

Bài báo khoa học

Ứng dụng WRF/CMAQ mô phỏng ô nhiễm PM₁₀ từ hoạt động giao thông – Trường hợp Tp. Hồ Chí Minh

Nguyễn Châu Mỹ Duyên^{1,2}, Nguyễn Hoàng Phong^{1,2}, Bùi Tá Long^{1,2*}

¹ Trường Đại học Bách Khoa Tp. HCM; nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphongee407@gmail.com; longbt62@hcmut.edu.vn.

² Đại học Quốc gia Tp. HCM; nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphongee407@gmail.com; longbt62@hcmut.edu.vn

* Tác giả liên hệ: longbt62@hcmut.edu.vn; Tel.: +84–918017376

Ban Biên tập nhận bài: 24/02/2021; Ngày phản biện xong: 17/3/2021; Ngày đăng bài: 25/4/2021

Tóm tắt: Kết quả quan trắc chất lượng không khí ven đường tại Tp.HCM trong 2 năm 2017–2018, cho thấy, nồng độ bụi PM₁₀ trung bình ngày nằm trong ngưỡng 25–133 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ với 2017, ngưỡng 50–120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ với 2018, tuy còn đạt QCVN 05:2013/BTNMT nhưng vẫn ở mức cao. Trong bối cảnh bụi mịn có thể được vận chuyển trên một khoảng cách khá xa, ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng, mô hình hóa vẫn là một trong những công cụ hữu hiệu để đánh giá mức độ phát tán PM₁₀ nhiễm tới các huyện ngoại thành như Cần Giờ, Bình Chánh, Nhà Bè nơi mật độ trạm quan trắc giới hạn. Nghiên cứu này ứng dụng hệ thống mô hình WRF/CMAQ đánh giá diễn biến theo không gian, giai đoạn 01–15/10/2017. Thời điểm được lựa chọn khi nồng độ bụi PM₁₀ có tần suất nồng độ cao đột biến. Trong nghiên cứu này đã sử dụng bộ dữ liệu phát thải toàn cầu, thực hiện bước hiệu chỉnh theo phương pháp phương pháp đồng nhất dữ liệu giữa các kết quả quan trắc và mô phỏng nhằm nâng cao chất lượng mô phỏng. Cách tiếp cận bài báo này cho phép mở rộng phạm vi ứng dụng cho các tỉnh thành khác trong điều kiện hạn chế số liệu quan trắc tại Việt Nam.

Từ khóa: Ô nhiễm không khí; Phát thải giao thông; Khí tượng; PM₁₀; WRF/CMAQ.

1. Mở đầu

Hoạt động giao thông đường bộ là một trong những nguồn phát thải khí độc hại và nguồn gây ô nhiễm không khí. Theo số liệu của Cơ quan Môi trường Châu Âu, loại hình này là nguyên nhân gây ra 22,4%, 39,8%, 42,7% và 16,2% tổng lượng CO₂, NO_x, CO và PM₁₀ phát thải trong lãnh thổ 27 nước châu Âu [1–2]. Tại nước Nga, ô nhiễm không khí ở các thành phố là một trong những vấn đề nghiêm trọng từ các phương tiện giao thông [3]. Giao thông đường bộ ở các thành phố của Nga chiếm từ 40 đến 70% tổng lượng khí thải ô nhiễm nguy hiểm, đặc biệt là các chất NO_x, CO, PM₁₀ [3]. Do đó, ước tính lượng phát thải và đánh giá ô nhiễm từ loại hình hoạt động này lên chất lượng không khí là cần thiết trong khuôn khổ bài toán bảo vệ môi trường và một khía cạnh quan trọng của hệ thống quản lý giao thông đô thị [3–4]. Với sự tăng trưởng nhanh chóng của phương tiện giao thông lượng phát thải khí từ hoạt động này đang trở thành một thách thức lớn ở Trung Quốc [5]. Hoạt động giao thông đường bộ của nước này chiếm khoảng 85% trở lên mức tiêu thụ năng lượng và phát thải khí nhà kính. Cũng theo nghiên cứu được trích dẫn, khoảng 90% lượng xăng và 60% lượng dầu diesel được sử dụng cho các phương tiện giao thông đường bộ. Tốc độ tăng phát thải khí nhà kính từ vận tải đường bộ ở Trung Quốc luôn vượt quá tốc độ tăng trưởng kinh tế [5].

Theo báo cáo gần đây [6], thành phố Hồ Chí Minh hiện là địa phương có lượng phát thải khí nhà kính lớn nhất Việt Nam với 38,5 triệu tấn CO₂, chiếm khoảng 16% lượng phát thải

quốc gia, trong đó phát thải khí từ hoạt động giao thông, vận tải chiếm đến 45%. Thống kê của Sở Giao thông Vận tải Thành phố Hồ Chí Minh cho thấy, đến tháng 6/2020, Thành phố đang quản lý gần 8,5 triệu phương tiện giao thông đường bộ, trong đó mô tô, xe máy là gần 7,8 triệu chiếc, chiếm hơn 95% tổng lượng xe [6]. Kết quả quan trắc chất lượng không khí của Sở Tài nguyên và Môi trường Thành phố Hồ Chí Minh cũng cho thấy, đến cuối năm 2020, các phương tiện giao thông, vận tải trên địa bàn thành phố, đặc biệt là xe máy sẽ tạo ra lượng phát thải lên đến gần 17 triệu tấn các loại khí độc gồm HC (hydrocarbon), CO (carbon monoxit) và NO_x (oxit nitơ). Một kịch bản đã thực hiện tại Tp. HCM cho thấy, nếu không có bất kỳ hành động giảm thiểu nào thì đến năm 2030, lượng phát thải giao thông tại Thành phố Hồ Chí Minh sẽ tăng khoảng 2,6 lần so với hiện tại, tức là lên đến hơn 44 triệu tấn [6].

Các dự báo ô nhiễm không khí do hoạt động giao thông đường bộ luôn được quan tâm từ các nhà hoạch định chính sách. Chính phủ nhiều nước đã tìm kiếm các chính sách hiệu quả để hạn chế nhu cầu sử dụng năng lượng, giảm phát thải khí nhà kính từ vận tải đường bộ. Để đưa ra các khuyến nghị, các nghiên cứu dự báo xu hướng phát thải khí cũng như ô nhiễm không khí từ hoạt động do giao thông đường bộ là cần thiết [6]. Tại châu Âu, sách lược kiểm soát phát thải được ban hành nhằm giảm thiểu các tác động như: ủy ban châu Âu (EC) đã xác định và đang thực hiện các chính sách kiểm soát vận tải đường bộ theo mục tiêu giảm thiểu các tác động. Các chính sách quan trọng như: ban hành chuẩn phát thải quốc gia 2001/81/EC, đề ra chương trình hành động về môi trường 2002–2005, xác định chiến lược về ô nhiễm không khí COM (2005) 446, ban hành qui định về giảm thiểu phát thải khí CO₂ (2009) 447 [1]. Dựa trên các chính sách này, các gói biện pháp và sáng kiến đã được áp dụng trong những năm gần đây, như chiến lược cộng đồng về giảm thiểu phát thải CO₂ từ ô tô chở khách, chương trình không khí sạch cho châu Âu (CAFÉ), kế hoạch hành động tiết kiệm năng lượng, chương trình biến đổi khí hậu châu Âu (ECCP), v.v.. [1]. Các gói này chứa các biện pháp khác nhau nhưng tạo thành một sức mạnh tổng thể. Đặc biệt, ủy ban châu Âu đã điều chỉnh tổng phát thải chất ô nhiễm được tạo ra hàng năm và đưa vào mức trần cho PM_{2.5}. Trong một nỗ lực khác, các mô hình phát thải được áp dụng ở các quốc gia thành viên khác nhau để ước tính đóng góp của giao thông đường bộ vào tổng lượng phát thải. Cụ thể, Áo sử dụng GLOBEMI, Phần Lan sử dụng LIPASTO, Đức sử dụng TREMOD, Hà Lan sử dụng VERSIT+ và Thụy Điển sử dụng phiên bản ARTEMIS được phát triển riêng. Tuy nhiên, hầu hết các quốc gia châu Âu (22 trong số 27 quốc gia) sử dụng mô hình COPERT [1].

Thực thi chính sách phát triển kinh tế và đô thị hóa bền vững, Trung Quốc luôn chịu áp lực lớn từ việc cần phải giảm phát thải trong giao thông đường bộ. Nguồn phương tiện dự kiến sẽ tăng lên 500–600 triệu vào năm 2050, từ con số 192 triệu vào năm 2016 là một thách thức lớn. Lượng phát thải khí nhà kính từ giao thông đường bộ sẽ chiếm 12% tổng lượng quốc gia vào năm 2030 [5]. Do sự khác biệt về quy mô và trình độ phát triển kinh tế – xã hội, cùng xu hướng phát triển giao thông đường bộ trong tương lai sẽ có sự khác nhau đáng kể giữa các tỉnh. Một số chính sách ở cấp quốc gia đã được chính phủ Trung Quốc đưa ra nhằm thúc đẩy tiết kiệm năng lượng và giảm phát thải trong lĩnh vực giao thông đường bộ, như cải thiện hiệu quả sử dụng năng lượng từ các phương tiện, tăng cường sử dụng phương tiện năng lượng mới và thúc đẩy nhiên liệu thay thế. Cùng với chính sách Quốc gia, từng tỉnh có đưa ra các chính sách cụ thể lưu ý đến sự khác biệt về địa lý và kinh tế xã hội. Các nghiên cứu này đều đưa ra cách tiếp cận từ dưới lên dự báo nhu cầu sử dụng năng lượng và phát thải khí, có lưu ý tới tăng trưởng lượng phương tiện, phát triển công nghệ mới, quãng đường xe đã đi, hiệu suất sử dụng nhiên liệu.

Tại Nga, tính toán cho kiểm kê phát thải giao thông đường bộ được NIIAT, Viện nghiên cứu khoa học giao thông đường bộ Nga, phát triển dựa trên các phương pháp tiếp cận CORINAIR (chương trình kiểm kê phát thải ô nhiễm không khí), các đặc điểm cụ thể của loại xe cơ giới và điều kiện giao thông. Trên cơ sở mô hình giao thông của Matxcova, dữ liệu giao thông, dữ liệu về kẹt xe đã được thực hiện tính toán phát thải giao thông cơ giới hiện có [3–4].

Trong những năm gần đây, vấn đề ô nhiễm không khí thu hút sự quan tâm ở Việt Nam, đặc biệt là các thành phố lớn của đất nước, trong đó có thành phố Hồ Chí Minh [8]. Các số liệu quan trắc thường kỳ, dù chưa thể phản ánh thực chất nhưng cũng cho thấy thành phố thường xuyên rơi vào tình trạng ô nhiễm không khí do bụi [9], trong đó có bụi PM₁₀ [10]. Cụ thể, trong 3 tháng đầu năm 2017 ở Tp. Hồ Chí Minh, nồng độ trung bình PM_{2.5} có 6 ngày vượt quá quy chuẩn quốc gia (50 µg/m³) và 78 ngày cao hơn so với tiêu chuẩn của WHO (25 µg/m³) [11].

Đã có một số nghiên cứu mô phỏng PM₁₀, PM_{2.5} cho phạm vi thành phố [11] hay cho một quận cụ thể của Tp.HCM [10]. Điểm chung của các nghiên cứu này là sử dụng cách tiếp cận từ dưới lên (bottom-up) để xây dựng dữ liệu phát thải. Khó khăn của cách tiếp cận này là việc thu thập đầu vào cho tính toán phát thải như: thành phần xe, loại đường, cường độ giao thông, hiệu suất của phương tiện, loại nhiên liệu, kiểu đô thị, bao gồm khu vực có mật độ cao, sử dụng đất hỗn hợp rất khó khăn. Thực tế Việt Nam, việc cung cấp dữ liệu hoạt động giao thông cần chính xác, cần phải cập nhật, rất khó thực hiện trong điều kiện hiện nay của đất nước [12–14]. Sự khác nhau giữa các nghiên cứu còn thể hiện ở lựa chọn mô hình khí tượng và mô hình lan truyền chất có lưu ý tới phản ứng hóa học TAPOM (*Transport and Photochemistry Mesoscale Model*) [10]. Trong nghiên cứu [10] sử dụng mô hình FVM, trong khi [11] sử dụng bộ mô hình *Weather Research and Forecasting Model (WRF)/Community Multiscale Air Quality (CMAQ)*.

Nghiên cứu này đưa ra cách tiếp cận khác với các nghiên cứu đã có, sử dụng bộ dữ liệu phát thải từ nguồn số liệu kiểm kê phát thải toàn cầu, được mô tả chi tiết trong mục 2, kết hợp với bộ công cụ WRF/CMAQ mô phỏng ô nhiễm PM₁₀ cho khu vực Tp.HCM. Các kết quả mô phỏng ban đầu được hiệu chỉnh theo phương pháp đồng nhất dữ liệu, dựa trên bộ số liệu quan trắc và được kiểm định lại trước khi áp dụng để mô phỏng sự lan truyền và hàm lượng PM₁₀.

2. Phương pháp và số liệu

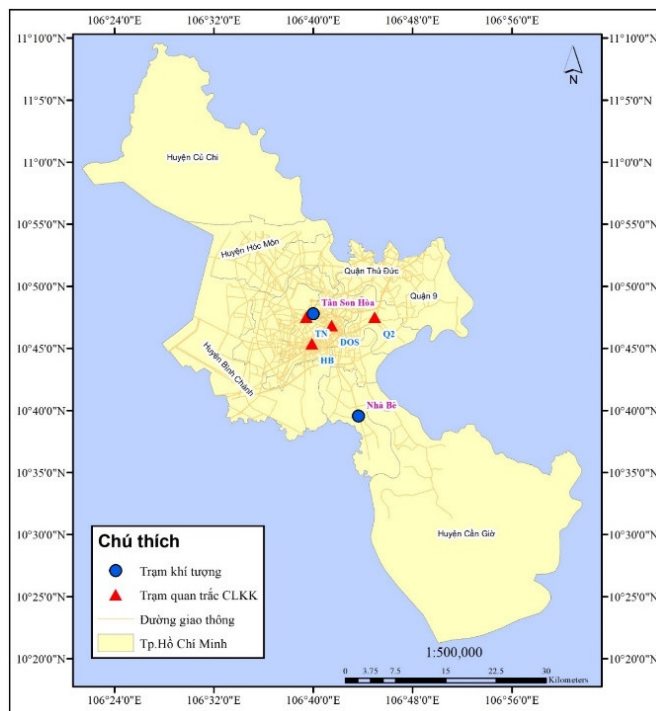
2.1. Khu vực nghiên cứu

Thành phố Hồ Chí Minh là hạt nhân của vùng kinh tế trọng điểm phía Nam, một trong ba vùng kinh tế trọng điểm lớn nhất nước. Tuy chỉ chiếm 0,6% diện tích và 9% dân số cả nước nhưng Tp.HCM đóng góp 22% GDP cả nước. Cụ thể là tổng giá trị GDP của cả nước năm 2018 đạt khoảng 236.1 tỷ USD [15–16], trong đó, riêng quy mô GRDP của Tp. HCM đạt 52,2 tỷ USD [17]. Diện tích toàn thành phố là 2.095,4 km², được chia làm 19 quận và 5 huyện. Do giới hạn nghiên cứu ô nhiễm PM₁₀ nên trên Hình 1 chỉ các vị trí đo khí tượng, vị trí đo chất lượng không khí do phương tiện giao thông được sử dụng trong nghiên cứu này.

2.2. WRF/CMAQ

Mô hình Dự báo và Nghiên cứu Thời tiết – WRF version 3.8 được sử dụng. Đây là một trong những mô hình dự báo thời tiết số được sử dụng rộng rãi trên thế giới hiện nay [18–20]. WRF được thiết kế để trở thành một hệ thống mô phỏng khí quyển linh hoạt, hiện đại và hiệu quả trên các nền tảng điện toán song song, với độ phân giải trên phạm vi từ mét đến hàng ngàn km [21–22]. Cùng với WRF, mô hình CMAQ ver. 5.2.1, được lựa chọn mô phỏng quá trình lan truyền PM₁₀. Đây là mô hình được Cơ quan bảo vệ môi trường Mỹ (*US Environmental Protection Agency – US EPA*) xây dựng và phát triển trong nhiều năm qua [23–27]. CMAQ có khả năng mô phỏng các quá trình động lực khí quyển phức tạp, có lưu ý tới phản ứng hóa học, lắng đọng, có giao diện thân thiện với người sử dụng [24]. CMAQ sở hữu cách tiếp cận chất lượng không khí một cách tổng quát với các kỹ thuật hiện đại trong các vấn đề mới được lưu ý như khí ôzôn trên tầng đối lưu, độc tố, bụi mịn, lắng đọng axit, suy giảm tầm nhìn. CMAQ còn là một công cụ hỗ trợ quyết định quan trọng được sử dụng để giúp hiểu các quá trình hóa học và vật lý liên quan đến suy thoái chất lượng không khí và

phát triển chính sách giảm thiểu tác hại của ô nhiễm không khí đối với sức khỏe con người và môi trường trên toàn thế giới [28–30]. Độ phân giải và kích thước miền tính có thể khác nhau một vài bậc theo không gian và thời gian. Tính mềm dẻo theo thời gian cho phép thực hiện các mô phỏng nhằm đánh giá dài hạn của các chất ô nhiễm (trung bình khí hậu), hay lan truyền ngắn hạn mang tính địa phương, đặc biệt đã được áp dụng thành công tại nhiều nước trên thế giới trong đó có khu vực châu Á [29, 31–34].



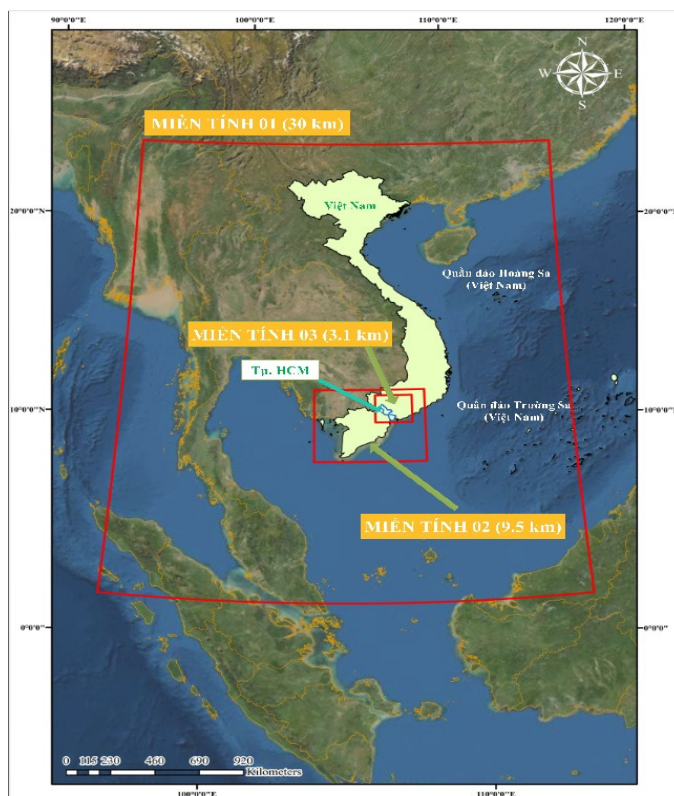
Hình 1. Bản đồ Tp. HCM – đối tượng nghiên cứu của bài báo cùng các vị trí quan trắc chất lượng không khí và khí tượng.

Miền tính toán mô phỏng lồng nhau ba cấp D01, D02 và D03 được thiết lập trong mô hình WRF–CMAQ (Hình 2), trong đó miền tính D01 có độ phân giải không gian xấp xỉ 30,43 km × 30,43 km là miền tính lớn nhất, với 76 cột và 94 hàng, diện tích miền D01 khoảng ~5,41×10⁶ km²; miền tính D02 có độ phân giải không gian xấp xỉ 9,55 km × 9,55 km là miền tính thứ 2 lồng trong miền tính D01, với 55 cột và 3 hàng, diện tích miền D02 khoảng ~2,11×10⁵ km² và miền tính D03 có độ phân giải không gian xấp xỉ 3,14 km × 3,14 km là miền tính nhỏ nhất lồng trong 02 miền tính D01 và D02, với 55 cột và 49 hàng, diện tích miền D03 khoảng ~2,64×10⁴ km². Các thông số kỹ thuật của các miền tính toán D01, D02 và D03 được trình bày trong Bảng 1 bên dưới. Miền tính D01 bao phủ hết toàn bộ Việt Nam; miền tính D02 bao gồm hầu hết các tỉnh phía Nam, bao gồm các tỉnh Đồng bằng sông Cửu Long, Đông Nam Bộ, một phần các tỉnh Nam Trung Bộ và Tây Nguyên và miền tính D03 bao phủ toàn bộ Tp. HCM cùng một phần các tỉnh giáp ranh Bến Tre, Bình Dương, Bình Phước, Bình Thuận, Bà Rịa–Vũng Tàu, Đồng Nai, Lâm Đồng, Long An, Tây Ninh và Tiền Giang (Bảng 1), đây là các khu vực có thể có ảnh hưởng đáng kể nhất đối với khu vực nghiên cứu. Các điều kiện biên của D02 và D03 được xác định theo D01.

Bảng 1. Miền không gian tính toán cho hệ thống mô hình hóa WRF–CMAQ.

Thông số	Miền tính D01	Miền tính D02	Miền tính D03
Phạm vi miền tính	Toàn bộ Việt Nam	Các tỉnh phía Nam Việt Nam	Tp. HCM và các tỉnh phụ cận
Kích thước không gian X [km] × Y [km]	2.312,68 × 2.860,42	525,25 × 410,65	172,70 × 153,86

Thông số	Miền tính D01	Miền tính D02	Miền tính D03
Số nút lưới tính $N_x \times N_y$	75 × 93	54 × 42	54 × 48
Tổng số ô lưới tính	7.144	2.365	2.695
Kích thước ô lưới (km)	30,43	9,55	3,14
Tọa độ tâm miền	(13,3826°; 104,969°)	(10,1195°; 105,955°)	(10,937°; 106,953°)
Hệ tọa độ thiết lập	Asia Lambert Conformal Conic	Asia Lambert Conformal Conic	Asia Lambert Conformal Conic
Loại miền tính thiết lập	The nested modelling domain	The nested modelling domain	The nested modelling domain

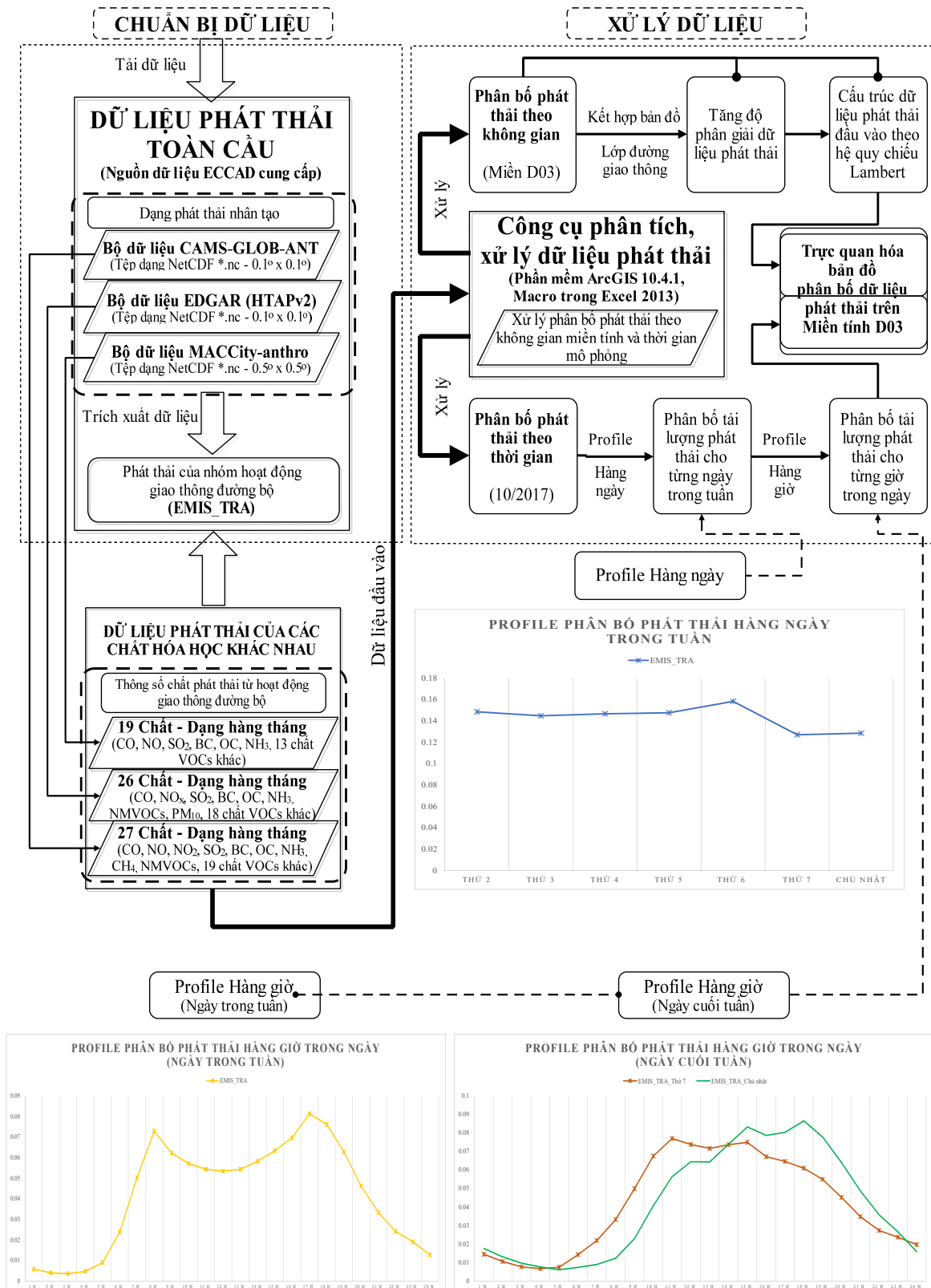


Hình 2. Lưới D1, D2, D3 được sử dụng chạy WRF/CMAQ.

Xây dựng dữ liệu phát thải là một bước quan trọng trong các nghiên cứu mô hình hóa ô nhiễm không khí. Hiện nay, trong lĩnh vực này có hai cách tiếp cận, đó là từ dưới lên (*Bottom-up*) và từ trên xuống (*Top-down*). [4] đã đưa ra đặc trưng từng cách tiếp cận, phân tích ưu và nhược điểm. Theo đó các mô hình phát thải, lan truyền chất theo cách tiếp cận “*bottom-up*” cho phép cung cấp dữ liệu phát thải các chất ô nhiễm từ các phương tiện cơ giới quy mô đường phố. Mô hình loại này cho phép tính toán dựa trên khảo sát toàn diện về cấu trúc của các luồng giao thông, sau đó đưa ra đánh giá sự phân bố của các chất ô nhiễm trong vùng lân cận các con đường. Một số mô hình điển hình sử dụng cách tiếp cận này là mô hình CAR-FMI [35], CALINE 4 [36], OSPM [37]. Nhóm mô hình phát thải, lan truyền chất đi theo cách tiếp cận “*top-down*” hướng tới xác định lượng phát thải của các chất ô nhiễm chính trên quy mô vùng hoặc quốc gia, dựa trên thông tin thống kê về thành phần loại xe, như sản phẩm được sử dụng ở nhiều nước châu Âu : COPERT IV [1, 2, 38].

Nghiên cứu này sử dụng bộ dữ liệu phát thải từ nguồn số liệu kiểm kê phát thải cho toàn cầu ECCAD (*Emissions of atmospheric compounds and compilation of ancillary data*) (<https://eccad3.sedoo.fr/>) gồm các bộ dữ liệu phát thải nhân tạo (*Anthropogenic emissions*) CAMS-GLOB-AIR, CAMS-GLOB-ANT, EDGAR (HTAPv2) và các bộ dữ liệu phát thải

tự nhiên (*Biogenic emissions*) CAMS–GLOB–BIO, MEGANv2 dưới giá trị thông lượng ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) được xây dựng bởi Trung Tâm giám sát khí quyển Copernicus (CAMS) [39], Trung tâm Nghiên cứu liên kết Viện Môi trường và Bền vững Ispra, Ý [40] và Phòng Thí nghiệm CNRS – Paris, Pháp [41].



Hình 3. Các bước tạo bộ dữ liệu phát thải.

Các bước tạo bộ dữ liệu phát thải trong bài báo này được thể hiện trên Hình 3, gồm 2 bước chính: chuẩn bị dữ liệu (khối bên trái) và xử lý dữ liệu (khối bên phải). Bước chuẩn bị gồm tải các bộ dữ liệu: CAMS–GLOB–ANT, EDGAR (HTAPv2), MACCity–anthro, trích xuất dữ liệu giao thông đường bộ EMIS–TRA, có lưu ý tới các chất hóa học liên quan. Bước tiếp theo trong khối xử lý dữ liệu là phân bố phát thải theo không gian trên miền D03 và tạo time series phát thải theo giờ trong ngày.

2.3. Hiệu chỉnh và kiểm định CMAQ

Trong bài báo này, để thực hiện hiệu chỉnh kết quả mô phỏng ban đầu, phương pháp đồng nhất dữ liệu (*fusion data*) giữa các kết quả quan trắc và các kết quả mô phỏng được thực hiện [42–43]. Thực hiện đồng nhất các trường (*field*) dữ liệu nồng độ bằng cách nội suy các kết quả mô phỏng trích xuất theo giờ *t* (*hourly*) đã được chuẩn hóa nhằm ước tính sự thay đổi theo thời gian và kết quả mô phỏng ước tính sự thay đổi theo không gian. Dựa trên các dữ liệu chuẩn hóa này sẽ tiến hành nội suy không gian theo phương pháp IDW (*Inverse Distance Weighted-IDW*). Công thức (1) ước lượng hai tham số hồi quy α và β phản ánh phương trình tương quan được sử dụng để hiệu chỉnh kết quả mô phỏng từ CMAQ như sau:

$$CMAQ_{x,Corrected} = \alpha CMAQ_x^\beta \quad (1)$$

Trong đó $CMAQ_x$ là nồng độ PM10 ban đầu từ kết quả của mô hình CMAQ tại vị trí trạm quan trắc x vào thời điểm cụ thể t (giờ); $CMAQ_{x,Corrected}$ là nồng độ PM10 đã được hiệu chỉnh gần với kết quả thực đo tại vị trí trạm quan trắc x vào thời điểm cụ thể t (giờ) và α , β là các hệ số của phương trình tương quan sử dụng để hiệu chỉnh.

2.4. Tiêu chí kiểm định mô hình

Chỉ số đánh giá trong nghiên cứu này là hệ số Nash–Sutcliffe (NSE) (công thức (2)).

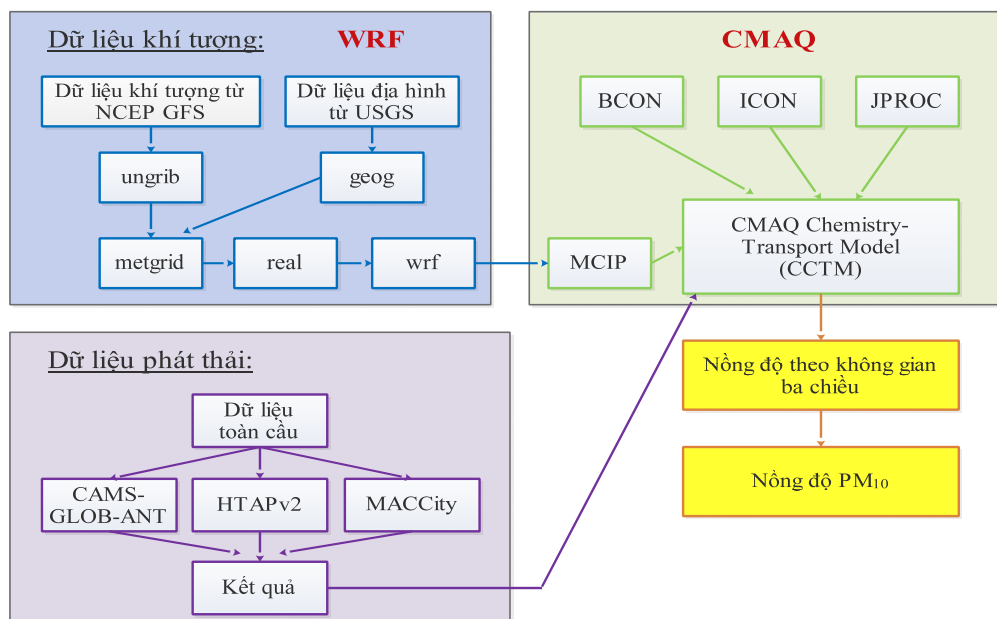
$$NSE(Nash) = 1 - \frac{\sum_1^N (M_i - O_i)^2}{\sum_1^N (O_i - \bar{O}_i)^2} \quad (2)$$

Trong đó M_i là kết quả nồng độ PM10 mô phỏng bằng mô hình kết hợp WRF/CMAQ; O_i là kết quả nồng độ PM10 từ 04 trạm quan trắc tại các khu vực quận/huyện của Tp. HCM; \bar{O}_i là kết quả quan trắc PM10 trung bình từ các trạm quan trắc tại khu vực nghiên cứu và N là kích thước mẫu kiểm định.

2.5. Sơ đồ các bước thực hiện

Hệ thống mô hình được sử dụng trong bài báo này kết hợp 3 thành phần chính: Mô hình WRF, dữ liệu phát thải và mô hình CMAQ.

Sơ đồ tóm tắt toàn bộ quy trình chạy mô phỏng được thể hiện ở **Error! Reference source not found.**, có tham khảo các nghiên cứu [23–24].



Hình 4. Quy trình thực hiện.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Hiệu chỉnh và kiểm định WRF

Để đảm bảo độ chính xác của kết quả mô phỏng PM₁₀, việc hiệu chỉnh và kiểm định WRF cần thiết. Trong bài báo, kế thừa kết quả hiệu chỉnh mô hình WRF cho khu vực thành phố Hồ Chí Minh [44]. Kết quả hiệu chỉnh đã tìm ra bộ thông số được chỉ ra trong Bảng 2.

Bảng 2. Giá trị của bộ thông số trước và sau hiệu chỉnh.

Thông số hiệu chỉnh	Trước hiệu chỉnh	Sau hiệu chỉnh
mp_physics	3	4
sf_surface_physics	2	3
bl_pbl_physics	1	99
cu_physics	1	99
cutd	5	0
damp_opt	0	3

Bước kiểm định mô hình WRF sau bước hiệu chỉnh được thực hiện dựa trên số liệu thực đo về khí tượng trong thời gian 1–15/10/2017. Kết quả được thể hiện trên Bảng 3 cho thấy yếu tố nhiệt độ và vận tốc gió đạt yêu cầu, riêng hướng gió chưa có được sự phù hợp giữa đo và kết quả chạy mô hình. Trên thực tế, nhóm tác giả chấp nhận sai số này.

Bảng 3. Kết quả kiểm định khí tượng mô hình WRF.

Thông số		1–15/10/2017		Ngưỡng cho phép
		Nhà Bè	Tân Bình	
T (°K)	OBS	303,05	304,28	
	PRE	302,25	302,19	
	MB	-0,8	-2,09	≤ ±0,5
	RMSE	1,35	1,97	≤ 2
	R ²	0,87	0,7	
Vận tốc gió (m/s)	OBS	1,86	3,42	
	PRE	2,28	2,41	
	MB	0,42	-1,01	
	RMSE	1,34	1,70	
	R ²	0,52	0,51	

Thông số	1-15/10/2017		Ngưỡng cho phép
	Nhà Bè	Tân Bình	
Hướng gió (°)	OBS	290,54	132,63
	PRE	132,82	123,72
	MB	-157,72	-8,91
	RMSE	160,21	25,10
			≤±10

3.2. Hiệu chỉnh và kiểm định CMAQ

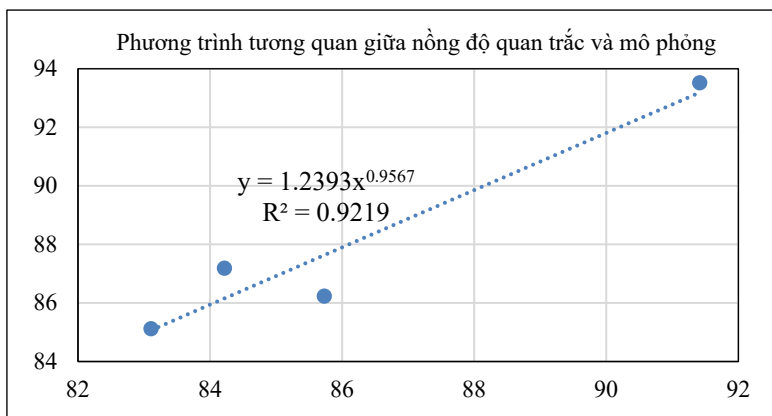
3.2.1. Hiệu chỉnh

Phương trình hiệu chỉnh được thiết lập theo công thức (1) từ kết quả mô phỏng nồng độ PM10 bằng mô hình WRF/CMAQ ban đầu sẽ được trích xuất giá trị ra tại 04 trạm quan trắc PM10 từ hoạt động giao thông trong thành phố, trạm DOSTE, TN, HB và BT vào thời điểm đo đạc lúc 15 giờ của 04 ngày sau 06/10/2017, 10/10/2017, 11/10/2017 và 13/10/2017 (Bảng 4). Kết quả mô phỏng được so sánh và tương quan với giá trị thực đo để tìm mối quan hệ và hiệu chỉnh cho phù hợp với nồng độ thực tế theo như công thức (1). Phương trình hiệu chỉnh nồng độ PM10 (mô phỏng đối với nguồn phát thải giao thông) được thiết lập với $\alpha = 1,2393$ và $\beta = 0,9567$ ($0 < \beta < 1$), phương trình có dạng như sau:

$$y = 1,2393x^{0,9567} \text{ (với } R^2 = 0,9219 \text{)} \tag{3}$$

Bảng 4. Vị trí các trạm quan trắc PM10 từ hoạt động giao thông tại khu vực Tp. HCM.

Tên Trạm	Vị trí	Phương thức quan trắc	Loại trạm	Năm bắt đầu quan trắc	Thông số, tần suất quan trắc
DOSTE	Tuyến đường gần khu vực Sở Khoa học và Công nghệ Tp. HCM	Quan trắc thủ công gián đoạn	Giao thông (Ven đường nội thành – trục xuyên tâm Đông Bắc – Tây Nam)	2000	NO _x , SO ₂ , O ₃ , CO, PM ₁₀ (từ 2013 – NO ₂ , CO, TSP, PM ₁₀)
TN	Tuyến đường gần khu vực Bệnh viện Thống Nhất	Quan trắc thủ công gián đoạn	Giao thông (Ven đường nội thành – trục xuyên tâm Tây Bắc – Đông Nam)	2002	NO _x , SO ₂ , CO, PM ₁₀ (từ 2013 – NO ₂ , CO, TSP, PM ₁₀)
HB	Tuyến đường gần khu vực Trường THPT Hồng Bàng, Quận 5, Tp. HCM	Quan trắc thủ công gián đoạn	Giao thông (Ven đường nội thành – trục xuyên tâm Đông Bắc – Tây Nam)	2000	NO _x , O ₃ , CO, PM ₁₀ (từ 2013 – NO ₂ , CO, TSP, PM ₁₀)
BT	Tuyến đường gần khu vực Phòng Giáo dục và Đào tạo quận Bình Tân	Quan trắc thủ công gián đoạn	Giao thông (Ven đường cửa ngõ Tây Nam)	2002	NO _x , CO, PM ₁₀ (từ 2013 – NO ₂ , CO, TSP, PM ₁₀)



Hình 5. Phương trình tương quan hiệu chỉnh xác định các hệ số α và β .

Trong đó Y là giá trị PM₁₀ gần với giá trị thực tế; X là giá trị PM₁₀ mô phỏng từ WRF/CMAQ ban đầu. Dựa trên bộ số liệu thực đo theo từng ngày, được lựa chọn lúc 15 giờ của 04 ngày có quan trắc (06/10/2017, 10/10/2017, 11/10/2017 và 13/10/2017), xây dựng được hệ số α và β trung bình sự chênh lệch giữa thực đo và kết quả mô hình hóa theo 04 ngày đo. Như vậy, đối với những ngày có số liệu đo đạc, lấy nồng độ PM₁₀ từ CMAQ * tỉ lệ chênh lệch trung bình của ngày tương ứng. Những ngày không có số liệu đo lấy nồng độ PM₁₀ từ CMAQ * tỉ lệ chênh lệch trung bình của ngày có đo gần nó nhất.

3.2.2. Kiểm định

Kết quả mô phỏng nồng độ PM₁₀ từ phát thải giao thông cho khu vực Tp. HCM bằng WRF/CMAQ được xuất ra tại 04 trạm quan trắc giao thông đô thị, gồm trạm DOSTE, TN, HB, và BT vào thời điểm lúc 07 giờ sáng của lần lượt 04 ngày trong nửa đầu tháng 10/2017 có đo đạc thông số PM₁₀, bao gồm ngày 06/10/2017, 10/10/2017, 11/10/2017 và 13/10/2017 (Bảng 5). Kết quả kiểm định dựa trên các chỉ số thống kê (công thức (2)) để đánh giá khả năng mô phỏng của mô hình WRF/CMAQ và mối tương quan giữa kết quả mô phỏng, đo đạc cũng được thể hiện trong hình Hình 6 bên dưới.

Bảng 5. So sánh nồng độ PM₁₀ quan trắc và mô phỏng bằng mô hình WRF/CMAQ tại các vị trí đo (lúc 7 giờ sáng).

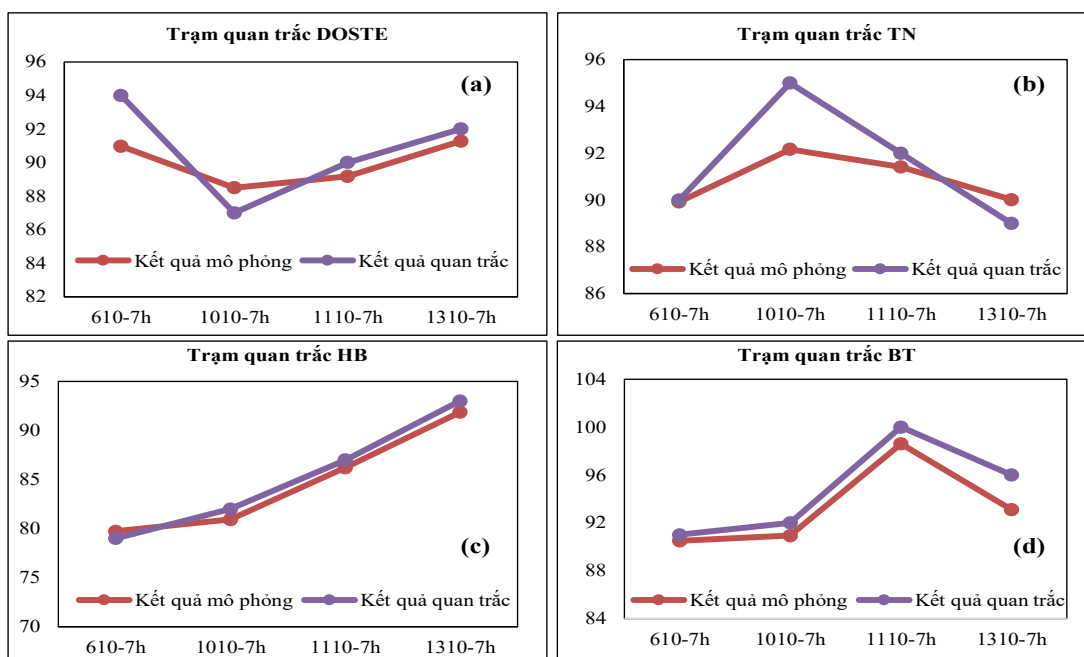
Ký hiệu	Tọa độ vị trí các trạm quan trắc		Thời điểm quan trắc, (giờ)	Nồng độ mô phỏng bằng mô hình WRF/CMAQ, ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nồng độ đo tại các vị trí quan trắc, ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
	X (m)	Y (m)			
DOSTE	684.953,11	1.192.224,29	7h00, 06/10/2017	90,97	94
			7h00, 10/10/2017	88,50	87
			7h00, 11/10/2017	89,17	90
			7h00, 13/10/2017	91,27	92
TN	681.254,05	1.193.464,28	7h00, 06/10/2017	89,92	90
			7h00, 10/10/2017	92,16	95
			7h00, 11/10/2017	91,41	92
			7h00, 13/10/2017	90,02	89
HB	682.074,65	1.189.519,18	7h00, 06/10/2017	79,73	79
			7h00, 10/10/2017	80,93	82
			7h00, 11/10/2017	86,21	87
			7h00, 13/10/2017	91,87	93
BT	676.276,50	1.186.500,89	7h00, 06/10/2017	90,49	91
			7h00, 10/10/2017	90,93	92
			7h00, 11/10/2017	98,60	100
			7h00, 13/10/2017	93,10	96

Chỉ số Nash–Sutcliffe (NSE) tại các trạm HB ở mức tốt với sự tương quan cao $\text{NSE}_{\text{HB}} = 0,968$ ($\text{NSE} > 0,8$), trạm BT đạt ở mức khá với $\text{NSE}_{\text{BT}} = 0,768$ ($\text{NSE} > 0,7$). Chỉ số Nash – Sutcliffe tính toán đối với 02 trạm còn lại là DOSTE và TN chỉ ở mức đạt ($0,5 < \text{NSE} < 0,7$), lần lượt là $\text{NSE}_{\text{DOSTE}} = 0,528$ và $\text{NSE}_{\text{TN}} = 0,551$.

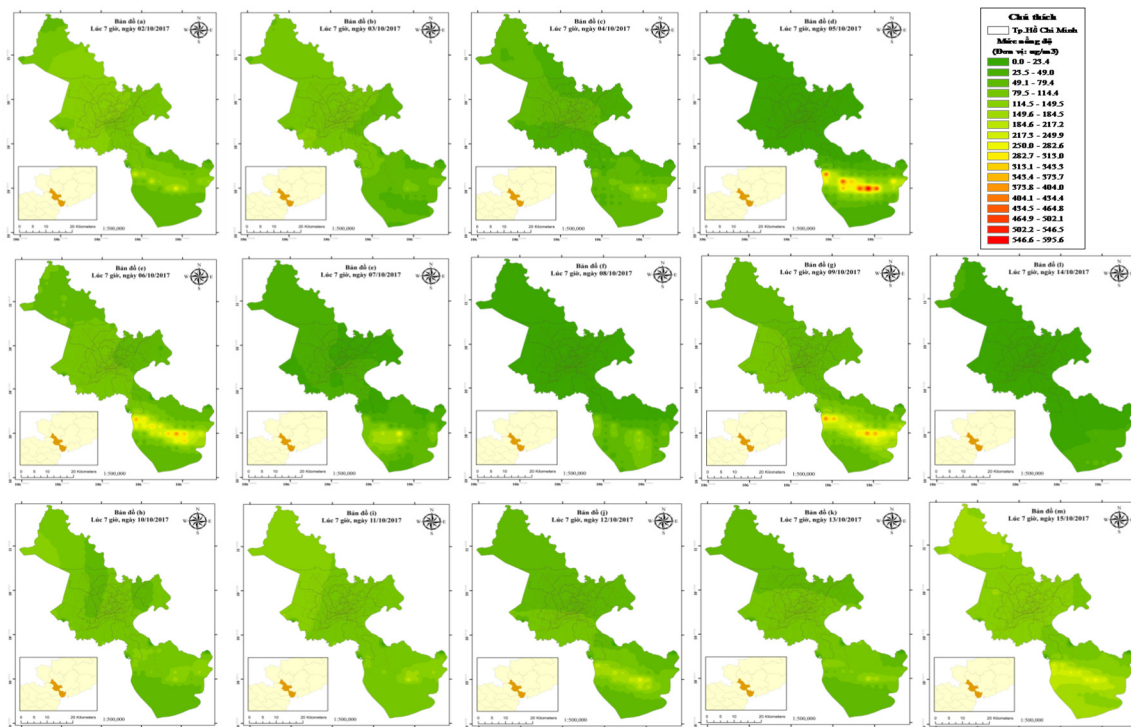
3.3. Mô phỏng ô nhiễm PM₁₀ tại Tp.HCM

Bản đồ phân bố bụi PM₁₀ tại khu vực nghiên cứu được xây dựng bằng công nghệ ArcGIS dựa trên kết quả chạy WRF/CMAQ, sau bước được hiệu chỉnh và kiểm định được thể hiện trên Error! Reference source not found., Error! Reference source not found.. Kết quả mô phỏng cho thấy khu vực có nồng độ PM₁₀ cao thường tập trung ở một số quận, huyện nội thành cũng như các huyện phía Nam của thành phố Hồ Chí Minh. Nồng độ PM₁₀ trung bình dao động từ 50,0–126,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tại các huyện Củ Chi, Hóc Môn và quận Bình Tân, Tân Phú, quận 9 là những khu vực có nồng độ thấp hơn từ 23,4–79,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Khu vực Cần Giờ, Bình Chánh,

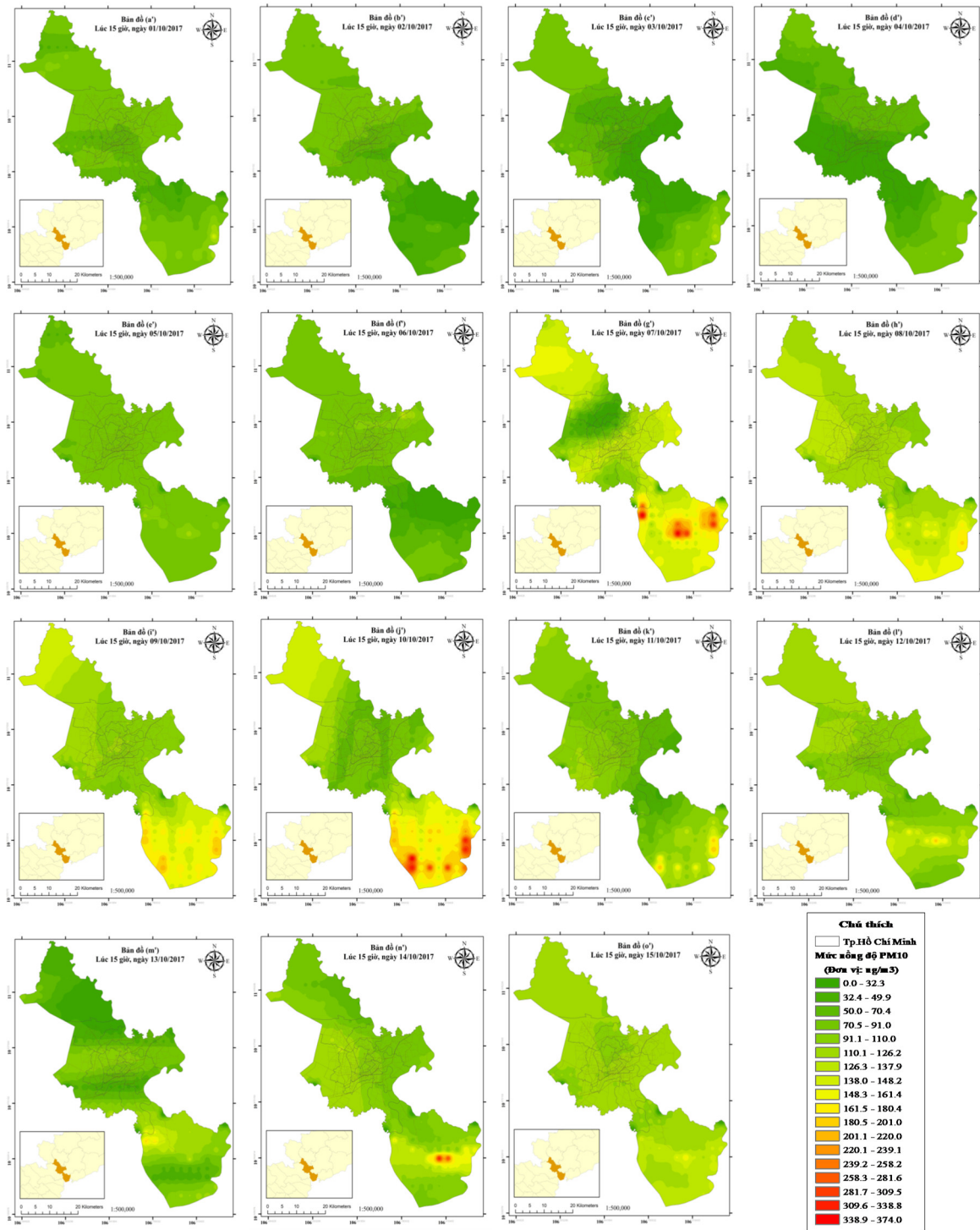
Nhà Bè lại có nồng độ PM₁₀ cao hơn so với các quận, huyện khác với nồng độ PM₁₀ trung bình dao động từ 110,1–148,2 μg/m³. Các quận huyện nội thành (gồm quận 1, quận 10, quận 3, quận 4 và quận 5) có nồng độ PM₁₀ đạt trung bình, dao động từ 32,3–91,4 μg/m³. Nồng độ PM₁₀ trung bình ngày dao động từ 71,6–98,9 μg/m³ và thấp hơn so với GHCP của QCVN 05:2013/BTNMT. Một số thời điểm như lúc 0h, 7h, 15h và 19h một số nơi tại huyện Cần Giờ có nồng độ PM₁₀ cao (> 250 μg/m³) do ảnh hưởng bởi sự lan truyền theo hướng gió chủ đạo của tháng 10 là từ Đông Bắc thổi xuống khu vực phía Tây Nam. Nồng độ bụi PM₁₀ phân tán theo diễn biến của các điều kiện khí tượng lớp biên trong 15 ngày nửa đầu tháng 10/2017 mô phỏng từ mô hình WRF đã được kiểm định.



Hình 6. Kết quả so sánh nồng độ PM₁₀ với số liệu thực đo của 04 trạm quan trắc (từ hình (a) đến hình (d)).



Hình 7. Bản đồ phân bố nồng độ bụi PM₁₀ do nguồn thải giao thông mô phỏng lúc 7 giờ, 1–15/10/2017, từ hình (a) đến hình (m).



Hình 8. Bản đồ phân bố nồng độ bụi PM₁₀ do nguồn thải giao thông mô phỏng lúc 15 giờ, 1–15/10/2017, từ hình (a') đến hình (o').

4 Kết luận

Bài báo này trình bày kết quả ứng dụng WRF/CMAQ mô phỏng ô nhiễm bụi PM₁₀ cho khu vực Tp.HCM, các kết quả chính của bài báo gồm:

Thứ nhất, thực hiện bước hiệu chỉnh và kiểm định mô hình WRF, dựa trên bộ số liệu thực đo tại 2 trạm trong khu vực nghiên cứu. Các thông số nhiệt độ, vận tốc gió và hướng gió được lựa chọn cho mục tiêu này. Kết quả trong Bảng 3 cho thấy yếu tố nhiệt độ và vận tốc gió có mức độ sai lệch giữa mô phỏng và thực đo đạt yêu cầu theo chỉ số RMSE (*root-mean-*

square deviation), R^2 , MB (Mean bias), nhiệt độ chênh lệch từ 1,35 đến 1,97°K, vận tốc gió từ 1,34 đến 1,7 m/s. Riêng hướng gió sai số lớn hơn, có độ chênh lệch từ 25 đến 160°.

Thứ hai, thực hiện các bước hiệu chỉnh và kiểm định kết quả chạy mô hình CMAQ dựa theo phương pháp đồng nhất dữ liệu. Bộ số liệu được sử dụng để hiệu chỉnh, kiểm định được thực hiện tại 04 trạm quan trắc giao thông trong khu vực nghiên cứu. Độ tin cậy mô phỏng bụi PM_{10} cho loại nguồn thải giao thông được đánh giá dựa trên các chỉ số thống kê cho thấy 02 trong số 04 trạm quan trắc có sự tương quan cao với $NSE > 0,7$ và trong số 02 trạm còn lại mức độ tương quan là có thể chấp nhận được $NSE > 0,5$.

Thứ ba, cũng là kết quả chính của nghiên cứu này, đã ứng dụng WRF/CMAQ mô phỏng chất lượng không khí PM_{10} cho toàn bộ khu vực Tp. HCM cho 15 ngày đầu tiên 1–15/10/2017. Kết quả đã được thể hiện dưới dạng bản đồ cho 2 thời điểm 7, 15h trên các Hình 7, 8 – các thời điểm có mật độ xe cộ tương đối đông đúc. Có thể thấy, sự phân tán nồng độ bụi PM_{10} trong khu vực chịu sự ảnh hưởng rất lớn bởi các yếu tố khí tượng lớp biên của thời điểm mô phỏng (hàng giờ) diễn ra trong ngày. Thời điểm nửa đầu tháng 10/2017 cho thấy có đến 80% các thời điểm hướng gió chủ đạo là hướng Tây và Tây Bắc với vận tốc cực đại có thời điểm đạt 3,2 m/s tác động trực tiếp đến hướng chuyển dịch của bụi PM_{10} . Nồng độ ô nhiễm có xu hướng phân tán, chuyển dịch mạnh từ các khu vực quận nội thành, trung tâm Tp. HCM như quận 1, quận 3, quận 4, quận 5, quận 10 và quận 11 sang các huyện ngoại thành của Tp. HCM gồm Cần Giờ, Bình Chánh, Nhà Bè dọc theo hướng gió Tây Bắc – Đông Nam trong suốt thời gian tính toán. Đồng thời, những thời điểm có nồng độ cao thường tập trung vào những giờ cao điểm như 7h, 8h, 15h và 19h đều là thời điểm phương tiện giao thông rất đông đúc.

Kết quả của đề tài là cơ sở cho các nghiên cứu tiếp theo như làm rõ tác động của phát thải giao thông đường bộ cũng như các yếu tố khí tượng tới sự phân bố các chất nguy hiểm, đặc biệt là PM_{10} , $PM_{2.5}$.

Đóng góp của tác giả: Xây dựng ý tưởng nghiên cứu, vạch ra sơ đồ viết bản nháp, chỉnh sửa bản thảo: B.T.L.; Xử lý số liệu, chạy mô hình WRF/CMAQ, viết bản thảo: N.C.M.D.; Xử lý GIS: N.H.P.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ một phần từ đề tài khoa học và công nghệ cấp Bộ 2017–2019 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.

Lời cam đoan: Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tập thể tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

Tài liệu tham khảo

1. Kouridis, C.; Gkatzoflias, D.; Kioutsoukis, I.; Ntziachristos, L.; Pastorello, C.; Dilara, P. Uncertainty estimates and guidance for road transport emission calculations. Publications Office of the European Union, 2010.
2. EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2019.
3. Donchenko, V.; Kunin, Y.; Ruzski, A.; Barishev, L.; Trofimenko, Y.; Mekhonoshin, V. Estimated Atmospheric Emission from Motor Transport in Moscow Based on Transport Model of the City. *Transp. Res. Procedia* **2016**, *14*, 2649–2658.
4. Lozhkina, O.V.; Lozhkin, V.N. Estimation of road transport related air pollution in Saint Petersburg using European and Russian calculation models. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* **2015**, *36*, 178–189.
5. Peng, T.; Ou, X.; Yuan, Z.; Yan, X.; Zhang, X. Development and application of China provincial road transport energy demand and GHG emissions analysis model. *Appl. Energy* **2018**, *222*, 313–328.
6. HEPA. Report 2020 air quality in Ho Chi Minh City. Ho Chi Minh city, Vietnam:

- Ho Chi Minh Environmental Protection Agency, 2020.
7. Beevers, S.D.; Kitwiroon, N.; Williams, M.L.; Carslaw, D.C. One way coupling of CMAQ and a road source dispersion model for fine scale air pollution predictions. *Atmos. Environ.* **2012**, *59*, 47–58.
 8. Luong, L.M.T.; Phung, D.; Dang, T.N.; Sly, P.D.; Morawska, L.; Thai, P.K. Seasonal association between ambient ozone and hospital admission for respiratory diseases in Hanoi, Vietnam. *PLoS One* **2018**, *13*, 1–15.
 9. CEM. Report on current status of environment in Ho Chi Minh City in Annual Report 2014–2019. Hochiminh Center for Environment and Analysis, 2019.
 10. Ho, B.Q.; Clappier, A.; François, G. Air pollution forecast for Ho Chi Minh City, Vietnam in 2015 and 2020. *Air Qual. Atmos. Heal.* **2011**, *4*, 145–158.
 11. Phung, N.K.; Long, N.Q.; Tin, N.V.; Phung, L.T. Study calculation and forecast PM 2.5 for Ho Chi Minh city. *Sci. Tech. Hydrometeorol. J.* **2018**, *695*, 1–7.
 12. Song, S.; Diao, M.; Feng, C.C. Individual transport emissions and the built environment: A structural equation modelling approach. *Transp. Res. Part A Policy Pract.* **2016**, *92*, 206–219.
 13. Carrese, S.; Gemma, A.; La Spada, S. An Emission Model to Compare Bus and Tramway Transport. *Procedia Soc. Behav. Sci.* **2014**, *111*, 1025–1034.
 14. Borge, R.; de Miguel, I.; de la Paz, D.; Lumbreras, J.; Pérez, J.; Rodríguez, E. Comparison of road traffic emission models in Madrid (Spain). *Atmos. Environ.* **2012**, *62*, 461–471.
 15. Department of Statistics Ho Chi Minh City. The Economic of Ho Chi Minh City and Key Economic Region of South Vietnam, Ho Chi Minh City, 2019.
 16. Department of Statistics Ho Chi Minh City–b, Part II: Actual situation of economic growth of Key Economic Region of South Vietnam in the period of 2010–2018. Ho Chi Minh City, 2019.
 17. Ho Chi Minh City Statistical Office. Ho Chi Minh City statistical Yearbook 2018, Ho Chi Minh City, 2019.
 18. Skamarock W C et., A Description of the Advanced Research WRF Version 3, NCAR TECHNICAL NOTE, 2008.
 19. Skamarock, W.C.; Klemp, J.B.; Dudhia, J.; Gill, D.O.; Barker, D.; Duda, M.G.; ... Powers, J.G. A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research, 2008.
 20. Powers, J.G.; Klemp, J.B.; Skamarock, W.C.; Davis, C.A.; Duhia, J.; Gill, D.O.; Coen, J.L.; Gochis, D.J.; Ahmadov, R.; Peckham, S.E.; Grell, G.A.; Michalakes, J.; Trahan, S.; Benjamin, S.G.; Alexander, C.R.; Dimego, G.J.; Wang, W.; Schwartz, C.S.; Romine, G.S.; Liu, Z.; Snyder, C.; Fei Chen, F.; Barlage, M.J.; Wei Yu, W.; Duda, M.G. The weather research and forecasting model: Overview, system efforts, and future directions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **2017**, *98*, 1717–1737.
 21. Adams, J.D. Reinterpreting evaluation classics in the modern age. *J. Contin. High. Educ.* **2001**, *49*, 14–22.
 22. NCAR. WRF 3.9 User's Guide **2017**, pp. 443.
 23. Byun, J.E.; Pleim, R.; Tang, T.; Bourgeois, A. Meteorology–Chemistry Interface Processor (MCIP) for Models–3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. In Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, D. W. Byun and J. K. S. Ching, Eds., U.S. Environmental Protection Agency Rep. EPA-600/R-99/030, 12–1–12–91.
 24. Byun, D.; Schere, K.L. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the models–3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.* **2006**, *59*, 51–76.
 25. Borge, R.; Lumbreras, J.; Pérez, J.; de la Paz, D.; Vedrenne, M.; de Andrés, J.M.;

- Rodríguez, M.E. Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). *Sci. Total Environ* **2014**, 466–467, 809–819.
26. Hu, J.; Wu, L.; Zheng, B.; Zhang, Q.; He, K.; Chang, Q.; Li, X.; Yang, F.; Ying, Q.; Zhang, H. Source contributions and regional transport of primary particulate matter in China. *Environ. Pollut.* **2015**, 207, 31–42.
27. Lang, J.; Zhou, Y.; Chen, D.; Xing, X.; Wei, L.; Wang, X.; Zhao, N.; Zhang, Y.; Guo, X.; Han, L.; Cheng, S. Investigating the contribution of shipping emissions to atmospheric PM_{2.5} using a combined source apportionment approach. *Environ. Pollut.* **2017**, 229, 557–566.
28. Isakov, V.; Irwin, J.S.; Ching, J. Using CMAQ for exposure modeling and characterizing the subgrid variability exposure estimates. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* **2007**, 46, 1354–1371.
29. Wang, F.; Chen, D.S.; Cheng, S.Y.; Li, J.B.; Li, M.J.; Ren, Z.H. Identification of regional atmospheric PM₁₀ transport pathways using HYSPLIT, MM5–CMAQ and synoptic pressure pattern analysis. *Environ. Model. Softw.* **2010**, 25, 927–934.
30. Compton, J.E.; Harrison, J.A.; Dennis, R.L.; Greaver, T.L.; Hill, B.H.; Jordan, S.J.; Walker, H.; Campbell, H.V. Ecosystem services altered by human changes in the nitrogen cycle: A new perspective for US decision making. *Ecol. Lett.* **2011**, 14, 804–815.
31. Koo, Y.S.; Kim, S.T.; Yun, H.Y.; Han, J.S.; Lee, J.Y.; Kim, K.H.; Jeon, E.C. The simulation of aerosol transport over East Asia region. *Atmos. Res* **2008**, 90, 264–271.
32. Koo, Y.S.; Kim, S.T.; Cho, J.S.; Jang, Y.K. Performance evaluation of the updated air quality forecasting system for Seoul predicting PM₁₀. *Atmos. Environ.* **2012**, 58, 56–69.
33. Jung, S.; Kang, H.; Sung, S.; Hong, T. Health risk assessment for occupants as a decision-making tool to quantify the environmental effects of particulate matter in construction projects. *Build. Environ.* **2019**, 161, 106–267.
34. Oh, H.R.; Ho, C.H.; Koo, Y.S.; Baek, K.G.; Yun, H.Y.; Hur, S.K.; Choi, D.R.; Jhun, J.G.; Shim, J.S. Impact of Chinese air pollutants on a record-breaking PMs episode in the Republic of Korea for 11–15 January 2019. *Atmos. Environ.* **2020**, 223, 117–262.
35. Kukkonen, J.; Härkönen, J.; Walden, J.; Karppinen, A.; Lusa, K. Evaluation of the CAR–FMI model against measurements near a major road. *Atmos. Environ.* **2001**, 35, 949–960.
36. Zilitinkevich, S. Transactions on Ecology and the Environment vol 2, © 1993 WIT Press, www.witpress.com, ISSN 1743–3541. *Trans. Ecol. Environ.* **1995**, 6, 54–60.
37. Berkowicz, R. OSPM – A Parameterised Street Pollution Model. *Environ. Monit. Assess.* **2000**, 65, 323–331.
38. Kurt, A.; Oktay, A.B.; Karaca, F.; Alagha, O. Artificial neural networks based modelling of carbon monoxide: Effects of spatial parameters. Information Technologies in Environmental Engineering, Proceedings of the 4th International ICSC Symposium Thessaloniki, Greece, May 28–29, 2009, 2009, 345–356.
39. Granier, C.; Darras, S.; van der Gon, H.D.; Jana, D.; Elguindi, N.; et al. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service global and regional emissions (April 2019 version). Copernicus Atmosphere Monitoring Service 2019, pp. 55.
40. Janssens-Maenhout, G.; Crippa, M.; Guizzardi, D.; Dentener, F.; Muntean, M.; Pouliot, G.; Keating, T.; Zhang, Q.; Kurokawa, J.; Wankmüller, R.; van der Gon, H.D.; Kuenen, J.J.P.; Klimont, Z.; Frost, G.; Darras, S.; Koffi, B.; Li, M. HTAP–v2.2: A mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution. *Atmos. Chem. Phys.* **2015**, 15, 11411–11432.

41. Sindelarova, K.; Granier, C.; Bouarar, I.; Guenther, A.; Tilmes, S.; Stavrou, T.; Müller, J.F.; Kuhn, U.; Stefani, P.; Knorr, W. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. *Atmos. Chem. Phys.* **2014**, *14*, 9317–9341.
42. Friberg, M.D.; Zhai, X.; Holmes, H.A.; Chang, H.H.; Strickland, M.J.; Sarnat, S.E.; Tolbert, P.E.; Russell, A.G.; Mulholland, J.A. Method for Fusing Observational Data and Chemical Transport Model Simulations to Estimate Spatiotemporally Resolved Ambient Air Pollution. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50*, 3695–3705.
43. Senthilkumar, N.; Gilfether, M.; Metcalf, F.; Russell, A.G.; Mulholland, J.A.; Chang, H.H. Application of a fusion method for gas and particle air pollutants between observational data and chemical transport model simulations over the contiguous United States for 2005–2014. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2019**, *16*.
44. Bui, L.T.; Nguyen, P.H. Integrated model for methane emission and dispersion assessment from land fills : A case study of Ho Chi Minh City , Vietnam. *Sci. Total Environ.* **2020**, *738*, 139865.

Application of WRF/CMAQ for PM₁₀ simulation from road traffic in Ho Chi Minh city

Duyen Chau My Nguyen^{1,2}, Phong Hoang Nguyen^{1,2}, Long Ta Bui^{1,2*}

¹ Ho Chi Minh City University of Technology; nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphongee407@gmail.com; longbt62@hcmut.edu.vn

² Vietnam National University Ho Chi Minh City; nguyenduyen91@hcmut.edu.vn; nhphongee407@gmail.com; longbt62@hcmut.edu.vn

Abstract: Results of roadside air quality monitoring in Ho Chi Minh City show that only in rarely cases, in January, March, July and October 2017, the average daily PM₁₀ concentration is close to the permissible limit of standards, most of the remaining cases are 73–96 µg/m³. In the context of particulate matter (PM) that can be transported over long distances, affecting public health, modelling remains one of the most economical options for assessing the extent to which it affects remote areas where there are no monitoring sites. This study applied the WRF/CMAQ coupled modelling system to assess spatial developments and trends over time, in the period October 1 to 15, 2017. The time is chosen when the PM₁₀ concentration has an exceptionally high concentration frequency. The novelty of this study compared to published papers is to use global emissions data as well as perform the calibration step according to the data fusion method between the monitoring results and simulation results to improve simulation quality. This approach allows to expand given study to other cities and regions in the context of limited monitoring data in Vietnam.

Keywords: Air Pollution; Road transport emission; Meteorology; PM₁₀; WRF/CMAQ.