山岳道路車両規制が与える大気汚染物質濃度への影響と 近隣森林内大気への影響の解明

和田龍一¹・神林学¹・高梨聡²・深山貴文²・ 中野隆志³・谷晃⁴・米村正一郎⁵・松見豊⁶ (2015年10月31日受付 2016年1月29日受理)

Investigations of Effects of Traffic Control to Nitrogen Oxides on the Fuji Mountain Road and of Atmosphere in Forest Site near the Road

Ryuichi WADA¹, Manabu KANBAYASHI¹, Satoru TAKANASHI², Takafumi MIYAMA², Takashi NAKANO³, Akira TANI⁴, Seiichiro YONEMURA⁵, Yutaka MATSUMI⁶

要 旨

富士山 5 合目から約 5 km 下った路傍駐車場において、窒素酸化物濃度とオゾン濃度を 2013 年 7 月中旬から 9 月上旬にかけて計測した。車両規制期間外に比べて車両規制期間内のほうが、窒素酸化物濃度が高く、2012 年に繁忙期に渋滞が発生する地点にて観測された結果と異なる結果となった。普通車両 1 台あたりの NO 濃度への寄与は 0.03 ± 0.05 ppb、大型車両 1 台あたりの NO 濃度への寄与は 0.45 ± 0.08 ppb と大型車による寄与がほとんどを占めており、本研究にて観測された車両規制期間内に窒素酸化物濃度が上昇する原因は、車両規制に伴い、大型車両が増加するためであることが明らかとなった。富士山の大気環境保全には車両通行規制の実施に加え、観光バスなど大型車両については、ディーゼル重量車の NO_x 規制値に適合した車両のみを通行させることが有効であることが示唆された。道路中心から森林内部に入った地点の窒素酸化物とオゾン濃度の観測を行った。 NO_x NO $_x$ はともに沿道で高く、森林内部に進むにつれて濃度が減少する傾向を示した。 $_x$ 没した大気ボックスモデル計算との比較により観測結果を解析した。その結果、昼間道路から森林に向かう風向の場合、窒素酸化物の拡散損失が起こるとともに、道路近隣森林内の $_x$ は、 $_x$ 以の $_x$ との消失反応により森林内部に進むにつれて濃度が減少し、その後周囲からの空気により $_x$ 温度が回復する様子が明らかとなった。

キーワード:大気、窒素酸化物、オゾン、富士山、山岳道路

Key words: atmosphere, nitrogen oxides, ozone, Mt. Fuji, mountain road

I はじめに

窒素酸化物の主な排出源は自動車排ガスであり、 大気化学反応によりオゾンや硝酸を二次生成する。 オゾンは人の健康や植物生長に悪影響をあたえ、硝 酸は酸性雨を引き起こす原因物質の一つである。窒 素酸化物濃度をさまざまな地域で観測することは、 人に対する健康リスクを削減し、自然環境を保全 する上で重要である(秋元ほか 2002; 小池 2008; vanLoon et al. 2011)。自動車排出ガスに対する自 然保護を目的として、日本国内の国立および国定公

1. 帝京科学大学 2. 森林総合研究所

3. 山梨県富士山科学研究所 4. 静岡県立大学

5. 農業環境技術研究所 6. 名古屋大学

Corresponding author: Ryuichi WADA E-mail: wada@ntu.ac.jp

園では上高地、乗鞍岳などで車両入場規制が実施されている。上高地では、年間を通してバスなど公共交通機関を除く車両入場規制が実施され、樹木の衰退について調べられた(尾関ほか 2006)。海外の国立公園では、自家用車の影響調査を目的に、公園内部でのオゾンや窒素酸化物の濃度が観測されている(Bytnerowicz et al. 2002)。カナダの Cape Breton Highlands 国立公園では、勾配の大きな道路が存在する谷間で窒素酸化物濃度が高いことが(Gibson et al. 2013)、米国の Yellowstone 国立公園では、スノーモービルから排出される大気汚染物質濃度の日変化が明らかにされた(Bishop et al. 2001; Zhou et al. 2010)。

富士箱根伊豆国立公園の中心をなす富士山には五 合目まで続く山岳道路があり、富士山を訪れる観 光客にとって便利な道路である。多くの観光客が山 岳道路を利用することから、繁忙期には激しい交通 渋滞が起こる。その際、窒素酸化物が車両から排出 され、富士山周辺の大気を汚染している可能性が考 えられる。富士山は平成25年度に世界文化遺産に 登録され、今後さらに観光客の増大が予想されるこ とから、社会経済的影響とともに(山口ほか 1992; Bonnieux et al. 2001; White et al. 2007)、環境保 全の視点から山岳道路の車両通行規制の効果に対す る検証が重要である。2012年に富士山五合目から 1.7km 下った、繁忙期に渋滞が起こる地点にて、窒 素酸化物濃度の観測が実施され、車両通行規制によ り、約60%の窒素酸化物が減少したことが明らか となった (和田ほか 2013)。しかしながら繁忙期に 渋滞が起こらない地点での車両通行規制の効果は不 明であった。さらに車両から排出された窒素酸化物 や熱が、道路近隣の森林内部の窒素酸化物濃度、オ ゾン濃度、温度、湿度に影響を与え、その結果、森 林生態系が影響を受けている可能性が考えられるも のの、山岳道路が近隣の森林大気へ与える影響に関 する研究例は少ない (Gibson et al. 2013)。本研究 では、車両通行規制による大気汚染物質の濃度変化 とその原因を解明し、さらに山岳道路から排出され た大気汚染物質が森林大気に与える影響の知見を得 ることを目的に、繁忙期に交通渋滞の起こらない富 士山五合目から 5 km 下った路傍駐車場およびその 近隣森林内で窒素酸化物濃度とオゾン濃度を計測し た。



図1 富士山5合目から約5km下った山岳道路沿道の観測地(左: 黒線が富士山山岳道路、丸印が観測地を示す)、 観測地の写真(右:五合目方面から四合目方面に向かって の写真、写真右の車両が本観測に用いた計測車両)および 観測地の概要(下)

駐車場

Ⅱ 研究方法

5合目

1 観測地

観測は、富士山五合目から約5km下った山岳道路路傍駐車場およびその近隣森林内(北緯35°38′89″東経138°70′62″)である。道路は五合目へ向けて東の方角に伸びており、観測地は道路の北側に位置する。道路近隣森林の樹木はカラマツ、コメツガ、シラビソが主であり、観測地は1000年程前の火口付近で、スパターが堆積している。観測地を図1に示す。

2 観測方法:富士山山岳道路沿道における観測

富士山山岳道路沿道における窒素酸化物の観測は 2013年7月中旬から9月上旬にかけて実施した。 2013年の車両通行規制期間は7月12日-7月15 日、7月26日-7月28日、8月2日-8月25日 であった。車両通行規制期間中は一般車両の進入は 規制されるが、観光バス・路線バス・タクシーと いった公共性の高い車両は、通行が可能である。窒 素酸化物の計測は、計測車両の内部に設置した化学 発光分析装置 (Thermo Fisher Scientific、model 42i-TL) を用いた。オゾン濃度の計測は紫外吸収 分析装置 (Thermo Fisher Scientific、model 49i/J) を用いた。大気は車両の屋上 (地上から 4.5 m、道 路中央から10 mの位置) に設置した取り込み口 からPFA 製チューブ (外径 1/4 インチ) を通っ て、車両内部の分析装置へ供給した。分析装置を稼 働させるための電力は、山梨県道路公社が施設の電 力供給に使用している発電機から供給した。風向と 風速の計測はプロペラ式風向風速計 (英弘精機:

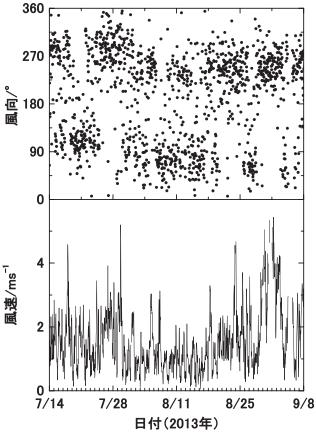
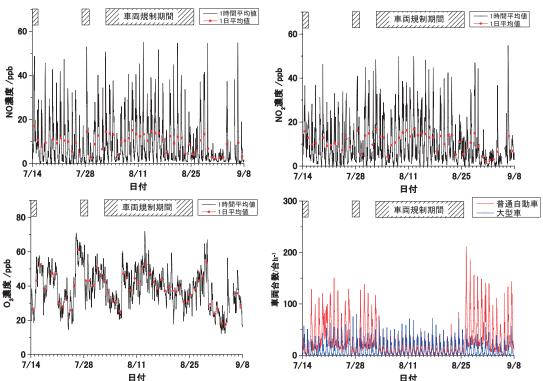


図 2 富士山山岳道路沿道(五合目から約 5 km 下った地点)における風向(上)と風速(下)

P45940EKO) を用いた。車両台数は、富士山山岳 道路入口にて山梨県道路公社が調査した、1時間毎 のデータを使用した(山梨県道路公社富士山有料道 路管理事務所管理データ)。車両台数は入場時の計 測であり、入口から観測地点までの走行距離は27.8 km、入口から観測地点までの走行時間は約30分で ある。

3 観測方法: 道路近隣森林内における観測

富士山山岳道路近隣森林内における観測は 2013年 10月23日から11月6日の15日間、実施した。道路の中心から森林内に20 m、30 m、40 m 入った地点に観測ポールを設置し(高さ2 m、道路中心から沿道までは10 m)、それぞれの地点にて温度、湿度、風速を計測した。森林と道路は擁壁(高さ2 m、道路中心から擁壁まで14 m)によって分けられており、森林のほうが道路よりも高い位置にある。計測した温度と湿度から飽差を求めた。森林内部の窒素酸化物とオゾン濃度は、観測ポールに設置した取り込み口から大気を取り込み、PFA 製チューブ(外径1/4インチ)を通って、車両内部の分析装置へ供給し、沿道を含む4か所からの大気を電磁バルブで



Bff 図 3 富士山山岳道路沿道 (五合目から約 5 km 下った地点) における窒素酸化物濃度 (NO:左上, NO $_2$:右上)、オゾン濃度 (左下)、および車両台数(右下)

上部の斜線は車両規制期間を示す。NO、NO $_2$ 、O $_3$ 濃度の黒線は 1 時間平均値、赤丸は 1 日平均値を示す。車両台数では、赤が普通車、青が大型車を示す。

表 1 規制期間内外における窒素酸化物濃度 (NO, NO₂), オゾン濃度と車両台数

	車両規制期間外*	車両規制期間内*
[NO] /ppb	7.6	11.0
$[\mathrm{NO}_2]$ /ppb	9.0	12.2
$\left[\mathrm{O}_{3} ight]$ /ppb	31	39
普通車両台数 /台 時-1	51.1	12.5
大型車両台数 /台 時 1	9.1	13.3

*車両規制期間外: 7/16-7/24 7/29-8/1 8/26-9/3 9/6-9/7 車両規制期間内: 7/14 7/26 8/3-8/24 各合計 24 日間

流路を切り替えることで計測した。各地点の大気サンプリング時間は5分とし、4地点で1サイクル合計20分とした。チューブ内のサンプルが入れ替わる時間と観測装置が安定する時間を考慮して、バルブが切り替わってから2分30秒後からの2分間のデータを観測値として用いた。風向および日射量は沿道の計測車両にて計測した。

Ⅲ 結果と考察

1 沿道観測結果

富士山山岳道路沿道における風速、風向を図2に示す。観測期間中、最大風速は5.4 m s⁻¹、平均風速は1.8 m s⁻¹であった。風向は北を0°、時計回りに1周を360°として方向を示した。道路沿いに吹く東西の風を多く観測した。昼間は山麓から吹きあげる風、夜間は吹き下ろす風が吹くことから、昼間に山岳道路は山麓に位置する市街地の影響を受ける可能性があるものの(和田2014)、本観測では、昼間風向と窒素酸化物濃度、オゾン濃度に明瞭な差はみられなかった。

富士山山岳道路沿道における車両台数(普通車台数、大型車台数)と NO, NO₂ および O₃ の観測結果を図 3 に示す。 NO、 NO₂ 濃度は、昼間に高く、夜間に低い、車両台数に伴う日変化を示した。

車両規制期間内外における NO、NO $_2$ 、O $_3$ の平均値を表 1 に示す。ここで車両規制期間外は、7/16 -7/24, 7/29 -8/1, 8/26 -9/3, 9/6 -9/7 の合計 24 日間、車両規制期間内は、7/14, 7/26, 8/3 -8/24 の合計 24 日間である。NO 濃度は車両規制期間外では、7.6 ppb、規制期間内では、11.0 ppb であった。NO $_2$ 濃度は規制期間外、規制期間内でそれぞれ 9.0 ppb、12.2 ppb、O $_3$ 濃度は、31 ppb、39 ppb であった。結果を表 1 に示す。車両規制期間外に比べて車両規制期間内のほうが、窒素酸化物濃度が高く、2012 年に観測された結果(和田ほか 2013)と

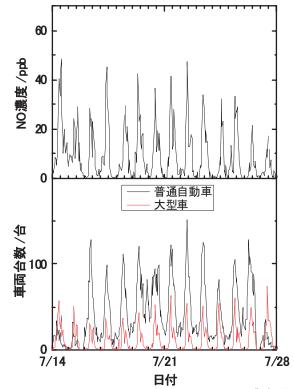


図4 7月14日から7月28日におけるNO濃度(上) と車両台数(下)

表 2 重回帰分析による NO 濃度の普通車両と大型車両に よる寄与

	普通車両	大型車両
車両1台あたりの NO濃度への寄与/ppb 台 ⁻¹	-0.03 ± 0.05	0.45 ± 0.08

決定係数は 0.25、1%の水準で有意

異なる結果となった。車両規制期間内外の夜間 0 時から 3 時までの NO、 NO_2 、 O_3 濃度の平均値は 1.8 ppb、 3.8 ppb、 40 ppb であった。夜間における車両規制内外で窒素酸化物濃度とオゾン濃度に明瞭な違いはなかった。

NO 濃度と大型車両台数の拡大図 (7/14 - 7/28) を図4に示す。普通車両と大型車両はほぼ同様の日内変化を示しているが、7/20の車両台数と NO 濃度に注目すると、NO 濃度の時間変化は普通車両ではなく、大型車両にのみ類似した。

観測した大気 NO 濃度は、普通車両と大型車両の両方から排出された NO 濃度の影響を受けることから、普通車両と大型車両の寄与を区別して見積もることを目的に、NO 濃度の重回帰分析を行った。重回帰分析では、説明変数を NO 濃度、目的変数を普通車両台数と大型車両台数とした。分析結果を表2に示す。普通車両1台あたりの NO 濃度への寄与は

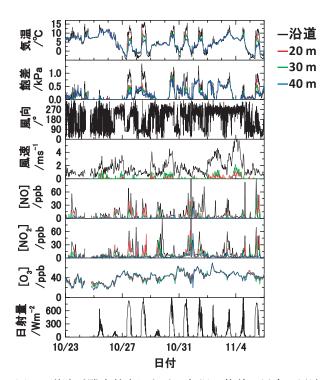


図 5 道路近隣森林内における気温、飽差、風向、風速、NO 濃度、NO₂ 濃度、O₃ 濃度、日射量の観測結果 黒が沿道(道路中央から $10~\mathrm{m}$)、赤が $20~\mathrm{m}$ 、緑が $30~\mathrm{m}$ 、青が $40~\mathrm{m}$ の地点の観測結果を表す。

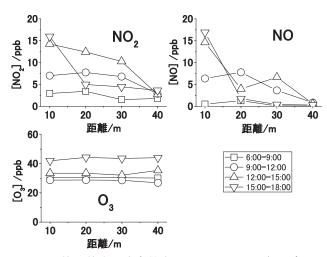


図 6 沿道と道路近隣森林内における昼間 3 時間ごとの NO₂、NO、O₃ 濃度の変化 横軸の距離は道路の中心からの距離を示す。

 -0.03 ± 0.05 ppb、大型車両 1 台あたりの NO 濃度への寄与は 0.45 ± 0.08 ppb と得られた (決定係数: 0.25、1% の水準で有意)。本観測地では、普通車両による NO 濃度への寄与は非常に小さく、大型車による寄与がほとんどを占めていることが明らかとなった。普通車両は規制期間外と期間内で 51.1 台

/時から 12.5 台 / 時へと減少しているのに対し、大型車両は、規制期間外の 9.1 台 / 時から規制期間内の 13.3 台 / 時と約 40% 増加した。大型車両と普通車両の 1 台あたりの NO_x 排出量は、様々な走行速度でも 100 倍程度大型車が乗用車よりも多いという調査結果とも一致した(環境省環境管理局 2015)。

本研究にて観測された車両規制期間内に窒素酸化物濃度が上昇する原因は、車両規制に伴い、大型車両が増加するためであることが明らかとなった。観測地前の道路が、傾斜が大きく、幅広の直線である立地条件が影響したと考えられた。特に車齢の古い大型車両は、新しい大型車両に比べて多くの窒素酸化物を排出することから(1994年に施行された窒素酸化物排出量の規制値を1とした場合、2009年に施行された規制値は0.12)(鈴木ら2014)富士山の大気環境保全には、車両通行規制に加え、観光バスなど大型車両については、ディーゼル重量車のNOx規制値に適合した車両のみを通行させることが有効であることが示唆された。

2 森林内観測結果

森林内における気温、飽差、風向、風速、NO 濃度、 NO_2 濃度、 O_3 濃度、日射量の観測結果を図 5 に示す。ここで黒が沿道(道路中央から 10~m)、赤が 20~m、緑が 30~m、青が 40~m の地点の観測結果を表す。昼間沿道での気温が高く、森林内部に進むにつれて、気温は低くなった。気温と飽和水蒸気圧の関係から、飽差の場所による差異は、気温の差異よりも顕著であり、沿道で森林内部の 2~e を超える時間帯もあった。風速は沿道で高く、森林内で低かった。このように沿道付近の樹木は、乾燥空気と強い風という蒸散を促進する乾燥ストレスに曝されていると推測される。

NO、 NO_2 、 O_3 の昼間 (6:00-18:00) 3 時間ごとの 平均値を図 6 に示す。NO、 NO_2 はともに沿道で高く、 森林内部に進むにつれて濃度が減少する傾向を示した。朝 (6:00-9:00) は NO、 NO_2 ともに濃度は低く、 昼間になるにつれて濃度が上昇した。風向きによる 窒素酸化物とオゾン濃度の森林内部の変化を調べた。 解析結果を図 7 に示す。昼間道路から森林に向かって風が吹いた場合 (a)、NO と NO_2 濃度は沿道で高く、 森林内部に入るにつれて、濃度が低くなる傾向を示した。 O_3 濃度も明瞭ではないが、同様に減少する傾向を示した。車両台数が少なく、沿道の窒素酸化物濃度 が低い夜間に、道路から森林に向かって風が吹いた場

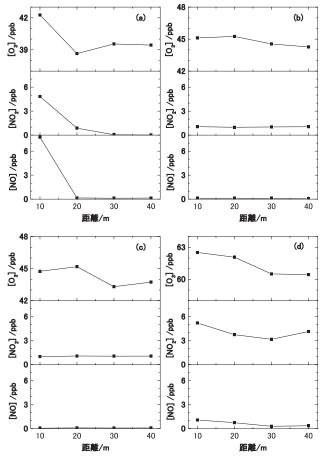


図 7 風向きによる道路近隣森林内の NO、NO $_2$ 、 O_3 濃度 1 サイクル(20 分)の計測

(a): 昼間道路から森林へ向かって風が吹く場合、(b): 夜間道路から森林へ向かって風が吹く場合、(c): 昼間森林から道路へ向かって風が吹く場合、(d): 夜間森林から道路へ向かって風が吹く場合

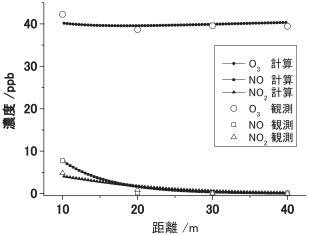


図8 道路近隣森林内部のオゾン濃度変化の計算結果(昼間道路から森林へ向かって風が吹く場合)

合 (b)、距離による NO, NO₂, O₃ 濃度の大きな変化はなかった。森林から道路に向かって風が吹く場合 (c, d)、昼夜ともに森林内部の NO, NO₂, O₃ 濃度の大きな変化はなかった。

窒素酸化物濃度が高く、道路から森林に向かって 風が吹いた場合(図 7(a))の森林内部の距離ごとに おけるオゾン濃度の変化を拡散損失を含むボックス モデル(Braun et al. 1988)により計算した。反応 は (1) - (3) を考慮した。(1) の反応速度定数は、 気温 20°Cにおける 1.80×10^{14} cm³ molecule¹ s¹ (Atkinson et al. 2004)を用いた。沿道での風速の 観測値と反応時間から距離を算出した。(2)、(3)の反応はほとんど影響しないことがわかった。

$$O_3 + NO \rightarrow O_2 + NO_2$$
 (1)

$$NO_2 + hv \rightarrow NO + O$$
 (2)

$$O + O_2 + M \rightarrow O_3 + M$$
 (3)

計算結果を観測値と合わせて図8に示す。窒素酸化物濃度が高く道路から森林に向かって風が吹く場合、窒素酸化物の拡散損失が起こるとともに、道路近隣森林内の O_3 は、NOとの消失反応により森林内部に進むにつれて濃度が減少し、その後周囲からの空気により O_3 濃度が回復する様子が明らかとなった。昼間道路から森林に向かって吹く風の割合は15%であった。

IV 結言

富士山5合目から約5 km下った路傍駐車場およびその近隣森林内において、窒素酸化物濃度とオゾン濃度を計測した。車両規制期間外に比べて車両規制期間内のほうが、窒素酸化物濃度が高く、2012年に観測された結果と異なる結果となった。この原因は、車両規制に伴い、大型車両が増加するためであることが明らかとなった。本観測地のような立地条件を持つ地点は富士山山岳道路に点在していることから、富士山の大気環境保全には、車両通行規制に加え、観光バスなど大型車両については、ディーゼル重量車のNOx規制値に適合した車両のみを通行させることが有効であることが示唆された。

NO、 NO_2 はともに沿道で高く、森林内部に進むにつれて濃度が減少する傾向を示した。森林内部のNO、 NO_2 、 O_3 濃度の森林内での変化を大気拡散を考慮したボックスモデルにより計算した。昼間道路から森林に向かう風向の場合、窒素酸化物の拡散損失が起こるとともに、道路近隣森林内の O_3 は、NO との消失反応により森林内部に進むにつれて濃度が

減少し、その後周囲からの空気により O_3 濃度が回復する様子が明らかとなった。

V 謝辞

本研究は、山梨県道路公社および公益財団法人粟 井英朗環境財団「調査研究事業」の支援により実施 された。山梨県道路公社富士山有料道路管理事務所 渡邊清規主査、藤江昇太技師より観測作業に関する 助言を頂いた。記して謝意を表する。

VI 引用参考文献

- 秋元肇,河村公隆,中澤高清,鷲田信明 (2002) 対流 圏大気の化学と地球環境.学会出版センター,東京,pp. 61-87
- Atkinson R Baulch DL Cox RA Crowley JN Hampson RF Hynes RG Jenkin ME Rossi MJ Troe J (2004) Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Volume I - gas phase reactions of Ox, HOx, NOx and SOx species. Atmospheric Chemistry and Physics 4: 1461-1738
- Gibson MD, Heal MR, Li Z, Kuchta J, King GH, Hayes A, Lambert S (2013) The spatial and seasonal variation of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in Cape Breton Highlands National Park, Canada, and the association with lichen abundance. Atmospheric Environment 64: 303-311
- Bishop GA, Morris JA, Stedman DH (2001) Snowmobile contributions to mobile source emissions in Yellowstone national park. Environmental Science & Technology 35: 2874-2881
- Bonnieux F, Rainelli P (2001) Contingent Valuation Methodology and the EU Institutional Framework. Bateman IJ, Willis KG (eds) Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and developing Countries, Chapter 17. Oxford University Press, London, pp. 585-612
- Braun W, Herron JT, Kahaner DK (1988) Acuchem: a computer program for modeling complex chemical reaction systems. Internal Journal of Chemical Kinetics 20: 51-62

- Bytnerowicz A, Tausz M, Alonso R, Jones D, Johnson R, Grulke N. (2002) Summer-time distribution of air pollutants in Sequoia National Park, California. Environmental Pollution 118: 187-203
- 環境省環境管理局数理計画編 (2015) 自動車排出ガス原単位及び総量算定検討調査.報告書平成 26年度,第5章 自動車排ガス原単位及び総量算定調査.pp. 262-278
- 小池真 (2008) 今後の日本の大気化学研究. 日本学術会議 IGAC 小委員会記録文書. pp. 79-81
- 尾関雅章,大塚孝一(2006)上高地公園線周辺の森林 植生および樹木衰退状況.長野県環境保全研究 所研究報告 2:69-74
- 鈴木央一 (2014) ディーゼル重量車における排出ガス規制と対応技術の推移. 日本マリンエンジニアリング学会誌 49: 74-79
- vanLoon GW, Duffy SL (2011) Environmental Chemistry. Oxford University Press, London, pp. 73-102
- White DD (2007) An interpretive study of Yosemite National Park visitors' perspectives toward alternative transportation in Yosemite Valley. Environmental Management 39: 50-62
- 和田龍一,織田風,假屋美央,中井裕一郎,高梨聡,中野隆志,米村正一郎,児玉直美,谷晃,遠藤一浩(2013)富士山山岳道路沿道における車両通行規制に伴う窒素酸化物の濃度変化.大気環境学会誌 49: 218-223
- 和田龍一(2014) 富士山山岳道路における大気汚染物質. 化学と教育 62: 288-289
- 山口誠, 鯉江康正, 石川隆司 (1992) 自動車交通による環境変化が地域社会経済に与えるインパクトの軽量経済学的分析. 地域学研究 22: 1-17
- Zhou Y, Shively A, Mao H, Russo RS, Pape B, Mower RN, Talbot R, Sive BC (2010) Air toxic emissions from snowmobiles in Yellowstone National Park. Environmetal Science & Technology 44: 222-228