309

低公害車の普及が都市大気環境に与える影響

Influence of the spread of low-emission vehicles on
atmospheric environment in urban area

○学 小澤卓也 (阪府大院) 正 安田龍介 (阪府大院)

正 吉田篤正 (阪府大院)

Takuya OZAWA, Osaka Prefecture University, Gakuen-cho 1-1, Naka-ku, Sakai, Osaka

Ryusuke YASUDA, Osaka Prefecture University

Atsumasa YOSHIDA, Osaka Prefecture University

In recent years, low-emission vehicles come into wide use. In this study, we estimated the influence of the spread of low-emission vehicles on atmospheric environment in Osaka area. We executed numerical simulations of photochemical air pollution by using WRF/Chem model under the typical mid-summer condition, and estimated the reduction amount of photochemical ozone concentration when all passenger cars were replaced by electric cars and all the power was generated by fossil-fuel power stations. The results show that the daily maximum concentration of ozone decreases in the most part of Osaka area, and the highly polluted area (above 100 ppb) is reduced by 25 % compared with current case. However, ozone concentration was not so much reduced, i.e. only 4 ppb at maximum.

Key Words: low-emission vehicles, numerical simulation, photochemical oxidant

1.はじめに

近年、自動車からの排気ガスが地球温暖化や大気汚染の問題の一因となっている。自動車が我々の日常生活や経済活動に深く関わっている今日の自動車社会において、社会の発展のために、自動車の環境負荷をいかに低減していくかが課題である。大気汚染の防止については、これまでに NO_x ・PM法の制定や排ガス規制の強化などにより汚染物質排出量は経年的に減少してきているが、その中で、従来のガソリン車に比べ低燃費で汚染物質の排出の少ないハイブリット車や電気自動車などのいわゆる低公害車の普及が進んでいる。我が国では「次世代自動車普及戦略(平成21年環境省)」^[1]や「次世代自動車戦略(平成22年経済産業省)」^[2]等において、環境性能に優れた自動車の普及目標が掲げられており、補助金や税制特例措置を設けるなど、その普及にむけて様々な施策が講じられている。日本における低公害車(燃料電池車・水素自動車・電気自動車・ハイブリッド自動車・プラグインハイブリッド車・天然ガス自動車)の普及台数は平成18年度391,417台であったのが平成23年度には2,107,086台と約5倍に増加しており、全乗用車(普通車・小型車・軽四輪車)の約4%をこれら低公害車で占める^{[3][4]}。中でも電気自動車は、2009年以降、量産化や一般向けの販売が開始されるなど、給電施設のインフラ整備が大きな課題ではあるものの、今後の普及に期待が寄せられている。

電気自動車は、走行中に CO_2 や窒素酸化物等の大気汚染物質を出さないが、一方で、使用に伴う電力需要の増加により、火力発電所等からの汚染物質排出量の増加を招くと予想される。したがって、自動車排ガスによる大気汚染の影響の大きい都市部では局所的な汚染濃度の低下をもたらすが、発電所からの排出量に転化される場合、高層煙突からの拡散により低濃度ではあるものの広範囲に及ぶ汚染濃度の増加を来すと考えられる。

本研究では都市大気環境、とりわけ光化学オキシダント(O_3)による大気汚染に着目する。光化学オキシダントの原因物質は、窒素酸化物と揮発性有機化合物(VOC)であり、その反応メカニズムにより比較的広範囲な地域に汚染をもたらすが、オキシダント濃度の最大レベルは都心部のような窒素酸化物濃度の高い地域ではVOC濃度に依存し、一方、郊外のような窒素酸化物濃度の低い遠隔地では、窒素酸化物濃度に依存することが知られている。

本研究では化学オキシダントの濃度に関して、電気自動車の普及がどのような影響を及ぼすのかを大気質モデルを組み込んだ数値気象モデルによるシミュレーションにより検討した。対象地域は大阪を中心とした地域である。

2. 数値モデルと使用データ

モデル計算にはメソスケール気象モデルに大気質モデルを組み込んだWRF/Chem v3.2.1^[5]を、光化学反応メカニズムとしてCarbon Bond Mechanismの一種であるCBM-Z^[6]を用いた。WRF(Weather Research and Forecasting model)は学術研究や気象予測に対応したメソスケール気象モデルであり、NCAR(米国国立大気気象センター)、OU(オクラホマ大学)、NCEP(米国海洋大気庁環境予測センター)、NOAA/FSL(米国海洋大気庁予報システム研究所)、AFWA(米国空軍気象局)などにより共同開発された。

初期条件および境界条件として用いた気象データは米国NECPで公開されている6時間毎のFNL全球グリッドデータ(解像度 $1^\circ \times 1^\circ$)である。標高および土地利用データには国土地理院の国土数値情報を使用した。人為起源排出源データとしてEA grid2000-Japan^[7]を植物起源排出源にはMEGAN v2.0^[8]を用いた。EAgrid2000-Japanは東アジア地域を対象に作成された汚染物質排出量推計データベースであるEAgrid2000を基に、日本国内領域でグリッドを詳細にし、対象発生源の拡大、対象汚染物質の拡張、推計手法の

改善が施されたものであり、水平解像度 $1\text{km} \times 1\text{km}$ で毎時のデータが月別にまとめられている。対象汚染物質は CO 、 CO_2 、 NH_3 、 NMVOC 、 NO_x 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 SO_2 であり、対象発生源は大規模燃焼発生源（発電所、廃棄物焼却、その他大規模燃焼施設）、小規模燃焼発生源（小規模燃焼施設、小規模廃棄物焼却施設、農業廃棄物野焼）、移動発生源（自動車排気管・蒸発・タイヤ・ブレーキ摩耗、船舶、航空機、建築・産業・農業機械）、 NMVOC 蒸発発生源（塗装、印刷、燃料蒸発、その他蒸発発生源）、アンモニア発生源（農業、人・ペット、その他 NH_3 発生源）である。

3. 解析方法

3.1 計算概要

計算条件を表1に、計算領域を図1に示す。計算領域は2段階のネスティングとし、広領域(Grid 1)は関西地域とその周辺領域、狭領域(Grid 2)は大阪を中心とした約 100km 四方を 2km 格子でカバーしている。なお、計算結果の解析には全て Grid 2 の値を用いた。

解析対象日は、夏季に大阪地域において高濃度 O_x が観測された2006年8月3日とした。この日は大阪府下に7つある光化学スモッグの発令地域のうち6つの区域（最南の泉南地区を除く）において13時から16時にかけて光化学スモッグ注意報が発令され、大阪中東部の藤井寺測定局において O_x 最高濃度 158 ppb が観測されている。計算は初期濃度を WRF/Chem の規定値（北半球の清浄大気）として2006年8月1日9時から開始し、39時間の予備計算の後、8月3日1時～24時までの1時間毎の値を評価の対象とした。

排出量データとして用いた EAgrid2000-Japan は2000年度を対象として推計されたものであるが、近年は自動車 NO_x ・PM 法等の規制に伴い NO_x 排出量が減少している。

Table 1 Calculation conditions

Parameters	Grid 1	Grid 2
Grid interval	6 km	2 km
Number of grids (E-W,N-S)	60×60	52×52
Grid center (Lat., Lon.)	(34.672°, 135.480°)	
Number of vertical layers	28	
Thickness of the lowest layer	57 m

Fig.1 Calculation domains

そこで NO_x の自動車起源排出量については、大阪府下の自排局における濃度低下率を参考に、2000年比で30%減少させたものを2006年度の NO_x の排出量と見なして用いた。

3.2 解析ケース

1) Case 0(現況)

EAgrid2000-Japan のデータに対し、2006年における NO_x 排出量の補正を行ったケースである。 O_x として観測される成分のほとんどはオゾン(O_3)であるため、ここではモデルで算出される O_3 濃度を O_x 濃度とみなして観測値との比較を行った。

2006年8月3日11時と14時における地上10mの風ベクトルと第1層における O_x 濃度分布を図3に示す。大阪中心部で多く排出された前駆物質が、光化学反応を伴いながら大阪湾からの海風により移流するため、大阪東部や南東部において特に高濃度の領域が生じている。

Fig.2 Horizontal distribution of wind vectors and O_3 concentration near the ground surface (2006/8/3 11:00LST)

Fig.3 Horizontal distribution of wind vectors and O_3 concentration near the ground surface (2006/8/3 14:00LST)

図4は大阪府下の3地点(図1参照)におけるOx観測値と計算値の時系列変化を比較したものであり、日中の濃度変化パターンと最大濃度のレベルがモデルにより良好に再現されていることがわかる。

Fig.4 Time series variations of Ox concentration
(circle: observation, line: calculation)

大阪府域の大気汚染常時監視局のデータ(気象観測局84点, Ox測定局19点)を対象に精度検証を行なった。統計指標として気象要素についてはMBE, MAE, RMSE, IAを, Ox濃度についてはOxモデルの評価のために一般に使用されるMNB, MNGEを用いた。

$$MBE = \overline{M} - \overline{O} \quad (1) \quad MAE = \overline{|M - O|} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\overline{|M - O|^2}} \quad (3)$$

$$IA = 1 - \frac{\overline{(M - O)^2}}{(\overline{|M - O|} + \overline{|O - M|})^2} \quad (4)$$

$$MNB = \overline{M/O} - 1 \quad (5) \quad MNGE = \overline{|M/O - 1|} \quad (6)$$

ここで, Mは大気最下層の計算値, Oは実測値, オーバーバーは全地点・時刻の平均を表す。なお, Ox濃度の指標であるMNGEについては, 既往評価の慣例にしたがい実測Ox濃度の1時間値が60ppb以上のデータのみを計算対象とした。結果を表2に示す。同表において井上ら^[9]がモデルの精度検証に用いたベンチマークを満たす値は太字で記している。風速がやや過大に評価されているものの, それ以外は全て基準値を満たしており, 再現性は良好といえる

2) ケース1(全自家用乗用車を電気自動車にした場合)

現在の大气汚染状況へ自動車排ガスの寄与がどの程度あるのかを調べるため, 全ての自家用乗用車が電気自動車になったとして, 走行中の自家用乗用車からの排出汚染物質が0とした場合をケース1とする。全自動車による排ガスのうち自家用乗用車が占める割合を, CO₂が50%, NMVOCが6.6%, NO_xが18%とし^{[10][11]}, これらを削減した。さらに, 自家用乗用車が全て電気自動車になった際に増加する発電量を火力発電所(大規模排出源)で賄う場合を考えた。

Table 2 Performance statistics for meteorological and ozone concentration predictions

Temperature		
MBE ($\leq \pm 0.5^\circ\text{C}$)	MAE ($\leq 2^\circ\text{C}$)	IA (≥ 0.8)
-0.31	0.99	0.94
Wind speed		
MBE ($\leq \pm 0.5 \text{ m/s}$)	RMSE ($\leq 2 \text{ m/s}$)	IA (≥ 0.6)
0.71	1.36	0.64
Ox concentration		
MNB ($\leq \pm 0.15$)	MNGE (≤ 0.30)	
-0.098	0.21	

() indicate benchmarks

現在関西圏で使用されている乗用ガソリン車が全車電気自動車に代わった場合の電力増加量x[kWh]は

$$x = AB$$

と表せる。ここで,

A: 関西圏における車の総走行距離[km]

B: 電気自動車の電費 (124 [Wh/km])^[13]

である。近畿圏の乗用車は7,824,886台(自家用, 営業用車に分かれるが営業用車が全体の0.4%程度のため全車自家用車とする)^[14]。実働率は39.33%, 実働1日1車あたりの平均走行距離が89.94 km^[15]であるから

$$A \cong 276 \times 10^6 \text{ [km]}$$

となり, 一日あたりの電力増加量は

$$x = 3.42 \times 10^7 \text{ [kWh]}$$

となる。関西圏での一日あたりの発電量は

$$E = 4.1 \times 10^8 \text{ [kWh]}^{[16]}$$

であるから電気自動車への乗り代えによる発電量の増加は

$$r = \frac{(E + x)}{E} = 1.08$$

程度である。以上より, 発電量増加に伴う発電所からの汚染物質増加量を8%として計算を行った。

図5はケース0とケース1での8月3日12時におけるNO_x排出量[mol/(km²h)]を示したものであり, 大阪都心部および府内の北部や東部の交通量の多い道路沿いで減少していることがわかる。

Fig.5 Distributions of NO_x emission at 1200LST; Left: Case0, Right: Case1.

4. 結果と考察

8月3日のケース0とケース1における第1層目の各グリッドにおけるオゾン濃度の日最高濃度を示したものを図6に示す。図6よりケース0に比べケース1は大阪北部の交通量の多い道路沿いや大阪南部で高濃度の地域が縮小している。

図7は、1層目におけるオゾンの日最高濃度が60-80, 80-100, 100-110 ppbの各階級にあるグリッド数を示したものである。電気自動車への代替により、全ての階級においてグリッド数が減少しているが、減少率は100 ppb以上の地域が25%と最も高く、80-100, 60-80 ppbの範囲ではそれぞれ9%, 1.6%と順に小さくなっている。各ケースの最大値はケース0と1ともに117 ppbであり変化はなく、最も濃度差が大きいグリッドでは約4 ppbの減少があった。

8月3日15時での各ケースの濃度差[ケース1-ケース0]を図8に示す。計算領域のほぼ全域で濃度の減少が見られるが、大阪府内東側の一部地域で2ppb以下のわずかな濃度の増加が生じている。この地域は、幹線道路を含む交通量の多い地域であることから、一次汚染物質である窒素酸化物(NO)の濃度低下によりタイトレーション効果の縮小によるものと考えられる。

Fig.6 Distributions of daily maximum O₃ concentration
Left: Case0, Right: Case1

Fig.7 Number of grid cells in each rank of O₃ concentration
Left: Case 0, Right: Case 1

Fig.8 Distribution of O₃ concentration difference (Case1-Case0)
at 1500LST

5. まとめ

全ての自家用乗用車が電気自動車になったと仮定しシミュレーションを行い、光化学オゾン濃度への影響を調べた。光化学反応で生成されるオゾン濃度に関しては、大阪郊外を中心にわずかに減少するものの、大きな濃度減少は生じないことがわかった。その要因としては、現在においても、これまでの排ガス規制により自家用乗用車から排出されるVOCの割合は全自動車排出のうち6.6%, NO_xは18%に過ぎないことが挙げられる。汚染物質の排出量に関して将来的には排ガス規制の強化や低公害車の普及を考えると、自家用車の占める割合はさらに低くなっていくと予想されるため、今後は自家用乗用車に比べ大気環境への負荷が大きいと考えられる大型貨物車などの低公害車化が与える影響について検討を行う。

参考文献

- [1] 環境省, 次世代自動車普及戦略, pp.151-161, (2009).
- [2] 経済産業省, 次世代自動車戦略, pp.2-16 (2010).
- [3] 環境省・経済産業省・国土交通省; 低公害車ガイドブック 2012, p.8 (2012).
- [4] 一般財団法人・自動車検査登録情報協会, 車種別保有台数表(2013).
- [5] Skamarock, W. C. et al.; NCAR TECHNICAL NOTE, NCAR/TN-475+STR (2008).
- [6] Zaveri R.A. et al.; J. Geophys. Res. D., 104, pp.30387-30415 (1999).
- [7] Kannari, A. et al.; Atmos. Environ., 41, pp.3428-3439 (2007).
- [8] Guenther, A. et al.; Atmos. Chem. Phys. Discuss., 6, pp.3181-3210 (2006).
- [9] 井上他; 大気環境学会誌, 45, 5, pp.183-193 (2010).
- [10] 国土交通省 HP 運輸部門別二酸化炭素排出量, 2013年5月10日現在: <http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/index.html>
- [11] 国立環境研究所, 環境儀 vol.5-VOC-揮発性有機化合物による都市大気汚染, pp.2-3 (2002).
- [12] 大阪府環境農林水産部環境管理室交通環境課, 平成23年度における自動車排出窒素酸化物等の排出状況について, pp.3-5, (2012).
- [13] 日産リーフ主要緒元/環境仕様書(2011).
- [14] 一般財団法人・自動車検査登録情報協会, 都道府県別・車種別保有台数表(2013).
- [15] 国土交通省, 平成22年度自動車輸送統計, 自動車燃料消費量統計年報(2010).
- [16] 関西電力 HP, 電力需給状況, 2012/7/11 現在: <http://www.kepco.co.jp/setsuden/graph/index.html>