

MÔ HÌNH HÓA Ô NHIỄM KHÔNG KHÍ TRONG ĐIỀU KIỆN ĐỊA HÌNH PHỨC TẠP - TRƯỜNG HỢP NGUỒN THẢI ĐIỂM

Bùi Tá Long¹, Nguyễn Châu Mỹ Duyên¹

Tóm tắt: Kế hoạch quốc gia về quản lý chất lượng không khí đã đề ra nhiệm vụ xây dựng mô hình lan truyền ô nhiễm không khí. Bên cạnh đó việc áp dụng mô hình hay phần mềm nước ngoài vào hệ thống quan trắc quốc gia gặp nhiều khó khăn do vấn đề bản quyền. Mục tiêu của nghiên cứu này là đề xuất một mô hình cho phép tính toán sự lan truyền chất ô nhiễm không khí trong điều kiện địa hình phức tạp cũng như lưu ý tới các yếu tố khí tượng. Bài báo trình bày cơ sở của mô hình và kết quả ứng dụng mô hình tính toán cho khu vực cụ thể của Việt Nam. Phương pháp đề xuất trong bài báo này là sự tích hợp mô hình phân tán ô nhiễm không khí do EPA đưa ra, mô hình WRF tính toán yếu tố khí tượng.

Từ khóa: Mô hình phân tán, nguồn điểm, địa hình, WRF, EnvimAP.

Ban Biên tập nhận bài: 15/02/2019 Ngày phản biện xong: 08/04/2019 Ngày đăng bài: 25/04/2019

1. Mở đầu

Các nhà nguồn thải lớn thường được đặt trong khu vực có địa hình phức tạp, như đồi núi hay ven biển [12]. Trong những trường hợp này, ngoài yếu tố địa hình, các yếu tố khí tượng liên quan tới sự phát tán ô nhiễm không khí thay đổi đáng kể theo thời gian và không gian (cả theo phương đứng lẫn phương ngang). Trong nghiên cứu mô hình hóa chất lượng không khí, người ta quan tâm đến sự phân tán ô nhiễm trong biên khí quyển, bởi đây chính là lớp bề mặt trái đất chịu ảnh hưởng sức nóng lên của bề mặt, sự ma sát và sự phân tầng [19]. Đây là một trong số lý do mà năm 1991, Hiệp hội Khí tượng Hoa Kỳ và Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ đã khởi xướng một sự hợp tác với mục tiêu là đưa lớp biên trái đất (*Planetary Boundary Layer, PBL*) vào các mô hình phân tán ô nhiễm không khí.

Tại Việt Nam, các nghiên cứu ứng dụng mô hình phát tán ô nhiễm để kiểm soát ô nhiễm không khí bắt đầu từ những năm 60 của thế kỷ trước [14, 18] và tăng nhanh vào những năm 1988 trở lại đây khi đất nước bắt đầu mở cửa

[16-17]. Để ứng dụng rộng rãi, việc xây dựng công cụ tin học tự động hóa tính toán rất quan trọng, các nghiên cứu của nhóm tác giả bài báo này đã được thực hiện [3-6, 8, 10-11]. Các nghiên cứu này có thể chia ra thành hai nhóm. Nhóm thứ nhất, đưa ra mô hình toán được sử dụng [2], [7] thuộc nhóm dạng mô hình thống kê kinh nghiệm dạng Gauss-Pasquill [2, 7, 13], dạng thống kê thủy động [7-8]. Nhóm thứ hai, xây dựng công cụ tin học CAP, EnvimAP [4-6] tự động hóa tính toán lan truyền ô nhiễm không khí, sử dụng công nghệ GIS. Một cách tiếp cận khác cũng được áp dụng tính toán lan truyền ô nhiễm không khí là sử dụng công cụ AERMOD [15]. Hạn chế lớn nhất của các nghiên cứu [3-6, 8, 10-11] là mô hình toán chỉ áp dụng cho khu vực địa hình tương đối bằng phẳng, ngoài ra trong các nghiên cứu này, yếu tố khí tượng chưa lưu ý tới sự thay đổi rất nhanh của lớp biên khí quyển. Do vậy, trong nghiên cứu này, dựa trên các nghiên cứu [9, 19] đưa ra một cách tính toán mức độ ảnh hưởng từ nguồn điểm có lưu ý tới địa hình phức tạp và yếu tố khí tượng của lớp biên khí quyển.

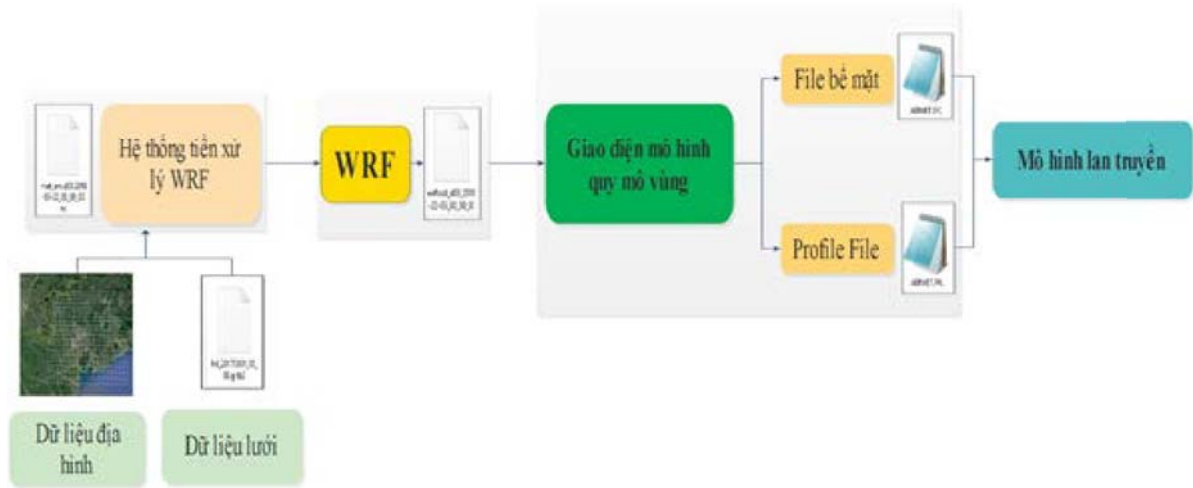
2. Phương pháp nghiên cứu

2.1 Mô hình WRF

¹Đại học Bách Khoa Tp. HCM
Email: longbt62@hcmut.edu.vn

Trong nghiên cứu này đề xuất sử dụng mô hình Nghiên cứu và Dự báo thời tiết - Weather Research and Forecasting (WRF) để triết xuất kết quả ra file số liệu khí tượng đặc trưng cho lớp biên khí quyển cho mô hình phát tán ô nhiễm. WRF là kết quả của sự hợp tác phát triển của nhiều trung tâm nghiên cứu và dự báo khí tượng ở Hoa Kỳ, đặc biệt là Trung tâm Quốc gia

về nghiên cứu khí quyển (NCAR), Cục Quản lý Đại dương và Khí quyển Quốc gia (NOAA) và Trung tâm dự báo môi trường quốc gia (NCEP) (<http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/download/>). Các dữ liệu khí tượng này được sử dụng tính toán sự thay đổi theo phương đứng của gió, dòng chảy rối và nhiệt độ. Các bước triết xuất này được thể hiện trên Hình 1.



Hình 1. Các bước xử lý sinh ra số liệu khí tượng lớp biên khí quyển

2.2 Tính toán các yếu tố khí tượng

Để tính phân tán ô nhiễm không khí, các chuyên gia trong lĩnh vực này đã đưa vào xem xét khái niệm lớp biên PBL (*Planetary Boundary Layer*) [9, 19]. Đây là lớp không khí rối nằm phía trên bề mặt trái đất chịu ảnh hưởng sức nóng lên của bề mặt, ma sát và sự phân tầng [19], lớp này thường có độ sâu từ vài trăm mét vào ban đêm đến 1 - 2 km vào ban ngày [19]. Cũng theo [9, 19] để tính toán lan truyền chất khí cần phải cung cấp cho mô hình này các thông tin khí tượng của lớp biên như như chiều cao hòa trộn (z_i), độ dài Monin - Obukhov (L), vận tốc ma sát (u^*), chiều dài độ nhám bề mặt (z_0), thông lượng

nhiệt bề mặt (H) và tỷ lệ vận tốc đổi lưu (w^*). Từ kết quả mô hình WRF, cũng xác định được độ cao lớp đổi lưu và lớp hòa trộn cơ học lần lượt là z_{ic} và z_{im} [19] đã xác định sự ổn định của lớp biên khí quyển bởi các giá trị H , cụ thể là không ổn định khi $H > 0$ (hay $L < 0$) và trạng thái ổn định khi $H < 0$ (hay $L > 0$).

2.2.1 Công thức tính sự thay đổi tốc độ gió theo phương đứng

Trong nghiên cứu này sử dụng công thức để tính sự thay đổi vận tốc gió theo phương đứng [19]. Trong đó các hàm Ψ_m được tính khác nhau tùy vào trường hợp ổn định hay không ổn định [19].

$$\begin{cases} u = u\{7z_0\} \left[\frac{z}{7z_0} \right], & z < 7z_0 \\ u = \frac{u_*}{\kappa} \left[\ln \left(\frac{z}{z_0} \right) - \Psi_m \left(\frac{z}{L} \right) + \Psi_m \left(\frac{z_0}{L} \right) \right], & 7z_0 \leq z \leq z_i \\ u = u\{z_i\}, & z > z_i \end{cases} \quad (1)$$

Trong đó L là độ dài Monin - Obukhov, u^* là vận tốc ma sát, z_0 là chiều dài độ nhám bề mặt, κ là hằng số Karman $\kappa = 0.4$, z_i là chiều cao hòa trộn; Ψ_m là hàm tương tự tính động lượng [19].

2.2.2 Tốc độ thay đổi nhiệt độ theo phương đứng

Để tính vận tốc cột khói, trong nghiên cứu này sử dụng phương pháp tính toán tốc độ thay đổi trường nhiệt độ theo phương đứng dựa trên công thức tính thể nhiệt tại độ cao tham chiếu nhiệt độ (cụ thể là z_{Tref}) [19].

$$\theta \left\{ (T_{ref}) \right\} = T_{ref} + \frac{gz_{msl}}{c_p} \quad (2)$$

Trong đó $z_{msl} = z_{ref} + z_{base}$ và z_{base} là cao trình của trạm đo khí tượng, z_{ref} vị trí đo nhiệt độ (thường lấy độ cao 2 m). Trong công thức (2),

θ là nhiệt thế; T_{ref} là nhiệt độ môi trường xung quanh tại độ cao tham chiếu, g là gia tốc trọng trường, z_{msl} là cao trình của chân ống khói, c_p là nhiệt dung riêng ở áp suất không đổi.

2.2.3 Độ khí quyển rối theo phương đứng

Trong trường hợp lớp biên khí quyển không ổn định, mức độ rối theo phương đứng (σ_{wT}^2) được tính theo công thức [19]:

$$\sigma_{wT}^2 = \sigma_{wc}^2 + \sigma_{wm}^2 \quad (3)$$

Trong đó σ_{wc}^2 là độ rối đối lưu, σ_{wm}^2 là độ rối cơ học được tính phụ thuộc vào độ cao nằm phía dưới hay phía trên lớp biên $z_i = \max(z_{ic}, z_{im})$.

Trường hợp lớp biên khí quyển ổn định, mức độ rối theo phương đứng (σ_{wT}^2) chỉ phụ thuộc vào độ rối cơ học và được tính theo công thức:

$$\sigma_{wT}^2 = \sigma_{wm}^2 \quad (4)$$

2.2.4 Độ rối khí quyển theo phương ngang

Trong trường hợp lớp biên khí quyển không ổn định, độ rối của khí quyển theo phương ngang, σ_{vT}^2 , là sự kết hợp của độ rối cơ học σ_{vm} , và độ rối đối lưu σ_{vc} và được tính theo công thức [19]:

$$\sigma_{vT}^2 = \sigma_{vc}^2 + \sigma_{vm}^2 \quad (5)$$

Trong trường hợp ổn định, độ rối của khí quyển rối theo phương ngang, σ_{vT}^2 chỉ phụ thuộc

vào độ rối cơ học và được xác định theo công thức [19]:

$$\sigma_{vT}^2 = \sigma_{vm}^2 \quad (6)$$

2.3 Đánh giá các hệ số khuếch tán

Nghiên cứu này sử dụng các công thức tính toán phạm vi khuếch tán rối theo phương ngang và phương đứng đã được các chuyên gia kiểm định [19]. Theo đó phạm vi khuếch tán tổng ($\sigma_{y,z}$) theo phương ngang và phương đứng là sự kết hợp của phạm vi khuếch tán (đại diện bởi σ_{ya} , σ_{za}) do môi trường rối xung quanh và sự khuếch tán (σ_b) từ mức độ rối bởi sự nổi của luồng khí:

$$\sigma_{y,z}^2 = \sigma_{ya,(a)}^2 + \sigma_b^2 \quad (7)$$

Các thành phần trong công thức (7) được tính toán cho 2 trường hợp không ổn định và ổn định [19].

2.4 Đánh giá độ nâng vận tốc

Trong nghiên cứu này độ nâng vận tốc được tính cho trường hợp không ổn định và ổn định. Trường trường hợp không ổn định và từ nguồn trực tiếp được tính như sau:

$$\Delta h_d = \left(\frac{3F_m x}{\beta_1^2 u_p^2} + \frac{3}{2\beta_1^2} \cdot \frac{F_b x^2}{u_p^3} \right)^{1/3} \quad (8)$$

Trong đó $F_m = (T/T_s)w_s^2$, r_s^2 là thông lượng động lượng của ống khói, $F_b = gws r_s^2(\Delta T/T_s)$ là thông lượng nổi của ống khói, r_s là bán kính ống khói và $\beta_1 = 0.6$ là một tham số ràng buộc. T_s nhiệt độ luồng khói khi thoát ra khỏi miệng ống khói (°K); T là nhiệt độ môi trường xung quanh (°K). Với luồng khí gián tiếp:

$$\Delta h_i = \left(\frac{2F_b t_i}{\alpha_r u_p r_y r_l} \right)^{1/2} \frac{x}{u_p}, \quad (9)$$

Trong đó r_y là kích thước ngang luồng khói; r_z là kích thước theo phương đứng luồng khói; u_p được đặt bằng vận tốc gió tại miệng ống khói, α_r là hằng số bằng 1,4.

Trường hợp khí quyển ổn định

$$\Delta h_s = 2.66 \left(\frac{F_b}{N^2 u_p} \right)^{1/3} \cdot \left[\frac{N' F_m}{F_b} \sin \left(\frac{N' x}{u_p} \right) + 1 - \cos \left(\frac{N' x}{u_p} \right) \right]^{1/3} \quad (10)$$

Trong đó $N' = 0.7N$. N và u là các đánh giá ban đầu tại vị trí miệng ống khói. Trong đó N là tần số Brunt-Vaisala

$$N = \left[\frac{g}{\theta \{z_i\}} \frac{\partial \theta}{\partial z} \Big|_{z > z_i} \right]^{1/2} \quad (11)$$

Trong đó θ là nhiệt thế ($^{\circ}\text{K}$) [9, 19].

2.5 Mô hình phát tán ô nhiễm có lưu ý tới địa hình

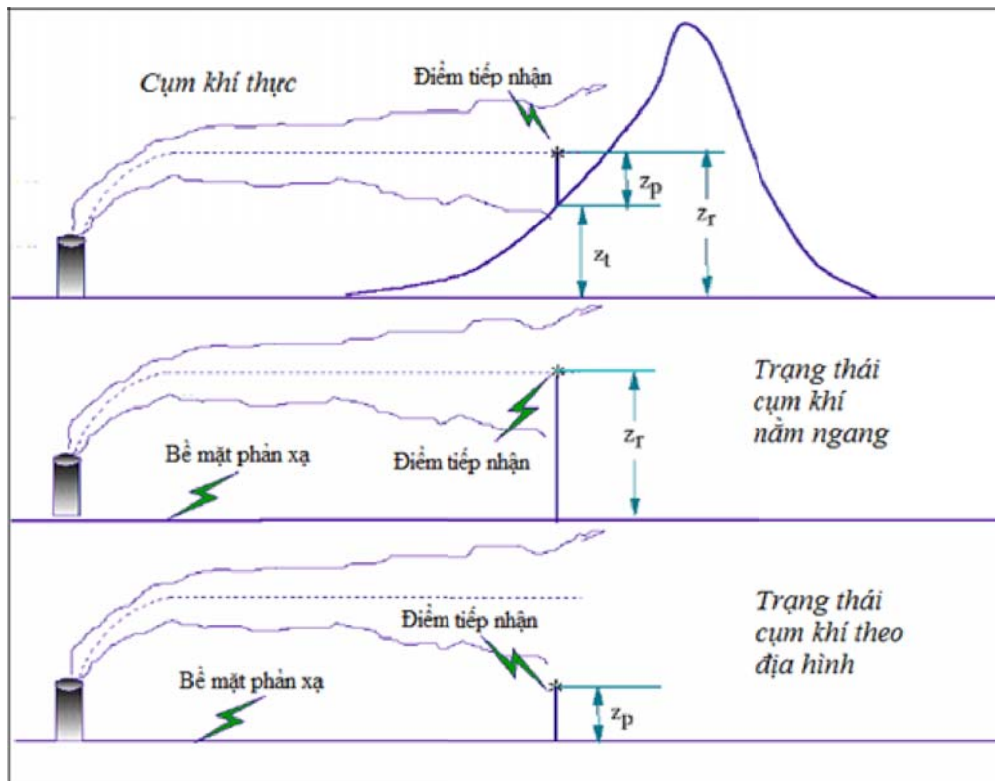
Mô hình toán có lưu ý tới địa hình cho rằng luồng khí là sự kết hợp hai trường hợp cùng xảy ra đồng thời: một luồng ngang và một luồng theo địa hình. Do đó, nồng độ tổng hợp, tại một điểm tiếp nhận, sẽ là sự tổng hợp nồng độ từ các trạng thái này. Trong địa hình bằng phẳng hai trạng thái này là tương đương [9].

Công thức tổng quát tính toán nồng độ chất ô nhiễm, áp dụng trong điều kiện ổn định hoặc không ổn định có dạng

$$C_T \{x_r, y_r, z_r\} = f \cdot C_{c,s} \{x_r, y_r, z_r\} + (1 - f) C_{c,s} \{x_r, y_r, z_p\} \quad (12)$$

Trong đó $C_T \{x_r, y_r, z_r\}$ là tổng nồng độ, $C_{c,s} \{x_r, y_r, z_r\}$ là nồng độ đóng góp từ luồng khí theo phương ngang (các chỉ số C và S tương ứng với các trường hợp không ổn định và ổn định), $C_{c,s} \{x_r, y_r, z_p\}$ nồng độ đóng góp từ địa hình, f

là hàm số trọng số, $\{x_r, y_r, z_r\}$ là biểu diễn tọa độ của điểm tiếp nhận (với z_r được xác định theo cao trình của ống khói), $z_p = z_r - z_t$ là chiều cao của điểm tiếp nhận so với địa hình và z_t là chiều cao địa hình tại điểm tiếp nhận [9, 19].



Hình 2. Nồng độ tổng là tổng có trọng số từ hai trạng thái xảy ra đồng thời [19]

AERMOD mô phỏng năm dạng luồng khí khác nhau tùy thuộc vào độ ổn định của khí quyển và vị trí bên trong và trên cao hơn lớp biên:

1) luồng khí trực tiếp, 2) luồng khí gián tiếp, 3)

luồng khí thâm nhập, 4) luồng khí được đưa vào cường bức và 5) luồng khí ổn định [9, 19].

Theo [19], nồng độ do luồng khí trực tiếp được tính bằng công thức:

$$C_d\{x_r, y_r, z_r, t\} = \frac{Qf_p}{\sqrt{2\pi\tilde{u}}} \cdot F_y \cdot \sum_{j=1}^2 \sum_{m=0}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{(j)}} \left[\exp\left(-\frac{((- \Psi_{dj} - 2m t_i)^2)}{2\sigma_{(j)}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(t + \Psi_{dj} + 2m t_i)^2}{2\sigma_{(j)}^2}\right) \right] \quad (13)$$

Nồng độ do nguồn gián tiếp được tính theo công thức [19]:

$$C_r\{x_r, y_r, z_r, t\} = \frac{Qf_p}{\sqrt{2\pi\tilde{u}}} \cdot F_y \cdot \sum_{j=1}^2 \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{(j)}} \left[\exp\left(-\frac{(t + \Psi_{rj} - 2m t_i)^2}{2\sigma_{(j)}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(- \Psi_{rj} + 2m t_i)^2}{2\sigma_{(j)}^2}\right) \right] \quad (14)$$

Đối với nguồn từ luồng khí thâm nhập, nồng độ trong trường hợp này bằng [19]:

$$C_p\{x_r, y_r, z_r, t\} = \frac{Q(1-f_p)}{\sqrt{2\pi\tilde{u}\sigma_{(p)}}} \cdot F_y \cdot \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left[\exp\left(-\frac{(t - h_{ep} + 2m t_{ieff})^2}{2\sigma_{(p)}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(t + h_{ep} + 2m t_{ieff})^2}{2\sigma_{(p)}^2}\right) \right] \quad (15)$$

Nồng độ trong trường hợp khí quyển không ổn định được tính theo công thức:

$$C_c\{x_r, y_r, z_r, t\} = C_d\{x_r, y_r, z_r, t\} + C_r\{x_r, y_r, z_r, t\} + C_p\{x_r, y_r, z_r, t\} \quad (16)$$

Với trường hợp ổn định, nồng độ trong trường hợp này được tính theo công thức:

$$C_s\{x_r, y_r, z_r, t\} = \frac{Q}{\sqrt{2\pi\tilde{u}\sigma_{(s)}}} \cdot F_y \cdot \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left[\exp\left(-\frac{(t - h_{es} + 2m t_{ieff})^2}{2\sigma_{(s)}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(t + h_{es} + 2m t_{ieff})^2}{2\sigma_{(s)}^2}\right) \right] \quad (17)$$

Trong các công thức trên Q (g/s) là tải lượng ô nhiễm, f_p là tham số không thứ nguyên, là tỷ trọng khối lượng luồng khí trong trường hợp khí quyển không ổn định, \tilde{u} là vận tốc gió hữu dụng, $C_c\{x_r, y_r, z_r, t\}$ là nồng độ tổng trong trường hợp khí quyển không ổn định ($g \cdot m^{-3}$); $C_d\{x_r, y_r, z_r, t\}$ là phần nồng độ đóng góp vào nồng độ tổng từ nguồn trực tiếp trong trường hợp khí quyển không ổn định ($g \cdot m^{-3}$); $C_p\{x_r, y_r, z_r, t\}$ là phần nồng độ đóng góp vào nồng độ tổng từ nguồn thâm nhập trong trường hợp khí quyển không ổn định ($g \cdot m^{-3}$); $C_r\{x_r, y_r, z_r, t\}$ là phần nồng độ đóng góp vào nồng độ tổng từ nguồn gián tiếp trong trường hợp khí quyển không ổn định ($g \cdot m^{-3}$); $C_s\{x_r, y_r, z_r, t\}$ là nồng độ tổng trong trường hợp khí quyển ổn định ($g \cdot m^{-3}$); F_y là hàm tổng hàm phạm vi khuếch tán theo phương ngang (m^{-1}); $\lambda_{1,2}$ là trọng số phân

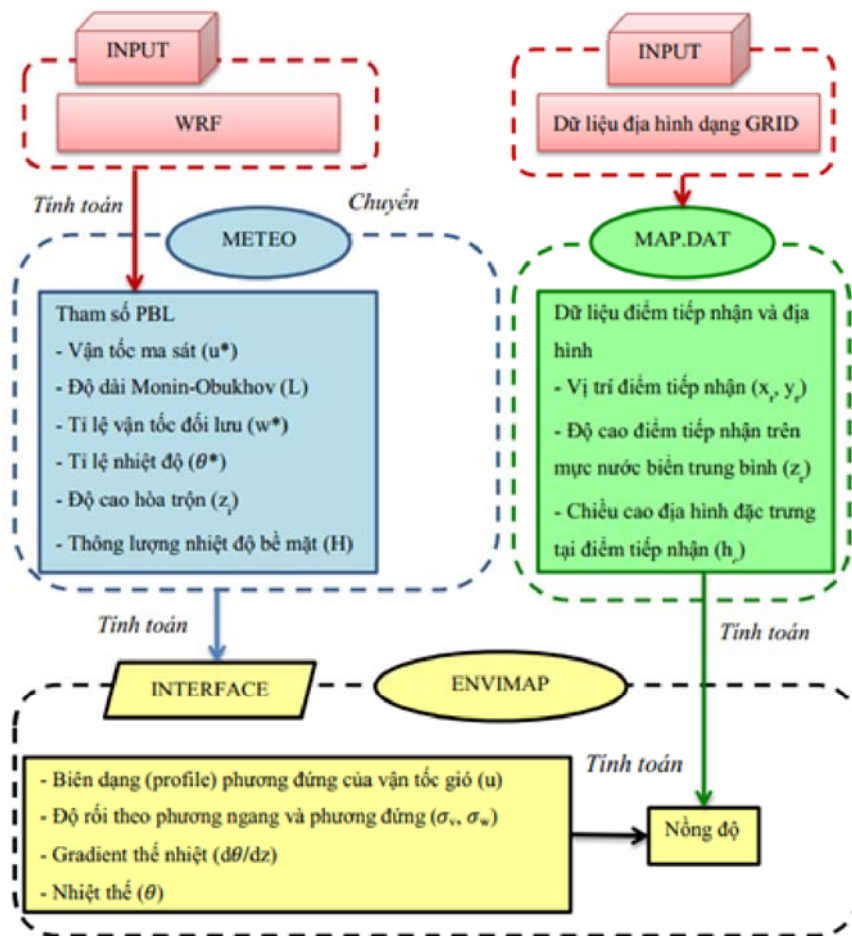
bổ đối với tầng trên ($j = 1$) và tầng dưới ($j = 2$); σ_{zj} - phạm vi khuếch tán tổng với luồng trên và dưới ($j=1,2$ tương ứng), cho cả nguồn trực tiếp lẫn gián tiếp; σ_{zp} là phạm vi phân tán tổng áp dụng cho nguồn thâm nhập (m); Ψ_{dj} là độ cao tổng áp dụng cho luồng khí từ nguồn thải trực tiếp, gồm chiều cao của ống khói, độ nổi, sự đối lưu (m); Ψ_{rj} là độ cao tổng luồng khí từ nguồn thải gián tiếp gồm chiều cao của ống khói, độ nổi và sự đối lưu (m); h_{ep} là độ cao luồng khí của nguồn thâm nhập phía trên cao trình ống khói (m); h_{es} là độ cao hữu dụng của nguồn điểm trong trường hợp khí quyển ổn định; z_{ieff} là độ cao bề mặt phản chiếu trong trường hợp khí quyển ổn định hoặc trong lớp ổn định phía trên lớp khí quyển không ổn định (m); σ_{zs} là phạm vi phân tán tổng áp dụng cho trường hợp ổn định (m) [19].

2.6 Các bước tính toán

Để tính toán ô nhiễm không khí theo các công thức mục 2.5, trước cần được cung cấp dữ liệu khí tượng như được lưu ý tới trong mục 2.1, các dữ liệu này là kết quả chạy WRF. Sáu thông số nhằm xác định sự thay đổi theo phương đứng lớp biên khí quyển gồm: 1) hướng gió; 2) tốc độ gió; 3) nhiệt độ; 4) gradient thể nhiệt theo phương đứng; 5) mức độ thay đổi độ rớt theo phương đứng (σ_w) và 6) mức độ thay đổi độ rớt theo phương ngang (σ_v). Các thông số này được sử dụng để tính toán sự thay đổi vận tốc gió theo độ cao, hệ số phạm vi khuếch tán theo phương ngang, phương đứng, độ nâng vệt khói (hình 3).

Phần xử lý địa hình trong tính toán này được

vận hành như sau: từ dữ liệu địa hình thuật toán do nhóm tác giả xây dựng sẽ tính toán ra một chiều cao ảnh hưởng đến địa hình đại diện (h_c), còn gọi là quy mô chiều cao địa hình. h_c quy mô địa hình cao, được xác định duy nhất cho mỗi vị trí tiếp nhận, được sử dụng để tính toán độ cao đường phân khí. Để tính toán, các tác giả đã đưa ra thuật toán xây dựng lưới tính điểm tiếp nhận. Với mỗi điểm tiếp nhận, thuật toán tính ô nhiễm được cung cấp các thông tin sau: vị trí các điểm tiếp nhận (x_r, y_r), cao trình của nó so với mực nước biển (z_r), và thang đo địa hình của vị trí tiếp nhận (h_c). Các bước tính toán nồng độ tổng cho chất cụ thể theo các công thức (1-17) được thể hiện trên hình 3.



Hình 3. Các bước thực hiện tính toán ô nhiễm không khí

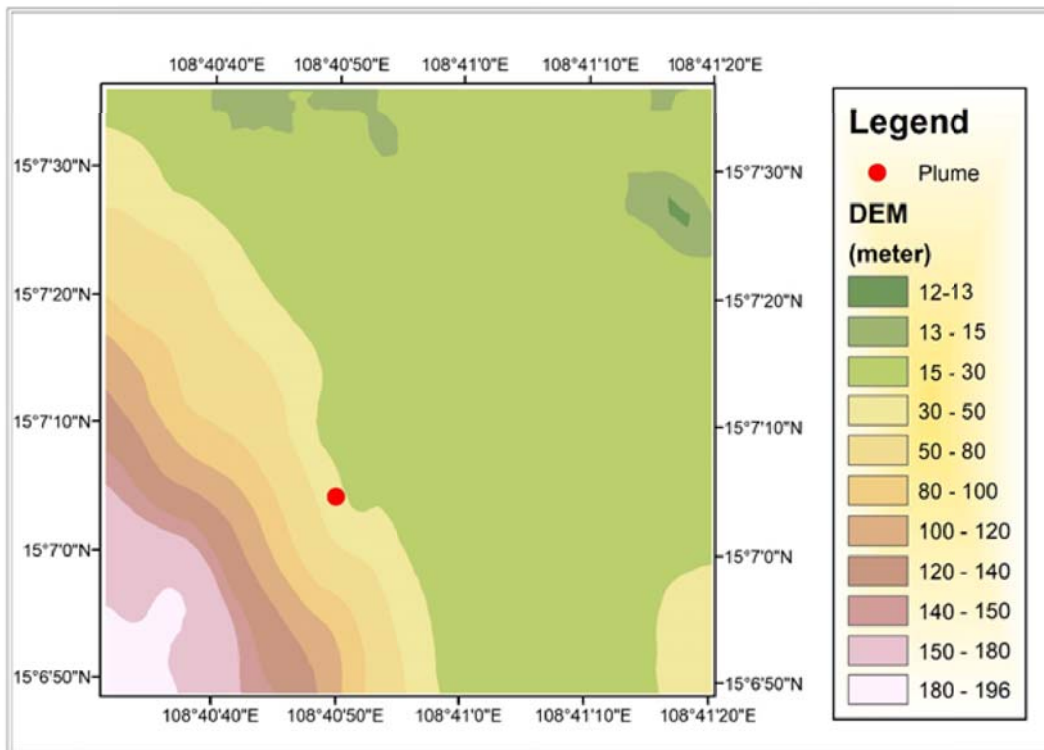
2.7 Số liệu được sử dụng cho tính toán số

Trong nghiên cứu này đã áp dụng các thuật toán được mô tả ở trên để tính toán cho một nguồn điểm cụ thể với các nhóm thông số được mô tả dưới đây. Ống khói có thông số kỹ thuật như nhau: chiều cao 40 (m), đường kính ống khói bằng 1,5 (m) có tọa độ theo hệ UTM là (250722.84, 1672693.78). Chân ống khói có cao trình bằng 24,29 (m) (Hình 4a-4b). Ống khói có các thông số phát thải như sau: chất ô nhiễm

được chọn là SO₂, lưu lượng 40,53 m³/s, tải lượng 500 (g/s); nhiệt độ khí thoát ra bằng 150°C. Ngày được chọn để chạy WRF cho khu vực tính toán vào là 22/3/2018, kết quả chạy WRF cho phép xác định các yếu tố khí tượng cần thiết cho tính toán ô nhiễm không khí, được thể hiện trong bảng 1 và trên hình 5 dưới dạng hoa gió được xuất ra sử dụng phần mềm EnvimAP 2019.



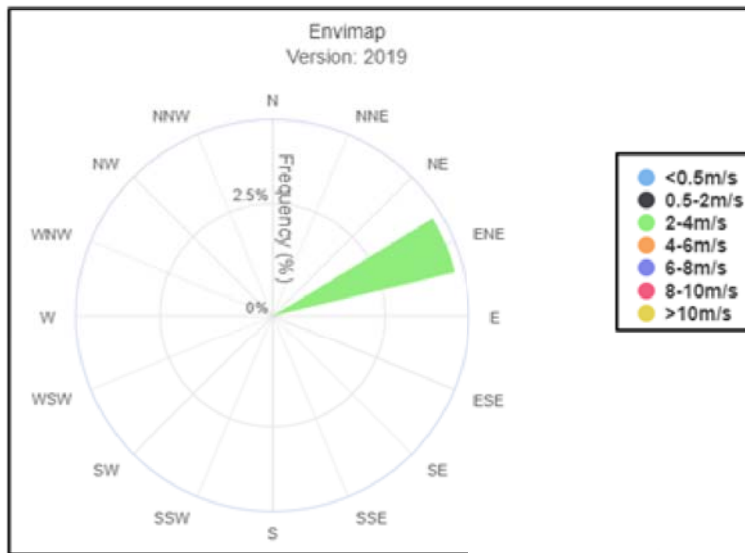
Hình 4a. Dữ liệu địa hình khu vực nghiên cứu



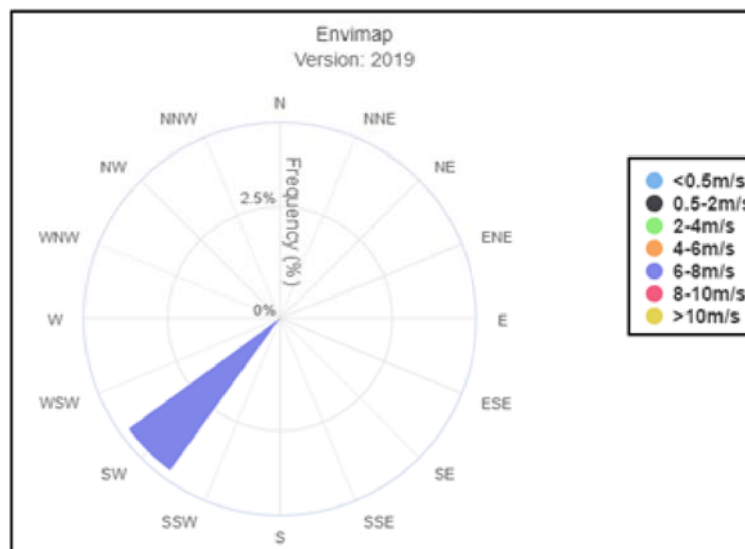
Hình 4b. Dữ liệu cao trình khu vực nghiên cứu

Bảng 1. Các thông số khí tượng lớp biên từ kết quả chạy WRF cho khu vực

Các thông số lớp biên khí quyển	Trường hợp không ổn định	Trường hợp ổn định
Vận tốc gió ở độ cao tham chiếu (m/s)	6.99	3.13
Hướng gió (°degrees)	46.8	200
Nhiệt độ (°K)	299.2	293.3
Độ dài Monin-Obukhov (m)	-10	10.6
Chiều cao lớp hòa trộn đối lưu PBL (m)	873	-999
Vận tốc ma sát bề mặt ($m.s^{-1}$)	0.269	0.079
Vận tốc đối lưu lưu ($m.s^{-1}$)	1.616	-9



Hình 5a. Hoa gió tới cho 2 thời điểm tính toán lúc 2 giờ sáng (trái)

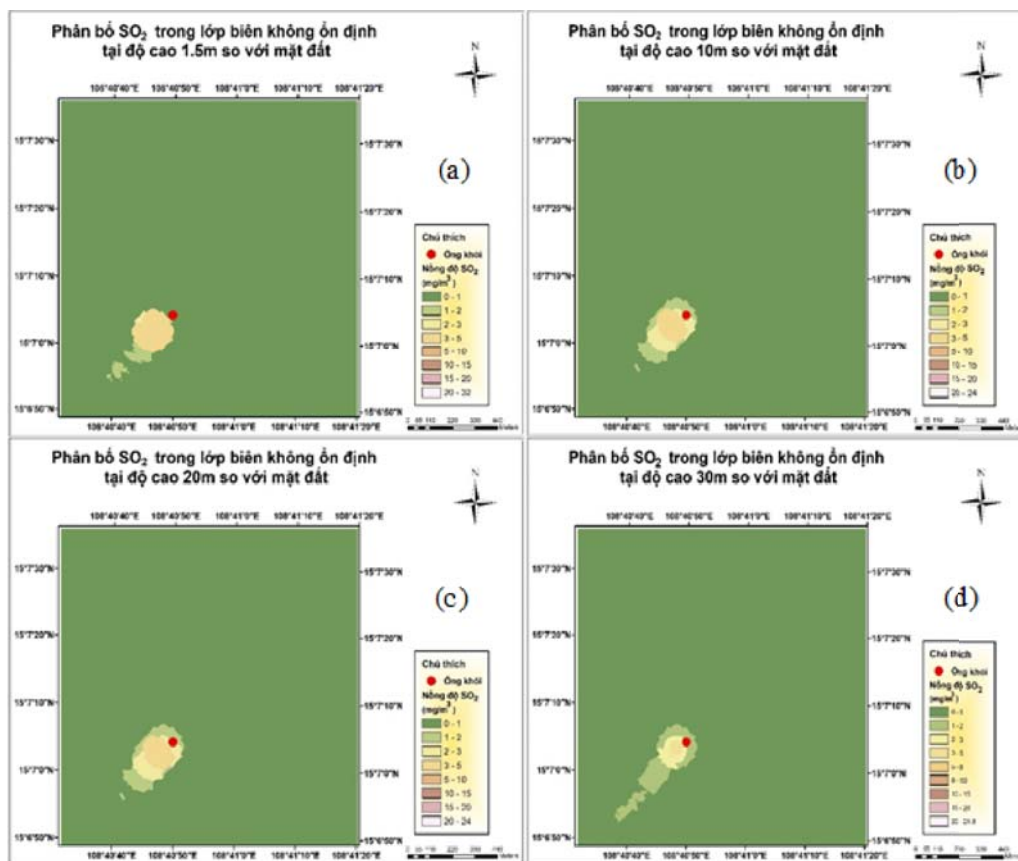


Hình 5b. Hoa gió tới cho 2 thời điểm tính toán lúc 2 giờ chiều

3. Kết quả và thảo luận

Dựa trên kết quả chạy WRF, bộ thông số lớp biên khí tượng được thể hiện trong Bảng 1 được sử dụng đưa vào các công thức toán (1-17). Kết quả tính toán tại lưới tiếp nhận được chuyển qua ArcGIS để xử lý và vẽ được đồng mức. Trong

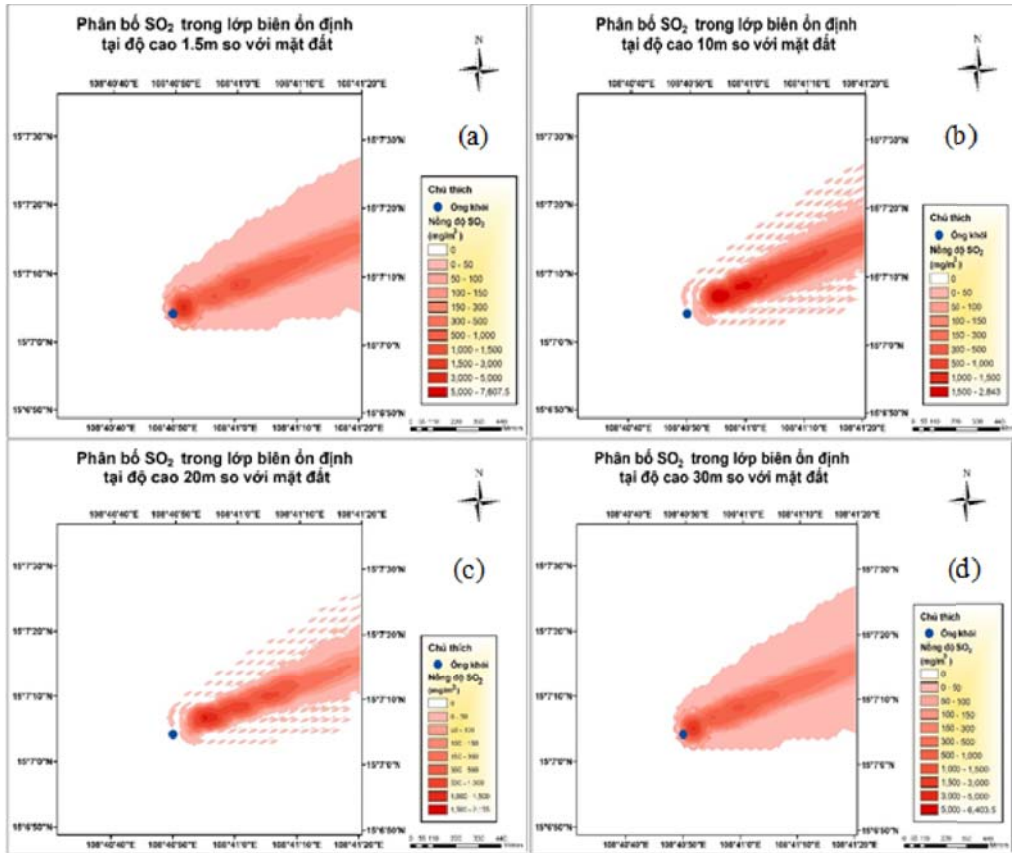
tính toán này chọn 4 mức theo độ cao $z = 1,5$ (m), 10 (m), 20 (m), 30 (m) để xuất kết quả. Với trường hợp khí quyển ổn định, kết quả được thể hiện trên hình 6a-6d trường hợp không ổn định thể hiện trên hình 7a-7d.



Hình 6. Phân bố ô nhiễm lúc 14h, trường hợp khí quyển không ổn định tại các độ cao: (a) 1,5 m, (b) 10 m, (c) 20 m, (d) 30 m

Mối tương quan giữa nồng độ và các yếu tố khí tượng được thể hiện khá rõ nét. Như được lưu ý trong mục 2.2, các yếu tố khí tượng được đề cập gồm vận tốc gió, hướng gió, nhiệt độ không khí xung quanh, độ dài Monin - Obukhov, chiều cao lớp đối lưu lớp biên khí quyển, vận tốc ma sát, vận tốc đối lưu với phân bố nồng độ chất ô nhiễm từ kết quả mô hình, nhóm tác giả nhận thấy những yếu tố quan trọng và ảnh hưởng chủ yếu đến lan truyền ô nhiễm SO₂ trong bài toán này gồm vận tốc gió, độ dài Monin-Obukhov. Ta có thể thấy nồng độ vào lúc

2h sáng cao hơn rất nhiều lần so với lúc 14h (200 lần) và cao hơn so với quy chuẩn (21 lần) do có điều kiện thời tiết bất lợi, bởi khi khí quyển ổn định (độ dài Monin-Obukhov dương), vận tốc gió tham chiếu (thường lấy ở độ cao 10m) nên sự pha loãng diễn ra không thuận lợi dẫn tới mức độ ô nhiễm ở khu vực gần ống khói với bán kính 100m. Khi độ dài Monin-Obukhov âm, có sự đối lưu khí quyển không ổn định, lại có vận tốc gió cao (gấp 2 lần so với trường hợp 2h) nên khi sự pha loãng diễn ra tốt.



Hình 7. Phân bố ô nhiễm lúc 2h, trường hợp khí quyển ổn định, độ cao: (a) 1,5 m, (b) 10 m, (c) 20 m, (d) 30 m

Bên cạnh đó, có thể thấy mô hình đã làm rõ sự ảnh hưởng của khí tượng lẫn địa hình tới phân bố nồng độ theo độ cao trong cả 2 trường hợp ổn định lẫn không ổn định. Cụ thể là trong trường hợp không ổn định của khí quyển, càng lên cao (độ cao 10, 20, 30 m), phạm vi ô nhiễm lớp có xu hướng giảm hơn so với gần mặt đất (độ cao 1,5 m). Điều này cho thấy các công thức (13) - (15) đã lưu ý tới tổ địa hình và đặc biệt là khí tượng. Trong trường hợp khí quyển ổn định, sự pha loãng không khí không tốt bằng trường hợp không ổn định, thể hiện trên các hình 7a-7d. Trên hình 7a, 7b cho thấy ở độ cao 10 m, mức độ và phạm vi ô nhiễm lớn hơn tại 1,5 m. Trên hình 7c, 7d cho thấy tại các độ cao 20, 30m, mức độ và phạm vi ô nhiễm lớn có giảm so với độ cao 10 m và 1,5 m.

4. Kết luận

Nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu

xây dựng mô hình lan truyền ô nhiễm không khí áp dụng tại Việt Nam. Kết quả chính của bài báo là trình bày mô hình tính toán ô nhiễm không khí trong trường hợp địa hình phức tạp. Công thức tính toán nồng độ tổng cũng đã được trình bày cho trường hợp ổn định và không ổn định. Đặc biệt, đã thực hiện tính toán số, cụ thể tính ra kết quả phân bố nồng độ cho một nguồn thải điểm cụ thể với thông số phát thải cụ thể, các yếu tố khí tượng được lấy từ kết quả chạy WRF cho khu vực nghiên cứu và đã lưu ý tới yếu tố địa hình tại khu vực nghiên cứu. Kết quả đã xuất ra dạng bản đồ đường đồng mức, tiện tích cho người sử dụng. Trong phần trình bày kết quả đã phân tích vai trò của các yếu tố khí tượng lớp biên tới sự phân bố ô nhiễm không khí. Bài báo không tránh khỏi hạn chế rất mong sự góp ý của bạn đọc.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ một phần từ đề tài khoa học và công nghệ cấp Bộ 2017 - 2019, mã số TNMT.2016.04.20, theo quyết định số 1219/QĐ-BTNMT ngày 19/5/2017. Nhóm tác giả xin bày tỏ sự cảm ơn trân thành tới Bộ và Ban chủ nhiệm chương trình.

Tài liệu tham khảo

1. Briggs, G.A. (1984), *Plume rise and buoyancy effects. Atmospheric Science and Power Production*. Randerson, D., U.S. Dept. of Energy, 327-366.
2. Bùi Tá Long, Nguyễn Minh Nam (1997), *Mô hình mô phỏng quá trình lan truyền và khuếch tán chất bẩn trong bài toán thiết lập hệ thống quan trắc sự nhiễm bẩn môi trường khí*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, 1997, N. 10, tr. 38-47.
3. Bùi Tá Long, Lê Thị Quỳnh Hà, Lưu Minh Tùng, Võ Đăng Khoa (2005), *Xây dựng hệ thống thông tin môi trường trong quản lý môi trường cấp tỉnh, thành phố*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, 2005, N. 5, tr. 23-30.
4. Bùi Tá Long (2006), *Hệ thống thông tin môi trường*. Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Tp.HCM, 335 trang.
5. Bùi Tá Long, Lê Thị Quỳnh Hà, Cao Duy Trường (2006), *Xây dựng công cụ thông qua quyết định cho công tác quản lý và giám sát ô nhiễm không khí*. Tạp chí phát triển KH & CN, Tập 9, tr. 61-68.
6. Bùi Tá Long, Lê Thị Út Trinh (2007), *Xây dựng công cụ tích hợp đánh giá ô nhiễm không khí từ các nguồn điểm tại các khu công nghiệp*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, 2007, N. 9, tr. 21-27.
7. Bùi Tá Long (2008), *Mô hình hóa môi trường*. Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Tp.HCM, 441 trang.
8. Bùi Tá Long, Hồ Thị Ngọc Hiếu, Lê Thị Quỳnh Hà (2008), *Xây dựng mô hình giám sát chất lượng không khí cho các nhà máy công nghiệp - nhà máy xi măng Lukcs, Thừa Thiên Huế làm ví dụ nghiên cứu*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, 2008, N. 9, tr. 35-44.
9. Cimorelli, A.J., Paine, R.J. (2005), *AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications*. Part I: General. Model Formulation and Boundary Layer Characterization. *Journal of Applied Meteorology* 44, 682-693.
10. Hồ Thị Ngọc Hiếu, Hoàng Anh Vũ, Bùi Tá Long (2011), *Xây dựng hệ thống tích hợp đánh giá ô nhiễm không khí do các phương tiện giao thông đường bộ tại Huế*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ 49 (5C), tr. 333-342.
11. Lê Thị Quỳnh Hà, Lưu Minh Tùng, Bùi Tá Long (2003), *Xây dựng công cụ tích hợp trợ giúp công tác giám sát ô nhiễm không khí từ vùng kinh tế trọng điểm*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, 2003, N. 10, tr. 29-36.
12. Mahrer, Y. (1992), *Air Quality Modeling in Complex Terrains. Air Pollution Modeling and its application IX*. Springer, Boston, MA.
13. Pasquill, F., Smith, F.R. (1983), *Atmospheric Diffusion*. John Wiley and Sons Inc., New York, 440pp.
14. Phạm Ngọc Đăng (1997), *Môi trường không khí*. NXB Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội.
15. Phạm Thế Anh, Nguyễn Duy Hiếu, Bùi Tá Long (2010), *Mô phỏng ô nhiễm không khí từ nguồn thải công nghiệp tại khu vực có địa hình đồi núi*. Kỷ yếu hội nghị môi trường toàn quốc lần thứ III, tr. 314-322.
16. Phan Hoài Trung, An Quốc Khánh (1988), *Sử dụng mô hình Gauss trong công tác kiểm soát nguồn thải chất bẩn vào không khí (nguồn đơn)*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, N.7, tr. 15-21.

17. Phan Hoài Trung, An Quốc Khánh (1989), *Bài toán tính trường ô nhiễm từ N nguồn thải và một vài khía cạnh của vấn đề chuẩn nguồn thải*. Tạp chí Khí tượng Thủy văn, N.10, tr. 9-13.

18. Trần Ngọc Chấn (2001), *Ô nhiễm không khí và xử lý khí thải - Tập 1: Ô nhiễm không khí và tính toán khuếch tán chất ô nhiễm*, Nxb Khoa học và kỹ Thuật, Hà Nội.

19. EPA (United States Environmental Protection Agency) (2004), *AERMOD: Description of model formulation*. Research Triangle Park, North Carolina.

AIR POLLUTION MODELLING OVER COMPLEX TERRAIN FROM POINT SOURCE

Bui Ta Long¹, Nguyen Chau My Duyen¹

¹Hochiminh City University of Technology

Abstract: *The national plan for air quality management has set out the task of building a model of air dispersion model. Besides, the application of foreign models or software to the national monitoring system is difficult due to copyright issues. The objective of this study is to propose a model that allows the calculation dispersion of air pollutants in complex terrain conditions and attention to meteorological factors. The paper presents the basis of the model and results of application of calculation model for specific areas of Vietnam. The method proposed in this paper is the integration of the air pollution dispersion model proposed by EPA, the WRF model calculates meteorological factors.*

Keywords: *Dispersion model, Point source, Terrain, WRF, EnvimAP.*