

## A ATIVIDADE CARBONÍFERA E A CONTAMINAÇÃO DE ÁGUA SUPERFICIAL POR ELEMENTOS-TRAÇO

*Suzi Mari Brandelero<sup>1\*</sup>; David José Miquelluti<sup>2</sup>; Mari Lúcia Campos<sup>3</sup>, Priscilla Dors<sup>4</sup>, Marcelo Diogo Sousa Rodrigues<sup>5</sup>, Ronaldo Moreira<sup>6</sup>*

**Resumo** – Na Bacia Carbonífera Catarinense, existem áreas degradadas pela mineração de carvão, comprometendo os cursos d'água pela drenagem ácida de mina. Esta bacia está inserida nas três bacias hidrográficas da região, Araranguá, Urussanga e Tubarão. O estudo foi realizado no Rio Palmeiras, afluente do Rio Tubarão, no Município de Lauro Muller, SC. O objetivo foi caracterizar a água do rio quanto à contaminação por elementos-traço. Foram realizadas duas coletas de água, uma em Agosto/2012 e a outra em Janeiro/2013, nos pontos 1 (nascente do rio) e 2 (área impactada pela mineração do carvão). Foram determinados *in loco* o pH e condutividade eletrolítica, e em laboratório as concentrações de Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd e Pb (APHA, 2005). O pH foi de  $8,09 \pm 0,59$  na nascente e  $3,15 \pm 0,05$  na área impactada, a condutividade foi de  $62,80 \pm 0,20 \mu\text{S cm}^{-1}$  na nascente e  $650 \pm 170 \mu\text{S cm}^{-1}$  na área impactada. A concentração de Fe foi até  $11888,86 \pm 162,34 \mu\text{g L}^{-1}$  e de Al até  $11523,93 \pm 127,32 \mu\text{g L}^{-1}$ , na área impactada, superando à classe 3 da Resolução CONAMA 357/2005. A água superficial sofre interferência da mineração de carvão, pela redução do pH e o aumento da condutividade eletrolítica, propiciando a solubilidade e a disponibilidade de elementos-traços.

**Palavras-Chave** – mineração de carvão e metal pesado.

## COAL MINING AND THE CONTAMINATION OF SURFACE WATER BY TRACE ELEMENTS

**Abstract** – Areas in the Santa Catarina Coal Basin have been degraded by coal mining and waterways have been affected by acid mine drainage. This basin is embedded in the three hydrographic basins in the the region, Araranguá, Urussanga and Tubarão. This study was conducted on the Palmeiras River, a tributary of the Tubarão River, in the municipality of Lauro Muller, SC. The aim was to characterize river water contamination by trace elements. There were two water samplings, one in August, 2012 and the other in January, 2013 at point 1 ( the river source) and point 2 (area impacted by coal mining). The pH and electric conductivity were determined in situ, and the concentrations of Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd and Pb were determined in the laboratory (APHA, 2005). The pH was  $8.09 \pm 0.59$  at the river source and  $3.15 \pm 0.05$  in the impacted area and conductivity was  $62.80 \pm 0.20 \mu\text{S cm}^{-1}$  at the source and  $650 \pm 170 \mu\text{S cm}^{-1}$  in the impacted area. The concentration of Fe reached  $11888.86 \pm 162.34 \mu\text{g L}^{-1}$  and that of Al reached  $11523.93 \pm 127.32 \mu\text{g L}^{-1}$  in the impacted area, exceeding Class 3 of CONAMA Resolution 357/2005. Coal mining affects surface water by reducing pH and increasing electrolytic conductivity, augmenting the solubility and availability of trace elements.

**Keywords** – coal mining, heavy metal.

<sup>1\*</sup>Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), suzibrandelero@yahoo.com.br

UDESC, <sup>2</sup>dmiuell@gmail.com, <sup>3</sup>mari.lucia03@gmail.com, <sup>4</sup>pridors\_engflorestal@yahoo.com.br, <sup>5</sup>marcelo\_florestal@hotmail.com.

<sup>6</sup>Sociedade de Assistência aos Trabalhadores do Carvão/Centro Tecnológico do Carvão Limpo (SATC/CTLC), ronaldo.moreira@satc.edu.br.

## INTRODUÇÃO

A atividade carbonífera constitui cerca de dois terços dos recursos energéticos não renováveis do Brasil. Do total de carvão bruto extraído, em torno de 30 % possui interesse comercial, o restante é considerado rejeito; este, permite que a água percole, proporcionando a formação de drenagem ácida, com significativa carga de acidez e conseqüente redução do pH das águas, ocasionando a solubilização de uma gama de elementos-traço, os quais contaminam o solo e os recursos hídricos, dificultando o processo de recuperação destas áreas e prejudicando a vida aquática e o uso desta água para o abastecimento público.

O termo elemento-traço ou “metal pesado”, pertence ao grupo dos metais e metaloides associados à poluição e toxicidade, incluindo neste termo, alguns elementos que em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos (Kabata-Pendias e Mukherjee, 2007). Também é utilizado o termo “metal tóxico”, alternativo a metal pesado, aplicado a elementos não essenciais biologicamente (Amaral Sobrinho e Barra, 2009). Quando em altas concentrações os elementos-traço podem causar quadros de toxicidade no ambiente que afetam os seres vivos presentes no meio e causam efeitos acumulativos ou bioacumulativos na cadeia alimentar.

Na Bacia Carbonífera Catarinense, são encontrados cerca de 5.000 ha de áreas degradadas pela atividade de mineração de carvão, comprometendo os cursos d'água da região pela drenagem ácida de mina (DAM). Grande parte das massas de água presentes na região encontra-se comprometida pela poluição provocada por aquela atividade, colocando em risco o abastecimento de água para toda região (Pompêo *et al.*, 2004). Este quadro justifica estudos no sentido de avaliar a contaminação dos recursos naturais, buscando alternativas para minimizar os impactos ambientais ocasionados pela mineração. A região apontada está inserida nas três bacias hidrográficas da região, Araranguá, Urussanga e Tubarão.

A Bacia do Rio Araranguá pode ser a mais impactada das três, no entanto, constata-se também que o aporte de águas fluviais provenientes dos rios Fiorita e Sangão desempenha papel fundamental na qualidade ambiental. Na Bacia do Rio Tubarão, o segmento mais crítico pode ser o mais próximo das áreas mineradas em Lauro Müller, SC, e merece posição de destaque em medidas de remediação da qualidade ambiental de toda a bacia. Observa-se a importância do Rio Braço do Norte nos processos de diluição da Bacia do Rio Tubarão, refletindo em valores menos críticos de qualidade ambiental, a jusante da contribuição de drenagem. Por fim, na Bacia do Rio Urussanga, o segmento mais crítico de contaminação, possivelmente devido à contribuição das áreas mineradas por Coquearias Rio Deserto, deve receber maior atenção em ações de controle ambiental e gestão desta bacia (Castilhos *et al.*, 2009).

A Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e o complexo lagunar, constitui-se em um espaço de ligação entre os rios, o complexo lagunar do litoral centro-sul e o próprio litoral. Com mais de 5.000 km<sup>2</sup>, abrangendo 21 municípios, a região é caracterizada por apresentar atividades agrícolas, industriais e de mineração. Em virtude disso, o local tem sido receptor de quantidades significativas de resíduos provenientes destas atividades. Esta bacia hidrográfica está situada parcialmente na Bacia Carbonífera Catarinense e pode ser considerado um sistema hidrográfico degradado, em decorrência da exploração do carvão mineral, de atividades agrícolas e despejos de efluentes (JFSC, 2012).

O Rio Palmeiras, afluente do Rio Tubarão, recebe carga ácida de áreas com estéreis de minas a céu aberto, depósitos de rejeitos não controlados e bocas de minas abandonadas. Os maiores níveis de concentração de acidez estão situados no seu alto curso, diminuindo em direção à foz, portanto, ocorre a diluição da acidez por drenagens não ácidas (JFSC, 2012).

O objetivo do estudo foi caracterizar a água do Rio Palmeiras, Lauro Müller, SC, quanto à poluição por elementos-traço, pela quantificação de variáveis químicas, relacionadas à atividade carbonífera.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Rio Palmeiras, afluente do Rio Tubarão, no Município de Lauro Muller, SC. Os pontos de amostragem de água no rio foram a montante da atividade carbonífera, coordenada geográfica 652506/6851887 UTM e na área impactada pela mineração, coordenada geográfica 658031/6854030 UTM. Foram realizadas duas coletas de água, a primeira realizada no mês de Agosto de 2012 e a segunda, realizada no mês de Janeiro de 2013. Na Figura 1 pode ser observado o curso do rio (em azul) e as áreas impactadas pela mineração do carvão (em vermelho e preto), os pontos amostrais (em amarelo). Os pontos 1 (nascente do rio) e 2 (área impactada pela mineração do carvão), estão a uma distância entre eles de aproximadamente 15 km. As características visuais dos pontos estão apresentadas nas respectivas figuras (Figura 1).

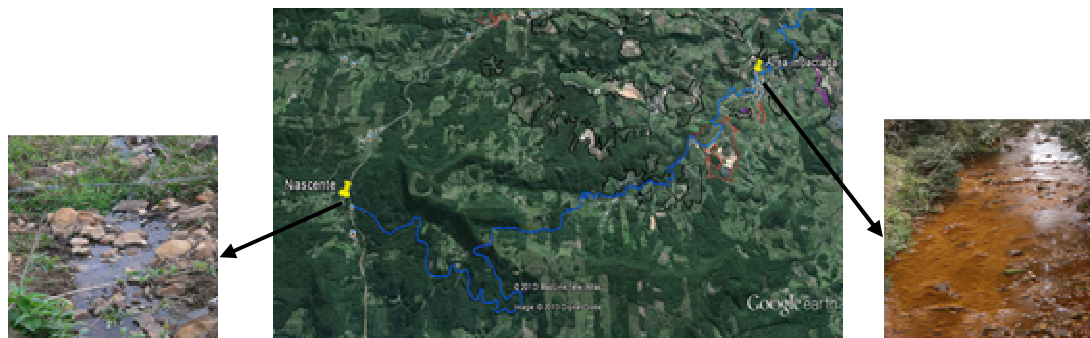


Figura 1 - Localização do Rio Palmeiras (azul), atividade mineradora (vermelho e preto) e pontos amostrais (amarelo) no Município de Lauro Muller, SC.

## Amostragem

As coletas de água foram realizadas na seção transversal do rio, na superfície da água, em duas campanhas amostrais, em épocas com disponibilidade hídrica diferenciada, uma em agosto de 2012 e outra em janeiro de 2013.

A amostragem de água foi realizada com balde e as amostras foram transferidas para frascos de polietileno de 1L, identificados e previamente limpos. Todas as amostras foram refrigeradas à aproximadamente 4 °C e acidificadas a pH < 2 com ácido nítrico concentrado (usualmente 1,5 mL de HNO<sub>3</sub>/L de amostra). No momento da coleta foram determinados *in loco* as variáveis pH (pHmetro pH-221 Lutron) e condutividade eletrolítica (condutivímetro CD-850 Instruterm/Cienlab).

## Análises laboratoriais

As amostras foram filtradas em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ , considerando-se a fração solúvel dos elementos. Foram determinadas as concentrações de Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Cd e Pb, utilizando-se o protocolo descrito em Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (APHA, 2005); a quantificação foi realizada em triplicata, em espectrômetro de massa com fonte de plasma indutivamente acoplado ICP-MS, com introdução da amostra por nebulizador pneumático, marca Perkin Elmer, modelo Nexlon 300D, Shelton, USA.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH diminuíram da nascente à área impactada, entretanto, a condutividade eletrolítica aumentou, indicando que a atividade carbonífera propicia acidez ao meio aquático e conseqüentemente, ocorre o aumento de íons na forma solubilizada e disponível. O pH foi de  $8,09 \pm 0,59$  na nascente e  $3,15 \pm 0,05$  na área impactada, enquanto a condutividade foi de  $62,80 \pm 0,20$   $\mu\text{S cm}^{-1}$  na nascente e  $650 \pm 170$   $\mu\text{S cm}^{-1}$  na área impactada. Pompêo *et al.* (2004) quantificaram pH de 3,0 a 7,0 e condutividade eletrolítica de 54,7 a 1205,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; Laus *et al.* (2006) quantificaram pH de 2,5 no Rio Fiorita, em Siderópolis, SC. Bortolotto *et al.* (2013) observaram pH de 3,16 no Rio Molha, em Urussanga, SC, e 4,17 num afluente deste rio. A acidez é atribuída à oxidação da pirita ( $\text{FeS}_2$ ) e conseqüente produção de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), responsável pela acidez nos efluentes da mineração de carvão (Laus, 2006). As águas naturais que recebem descargas de drenagem ácida apresentam, geralmente, pH na faixa entre 1,5 e 4,0 (Ortiz e Teixeira, 2002).

Streck *et al.* (2000) observaram, na Bacia do Arroio Candiota, RS, que, quando a contribuição de efluentes, ocorre de maneira diversificada, como efluentes domésticos e de outras fontes industriais, além da mineração de carvão, o pH, principalmente, pode ser neutralizado, ou então, torna-se mais básico, com valores de aproximadamente 8,0. Portanto, a condutividade pode variar entre 100 e 300  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Neste mesmo estudo a quantificação em área de uso mais exclusivo da mineração de carvão, o pH foi inferior a 4,0 e a condutividade eletrolítica de até 800  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Shuqair (2002) observou valores de pH de  $3,86 \pm 0,43$  e condutividade eletrolítica de  $4100 \pm 1113$   $\mu\text{S cm}^{-1}$ , em água subterrânea, em área de depósito de rejeito. No entanto, a condutividade em água subterrânea é naturalmente maior que em água superficial.

Na Tabela 1, estão apresentadas as concentrações de ferro, manganês, alumínio, zinco, cobre, cádmio e chumbo. Os valores certificados e encontrados da amostra referência Trace Elements in Natural Water do National Institute of Standards & Technology (NIST 1640a), os Limites de Detecção Operacional (LDO) e os Limites de Quantificação Operacional (LQO) estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 - Estatísticas descritivas (média e desvio padrão) de elementos-traço nas amostras de água do Rio Palmeiras, em Lauro Müller, SC.

Amostra	Mês/Ano	Fe	Mn	Al	Zn	Cu	Cd	Pb
$\mu\text{g L}^{-1}$								
Nascente	Ago/2012	237,61 $\pm 2,04$	67,94 $\pm 0,70$	148,57 $\pm 0,56$	48,40 $\pm 0,33$	1,32 $\pm 0,03$	0,04 $\pm 0,01$	0,45 $\pm 0,01$
Nascente	Jan/2013	92,48 $\pm 1,85$	20,90 $\pm 0,21$	28,36 $\pm 1,80$	37,98 $\pm 0,39$	1,45 $\pm 0,01$	0,03 $\pm 0,01$	0,56 $\pm 0,01$
Área impactada	Ago/2012	11888,86 $\pm 162,34$	1967,60 $\pm 26,38$	11523,93 $\pm 127,32$	239,87 $\pm 3,98$	6,40 $\pm 0,07$	0,44 $\pm 0,02$	2,30 $\pm 0,07$
Área impactada	Jan/2013	5397,35 $\pm 33,19$	954,61 $\pm 7,46$	5136,41 $\pm 31,74$	127,91 $\pm 0,62$	4,70 $\pm 0,02$	0,26 $\pm 0,01$	1,34 $\pm 0,02$

Na Tabela 2, os valores encontrados da amostra referência de água apresentam-se muito próximos aos valores certificados, indicando um bom desempenho do equipamento utilizado nas leituras das concentrações dos elementos. Os limites de detecção (LDO) e quantificação operacionais (LQO) também foram atingidos, exceto para o elemento Cd, nas amostras de água da nascente, que apresentam-se entre o LDO e o LQO.

Tabela 2 – Valores certificados e encontrados dos elementos-traço da amostra referência NIST 1640a e Limites de detecção e quantificação operacionais, LDO e LQO, respectivamente.

Elemento	NIST 1640a certificado	NIST 1640a encontrado	LDO	LQO
$\mu\text{g L}^{-1}$				
Fe	36,80 $\pm$ 1,80	51,30 $\pm$ 1,93	0,87	2,87
Mn	40,39 $\pm$ 0,36	39,35 $\pm$ 0,53	0,03	0,10
Al	53,00 $\pm$ 1,80	51,20 $\pm$ 1,11	1,20	3,96
Zn	55,64 $\pm$ 0,35	51,27 $\pm$ 0,61	0,03	0,10
Cu	85,75 $\pm$ 0,51	81,66 $\pm$ 0,80	0,03	0,10
Cd	3,99 $\pm$ 0,07	3,79 $\pm$ 0,06	0,03	0,10
Pb	12,10 $\pm$ 0,05	11,91 $\pm$ 0,24	0,03	0,10

Considerando-se a Resolução do CONAMA 357 de 2005, na nascente do rio, a água é classificada como Classe 1 e 2 para o Al, Cu e Fe. Os elementos Al e Fe, nas amostras de água da área impactada, são superiores à Classe 3 (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores Máximos Permitidos (VMP) dos elementos analisados, conforme a Resolução do CONAMA 357 de 2005.

Elemento	Classe 1 e 2	Classe 3
$\mu\text{g L}^{-1}$		
Al (dissolvido)	100	200
Cu (dissolvido)	9	13
Fe (dissolvido)	300	5000

Observa-se que os valores de Fe e Mn aumentaram da nascente à área impactada, devido à atividade carbonífera (Tabela 1). Houve também uma redução na concentração desses elementos, da coleta realizada em agosto de 2012, em relação à coleta de janeiro de 2013. A redução entre as duas coletas, pode ser explicada pela maior disponibilidade hídrica no mês de janeiro, em função de um volume maior de chuva que ocorreu neste período, portanto, maior diluição dos elementos na água. Laus *et al.* (2006) obtiveram valores de 42500  $\mu\text{g L}^{-1}$  de Fe e 12500  $\mu\text{g L}^{-1}$  de Mn no Rio Fiorita,

Siderópolis, SC, valores estes, superiores àqueles da Tabela 1, considerando-se a área impactada. Streck *et al.* (2000) observaram na Bacia do Arroio Candiota, RS, em área de uso quase que exclusivo da mineração do carvão, valores em água, maiores que  $4000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe.

Como elementos essenciais Allen (1974 *apud* ROHDE, 2008) considera a faixa de variação em água doce, 50 a  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe e 1 a  $80 \mu\text{g L}^{-1}$  de Mn. Para Feitosa e Manoel (2000) o Mn está presente frequentemente em baixas concentrações ( $<200 \mu\text{g L}^{-1}$ ) em quase todas as águas naturais. Farias (2006) quantificou ferro entre 300 e  $600 \mu\text{g L}^{-1}$ , em água de rio. Conforme, Ortiz e Teixeira (2002), as águas naturais que recebem descargas de drenagem ácida apresentam, geralmente, concentração elevada de ferro dissolvido ( $100000$  a  $1000000 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Zocche *et al.* (2010) quantificaram  $14000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Mn dissolvido em água no lavador de mina, em área minerada e  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  na área controle. Considerando-se os dados da Tabela 1, a atividade carbonífera aumenta a concentração de Fe e Mn na água.

Conforme Esteves (1998) o Fe e o Mn são essenciais aos seres vivos; nas águas continentais as principais fontes destes elementos são o intemperismo de rochas e a erosão de solos ricos nestes, bem como fontes de origem antrópica. Pode ocorrer o efeito acumulativo e conseqüentemente o aumento da concentração do elemento, gerando um quadro de toxicidade no meio.

Considerando-se os elementos Al, Fe, Zn, Cd e Pb, a contaminação pela atividade carbonífera em água subterrânea é ainda mais significativa, Shuqair (2002) quantificou  $206000 \pm 107000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Al,  $809000 \pm 673000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe,  $60000 \pm 35000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Zn,  $30 \pm 20 \mu\text{g L}^{-1}$  de Cd e  $110 \pm 130 \mu\text{g L}^{-1}$  de Pb, em área de depósito de rejeito. Entretanto, o mesmo autor quantificou os elementos em água superficial, a jusante da contribuição do aquífero, determinando concentrações de  $880 \mu\text{g L}^{-1}$  de Al,  $3320 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe e  $290 \mu\text{g L}^{-1}$  de Zn. Estes valores são significativamente menores e indicam a diluição desses elementos no corpo hídrico. Zocche *et al.* (2010) quantificaram  $2360 \mu\text{g L}^{-1}$  de Zn na água no lavador de mina, em área minerada, e  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  na área controle. Na Tabela 1 os valores de Zn são menores na nascente (área controle) e maiores na área impactada, indicando que a água apresenta certa concentração natural do elemento que incrementada pela mineração de carvão. Os valores de Cd e Pb, aumentaram da área controle (nascente) para a área impactada (Tabela 1), mas essas concentrações podem ser consideradas relativamente baixas, pois, confrontadas com a Resolução 357 de 2005 do CONAMA, estão abaixo dos Valores Máximos Permitidos (VMP). Entretanto, esta legislação indica para Cd e Pb, as concentrações totais e o presente estudo quantificou a fração solúvel de cada elemento.

Pompêo *et al.* (2004) quantificaram até  $22400 \mu\text{g L}^{-1}$  de Al,  $3720 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe e  $3230 \mu\text{g L}^{-1}$  de Fe dissolvido e  $9000 \mu\text{g L}^{-1}$  de Mn. Os mesmos autores analisaram também o sedimento e observaram maiores teores, em peso seco, de Fe total até 24,83 %, seguido de alumínio até 10,19 % e manganês até 0,04 %.

Conforme Margalef (1983) as variações de concentrações em águas naturais foram de 0,83 a  $15 \mu\text{g L}^{-1}$  de Cu. Allen (1974 *apud* Rohde, 2008) determinou 2 a  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  de Cu. Considerando-se os valores da Tabela 1, as concentrações de Cu não foram significativas, nem mesmo na área impactada.

A descarga de drenagens ácidas, decorrentes tanto da mineração e da deposição de rejeitos, como da exposição natural de rochas ricas em sulfetos, introduz quantidades importantes de metais dissolvidos nas águas superficiais. Estes poluentes irão associar-se aos sedimentos, a partir da adsorção, às partículas coloidais ou pela precipitação conjunta com hidróxidos de ferro, formando

camadas superficiais de coloração alaranjada, características dos ambientes impactados por drenagem ácida (Ortiz e Teixeira, 2002), o que pode ser observado na Figura 1 (área impactada).

Amaral e Krebs (2010) descreveram aspectos geológicos da região carbonífera do sul de Santa Catarina, suas interrelações com a mineração de carvão mineral e a geração de drenagem ácida de mina (DAM), bem como suas possíveis consequências para as águas subterrâneas e superficiais, ressaltando o efeito dos metais pesados (elementos-traço).

## CONCLUSÕES

A água superficial sofre interferência da mineração de carvão, pela redução do pH e o aumento da condutividade eletrolítica, propiciando a solubilidade e a disponibilidade de elementos-traços.

A atividade carbonífera causa impacto ambiental devido ao incremento das concentrações de Fe, Mn, Al e Zn em água superficial, com os elementos Fe e Al, superando à classe 3 da Resolução CONAMA 357/2005.

## REFERÊNCIAS

AMARAL, J.E.Do; KREBS, A.S.J. (2010). Drenagem ácida da mineração de carvão e sua interrelação com metais pesados e recarga de aquíferos na Bacia Carbonífera do Estado de Santa Catarina. In *Anais XVI Congresso de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços*, São Luís, MA.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.do; BARRA, C.M.; LÃ, O.R. (2009). Química dos metais pesados no solo. In *Química e mineralogia do solo*. Parte II, MELO, V.deF.; ALLEONI, L.R.F. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, MG, pp. 249 - 312.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). (2005). *Standart methods for the examination of water and wastewater*. Washington D.C., AWWA/APHA/WEF, 1496p.

BORTOLOTTI, T.; SAVI, G.D.; PICH, C.T. (2007). Influência da mineração do carvão na toxicidade das águas superficiais do Rio Molha, Urussanga, SC. *Tecnologia e Ambiente*, 13 Unesc, Criciúma, SC, pp. 1 - 16.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2005). *Resolução 357* de 17 de março.

CASTILHOS, Z.C.; CESAR, R.G.; BIDONE, E.D.; EGLER, S.G.; SILVA, L.C.C.; ARAÚJO, P.C.; BIANCHINI, M.; ALEXANDRE, N.; SANTOS, M.G.; NASCIMENTO, T.; FELZMANN, W.; SILVANO, J. (2009). Metodologia para monitoramento da qualidade das águas da bacia carbonífera sul catarinense: ferramenta para gestão em poluição ambiental. *Centro de Tecnologia Mineral (CETEM)*, Ministério da Ciência e Tecnologia, Rio de Janeiro, RJ.

ESTEVES, F.deA. (1998). *Fundamentos de limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, 602p.

FEITOSA, F.A.C.; MANOEL, J. (2000). *Hidrogeologia*. Fortaleza, CPRM, 412p.

JUSTIÇA FEDERAL DE SANTA CATARINA (JFSC). (2012). *Indicadores ambientais, recursos hídricos superficiais*. Disponível em: [//www.jfsc.jus.br/acpdocarvaio/](http://www.jfsc.jus.br/acpdocarvaio/)

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. (2007). *Trace elements from soil to human*. Springer, 550p.

LAUS, R.; LARANJEIRA, C.M.; MARTINS, A.O.; FÁVERE, V.T.; PEDROZA, R.C.; BENASSI, J.C.; GEREMIAS, R. (2006). Microesferas de quitosana reticuladas com tripolifosfato utilizadas para a remoção da acidez, ferro (III) e manganês (II) de águas contaminadas pela mineração do carvão. *Química Nova*, 29(1), pp. 34 - 39.

ORTIZ, L.; TEIXEIRA, E.C. (2002). Influência das atividades de processamento do carvão sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. In *Meio ambiente e carvão: impactos da utilização e exploração*. Coord. por TEIXEIRA, E.C. e PIRES, M.J.R.P. FEPAM, FINEP, CAPES, PADCT, GTM, PUCRS, UFSC. Cadernos de Planejamento e Gestão Ambiental 2, Porto Alegre, RS, pp. 301 - 340.

MARGALEF, R. (1983). *El agua y las sustancias que lleva en solución*. In: *Limnologia Geral*. Barcelona, Omega, 679p.

POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; ALEXANDRE, N.Z.; SANTO, E. (2004). Qualidade da água em região alterada em região alterada pela mineração do carvão na microbacia do rio Fiorita (Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, PR, 26(2), pp. 125 - 136.

ROHDE, G.M. (2008). *Geoquímica ambiental e estudos de impacto*. 3.ed. São Paulo, Signus Editora, 184p.

SHUQAIR, S.M.S. Estudo da contaminação do solo e água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de Figueira no Estado do Paraná. (2002). *Tese de Doutorado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Materiais*. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia Associada à USP, São Paulo, SP, 117p.

STRECK, C.D'A.; ORTIZ, L.S.; TEIXEIRA, E.C.; SÁNCHEZ, J.C.D. (2000). A influência das atividades do processamento do carvão sobre a qualidade das águas na Bacia do Arroio Candiota, RS. In *Anais XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, Dez., pp. 1 - 8.

ZOCHE, J.J.; FREITAS, M.; QUADROS, K.E.de. (2010). Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). *R. Árvore*, Viçosa, MG, 34(1), pp. 177 - 188.