, v. 99, p. 259-278, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1656\(02\)00218-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1656(02)00218-3)
- GOLDSCHMIDT, V. M. **Geochemistry**. Londres: Oxford University Press, 1958. 425 p.
- HAYES, K. F.; TRAINA, S. J. Metal speciation and its significance in ecosystem health. In: HUANG, P. M. **Soil chemistry and ecosystem health**. Madison: Soil Science Society of America Journal, 1998. p. 45-84.

- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 2011. 315 p.
- LUNARDI NETO, A.; ALMEIDA, J. A. Mineralogia das frações silte e argila em Argissolos com horizontes subsuperficiais escurecidos em Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 12, p. 282-293, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832012000400001>
- MCBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.
- MENDOZA-GRIMÓN, V.; HERNÁNDEZ-MORENO, J. M.; MARTÍN, J. A. R.; FERNÁNDEZ-VERA, J. R.; PALACIOS-DÍAZ, M. P. Trace and major element associations in basaltic ash soils of El Hierro Island, **Journal of Geochemical Exploration**, v. 147, p. 277–282, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.06.010>
- NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY STANDARD REFERENCE MATERIALS – NIST. **SRM 2709, 2710 and 2711**. 2002. Disponível em: <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/archive/2709.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2012.
- PAYE, H. S.; MELLO, J. W. V.; ABRAHÃO, W. A. P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O. 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, p. 2041-2051, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832010000600028>
- PAES SOBRINHO, J. B.; ALMEIDA, J. A.; ERHART, J. Mineralogia da fração argila de Argissolos das Serras do Leste de Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 8, p. 09-24, 2009.
- PARRA, S.; BRAVO, M. A.; QUIROZ, W.; MORENO, T.; KARANASIOU, A.; FONT, O. et al. Distribution of trace elements in particle size fractions for contaminated soils by a copper smelting from different zones of the Puchuncaví Valley (Chile). **Chemosphere**, v. 111, p. 513-521, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.127>
- ROSAS-CASTOR, J. M.; GUZMÁN-MAR, J. L.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.; GARZA-GONZÁLEZ, M. T.; HINOJOSA-REYES, L. Arsenic accumulation in maize crop (*Zea mays*): A review. **Science of the Total Environment**, v. 488-489, p. 176-187, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.075>
- ROY, M.; GIRI, A. K.; DUTTA, S.; MUKHERJEE, P. Integrated phytobial remediation for sustainable management of arsenic in soil and water. **Environment International**, v. 75, p. 180-198, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.010>
- SAS INSTITUTE INC[®] **Statistical Analysis System**. Versão 9.1.3. Cary, 2003. 1 CD ROM.
- SINGH, R.; SINGH, S.; PARIHAR, P.; SINGH, V. P.; PRASAD, S. M. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 112, p. 247–270, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>
- SU, Y.; YANG, R. Background concentrations of elements in surface soils and their changes as affected by agriculture use in the desert-oasis ecotone in the middle of Heihe River Basin, North-west China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 98, p. 57-64, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.12.001>

- TARVAINEN, T.; ALBANESE, S.; BIRKE, M.; PONAVID, M.; REIMANN, C. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. **Applied Geochemistry**, v. 28, p. 2-10, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.10.005>
- TESKE, R.; LUNARDI NETO, A.; HOFER, A.; ALMEIDA, J. A. Caracterização química, física e morfológica de solos derivados de rochas efusivas no planalto sul de Santa Catarina, Brasil. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 12, p. 175-186, 2013.
- TSUJI, J. S.; YOST, L. J.; BARRAJ, L. M.; SCRAFFORD, C. G.; MINK, P. J. Use of background inorganic arsenic exposures to provide perspective on risk assessment results. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 48, p. 59-68, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2007.01.004>
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Test Methods for Evaluation Solid Waste Physical and Chemical Methods**: microwave assisted acid digest of sediments, sludges, soils and oils, SW 846; U. S. Washington: Government Printing Office, 1998.
- WANG, S.; MULLIGAN, C. N. Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. **Environmental and Health**, v. 28, p. 197-214, 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-005-9032-y>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Arsenic and arsenic compounds**. 2001. Disponível em: http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_224/en/ Acesso em: 12 jan. 2015.
- ZAKHAROVA, T.; TATANO, F.; MENSNIKOV, V. Health cancer risk assessment for arsenic exposure in potentially contaminated areas by plants fertilizer: A possible regulatory approach applied to a case study in Moscow Region-Russia. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 36, p. 22-23, 2002. <http://dx.doi.org/10.1006/rtph.2002.1561>