



## **Simulação numérica da dispersão do sulfeto de hidrogênio emitido por um reator UASB para tratamento de esgoto doméstico**

**doi:10.4136/ambi-agua.1841**

**Received: 15 Jan. 2016; Accepted: 16 Jan. 2017**

**Matheus Ribeiro Augusto<sup>1\*</sup>; Herlane Costa Calheiros<sup>2</sup>;  
Vanessa Silveira Barreto Carvalho<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, (USP), São Paulo, SP, Brasil  
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental

<sup>2</sup>Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), Itajubá, MG, Brasil  
Instituto de Recursos Naturais (IRN)

\*Autor correspondente: e-mail: matheus.augusto047@gmail.com,  
h2c@unifei.edu.br, vanessa.silveira@gmail.com

### **RESUMO**

O tratamento anaeróbio de águas residuárias pode produzir elevadas concentrações de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), substância que apresenta forte odor, além de ser corrosivo e tóxico. Alguns dos métodos existentes para o controle do H<sub>2</sub>S demandam elevado custo de implantação e operação e, portanto, não são adotados. Dessa forma, o planejamento adequado da instalação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) pode auxiliar na prevenção do impacto e de possíveis problemas com a população. Modelos matemáticos de dispersão atmosférica podem ser aplicados previamente para verificar o alcance do poluente e, portanto, subsidiar a definição do local mais adequado para instalação de uma ETE. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi analisar a dispersão atmosférica do H<sub>2</sub>S proveniente de uma unidade anaeróbia de tratamento de águas residuárias localizada em um bairro rural do município de Itajubá, MG, Brasil. Para isso, foi aplicado o modelo gaussiano AERMOD utilizando-se dados reais da taxa de emissão do poluente no reator anaeróbio, além de informações meteorológicas e geofísicas (relevo e uso do solo). Como resultado das simulações verificou-se que a pluma de odor foi orientada pelo relevo e se concentrou nas proximidades da unidade de tratamento, limitando o impacto ao bairro rural. O vento também exerceu influência direta na orientação do H<sub>2</sub>S para o período 1. No entanto, para o período 2, não se verificou a mesma tendência. Dessa maneira, constatou-se que a análise de características meteorológicas (principalmente a direção predominante dos ventos) e geofísicas da região e a aplicação de modelos matemáticos podem auxiliar na escolha do local mais adequado para a instalação de uma ETE.

**Palavras-chave:** AERMOD, dispersão atmosférica, H<sub>2</sub>S, odor.

### **Numerical simulation of the dispersion of hydrogen sulphide emitted by a UASB reactor for domestic sewage treatment**

#### **ABSTRACT**

The anaerobic treatment of wastewaters can produce a large concentration of hydrogen sulfide (H<sub>2</sub>S), an odorant, toxic and corrosive substance. Control methods for eliminating H<sub>2</sub>S often require high implementation and operation costs and therefore are not used. Thus, suitable

planning of wastewater treatment plant (WWTP) installation can help to prevent adverse impacts and potential problems for nearby communities. Mathematical models of atmospheric dispersion can be applied to verify the pollutant range and support the choice of the most appropriate place for installing a WWTP. Thus, the aim of this work was to analyze the dispersion of H<sub>2</sub>S from an anaerobic unit of wastewater treatment located in a rural district of the city of Itajubá (MG), Brasil. For this, a Gaussian model AERMOD was applied using actual pollutant emission rate data in the UASB reactor, as well as meteorological and geophysical information (topography and land use). Using simulations, it was found that the odor plume was oriented by relief and concentrated near the treatment unit, limiting the impact to the rural district. The wind had also direct influence on the direction of H<sub>2</sub>S for the first period. However, the same trend was not found in the second study period. Thus, it was found that the analysis of meteorological characteristics (especially the predominant wind direction) and geophysics in the region and the application of mathematical models can assist in choosing the most suitable location for the installation of a WWTP.

**Keywords:** AERMOD, atmospheric dispersion, H<sub>2</sub>S, odor.

## 1. INTRODUÇÃO

O tratamento anaeróbio de águas residuárias utilizando-se reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) é amplamente aplicado no Brasil e no mundo, principalmente devido às vantagens econômicas em relação aos sistemas aeróbios. No entanto, a degradação anaeróbia da matéria orgânica pode seguir uma rota metabólica sulfetogênica, na qual o sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) é reduzido, pela ação das bactérias redutoras de sulfato (BRS), a sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), gás que pode se desprender da fase líquida para a atmosfera (Chernicharo, 2007).

O H<sub>2</sub>S é tóxico e apresenta odor agressivo, podendo impactar negativamente as pessoas que vivem nos arredores das estações de tratamento de esgoto (ETEs) (Chernicharo, 2007; Santos et al., 2012).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (World Health Organization), a presença do H<sub>2</sub>S na atmosfera em concentrações superiores a 15 mg m<sup>-3</sup> pode causar efeitos adversos à saúde humana, desde dores de cabeça, náusea e simples problemas respiratórios até a morte, para valores superiores a 1400 mg m<sup>-3</sup> (WHO, 2000). Em relação ao odor, o H<sub>2</sub>S pode ser percebido e até mesmo causar incômodo em baixas concentrações, da ordem de 0,655 µg m<sup>-3</sup> (equivalente a 0,00047 ppm, a 25°C e 1 atm de pressão) (Tchobanoglous et al., 2003; Santos et al., 2012). Dessa forma, é fundamental realizar o monitoramento e o controle adequado do contaminante para minimizar o impacto à vizinhança das ETEs.

Modelos de dispersão atmosférica podem auxiliar e orientar o controle/monitoramento do H<sub>2</sub>S, uma vez que é possível verificar o comportamento do poluente na atmosfera e, portanto, a abrangência do impacto ambiental, a partir de cenários pré-estabelecidos. É possível ainda analisar a influência da estabilidade atmosférica e outras condições meteorológicas, além das características geofísicas (relevo e uso do solo) na dispersão do poluente (Sironi et al., 2010; Latos et al., 2011; O'Shaughnessy e Altmaier, 2011; Melo et al., 2012; Olafsdottir et al., 2014; Abdul-Wahab et al., 2014).

Latos et al. (2011) e Abdul-Wahab et al. (2014) verificaram, em modelos de dispersão AERMOD e CALPUFF, respectivamente, que quanto maior a estabilidade atmosférica, maiores são as concentrações de H<sub>2</sub>S nas proximidades da fonte, visto que a turbulência (mecânica e convectiva) e, conseqüentemente, o transporte de poluentes são dificultados nessa situação. Abdul-Wahab et al. (2014) ainda verificaram que locais com características climáticas e geofísicas distintas apresentaram diferentes tendências de dispersão.

Olafsdottir et al. (2014), utilizando o modelo AERMOD, observaram a influência significativa do relevo na dispersão do poluente, visto que cadeias montanhosas tenderam a reter e orientar a pluma de dispersão, principalmente durante condições de grande estabilidade atmosférica.

Dessa maneira, a caracterização do local do empreendimento quanto à topografia, uso do solo e clima, pode auxiliar no gerenciamento do poluente desde a etapa de concepção até a operação da unidade de tratamento de águas residuárias.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é analisar a dispersão atmosférica do H<sub>2</sub>S emitido de um reator UASB localizado em um bairro rural do município de Itajubá, MG, Brasil.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado para uma ETE localizada em um bairro rural do município de Itajubá, MG, Brasil. A ETE é constituída por uma unidade de gradeamento, um reator UASB fechado de seção circular com uma única saída de biogás para a atmosfera e um filtro biológico anaeróbio totalmente fechado. O sistema foi projetado para tratar apenas o esgoto doméstico do bairro, cujo volume médio diário não ultrapassa 24 m<sup>3</sup> (vazão de aproximadamente 0,28 L s<sup>-1</sup>).

A simulação de dispersão atmosférica foi realizada considerando o reator UASB como fonte principal de emissão do H<sub>2</sub>S (na saída do biogás para a atmosfera), como verificado em estudos preliminares realizados por Meira (2014) e Presotto (2014). A unidade apresenta as seguintes dimensões: 2,10 metros de diâmetro interno; 2,80 metros de diâmetro externo e 5,80 metros de profundidade. O filtro anaeróbio também exibe grande potencial de emissão de H<sub>2</sub>S, no entanto, a unidade encontra-se totalmente fechada e apresenta a saída do efluente tratado “afogada” (submersa no corpo receptor).

### 2.2. Caracterização do uso do solo

Foi realizada a classificação do uso do solo do local de estudo, visto que as características de superfície (Albedo, Rugosidade e Razão de Bowen), importantes variáveis do processo de dispersão atmosférica, variam conforme a cobertura do terreno.

Foi analisado um raio de 4 km ao redor da fonte (ETE). Realizou-se uma classificação supervisionada, através do Sistema de Informação Geográfica (SIG) SPRING, versão 5.2.7, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Consideraram-se as seguintes classes de uso do solo: floresta, pastagem e urbano.

### 2.3. Simulação da dispersão atmosférica

A simulação da dispersão atmosférica do poluente foi realizada através do modelo gaussiano AERMOD, proposto pela USEPA (2004) e desenvolvido pela AERMIC (AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee). O modelo regulatório é dividido em um módulo principal e dois pré-processadores: AERMET e AERMAP. O AERMET processa as informações meteorológicas e o AERMAP os dados topográficos. O módulo principal AERMOD realiza os cálculos da dispersão atmosférica, utilizando o produto dos dois pré-processadores. O modelo é disponibilizado na página da U.S. Environmental Protection Agency – USEPA ([http://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion\\_prefrec.htm#aermod](http://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#aermod)).

#### 2.3.1. Dados meteorológicos: AERMET

Os dados meteorológicos, horários de temperatura, velocidade e direção do vento, essenciais ao pré-processador AERMET, foram obtidos através da base de dados do Centro de Estudos e Previsão de Tempo e Clima de Minas Gerais (CEPreMG) da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), localizada a aproximadamente 7 km da ETE.

Os demais dados meteorológicos de superfície – nebulosidade (cobertura de nuvens) e altura de base das nuvens – são referentes ao Aeroporto de São José dos Campos. Esses dados estão disponibilizados na base de dados da Rede de Meteorologia da Aeronáutica - REDEMET ([www.redemet.aer.mil.br](http://www.redemet.aer.mil.br)).

As características de superfície, também dados essenciais a essa etapa, foram estimados em função do uso do solo no local, a partir dos valores propostos por USEPA (2013).

### 2.3.2. Dados do terreno: AERMAP

Nessa etapa é definido o domínio da modelagem através de uma grade de receptores. Foi definida uma grade cartesiana (81 x 81) com resolução espacial de 100 metros, totalizando 6561 receptores e cobrindo um raio de aproximadamente 4 km ao redor da fonte.

O modelo digital de elevação (MDE), dado essencial para extração da topografia, foi obtido da “United States Geological Survey” (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Optou-se pelo modelo ASTGTM GDEM devido a sua elevada resolução espacial (30 metros).

### 2.3.3. Módulo principal: AERMOD

No módulo principal é realizada a simulação da dispersão atmosférica do poluente. Além dos produtos dos pré-processadores AERMET e AERMAP, a taxa de emissão do composto em  $g\ s^{-1}$  é uma informação essencial para o módulo AERMOD.

A taxa de emissão do  $H_2S$  foi obtida a partir de medições em campo realizadas por Presotto (2014) durante os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1), e Meira (2014) durante o mês de janeiro de 2014 (período 2). Meira (2014) e Presotto (2014) instalaram um compressor aspirador à vácuo no duto de saída do gás do reator UASB e estabeleceram uma vazão média de sucção de aproximadamente  $15\ L\ min^{-1}$ . O biogás coletado era borbulhado em solução de zinco alcalina para extração do sulfeto de hidrogênio. O composto era analisado posteriormente por iodometria. As taxas de emissão foram obtidas através do produto entre a vazão de sucção e as concentrações de saída do  $H_2S$ .

No período 1, as taxas médias diárias de emissão de  $H_2S$  variaram entre 4,2 e  $32,8\ \mu g\ s^{-1}$ , com um valor médio de  $16,4\ \mu g\ s^{-1}$  para o período. No período 2, os valores variaram entre 2,6 e  $59,9\ \mu g\ s^{-1}$ , com um valor médio de  $22,5\ \mu g\ s^{-1}$ .

As simulações de dispersão atmosférica do  $H_2S$  foram realizadas para os mesmos períodos das medições de campo de Presotto (2014) e Meira (2014).

Foram geradas figuras, para cada um dos períodos, do pior cenário (maior concentração média horária do poluente) e do cenário médio (concentração média do poluente durante o período). Os resultados das simulações foram trabalhados no SIG QGIS, versão 2.12, para criação das figuras de distribuição espacial do  $H_2S$ .

### 2.3.4. Influência de variáveis meteorológicas e geofísicas

Foi verificada a influência da direção predominante dos ventos na orientação da pluma de  $H_2S$ . Para isso, foram criadas rosas dos ventos para os dois períodos estudados, através dos dados horário de velocidade e direção do vento, utilizando-se o software WRPLOT “view”, versão 7.0.0, desenvolvido pela “Lakes Environmental”.

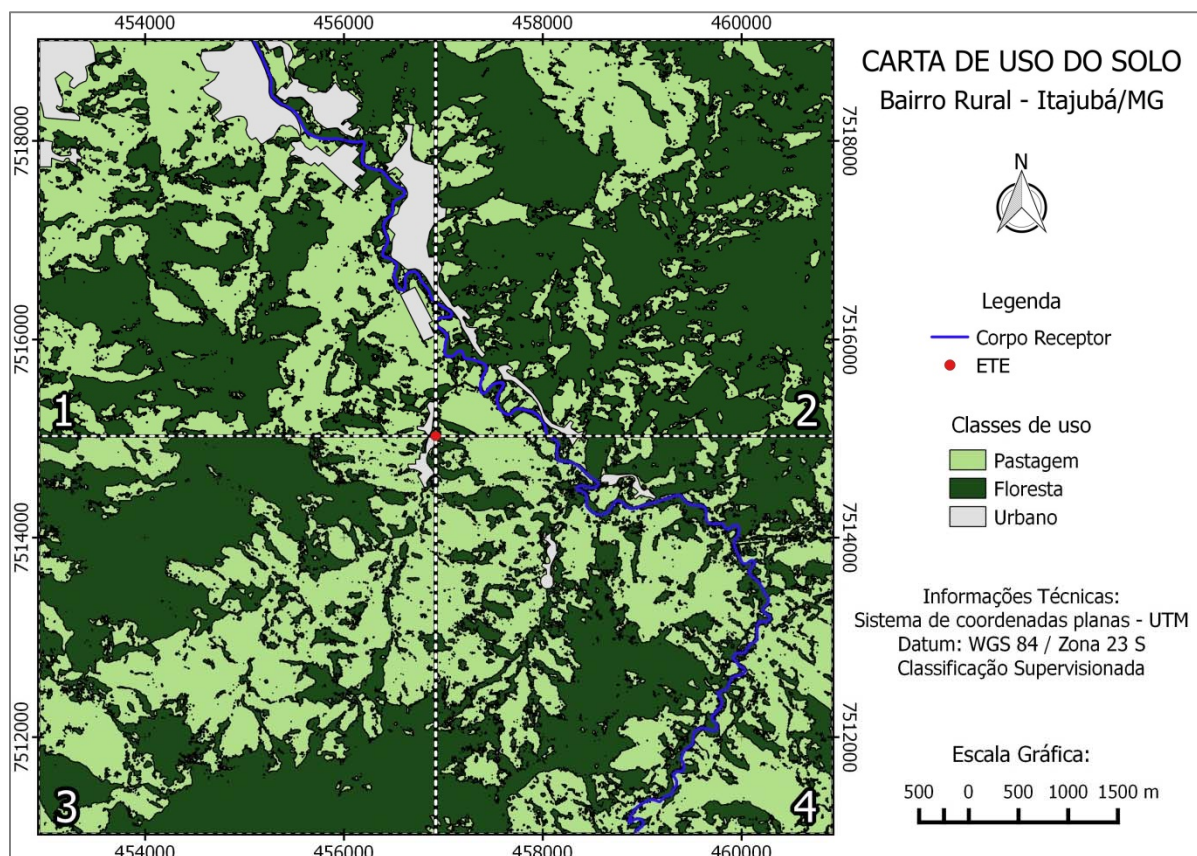
Para verificar a possível influência do relevo na dispersão do poluente, foi criado um mapa hipsométrico, a partir do mesmo MDE utilizado no pré-processador AERMAP.

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Uso do solo e características de superfície

A caracterização do local de estudo quanto ao uso do solo está apresentada na Figura 1.





**Figura 1.** Carta do uso do solo da área de estudo.

O local de estudo foi dividido em quatro quadrantes, uma vez que a distribuição das diferentes classes de uso do solo (floresta, pastagem e urbano) não é homogênea no domínio da modelagem. Evidencia-se a predominância de pastagem/solo exposto e floresta (mata) considerando todo o domínio da modelagem. Somente no quadrante 1, à noroeste da ETE, existe uma mancha urbana significativa, correspondente a 11,7 % do total do quadrante.

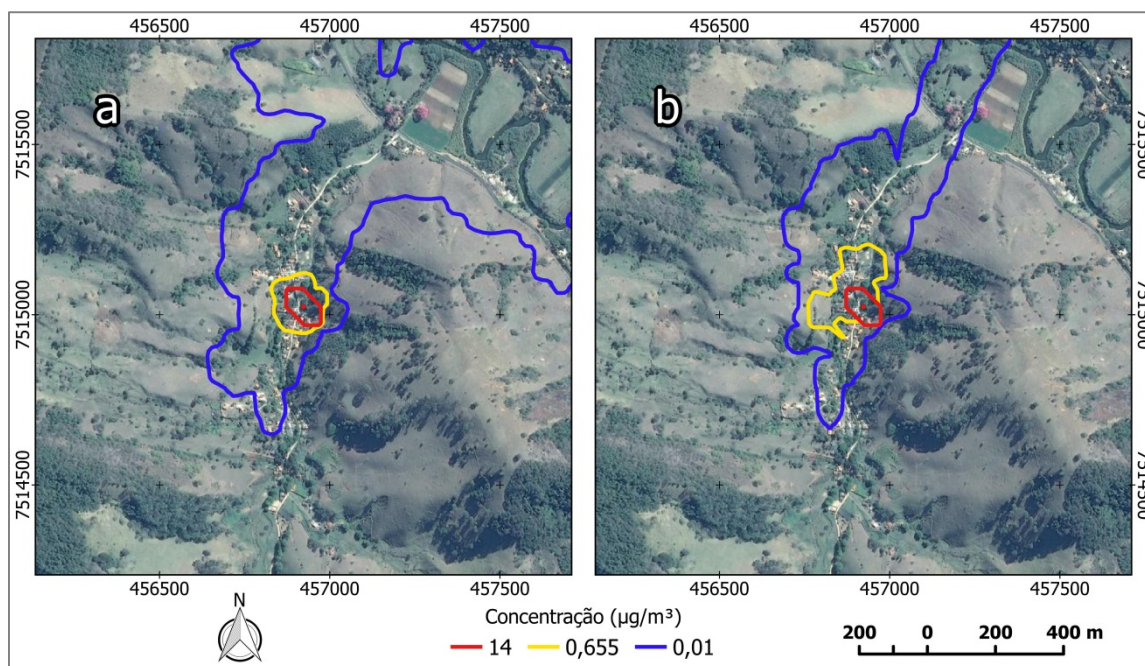
Nos quadrantes 2 e 3 ocorre a predominância de floresta (66,4 e 55,2 %, respectivamente), enquanto nos quadrantes 1 e 4 a pastagem apresenta maior área (47,6 e 56,0 %, respectivamente). No entanto, existe um relativo equilíbrio entre essas duas classes de uso do solo.

A partir da classificação quanto ao uso do solo, determinaram-se as características de superfície resultantes para cada quadrante, considerando-se os valores propostos pela USEPA (2013) para cada classe de uso e as estações meteorológicas primavera (referente ao mês de novembro de 2013) e verão (referente aos meses dezembro de 2013 e janeiro de 2014). Essas informações foram utilizadas como entrada do pré-processador meteorológico AERMET, para simulação de dispersão atmosférica.

### 3.2. Distribuição espacial do H<sub>2</sub>S

#### 3.2.1 Maior concentração média horária (pior cenário)

As simulações de dispersão do H<sub>2</sub>S foram realizadas através do modelo AERMOD, para os meses de novembro e dezembro de 2013 (período 1) e janeiro de 2014 (período 2), a partir de dados de emissão do poluente medidos em campo. A Figura 2 apresenta a distribuição espacial das concentrações de H<sub>2</sub>S na atmosfera, considerando-se a maior concentração média horária para os dois períodos analisados.



**Figura 2.** Distribuição espacial das maiores concentrações horárias de H<sub>2</sub>S na atmosfera para novembro e dezembro de 2013 (período 1) (a) e janeiro de 2014 (período 2) (b).

As isolinhas de concentração estão em  $\mu\text{g m}^{-3}$  ( $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$  é equivalente a aproximadamente 0,72 ppb). A isolinha de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$  (pluma de odor) representa o limite olfativo (0,47 ppb), enquanto a isolinha de  $14 \mu\text{g m}^{-3}$  representa a região de maior potencial de incômodo em relação ao odor (Tchobanoglous et al., 2003). As demais isolinhas, com concentrações inferiores, foram plotadas apenas para indicar a direção resultante de deslocamento da pluma.

Para o pior cenário referente ao período 1 (Figura 2(a)), o raio médio da isolinha de concentração na faixa do limite olfativo ( $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ ) foi de aproximadamente 100 m. Já para o período 2 (Figura 2(b)), a pluma de odor apresentou maior abrangência, alcançando aproximadamente 200 m na direção norte ( $0^\circ$ ). Ainda assim, o impacto relacionado à emissão do gás odorante para os períodos analisados foi bastante restrito às proximidades da ETE.

A isolinha de concentração de  $14 \mu\text{g m}^{-3}$  apresentou um alcance médio de 36 m ao redor da fonte para ambos os períodos.

Observa-se ainda uma grande tendência de dispersão do poluente para região localizada a norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) da fonte.

Através das simulações de dispersão, não foram verificadas, ao redor da fonte, concentrações superiores ao valor de referência para exposição aguda ( $15 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ ) proposto por WHO (2000), acima do qual os riscos à saúde humana aumentam. No entanto, segundo um levantamento realizado por Presotto (2014) no bairro onde está localizada a ETE, grande parte dos moradores alega sentir dores de cabeça em alguns momentos do dia, decorrentes da exposição ao H<sub>2</sub>S. Outros sintomas relacionados à exposição ao poluente, tais como tontura, estresse e náusea também foram notados entre os entrevistados. Dessa maneira, os resultados das simulações não eliminam a necessidade de realizar o monitoramento do H<sub>2</sub>S no local. As taxas de emissão do poluente podem ser maiores do que os valores obtidos experimentalmente e o verdadeiro impacto aos moradores pode estar sendo subestimado.

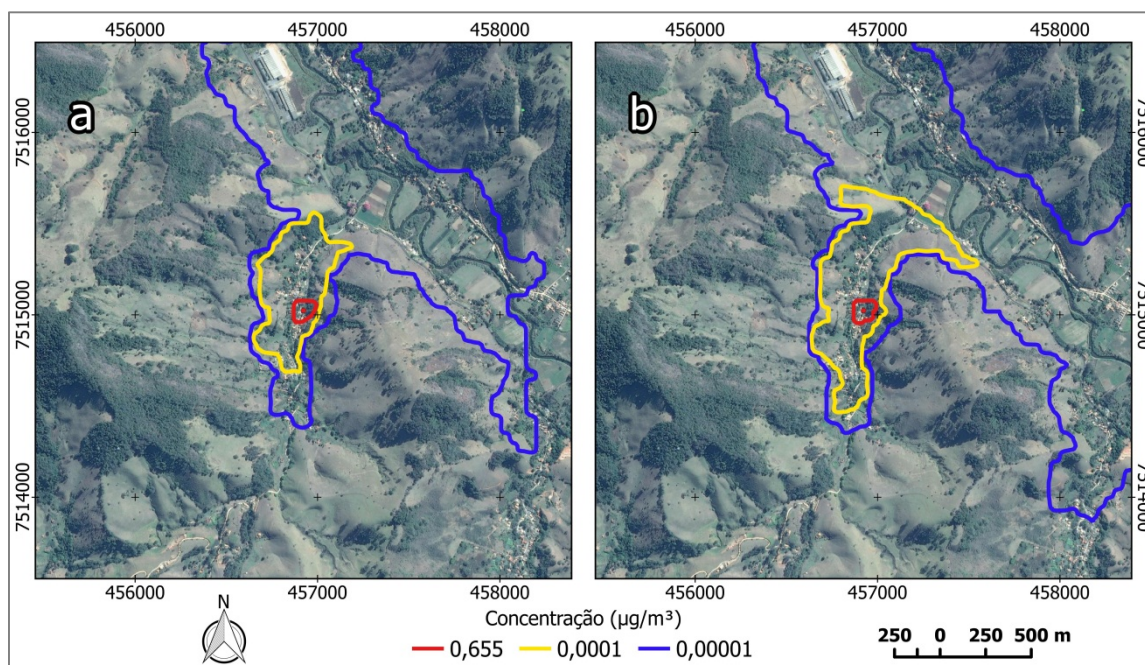
Presotto (2014) ainda verificou a opinião dos moradores quanto à intensidade do odor emitido pela ETE. Os resultados da pesquisa indicaram que o odor é mais intenso na região central do bairro, mais próxima à ETE, seguida pela região ao norte da unidade. A região sul do bairro apresentou menor porcentagem de reclamações quanto ao odor emitido no tratamento.



Essas tendências coincidiram com os resultados das simulações de dispersão do sulfeto de hidrogênio realizadas para os períodos 1 e 2 (Figura 2).

### 3.2.2 Concentração média (cenário médio)

A Figura 3 apresenta a distribuição espacial das concentrações de H<sub>2</sub>S na atmosfera próxima a ETE e corresponde à média do período (cenário médio).



**Figura 3.** Distribuição espacial das concentrações médias de H<sub>2</sub>S na atmosfera para novembro e dezembro de 2013 (período 1) (a) e janeiro de 2014 (período 2) (b).

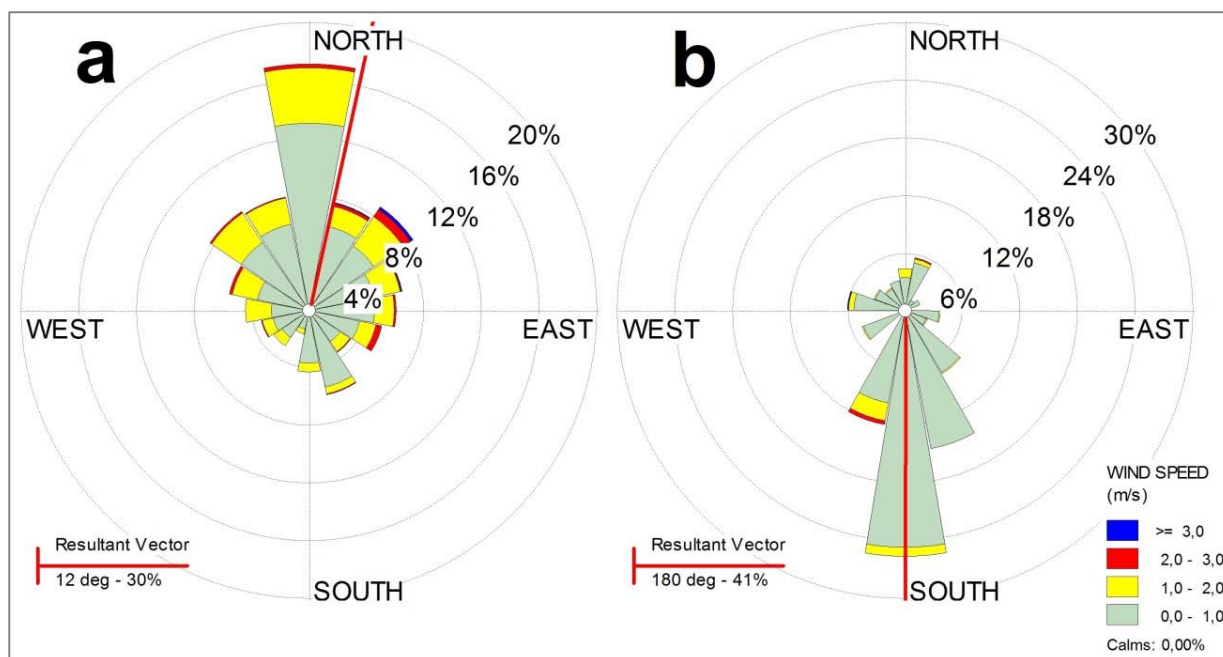
A isolinha de concentração de  $0,655 \mu\text{g m}^{-3}$ , considerando-se o cenário médio de dispersão para o período 1 (Figura 3a), apresentou um alcance médio de 60 m ao redor da fonte. Já para o período 2 (Figura 3b), o alcance médio desta foi ligeiramente superior: aproximadamente 65 m. Dessa forma, somente as residências vizinhas à fonte seriam possivelmente impactadas na maior parte do tempo pelo odor do H<sub>2</sub>S, considerando-se ambos os períodos.

Não foram determinados, para o cenário médio de ambos os períodos, locais fora dos limites da ETE que apresentaram concentrações superiores aos valores de referência para exposição crônica ( $150 \mu\text{g m}^{-3}$ ) e aguda ( $14 \cdot 10^3 \mu\text{g m}^{-3}$ ), propostos por WHO (2000). No entanto, esses resultados são preditos e, portanto, não eliminam a necessidade de monitoramento do poluente no local de estudo para verificar os reais riscos toxicológicos.

Verifica-se, para ambos os períodos, uma tendência de dispersão do poluente muito semelhante, orientada para direção norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) até a margem do manancial principal, a partir da qual a pluma assume novas direções de deslocamento: noroeste ( $315^\circ$ ) e sudeste ( $135^\circ$ ).

### 3.2.3 Distribuição dos ventos

As rosas dos ventos para Itajubá, MG, Brasil, referentes aos períodos 1 e 2 (Figura 4) foram plotadas com intuito de se verificar a influência da direção predominante dos ventos na orientação da pluma de sulfeto de hidrogênio.



**Figura 4.** Rosa dos ventos (sentido do fluxo) para o município de Itajubá, MG, Brasil para novembro e dezembro de 2013 (período 1) (a) e janeiro de 2014 (período 2) (b).

No período 1 (Figura 4a), os ventos de sul-sudoeste, direcionados para norte-nordeste (vetor resultante: aproximadamente  $12^\circ$ ), ocorreram com maior frequência. A dispersão do poluente para o cenário médio (Figura 3a) apresentou a mesma direção resultante de deslocamento, ou seja, possivelmente a forte vento apresentou influência direta na orientação da pluma de odor. Outros trabalhos que analisaram a dispersão do sulfeto de hidrogênio também constataram a influência direta do vento na orientação e deslocamento do poluente (O'Shaughnessy e Altmaier, 2011; Olafsdottir e Gardarsson, 2013; Abdul-Wahab et al., 2014).

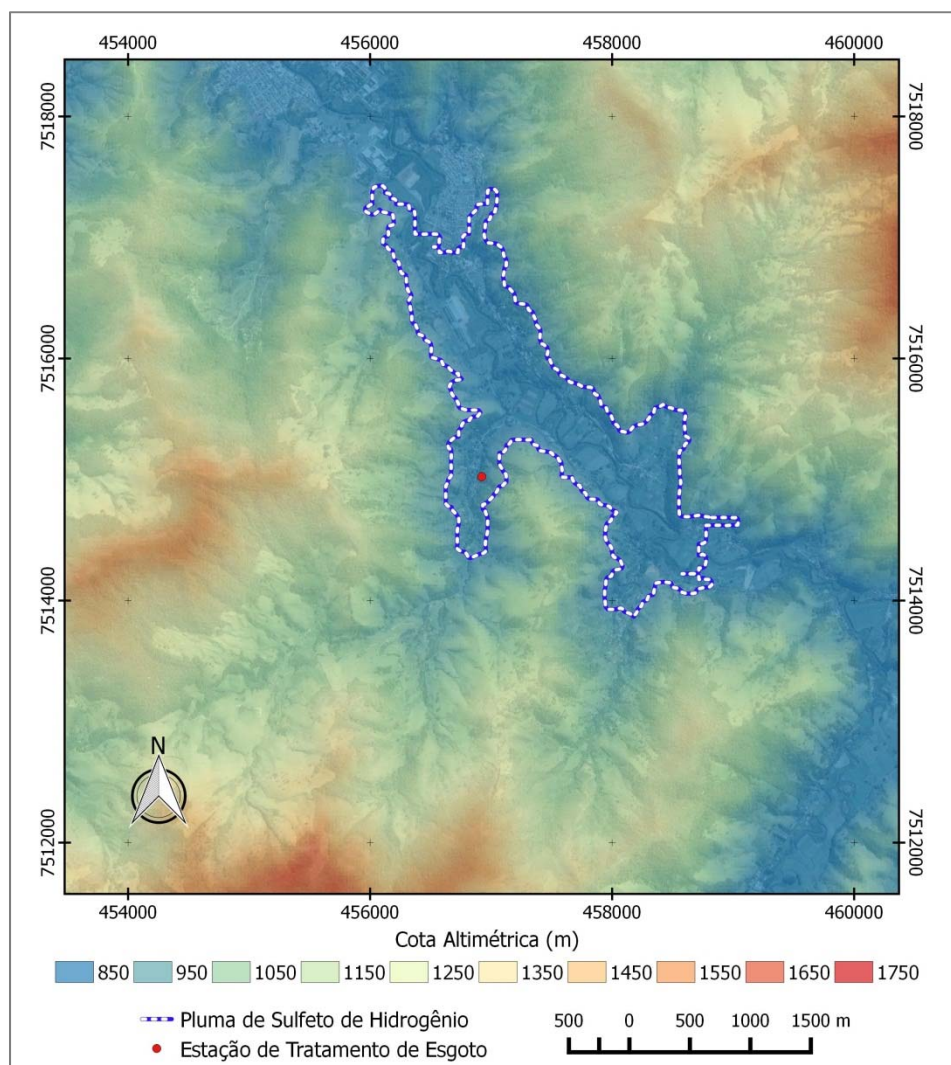
No período 2 (Figura 4b), os ventos de norte direcionados para o sul ( $180^\circ$ ) ocorreram com maior frequência. No entanto, analisando-se o deslocamento da pluma de  $H_2S$  para o cenário médio do mesmo período (Figura 4b), observa-se uma tendência de dispersão para região localizada a norte-nordeste ( $22,5^\circ$ ) da fonte. Dessa maneira, a dispersão do poluente, determinada através do modelo AERMOD, está seguindo direção oposta ao vetor resultante do vento (aproximadamente  $180^\circ$ ). Sendo assim, possivelmente existem outras variáveis que apresentam peso mais significativo na orientação da pluma para esse caso específico, como o relevo.

### 3.2.4. Composição do relevo

Segundo Olafsdottir et al. (2014) e Abdul-Wahab et al. (2014), o relevo pode influenciar significativamente na orientação e deslocamento da pluma. Dessa forma, realizou-se a sobreposição da pluma de concentração de  $H_2S$  (isolinha de  $0,00001 \mu g m^{-3}$ , conforme Figura 3b) sobre a carta hipsométrica do local de estudo (Figura 5), considerando o cenário médio do período 2 (janeiro de 2014), no qual o alcance horizontal do poluente foi mais significativo.

Observa-se que a ETE, fonte de emissão do  $H_2S$ , está localizada em uma região de fundo de vale, ou seja, o local de estudo apresenta relevo irregular que pode influenciar significativamente na orientação do poluente.





**Figura 5.** Influência do relevo na dispersão de H<sub>2</sub>S em janeiro de 2014 (período 2).

Verifica-se uma relação muito forte entre o deslocamento da pluma de H<sub>2</sub>S e o relevo do local de estudo. O poluente tende a se concentrar nas regiões mais baixas, com altitude aproximada de 850 metros. Dessa forma, os altos topográficos (divisor de águas) que delimitam a bacia hidrográfica onde se localiza a ETE atuam como barreiras que diminuem a efetividade da ação do vento e, portanto, dificultam a dispersão horizontal do poluente.

#### 4. CONCLUSÃO

A partir dos resultados das simulações de dispersão do H<sub>2</sub>S para ambos os períodos, verificou-se que a pluma de odor tende a se concentrar nas proximidades da ETE, impactando principalmente a população do bairro rural. Concentrações acima dos valores de referência para exposição crônica e aguda ao poluente não foram verificadas, considerando todo domínio da modelagem. No entanto, esses resultados são preditos e, portanto, não eliminam a necessidade de monitoramento do local de estudo e o controle adequado do contaminante. Portanto, recomenda-se que sejam realizadas mais medições da taxa de emissão de gás sulfídrico utilizando métodos mais precisos analiticamente.

Verificou-se, para o cenário médio do período 1, que a pluma de odor seguiu a mesma direção do vetor resultante do vento. No entanto, para o período 2, não se observou essa relação. Em contrapartida, o relevo parece influenciar significativamente na dispersão do poluente, orientando a pluma de odor pelo fundo do vale, região entre cadeias montanhosas. Dessa maneira, os resultados desse trabalho permitem a visualização do problema e podem subsidiar e orientar a mitigação do impacto.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES pelo apoio financeiro à pesquisa e bolsa de mestrado, e ao GES – Grupo de Estudos em Saneamento da UNIFEI.

## 6. REFERÊNCIAS

- ABDUL-WAHAB, S. A.; CHAN, K.; ELKAMEL, A.; AHMADI, L. Effects of meteorological conditions on the concentration and dispersion of an accidental release of H<sub>2</sub>S in Canada. **Atmospheric Environment**, v. 82, p. 316-326, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.033>
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 380 p.
- LATOS, M.; KARAGEORGOS, P.; KALOGERAKIS, N.; LAZARIDIS, M. Dispersion of Odorous Gaseous Compounds Emitted from Wastewater Treatment Plants. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 215, n. 1, p. 667-677, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0508-8>
- MEIRA, L. H. R. **Estudo da remoção de sulfeto de hidrogênio e amônia utilizando resíduos alcalinos da construção civil**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2014.
- MELO, A. M. V.; SANTOS, J. M.; MAVROIDIS, I.; REIS JR, N. C. Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results. **Building and Environment**, v. 56, p. 8-20, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.02.017>
- OLAFSDOTTIR, S.; GARDARSSON, S. M. Impacts of meteorological factors on hydrogen sulfide concentration downwind of geothermal power plants. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 185-192, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.077>
- OLAFSDOTTIR, S.; GARDARSSON, S. M.; ANDRADOTTIR, H. O. Spatial distribution of hydrogen sulfide from two geothermal power plants in complex terrain. **Atmospheric Environment**, v. 82, p. 60-70, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.013>
- O'SHAUGHNESSY, P. T.; ALTMAIER, R. Use of AERMOD to determine a hydrogen sulfide emission factor for swine operations by inverse modeling. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 27, p. 4617-4625, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.061>
- PRESOTTO, A. B. T. **Estudo do controle de emissões de sulfeto de hidrogênio em sistema de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico através de adsorção em carvão**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2014.

- SANTOS, J. M.; KREIM, V.; JEAN-MICHEL, G.; REIS JR., N. C.; SÁ, L. M.; HORAN, N. J. An experimental determination of the H<sub>2</sub>S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 18-24, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.014>
- SIRONI, S.; CAPELLI, L.; CÉNTOLA, P.; DEL ROSSO, R.; PIERUCCI, S. Odour impact assessment by means of dynamic olfactometry, dispersion modeling and social participation. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 3, p. 354-360, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.10.029>
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **AERMOD: Description of Model Formulation**. North Carolina: Research Triangle Park, 2004. 91 p.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency – USEPA. **AERSURFACE User's Guide**. North Carolina: Research Triangle Park, 2013. 34 p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Air Quality Guidelines for Europe**. 2. ed. Copenhagen, 2000. 273 p.