



Title	自動車走行時の環境経由の負荷による健康リスクの評価に関する研究
Author(s)	岡崎, 祐樹
Citation	大阪大学, 2025, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://doi.org/10.18910/101479
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

<https://ir.library.osaka-u.ac.jp/>

The University of Osaka

博士学位論文

自動車走行時の環境経由の負荷による
健康リスクの評価に関する研究

岡 崎 祐 樹

2024年11月

大阪大学大学院工学研究科
環境エネルギー工学専攻

論文目次

論文目次	i
図目次	iv
表目次	v
略語一覧	vi
第1章 序論	1
1. 1 自動車の拡大と環境問題の顕在化	1
1. 2 自動車に由来する環境問題の現状	2
1. 3 自動車に由来する環境問題の課題	6
1. 3. 1 自動車騒音による身体的健康影響	6
1. 3. 2 交通量の減少によるオゾンの増加	11
1. 4 地球温暖化を踏まえたこれからの自動車交通のあり方	14
1. 5 今後の自動車交通により想定される将来的な環境問題	15
1. 6 本研究の目的	17
1. 7 本論文の構成	18
参考文献	19
第2章 自動車騒音による身体的健康影響に対するリスクの評価手法の構築	25
2. 1 緒言	25
2. 2 方法	25
2. 2. 1 対象地域の選定	25
2. 2. 2 自動車騒音の予測	26
2. 2. 2. 1 自動車騒音の予測: A 特性音響パワーレベル	27
2. 2. 2. 2 自動車騒音の予測: A 特性音圧レベル	27
2. 2. 2. 3 自動車騒音の予測: 単発騒音曝露レベル	28
2. 2. 2. 4 自動車騒音の予測: 等価騒音レベル	28
2. 2. 3 騒音曝露人口の推計	29
2. 2. 4 自動車騒音による健康リスクの評価	29
2. 2. 4. 1 自動車騒音による健康リスク: 虚血性心疾患	29
2. 2. 4. 2 自動車騒音による健康リスク: 高度の睡眠妨害	32
2. 2. 5 大気汚染物質によるリスクとの比較	33
2. 3 結果と考察	35
2. 3. 1 自動車騒音の予測	35
2. 3. 2 騒音曝露人口の推計	37
2. 3. 3 自動車騒音による健康リスクの評価	38
2. 3. 3. 1 自動車騒音による健康リスク: 虚血性心疾患	38
2. 3. 3. 2 自動車騒音による健康リスク: 高度の睡眠妨害	38
2. 3. 4 大気汚染物質によるリスクとの比較	40

2.3.5	シナリオ別の健康リスクの比較	40
2.4	結言	42
	参考文献	43
第3章	NO₂排出量減少時のO₃濃度の推定及び健康リスクの評価手法の構築	45
3.1	緒言	45
3.2	二酸化窒素(NO ₂)の減少によるオゾン(O ₃)濃度増加のメカニズム	45
3.3	方法	47
3.3.1	対象地域の選定	47
3.3.2	大気モデルによる化学物質濃度の推定	47
3.3.2.1	排出シナリオの設定	47
3.3.2.2	気象条件の設定	48
3.3.3	対象地域における交通量変化率の推定	52
3.3.4	オゾン(O ₃)による健康リスク	53
3.3.5	二酸化窒素(NO ₂)による健康リスク	55
3.4	結果と考察	55
3.4.1	モデルの検証	55
3.4.2	大気モデルによる濃度の推定	56
3.4.3	各シナリオ間での濃度の比較	59
3.4.4	各シナリオにおける健康リスクの評価	61
3.5	結言	62
	参考文献	63
第4章	ブレーキ摩耗に由来する非排出ガスによる将来的な環境影響に関する予測	67
4.1	緒言	67
4.2	方法	67
4.2.1	今後の自動車新車販売台数の想定	68
4.2.2	ブレーキパッド中の銅及びアンチモンの含有率の予測	69
4.2.3	ブレーキ摩耗により発生する銅及びアンチモンの推定	69
4.2.4	大気拡散モデルを用いた銅及びアンチモン濃度の評価	71
4.2.4.1	解析に関する諸条件	71
4.2.4.2	排出シナリオの設定	71
4.2.4.3	物性値の入力	72
4.2.5	アンチモンによる健康リスクの評価	73
4.3	結果と考察	73
4.3.1	今後の自動車新車販売台数の想定	73
4.3.2	ブレーキパッド中の銅及びアンチモンの含有率の予測	74
4.3.3	ブレーキ摩耗により発生する銅及びアンチモンの推定	75
4.3.3.1	従来型自動車からの発生量	75
4.3.3.2	電気自動車からの発生量	75

4. 3. 4	大気拡散モデルを用いた銅及びアンチモン濃度の評価	77
4. 3. 4. 1	モデルの妥当性評価	77
4. 3. 4. 2	各排出シナリオにおける排出量	78
4. 3. 4. 3	銅及びアンチモンの環境中濃度	79
4. 3. 4. 4	銅及びアンチモンの分布の推定	81
4. 3. 5	アンチモンによる健康リスクの評価.....	81
4. 4	結言	84
	参考文献.....	85
第5章 結論	89
5. 1	本研究の総括.....	89
5. 2	本研究の意義.....	91
5. 3	本研究の課題.....	93
5. 4	研究の発展性.....	94
	参考文献.....	95
謝辞	96
本研究の基礎となる発表論文	97

図目次

図 1-1 1966~2024 年における自動車保有台数の推移	2
図 1-2 主要な大気汚染物質の濃度の年平均値推移	4
図 1-3 微小粒子状物質 (PM _{2.5}) 濃度の年平均値推移	5
図 1-4 光化学オキシダント (O _x) 濃度の長期的な改善傾向を評価するための指標の域内最高値の変化	5
図 1-5 自動車騒音の環境基準達成状況の推移	7
図 1-6 地方公共団体が受理した苦情件数の推移 (2000~2022 年度)	8
図 1-7 全国における揮発性有機化合物 (VOC) 排出量の推移	12
図 1-8 アメリカで販売されるブレーキパッドに関する認証	16
図 1-9 本論文の構成	18
図 2-1 本研究における評価対象範囲	26
図 2-2 自動車による大気汚染物質の健康リスク推算までの流れ	33
図 2-3 自動車騒音の推定値と実測値の比較	36
図 2-4 各等価騒音レベルにおける全道路延長に占める割合	36
図 2-5 シナリオ別の等価騒音レベルごとの騒音曝露人口	37
図 2-6 夜間等価騒音の大きさごとの騒音曝露人口及び高度の睡眠妨害の影響人口	39
図 2-7 自動車騒音ならびに大気汚染物質による健康リスクの比較	41
図 3-1 オゾン (O ₃) 濃度の窒素酸化物 (NO _x) 濃度、揮発性有機化合物 (VOC) 濃度に対する依存性 ..	46
図 3-2 大阪市の 14 ヶ所の観測地点における光化学オキシダントの時間別平均値	53
図 3-3 BAU シナリオにおける二酸化窒素 (NO ₂) 及びオゾン (O ₃) の濃度分布	56
図 3-4 挥発性有機化合物 (VOC) と窒素酸化物 (NO _x) の濃度比 ([VOC]/[NO _x])	58
図 3-5 BAU シナリオと COV シナリオにおける各物質の濃度分布の変化	59
図 4-1 本研究における銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) 濃度推定までの流れ	68
図 4-2 従来型自動車 (CV) 及び電気自動車 (EV) の新車販売台数推移 (1990~2050 年度)	74
図 4-3 ブレーキパッド中の銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) 含有率の推移 (1990~2050 年度)	75
図 4-4 使用過程車からの銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の発生量の推移 (2018~2050 年度)	76
図 4-5 銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の推定値と実測値の比較	78
図 4-6 使用過程車からの銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の排出量の推移 (2018~2050 年度)	79
図 4-7 日本全国における銅 (Cu) の全沈着量の分布	82
図 4-8 日本全国におけるアンチモン (Sb) の大気中濃度の分布	83

表目次

表 1-1 道路交通騒音の曝露による死亡率と各種疾患による死亡率の比較.....	10
表 1-2 ロックダウンによってオゾン (O_3) 濃度の増加が観測された都市.....	13
表 1-3 2020~2050 年における乗用車新車販売台数の想定	14
表 2-1 2018 年度の 6 大都府県における輸送トンキロならびに輸送人キロ	25
表 2-2 車種別に与えられる定数 a 及び速度依存性を表す定数 b	27
表 2-3 昼間等価騒音レベルの大きさごとのオッズ比 (55~80 dB).....	30
表 2-4 大阪市における急性心疾患及びその他の虚血性心疾患による死者者及び平均余命	31
表 2-5 夜間等価騒音レベルの大きさごとの影響割合 (45~65 dB).....	32
表 2-6 大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率.....	33
表 2-7 1 死亡・1 疾患あたりの障害調整生存年数	34
表 2-8 大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの障害調整生存年数.....	34
表 2-9 大阪府の自排局における二酸化窒素 (NO_2) 及び微小粒子状物質 ($\text{PM}_{2.5}$) の濃度.....	34
表 2-10 大阪府の一般局における二酸化窒素 (NO_2) 及び微小粒子状物質 ($\text{PM}_{2.5}$) の濃度.....	35
表 2-11 自動車由来の大気汚染物質による損失生存年数及び障害共存年数	40
表 2-12 道路交通騒音等に対する不快感と騒音レベルに関する科学的知見	41
表 3-1 窒素酸化物の移動排出源及び固定排出源からの排出量 (内蔵値) に対する増減率.....	48
表 3-2 揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量 (内蔵値) に対する増減率 (三重県~京都府).....	49
表 3-3 揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量 (内蔵値) に対する増減率 (大阪府~和歌山県) ..	50
表 3-4 BAU シナリオ及び COV シナリオにおける排出シナリオの設定条件	52
表 3-5 大阪市における総死亡者数のうち外傷等による死者数を除く死亡数及び平均余命.....	54
表 3-6 揮発性有機化合物の濃度 ([VOC]) と窒素酸化物の濃度 ($[\text{NO}_x]$)、及びそれらの濃度比 ([VOC]/ $[\text{NO}_x]$)、鉄鋼業分野の製造品出荷額ならびに交通量.....	57
表 3-7 大阪市における業種別の窒素酸化物 (NO_x) 排出量 (上位三業種)	58
表 3-8 BAU シナリオと COV シナリオにおけるオゾン (O_3) 濃度及び二酸化窒素 (NO_2) 濃度.....	60
表 3-9 BAU シナリオと COV シナリオの二酸化窒素 (NO_2) 及びオゾン (O_3) による健康リスク	61
表 4-1 銅 (Cu) の全沈着量及びアンチモン (Sb) の大気中濃度の計算結果	80
表 5-1 平常時/非平常時の別・因子別の健康リスク及び 1 人あたりの健康リスク	93

略語一覧

ADMER	: Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk assessment
BAU	: Business As Usual
BEV	: Battery Electric Vehicle
CMAQ	: Community Multiscale Air Quality
COV	: COVID-19 (Coronavirus disease 2019)
CV	: Conventional Vehicle
DALY	: Disability-Adjusted Life Year
DW	: Disability Weight
EU	: European Union
EV	: Electric Vehicle
FCV	: Fuel Cell Vehicle
HEV	: Hybrid Electric Vehicle
NMB	: Normalized Mean Bias
NME	: Normalized Mean Error
NAO	: Non-Asbestos Organic
PAF	: Population Attributable Fraction
Pfac2	: Probability of factor 2
PHV	: Plug-in Hybrid Vehicle
PM	: Particulate Matter
USEPA	: United States Environmental Protection Agency
WHO	: World Health Organization
YLD	: Years Lived with Disability
YLL	: Years of Life Lost due to premature mortality
%HSD	: Percentage of “Highly Sleep-Disturbed” persons

第1章 序論

1.1 自動車の拡大と環境問題の顕在化

2021年末時点における日本の四輪車保有台数は7,845万台であり、中国の2億9,419万台、アメリカの2億9,288万台に次いで世界で第三位の自動車保有台数を有する(自工会, 2023)。さらに、2021年における日本の四輪車輸出台数は382万台であり、フランスの433万台に続く世界第二位である(自工会, 2023)。とりわけ日本最大手の自動車メーカーであるトヨタ自動車における2023年の世界販売台数は1,030万台あり(トヨタ自動車, 2024)、フォルクスワーゲングループの924万台を上回る(Volkswagen Gorup, 2024)。このように、今では日本は世界有数の“自動車大国”であるが、日本の自動車産業は1964年に開催された東京オリンピックを境にして急速に自動車産業が発展した。自検協(2024)の集計では、1966年3月(1965年度末)における自動車保有台数は812万台であるが、その10年後の1976年3月(1975年度末)には2,914万台であり、10年間で自動車保有台数が約3.6倍(359%)に増加した。直近の2011年3月(2010年度末)から2021年3月(2020年度末)までの10年間の自動車保有台数の増加率がわずか104%であることを踏まえれば、当時の自動車産業が現在では考えられないほど急速に発展したことが分かる(図1-1)。自動車産業の発展には道路の整備が不可欠であり、1963年に日本で初めての高速道路である名神高速道路が一部開通(1965年に全線開通)したことや、1969年に東名高速道路が全線開通したこともモータリゼーションの伸展に寄与した(トヨタ自動車, 2012; 高速道路調査会, 2016)。

1960年代のモータリゼーションの伸展は日本経済のさらなる発展や国民生活の向上に大きな役割を果たした。一方で、自動車交通量の増加は自動車排出ガスへの曝露による喘息の増加などの健康影響をもたらした(島, 2020)。特に、昭和40年代(1965年)は大都市の交通量が多く渋滞が生じやすい場所の一酸化炭素(CO)による汚染が社会問題となり注目された(大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。これを受けて日本では1966年に初めて自動車排出ガスに対する濃度規制がなされた。当初はCO濃度(4モード試験において3%以下とする)のみが規制の対象にされた(大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。その後は前述の排出ガス規制が功を奏して1969年以降はCO濃度が漸次低減する結果となった(大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。また、1970年5月には沿道住民の血液または尿中における鉛濃度が増加することによる人体への影響が危惧され新たな社会問題(いわゆる“牛込柳町鉛害事件”)となった(厚生省, 1971; 大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。この影響によって1975年2月からレギュラーガソリンが無鉛化されることになった(大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。鉛汚染に続いて社会問題とされたのが1970年7月に東京都杉並区にある高校で発生した光化学スモッグによる重症被害(いわゆる“光化学スモッグ事件”)である(厚生省, 1971; 大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。この事件以後、光化学スモッグによるとされる眼の刺激症状を主とした被害が東京都周辺で報告され、1971年の夏季には大阪湾地域や愛知県等でも被害が報告され発生地域が拡大した(環境庁, 1972)。1968年に制定された『大気汚染防止法』では当初はCOのみが自動車排出ガスとして定められ規制対象とされていたが、これらの事件を受けて鉛化合物や光化学スモッグ(光化学オキシダント)の前駆物質とされる炭化水素(HC)や窒素酸化物(NO_x)まで対象が拡大された(環境庁, 1972, 1973)。また1972年1月に浮遊粒子状物質(SPM)の環境基準が定められたことを受けて、1972年3月にさらに粒子状物質(PM)が追加された(環境庁, 1972, 1973)。大気汚染防止法で定める「自動車排出ガスに係る許容限度」は年々強化されてきたが、規制対象物質(自動車排出ガス)は1972年から現在に至るまで変わらない。

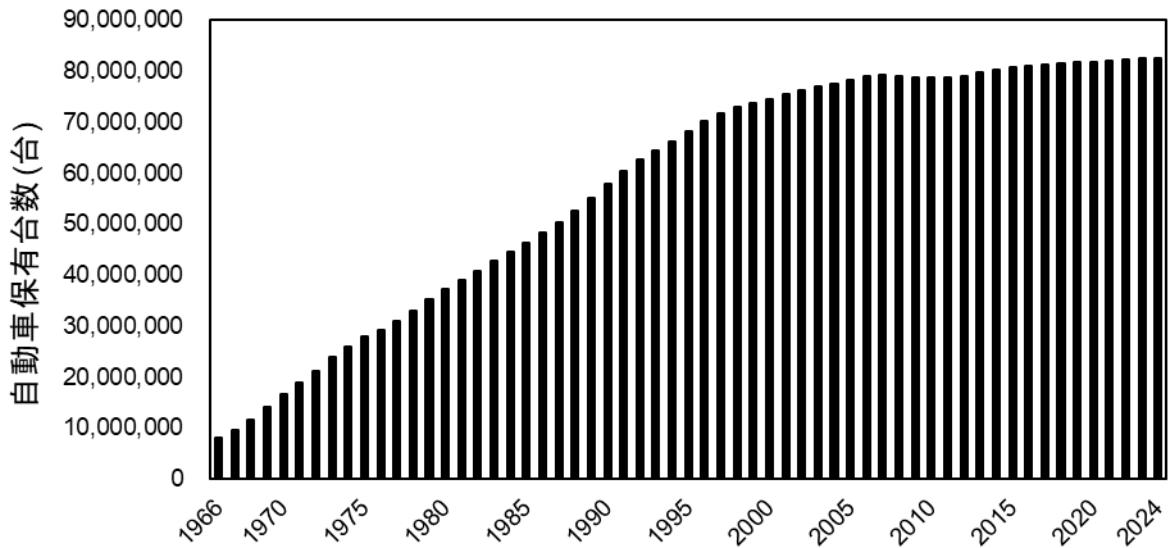


図 1-1 1966~2024 年における自動車保有台数の推移

(出典: 自検協, 2024)

1.2 自動車に由来する環境問題の現状

日本ではまさに高度経済成長期である 1960 年頃から三重県四日市市で発生した “四日市ぜんそく” (日本では “水俣病” “第二水俣病” “イタイイタイ病” を含めて “四大公害” とされる) を皮切りとして、日本では公害問題に対する国民世論が急速な高まりを見せた (大気環境学会史料整理研究委員会, 2000)。1965 年に厚生省に設置された公害審議会は 1966 年 10 月に『公害に関する基本施策について』の答申を行い、公害の対象範囲、発生源者の責任等、対策の前提となる基本原則を規定すべきであると指摘した (国立公文書館, 2015)。このような状況を踏まえて 1967 年に制定されたのが『公害対策基本法』である。公害対策基本法において初めて「公害」が定義され、「大気の汚染」「水質の汚濁」「土壤の汚染 (1970 年の『公害対策基本法の一部を改正する法律』から追加)」「騒音」「振動」「地盤の沈下」「悪臭」が「公害」とされた (衆議院, 2024a, 2024b)。公害対策基本法では「人の健康を保護し、及び生活環境を保全するうえで維持されることが望ましい基準」としての「環境基準」が定められた (衆議院, 2024a)。環境基準はあくまで「維持されることが望ましい基準」であることから行政上の政策目標とされる (国環研, 2024)。その後『公害対策基本法』は、都市・生活型公害問題や増大する廃棄物問題、地球温暖化やオゾン層の破壊などの地球環境問題等に適切に対策を講じていくため、1993 年に『環境基本法』に形を変えるが (環境庁, 1993, 1994; 衆議院, 2024c)、環境基準やその位置づけはそのまま引き継がれた (国環研, 2024)。環境基本法 (公害対策基本法) で定める 7 つの公害のうち環境基準が設定されているのは「大気の汚染」「水質の汚濁」「土壤の汚染」「騒音」の 4 つである (衆議院, 2024c; 国環研, 2024)。さらに「大気の汚染に係る環境基準」は、二酸化硫黄 (SO_2) や二酸化窒素 (NO_2) などの物の燃焼等により広く排出される「大気汚染物質」と重金属類や有害化学物質などの「有害大気汚染物質」に分けられる (国環研, 2024)。「大気汚染物質に係る環境基準」は、2009 年に追加された「微小粒子状物質 ($\text{PM}_{2.5}$) に係る環境基準」のほかに、 SO_2 、 CO 、 SPM 、 NO_2 、光化学オキシダント (O_x) に対して設定されている (国環研, 2024)。

特に自動車排出ガスについては、大気汚染防止法で「自動車排出ガスの濃度の測定」を定めており、「交差点等があるため自動車の交通が渋滞することにより自動車排出ガスによる大気の著しい汚染が生じ、又は生ずるおそれがある道路の部分及びその周辺の区域について、大気中の自動車排出ガスの濃度の測定」が行われており（衆議院, 2024d）、環境省では常時監視結果が公表されている（環境省, 2024a）。2021年度の公表結果（環境省, 2023a; 環境省, 2024b）では、383局ある自動車排出ガス測定期（自排局）におけるSO₂、CO、SPM、NO₂の環境基準達成率がいずれも100%であることが示された。それぞれの物質の濃度推移（年平均値）を図1-2に示した（環境省, 2024a）。SO₂濃度は1972年度の0.030 ppmから1985年度の0.010 ppmまで大きく減少した。近年は横ばい傾向であるが2021年度は0.001 ppmである（環境省, 2024a）。CO濃度も同様に1971年度の4.7 ppmから1985年度の1.6 ppmまで大きく減少した。2021年度におけるCO濃度の年平均値は0.3 ppmである。SPM濃度は1974年度に0.162 mg/m³であるが翌年度（1975年度）には0.084 mg/m³となり、その後は2021年度の0.013 mg/m³にかけて緩やかに減少を続けた。また、近年自排局で測定されたSO₂濃度、CO濃度、SPM濃度はいずれも一般環境大気測定期（一般局）における濃度と同程度（2021年度の一般局におけるSO₂濃度は0.001 ppm、CO濃度は0.3 ppm、SPM濃度は0.012 mg/m³である）であり、自動車排出ガスによる影響は限りなく低減されたと言える（環境省, 2024a）。一方、NO₂濃度も1970年度の0.042 ppmから2021年度の0.014 ppmにかけて着実に減少を続けているものの、SO₂濃度、CO濃度、SPM濃度とは異なり2021年度の一般局におけるNO₂濃度は0.007 ppmで自排局における濃度の1/2であり、依然として自動車による影響が見られる。

PM_{2.5}は2009年に新たに環境基準が設定された物質であり、設定当初（2010年度）の自排局における環境基準達成率は8.3%で極めて低い水準（一般局においても32.4%である）にある。PM_{2.5}は国内だけでなく国外の排出源からの越境汚染の影響が考えられる（環境省, 2014a; 環境省, 2015; 鵜野ら, 2017）。特に西日本では年平均濃度に対する越境汚染による寄与が大きく、九州地方で約7割、関東地方で約4割が越境汚染によるものと推計された（環境省, 2014a; 環境省, 2015; 鵜野ら, 2017）。そのうち約8割が中国によるものであるため（環境省, 2014a; 環境省, 2015; 鵜野ら, 2017）、2011年から2015年における『第12次五ヶ年計画』や2016年から2020年の『第13次五ヶ年計画』により日本のPM_{2.5}濃度が改善された（鵜野ら, 2017）。また、国内においてもPM_{2.5}の原因物質に対する発生源対策が実施され、2013年度以降はPM_{2.5}濃度は緩やかに減少を続けている（図1-3）（環境省, 2024a）。環境基準達成率も2013年度以降は大きく改善した。2021年度の環境基準達成率は自排局、一般局ともに100%を達成した（環境省, 2024b）。自排局と一般局における濃度の比較では、測定当初（2010年度）から自排局の濃度が一般局の濃度を上回っており、NO₂と同様にPM_{2.5}についても自動車による影響がある（2021年度では一般局の濃度が8.3 ppmであるのに対して自排局の濃度は8.8 ppmである）。

O_xはその前駆物質であるHCやNO_xが大気汚染防止法及び同法施行令において「自動車排出ガス」として定義されているが（e-Gov 法令検索, 2024a, 2024b）、O_xに対しては1973年に環境基準が設定された。O_xは、SO₂、CO、SPM、NO₂と並んで最初期の段階から環境基準が設定されていたが（国環研, 2024）、これらの物質の中では環境基準達成率が極めて低い水準にあり、2021年度の環境基準達成率は自排局で0%、一般局においても0.2%である（環境省, 2024b）。図1-4には光化学オキシダントの環境改善効果を適切に示すための指標である「光化学オキシダント濃度8時間値の日最高値の年間99パーセンタイル値の3年平均値」を用いた域内最高値の経年変化を示した（環境省, 2024a）。近年は指標の緩やかな改善が見られるが、特にO_xは大気汚染対策と気候変動対策の両面から対策が進められている（環境省, 2022）。

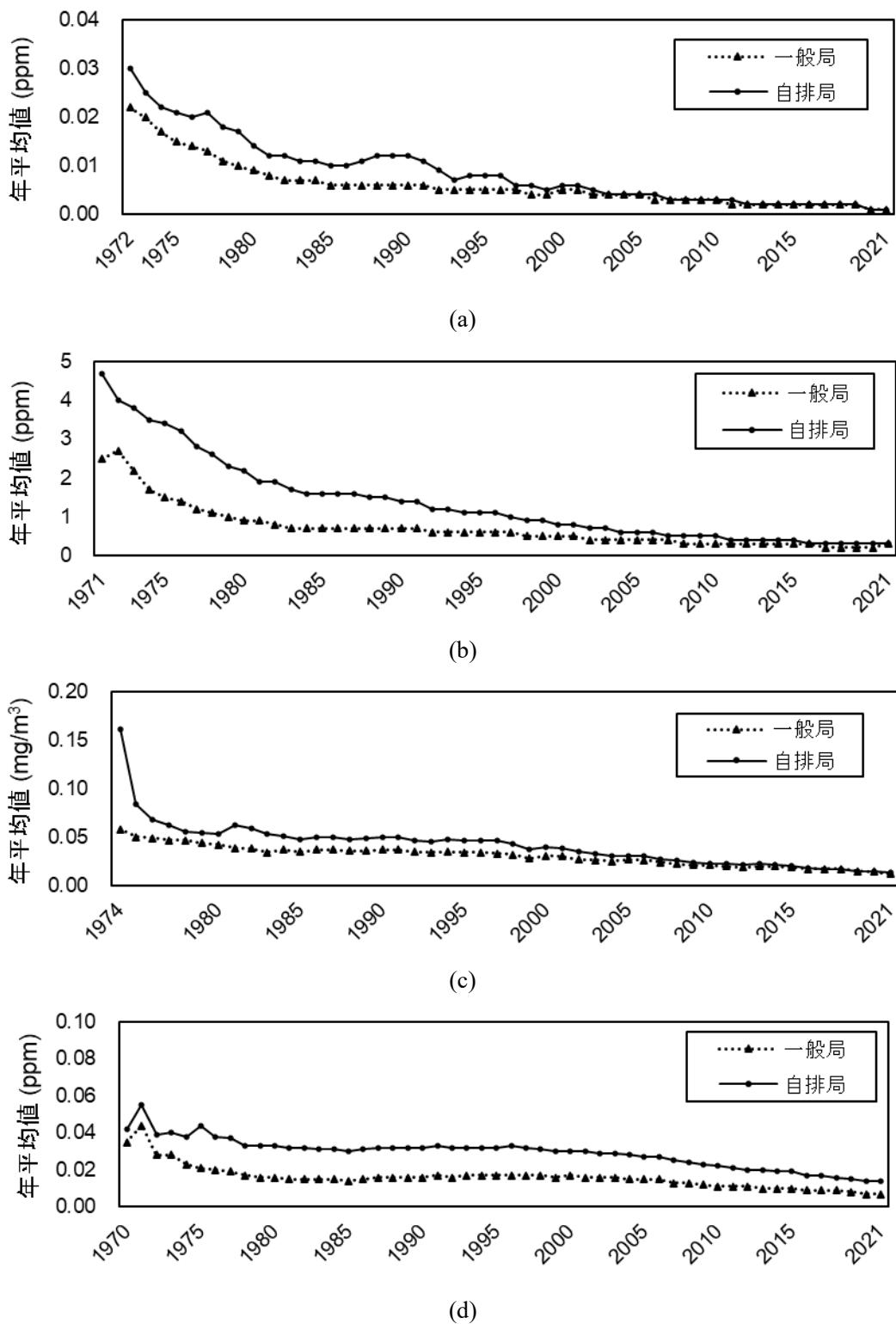


図 1-2 主要な大気汚染物質の濃度の年平均値推移

((a) 二酸化硫黄 (SO₂)、(b) 一酸化炭素 (CO)、(c) 浮遊粒子状物質 (SPM)、
 (d) 二酸化窒素 (NO₂) 濃度の年平均値推移)

(出典: 環境省, 2024a)

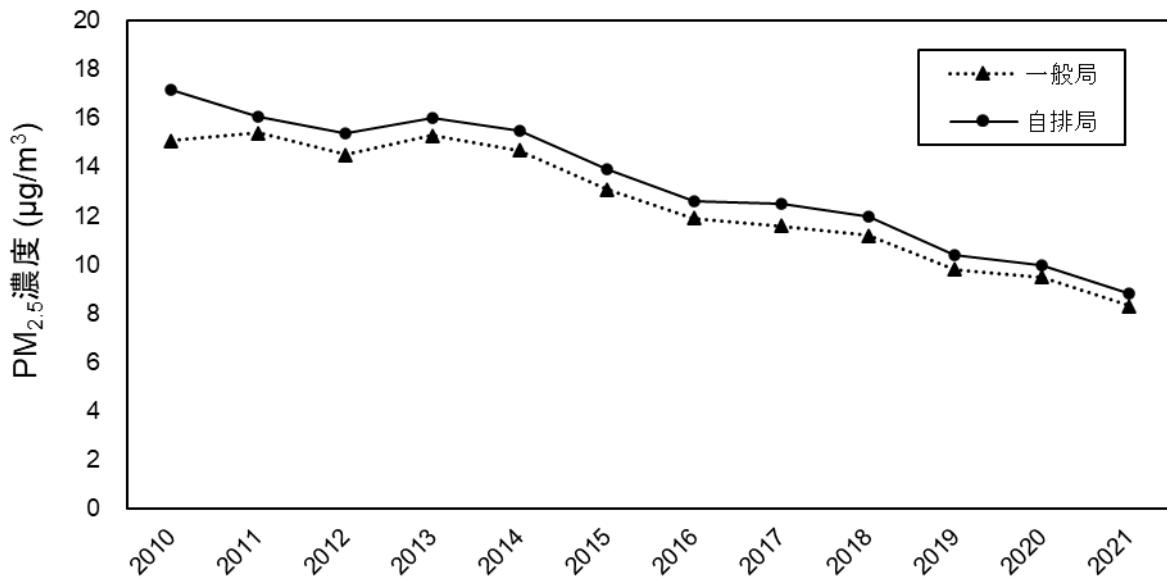


図 1-3 微小粒子状物質 (PM_{2.5}) 濃度の年平均値推移

(出典: 環境省, 2024a)

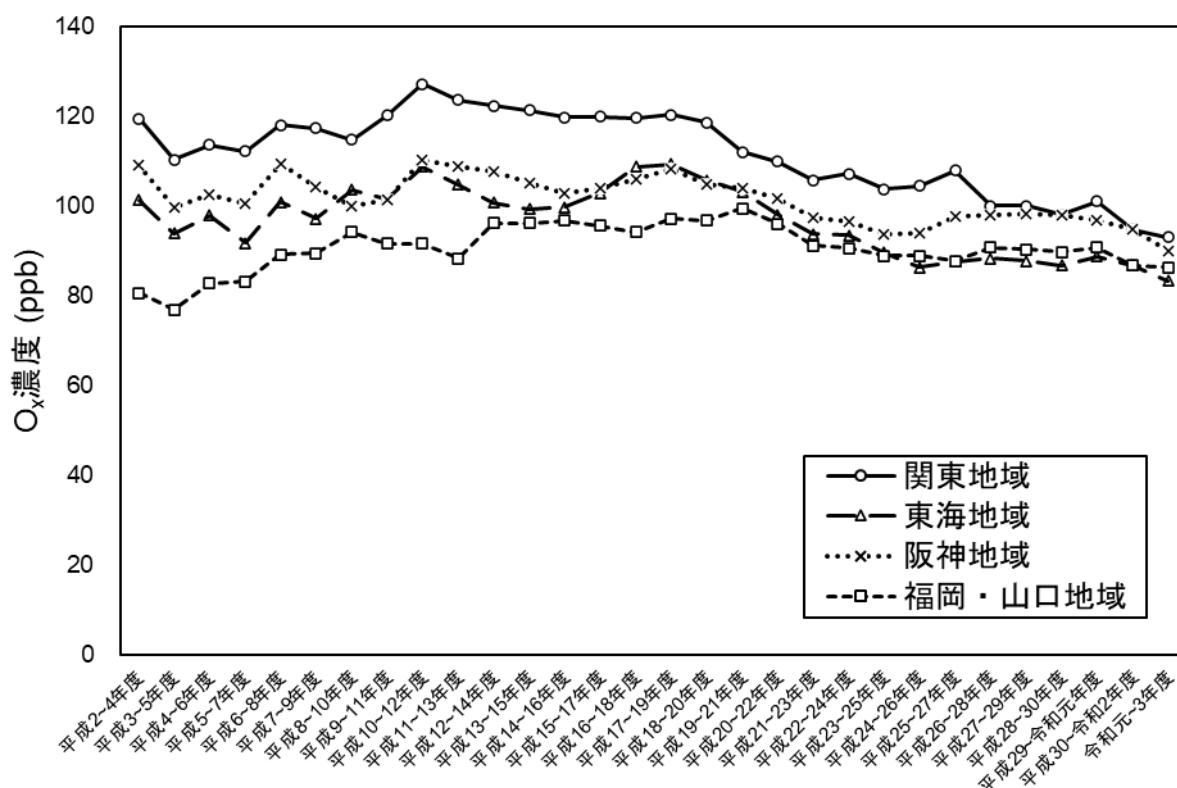


図 1-4 光化学オキシダント (O_x) 濃度の長期的な改善傾向を評価するための指標の域内最高値の変化

(出典: 環境省, 2024a)

1.3 自動車に由来する環境問題の課題

1960 年代に日本でモータリゼーションが大きく伸展してから、自動車による環境問題の中心は自動車排出ガスであり、1968 年に制定された大気汚染防止法やそれに関連する規制により排出ガスの濃度低減に向けた対策は積極的に行われてきた。その結果、O_x を除いた SO₂、CO、SPM、NO₂、PM_{2.5} の大気中濃度は年々減少傾向にあり、2021 年度はそれら全ての物質の環境基準達成率が 100 %を達成した（環境省, 2023a; 環境省, 2024b）。O_x は依然として環境基準達成率が低く国内における削減が課題であり（環境省, 2023a）、2022 年 1 月には「気候変動対策・大気環境改善のための光化学オキシダント総合対策について〈光化学オキシダント対策ワーキングプラン〉」が策定され、気候変動対策・大気環境改善を目的とした総合的な対策について取組みが進められている（環境省, 2022）。自動車に由来する環境問題の中心は自動車排出ガスであり法律で規制されたのは自動車排出ガスに含まれる CO が最初であるが、前述のように濃度低減のための技術が発達してきたことや新たな知見がもたらされてきたことにより、当初の環境問題の中心である自動車排出ガスとは異なる環境問題が顕在化してきた。将来的にはこれらの環境問題が自動車排出ガスに代わって中心となる可能性もあることから、それらのリスクを適切に把握して管理する必要があると考える。本研究では、自動車による新たな環境問題として「自動車騒音（1.3.1 項）」及び「交通量減少時における O_x 濃度の増加事象（1.3.2 項）」、「非排出ガス（1.5 節）」に焦点を当てた。

1.3.1 自動車騒音による身体的健康影響

自動車騒音それ自体の歴史は長く、1968 年に「工場・事業場騒音」や「建設作業騒音」に対する規制を目的とした『騒音規制法』が制定（衆議院, 2024e）されてから 2 年後の 1970 年に制定された『騒音規制法の一部を改正する法律』で初めて「自動車騒音」が定義され、自動車騒音の大きさに対する「許容限度」や「要請限度」に関する規定が追加された（日本騒音制御工学会, 2019; 衆議院, 2024f）。さらに、『公害対策基本法』においても「騒音」は「公害」として定義され、「大気の汚染」「水質の汚濁」「土壤の汚染」と同様に環境基準が設定された（衆議院, 2024c; 国環研, 2024）。「一般環境騒音」及び「道路交通騒音」に係る環境基準は 1971 年に制定されてから日本における騒音対策の基礎とされてきた（日本騒音制御工学会, 2019）。1993 年には『公害対策基本法』から『環境基本法』に形を変え（環境庁, 1993, 1994; 衆議院, 2024c）、1998 年には環境基準が見直されるが、現在までその考え方が引き継がれている。

自動車騒音は、1995 年の“国道 43 号・阪神高速道路公害訴訟”における最高裁判所判決を踏まえて、1999 年に『騒音規制法』が改正され自動車騒音対策の一層の強化対策として「自動車騒音の常時監視」が義務付けられた（日本騒音制御工学会, 2019）。自動車排出ガスと同様に、環境省では 2000 年度以降の常時監視の実施状況や環境基準の達成状況について公表している（環境省, 2024c）。2022 年度における公表結果（環境省, 2024d）によれば、評価対象の全戸数である約 937 万 8,600 戸のうち約 889 万 8,900 戸（94.9 %）において、昼間（6 時～22 時）、夜間（22 時～6 時）ともに環境基準を達成していた（環境省, 2024d）。一方、昼夜間とも環境基準を超過していたのはわずか約 23 万 1,100 戸（2.5 %）である（環境省, 2024d）。図 1-5 には、常時監視を用いた評価が行われた 2000 年度以降の環境基準の達成状況を示した（環境省, 2024c）。2000 年度においては、昼夜間とも環境基準を達成していたのは全戸数のうち 76.9 %、昼夜間とも環境基準を超過していたのは全戸数のうち 16.0 %であるが、達成状況は年々改善傾向にあり、2009 年度以降は評価対象戸数のうち 90.0 %以上で昼夜間とも環境基準を達成している（環境省, 2024c）。

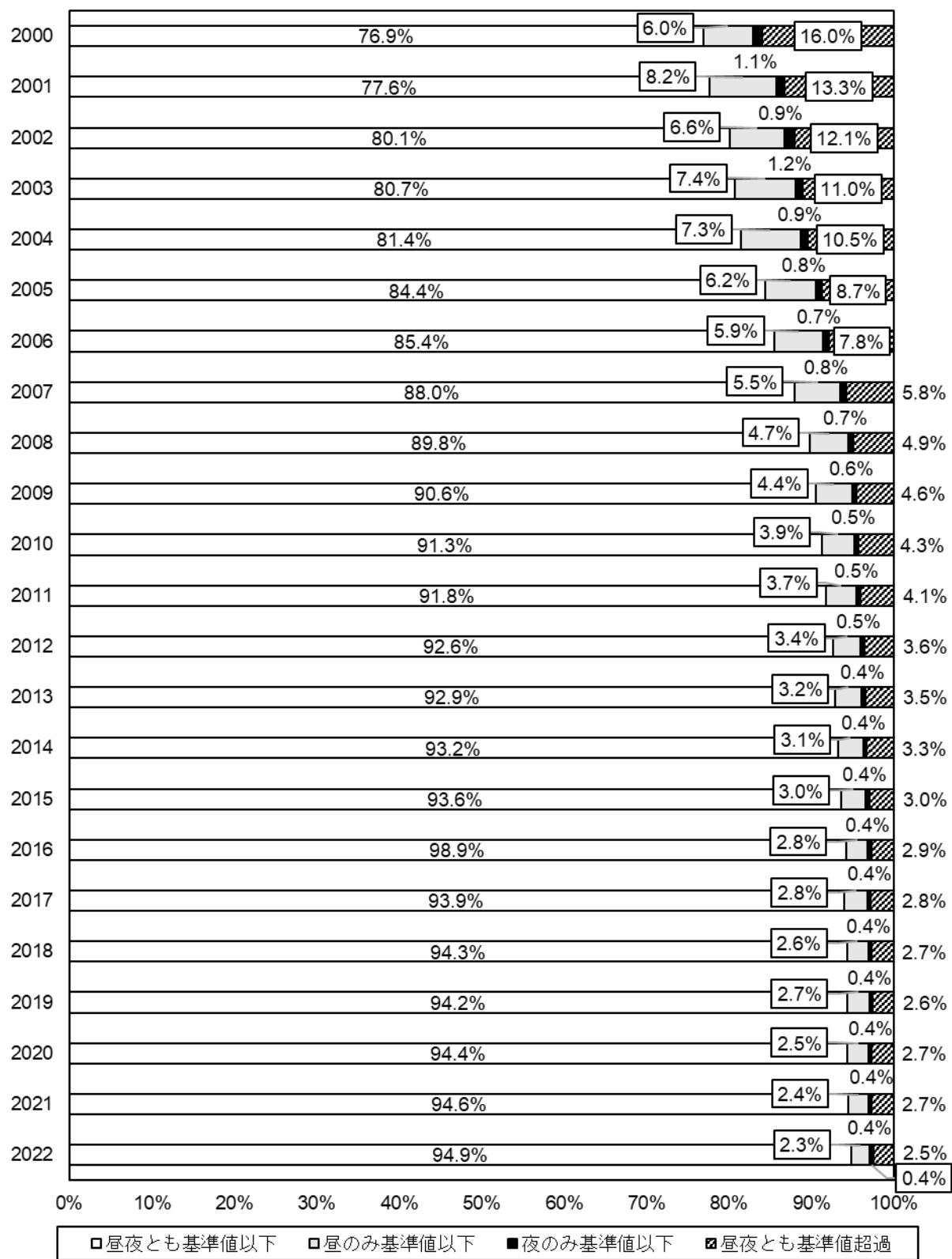


図 1-5 自動車騒音の環境基準達成状況の推移

(出典: 環境省, 2024c)

図 1-5 に示すように自動車騒音における環境基準の達成状況は年々改善傾向にあるのにもかかわらず、市民から地方公共団体に寄せられる「騒音に係る苦情の件数」が改善されることではなく、毎年一定数の苦情が寄せられている（環境省, 2024e）。環境省が公表する騒音規制法施行状況調査（環境省, 2024e）によれば、2000 年度における騒音に係る苦情の件数は 14,066 件で、そのうち自動車騒音に限れば 401 件（2.9 %）である（環境省, 2002）。それに対して、2022 年度における騒音に係る苦情の件数は 20,436 件で、2000 年度に比べて 6,370 件（45.3 %）増加した（環境省, 2024d）。また、自動車騒音に係る苦情の件数も 428 件で、同様に 27 件（6.7 %）増加した（環境省, 2024d）。図 1-6 には 2000 年度以降の騒音に係る苦情件数の推移を示すが、苦情件数は減少することなく横ばい傾向であることが見て分かる（環境省, 2024e）。また、総務省においても全国の地方公共団体の「公害苦情窓口」に寄せられる公害苦情を公表しており、公害の種類別に公害苦情受付件数を整理しているが、2014 年度以降は「騒音」が「大気汚染」を上回り、2022 年度は全体の 27.1 % を「騒音」が占める（公害等調整委員会事務局, 2023）。浜田（1973, 1974）は、騒音に関する苦情が多い理由の一つとして“騒音がうるささを問題とする感覚的な公害であること”を挙げる。確かに、騒音は大気汚染や水質汚濁のように濃度等を測定するまでもなく、感覚的（うるささ）な形で被害が現れる（浜田, 1973, 1974）。そのため、前述の『公害対策基本法』における環境基準の指針設定では「聴力損失の人の健康に係る気質的、病理的変化の発生の有無を基礎とするものではなく、日常生活において睡眠障害、会話妨害、作業能率の低下、不快感などをきたさないことを基本とすべき」とされた（日本騒音制御工学会, 2019; 国環研, 2024）。その後、1998 年には最新の科学的知見に基づいて環境基準が見直されるが、「昼間は会話影響に関する知見」「夜間は睡眠影響に関する知見」を踏まえて屋内指針が設定され、地域区分ごとの環境基準が定められた（日本騒音制御工学会, 2019; 国環研, 2024）。このように今もなお騒音は感覚公害であるとして行政上の政策目標である環境基準が定められている。

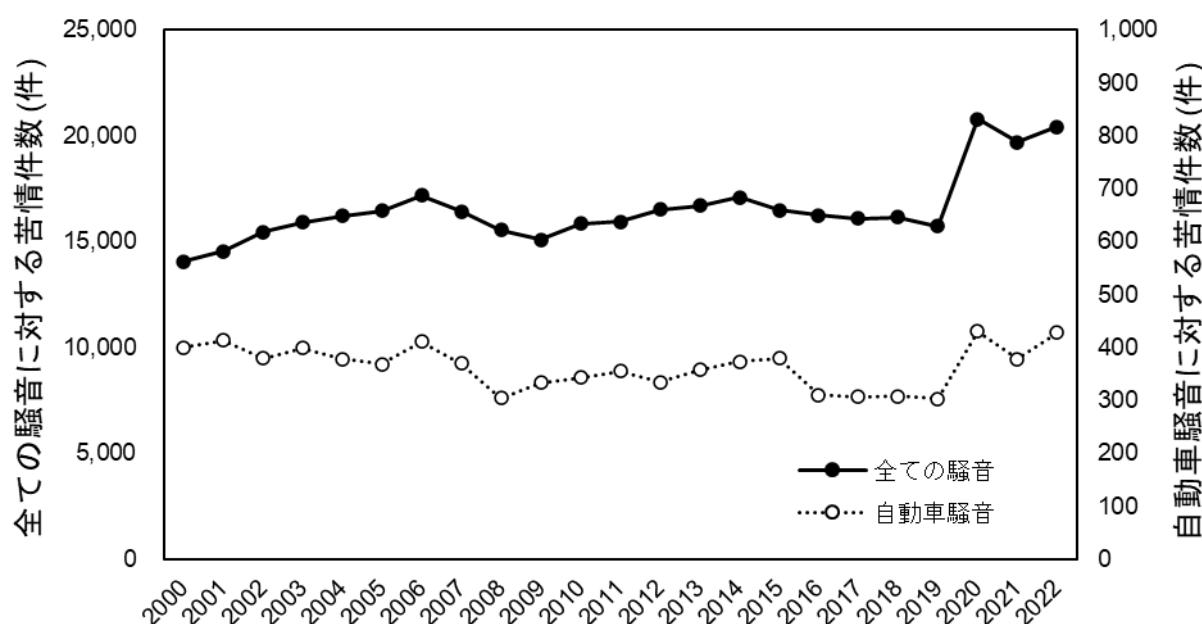


図 1-6 地方公共団体が受理した苦情件数の推移（2000~2022 年度）

（出典：環境省, 2024e）

世界保健機関 (World Health Organization, WHO) は、2011 年に出版した『Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe』の中で、ヨーロッパ西部の地域では毎年 100 万年に相当する健康寿命が失われていると推定した (WHO, 2011)。さらに同資料においては、前述の“感覚公害”に該当する「不快感 (annoyance)」だけでなく「循環器疾患 (cardiovascular disease)」「認知障害 (cognitive impairment)」「睡眠妨害 (sleep disturbance)」「耳鳴り (tinnitus)」等の身体的健康影響について指摘している (WHO, 2011)。すなわち、ヨーロッパ西部の地域では、循環器疾患で 61,000 年、認知障害で 45,000 年、睡眠妨害で 903,000 年、耳鳴りで 22,000 年に相当する健康寿命が失われていると推定された (WHO, 2011)。このとき、不快感による健康寿命の損失は 587,000 年である (WHO, 2011)。

健康寿命は「障害調整生存年数 (Disability-adjusted life year, DALY)」を用いて表現される。DALY は、Murray and Lopez (1996) によって開発された“独自の健康指標”であり、死亡年齢や障害度を加味して疾病負荷を総合的に表現することを可能とする (池田・田端, 1998)。DALY は、「損失生存年数 (years of life lost due to premature mortality, YLL)」と「障害共存年数 (years lived with disability, YLD)」の合計で (Devleesschauwer et al., 2014)、障害や死亡などの異なるエンドポイントをもつ因子による健康リスクを同一指標で定量的に評価することが可能である。単位には「DALYs」や「year-DALY」が用いられる。

「year-DALY」はその地域で年間に失われる年数の合計を表す。ある因子による DALY が 10 DALYs の場合には死亡や障害による健康寿命の損失が 10 年であることを意味する (Devleesschauwer et al., 2014)。

Eriksson et al. (2017) もまた、上記と同様に DALY を指標に用いてスウェーデンにおける自動車と鉄道による騒音の疾病負荷を評価した。その結果、スウェーデンでは交通による健康寿命の損失は 41,033 year-DALY で、そのうち道路交通によるものが 90 % (36,711 year-DALY)、鉄道交通によるものが 10 % (4,322 year-DALY) を占めていることから、道路交通騒音による健康リスクが大きいことが示された (Eriksson et al., 2017)。また、道路交通騒音による DALY のうち睡眠妨害をエンドポイントとするものが 19,753 year-DALY (53.8 %) で最も大きく、不快感をエンドポイントとするものが 11,090 year-DALY (30.2 %)、循環器疾患 (高血圧、心筋梗塞、脳卒中) をエンドポイントとするものが 5,868 year-DALY (16.0 %) が続く (Eriksson et al., 2017)。これらの大小関係は WHO (2011) による報告書の内容と一致する。

共通指標である DALY を用いて健康リスクを評価することは、前述のようにエンドポイントが異なる健康リスクの比較を可能とするだけではない。すなわち、異なる因子間の比較を行うことが可能である。Hänninen et al. (2014) は、DALY を指標に用いて、ヨーロッパの 6 つの国々 (ベルギー、フィンランド、フランス、ドイツ、イタリア、オランダ) における 9 つの環境リスク因子 (ベンゼン、ダイオキシン、副流煙、ホルムアルデヒド、鉛、道路交通騒音、オゾン、PM_{2.5}) による疾病負荷を推定した。その結果、全ての国における道路交通騒音の健康リスクは 400~1,500 year-DALY/百万人で、PM_{2.5} の健康リスク (4,500~10,000 year-DALY/百万人) に次いで大きい因子であることが示された (Hänninen et al., 2014)。

日本では、田鎖ら (2021) が全国を対象として道路交通騒音の曝露による健康リスクの推定を行った。そこでは、2015 年時点で約 1 億 2,700 万人の総人口のうち、高度の睡眠妨害 (軽度の環境性睡眠妨害) の有病者数が約 120 万人、虚血性心疾患の有病者数が約 9,000 人、年間死者数は約 1,700 人であると推定された (田鎖ら, 2021)。さらに、大気汚染 (粒子状物質) による健康リスクとの比較も行われたが、表 1-1 に示すように「年間死者数」が比較のための指標として用いられた (田鎖ら, 2021)。そのため、道路交通騒音の健康リスク (1,726 人/年) は、大気汚染 (粒子状物質) による健康リスク (24,700 人/年) の約 1/10 である (それでもインフルエンザや結核による死者数に匹敵する) とされた (田鎖ら, 2021)。

田鎖らは、以前にも北海道札幌市を対象として騒音マップを作成して道路交通騒音による健康リスクの推定を行っているが、同地域では全住民の約2%に相当する約45,000人が高度の睡眠妨害による影響を受けていること、虚血性心疾患による有病者数が約148人で、年間死者数は約20人であることが示されていた(田鎖ら, 2017)。前述の日本全国における推定結果(田鎖ら, 2021)も踏まえれば、虚血性心疾患による死者数を大きく上回る人数が高度の睡眠妨害の“健康被害”を受けていることが分かる。前述のWHO(2011)によるDALYを指標として用いた比較では、睡眠妨害による健康リスクの大きさは903,000年(year-DALY)で、循環器疾患による健康リスクの61,000年(year-DALY)の約15倍である。また、Eriksson et al. (2017)によるスウェーデンを対象としたエンドポイント別の比較でも睡眠妨害による健康リスク(19,753 year-DALY)は循環器疾患による健康リスク(5,868 year-DALY)の約3倍である。

WHO(2011)やEriksson et al. (2017)による研究結果を踏まえれば、道路交通騒音による健康リスクのうち睡眠妨害をエンドポイントとするものが多くを占めるため、田鎖ら(2017, 2021)による死者数の比較では道路交通騒音による健康リスクの大きさを十分に評価できていない可能性が考えられる。DALYは高度の睡眠妨害や虚血性心疾患のようにエンドポイントが異なる場合でも健康リスクの比較を可能とする指標である。さらに、前述のようにDALYを用いることで異なる因子間の比較も可能であることから、過去から自動車による環境問題の中心とされてきた自動車排出ガス(大気汚染)による健康リスクとの比較も容易である。『環境基本法』において、環境基準は「常に適切な科学的判断が加えられ、必要な改定がなされなければならない」とされているが(衆議院, 2024c)、現在の環境基準は1998年のものから変わらず、自動車騒音については身体的健康影響に関する知見を踏まえた評価が課題である。

表 1-1

道路交通騒音の曝露による死亡率と各種疾患による死亡率の比較

リスク因子・死因	死者数(人)	人口10万人に対する死亡率(-)
道路交通騒音(全国)	1,726	1.4
大気汚染(粒子状物質)	24,700	1.3
悪性新生物	370,346	295.5
心疾患	196,113	156.5
脳血管疾患	111,973	89.4
腎不全	24,560	19.6
自殺	23,152	18.5
交通事故	5,646	4.5
インフルエンザ	2,262	1.8
結核	1,956	1.6
他殺	314	0.3
HIV	56	0.0

(田鎖ら(2021)作成の表より一部抜粋)

1.3.2 交通量の減少によるオゾンの増加

1.1 節で述べたように、 O_x は1970年7月に東京都杉並区で発生した“光化学スモッグ事件”を発端として社会問題となり、1973年には SO_2 、CO、SPM、 NO_2 と同様に環境基準が設けられた(国環研, 2024)。ところが、2009年に環境基準が設定された $PM_{2.5}$ を含め、 SO_2 、CO、SPM、 NO_2 、 $PM_{2.5}$ の大気中濃度は年々減少傾向にあり2021年度にはそれら全ての環境基準達成率が100%を達成したのにもかかわらず(環境省, 2023a; 環境省, 2024b)、2021年度の O_x の環境基準達成率は自排局で0%、一般局で0.2%であり(環境省, 2024b)、環境基準達成率は依然として著しく低い(環境省, 2022)。また、長期的な環境改善効果を示す指標では緩やかな改善が見られるが(図1-4)、 O_x の削減は急務とされている(環境省, 2022)。

O_x は、 SO_2 、CO、SPM、 NO_2 、 $PM_{2.5}$ のように工場や自動車等の発生源から直接排出されることはなく、 NO_x や揮発性有機化合物(VOC)が共存する状態で光の照射を受けて生じる(中西ら, 2009)。そのため、前者(SO_2 、CO、SPM、 NO_2 、 $PM_{2.5}$)が“一次汚染物質(一次生成物質)”と呼ばれるのに対して、 O_x は“二次汚染物質(二次生成物質)”と呼ばれる(中西ら, 2009; 経産省, 2018)。また、二次汚染物質(O_x)の生成に関わる NO_x やVOCは「前駆物質」と呼ばれる(中西ら, 2009)。日本では、 O_x の削減対策として前駆物質である NO_x やVOCの排出削減に取り組まれてきた(環境省, 2022)。特に、2004年には O_x 対策を目的として『大気汚染防止法』が改正され、2006年からVOCの排出規制が開始した(環境省, 2024f)。本改正では「平成22年度(2010年度)までに工場等の固定発生源からのVOC総排出量を平成12年度(2000年度)比で3割程度削減すること」を目標にしていたが(環境省, 2024f)、結果的に目標を上回る4割以上の削減を達成した(経産省, 2024a)。図1-7には「全国におけるVOC排出量」の推移を示すが、本改正での目標年度を過ぎた2011年度以降も削減傾向は継続している(環境省, 2023b; 経産省, 2024a)。

『大気汚染防止法』では、排出規制だけでなく「事業者が自主的に行う揮発性有機化合物の排出及び飛散の抑制のための取組(自主的取組)」を適切に組み合わせて、効果的にVOCの排出抑制を図ることとされている(e-Gov 法令検索, 2024a)。そのため、目標年度を過ぎた2011年度以降も業界団体が自ら「目指すべき方向性と方策」を設定して自主的取組を継続している。それにより、自主的取組におけるVOC排出量は2010年度比で3割以上削減され、自主的取組は排出削減に大きく貢献している(図1-7)。それにもかかわらず、前述のように O_x の環境基準達成率は極めて低い水準で推移していることから、 NO_x やVOCのような前駆物質の削減が O_x 濃度の低減に効果があるのかどうかを検証する必要があるとして、経済産業省は2019年度から2021年度にかけて「VOC排出削減効果の定量的評価に向けた検討等業務(定量的評価調査)」を行った(経産省, 2020, 2021, 2022)。定量的評価調査では、対象地域において前駆物質を1トン削減した場合の O_x 濃度の低減量を示す「オゾン存在量低減効率」が新たに定義され、シミュレーションモデルを用いて前駆物質の削減効果が定量的に示された(経産省, 2020, 2021, 2022)。

環境省においても、 NO_x やVOCの削減対策が実施されたのにもかかわらず、 O_x 濃度に顕著な改善が見られない状態が続いていたことから、2011年度には「光化学オキシダント調査検討会」が設置された。本検討会は2016年度まで実施され、2011年度、2013年度、2016年度の年度末には報告書が公表された(環境省, 2012, 2014b, 2017)。2016年度末の報告書では、化学輸送モデルにCMAQ(Community Multiscale Air Quality)を用いてシミュレーションモデルが構築され、構築されたシミュレーションモデルにより関東地域における NO_x 及びVOCの排出削減効果を評価するための感度解析が行われた(環境省, 2017)。そこでは NO_x 排出量が変化しない場合はVOC排出量の削減により O_x 濃度が減少する結果が得られた。その一方で、 NO_x 排出量のみが削減された場合には O_x 濃度が増加する可能性があることが示唆された。

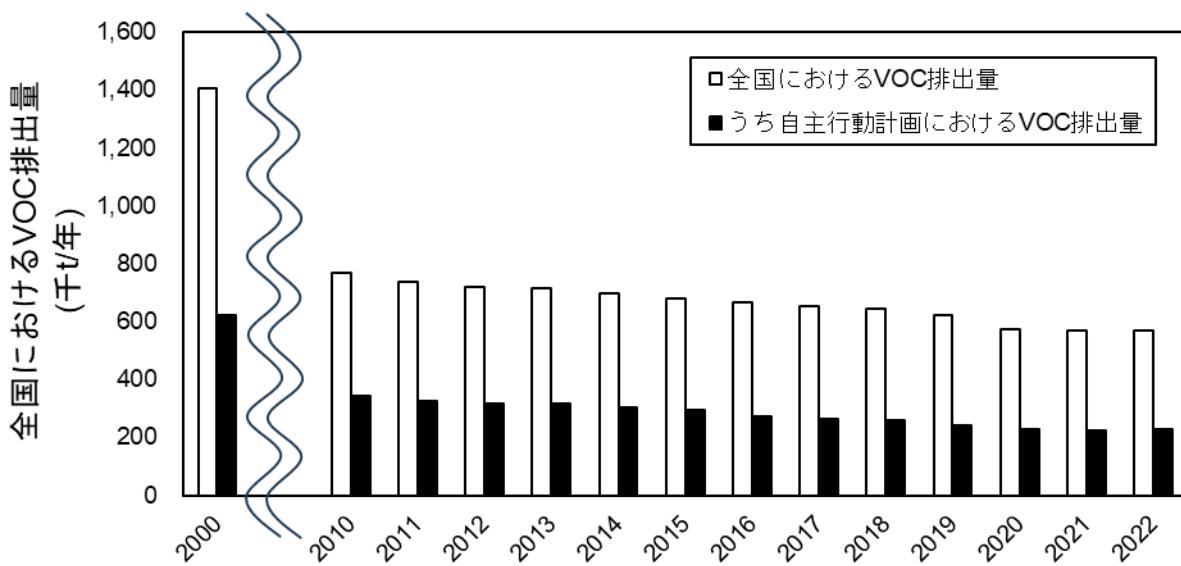


図 1-7 全国における揮発性有機化合物 (VOC) 排出量の推移

(出典: 環境省, 2023b)

NO_x排出量の減少によるO_x濃度の増加は、2019年に発生した「新型コロナウイルス (SARS-CoV-2)」による「新型コロナウイルス感染症 (COVID-19)」の拡大を防止するために実施されたロックダウンの期間中に実際に観測された。新型コロナウイルスは2019年に中国武漢市でその存在が確認されてから2020年には世界中に新型コロナウイルス及び新型コロナウイルス感染症が拡大した (Zhu et al., 2020)。感染拡大を受けて2020年以降は中国武漢市を含め多くの国でロックダウン (都市封鎖) が実施された。日本ではロックダウンは実施されていないが、2020年1月15日に国内で初の感染者が確認されてから約3ヶ月後の4月7日に、東京都、神奈川県、埼玉県、千葉県、大阪府、兵庫県、福岡県の7都府県に緊急事態宣言が発出 (4月16日には対象地域が全都道府県に拡大) され、外出の自粛が呼びかけられた。

新型コロナウイルスの感染拡大を防ぐためにロックダウンの実施や緊急事態宣言の発出が行われたが、これらは“大気質の改善”という副次的な効果をもたらした。Lian et al. (2020) は、中国武漢市ではロックダウンによって大気質が大幅に改善され、PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、COの濃度が減少したことを明らかにした。また、世界で最も汚染された都市の1つとされるインドの首都であるデリーにおいても、PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO、NH₃の濃度が減少したことが報告された(Mahato et al., 2020)。特に、PM₁₀及びPM_{2.5}の濃度は50%以上が削減された (Mahato et al., 2020)。Kumari and Toshniwal (2020) も同様に、世界の12都市における162の観測地点のデータを用いてロックダウン前後の大気質の比較を行った。そこでは、前述のように北京(中国)やデリー(インド)などの大気汚染が深刻な都市においてはより顕著に大気質が改善されたが、それ以外の地点でもPM_{2.5}、PM₁₀、NO₂が減少していることが示された(Kumari and Toshniwal, 2020)。日本も同様に、国設大気測定局(9つの一般局)における常時監視結果を用いて緊急事態宣言が発出されていた2020年4~5月の大気汚染物質の濃度と過年度(2011~2019年)における濃度の比較が行われ、PM_{2.5}は37%、NO_xは7~35%減少していたことが報告された(環境省, 2020)。Fu et al. (2020) は、日本の緊急事態宣言期間における自動車利用率の減少率は30%であり、これは世界の主要都市の中で最も低い水準ではあるものの、前年に比べてNO₂が約20%削減されたことを示した。

Kumari and Toshniwal (2020) は、ロックダウンの前後で PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂ の濃度が著しく減少したのに対して、O₃ 濃度は北京やデリーを含む多くの都市で増加したことを示した。また、O₃ 濃度が増加した理由として、①前駆物質である NO_x や VOC の排出量が減少したこと、②一酸化窒素 (NO) 濃度が低下したことで、NO と O₃ が反応して O₃ 濃度を減少させる「NO タイトレーション効果」が低下したこと、③日光や気温などの気象条件の変化により O₃ が生成されたことを挙げた (Kumari and Toshniwal, 2020)。

Kumari and Toshniwal (2020) の他にもロックダウンの前後で O₃ 濃度が増加した事例は多数報告された (表 1-2)。Sicard et al. (2020) は、ヨーロッパ南部の 4 都市 (ニース、ローマ、トリノ、バレンシア) 及び中国武漢市では、2017~2019 年の同時期に比較して 2020 年のロックダウン期間の O₃ 濃度が 24%、14%、27%、2.4%、36% 増加したことを報告した。これらの増加も NO_x 排出量の大幅な減少が原因とされる (Sicard et al., 2020)。Tobías et al. (2020) は、バルセロナ (スペイン) においても、同様の理由で O₃ 濃度が約 50% 増加したことを示した。Roy et al. (2021) は、南アジア (8ヶ国) と東南アジア (11ヶ国) の計 19ヶ国を対象としてロックダウンによる大気質への影響を評価した。そこでは、ロックダウンが行われるシナリオと、通常の経済活動が行われるシナリオの BAU (Business as usual) が比較された。その結果、BAU と比べて NO₂、PM_{2.5}、SO₂、CO の濃度はそれぞれ平均で 24.16%、19.51%、20.25%、6.88% 減少したことが推定されたが、O₃ 濃度は 4.52% 増加した (Roy et al., 2021)。これらの研究を踏まえて、「新型コロナウイルス感染症 (COVID-19)」の拡大を防止するために実施されたロックダウンによって、NO₂、SO₂、CO、PM を含む主要な汚染物質の改善は見られたが、かえって O₃ 濃度は増加したことが言える。また、それは特定の国や地域に限らずヨーロッパやアジア地域を含む世界中で同様の事象が観測された。

前述のように、日本では O_x の環境基準達成率が極めて低い水準で推移していることから、前駆物質の削減が O_x 濃度に与える影響についてシミュレーションモデルによる調査が行われてきた。2019 年に発生した新型コロナウイルスの感染拡大を防ぐために行われたロックダウンでは、期せずして前駆物質が大幅に削減された。それによりシミュレーションモデルではなく、実際に O₃ 濃度が変化 (増加) することが確認された。今後、同様のロックダウンや大規模な災害等によって前駆物質の排出量が減少することは想定の範囲内であり、特に自動車に関しては次世代自動車の普及等による排出削減も考えられる。そのため、本研究では NO₂ 排出量の減少時における O₃ 濃度の増加を自動車による環境問題と定義した。

表 1-2

ロックダウンによってオゾン (O₃) 濃度の増加が観測された都市

著者名	出版年	都市 (国)
Sicard et al.	2020	ニース (フランス)、ローマ・トリノ (イタリア)、 バレンシア (スペイン)、武漢 (中国)
Siciliano et al.	2020	リオデジャネイロ (ブラジル)
Tobías et al.	2020	バルセロナ (スペイン)
Hashim et al.	2021	バグダッド (イラク)
Roy et al.	2021	アフガニスタン、パキスタン、インド、バングラデシュ、ネパール、 ブータン、スリランカ、ラオス、タイ、ベトナム、ミャンマー、 フィリピン、カンボジア

1.4 地球温暖化を踏まえたこれからの自動車交通のあり方

1.3節までは過去から現在までの自動車による環境問題の現状及び課題について述べた。その一方で、今後の環境問題について議論する上では、「従来型自動車」から「電気自動車」への転換を考慮に入れる必要があると考える。ここで「電気自動車」には「ハイブリッド自動車 (Hybrid electric vehicle, HEV)」「プラグインハイブリッド自動車 (Plug-in hybrid vehicle, PHV)」「バッテリー式電気自動車 (Battery electric vehicle, BEV)」「燃料電池自動車 (Fuel cell vehicle, FCV)」を含む。電気自動車を製造から使用、廃棄までのライフサイクルで評価した場合、褐炭や石炭、重油の燃焼で電気が生産されている地域では電気自動車はかえって環境に負の影響をもたらすことが示唆されているが、温室効果ガスを排出しないクリーンエネルギーと組み合わせることで気候変動や大気質の改善をもたらすことが期待されている (Hawkins et al., 2013)。

欧州連合 (European union, EU) では、2019年に発表した『欧州グリーンディール』を踏まえて2023年3月には「2035年には新車からの(化石燃料に由来するCO₂排出量)排出ゼロ」とする方針を決定した。また、中国でも『省エネルギー車・新エネルギー車技術ロードマップ2.0』において「自動車販売台数に占める新エネルギー車の割合を50%以上にすること」を目標に掲げた (JETRO, 2020)。アメリカでは、2021年に「2030年までに販売される新車(乗用車と小型トラック)の50%以上を、電気自動車(BEV及びPHV)と燃料電池車(FCV)とする」大統領令を発令した (JETRO, 2021)。日本も例外ではなく、2021年に策定された『2050年カーボンニュートラルに伴うグリーン成長戦略』において「乗用車は、2035年までに、新車販売で電動車100%を実現」とする『電動化目標』を掲げている (経産省, 2024b)。

これらの政府目標を受けて、主要メーカーでも電動化目標を掲げて電気自動車の導入が進められる (JETRO, 2022)。日本では、東京都主税局がMRI (2022)に委託した調査結果において、従来型自動車(Conventional vehicle, CV)の新車販売台数は2020年に2,428,000台であるが2035年には0台になることが想定された(表1-3)。一方、電気自動車(Electric vehicle, EV)は2020年の1,425,000台から2035年に3,525,000台となり2050年には2020年の約2倍となる2,768,000台となる予測が行われた (MRI, 2022)。

表 1-3

2020~2050年における乗用車新車販売台数の想定

	CV(台)	EV(台)					合計
		HEV	PHV	BEV	FCV		
2020	2,428,000	1,390,000	16,000	18,000	1,000	1,425,000	
2025	2,394,000	1,427,000	34,000	50,000	2,000	1,513,000	
2030	2,171,000	1,439,000	82,000	130,000	6,000	1,657,000	
2035	0	3,011,000	192,000	301,000	21,000	3,525,000	
2040	0	2,571,000	271,000	381,000	24,000	3,247,000	
2050	0	1,674,000	401,000	673,000	20,000	2,768,000	

(出典: MRI, 2022)

1.5 今後の自動車交通により想定される将来的な環境問題

クリーンエネルギーの使用を前提とした従来型自動車から電気自動車への転換は、特に使用段階での温室効果ガスや大気汚染物質の削減をもたらし、カーボンニュートラルへの貢献や大気質の改善などの効果が期待される。ヨーロッパ諸国においてはカーボンニュートラルだけでなく大気質の改善を目的とした車両の電動化が奨励されている (Timmers and Achten, 2016)。一方で、使用段階では自動車排出ガスに対する規制や車両の電動化が進むことによる「非排出ガス (Non-exhaust emission, NEE)」による寄与の増加が懸念される (Denier van der Gon et al., 2013)。Ketzel et al. (2007) は、ヨーロッパ諸国では PM₁₀ 排出量のうち約 50~80 %が非排出ガスによるものであることを示した。さらに、Singh et al. (2020) は、インドの首都・デリーでは自動車から発生する PM の 86 %は非排出ガスであり、自動車排出ガス (14 %) の約 6 倍であることを明らかにした。Piscitello et al. (2021) は、多くの文献において、PM_{2.5} 及び PM₁₀ の排出量に占める非排出ガスの割合が排出ガスの割合に匹敵するかそれを上回っていることを示した上で、電気自動車の増加などによって非排出ガスの寄与は今後も着実に増加していく可能性に言及した。

非排出ガスは、ブレーキやタイヤ、道路の表面が摩耗することによって発生する PM から構成される (Thorpe and Harrison, 2008)。また、それらの粒子が堆積している状態で自動車が通過することによって巻き上げられる PM を非排出ガスに含む場合もある (Thorpe and Harrison, 2008)。その中でもブレーキの摩耗によって発生する粒子 (ブレーキ摩耗粒子) は、交通量が多くブレーキの使用頻度が高い地域では最も重要な発生源の一つと考えられている (Grigoratos and Martini, 2015)。Grigoratos and Martini (2015) は、自動車からの非排出ガスのうち 16~55 %がブレーキ摩耗粒子であることを明らかにした。さらに、自動車からの PM₁₀ 排出量に占めるブレーキ摩耗の寄与は 11~21 %とした (Grigoratos and Martini, 2015)。

ブレーキ摩耗粒子は非排出ガスに占める割合が大きいだけでなく粒子に含まれる金属による健康や環境に対する影響が懸念される (Fu, et al., 2023)。Hulskotte et al. (2014) は、使用過程車に使われている 65 個のブレーキパッドに対して蛍光 X 線分析法により組成を分析した。その結果、ブレーキパッドに含まれる主な金属は、鉄 (Fe)、銅 (Cu)、亜鉛 (Zn)、錫 (Sn) であることを示した (Hulskotte et al., 2014)。Grigoratos and Martini (2015) も同様に、ブレーキパッドに最も多く含まれる金属として、Fe、Cu、Zn、鉛 (Pb) を挙げた。そのうち Cu は食物連鎖を支える水生生物にとって有害である可能性が高く、生態系全体に影響を及ぼすことが指摘されてきた (Lee and Filip, 2013)。すなわち、魚の嗅覚を阻害することで獲物に狙われやすくなる (Washington State Department of Ecology, 2024)。アメリカ・ワシントン州では、ブレーキパッドに含まれる Cu の使用を削減することを目的とする州法 (Better Brakes Law) が 2010 年に可決された (Washington State Senate Bill SB-6557)。カリフォルニア州でも同様の州法 (Brake Pad Law) が 2010 年に成立した (California State Senate Bill SB-346)。これらの州法では、Cu を含む割合が 2021 年以降は 5 %、2025 年以降は 0.5 %を超える摩擦材の販売を禁止することが定めている。アメリカでは、第三者機関である自動車製造業者機器適合機関 (Automotive Manufacturers Equipment Compliance Agency, Inc., AMECA) によってブレーキ摩擦材の化学分析が行われ、この認定を受けたブレーキパッドは認証マーク (LeafMark) が貼られて販売される (萩野, 2020)。LeafMark では規制対象物質の含有量に応じて「Level A」「Level B」「Level N」に格付けされる (図 1-8)。また、2015 年にはアメリカ合衆国環境保護庁 (United States Environmental Protection Agency, USEPA) が自動車業界と『ブレーキパッドにおける Cu の使用を削減する覚書 (Memorandum of Understanding on Copper Mitigation in Watershed and Waterways)』に署名を行い段階的な Cu の削減を促した (USEPA, 2024)。

上記の主要な金属に加えて、特に欧州や日本で使用される摩擦材には、三硫化アンチモン (Sb_2S_3) の形でアンチモン (Sb) が含まれていることが報告されている (Roubicek et al., 2008; Grigoratos and Martini, 2015)。Sb は振動を低減して摩擦安定性を向上させるため摩擦調整剤 (摩擦材の効きの強さを調整する役割) として使用される (萩野, 2020)。 Sb_2S_3 は摩擦の過程で酸化され、三酸化アンチモン (Sb_2O_3) に形を変える可能性が指摘されている (von Uexküll et al., 2005; Varrica et al., 2013)。 Sb_2O_3 は発がん性をもつ可能性があり (von Uexküll et al., 2005; Varrica et al., 2013; Grigoratos and Martini, 2015)、国際がん研究機関 (International Agency for Research on Cancer, IARC) ではグループ 2B (ヒトに対して発がん性がある可能性がある) に分類される。また、日本においても PRTR 制度で Sb 及びその化合物が第一種指定化学物質 (人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息若しくは生育に支障を及ぼすおそれがある) に指定される。そのため、法的に規制はされていないが、企業の自主的努力によって代替製品を用いた Sb フリー製品の開発が進む (Lee and Filip, 2013; 曙ブレーキ工業, 2018)。Straffelini et al. (2015) は Cu や Sb については代替製品が摩擦性能やブレーキの有効性を落とさないように他の物質に代替されていることを述べた。

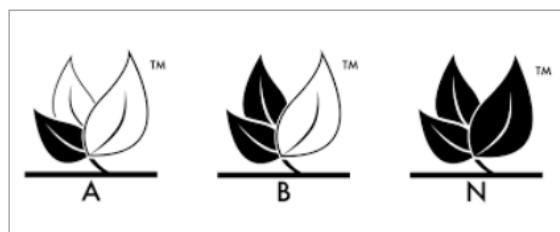
河合ら (2020) は企業の自主的努力によって Sb から Sn に代替が行われ含有率が低下するシナリオを想定した。河合ら (2020) の推定では 2019 年にはブレーキパッドに含まれる Sb の含有率は 0 % となり完全に Sn に代替される。一方で、日本の大手ブレーキメーカーの一つである曙ブレーキ工業株式会社 (2024) の報告書によると、2022 年度には 51,965 kg の Sb が製品に付着して消費された。また、Hulskotte et al. (2014) の分析では、2012 年に使用過程車に使われるブレーキパッドの金属組成を分析したところ、Cu と Sb がそれぞれ 11.2 % (最小で 0.11 %)、2.7 % (最小で 0.01 %) 含まれていることを明らかにした。この分析結果から、新たに市場に供給される自動車に対するこれらの物質の使用を禁止した場合でも、すぐに市場から取り除かれることはなく、これらの健康や環境に対するリスクは将来も残ると考える。

What brake pads comply with this law?

The Brake Manufacturers Council adopted the LeafMark (a three-leaf symbol) to inform customers that a brake pad meets some or all of the Better Brakes Law standards.

The darker the leaf, the more levels of compliance the pad meets:

- **Level A (one leaf)** indicates levels of asbestos, cadmium, chromium, lead, and mercury are limited (2015 requirements).
- **Level B (two leaves)** indicates Level A and copper levels are less than 5% by weight (2021 requirements).
- **Level N (three leaves)** indicates all requirements are met (2025 requirements).



Look for Level N of the LeafMark symbol

Brake pads that meet Level N are already available for many vehicles. When replacing the brake pads on your car or truck, we highly encourage you to ask about these low-copper products.

図 1-8 アメリカで販売されるブレーキパッドに関する認証

(出典: Washington State Department of Ecology, 2024)

1.6 本研究の目的

1960 年代以降、日本ではモータリゼーションが大きく進み、今では自動車販売台数が世界一の企業を有するまでの自動車大国に成長した。その一方で、自動車排出ガスによる健康影響が社会問題となり、1966 年に自動車排出ガスに対する濃度規制に始まり、1967 年に公害対策基本法による環境基準の設定、1968 年には大気汚染防止法の中で自動車排出ガスが定義され排出削減に向けて許容限度が設定された。これらの自動車排出ガスの削減に向けた取組みは現在まで継続的に行われ、近年（2021 年度）では O_x を除く SO_2 、 CO 、 SPM 、 NO_2 、 $PM_{2.5}$ の環境基準達成率が 100 % を達成した（環境省, 2023a; 環境省, 2024b）。

一方で、生産から使用、廃棄までの自動車のライフサイクルのうち、特に使用（走行時）においては、環境問題の課題が残る。1.3 節以降では、特に自動車走行時における 3 つの環境経由の負荷を挙げた。まずは、自動車騒音による身体的健康影響である（1.3.1 項）。日本では、自動車排出ガスに対する規制と同時期から自動車騒音に対しても環境基準が定められ騒音規制法等による対策が講じられてきた。そのため、現在の環境基準においては 2009 年度以降の環境基準達成率が 90.0 % を上回る（環境省, 2024c）。ところが、上記の基準は感覚公害としての騒音に対して設定された基準であり、設定当時の科学的知見では 2011 年に WHO が指摘した虚血性心疾患や高度の睡眠妨害などの身体的健康影響については考慮されていない。WHO (2011) はヨーロッパ西部の地域では毎年 100 万年以上の健康寿命が失われていることを指摘しており、自動車騒音による身体的健康影響が懸念されてきた。環境基本法では環境基準を「常に適切な科学的判断が加えられ、必要な改定がなされなければならない」としているため（e-Gov 法令検索, 2024c）、WHO (2011) が提示した知見を含め最新の科学的知見を踏まえて評価する必要がある。

次に、交通量変化によるオゾンの増加である（1.3.2 項）。日本では、依然として O_x の環境基準達成率が低く、経済産業省や環境省で O_x の削減に向けて（主にシミュレーションモデルを用いた）調査や対策の検討が行われてきた。シミュレーションモデルを用いた調査では、前駆物質である NO_x 排出量が変化しない場合は VOC 排出量の削減により O_x 濃度が減少するものの、 NO_x 排出量のみが削減された場合には O_x 濃度が増加する可能性があることが示された。このようにシミュレーションモデルを用いた調査では前駆物質の削減による影響は示されていたが、2019 年に発生した新型コロナウイルスの感染拡大を防ぐために世界各地で実施されたロックダウンによって、大幅な削減による実際影響が見られた。そこでは、ヨーロッパやアジア地域を含む世界中で NO_x 排出量が大幅に削減（大気質が改善）されたが、 O_3 濃度は増加する事象が見られた。今回の事象によって NO_x 排出量の大幅な削減による O_3 濃度の増加が起りうることが示された。今後、同様のロックダウンや大規模な災害等によって NO_x 排出量が減少することは想定の範囲内であるため、潜在的リスクとして捉え、適切に評価・管理しなければならない。

最後に、今後の自動車交通により想定される将来的な環境問題として非排出ガスを挙げた（1.5 節）。将来的に従来型自動車から電気自動車へ転換が進み、自動車排出ガスが削減されることが考えられるが、その一方で非排出ガスが占める割合の増加が懸念される。非排出ガスの中でもブレーキ摩耗は最も重要な発生源であり、特にブレーキ摩耗粒子に含まれる Cu は環境への影響、Sb は発がん性の可能性がある。今後非排出ガスが自動車による主要な環境問題となることから、リスク評価手法の構築が課題である。

上記を踏まえて、自動車走行時における 3 つの環境経由の負荷に対して、健康影響の評価手法を構築すること及びケーススタディとして実際の都市を対象として健康影響の評価を行うことを目的とした。健康影響の評価では、統一した指標を用いて評価を行うことで異なる事象によつてもたらされるリスクの比較を可能とした。また、対策を実行した場合のそれぞれのリスクに対する影響の評価も可能とした。

1.7 本論文の構成

本論文は第1章から第5章までの全5章から構成される(図1-9)。第1章では、日本の自動車産業の発展とそれによる環境問題を整理した上で自動車による環境問題の現状及び課題を示した。環境問題の課題として自動車騒音、O₃の増加、非排出ガスの3つの環境経由の負荷を挙げ、第2章以降ではそれらの健康リスク評価手法の構築及び実際適用、追加的な方策の検討や予防的方策に向けた知見を示した。

第2章では、自動車騒音による虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害をエンドポイントとして、自動車騒音による健康リスクを定量的に評価する手法を構築した。また、日本の都市を対象として実際に手法を適用した。最後にリスク低減に向けた方策の検討を行い、追加的なシナリオとして健康リスクを求めた。

第3章では、新型コロナウイルス対策としての緊急事態宣言が発出された期間(2020年4月~5月)における交通量の減少をシナリオとして、NO₂排出量の変化がO₃濃度及びO₃による健康リスクに与える影響を評価する手法を構築した。本章においても日本の都市を対象として実際に評価手法を適用した。

第4章では、2050年度までの車両台数の予測及びブレーキパッドに含まれる重金属(Cu及びSb)の含有率の想定からブレーキ摩耗によるCu及びSbの発生量を推定した。また、大気拡散モデル(ADMER)を用いて2050年度におけるCu及びSbの広域的な濃度分布を求め、2020年度の濃度分布と比較した。Sbについては日本全国及び大阪市を対象として2020年度から2050年度までの健康リスクを評価した。

第5章では、設定した課題に対する総括を行い、本研究の意義、特に構築したリスク評価手法の活用について述べた。また、本研究で構築したリスク評価手法に関する今後に向けた発展的な課題を挙げた。

本研究の目的 :

1. 自動車走行時の環境経由の負荷による健康リスクの評価手法を構築する
2. 構築した手法を実際の都市(大阪市)に適用することでリスクを推定する

課題①

自動車騒音による身体的健康影響に対するリスクの評価手法の構築
(第2章)

課題②

NO₂排出量減少時のO₃濃度の推定及び健康リスク評価手法の構築
(第3章)

課題③

ブレーキ摩耗に由来する非排出ガスによる将来的な環境影響に関する予測
(第4章)

第5章 : 結論

本研究の総括ならびに本研究の意義

図1-9 本論文の構成

参考文献

- Denier van der Gon, H.A.C., Gerlofs-Nijland, M.E., Gehrig, R., Gustafsson, M., Janssen, N., Harrison, R.M., Hulskotte, J., Johansson, C., Jozwicka, M., Keuken, M., Krijgsheld, K., Ntziachristos, L., Riediker, M., Cassee, F.R., 2013. The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future - An International Workshop Report and Consensus Statement. *Journal of the Air & Waste Management Association.* 63 (2), 136–149. <https://doi.org/10.1080/10962247.2012.741055>.
- Devleesschauwer, B., Havelaar, A.H., Maertens de Noordhout, C., Haagsma, J.A., Praet, N., Dorny, P., Duchateau, L., Torgerson, P.R., Van Oyen, H., Speybroeck, N., 2014. Calculating disability-adjusted life years to quantify burden of disease. *International Journal of Public Health.* 59, 565–569. <https://doi.org/10.1007/s00038-014-0552-z>.
- Eriksson, C., Bodin, T., Selander, J., 2017. Burden of disease from road traffic and railway noise - a quantification of healthy life years lost in Sweden. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health.* 43 (6), 519–525. <https://doi.org/10.5271/sjweh.3653>.
- Fu, F., Purvis-Roberts, K.L., Williams, B., 2020. Impact of the COVID-19 Pandemic Lockdown on Air Pollution in 20 Major Cities around the World. *Atmosphere.* 11 (11), 1189. <https://doi.org/10.3390/atmos11111189>.
- Fu, Z., Wu, Y., Zhao, S., Bai, X., Liu, S., Zhao, H., Hao, Y., Tian, H., 2023. Emissions of multiple metals from vehicular brake linings wear in China, 1980–2020. *Science of The Total Environment.* 889, 164380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164380>.
- Grigoratos, T., Martini, G., 2015. Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research.* 22, 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>.
- Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T.A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.C., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O.C.; EBoDE Working Group, 2014. Environmental Burden of Disease in Europe: Assessing Nine Risk Factors in Six Countries. *Environmental Health Perspectives.* 122 (5), 439–446. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>.
- Hashim, B.M., Al-Naseri, S.K., Al-Maliki, A., Al-Ansari, N., 2021. Impact of COVID-19 lockdown on NO₂, O₃, PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations and assessing air quality changes in Baghdad, Iraq. *Science of The Total Environment.* 754, 141978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141978>.
- Hawkins, T.R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., 2013. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology.* 17 (1), 53–64. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x>.
- Hulskotte, J.H.J., Roskam, G.D., Denier van der Gon, H.A.C., 2014. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors. *Atmospheric Environment.* 99, 436–445. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.007>.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., Düring, I., Pohjola, M., Oettl, D., Gidhagen, L., Wåhlin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M., Berkowicz, R., 2007. Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment.* 41 (40), 9370–9385. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.005>.

- Kumari, P., Toshniwal, D., 2020. Impact of lockdown on air quality over major cities across the globe during COVID-19 pandemic. *Urban Climate*. 34, 100719. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100719>.
- Lee, P.W., Filip, P., 2013. Friction and wear of Cu-free and Sb-free environmental friendly automotive brake materials. *Wear*. 302 (1–2), 1404–1413. <https://doi.org/10.1016/j.wear.2012.12.046>.
- Lian, X., Huang, J., Huang, R., Liu, C., Wang, L., Zhang, T., 2020. Impact of city lockdown on the air quality of COVID-19-hit of Wuhan city. *Science of The Total Environment*. 742, 140556. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140556>.
- Mahato, S., Pal, S., Ghosh, K.G., 2020. Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on air quality of the megacity Delhi, India. *Science of The Total Environment*. 730, 139086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139086>.
- Murray, C.J.L., Lopez, A.D., 1996. The Global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020 summary. <https://iris.who.int/handle/10665/41864> (accessed 1 July 2024).
- Piscitello, A., Bianco, C., Casasso, A., Sethi, R., 2021. Non-exhaust traffic emissions: Sources, characterization, and mitigation measures. *Science of The Total Environment*. 766, 144440. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144440>.
- Roubicek, V., Raclavska, H., Juchelkova, D., Filip, P., 2008. Wear and environmental aspects of composite materials for automotive braking industry. *Wear*. 265 (1–2), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.wear.2007.09.006>.
- Roy, S., Saha, M., Dhar, B., Pandit, S., Nasrin, R., 2021. Geospatial analysis of COVID-19 lockdown effects on air quality in the South and Southeast Asian region. *Science of The Total Environment*. 756, 144009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144009>.
- Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., Rodriguez, J.J.D., Calatayud, V., 2020. Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Science of The Total Environment*. 735, 139542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>.
- Siciliano, B., Dantas, G., da Silva, C.M., Arbillia, G., 2020. Increased ozone levels during the COVID-19 lockdown: Analysis for the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of The Total Environment*. 737, 139765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139765>.
- Singh, V., Biswal, A., Kesarkar, A.P., Mor, S., Ravindra, K., 2020. High resolution vehicular PM10 emissions over megacity Delhi: Relative contributions of exhaust and non-exhaust sources. *Science of The Total Environment*. 699, 134273. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134273>.
- Straffolini, G., Ciudin, R., Ciotti, A., Gialanella, S., 2015. Present knowledge and perspectives on the role of copper in brake materials and related environmental issues: A critical assessment. *Environmental Pollution*. 207, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.024>.
- Thorpe, A., Harrison, R.M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*. 400 (1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>.
- Timmers, V.R.J.H., Achten, P.A.J., 2016. Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment*. 134, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017>.

- Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M.C., Alastuey, A., Querol, X., 2020. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of The Total Environment*. 726, 138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>.
- von Uexküll, O., Skerfving, S., Doyle, R., Braungart, M., 2005. Antimony in brake pads-a carcinogenic component? *Journal of Cleaner Production*. 13 (1), 19–31. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.10.008>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2024. Copper-Free Brake Initiative. <https://www.epa.gov/npdes/copper-free-brake-initiative> (accessed 1 July 2024).
- Varrica, D., Bardelli, F., Dongarrà, G., Tamburo, E., 2013. Speciation of Sb in airborne particulate matter, vehicle brake linings, and brake pad wear residues. *Atmospheric Environment*. 64, 18–24. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.067>.
- Volkswagen Group, 2024. Volkswagen Group achieves robust annual results for 2023, with a strong fourth quarter. <https://www.volkswagen-group.com/en/press-releases/volkswagen-group-achieves-robust-annual-results-for-2023-with-a-strong-fourth-quarter-18250> (accessed 1 July 2024).
- Washington State Department of Ecology, 2024. Better Brakes. <https://ecology.wa.gov/waste-toxics/reducing-toxic-chemicals/washingtons-toxics-in-products-laws/better-brakes-law> (accessed 1 July 2024).
- World Health Organization (WHO), 2011. Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe. <https://www.who.int/publications/i/item/9789289002295> (accessed 1 July 2024).
- Zhu, H., Wei, L., Niu, P., 2020. The novel coronavirus outbreak in Wuhan, China. *Global Health Research and Policy*. 5 (6), 1-3. <https://doi.org/10.1186/s41256-020-00135-6>.
- 曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2018. AKEBONO REPORT 2018. <https://www.akebono-brake.com/ir/library/report.html> (accessed 1 July 2024).
- 曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2024. 環境マネジメント (環境目標と実績). https://www.akebono-brake.com/csr_environment/environment/management/index.html (accessed 1 July 2024).
- 池田俊也, 田端航也, 1998. わが国における障害調整生存年 (DALY) 簡便法による推計の試み. 医療と社会. 8 (3), 83-99. https://doi.org/10.4091/iken1991.8.3_83.
- 一般財団法人自動車検査登録情報協会 (自検協), 2024. 自動車保有台数. <https://www.airia.or.jp/publish/statistics/number.html> (accessed 1 July 2024).
- 一般社団法人日本自動車工業会 (自工会), 2023. 2023 年版 日本の自動車工業. <https://www.jama.or.jp/library/publish/index.html#carindustry> (accessed 1 July 2024).
- 鵜野伊津志, 王哲, 弓本桂也, 板橋秀一, 長田和雄, 入江仁士, 山本重一, 早崎将光, 菅田誠治, 2017. PM_{2.5}越境問題は終焉に向かっているのか? 大気環境学会誌. 52 (6), 177–184. <https://doi.org/10.11298/taiki.52.177>.
- 株式会社三菱総合研究所 (Mitsubishi Research Institute, Inc., MRI), 2022. 令和 3 年度東京都主税局委託調査『自動車に係る将来の行政需要及び税収シミュレーション調査 報告書』. <https://www.tax.metro.tokyo.lg.jp/report/material/itaku.html> (accessed 1 July 2024).
- 河合巧真, 小島直也, 東海明宏, 2020. 知見更新に伴う自動車ブレーキパッド由来アンチモン暴露濃度推定. 日本リスク研究学会誌. 29 (4), 261–271. <https://doi.org/10.11447/sraj.29.261>.

- 環境庁, 1972. 昭和 47 年版環境白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/s47/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境庁, 1973. 昭和 48 年版環境白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/s48/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境庁, 1993. 平成 5 年版環境白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h05/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境庁, 1994. 平成 6 年版環境白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h06/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2002. 平成 12 年度騒音規制法施行状況調査について.
https://www.env.go.jp/air/noise/kujou_h12/index.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2012. 光化学オキシダント調査検討会報告書 (平成 24 年 3 月).
https://www.env.go.jp/air/osen/pc_oxidant/conf/chosa.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2014a. 粒子状物質等専門委員会 (第 2 回) 議事次第・配布資料「資料 3 日本の PM2.5 はどこからくるのか越境汚染の寄与をさぐる~(金谷委員)」. <https://www.env.go.jp/council/07air-noise/y078-02a.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2014b. 光化学オキシダント調査検討会報告書 (平成 26 年 3 月).
https://www.env.go.jp/air/osen/pc_oxidant/conf/chosa_h25.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2015. 微小粒子状物質の国内における排出量抑制の在り方について (中間取りまとめ).
<https://www.env.go.jp/council/toshin/t09-h2605.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2017. 光化学オキシダント調査検討会報告書 (平成 29 年 3 月).
https://www.env.go.jp/air/osen/pc_oxidant.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2020. 中央環境審議会 大気・騒音振動部会 (第 14 回) 「資料 5-2 新型コロナウイルス感染症緊急事態宣言等の影響による大気汚染状況の変化」. https://www.env.go.jp/council/07air-noise/14_1.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2022. 気候変動対策・大気環境改善のための光化学オキシダント総合対策について (令和 4 年 1 月). https://www.env.go.jp/air/osen/pc_oxidant.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2023a. 令和 5 年版環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書.
<https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r05/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2023b. 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリ報告書 (令和 5 年度).
https://www.env.go.jp/air/osen/voc/inventoryR5_00001.html (accessed 1 August).
- 環境省, 2024a. 大気汚染状況 (令和 3 年度). <https://www.env.go.jp/air/osen/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024b. 令和 3 年度 大気汚染状況について.
https://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_r1_1/r3version.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024c. 自動車交通騒音の状況. <https://www.env.go.jp/air/car/noise/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024d. 令和 4 年度自動車交通騒音の状況について. https://www.env.go.jp/press/press_02868.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024e. 騒音規制法施行状況調査. <https://www.env.go.jp/air/noise/index.html> (accessed 1 July 2024).

環境省, 2024f. 撥発性有機化合物 (VOC) の排出規制制度. <https://www.env.go.jp/air/osen/voc/seido.html> (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2018. 第 6 回 産業構造審議会 産業技術環境分科会 産業環境対策小委員会「資料 2-2 光化学オキシダント等大気環境に係る科学的知見等に関する調査 (概要)」.

https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/sangyo_kankyo/006.html (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2020. 令和元年度 VOC 排出削減効果の定量的評価に関する調査報告書 (令和 2 年 3 月). <https://www.meti.go.jp/policy/voc/index.html> (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2021. 令和 2 年度 VOC 排出削減効果の定量的評価に向けた検討等業務報告書 (令和 3 年 3 月). <https://www.meti.go.jp/policy/voc/index.html> (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2022. 令和 3 年度 VOC 排出削減効果の定量的評価に向けた検討等業務報告書 (令和 4 年 3 月). <https://www.meti.go.jp/policy/voc/index.html> (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2024a. 第 12 回 産業構造審議会 産業技術環境分科会 産業環境対策小委員会「資料 2 撥発性有機化合物 (VOC) 排出抑制のための自主的取組の状況」.

https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/sangyo_kankyo/012.html (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2024b. 2050 年カーボンニュートラルに伴うグリーン成長戦略.

https://www.meti.go.jp/policy/energy_environment/global_warming/ggs/index.html (accessed 1 July 2024).

公益財団法人高速道路調査会 (高速道路調査会), 2016. 高速道路五十年史. <https://www.express-highway.or.jp/company/document/50th.html> (accessed 1 July 2024).

公益社団法人日本騒音制御工学会 (日本騒音制御工学会) 編, 2019. 騒音規制の手引き [第 3 版] -騒音規制法逐条解説/関連資料集-. 技報堂出版株式会社.

公害等調整委員会事務局, 2023. 令和 4 年度 公害苦情調査結果報告書.

https://www.soumu.go.jp/kouchoi/knowledge/report/kujyou-r4_index.html (accessed 1 July 2024).

厚生省, 1971. 昭和 46 年版公害白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/s46/index.html> (accessed 1 July 2024).

国立研究開発法人国立環境研究所 (国環研), 2024. 環境基準等の設定に関する資料集.

<https://www.nies.go.jp/eqsbasis/> (accessed 1 July 2024).

島正之, 2020. 大気環境と健康 -日本における経験と世界の現状-. 日本健康医学会雑誌. 29 (2), 122-129.
https://doi.org/10.20685/kenkouigaku.29.2_122.

衆議院, 2024a. 第 055 回国会 制定法律の一覧 「法律第百三十二号 (昭四二・八・三)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/05519670803132.htm (accessed 1 July 2024).

衆議院, 2024b. 第 064 回国会 制定法律の一覧 「法律第百三十二号 (昭四五・一二・二五)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/06419701225132.htm (accessed 1 July 2024).

衆議院, 2024c. 第 128 回国会 制定法律の一覧 「法律第百九十一号 (平五・一一・一九)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/12819931119091.htm (accessed 1 July 2024).

衆議院, 2024d. 第 058 回国会 制定法律の一覧 「法律第九十七号 (昭四三・六・一〇)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/05819680610097.htm (accessed 1 July 2024).

衆議院, 2024e. 第 058 回国会 制定法律の一覧 「法律第九十八号 (昭四三・六・一〇)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/05819680610098.htm (accessed 1 July 2024).

衆議院, 2024f. 第 064 回国会 制定法律の一覧 「法律第百三十五号 (昭四五・一二・二五)」

https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/06419701225135.htm (accessed 1 July 2024).

大気環境学会史料整理研究委員会, 2000. 日本の大気汚染の歴史. ラテイス株式会社.

田鎖順太, 高橋颯, 深澤孝一郎, 松井利仁, 2017. 札幌市全域を対象とした道路交通騒音マップの作成および健康影響評価. 公益社団法人日本騒音制御工学会秋季研究発表会講演論文集. 2017-11, 111-114.

田鎖順太, 松井利仁, 2021. 我が国における道路交通騒音による健康リスク - 欧州環境騒音ガイドラインに基づく推定. 日本衛生学雑誌. 76, 19014. <https://doi.org/10.1265/jjh.19014>.

独立行政法人国立公文書館 (国立公文書館), 2015. 高度成長の時代へ 1951-1972 「20. 公害問題への対策」. <https://www.archives.go.jp/exhibition/digital/high-growth/contents/20/index.html> (accessed 1 July 2024).

独立行政法人日本貿易振興機構 (Japan External Trade Organization, JETRO), 2020. ビジネス短信「2035 年までの自動車技術ロードマップを発表、販売台数に占める新エネルギー車の割合を 50%以上に」. <https://www.jetro.go.jp/biznews/2020/11/429bf4411a60db56.html> (accessed 1 July 2024).

独立行政法人日本貿易振興機構 (Japan External Trade Organization, JETRO), 2021. ビジネス短信「バイデン米政権、2030 年までに新車の半数以上を EV、FCV とする大統領令」.

<https://www.jetro.go.jp/biznews/2020/11/429bf4411a60db56.html> (accessed 1 July 2024).

独立行政法人日本貿易振興機構 (Japan External Trade Organization, JETRO), 2022. 欧州自動車市場におけるゼロエミッション化関連最新動向 (2022 年 12 月).

<https://www.jetro.go.jp/world/reports/2022/01/95469fa5c68e80d9.html> (accessed 1 July 2024).

トヨタ自動車株式会社 (トヨタ自動車), 2012. トヨタ自動車 75 年史 文章で読む 75 年の歩み 「第 2 部 『自動車事業の基盤確立』」. <https://www.toyota.co.jp/jpn/company/history/75years/text/index.html> (accessed 1 July 2024).

トヨタ自動車株式会社 (トヨタ自動車), 2024. 2023 年 年間 (1 月 - 12 月) 販売・生産・輸出実績.

<https://global.toyota/jp/company/profile/production-sales-figures/202312.html> (accessed 1 July 2024).

中西準子, 篠崎裕哉, 井上和也, 2009. オゾン: 光化学オキシダント (詳細リスク評価書シリーズ 24). 丸善出版株式会社.

萩野浩之, 2020. 自動車の排出ガス・粉じんと大気環境-第 7 講 自動車から排出されるブレーキ摩耗粉じん-. 大気環境学会誌. 55 (2), A18-A35. <https://doi.org/10.11298/taiki.55.A18>.

浜田康敬, 1973. 騒音公害の現状と問題点. 環境技術. 2 (1), 40-46. <https://doi.org/10.5956/jriet.2.40>.

浜田康敬, 1974. 騒音公害の現状と対策. 環境技術. 3 (1), 45-50. <https://doi.org/10.5956/jriet.3.45>.

e-Gov 法令検索, 2024a. 大気汚染防止法 (昭和四十三年法律第九十七号). https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=343AC0000000097_20220617_504AC0000000068 (accessed 1 July 2024).

e-Gov 法令検索, 2024b. 大気汚染防止法施行令 (昭和四十三年政令第三百二十九号). https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=343CO0000000329_20221001_503CO0000000275 (accessed 1 July 2024).

e-Gov 法令検索, 2024c. 環境基本法 (平成五年法律第九十一号). <https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=405AC0000000091> (accessed 1 July 2024).

第2章 自動車騒音による身体的健康影響に対するリスクの評価手法の構築

2.1 緒言

第1章で述べたように、日本では自動車排出ガスに対する規制と同じ時期から自動車騒音に対しても環境基準を定め対策が実施されてきた。そのため、環境基準の達成状況は年々改善されてきた（環境省、2024）。ところが、世界保健機関（World Health Organization, WHO）は2011年の報告書の中でヨーロッパ西部の地域では毎年100万年に相当する健康寿命が失われることが報告された（WHO, 2011）。また、報告書では騒音は感覚公害だけでなく虚血性心疾患や高度の睡眠妨害を引き起こす恐れがあることが述べられた（WHO, 2011）。そのため、本章では自動車騒音による身体的健康影響に対する健康リスクの評価手法を構築した。また、特に人口密度が高く交通量が多い（健康リスクが大きい）日本の大阪市に対して評価手法を適用することで、自動車騒音による健康リスクを定量的に評価することを目的とした。2.2節ではケーススタディの対象とする地域を選定した上で、対象地域における自動車騒音の予測方法を示した。また、身体的健康影響として虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害による健康リスクの評価手法を構築した。2.3節で自動車騒音による虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害による健康リスクの推算結果を示した。その際、大気汚染物質による健康リスクとの比較を行った。2.4節では本章の結論を述べた。

2.2 方法

2.2.1 対象地域の選定

本研究では対象地域を人口密度が高く交通量の多い地域に設定した。その理由は二点あり、一点目は人口密度の高い場所では道路や住居、職場が密集しており自動車騒音の影響を受けやすいと考えられるためである。二点目は交通量は自動車騒音の大きさを決定づける重要な要素となるためである（日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）。大阪府の交通量は日本の6大都市（東京都、神奈川県、愛知県、大阪府、兵庫県、福岡県）で最大（輸送トンキロは最大、輸送人キロは東京都に次いで二番目の大きさ）である（表2-1）（国交省, 2019a, 2019b）。さらに、府庁所在地のある大阪市の人口は約270万人であり、人口密度は11,949人/km²と推計されている。これは政令指定都市の中でも最大である（総務省, 2016）。そのため、大阪市は本研究のケーススタディの対象地域としてふさわしい地域であると考えた。

表2-1

2018年度の6大都府県における輸送トンキロならびに輸送人キロ

	都府県別	輸送トンキロ（千トンキロ）	都府県別	輸送人キロ（千人キロ）
1	大阪府	12,782,090	東京都	10,618,884
2	愛知県	12,370,075	大阪府	5,412,465
3	福岡県	9,186,651	神奈川県	4,943,778
4	神奈川県	7,065,952	愛知県	3,475,450
5	兵庫県	6,022,785	福岡県	3,138,386
6	東京都	5,583,123	兵庫県	2,611,154

本研究では、主に実測データを用いて分析を行うため、それらのデータの測定時期が統一されていることが望ましい。ここでは、その条件を満たしておりデータが入手可能な時期のうち、直近の2010年を想定して分析した。対象地域は大阪市における道路交通センサスの調査対象とされる道路の沿道とした。道路交通センサスは、国土交通省が主体となって定期的に実施している自動車交通に関する調査である。道路交通センサスには、騒音レベルの推定に必要となるデータ（車種、旅行速度、走行状態、交通量）が含まれる（交通工学研究会, 2012）。また、環境省 (2015a) は道路端（道路境界）から50m以内のすべての範囲を「自動車の運行に伴う騒音が支配的な音源である地域」と定義している。そのため、本研究では大阪市における道路交通センサスの調査対象道路のうち「道路端（道路境界）から50m以内の範囲」をケーススタディの対象とした。ただし、高速道路（高速自動車国道及び都市高速道路）は多くの場合で一般国道や一般府道と並走しているため、高速道路を走行する自動車による曝露人口を推定することは難しく、不確実性が大きくなるため対象から除外した。また、深澤ら (2016) は、自動車騒音の曝露人口分布から健康影響人口を求める際、建物ごとの高さ情報や建物の利用用途は必ずしも必要がないとしているため、道路端（道路境界）から50m以内の範囲に1階建ての建物があると仮定した（図2-1）。

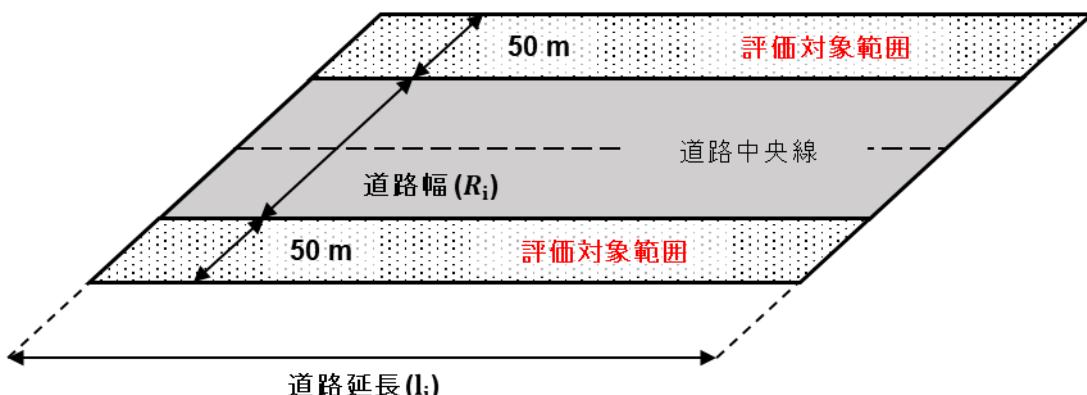


図2-1 本研究における評価対象範囲

2.2.2 自動車騒音の予測

評価対象（受音点）における健康影響を評価するために、まずは発生源における自動車騒音の大きさを予測した。等価騒音レベルは、自動車騒音のような時間とともに変動する騒音の大きさを、平均的な騒音の大きさとして表す指標の一つである。等価騒音レベルについては環境基準にも用いられている。音響パワーレベルは、1台の自動車から発生する騒音のエネルギーの大きさを表すものである。一方、人間の聴覚（聞こえやすさ）は音の周波数によって異なるため、人間の健康リスクを推算する場合には補正を行う必要がある（補正後はA特性音響パワーレベルで表される）。自動車騒音の等価騒音レベルを推定するため、まずはA特性音響パワーレベルを求めた。自動車騒音の予測にはASJ RTN-Model 2013（日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）を用いた。予測モデルに適用するデータは道路交通センサス（交通工学研究会, 2012）で整理された車種、旅行速度、走行状態、交通量を用いた。道路交通センサス（交通工学研究会, 2012）では一定の道路区間ごとに固有の識別番号（交通調査基本区間番号）が割り振られているため、本研究では交通調査基本区間番号ごとに道路区間を分けて等価騒音レベルを推定した。A特性音響パワーレベル ($L_{WA,i}$) から等価騒音レベル ($L_{Aeq,i}$) を推定する方法を以下に示す。

2.2.2.1 自動車騒音の予測: A 特性音響パワーレベル

はじめに、以下の式により道路区間iにおける A 特性音響パワーレベル ($L_{WA,i}$) を求めた (日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014)

$$L_{WA,i} = a + b \log_{10} V_i + C \quad (2-1)$$

ここで、 $L_{WA,i}$ は道路区間iにおける A 特性音響パワーレベル (dB)、 V_i は道路区間iにおける旅行速度 (km/h)、aは車種別に与えられる定数 (-)、bは速度依存性を表す定数 (-)、Cは(勾配や指向性の)補正項 (dB) である (日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014)。旅行速度 V_i は、道路区間iの道路延長を自動車がそこを通過する時間で除した値である。大阪市の交通状況は昼間 (6~22 時) と夜間 (22~6 時) で異なるため、昼間には「昼間 12 時間平均旅行速度」、夜間には「昼間非混雑時平均旅行速度 (夜間のデータが存在しないため)」を用いた (交通工学研究会, 2012)。車種別に与えられる定数aは、日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会 (2014) における小型車類 (乗用車及び小型貨物車) と大型車類 (中型車及び大型車) で異なる値を設定した (表 2-2)。速度依存性を表す定数bは、自動車がトップギヤに近い位置で走行する「定常走行区間」と自動車が頻繁に加速や減速を繰り返しながら走行する「非定常走行区間」で異なる。本研究では 40 km/h の平均旅行速度を境界値として、平均旅行速度が 40 km/h 以上の区間を「定常走行区間」、40 km/h 未満の区間を「非定常走行区間」とした。

表 2-2

車種別に与えられる定数a及び速度依存性を表す定数b

	定常区間		非定常区間	
	a	b	a	b
小型車類	46.7	30	82.3	10
大型車類	53.2		88.8	

2.2.2.2 自動車騒音の予測: A 特性音圧レベル

次に、式 2-1 で求めた特性音響パワーレベル ($L_{WA,i}$) から A 特性音圧レベル ($L_{A,i}$) を算出した (日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014)。A 特性音圧レベル ($L_{A,i}$) は自動車 1 台が走行したときに音源から離れた予測点で観測される騒音レベルの大きさである。

$$L_{A,i} = L_{WA,i} - 8 - 20 \log_{10}(r_i) + \Delta L_{cor,i} \quad (2-2)$$

ここで、 $L_{A,i}$ は道路区間iにおける A 特性音圧レベル (dB)、 r_i は道路区間iの音源位置から予測位置までの直達距離 (m)、 $\Delta L_{cor,i}$ は(回折や地表面効果、空気の音響吸収による減衰を表す)補正項 (dB) である (日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014)。道路区間iの音源位置から予測位置までの直達距離 (r_i) は、道路中央線上に発生源があるものとして道路区間iの道路幅 R_i を用いて [$R_i/2$] とした (図 2-1)。

2.2.2.3 自動車騒音の予測: 単発騒音曝露レベル

次に、式 2-2 で求めた A 特性音圧レベル ($L_{A,i}$) を用いて単発騒音曝露レベル ($L_{AE,i}$) を推定した（日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）。単発騒音曝露レベル ($L_{AE,i}$) は自動車 1 台が通過する場合などの単発的に発生する騒音を継続時間 1 秒の定常音の騒音レベルに換算した値である。

$$L_{AE,i} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T_0} \cdot 10^{L_{A,i}/10} \cdot \Delta t_i \right) \quad (2-3)$$

ここで、 $L_{AE,i}$ は道路区間 i における単発騒音曝露レベル (dB)、 T_0 は単位時間 (s)、 Δt_i は音源が道路区間 i に存在する時間 (s) である。ここでは、道路区間 i の道路延長を平均旅行速度で除した値を Δt_i とした（日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）。

2.2.2.4 自動車騒音の予測: 等価騒音レベル

等価騒音レベル ($L_{Aeq,i}$) は式 2-3 で求めた単発騒音曝露レベル ($L_{AE,i}$) を用いて算出した（日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）。等価騒音レベル ($L_{Aeq,i}$) は、自動車騒音のような時間ごとに変動する騒音の大きさを “昼間” や “夜間” などの一定時間での平均的な大きさとして表すものである。

$$L_{Aeq,i} = 10 \log_{10} \left(10^{L_{AE,i}/10} \cdot \frac{N_T}{T} \right) \quad (2-4)$$

ここで、 $L_{Aeq,i}$ は道路区間 i における等価騒音レベル (dB)、 T は予測時間 (s)、 N_T は予測時間 (T) における交通量 (台) である。ここで予測時間 (T) は昼間は 6~22 時の 57,600 秒、夜間は 22~6 時の 28,800 秒とした。予測時間 (T) における交通量 (N_T) には、昼間は道路交通センサスの「昼間 12 時間自動車交通量」、夜間は「24 時間自動車交通量」から「昼間 12 時間自動車交通量」を差し引いた値をそれぞれ 16/12 倍、8/12 倍したものを用いた（交通工学研究会, 2012；日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014）。

式 2-1~2-4 で車種別に推定した等価騒音レベルを以下の式により全車種の等価騒音レベルに換算した。

$$L_{Aeq,i} = 10 \log_{10} \left(10^{L_{Aeq,i}^{small}/10} + 10^{L_{Aeq,i}^{large}/10} \right) \quad (2-5)$$

ここで、 $L_{Aeq,i}^{small}$ は小型車類の等価騒音レベル (dB)、 $L_{Aeq,i}^{large}$ は大型車類の等価騒音レベル (dB) である。

大阪市では、環境基準の達成状況を把握することを目的として、毎年自動車騒音が測定されている。その測定結果は、測定場所や測定日時とともにダウンロード可能なデータとして取りまとめられている（国環研, 2024）。本研究では、大阪市で測定されている 47 地点の実測値と測定地点が存在する道路区間を照らし合わせて実測値と式 2-5 で求めた推定値を比較を行い、実測値と推定値の誤差の二乗和が最小となるように推定値を補正した。

また、屋内における健康リスクを推算するために建物の防音性能を考慮した。防音性能は建物ごとに異なるが、一般的な建物では窓を開けた場合の屋外との騒音レベルの差は 10 dB、窓を閉めた場合では 25 dB とされている（環境省, 2015b）。上記を踏まえて本研究ではそれぞれの騒音レベルの大きさの差や防音性能を踏まえて、推定値からそれぞれ 10 dB、25 dB を差し引いた値を健康リスクの評価に用いた。本研究では、窓を開けた場合のシナリオ（すなわち推定値から 10 dB を差し引いた値を用いたシナリオ）を「リスク最大シナリオ」、窓を閉めた場合のシナリオ（すなわち推定値から 25 dB を差し引いた値を用いたシナリオ）を「リスク最小シナリオ」として、各シナリオにおける健康リスクを求め評価した。

2.2.3 騒音曝露人口の推計

本研究では、各道路区間が位置する区ごとに一定の人口密度 (D_i) で存在しているものと仮定した。道路区間*i*の道路延長を l_i したとき道路区間*i*の曝露人口 (P_i) は以下の式により求めた。道路端から 50 m 以内の評価対象地域に対して、車線の両側に曝露人口が存在しているものとして最後に 2 倍して求めた。

$$P_i = 2 \cdot \left(50 \cdot \frac{1}{1000} \cdot l_i \cdot D_i \right) \quad (2-6)$$

ここで、 P_i は道路区間*i*の曝露人口（人）、 l_i は道路区間*i*の道路延長（km）、 D_i は道路区間*i*が位置する区における人口密度（人/km²）である。また、大阪市には会社や学校が多く、昼間人口が夜間人口を上回る。そのため、昼間（6~22 時）の曝露人口は夜間（22~6 時）の曝露人口に区ごとの昼間人口比率を乗じた。

2.2.4 自動車騒音による健康リスクの評価

2.2.4.1 自動車騒音による健康リスク：虚血性心疾患

自動車騒音によって刺激された自律神経系及び内分泌系は、血圧や心拍数、心拍出量に対して影響を与えることで「循環器疾患（cardiovascular disease）」を引き起こす（Babisch, 2011）。「循環器疾患」には、「虚血性心疾患（ischemic heart disease）」の他に「高血圧（hypertension）」「脳卒中（stroke）」が含まれるが、Babisch (2008) は「虚血性心疾患」と自動車騒音の間に強い関連があることを示した。Babisch (2008) は、疫学研究を実施した複数の地域における研究結果から、虚血性心疾患と等価騒音レベルの曝露反応関係式（式 2-7）を得た。WHO (2011) は曝露反応関係式から騒音による健康影響を評価した。さらに、田鎖ら (2017) も曝露反応関係式を日本に対して適用していたことから、本研究においても同様の手法を用いた。ただし、式 2-7 は 55~80 dB に対して適用されることを踏まえて（Babisch, 2008）、本研究では 55 dB より大きい等価騒音レベルの騒音を対象とした。

$$OR_j = 1.629657 - 0.000613 \cdot (LV_{day,16h})^2 + 0.000007357 \cdot (LV_{day,16h})^3 \quad (2-7)$$

ここで、 OR_j は騒音レベル域*j*におけるオッズ比（-）、 $LV_{day,16h}$ は昼間（6~22 時の 16 時間）における等価騒音レベル（dB）である。オッズ比は 55~80 dB までの騒音レベルにおいて 5 dB ごとに求めた（表 2-3）。

表 2-3

昼間等価騒音レベルの大きさごとのオッズ比 (55~80 dB)

	昼間等価騒音の騒音レベル域j (dB)					
	~55	55~60	60~65	65~70	70~75	75~80
オッズ比 (OR _j) (-)	1.000	1.002	1.031	1.099	1.211	1.372

自動車騒音による虚血性心疾患の健康リスク (DALY_{IHD,automobiles}) は、虚血性心疾患の健康リスク (DALY_{IHD}) に人口寄与割合 (Population attributable fraction, PAF) を乗じて推算した (式 2-8) (WHO, 2011)。人口寄与割合 (PAF) は、虚血性心疾患の死亡者及び患者数のうち騒音に由来するものの割合であり、表 2-3 に示すオッズ比 (OR_j) を用いて式 2-9 で求めた (WHO, 2011)。

$$\text{DALY}_{\text{IHD,automobiles}} = \text{DALY}_{\text{IHD}} \cdot \text{PAF} \quad (2-8)$$

$$\text{PAF} = \frac{\sum(\text{PP}_j \cdot \text{OR}_j) - 1}{\sum(\text{PP}_j \cdot \text{OR}_j)} \quad (2-9)$$

ここで、DALY_{IHD,automobiles}は自動車騒音に由来する虚血性心疾患による障害調整生存年数 (year-DALY)、DALY_{IHD}は虚血性心疾患 (因子を問わない) による障害調整生存年数 (year-DALY)、PAFは人口寄与割合 (-)、PP_jは騒音 レベル域jにおける曝露人口 (人)、OR_jは騒音 レベル域jにおけるオッズ比 (-) である。健康リスク (DALY_{IHD}) は、損失生存年数 (years of life lost due to premature mortality, YLL_{IHD}) と障害共存年数 (Years lived with disability, YLD_{IHD}) の合計であり以下の式で表される (Murray and Lopez, 1996)。

$$\text{DALY}_{\text{IHD}} = \text{YLL}_{\text{IHD}} + \text{YLD}_{\text{IHD}} \quad (2-10)$$

ここで、YLL_{IHD}、YLD_{IHD}は、虚血性心疾患による損失生存年数 (year-YLL)、障害共存年数 (year-YLD) である。虚血性心疾患による損失生存年数 (YLL_{IHD}) は年齢ごとの虚血性心疾患を死因とする死亡者数 (N) と平均余命 (L) の積を合計して求めた (式 2-11) (WHO, 2011)。虚血性心疾患による障害共存年数 (YLD_{IHD}) は虚血性心疾患の非致死患者数 (I) に重篤度 (DW) を乗じて算出した (式 2-12) (WHO, 2011)。

$$\text{YLL}_{\text{IHD}} = \sum(N_k \cdot L_k) \quad (2-11)$$

$$\text{YLD}_{\text{IHD}} = I \cdot DW \quad (2-12)$$

ここで、N_kはk歳における死亡者数 (人)、L_kはk歳における平均余命 (年) である。各年齢における虚血性心疾患を死因とする死亡者数には、厚労省 (2021) の「急性心筋梗塞」及び「その他の虚血性心疾患」の死亡者数を用いた。平均余命には、厚労省 (2013) の市区町村別生命表から大阪市のデータを用いた。

計算に用いた死亡者数 (N_k) 及び平均余命 (L_k) を表 2-4 に示す。式 2-12においてIは虚血性心疾患の非致死患者数(人)、DWは重篤度(-)を表す。虚血性心疾患の非致死患者数(I)は、総患者数から死亡者数を差し引いた値とした。総患者数については大阪市ののみを対象としたデータが存在しないことから、大阪府の総患者数(厚労省, 2012)の 55,000 人に対して大阪府と大阪市の人口比率(総務省, 2014)から 14,565 人であると仮定した。重篤度(DW)は 0 (perfect health) から 1 (equivalent to death) までの尺度で疾患の重症度を反映した重み係数である。本研究では、WHO (2011) と同様に急性心筋梗塞の重篤度である 0.432 (Salomon et al., 2015) から虚血性心疾患による障害共存年数(YLD_{IHD})を求めた(式 2-12)。

表 2-4

大阪市における急性心疾患及びその他の虚血性心疾患による死亡者及び平均余命

年齢	死亡者数(人)		平均余命(年)	
	男	女	男	女
0	0	0	77.4	85.2
1~4	0	0	76.6	84.4
5~9	0	0	72.6	80.5
10~14	0	0	67.7	75.5
15~19	0	0	62.8	70.5
20~24	0	0	57.9	65.6
25~29	1	0	53.0	60.7
30~34	1	1	48.2	55.8
35~39	10	0	43.3	51.0
40~44	22	6	38.5	46.1
45~49	20	6	33.9	41.4
50~54	39	4	29.4	36.7
55~59	90	15	25.1	32.0
60~64	143	23	21.1	27.5
65~69	150	33	17.4	23.1
70~74	176	76	14.0	18.8
75~79	195	114	10.8	14.8
80~84	182	152	8.1	11.1
85~89	105	159	5.8	7.9
90~94	42	118	4.1	5.4
95~	9	78	2.8	3.7

2.2.4.2 自動車騒音による健康リスク：高度の睡眠妨害

自動車騒音による高度の睡眠妨害の場合には死亡影響がないため、障害生存年数のみを求めればよく、自動車騒音による高度の睡眠妨害の健康リスク ($DALY_{HSD,automobiles}$) は、高度の睡眠妨害の影響人口(非致死患者数) ($POP_{HSD,j}$) と重篤度 (DW) を用いて以下の式により求められる (WHO, 2011)。

$$DALY_{HSD,automobiles} = POP_{HSD,j} \cdot DW \quad (2-13)$$

ここで、 $POP_{HSD,j}$ は高度の睡眠妨害の影響人口 (人) であり騒音レベル域 (j) の大きさごとに存在する。DWは重篤度 (-) を表す。高度の睡眠妨害の重篤度 (DW) は、WHO (2009) 及び WHO (2011) によって高度の睡眠妨害の障害調整生存年数 (DALY) の導出に用いられた値 (0.07)とした。高度の睡眠妨害の影響人口 ($POP_{HSD,j}$) は、騒音レベル域 j の曝露人口 (POP_j) に対して影響割合 (%HSD) を乗じて求めた。

$$POP_{HSD,j} = POP_j \cdot \%HSD_j \quad (2-14)$$

$$\%HSD_j = 20.8 - 1.05 \cdot LV_{night} + 0.01486 \cdot (LV_{night})^2 \quad (2-15)$$

ここで、 POP_j は騒音レベル域 j における曝露人口 (人)、 $\%HSD_j$ は高度の睡眠妨害の影響割合 (-) である。高度の睡眠妨害の影響割合 (%HSD) は、曝露人口のうち高度の睡眠妨害の影響を受ける人口の割合を表す。Miedema et al. (2003) は「自己申告に基づく睡眠妨害調査 (self-reported sleep disturbance)」により睡眠妨害の影響を受ける割合と夜間等価騒音レベルの大きさの関係性を示した。疫学研究の分野では「自己申告に基づく睡眠妨害調査」は最も容易に睡眠妨害による影響を測定できる指標とされる (Miedema et al., 2003)。同調査では協力者が睡眠妨害の影響を受けた度合いを 0 から 100 までの値で回答する (Miedema et al., 2003)。Miedema et al. (2003) は、50 と 72 を境界値として順に「低度の睡眠妨害 (low sleep disturbance)」「睡眠妨害 (sleep disturbance)」「高度の睡眠妨害 (high sleep disturbance)」と定義して 12 の実地調査から得られた 15 のデータセットを分析して自動車騒音による影響を明らかにした。一方で、WHO (2011) は自動車騒音の影響として「高度の睡眠妨害」のみを挙げた。これは、「低度の睡眠妨害」や「睡眠妨害」が自動車騒音を原因とするものであると断定することが困難であるためとされる (WHO, 2011)。本研究においても、WHO (2011) と同様に「高度の睡眠妨害」のみを健康リスクの対象とした。式 2-15 に影響割合 ($\%HSD_j$) と夜間等価騒音レベルの大きさの関係式を示した (Miedema et al., 2003)。ここで、 LV_{night} は夜間等価騒音レベルの大きさ (dB) を表す。式 2-15 は 45~65 dB を対象としたものであるため、影響割合 ($\%HSD_j$) は騒音レベル域 j が 45~65 dB までの範囲で 5 dB ごとに算出した (表 2-5)。

表 2-5

夜間等価騒音レベルの大きさごとの影響割合 (45~65 dB)

	夜間等価騒音の騒音レベル域 j (dB)			
	45~50	50~55	55~60	60~65
高度の睡眠妨害の影響割合 $\%HSD_j$ (-)	4.5	6.6	9.6	13.2

2.2.5 大気汚染物質によるリスクとの比較

本研究では、自動車騒音による健康リスクとの比較を行うために自動車から排出される大気汚染物質(二酸化窒素 (NO_2) 及び微小粒子状物質 ($\text{PM}_{2.5}$))による健康リスクを推定した。健康リスクの推定には、伊坪・稻葉(2010)による手法を用いた(図2-2)。はじめに、大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)に大阪市の人口密度(人/ m^2)及び1死亡・1疾患あたりの障害調整生存年数(DALY/件)を乗じることで単位面積(m^2)における大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)を求めた。大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)には、大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率の増加率に日本の死亡率(-)を乗じた。死亡率(-)は、呼吸器疾患による死者数187,609人(厚労省,2021)を日本の総人口128,057,352人(総務省,2014)で除した0.0015とした。上記で用いた大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)、1死亡・1疾患あたりの障害調整生存年数(DALY/件)、単位面積(m^2)における大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの障害調整生存年数(DALY/年/ $\text{m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$, year-DALY/ $\text{m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)は表2-6~2-8に示した。大阪市の人口密度(人/ m^2)は平成22年国勢調査(総務省,2011)による0.0119806人/ m^2 を用いた。上記の単位面積(m^2)における大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの障害調整生存年数(year-DALY/ $\text{m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)に評価対象地域の面積(43,800,000 m^2)及び大気汚染物質の濃度を乗じて障害調整生存年数(year-DALY)を計算した。大気汚染物質によるエンドポイントは呼吸器疾患(急性死亡及び呼吸器系の入院)である。

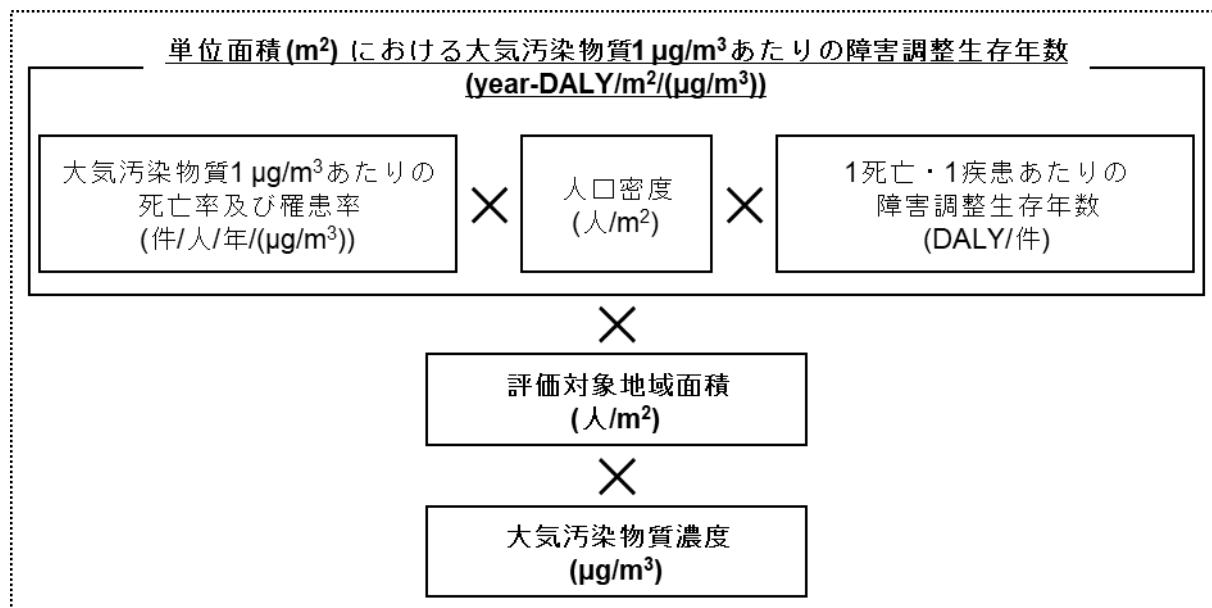


図2-2 自動車による大気汚染物質の健康リスク推算までの流れ

表2-6

大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率

		NO_2	$\text{PM}_{2.5}$
急性死亡	(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)	0.00034	0.00068
呼吸器系の入院	(件/人/年/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$)	0.0000014	0.00000346

表 2-7

1 死亡・1 疾患あたりの障害調整生存年数

		NO ₂	PM _{2.5}
急性死亡	(DALY/件)	0.75	0.75
呼吸器系の入院	(DALY/件)	0.011	0.011

表 2-8

大気汚染物質 1 μg/m³あたりの障害調整生存年数

		NO ₂	PM _{2.5}
急性死亡	(year-DALY/m ² /(μg/m ³))	4.48 × 10 ⁻⁹	8.95 × 10 ⁻⁹
呼吸器系の入院	(year-DALY/m ² /(μg/m ³))	1.85 × 10 ⁻¹⁰	4.56 × 10 ⁻¹⁰

大気汚染物質の濃度には自動車排出ガス測定局（自排局）で観測された濃度と一般環境大気測定局（一般局）で観測された濃度の差分を用いることで、自動車によって引き起こされる大気汚染物質による健康リスクを求めた。ここでは、大阪府（2012）が測定した自排局 11 地点（表 2-9）及び一般局 14 地点（表 2-10）における NO₂ と PM_{2.5} の実測値のうちそれぞれの中央値の差分を用いて健康リスクを求めた。

表 2-9

大阪府の自排局における二酸化窒素 (NO₂) 及び微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の濃度

No.	測定局名	NO ₂		PM _{2.5}
		(ppm)	(μg/m ³)	
1	梅田新道	0.029	60	-
2	出来島小学校	0.028	57	18.4
3	北粉浜小学校	0.029	60	-
4	杭全町交差点	0.030	62	-
5	新森小路小学校	0.026	53	19.1
6	海老江西小学校	0.025	51	-
7	今里交差点	0.033	68	-
8	茨田中学校	0.028	57	-
9	住之江交差点	0.031	64	-
10	上新庄交差点	0.026	53	-
11	我孫子中学校	0.023	47	-
中央値		0.028	57.5	18.75

表 2-10

大阪府の一般局における二酸化窒素 (NO₂) 及び微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の濃度

No.	測定局名	NO ₂		PM _{2.5}
		(ppm)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	国設大阪	0.022	45	-
2	菅北小学校	0.021	43	-
3	此花区役所	0.023	47	-
4	平尾小学校	0.022	45	-
5	淀中学校	0.021	43	-
6	旧淀川区役所	0.020	41	-
7	勝山中学校	0.021	43	-
8	大宮中学校	0.021	43	-
9	聖賢小学校	0.018	37	17.0
10	清江小学校	0.022	45	-
11	摂陽中学校	0.022	45	-
12	今宮中学校	0.022	45	-
13	九条南小学校	0.024	49	-
14	南港中央公園	0.025	51	-
中央値		0.022	45.2	17.0

2.3 結果と考察

2.3.1 自動車騒音の予測

式 2-1~2-5 により推定した等価騒音レベルを大阪市内における実測値 (国環研, 2024) を比較したとき、47 地点すべてで推定値が実測値を上回る結果が得られた (図 2-3a)。そのため、2.2.2 項で述べたように推定値と実測値の差の二乗和が最も小さくなる誤差を求めた。その結果、昼間等価騒音では 16.26 dB、夜間等価騒音で 16.08 dB を誤差として得られた。健康リスクの評価にはそれらの誤差をそれぞれ推定値から差し引いた値を用いた。これらのキャリブレーション後の推定値と実測値の比較を図 2-3b に示す。キャリブレーション後には 47 地点すべてで推定値が実測値の 20 %以内の誤差範囲 (破線) に収まった。

キャリブレーション後の等価騒音レベルの分布を図 2-4 に示した。本研究で対象とするすべての道路延長は 414.9 km である。これは、大阪市が管理する道路の総延長の約 11 %に相当する (大阪市, 2023)。リスク最大シナリオにおいては、昼間で等価騒音レベルが 55~60 dB の道路延長が最も大きく (39.2 %)、夜間では 50~55 dB の道路延長が最大 (38.4 %) となった。リスク最小シナリオにおいては、昼夜間とも 45 dB 以下の割合が最も大きいことが推定された。45 dB 以下の割合は、昼間で 67.5 %、夜間で 94.0 % であった。窓を閉めることで (建物の防音性能を高めることによって) 大きく騒音レベルが低減された。

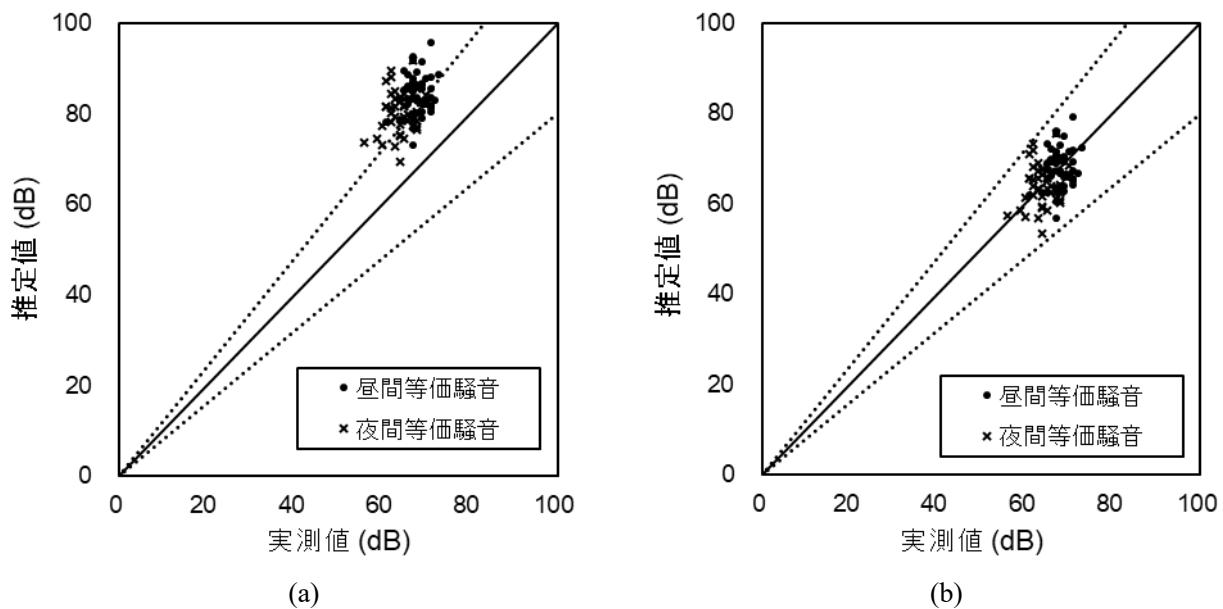


図 2-3 自動車騒音の推定値と実測値の比較

((a) キャリブレーション前、(b) キャリブレーション後)

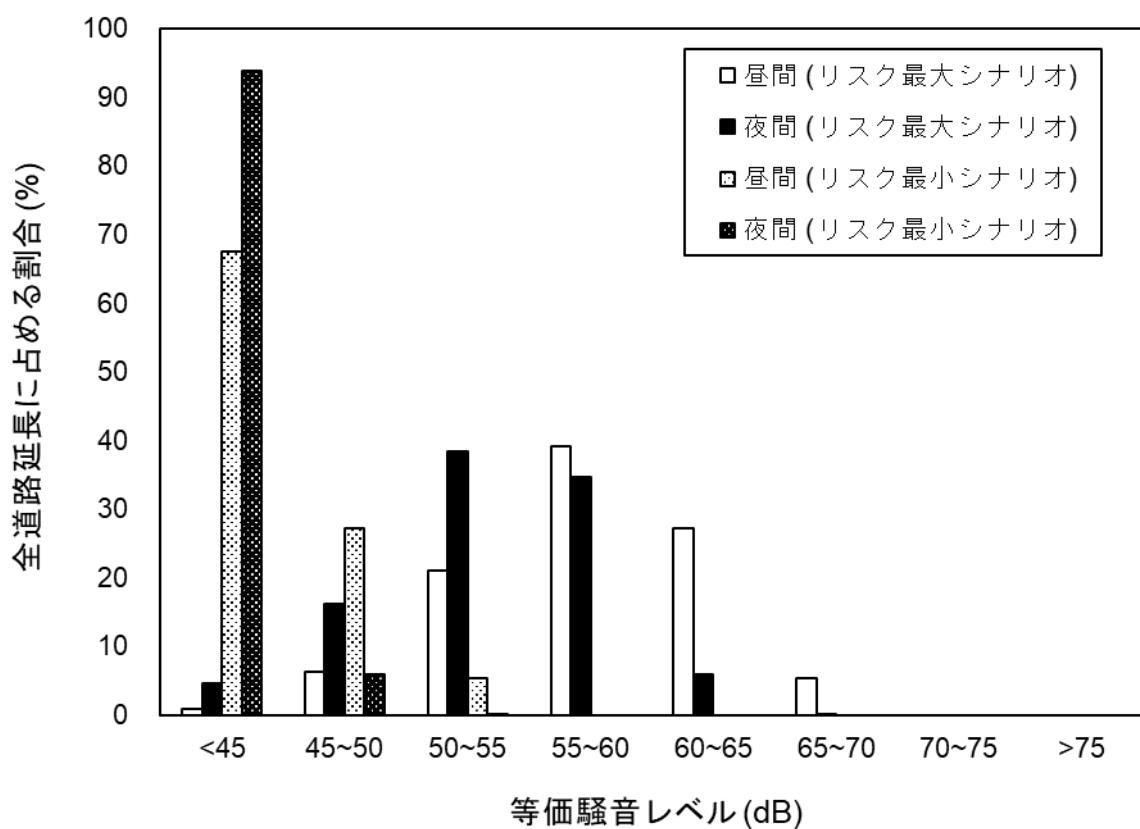


図 2-4 各等価騒音レベルにおける全道路延長に占める割合

2.3.2 騒音曝露人口の推計

騒音曝露人口の推定結果をシナリオ別（リスク最大シナリオ/リスク最小シナリオ）に示した（図2-5）。昼間の騒音曝露人口は822,000人、夜間の騒音曝露人口は534,000人であると推定した。夜間に比べて昼間の騒音曝露人口が多いのは、対象地域である大阪市に多くの会社や学校が立地しているためである。リスク最大シナリオでは、昼間等価騒音に対する曝露人口は45 dB以下の区分から徐々に大きくなり55~60 dBの区分で最大（334,000人）になると推定した。70 dB以上の区分の曝露人口は0人となった。夜間等価騒音に対する曝露人口も45 dB以下の区分から徐々に大きくなり55~60 dBの区分で最大（207,000人）になると推定した。こちらも70 dB以上の区分の曝露人口は0人である。50 dBの区分までは昼間等価騒音よりも夜間等価騒音に対する曝露人口の方が多く、それ以降の区分では昼間等価騒音曝露に対する曝露人口が上回り、60~65 dBの区分で夜間等価騒音に対する曝露人口の5.9倍、65~70 dBの区分で夜間等価騒音に対する曝露人口の60倍以上である。これは、昼間と夜間の交通量の差が要因である。道路交通センサス（交通工学研究会, 2012）の「時間帯別交通量表」では、大阪市における昼間の平均交通量は609.2台/時であるが、同地域の夜間の平均交通量は203.5台/時である。等価騒音レベルの大きさは単位時間あたりの交通量に依存するため（式2-4）、交通量が減少することで夜間の騒音曝露人口が押し下げられた。リスク最小シナリオでは、昼間等価騒音と夜間等価騒音のいずれも45 dB以下の騒音に対する曝露人口が最大となった。45 dB以下の昼間等価騒音に対する曝露人口は全体の75.1%、夜間等価騒音に対する曝露人口は94.2%であるが、これは全道路延長に占める割合と同じ傾向である。

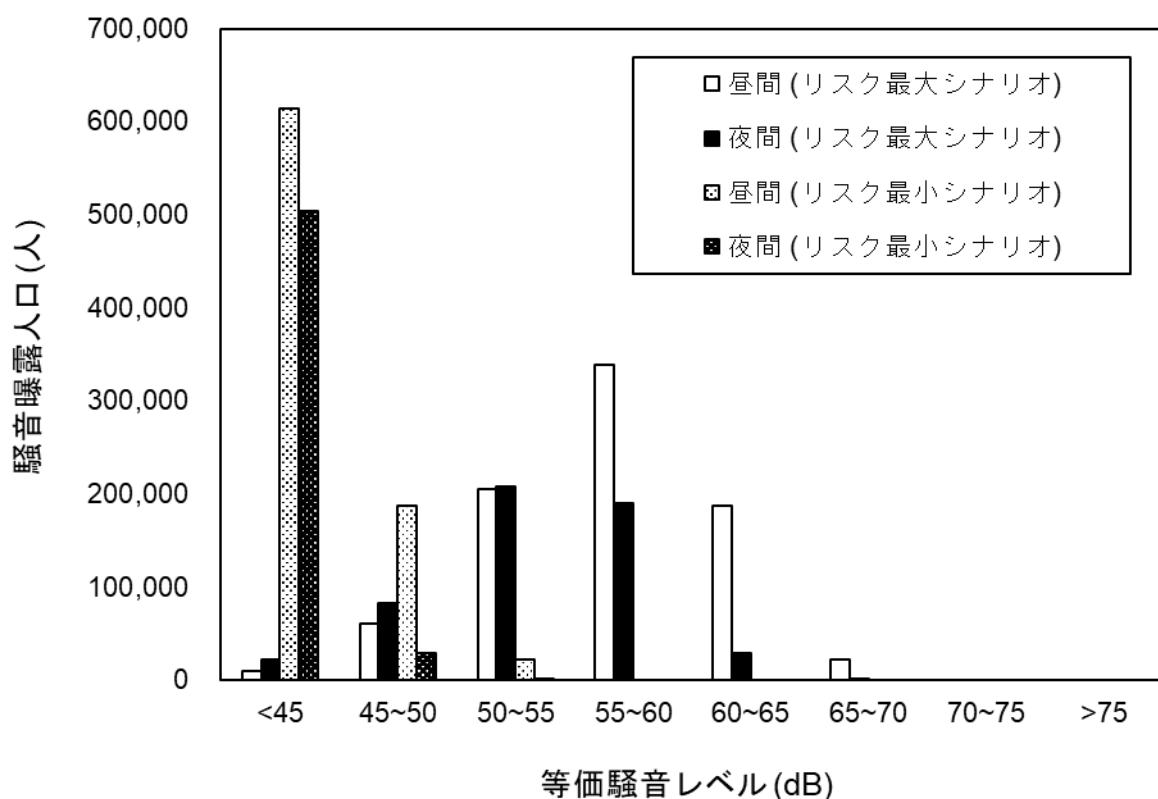


図2-5 シナリオ別の等価騒音レベルごとの騒音曝露人口

2.3.3 自動車騒音による健康リスクの評価

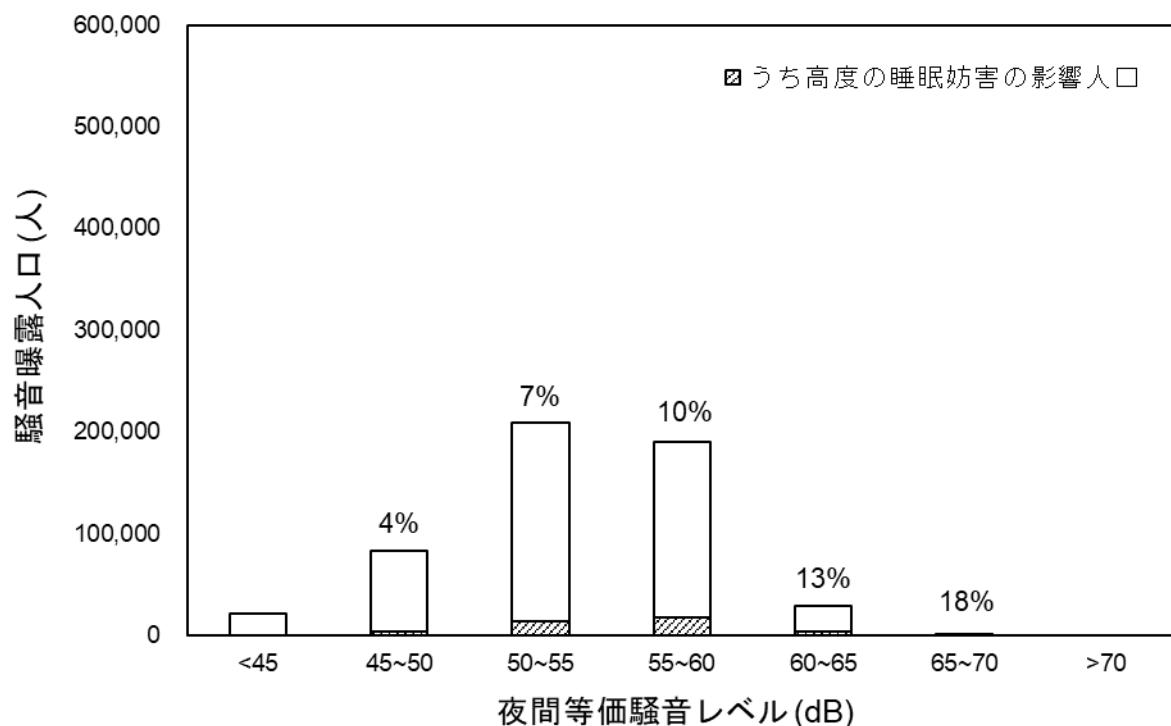
2.3.3.1 自動車騒音による健康リスク：虚血性心疾患

曝露反応関係式（式 2-7）から求めた騒音レベルの大きさごとのオッズ比（表 2-3）から、リスク最大シナリオにおける人口寄与割合（PAF）は 0.010 と計算された。すなわち、大阪市における虚血性心疾患の死者数及び患者数のうち 1.0 %が自動車騒音に起因するものである。WHO (2011) では自動車騒音による疾病負荷を推算するとき人口寄与割合（PAF）を 0.018 とした。本研究における人口寄与割合（PAF）は WHO (2011) の値を下回るが、妥当性のある値と考える。一方で、リスク最小シナリオではすべての騒音曝露人口が、騒音レベル域の下限値とした 55 dB 以下であるため人口寄与割合（PAF）は 0 である。

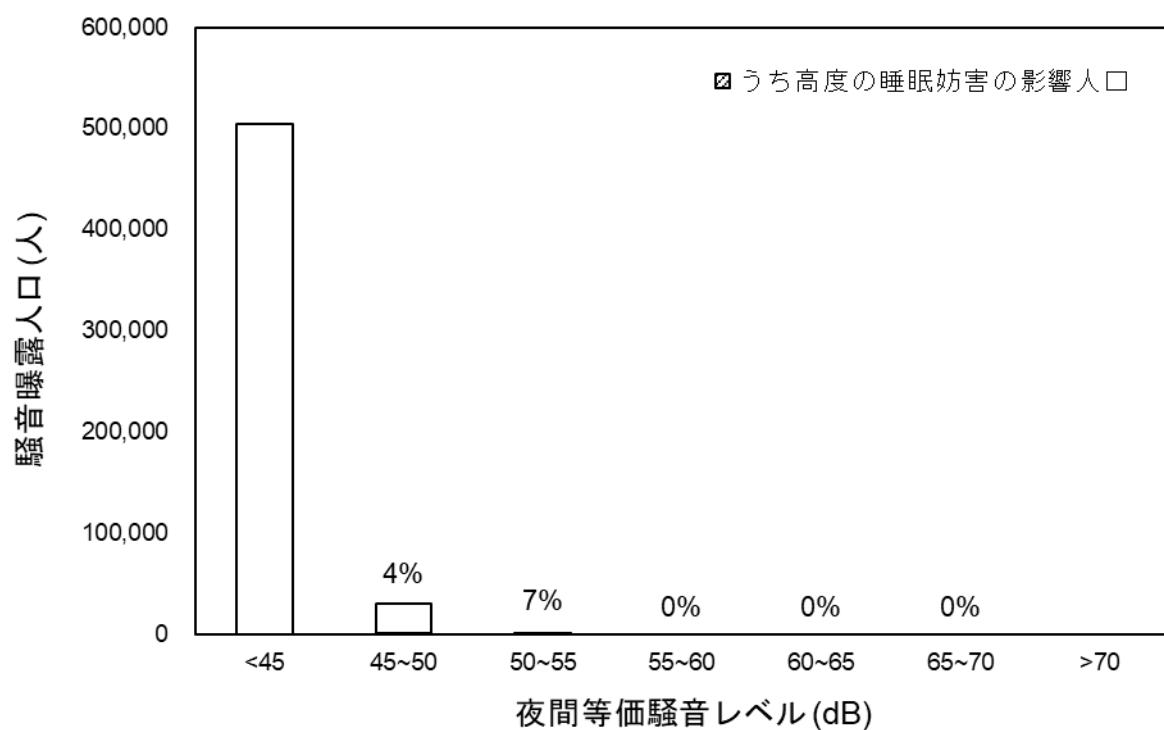
大阪市における「急性心筋梗塞」及び「その他の虚血性心疾患」の死者数は 1,970 人（表 2-4）（厚労省, 2021）であり、これと平均余命（表 2-4）（厚労省, 2013）から虚血性心疾患による損失生存年数（YLL_{IHD}）を 27,530.2 year-YLL とした。また、大阪府の虚血性心疾患のすべての患者数は 55,000 人（厚労省, 2012）であることから、大阪市における虚血性心疾患の総患者数を 16,535 人と推定した。そのため、大阪市の虚血性心疾患の非致死患者数は総患者数（16,535 人）から死者数（1,970 人）を差し引いた 14,565 人である。本研究では虚血性心疾患の重篤度（DW）を 0.432 と想定しており（Salomon et al., 2015）、障害生存年数（YLD_{IHD}）は、損失生存年数（YLL_{IHD}）と障害生存年数（YLD_{IHD}）を合計した 33,822.5 year-DALY と推定した。本研究では人口寄与割合（PAF）は 0.010 であるため、自動車騒音に由来する虚血性心疾患による障害調整生存年数（DALY_{IHD,automobiles}）は 342.9 year-DALY である。その一方で、リスク最小シナリオにおける障害調整生存年数（DALY_{IHD,automobiles}）は 0 year-DALY である（人口寄与割合が 0 であるため）。

2.3.3.2 自動車騒音による健康リスク：高度の睡眠妨害

図 2-6 には、夜間等価騒音の大きさごとの曝露人口及び高度の睡眠妨害の影響人口を示した。リスク最大シナリオでは、影響人口は騒音曝露人口が増加するとともに大きくなり 55~60 dB の区分において最大（17,746 人）となる。夜間等価騒音の大きさが 60~65 dB の区分の騒音曝露人口は、55~60 dB の区分の騒音曝露人口の約 1/6 まで減少するが、一方で高度の睡眠妨害の影響人口は約 1/4 にとどまる。これは、等価騒音レベルが大きいほど高度の睡眠妨害による影響を受けやすいことが要因として考えられる。式 2-13 で高度の睡眠妨害の影響人口に重篤度（DW）としての 0.07 を乗じて（WHO, 2009）、自動車騒音に由来する高度の睡眠妨害による障害調整生存年数（DALY_{HSD,automobiles}）を 2,759.2 year-DALY とした。リスク最小シナリオでは、本研究で対象外とした 45 dB 以下の夜間騒音に対する曝露人口が約 50 万人で最大となる。高度の睡眠妨害の影響人口は、45~50 dB の区分で 1,377 人、50~55 dB の区分で 21 人であると推定した。リスク最大ケースと同様に健康リスクを求め、自動車騒音に由来する高度の睡眠妨害による障害調整生存年数（DALY_{HSD,automobiles}）は 97.8 year-DALY と推定した。これらの結果を踏まえて、窓を閉めることにより健康リスクが 96.5 %削減される（窓を開けた場合の 3.5 %）となることを示した。



(a)



(b)

図 2-6 夜間等価騒音の大きさごとの騒音曝露人口及び高度の睡眠妨害の影響人口
((a) リスク最大シナリオ、(b) リスク最小シナリオ)

2.3.4 大気汚染物質によるリスクとの比較

自動車に由来する大気汚染物質 (NO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$) による損失生存年数 (year-YLL) と障害共存年数 (year-YLD) をそれぞれ表 2-11 に示した。表 2-8において急性死亡をもたらす単位面積・単位濃度あたりの健康リスクは NO_2 では $4.48 \times 10^{-9} \text{ year-DALY/m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ では $8.95 \times 10^{-9} \text{ year-DALY/m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 、呼吸器系の入院もたらす単位面積・単位濃度あたりの健康リスクは NO_2 では $1.85 \times 10^{-10} \text{ year-DALY/m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ では $4.56 \times 10^{-10} \text{ year-DALY/m}^2/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ であり、急性死亡をもたらす単位面積・単位濃度あたりの健康リスクはそれぞれ約 24 倍、約 20 倍の大きさである。さらに、1 件の急性死亡が発生した場合には 0.75 DALY/件、1 件の呼吸器系の入院が発生した場合には 0.011 DALY/件が失われる(表 2-7)。実際の大気汚染物質濃度や人口を含めて健康リスクを推定したとき、急性死亡が 3.1 year-DALY、呼吸器系の入院が 0.13 year-DALY であり合計は 3.2 year-DALY と推算された。これは、大阪市の人口 2,66,5314 人(総務省, 2016)に対するリスクである。大気汚染物質 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ あたりの死亡率及び罹患率は NO_2 よりも $\text{PM}_{2.5}$ の方が大きいが、合計の健康リスク (year-DALY) では逆転する結果が得られた。これは自排局で観測された濃度と一般局で観測された濃度の差が $\text{PM}_{2.5}$ よりも NO_2 の方が大きいためである。

表 2-11

自動車由来の大気汚染物質による損失生存年数及び障害共存年数

	損失生存年数 (year-YLL)	障害共存年数 (year-YLD)
NO_2	2.4	0.10
$\text{PM}_{2.5}$	0.7	0.03
合計	3.1	0.13

2.3.5 シナリオ別の健康リスクの比較

自動車騒音による身体的健康影響としての虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害、また自動車に由来する大気汚染物質 (NO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$) による健康リスクを比較した(図 2-7)。自動車騒音による健康リスクは、リスク最大シナリオで 3,102.1 year-DALY、リスク最小シナリオで 97.8 year-DALY であると推定された。窓を閉めることで健康リスクを 3.2 %まで抑えることができる。また、自動車に由来する大気汚染物質による健康リスクは 3.2 year-DALY であり、リスク最小シナリオにおける自動車騒音による健康リスクよりも小さい。自動車に由来する大気汚染物質による健康リスクは屋外の観測値をもとに推算しているため、リスク最大シナリオにおける自動車騒音による健康リスクと比較することが望ましい。その場合、自動車騒音の健康リスクは自動車に由来する大気汚染物質による健康リスクのおよそ 1,000 倍である。

研究結果を通して建物の防音性能を高めることの有効性を示した。窓を閉めることにより、昼間ではすべての騒音曝露人口が 55 dB 以下に収まった。また、夜間では 96.5 %の健康リスクを削減することに成功した。さらに、窓を閉めることで大気汚染物質への曝露機会を減らすことが可能であり、さらなる健康リスクの削減が期待できる。このように、防音性能の高さは自動車による課題に対して有効である。

また、久野(1998)は、道路交通騒音の不快感に関する科学的知見として、昼夜等価騒音レベル(夜間等価レベル)と各騒音レベルの道路交通騒音に対して非常に不快であるとする回答率との関係を示した(表2-12)。本研究で最大シナリオで最も騒音曝露人口が多くなる夜間等価騒音レベル(50~55dB)では、非常に不快であるとの回答率が約10~15%である。また、騒音に繰り返し曝露することによって騒音に慣れる事象も報告されている(Basner, 2011)。高度の睡眠妨害を発症するリスクが45dBから生じること(Miedema, 2003)を踏まえれば、50~55dBに曝露する人口はその騒音が不快であることを意識することなく曝露することにより、高度の睡眠妨害に対する潜在的な健康リスクを有する可能性が示唆される。

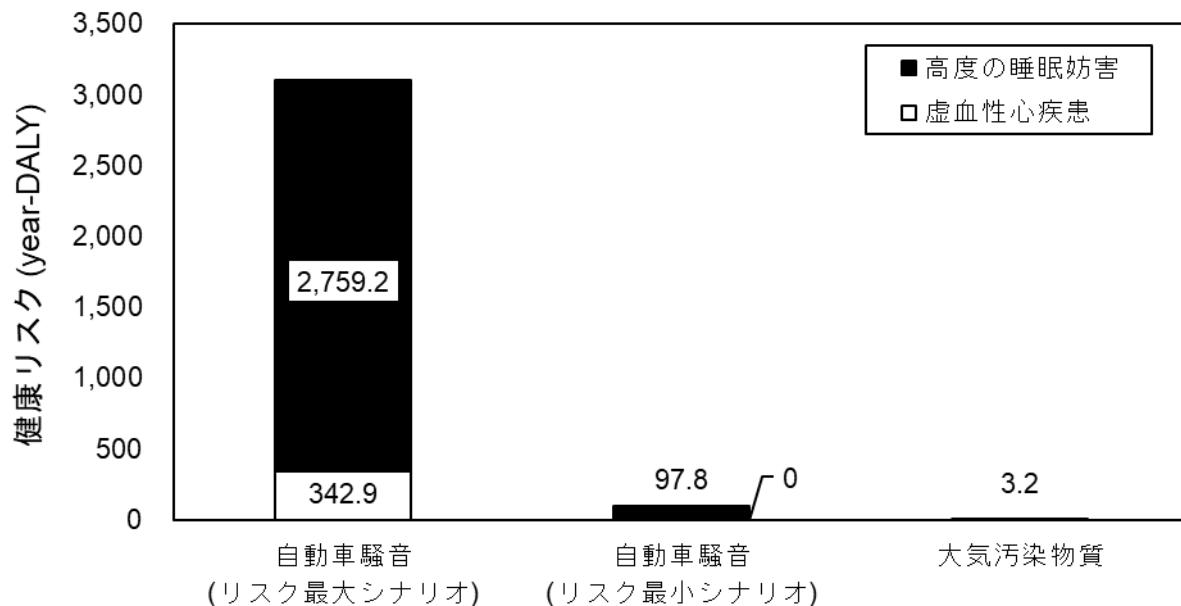


図2-7 自動車騒音ならびに大気汚染物質による健康リスクの比較

表2-12

道路交通騒音等に対する不快感と騒音レベルに関する科学的知見

昼夜等価騒音 レベル(dB)	夜間等価騒音 レベル(dB)*	科学的知見
75 dB	65 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が約30%
70 dB	60 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が約20%
65 dB	55 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が約15%
60 dB	50 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が約10%
55 dB	45 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が数%程度
50 dB	40 dB	道路交通騒音に対して非常に不快であるとの回答率が0%に近い

* 本研究では夜間を22:00~6:00と定義しているのに対して久野(1998)は22:00~7:00と定義している。
(久野(1998)作成の表より一部抜粋)

2.4 結言

本研究では、評価指標として障害調整生存年数 (DALY, year-DALY) を用いて自動車騒音による健康リスクを推算した。共通の指標を用いることで大気汚染物質による健康リスクとの比較を可能とした。

大阪市を対象地域として自動車騒音による健康リスクを求め、自動車に由来する大気汚染物質の健康リスクと比較した。健康リスクを決定する自動車騒音の大きさは建物の防音性能によって異なるため、本研究では「リスク最大シナリオ」と「リスク最小シナリオ」の 2 つのシナリオを設定して評価した。

「リスク最大シナリオ」では建物の防音性能を 10 dB(すべての建物が窓を開けるものと仮定)、「リスク最小シナリオ」では建物の防音性能を 25 dB(すべての建物が窓を閉めるものと仮定) であると設定した。昼間等価騒音に対する騒音曝露人口は 82,2000 人、夜間等価騒音に対する騒音曝露人口は 534,000 人であった。昼間等価騒音に対する騒音曝露人口の方が夜間等価騒音に対する騒音曝露人口よりも多いのは、対象地域である大阪市に会社や学校が多く位置しているためである。「リスク最大シナリオ」では、昼間等価騒音に対する騒音曝露人口は 55~60 dB の区分で最大 (334,000 人) となり、夜間等価騒音に対する騒音曝露人口も 55~60 dB の区分で最大 (207,000 人) となった。「リスク最小シナリオ」では、昼・夜間にともに 45 dB 以下の騒音に対する曝露人口が最大であると推定した。虚血性心疾患による健康リスクは、「リスク最大シナリオ」で 342.9 year-DALY、「リスク最小シナリオ」で 0 year-DALY であることを推定した。「リスク最小シナリオ」ではすべての騒音曝露人口が (健康リスクが生じるとされる) 55 dB 以下に収まるためである。高度の睡眠妨害による健康リスクは、「リスク最大シナリオ」で 2,755.2 year-DALY、「リスク最小シナリオ」では 97.8 year-DALY であり防音性能の向上で 96.5 %の健康リスクを削減した。

上述の自動車騒音に由来する身体的健康影響による健康リスクは自動車に由来する大気汚染物質による健康リスクと比較した。大気汚染物質によって急性死亡がもたらされるリスクは 3.1 year-DALY、呼吸器系の入院がもたらされるリスクが 0.13 year-DALY であることを推定した。自動車騒音による健康リスク (虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害の合計) は、「リスク最大シナリオ」で 3,102.1 year-DALY、「リスク最小シナリオ」で 97.8 year-DALY であった。大気汚染物質による健康リスクが屋外の測定局で観測された実測値から推算したものであることを踏まえれば、窓を開けたときの自動車騒音による健康リスク (リスク最大シナリオ) と比較することが望ましい。その場合、自動車騒音による健康リスクは大気汚染物質による健康リスクの約 1,000 倍である。本研究結果から、建物の防音性能の向上が自動車騒音による健康リスクの削減に有効であることを示した。また、リスク最大シナリオで騒音曝露人口が最大となる 50~55 dB の区分では、騒音を「非常に不快」と感じる市民の割合は約 10~15 %程度であり、無意識に窓を開放することによる高度の睡眠妨害のリスク (潜在リスク) が高まる可能性を示唆した。

参考文献

- Babisch, W., 2008. Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise & Health.* 10 (38), 27–33.
<https://doi.org/10.4103/1463-1741.39005>.
- Babisch, W., 2011. Cardiovascular effects of noise. *Noise & Health.* 13 (52), 201–204.
<https://doi.org/10.4103/1463-1741.80148>.
- Basner, M., Müller, U., Elmenhorst, E.M., 2011. Single and Combined Effects of Air, Road, and Rail Traffic Noise on Sleep and Recuperation. *Sleep.* 34 (1), 11–23. <https://doi.org/10.1093/sleep/34.1.11>.
- Miedema, H.M.E., Passchier-Vermeer, W., Vos, H., 2003. Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance. TNO Inro report 2002-59.
- Murray, C.J.L., Lopez, A.D., 1996. The Global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020 summary.
<https://iris.who.int/handle/10665/41864> (accessed 1 July 2024).
- Salomon, J.A., Haagsma, J.A., Davis, A., de Noordhout, C.M., Polinder, S., Havelaar, A.H., Cassini, A., Devleesschauwer, B.D., Kretzschmar, M., Speybroeck, N., Murray, C.J.L., Vos, T., 2015. Disability weights for the Global Burden of Disease 2013 study. *The Lancet Global Health,* 3 (11), E712–E723.
[https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(15\)00069-8](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(15)00069-8).
- World Health Organization (WHO), 2009. Night noise guidelines for Europe.
<https://iris.who.int/handle/10665/326486> (accessed 1 July 2024).
- World Health Organization (WHO), 2011. Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe. <https://www.who.int/publications/i/item/9789289002295> (accessed 1 July 2024).
- 一般社団法人交通工学研究会 (交通工学研究会), 2012. 平成 22 年度 全国道路街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社.
- 伊坪徳宏, 稲葉敦, 2010. LIME2: 意思決定を支援する環境影響評価手法. 丸善出版株式会社.
- 大阪府, 2012. 平成 23 年度 大気汚染常時測定期局測定結果.
<https://www.pref.osaka.lg.jp/kankyozen/taiki/sokutei.html#1> (accessed 1 July 2024).
- 大阪市, 2023. 大阪市の道路の現況.
<https://www.city.osaka.lg.jp/kensetsu/page/0000372123.html#:~:text=%E5%A4%A7%E9%98%AA%E5%B8%82%E5%86%85%E3%81%AE%E9%81%93%E8%B7%AF,%E7%A8%AE%E9%A1%9E%E3%81%AB%E5%88%86%E3%81%8B%E3%82%8C%E3%81%A6%E3%81%84%E3%81%BE%E3%81%99%E3%80%82> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2015a. 自動車騒音常時監視マニュアル (平成 27 年 10 月). <https://www.env.go.jp/air/car/noise.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2015b. 騒音に係る環境基準の評価マニュアル 道路に面する地域 編 (平成 27 年 10 月).
<https://www.env.go.jp/air/car/noise.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024. 自動車交通騒音の状況. <https://www.env.go.jp/air/car/noise/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 久野和宏, 1998. 道路騒音の生理的, 心理的影響. 騒音制御. 22 (6), 317–321.
<https://doi.org/10.11372/souonseigyo1977.22.317>.

厚生労働省(厚労省), 2012. 総患者数(患者住所地), 性・年齢階級×傷病大分類×都道府県別(岐阜~和歌山). https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000017031130 (accessed 1 July 2024).

厚生労働省(厚労省), 2013. 平成22年市区町村別生命表. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000021664342 (accessed 1 July 2024).

厚生労働省(厚労省), 2021. 死亡数、死亡月、性・年齢(5歳階級)・死因(死因簡単分類)・都道府県(20大都市再掲)別00総数. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000011818452 (accessed 1 July 2024).

国土交通省(国交省), 2019a. 6大都府県別・業態別・車種別輸送トンキロ. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031852432 (accessed 1 July 2024).

国土交通省(国交省), 2019b. 6大都府県別・車種別輸送人キロ. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031852441 (accessed 1 July 2024).

国立研究開発法人国立環境研究所(国環研), 2024. 自動車騒音常時監視結果Light版.

<https://experience.arcgis.com/experience/d8fb4910c57c4a148584e78c80a47bac/> (accessed 1 July 2024).

総務省, 2011. 人口、人口増減、面積及び人口密度 - 全国※, 全国市部※, 全国郡部※, 都道府県※, 市部※, 郡部※, 市町村※・旧市町村. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031472950 (accessed 1 October 2024).

総務省, 2014. 男女別人口、面積、人口密度、人口性比、年齢(3区分)別割合、昼夜間人口比率、常住地による15歳以上就業者数、従業地による15歳以上就業者の産業別割合、一般世帯数、1世帯当たり人員、一般世帯に占める割合及び持ち家率 - 全国、都道府県、市区町村・旧市町村(平成22年).

https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000025518738 (accessed 1 July 2024).

総務省, 2016. 人口、人口増減(平成22年~27年)、面積、人口密度、世帯数及び世帯数増減(平成22年~27年) - 都道府県※、都道府県市部・郡部、市区町村※、平成12年市町村. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031472950 (accessed 1 July 2024).

田鎖順太、高橋颯、深澤孝一郎、松井利仁, 2017. 札幌市全域を対象とした道路交通騒音マップの作成および健康影響評価. 公益社団法人日本騒音制御工学会秋季研究発表会講演論文集. 2017-11, 111-114.

日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014. 道路交通騒音の予測モデル“ASJ RTN Model 2013”. 日本国音響学会誌. 70(4), 172-230. https://doi.org/10.20697/jasj.70.4_172.

深澤孝一郎、田鎖順太、松井利仁, 2016. 道路交通騒音マップに基づく曝露人口算定手法の検討. 公益社団法人日本騒音制御工学会秋季研究発表会講演論文集. 2016-11, 219-222.

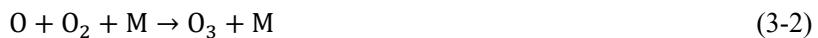
第3章 NO₂排出量減少時のO₃濃度の推定及び健康リスクの評価手法の構築

3.1 緒言

日本では光化学オキシダント(O_x)の環境基準達成率が極めて低いことが問題とされ、経済産業省や環境省が主体となりO_xの削減に関する調査や対策の検討が継続的に行われてきた。これまでの調査はシミュレーションモデルによるものが中心であるものの、メカニズム等に関する知見は蓄積されてきた。他方で、2019年に発生した新型コロナウイルスの感染拡大を防ぐために実施されたロックダウン(日本では緊急事態宣言による行動制限)は、世界中で二酸化窒素(NO₂)等の排出を抑え大気質を改善した。ところが、複数の地域において窒素酸化物の排出量の減少に反してオゾン(O₃)濃度が増加する事象が見られた(表1-2)。本章では、日本で新型コロナウイルス対策としての緊急事態宣言が発出された期間(2020年4月7日~5月21日)における交通量の減少をシナリオとして自動車に由来するNO₂排出量が大幅に減少した場合のO₃濃度増加による健康リスクを評価することを目的とした。このとき、大気中に安定して存在する(NOは不安定である)NO₂を対象として健康リスクを同時に評価した。3.2節ではNO₂濃度の減少がO₃濃度の増加を引き起こすメカニズムを示した。3.3節ではケーススタディの対象となる地域の選定を行い、NO₂及びO₃濃度から健康リスクを評価する手法を示した。3.4節では平常時と交通量が減少した場合における健康リスクについてそれぞれ評価した。3.5節では本章の結論を述べた。

3.2 二酸化窒素(NO₂)の減少によるオゾン(O₃)濃度増加のメカニズム

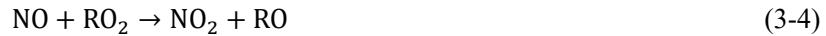
本節では、主に都市部においてNO₂濃度が減少することによりO₃濃度が増加するメカニズムを示す。自動車から排出された一酸化窒素(NO)は不安定な化合物であり大気中で酸化されてNO₂に変化する。NO₂は紫外線により光分解され(式3-1)、生じたOが酸素(O₂)と結合してO₃が生成される(式3-2)。



ここで、Mは反応の第三体であり、反応によって生じる化学エネルギーを奪うことで生成された分子を安定化させる役割をもつ。式3-2の反応で生成されたO₃はNOと反応してNO₂に形を変える(式3-3)。



上式より、環境中に窒素酸化物(NO_x)しか存在しない状態であれば、O₃ができる反応(式3-1~3-2)と消失する反応(式3-3)がバランスを取り合いO₃濃度は常に一定となる。ところが、揮発性有機化合物(VOC)が存在する場合には、VOCが水酸化ラジカル(OH)と反応してアルキルペルオキシラジカル(RO₂)を生成する。さらにRO₂はNOとの反応(式3-4)によりアルコキシラジカル(RO)を生成する。この過程ではNO₂が生成され式3-1~3-2の反応によりO₃濃度が増加する方向に働く(NO_xサイクル)。また、ROとO₂の反応で生成されるヒドロペルオキシラジカル(HO₂)もNOと反応することにより、NO₂を生成する(式3-5)。ここでも、O₃濃度を増加する式3-1~3-2の反応が発生する(NO_xサイクル)。式3-5で生成されるOHは揮発性有機化合物(VOC)と反応してROを生成する(ラジカルサイクル)。



都市部のように NO_x 濃度が VOC 濃度に比べて高い場合には、 NO_2 と OH が反応して硝酸 (HNO_3) を生成する反応 (式 3-6) が支配的になる。この反応は OH と VOC の反応を起点とするラジカルサイクルと競争するため O_3 の生成効率の低下をもたらす (板野, 2006)。



この状態で NO_x 排出量を削減した場合、式 3-6 の反応が停滞する。それによりラジカルサイクルが促進され NO_x サイクルが駆動するため O_3 濃度が増加する。一方で VOC 排出量を削減した場合には VOC と過酸化ラジカルが反応することにより開始されるラジカルサイクルが停滞するため O_3 濃度が減少する。このように O_3 の生成速度が VOC の供給量に依存する状態のことを「VOC 律速」と呼ぶ (Jacob, 1999)。都市部は自動車や工場からの NO_x 排出量が大きいため VOC 律速の傾向が強いとされる (経産省, 2018)。

環境省 (2012) は、シミュレーションモデルや排出源データを用いて、前駆物質である NO_x 及び VOC の排出量を変化させたときの O_3 濃度に対する影響を調査した。その結果を図 3-1 に示す (環境省, 2012)。VOC 律速の状態では VOC 排出量を減少させたときに O_3 濃度が減少するが、 NO_x 排出量を減少させたときに O_3 濃度は増加する方向に働く。一方、 O_3 の生成速度が NO_x の供給量に依存する状態 (NO_x 律速) では VOC 排出量の減少ではほとんど O_3 濃度が変化しないが、 NO_x 排出量の減少で O_3 濃度は減少する。

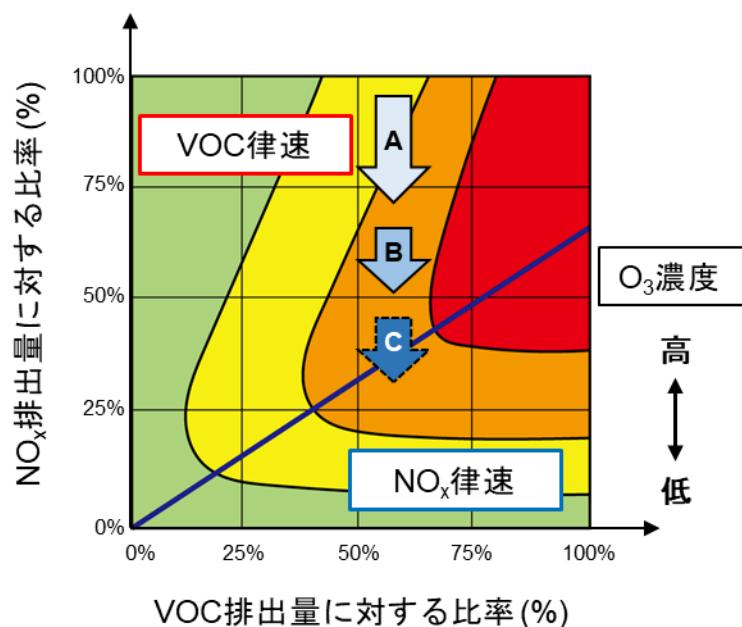


図 3-1 オゾン (O_3) 濃度の窒素酸化物 (NO_x) 濃度、揮発性有機化合物 (VOC) 濃度に対する依存性
(環境省 (2012) をもとに作成)

3.3 方法

3.3.1 対象地域の選定

本研究では O_3 の前駆物質である NO_2 と VOC の排出源が多数存在する大阪市を対象地域に設定した(矢野恒太記念会, 2018; 環境省, 2019, 2020; 国交省, 2020a, 2020b)。同地域の沿岸には日本の主要な工業地帯(京浜工業地帯, 中京工業地帯, 阪神工業地帯)の一つである阪神工業地帯が広がる。阪神工業地帯の製造品出荷額は、自動車産業を中心とする中京工業地帯に次いで第2位である(矢野恒太記念会, 2018)。また、同工業地帯に位置する兵庫県の煤煙に由来する NO_x の排出量は山口県、北海道に続いて第3位であり大規模な NO_x 固定排出源が存在する(環境省, 2019)。さらに、2018年度の大坂府の VOC 排出量は 31,789 t/年で西日本最大である(環境省, 2020)。また、2019年度の大坂府の輸送トンキロは主要な都道府県(東京都、神奈川県、愛知県、大阪府、兵庫県、福岡県)で最も多く 12,705,503 千トンキロ(国交省, 2020a)、輸送人キロも 5,160,352 千人キロで日本の首都である東京都に次ぐ第2位であり(国交省, 2020b)、移動排出源も十分に存在する。

一般的に都市部では NO_x 濃度が VOC 濃度に比べて高く「VOC 律速」の状態であると考えられるが、大阪市には NO_x 排出源だけでなく VOC 排出源も存在しているため大阪市周辺は VOC 律速と NO_x 律速の中間であるとする報告がある(経産省, 2020a)。また、VOC 律速と NO_x 律速が混在する「混合律速」とする報告(山本, 2014)もあり律速状態は明確でない。そのため、律速状態が明確でない大阪市を対象地域とすることは日本の都市部で NO_2 排出量が減少したときの O_3 濃度による健康リスクを明確にすることが可能であるという点でも意義がある。

3.3.2 大気モデルによる化学物質濃度の推定

3.3.2.1 排出シナリオの設定

VOC、 O_3 、 NO_x ($NO+NO_2$) 濃度の推定には ADMER PRO version 1.0 (ADMER-PRO) を用いた(AIST, 2024)。ADMER-PRO は、国立研究開発法人産業技術総合研究所(National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, AIST)が開発した大気モデルであり、2次生成物質を含む化学物質の大気中濃度分布の推定が可能である。ADMER-PRO には 2005 年度の排出量データや気象データが内蔵されているため、比較的容易に計算できる。また、ADMER-PRO には CMAQ にも採用されている化学反応モデル(CB99)が組み込まれており、前駆物質から生成される化学物質の濃度分布の推定もできる(AIST, 2024)。本研究では平常時の状況を踏まえた「BAU (Business as usual) シナリオ」と新型コロナウイルス対策としての緊急事態宣言が発出された期間における交通量の減少を踏まえた「COV(Covid-19) シナリオ」のそれぞれのシナリオで「 NO_x 移動排出源」「 NO_x 固定排出源」「VOC 固定排出源」による排出量データを設定した。排出量は内蔵されている 2005 年度の排出量データと任意の期間の排出量を比較することによる都道府県別増減率を入力することで、対象とする期間における排出量を再現することができる。

BAU シナリオにおける「 NO_x 移動排出源」は、道路交通センサスデータ(交通工学研究会, 2007, 2018)を用いて 2005 年度から 2015 年度の 24 時間平均交通量(平日)の増減率を都道府県別に求め入力した(表 3-1)。COV シナリオの設定については次項で示す。同様に「 NO_x 固定排出源」は、大気汚染物質排出量総合調査(環境省, 2008, 2019)を用いて 2005 年度から 2017 年度に工場及び発電所から排出された NO_x 排出量の増減率を都道府県別に求め入力した(表 3-1)。大気汚染物質排出量総合調査は、排ガス装置等から排出される大気汚染物質の排出状況を 3 年ごとに調査する統計調査である(環境省, 2008, 2019)。

「VOC 固定排出源」は、VOC 排出インベントリデータ（環境省, 2020）を用いて 2005 年度から 2018 年度の VOC 排出量の増減率を都道府県別・業種別に求め入力した（表 3-2, 3-3）。同データは、環境省が業種別の VOC 排出量を年度ごとに管理するために調査を行いその 2 年後に公表されるデータである（環境省, 2020）。これらの排出源ごとに補正された排出量データから、VOC 濃度及び NO_x 濃度の 4~9 月における大阪市の区ごとの期間平均値を出力した（4~9 月とした理由については 3.3.4 項にて詳述する）（井上ら, 2010a）。O₃ 濃度は時刻によって濃度が大きく異なることから「日最大 1 時間値」を出力した。

表 3-1

窒素酸化物の移動排出源及び固定排出源からの排出量（内蔵値）に対する増減率

	NO _x 移動排出源（単位: -）	NO _x 固定排出源（単位: -）
三重県	0.52	1.00
滋賀県	0.49	1.01
京都府	0.65	0.97
大阪府	0.65	0.86
兵庫県	0.89	0.98
奈良県	0.29	0.91
和歌山県	0.32	0.93

（出典：交通工学研究会, 2007, 2018; 環境省, 2008, 2019）

3.3.2.2 気象条件の設定

一般的に O_x 濃度は暖かい季節に上昇する傾向がある（Monks, 2000）。実際に大阪市では「1 時間値が環境基準の 60 ppb を越えた時間」の合計は 4~9 月で最も多い（国環研, 2024）。したがって、本研究では同期間（4~9 月）を計算対象とした。ADMER-PRO では、気象パターン類型化手法を援用する「長期間解析モード」を搭載しているため、計算対象期間における濃度推定を比較的短時間で行うことができる（AIST, 2024）。長期間解析モードでは、対象地域全体の気象パターンを 1 日単位で特徴づけ、対象期間の各日を気象パターンごとに類型化する。類型化は、日射量（3 階級）、地衡風（風速 3 階級 × 8 分類+静穏）の計 75 分類に分ける。次に各気象パターンの出現頻度を求め、出現頻度を積算した「累積出現頻度」が指定した値となるまで計算する（吉門ら, 2006）。本研究では、計算時間の短縮を図るため 4~9 月のうち出現頻度の高い上位 5 つの気象パターン計算した。技術解説書（AIST, 2024）では O₃ 濃度の実測値との比較を通して上位 5 つの気象パターンを考慮したときの決定係数は 0.77 であることが示されていた。

また、ADMER-PRO では、解析対象とする地域のグリッドと、それより広い領域をより粗い解像度で覆うグリッドの 2 つを設定することができる。本研究で解析対象である大阪市に対しては、1 km × 1 km のグリッドを設定した。それより広い領域については、O₃ 及びその前駆物質が対象地域外から運ばれる可能性を踏まえて（Chan and Chan, 2000）、近畿地方の 7 府県（三重県、滋賀県、京都府、大阪府、兵庫県、奈良県、和歌山県）に 5 km × 5 km のグリッドを設定した上で表 3-1~3-3 に示す排出量データを入力した。

表 3-2

揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量(内蔵値)に対する増減率(三重県~京都府)

業種(単位:-)	三重県	滋賀県	京都府
農業	0.00	0.00	2.84
水産	1.00	0.00	1.49
鉱業	0.00	0.00	0.00
土木工事	0.87	0.68	0.84
建築工事	0.46	0.49	0.78
塗装工事	0.37	0.38	0.37
食料品	0.08	0.07	0.97
飲料	1.55	1.71	1.62
繊維	2.55	1.17	1.09
衣服	0.00	0.00	0.00
木材	4.71	0.67	0.11
家具	0.29	0.34	0.22
パルプ	1.45	0.59	0.01
印刷	0.66	0.57	0.33
化学	0.30	0.66	0.52
石油製品	0.95	0.12	0.00
プラスチック製品	0.20	0.34	0.17
ゴム製品	0.46	0.32	1.21
なめし革	0.10	0.43	0.52
窯業	1.28	0.08	3.14
鉄鋼業	0.00	0.17	0.00
非鉄金属	0.42	0.28	1.26
金属	0.43	0.51	0.74
一般機械器具	0.38	0.61	1.34
電気機械器具	0.40	0.45	0.23
情報通信機械器具	0.29	0.32	0.17
電子部品	0.38	0.43	0.22
輸送用機械	0.66	2.02	1.14
精密機械器具	3.71	0.21	1.44

表 3-2

揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量(内蔵値)に対する増減率(三重県~京都府)

(つづき)

その他の製造業	0.07	0.04	0.12
ガス業	0.00	0.00	0.00
倉庫業	0.00	0.00	0.00
燃料小売業	0.81	0.90	0.95
学校教育	0.00	0.00	0.30
学術	0.00	0.97	12.18
洗濯業	0.40	0.56	0.47
自動車整備業	0.99	0.73	0.60
機械修理業	1.33	0.63	1.89
その他の事業サービス業	0.23	0.16	0.50
特定できない業種	1.02	1.14	0.92
家庭	1.11	1.25	1.00

(出典: 環境省, 2020)

表 3-3

揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量(内蔵値)に対する増減率(大阪府~和歌山県)

業種(単位: -)	大阪府	兵庫県	奈良県	和歌山県
農業	1.10	2.74	0.00	0.16
水産	1.68	1.34	0.00	0.98
鉱業	0.00	0.00	0.00	0.00
土木工事	1.24	0.75	0.40	0.46
建築工事	0.90	0.60	0.64	0.69
塗装工事	0.38	0.37	0.37	0.38
食料品	3.05	1.04	2.35	0.24
飲料	4.36	1.64	1.01	1.12
繊維	1.99	1.96	0.00	2.22
衣服	0.00	0.03	0.00	0.00
木材	0.66	0.68	0.00	0.00
家具	0.37	0.45	0.38	0.25
パルプ	0.10	0.04	0.01	0.00

表 3-3

揮発性有機化合物の固定排出源からの排出量(内蔵値)に対する増減率(大阪府~和歌山県)

(つづき)

印刷	0.49	0.28	0.18	0.27
化学	0.18	0.66	0.39	0.99
石油製品	2.03	0.25	0.00	0.35
プラスチック製品	0.66	0.63	0.06	0.07
ゴム製品	0.17	0.15	0.31	0.13
なめし革	0.35	0.51	0.13	0.21
窯業	0.66	0.13	2.98	0.00
鉄鋼業	0.88	1.20	0.00	0.28
非鉄金属	0.81	1.34	2.40	0.00
金属	0.68	0.55	0.40	0.65
一般機械器具	1.07	0.34	0.66	0.54
電気機械器具	0.77	0.86	2.49	0.27
情報通信機械器具	0.55	0.61	1.78	0.20
電子部品	0.73	0.81	2.36	0.26
輸送用機械	0.67	0.54	3.26	0.58
精密機械器具	5.62	10.46	0.00	2.47
その他の製造業	0.18	0.79	1.97	0.58
ガス業	0.00	0.00	0.00	0.00
倉庫業	0.59	0.42	0.00	0.00
燃料小売業	0.67	0.77	0.96	0.94
学校教育	0.33	53.05	0.44	0.00
学術	3.67	167.89	0.00	0.00
洗濯業	0.39	0.46	0.44	0.37
自動車整備業	0.47	0.70	0.69	1.07
機械修理業	0.32	0.60	0.92	0.71
その他の事業サービス業	0.62	0.43	2.84	2.83
特定できない業種	0.91	0.96	0.98	0.89
家庭	1.00	1.05	1.07	0.97

(出典: 環境省, 2020)

3.3.3 対象地域における交通量変化率の推定

本研究では3.3.2節で示したように平常時の状況を踏まえた「BAUシナリオ」とCOVID-19に対する緊急事態宣言によって交通量が減少した状況を踏まえた「COVシナリオ」の2つのシナリオを設定して解析した。それぞれのシナリオにおける排出シナリオの設定条件については表3-4に示す。固定排出源（「NO_x固定排出源」「VOC固定排出源」）については、排出源に発電所やごみ焼却場も含まれており、それらは市民の生活に不可欠な事業であることから緊急事態宣言期間中も通常の操業を続けるものと仮定した（Nazari et al., 2010; Carslaw, 2005）。したがって、COVシナリオでは「NO_x移動排出源」による排出量の減少のみを考慮した。「NO_x移動排出源」による排出量の減少率については、COVID-19による交通量の減少率を適用した。以下では、COVID-19による緊急事態宣言期間の交通量の減少率を求めた。

はじめに、国交省（2023）のデータから阪神圏にある高速道路（西日本高速道路・本州四国連絡高速道路・阪神高速道路）のうち主な区間の緊急事態宣言期間（2020年4月7日～5月21日）における交通量増減率（平日のみ）を抽出した。抽出結果の平均値を踏まえて高速道路の減少率を70%であるとした。次に、一般道路の減少率を求めるために国道1号の交通量増減率（平日のみ）を抽出した。同様に抽出結果を踏まえて一般道路の減少率を90%であるとした。これらの交通量の減少率は近畿地方で一律に設定した。2015年度の道路交通センサスデータ（交通工学研究会, 2018）から都道府県別の高速道路と一般道路の交通量に対してそれぞれの増減率を乗じることで、都道府県別に交通量増減率を算出した。

$$R = \frac{TE \times a + TG \times b}{TE + TG} \quad (3-7)$$

ここで、RはCOVシナリオにおける交通量増減率（-）、a及びbはそれぞれ高速道路及び一般道路の対前年比交通量増減率（-）、TE及びTGはそれぞれ高速道路及び一般道路における平常時の交通量（台/日）である。上記からa=0.7、b=0.9として、緊急事態宣言期間における都道府県別の交通量増減率を算出した。その結果、奈良県で0.72、三重県と滋賀県で0.73、その他（京都府・大阪府・兵庫県・和歌山県）で0.74であり、これらをBAUシナリオの都道府県別の「NO_x移動排出源」の増減率（表3-1）に乗じた。

また、本研究ではNO_x及びO₃による年間の健康リスクを求めるため、COVID-19に対する緊急事態宣言期間（2020年4月7日～5月21日）における交通量の減少が1年を通して継続するものと仮定した。

表3-4

BAUシナリオ及びCOVシナリオにおける排出シナリオの設定条件

	NO _x 排出量		VOC排出量
	移動排出源	固定排出源	固定排出源
BAUシナリオ	2015年度交通量データ (交通工学研究会, 2018)	2017年度排出量データ (環境省, 2019)	2018年度排出量データ (環境省, 2020)
COVシナリオ	緊急事態宣言期間の 交通量の減少を想定	BAUシナリオと 同じであると想定	BAUシナリオと 同じであると想定

3.3.4 オゾン (O_3) による健康リスク

O_3 による健康リスクの評価には、Bell et al. (2006) による「24時間値 10 ppb の O_3 濃度の上昇で死亡率 0.32 %の増加」をもとにした「日最大 1 時間値 10 ppb の上昇で死亡率 0.17 %の増加」(中西ら, 2009) を用いた。Bell et al. (2006) は 1987 年から 2000 年のアメリカで 98 都市において O_3 濃度が 10 ppb 上昇したときの死亡率の上昇を調査した。線形法においてはそのときの濃度によらず 24 時間値で 10 ppb の上昇により全死亡率が 0.32 %増加することを示した (Bell et al., 2006)。中西ら (2009) はこの値を日本に適用して関東地方における健康リスクを評価した。本研究でも同様に「日最大 1 時間値 10 ppb の上昇で死亡率 0.17 %の増加」を用いた。「24 時間値」の死亡率を「日最大 1 時間値」の死亡率に換算したのは日最大 1 時間値と呼吸器系の疾患による死亡数には相関があるとされるためである (Jerrett et al., 2009)。日最大 1 時間値の時刻には 14 時を採用した。これは、大阪市で観測された 14 ヶ所の観測地点における実測値 (欠測値や未測値、エラー値を除く) (国環研, 2024) を用いて時刻別の平均濃度を求めたときに、その濃度が最も高くなる時間が 14 時であるためである (図 3-2)。

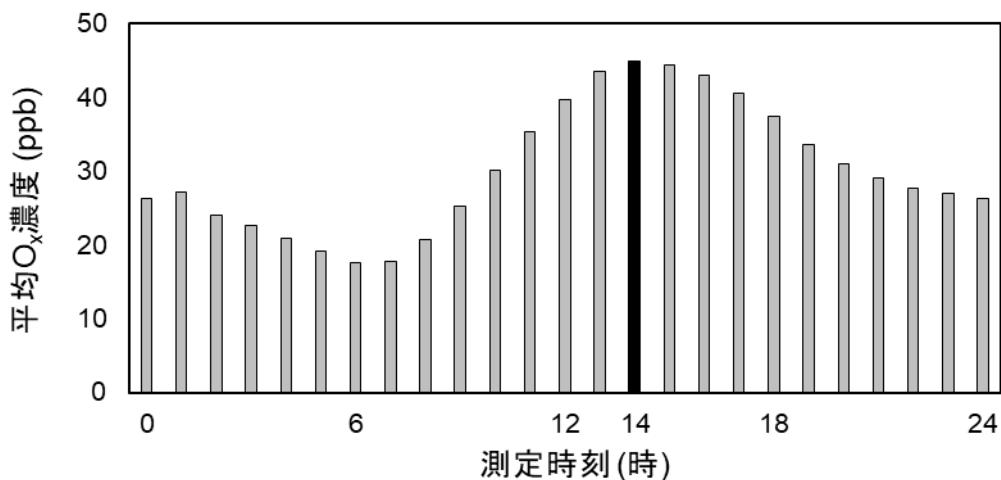


図 3-2 大阪市の 14 ヶ所の観測地点における光化学オキシダントの時間別平均値

(出典: 国環研, 2024)

健康リスクの指標には「障害調整生存年数 (Disability-adjusted life year, DALY)」を用いた。DALY は、死亡や障害、不健康な状態により失われた年数を意味しており、疾病負荷を総合的に表すことができる (Murray and Lopez, 1996)。健康リスクを DALY で評価することで他の疾病と健康リスクの大きさを比較することが可能である。DALY は「損失生存年数 (Years of life lost due to premature mortality, YLL)」及び「障害共存年数 (Years lived with disability, YLD)」の合計である (Murray and Lopez, 1996)。ただし、ここでは死亡率の増加をエンドポイントとしているため YLL のみを求めた。YLL は、年齢ごとの死亡数と平均余命の積により計算される (Murray and Lopez, 1996)。

$$\Delta DALY = \sum_k \left(\left(Case_k \times \frac{RR - 1}{10} \times \Delta C \right) \times L_k \right) \quad (3-8)$$

ここで、 $\Delta DALY$ は健康リスクの増減量 (year-DALY)、 $Case_k$ は年齢kにおける外傷以外の死因による死亡数 (件)、 $[RR - 1]$ は O_3 濃度が 10 ppb 上昇したときの相対リスク (-)、 L_k は年齢kにおける平均余命 (年) である。計算に用いた死亡数 $Case_k$ 及び平均余命 L_k を表 3-5 に示した。死亡数には厚労省 (2019) による人口動態調査、平均余命には厚労省 (2023) による生命表を用いた。 $[RR - 1]$ は上記の Bell et al. (2006) 及び中西ら (2009) から 0.0017 として、BAU シナリオと COV シナリオの健康リスクの増分を計算した。 ΔC は、4~9 月の O_3 濃度の日最大 1 時間値の平均値 (大阪市平均) とバックグラウンド濃度の差とした。バックグラウンド濃度には、ADMER-PRO で推定された BAU シナリオの大気中濃度の最小値を用いた。

表 3-5

大阪市における総死亡者数のうち外傷等による死亡者数を除く死亡数及び平均余命

年齢	死亡数 (件)		平均余命 (年)	
	男	女	男	女
0	13	25	78.8	86.2
1~4	5	1	78.0	85.4
5~9	6	2	74.1	81.4
10~14	2	1	69.1	76.4
15~19	1	1	64.1	71.4
20~24	8	4	59.2	66.5
25~29	14	10	54.3	61.6
30~34	21	10	49.4	56.7
35~39	34	27	44.6	51.8
40~44	91	54	39.8	46.9
45~49	188	103	35.1	42.1
50~54	290	166	30.5	37.3
55~59	432	183	26.1	32.7
60~64	678	268	21.9	28.1
65~69	1,538	539	18.1	23.7
70~74	2,015	804	14.5	19.4
75~79	2,489	1,335	11.3	15.3
80~84	2,869	2,030	8.5	11.5
85~89	2,498	2,853	6.1	8.2
90~94	1,313	2,580	4.3	5.6
95~	433	1,712	2.9	3.8

3.3.5 二酸化窒素 (NO_2) による健康リスク

NO_2 による健康リスクの評価には、Chen et al. (2012) による「24 時間値 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の上昇で日死亡率が 1.63 %増加」を 2018 年 4~9 月における大阪市の平均気温 (国環研, 2024) である 23.8°C の条件において換算した「24 時間値 10 ppb の上昇で日死亡率が 3.08 %の増加」を用いた。Chen et al. (2012) は中国の 17 都市を対象とした調査を踏まえて NO_2 濃度が 10 ppb 上昇したときに平均で 1.63 %の死亡率が増加することを示した。本研究ではこの値を用いて、BAU シナリオと COV シナリオの健康リスクを評価した。すなわち、 O_3 による健康リスクの評価と同様に式 3-8 (このとき $[\text{RR} - 1]$ は 0.0308 とした) から DALY を求めた。ただし、Chen et al. (2012) による値の分析条件を踏まえて 0~4 歳については対象から除外した。 ΔC は、4~9 月の NO_2 濃度の期間平均値 (大阪市平均) とバックグラウンド濃度との差とした。ここで、バックグラウンド濃度には、 O_3 と同様に BAU シナリオの大気中濃度の最小値を用いた (中西ら, 2009)。

3.4 結果と考察

3.4.1 モデルの検証

ADMER-PRO で計算した濃度の妥当性の検証には、中西ら (2009) も用いた指標の正規化平均偏差 (Normalized Mean Bias, NMB)、正規化平均誤差 (Normalized Mean Error, NME)、ファクター 2 以内の精度で再現されるデータの割合 (Probability of factor 2, Pfac2) を用いた。これらは大気モデルの性能評価で広く利用される (井上・東野, 2015; Itahashi et al., 2020)。NMB (式 3-9) は絶対値が小さいほど、NME (式 3-10) は値が小さいほど、Pfac2 は値が大きいほど現況再現性が高い (中西ら, 2009; 井上・東野, 2015)。

$$\text{NMB} = \frac{\sum_{n=1}^N (\text{Cal}_n - \text{Obs}_n)}{\sum_{n=1}^N \text{Obs}_n} \quad (3-9)$$

$$\text{NME} = \frac{\sum_{n=1}^N |\text{Cal}_n - \text{Obs}_n|}{\sum_{n=1}^N \text{Obs}_n} \quad (3-10)$$

ここで、 Cal_n は ADMER-PRO による推定値 (ppb)、 Obs_n は実測値 (ppb)、 N はデータ数を表す。ADMER-PRO で推定した 4~9 月の NO_2 濃度の期間平均値、同期間の 14 時における O_3 濃度の平均値 (日最大 1 時間値) に対して、それぞれの濃度を推定したグリッドにおける実際の濃度 (2018 年 4~9 月) と比較した。大阪市では NO_2 濃度は 25 地点、 O_3 濃度は 14 地点で測定された (大阪府, 2019)。

式 3-9~3-10 により計算したところ、 NO_2 濃度の期間平均値と実際の濃度との比較では、NMB は 0.315、NME は 0.339 であり推定値が過大評価されている傾向が見られた。これは実際の濃度が測定された時期と 2005 年度との排出源分布の違いが原因として考えられる。すなわち、2005 年度には存在していたが、公害対策や人口減少により 2018 年度には排出源が存在していないこと (排出量は増減率を加味したが排出源分布は同一であると想定した) が考えられる。一方で、Pfac2 は 100 %であり、すべての推定値が実測値の 2 倍以内に含まれていた。 O_3 濃度も同様に、NMB と NME はどちらも 0.301 ですべての地点で推定値が実測値を上回った。これは、上記の排出源分布の違いに加えて (計算対象期間とした) 4~9 月の出現頻度の高い上位 5 つの気象パターンに “含まれない” 気象パターンにおける濃度の存在が平均を押し下げられたことが考えられる。一方で、こちらも Pfac2 は 100 %でありファクター 2 以内の精度で再現された。これらから過大評価の傾向があるものの十分な現況再現性があるものとしてリスクを評価した。

3.4.2 大気モデルによる濃度の推定

BAU シナリオにおける 4~9 月の NO_2 濃度の期間平均値、同期間の 14 時の時点での O_3 濃度の平均値(日最大 1 時間値)を図 3-3 に示す。図 3-3 から、 NO_2 濃度は沿岸部で高く、 O_3 濃度は沿岸部や中心地で低い結果が得られた。3.3.1 節で述べたように、沿岸部においては大規模な固定排出源が存在することで高い NO_2 濃度がもたらされたと考えられる。 NO_2 濃度が高い沿岸部や中心地においては式 3-6 の NO_2 と OH が反応して硝酸 (HNO_3) を生成する反応が発生するため O_3 濃度が低くなったものと考えられる。

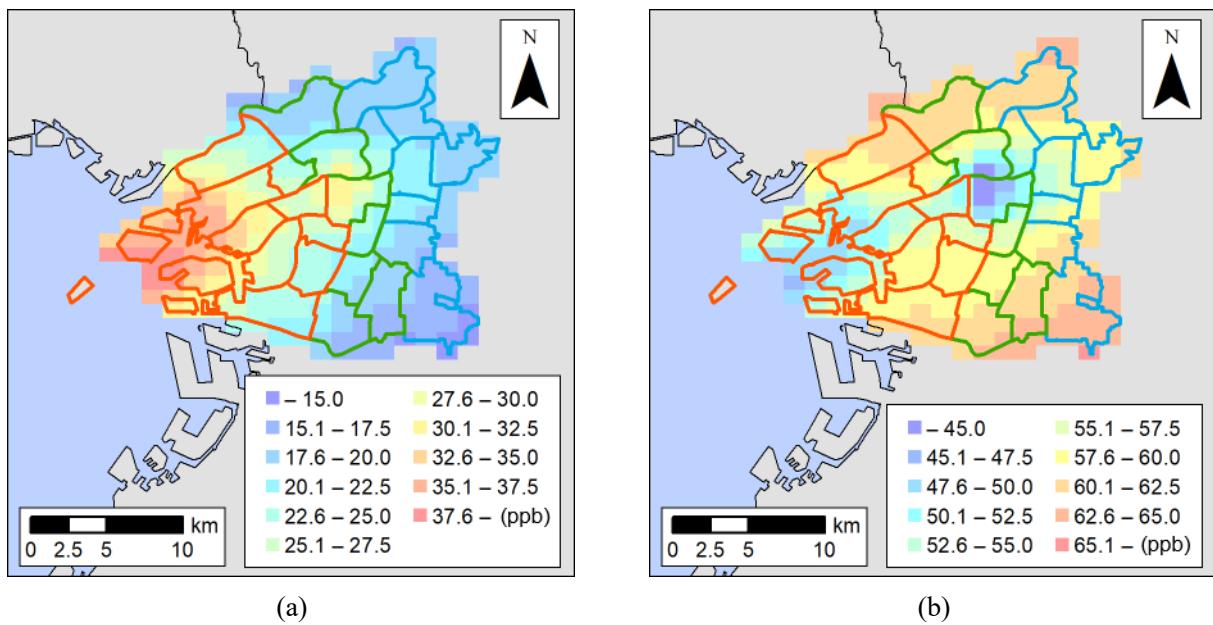


図 3-3 BAU シナリオにおける二酸化窒素 (NO_2) 及びオゾン (O_3) の濃度分布
((a) NO_2 、(b) O_3)

ここで、ADMER-PRO で出力された VOC と NO_x の濃度比 ($[\text{VOC}]/[\text{NO}_x]$) を用いて同地域の律速状態を判定した (Siciliano et al., 2020; Yang, 2019; 神成, 2006)。この指標の値が小さければ VOC 律速の傾向が強く、この指標の値が大きければ NO_x 律速の傾向が強い (Yang, 2019)。神成 (2006) は、律速状態を判断する目安として、非メタン炭化水素 (NMHC) と NO_x の濃度比 ($[(\text{NMHC})/\text{NO}_x]$) が 6~12 であるとした。ADMER-PRO で出力される VOC にはメタンを含まないため、本研究においても同じ目安とした。

大阪市の区ごとに $[\text{VOC}]/[\text{NO}_x]$ を計算した結果を表 3-6 に示す。また、 $[\text{VOC}]/[\text{NO}_x]$ とそれぞれの区の位置を図 3-4 に示した。すべての区における $[\text{VOC}]/[\text{NO}_x]$ が目安 (神成, 2006) とされる 6~12 を下回っているため地域全体で VOC 律速の傾向にあることが分かる。その中でも濃度比が小さく VOC 律速の傾向が強いものから順に並べ、8 区ごとのグループに分類した。それぞれのグループを「Group High」「Group Middle」「Group Low」と命名して図 3-4 に示した。各グループの VOC 濃度の平均は 71.4 ppb、85.7 ppb、90.7 ppb、 NO_x 濃度の平均は 33.8 ppb、26.8 ppb、23.7 ppb である。「Group High」は主に沿岸部の地域が含まれるが、 $[\text{VOC}]/[\text{NO}_x]$ が大きくなるにつれて (「Group Middle」から「Group Low」に移るにつれて) 内陸の地域が含まれる。ここで、VOC 濃度が高い上位 10 区は 3 つのグループに分散して含まれているが、 NO_x 濃度は上位 10 区のうち 7 区が「Group High」に含まれることに注目すべきである。すなわち、その地域がどのグループに属するか (律速状態の強さ) は NO_x 濃度に依存していることが示唆される。

表 3-6

揮発性有機化合物の濃度 ([VOC]) と窒素酸化物の濃度 ($[NO_x]$)、及びそれらの濃度比 ($[VOC]/[NO_x]$)、
鉄鋼業分野の製造品出荷額ならびに交通量

No.	区	分類	$[VOC]/[NO_x]$ (-)	[VOC] (ppb)	$[NO_x]$ (ppb)	鉄鋼業出荷額 (百万円)	交通量 (千台 km/日)
1	此花区	Group High	1.51	62.8	41.7	55,836	599
2	住之江区		1.77	61.8	34.9	43,363	1,101
3	港区		1.81	69.1	38.1	1,407	765
4	大正区		2.12	68.5	32.4	190,610	284
5	西淀川区		2.23	69.1	30.9	112,308	1,020
6	西成区		2.55	71.6	28.1	7,012	694
7	浪速区		2.58	78.7	30.5	3,026	678
8	西区		2.65	89.9	34.0	3,126	1,033
9	福島区	Group Middle	2.78	84.2	30.2	-	584
10	阿倍野区		3.02	74.1	24.5	-	485
11	天王寺区		3.08	88.6	28.7	-	439
12	住吉区		3.17	70.0	22.1	-	365
13	中央区		3.26	112	34.4	-	1,751
14	淀川区		3.39	77.7	22.9	22,124	790
15	北区		3.47	105	30.3	-	1,578
16	東住吉区		3.54	74.0	20.9	-	589
17	東成区	Group Low	3.66	93.4	25.5	8,557	587
18	生野区		3.71	83.4	22.5	-	300
19	都島区		3.73	103	27.7	-	313
20	城東区		3.78	100	26.6	6,228	354
21	東淀川区		3.79	82.8	21.8	-	490
22	旭区		3.86	89.6	23.2	-	485
23	平野区		4.08	77.7	19.0	7,055	1,328
24	鶴見区		4.09	95.1	23.3	18,849	638

* VOC 濃度 ([VOC])、 NO_x 濃度 ($[NO_x]$)、鉄鋼業出荷額、交通量の各項目の上位 10 区を太字で表記した。

(出典: 経産省, 2020b; 交通工学研究会, 2018)

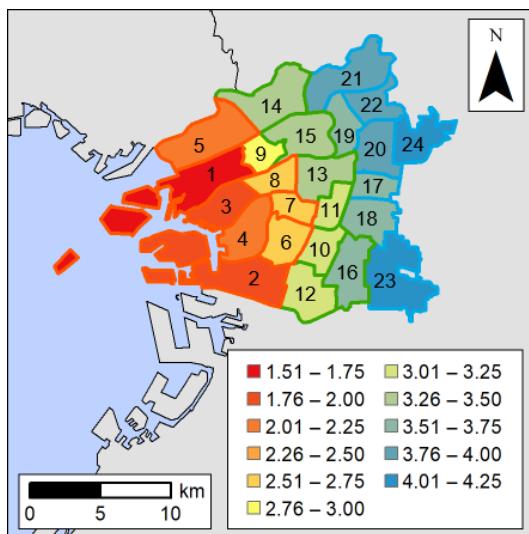


図 3-4 挥発性有機化合物 (VOC) と窒素酸化物 (NO_x) の濃度比 ([VOC]/[NO_x])

表 3-7 には 2018 年度の大阪市で NO_x 排出量の多い上位三つの業種 (固定排出源) を示した (環境省, 2019)。業種が「不明」の分類を除けば、電気業が 226 千 m³N/年で最も多く、鉄鋼業の 171 千 m³N/年、廃棄物処理業の 156 千 m³N/年が続く (環境省, 2019)。[VOC]/[NO_x]が大阪市内で最も小さく「Group High」に含まれる此花区にはごみ焼却場 (舞洲工場) や下水汚泥処理場 (舞洲スラッジセンター) が位置する。またその次に[VOC]/[NO_x]が小さい住之江区には大阪市で唯一の天然ガス火力発電所 (南港発電所) があり、2018 年度には大阪市の年間 NO_x 排出量の 6 %に相当する 165 t の NO_x が排出された (関西電力, 2024)。これらの電気業や廃棄物処理業からの大規模な NO_x 排出が、此花区や住之江区を含む[VOC]/[NO_x]が小さい地域に高い NO_x 濃度がもたらしたと考えられる。また、2019 年の鉄鋼業分野の製造品出荷額 (経産省, 2020b) では、「Group High」に含まれる大正区が 190,610 百万円で最大であり、「Group High」に含まれるそれ以外の区でも鉄鋼業が盛んである (表 3-6)。それに対して、「Group Middle」や「Group Low」に含まれる多くの区では、NO_x 排出量の多い鉄鋼業は行なわれていない (表 3-6)。

移動排出源についても 2015 年度の「区間延長」と「24 時間交通量」の積 (走行台キロ) を大阪市の区ごとに示した (表 3-6) (交通工学研究会, 2018)。そこでは、走行台キロの上位 10 区のうち 6 区が「Group High」に含まれる。これらから、NO_x 濃度が高い地域では NO_x の排出源となる「NO_x 固定排出源」と「NO_x 移動排出源」からの排出量がともに多く VOC 律速に寄与していることがいえる。

表 3-7

大阪市における業種別の窒素酸化物 (NO_x) 排出量 (上位三業種)

順位	業種	排出量 (千 m ³ N/年)	すべての業種に占める排出量の割合
1	電気業	226	30 %
2	鉄鋼業	171	23 %
3	廃棄物処理業	156	21 %

(出典: 環境省, 2019)

3.4.3 各シナリオ間での濃度の比較

COV シナリオにおいて大阪市の 88.9 %のグリッドで NO_x 濃度が平均で 0.962 ppb 減少した (図 3-5a)。また「Group Low」の 8 区のうち 7 区は、NO_x 濃度の減少量が上位 10 区に含まれていた (表 3-8)。一方、「Group High」には NO_x 濃度の減少量が上位 10 区の区は含まれていない (表 3-8)。これは「Group Low」には大規模な固定排出源が存在しないためであると考えられる。大規模な固定排出源が存在しないとき移動排出源からの排出量が NO_x 濃度に占める割合が大きくなり、COV シナリオにおける交通量の減少が「Group Low」に属する区の NO_x 濃度の減少に大きく寄与したと考えられる。一方、「Group High」は電気業や廃棄物処理業からの NO_x 排出量が濃度に含まれているが、本研究では COV シナリオにおいてもそれらの操業は続くものと仮定しているため、移動排出源からの排出量が減少した場合においても、NO_x 排出量にそれほど寄与しない (減少量は比較的小さい) と考える。

COV シナリオの O₃ 濃度は BAU シナリオからすべてのグリッドで平均で 1.00 ppb 上昇した (図 3-5b)。VOC 律速の傾向が強い区 (「Group High」の 8 区及び「Group Middle」のうち[VOC]/[NO_x]が小さい 4 区) は O₃ 濃度の増加量も大きい。特に、西区、浪速区、港区は「Group High」に含まれており、西区が 1.39 ppb、浪速区は 1.34 ppb、港区は 1.28 ppb 増加した。図 3-1 では前駆物質と律速状態の関係性を示した (環境省, 2012)。「Group High」は図 3-1 では A の状態にあるものと考えられる。すなわち、A の状態は VOC 律速で O₃ 濃度が高い。この状態で NO_x 排出量が削減された場合、ラジカルサイクルと競合する式 3-6 の反応が停滞するためラジカルサイクルが促進され O₃ 濃度が増加する。それに対して、「Group Low」は O₃ 濃度の増加が小さいため B の段階にあると考えられる。この状態で NO_x 排出量が削減した場合、C の状態となり「NO_x 律速」に移行する可能性がある。「NO_x 律速」では、さらなる NO_x 排出量の減少により O₃ 濃度が減少することが見込まれ、VOC 濃度が増加した場合でも O₃ 濃度はほとんど変化しない。

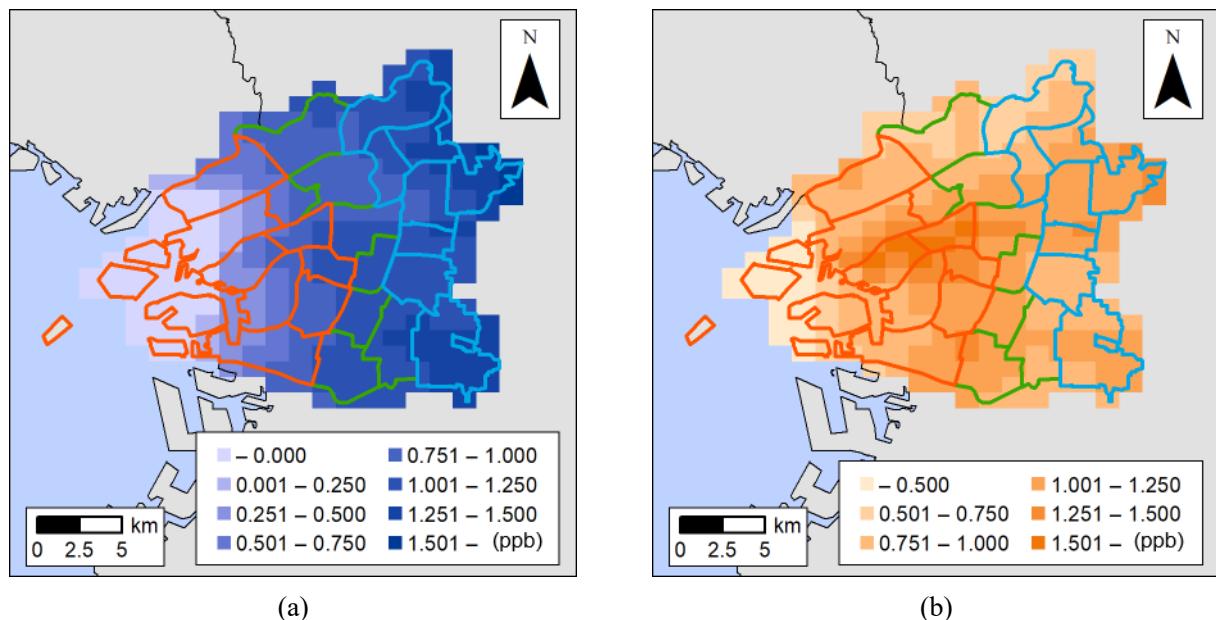


図 3-5 BAU シナリオと COV シナリオにおける各物質の濃度分布の変化
((a) 窒素酸化物 (NO_x) 濃度の減少量、(b) オゾン (O₃) 濃度の増加量)

表 3-8

BAU シナリオと COV シナリオにおけるオゾン (O_3) 濃度及び二酸化窒素 (NO_2) 濃度

No.	区	分類	O_3 濃度 (ppb)		O_3 濃度の 増加量 (ppb)	NO_2 濃度 (ppb)		NO_2 濃度の 減少量 (ppb)
			BAU	COV		BAU	COV	
1	此花区	Group High	54.1	54.9	0.81	33.1	33.4	-0.26
2	住之江区		56.0	56.8	0.86	28.5	28.3	0.24
3	港区		54.1	55.4	1.28	31.0	30.6	0.37
4	大正区		57.2	58.4	1.16	27.2	26.6	0.60
5	西淀川区		59.6	60.5	0.85	25.7	25.4	0.26
6	西成区		58.4	59.6	1.20	23.6	22.7	0.94
7	浪速区		55.7	57.1	1.35	25.0	24.0	1.06
8	西区		54.0	55.4	1.39	27.3	26.4	0.90
9	福島区	Group Middle	57.7	58.8	1.07	25.0	24.2	0.74
10	阿倍野区		59.3	60.4	1.11	20.6	19.4	1.14
11	天王寺区		54.8	56.0	1.12	23.2	22.1	1.12
12	住吉区		61.2	62.3	1.12	18.8	17.8	1.07
13	中央区		50.1	51.4	1.22	26.7	25.7	0.99
14	淀川区		61.3	62.0	0.75	19.2	18.3	0.88
15	北区		54.7	55.7	0.99	24.1	23.3	0.88
16	東住吉区		61.5	62.5	0.97	17.7	16.5	1.20
17	東成区	Group Low	56.4	57.5	1.08	20.9	19.8	1.13
18	生野区		59.9	60.8	0.94	18.8	17.6	1.15
19	都島区		54.9	55.8	0.97	22.3	21.3	0.98
20	城東区		55.0	56.1	1.10	21.6	20.5	1.11
21	東淀川区		61.7	62.5	0.74	18.3	17.1	1.18
22	旭区		59.6	60.6	0.97	19.3	18.0	1.27
23	平野区		62.9	63.9	0.99	16.1	14.8	1.29
24	鶴見区		58.7	59.8	1.14	19.3	17.9	1.35

* O_3 濃度、 O_3 濃度の増加量、 NO_2 濃度、 NO_2 濃度の減少量の各項目の上位 10 区を太字で表記した。

3.4.4 各シナリオにおける健康リスクの評価

BAU シナリオと COV シナリオにおける NO₂ 及び O₃ の健康リスクを表 3-9 に示した。BAU シナリオの NO₂ 及び O₃ の健康リスクは大阪市全域でそれぞれ 9,454 year-DALY 及び 1,310 year-DALY であった。COV シナリオでは NO₂ の健康リスクは 8,643 year-DALY で 811.4 year-DALY (8.6 %) 減少した。一方で、O₃ の健康リスクは 1,365 year-DALY で 55.90 year-DALY (4.3 %) 増加した。これらは、2019 年 10 月 1 日時点の大都市の人口 2,725,855 人 (大阪市, 2023) に対するリスクである。この結果から、NO_x 排出量の減少によって O₃ 濃度は増加するものの、増加した O₃ による健康リスクよりも NO₂ による健康リスクの減少量の方が大きいことが分かる。各シナリオ間の濃度の変化量は NO₂ よりも O₃ の方が大きいが、NO₂ の相対リスク [RR - 1 = 0.0308] が O₃ の相対リスク [RR - 1 = 0.0017] よりも大きいことから NO₂ による健康リスクの減少量が O₃ による健康リスクの増加量を上回る結果が得られた。また、本研究では、大阪市全域を対象としたが、O₃ 濃度の増加量が大きい沿岸の地域 (「Group High」の西区、浪速区、港区、西成区、「Group Middle」の中央区) の昼間人口はいずれも夜間人口を上回り、特に中央区の昼間人口は夜間人口の約 5 倍である (総務省, 2017)。そのため、昼間人口が、増加した O₃ に曝露することによって、これらの地域の健康リスクはさらに大きくなる可能性があると考える。

最後に、O₃ 及び NO₂ の健康リスクについて、NME(正規化平均誤差) を用いて、過大評価されていた 2 つのシナリオの推定値 (NO₂ の NME は 0.339、O₃ の NME は 0.301 である) を補正して評価を行った。その結果、NO₂ による健康リスクの減少量は O₃ による健康リスクの増加量の 14.5 倍 (補正前)、13.7 倍 (補正後) であり、「増加した O₃ による健康リスクよりも減少した NO₂ による健康リスクの減少量が大きい」という結果に対して大きく影響を与えないことを確認した。ただし、本研究では、4~9 月の特定の気象パターンで推定された O₃ 濃度を用いて年間の健康リスクを推定したため、冬には O₃ 濃度が低下することを踏まえて、O₃ による健康リスクが過大評価された可能性があることに注意する必要がある。

表 3-9

BAU シナリオと COV シナリオの二酸化窒素 (NO₂) 及びオゾン (O₃) による健康リスク

	NO ₂ による健康リスク (year-DALY)	O ₃ による健康リスク (year-DALY)
BAU シナリオ	9,454 (基準)	1,310 (基準)
COV シナリオ	8,643 (-8.6%)	1,365 (+4.3%)

3.5 結言

本研究では、律速状態が明確にされていない大阪市が VOC 律速の傾向が強いことを定量的に示した。また、今回の対象地域のように限られた地域の中でも排出源分布の違いにより異なる律速状態（強さ）が生じる可能性があることを示した。さらに、本研究では NO₂ 排出量減少時の O₃ 濃度の変化の予測や、これまで明らかにされていなかった健康リスクに対する影響を共通指標としての DALY を用いることで明らかにすることに成功した。本研究で構築した ADMER-PRO と DALY を組み合わせたリスク評価手法及び結果により、大気汚染物質の管理に関する政策決定に価値のある知見をもたらすと期待される。

区ごとに VOC と NO_x の濃度比を求ることにより、沿岸地域では VOC 律速の傾向が強く、内陸に向かうにつれてその傾向が弱くなることが分かった。VOC 律速の傾向が強い「Group High」では、火力発電所やごみ焼却場、下水汚泥処理場、鉄鋼業などの NO_x の大規模な発生源が近くに存在していることが VOC 律速に寄与していた。VOC 律速の傾向が強い 12 区では特に大きな O₃ 濃度の増加が見られた。これらの区ではさらに NO₂ 排出量が削減された場合でも、O₃ 濃度がより増加する恐れは低いと考える。一方、VOC 排出量 (VOC 濃度) が増加した場合には O₃ 濃度の増加がもたらされる可能性がある。また、O₃ 濃度の増加が大きい沿岸地域や中央部で昼間人口が夜間人口を上回る地域では、健康リスクはさらに大きくなる可能性が考えられる。それに対して、「Group Low」では移動排出源による排出量が相対的大きいため、COV シナリオでは NO₂ 濃度が大きく削減された。また、これらのグループに属する地域では、O₃ 濃度の増加量が比較的小さいことから、さらなる NO₂ 排出量の削減が行われた場合には NO_x 律速に切り替わり、O₃ 濃度が減少傾向になる状態にあると考えられる。

本研究で想定した交通量の削減によって、大阪市全域では NO₂ による健康リスクは 811.4 year-DALY 減少、O₃ による健康リスクは 55.90 year-DALY 増加した。VOC 律速の傾向が強いとされる大阪市では、律速状態（強さ）によらず NO_x 濃度の減少による健康リスクの減少量が O₃ 濃度の増加による健康リスクの増加量を上回る結果が得られた。そのため、NO₂ 排出量の削減が大気汚染物質による健康リスクの低減をもたらすといえる。したがって、今回想定したような COVID-19 の感染拡大によるロックダウンや、大規模災害等による道路の損傷に伴う交通量の減少、電気自動車の普及のような交通手段の代替による NO_x 排出量の減少のいずれの場合でも健康リスクは減少する方向にあることが考えられる。一方、VOC の主要な発生源である植物には地域的な分布の違いがあることから、植物起源 VOC (Biogenic VOC) の排出量を適切に設定することにより、NO₂ 及び O₃ による健康リスクの推定精度の向上が期待できる。

参考文献

- Bell, M.L., Peng, R.D., Dominici, F., 2006. The Exposure–Response Curve for Ozone and Risk of Mortality and the Adequacy of Current Ozone Regulations. *Environmental Health Perspectives*. 114 (4), 532–536.
<https://doi.org/10.1289/ehp.8816>.
- Carslaw, D.C., 2005. Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions. *Atmospheric Environment*. 39 (26), 4793–4802. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.06.023>.
- Chan, C.Y., Chan, L.Y., 2000. Effect of meteorology and air pollutant transport on ozone episodes at a subtropical coastal Asian city, Hong Kong. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 105 (D16), 20707–20724.
<https://doi.org/10.1029/2000JD900140>.
- Chen, R., Samoli, E., Wong, C.M., Huang, W., Wang, Z., Chen, B., Kan, H., 2012. Associations between short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality in 17 Chinese cities: the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES). *Environment International*. 45, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.04.008>.
- Itahashi, S., Yamaji, K., Chatani, S., Kitayama, K., Morino, Y., Nagashima, T., Saito, M., Takigawa, M., Morikawa, T., Kanda, I., Miya, Y., Komatsu, H., Sakurai, T., Shimadera, H., Uranishi, K., Fujiwara Y., Hashimoto, T., Hayami, H., 2020. Model Performance Differences in Fine-Mode Nitrate Aerosol during Wintertime over Japan in the J-STREAM Model Inter-Comparison Study. *Atmosphere*. 11 (5), 511.
<https://doi.org/10.3390/atmos11050511>.
- Jacob, D.J., 1999. Introduction to Atmospheric Chemistry. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Jerrett, M., Burnett, R.T., Pope III, C.A., Ito, K., Thurston, G., Krewski, D., Shi, Y.; Calle, E. Thun, M., 2009. Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *The New England Journal of Medicine*, 360 (11), 1085–1095.
<https://doi.org/10.1056/NEJMoa0803894>.
- Monks, P.S., 2000. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment*. 34 (21), 3545–3561. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00129-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00129-1).
- Murray, C.J.L., Lopez, A.D., 1996. The Global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020 summary.
<https://iris.who.int/handle/10665/41864> (accessed 1 July 2024).
- Nazari, S., Shahhoseini, O., Sohrabi-Kashani, A., Davari, S., Paydar, R., Delavar-Moghadam, Z., 2010. Experimental determination and analysis of CO₂, SO₂ and NO_x emission factors in Iran's thermal power plants. *Energy*. 35 (7), 2992–2998. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.03.035>.
- Siciliano, B., Dantas, G., da Silva, C.M., Arbillal, G., 2020. Increased ozone levels during the COVID-19 lockdown: Analysis for the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of The Total Environment*. 737, 139765.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139765>.
- Yang, Y., Liu, X., Zheng, J., Tan, Q., Feng, M., Qu, Y., An, J., Cheng, N., 2019. Characteristics of one-year observation of VOCs, NO_x, and O₃ at an urban site in Wuhan, China. *Journal of Environmental Sciences*. 79, 297–310. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.12.002>.
- 板野泰之, 2006. 都市大気における光化学オキシダント問題の新展開. *生活衛生*. 50 (3), 115–122.
<https://doi.org/10.11468/seikatsueisei.50.115>.

一般社団法人交通工学研究会 (交通工学研究会), 2007. 平成 17 年度 全国道路街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社.

一般社団法人交通工学研究会 (交通工学研究会), 2018. 平成 27 年度 全国道路街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社.

井上和也, 吉門洋, 東野晴行, 2010a. 関東地方における夏季地表オゾン濃度の NO_x, VOC 排出量に対する感度の地理分布. 第 I 報 大小 2 種類の植物起源 VOC 排出量推定値を入力した場合の数値シミュレーションによる推定. 大気環境学会誌. 45 (5), 183-194. <https://doi.org/10.11298/taiki.45.183>.

井上和也, 東野晴行, 2015. 2 次生成対応大気モデル ADMER-PRO の開発と検証. 大気環境学会誌. 50 (6), 278-291. <https://doi.org/10.11298/taiki.50.278>.

大阪市, 2023. 過去の人口 (修正推計人口) 令和 2 年国勢調査結果 (確定値) による修正推計人口 (平成 27 年 10 月から令和 2 年 10 月). <https://www.city.osaka.lg.jp/toshikeikaku/page/0000014992.html#ddd> (accessed 1 July 2024).

大阪府, 2019. 2018 (平成 30) 年度 大気汚染常時測定期測定結果.

<https://www.pref.osaka.lg.jp/kankyo/hozen/taiki/sokutei.html#1> (accessed 1 July 2024).

環境省, 2008. 大気汚染物質排出量総合調査 (平成 17 年度実績).

<https://www.env.go.jp/air/osen/kotei/index.html> (accessed 1 July 2024).

環境省, 2012. 光化学オキシダント調査検討会報告書 (平成 24 年 3 月).

https://www.env.go.jp/air/osen/pc_oxidant/conf/chosa.html (accessed 1 July 2024).

環境省, 2019. 大気汚染物質排出量総合調査 (平成 29 年度実績).

<https://www.env.go.jp/air/osen/kotei/index.html> (accessed 1 July 2024).

環境省, 2020. 令和元年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリ報告書 (令和元年度).

<https://www.env.go.jp/air/osen/voc/inventoryR01.html> (accessed 1 July 2024).

関西電力株式会社 (関西電力), 2024. 環境データ集 2019.

<https://www.kepco.co.jp/sustainability/environment/report/data2019/index.html> (accessed 1 July 2024).

神成陽容, 2006. 関東・関西地域における光化学オキシダント濃度の週末効果に関する解析 第 2 報 ダイナミックに変化するオゾン生成レジームの検証. 大気環境学会誌. 41 (4), 220-233.

https://doi.org/10.11298/taiki1995.41.4_220.

経済産業省 (経産省), 2018. 第 6 回 産業構造審議会 産業技術環境分科会 産業環境対策小委員会「資料 2-2 光化学オキシダント等大気環境に係る科学的知見等に関する調査 (概要)」.

https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/sangyo_kankyo/006.html (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2020a. 第 8 回 産業構造審議会 産業技術環境分科会 産業環境対策小委員会「資料 2-2 VOC 排出削減効果の定量的評価に関する調査」.

https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/sangyo_kankyo/006.html (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2020b. 統計表 (データ). https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031975100 (accessed 1 July 2024).

公益財団法人矢野恒太記念会 (矢野恒太記念会), 2018. 日本国勢図解 2018 / 2019 年版. 公益財団法人矢野恒太記念会.

厚生労働省 (厚労省), 2019. 死亡数, 都道府県 (特別区-指定都市再掲)・死亡月・死因 (死因簡単分類)・性・年齢 (5歳階級) 別. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031884414 (accessed 1 July 2024).

厚生労働省 (厚労省), 2023. 平成 27 年市区町村別生命表. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031693271 (accessed 1 July 2024).

国土交通省 (国交省), 2020a. 6 大都府県別・業態別・車種別輸送トンキロ. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031974557 (accessed 1 July 2024).

国土交通省 (国交省), 2020b. 6 大都府県別・車種別輸送人キロ. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031974566 (accessed 1 July 2024).

国土交通省 (国交省), 2023. 全国・主要都市圏における高速道路・主要国道の主な区間の交通量増減. https://www.mlit.go.jp/road/road_fr4_000090.html (accessed 1 July 2024).

国立研究開発法人国立環境研究所 (国環研), 2024. 大気汚染常時監視データ (測定年度: 2018 年度). <https://tenbou.nies.go.jp/download/> (accessed 1 July 2024).

国立研究開発法人産業技術総合研究所 (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, AIST), 2024. 二次生成に対応した広域大気モデル ADMER-PRO Ver.1.0. <https://riiss.aist.go.jp/admer-pro/> (accessed 1 July 2024).

総務省, 2017. 常住地又は従業地・通学地 (27 区分) による人口、就業者数及び通学者数 (流出人口、流入人口、昼夜間人口比率 - 特掲) - 都道府県、市区町村. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000031587080 (accessed 1 July 2024).

中西準子, 篠崎裕哉, 井上和也, 2009. オゾン: 光化学オキシダント (詳細リスク評価書シリーズ 24). 丸善出版株式会社.

山本勝彦, 2014. 大阪における光化学オキシダント生成レジームに関する考察. 大阪府立環農水研報. 1, 9–14. https://doi.org/10.34453/knsk.1.0_9.

吉門洋, 白川泰樹, 中野俊夫, 工藤泰子, 鈴木基雄, 2006. メソスケール気象モデルを用いた長期平均濃度評価手法の検討 (I) 気象パターン分類と関東平野の NO_x 評価. 大気環境学会誌. 41 (1), 1–14. <https://doi.org/10.11298/taiki1995.41.1>.

第4章 ブレーキ摩耗に由来する非排出ガスによる将来的な環境影響に関する予測

4.1 緒言

自動車から発生する粒子状物質は、排出ガス (Exhaust emission) と非排出ガス (Non-exhaust emission) に分類される。第1章で述べたように、排出ガスについては規制の厳格化や車両の電動化が進むことにより、着実に排出量が削減されてきた。日本では主な大気汚染物質の環境基準達成率 100 %を達成した。一方で、自動車排出ガスが削減されることによる非排出ガスの相対的な割合の増加が懸念されつつある (Denier van der Gon et al., 2013)。非排出ガスの中でもブレーキ摩耗は最も重要な発生源の一つとされる (Grigoratos and Martini, 2015)。特にブレーキパッドには生態系全体に悪影響を及ぼす恐れのある銅 (Cu) や発がん性が懸念されるアンチモン (Sb) が含まれる。既にアメリカの一部の州ではブレーキパッドに含まれる有害物質の使用を制限する州法が成立した。また、2015 年にはアメリカ合衆国環境保護庁 (United States Environmental Protection Agency, USEPA) がブレーキパッドに対する Cu の使用を削減するよう自動車業界に働きかけた。さらに、ヨーロッパでも『EURO 7』の中で初めてブレーキ粉塵に関する規則値案が定められた。日本においても、ブレーキ粉塵規制の導入検討が進められている (環境省, 2024)。

前述のように車両の電動化によって非排出ガスが削減することによる非排出ガスの相対的な割合の増加は懸念されているものの、電気自動車 (Electric vehicle, EV) に搭載されている回生ブレーキは摩擦ブレーキの必要性を大きく減少させる。日本では「2035 年までに乗用車の新車販売のうち電動車 100% を実現」することを目標に掲げているため (経産省, 2024), EVへの代替はさらに加速すると考えられる。したがって、本章ではブレーキ摩耗粒子の発生量の予測から粒子に含まれる有害物質 (Cu 及び Sb) の環境中濃度分布を推定することを目的とした。また、従来型自動車 (Conventional vehicle, CV) が EV に代替されることを想定して、2020~2050 年度までのシナリオを定め発生量及び環境中濃度を予測した。

4.2 方法

4.3 節では、ブレーキ摩耗に Cu 及び Sb の発生量の推定を行い、大気拡散モデル (ADMER) を用いて Cu 及び Sb の環境中濃度を予測した (図 4-1)。Cu 及び Sb の発生量は、摩擦ブレーキを搭載した CV や回生協調ブレーキを搭載した EV の台数、ブレーキパッド中の各元素の含有率により年度別に異なる。

4.2.1 項では、CV と EV の新車販売台数の想定から年度別のブレーキパッドの市場供給数を予測した。本研究では、永井ら (2009) や河合ら (2020) と同様、ディスクブレーキが搭載されている乗用車を対象とした。永井ら (2009) は トラック に用いられるドラムブレーキは構造上摩耗粒子の大気への飛散量が少ないとした。Hagino et al. (2016) もドラムブレーキから排出されるブレーキ摩耗粒子の割合はわずか 4 %であることを述べており、本研究でも乗用車のディスクブレーキから発生する粒子を対象とした。そのため、本研究では乗用車からのブレーキ摩耗発生量を対象とした。4.2.2 項では、1990 年度から 2050 年度まで Cu 及び Sb の新規発生量を推定するために、同期間における各元素の含有率を予測した。4.2.3 項では、河合ら (2020) によるコホートモデルから年度別の Cu 及び Sb の総発生量を推定した。4.2.4 項では、4.2.3 項で推定した Cu 及び Sb の発生量から排出量を求め、ADMER を用いて Cu 及び Sb の環境中濃度 (Cu は乾性沈着量及び湿性沈着量の合計である全沈着量、Sb は大気中濃度) を計算した。また、日本全国における 2020 年と 2050 年の Cu 及び Sb の環境中濃度分布を比較した。4.2.5 項では、4.2.4 項までの結果を踏まえて発がん性がある可能性があるとされる Sb を対象として健康リスクを評価した。

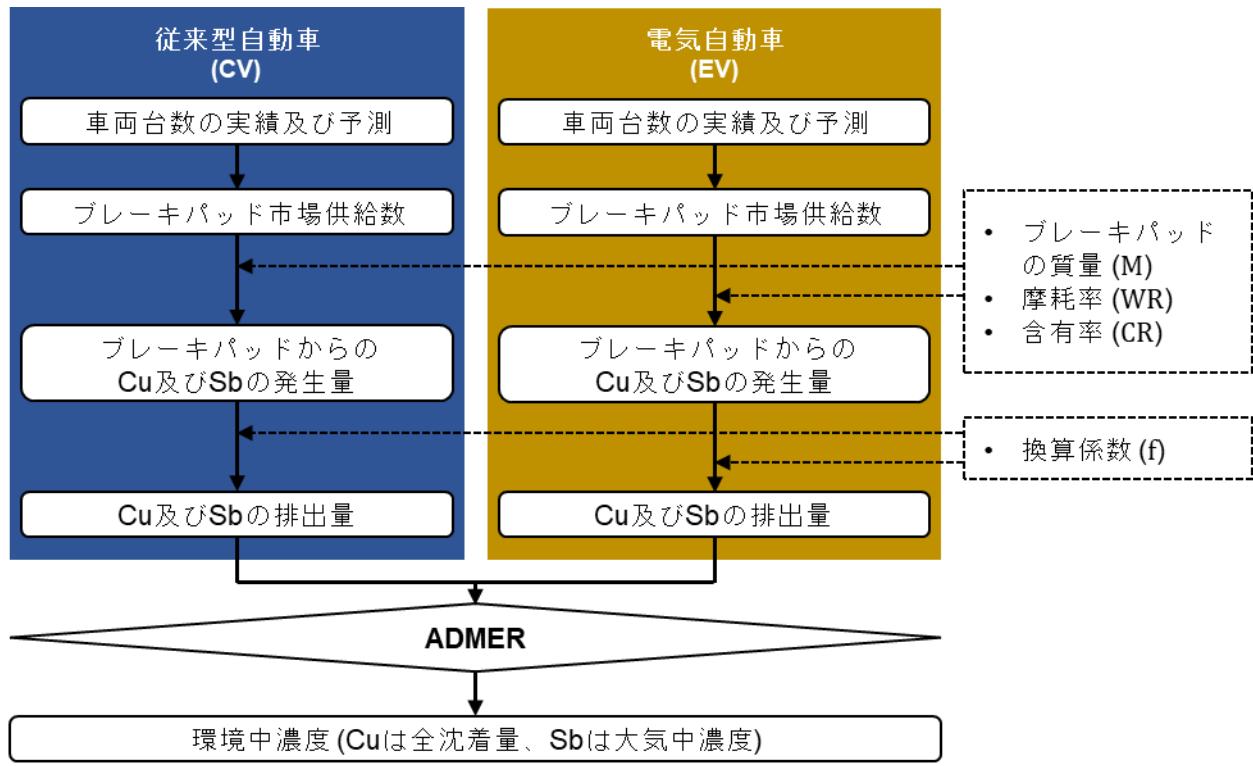


図 4-1 本研究における銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) 濃度推定までの流れ

4.2.1 今後の自動車新車販売台数の想定

CV 及び EV の新車販売台数の推定には、東京都税制調査会が公表している委託調査報告書 (MRI, 2021, 2022) を用いた。「登録乗用車」については『パワートレーン別保有・新車販売台数推移 (乗用車)』(MRI, 2021) の 1990~2019 年度における新車販売台数を用いた。ここでは「軽乗用車」に関するデータが限定されていた (1990~2017 年度のデータが存在しない) ため、登録乗用車と同じ比率で推移してきたものと仮定して全国軽自動車協会連合会が公表している年度別の軽四輪車 (乗用車のみ) の新車販売台数を登録乗用車の車種構成比率によって配分した (全軽自協, 2024)。登録乗用車の車種構成比率は「パワートレーン別保有・新車販売の構成比推移 (乗用車)」(MRI, 2021) を使用した。登録乗用車における CV (摩擦ブレーキ) の新車販売台数、軽乗用車における CV (摩擦ブレーキ) の新車販売台数の合計を当年度の CV の市場供給数とした。EV も同様に、登録乗用車における EV (回生ブレーキ) の新車販売台数、軽乗用車における EV (回生ブレーキ) の新車販売台数の合計を当年度の市場供給数とした。このように 1990~2019 年度における乗用車の市場供給数を車種ごと (CV 及び EV) に想定した。

2020~2050 年度における新車販売台数の推定には、『新車販売台数の想定』(MRI, 2022) を使用した (表 1-3)。同想定では、2020、2025、2030、2035、2040、2050 年度の新車販売台数 (登録乗用車と軽乗用車の合計) が車種別に含まれる。各年度間の新車販売台数は線形で増減するものと仮定して不足している年度の新車販売台数を補うことで 2020~2050 年度における新車販売台数の推移を求めた。これらの新車販売台数 (市場供給数) に対して、河合ら (2020) と同様に、1 台の自動車につきブレーキパッドが 4 個使用されているものと仮定して各年度における CV 及び EV の市場供給数に 4 個/台を乗じて「年度別のブレーキパッドの市場供給数 (1990~2050 年度)」を想定した。

4.2.2 ブレーキパッド中の銅及びアンチモンの含有率の予測

ブレーキパッド中の元素の組成は、摩擦材の種類や製品によって大きく異なる (Hulskotte et al., 2014; Grigoratos and Martini, 2015; 萩野, 2020)。特に、摩擦材の種類は使用される国や車両の用途によって主に3種類に分けられる。すなわち、補強材(摩擦材の強度を確保するために用いられる)にスチール繊維をほとんど含まないNAO(Non-Asbestos Organic)、約10~30%のスチール繊維を含むLS(Low Steel)、50%以上のスチール繊維を含むセミメタル(セミメタリックパッド)の3種類である。これらは道路状況によって使い分けられる。例えばヨーロッパではラウンドアバウトが多いことから耐フェード性に優れたLSが用いられる。そのため、ブレーキパッド中の元素の含有率の検討を行う場面では、対象とする国で使用されるブレーキパッドの種類を考慮することが望ましい。本研究では日本を対象としているため、日本で一般的な乗用車に用いられるNAOを対象として含有率が分析された研究結果(Iijima et al., 2007)を用いた。これらのブレーキパッドは、日本の大手ブレーキメーカー3社から提供された製品であるが、これらの大手ブレーキメーカー3社が日本の市場に占める割合は約75%であるため(Iijima et al., 2008)、本研究での含有率の予測に最適であると考えた。Iijima et al. (2007, 2008)の研究では、3つの製品のCuの含有率は平均で15.3%、Sbの含有率は平均で1.33%である。ここでは、これらの含有率がIijima et al. (2007)が発表した2007年度時点のものであると仮定して、2050年度までの含有率の推移を予測した。

Cuの含有率の推移は、2010年にアメリカ・ワシントン州で可決された「Better Brakes Law」(Washington State Senate Bill SB-6557)、カリフォルニア州で制定された「Brake Pad Law」(California State Senate Bill SB-346)で規定される規制値を用いて推定した。これらの州法では、2021年以降にはCuの含有率が5%、2025年以降はCuの含有率が0.5%を超えるブレーキパッドの販売や新車への装着が禁止される。日本では同様の規制は行われていないが、企業による自主的なCuフリー摩擦材の開発や生産が進められていること(曙ブレーキ工業, 2024a)から、上記州法が可決された2010年以降はそれ以前の含有率(2010年度におけるCuの含有率は15.3%)から2021年度には2021年の規制水準である5%に向けて線形に減少するものとした。2021年度から2025年度にかけては2025年の規制水準である0.5%に向けて線形に減少するものとした。2026年度から2050年度のCuの含有率については、現時点で達成する必要がある2025年の規制水準(0.5%)を維持していくものと仮定した。

Sbの含有率の推移は、日本における大手ブレーキメーカーの一つである曙ブレーキ工業株式会社が毎年公表している報告書(曙ブレーキ工業, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017)で報告された全事業所からの「アンチモン及びその化合物」の「消費量(製品付着)」を用いて推定した。すなわち、2007年度の「消費量(製品付着)」から2016年度の「消費量(製品付着)」を線形に近似して、その近似曲線と同様の傾きで2007年度から2050年度まで傾きを保って推移していくものと想定した。

4.2.3 ブレーキ摩耗により発生する銅及びアンチモンの推定

各年度(t)におけるCu及びSbの新規発生量(Release_t)は、ブレーキパッドの市場供給数(BP_t)、摩耗率(WR_t)、その年度に発生したCu及びSbの含有率(CR_t)を用いて以下の計算式により推定した。

$$\text{Release}_t = \text{BP}_t \times M \times \text{WR}_t \times \text{CR}_t \times 10^{-6} \quad (4-1)$$

ここで、 $Release_t$ は各年度 (t) における Cu 及び Sb の新規発生量 (t/年) である。新規発生量については各年度 (t) の新規登録車から発生する Cu 及び Sb の発生量を表す。 BP_t はブレーキパッドの市場供給数(個)、 M はブレーキパッド 1 個あたりの質量 (g/個)、 WR_t は摩耗率 (%/年)、 CR_t は各物質の含有率 (%) である。4.2.1 項で推定した年度別のブレーキパッドの市場供給数 BP_t に対して、ブレーキパッドの質量を乗じてブレーキパッドの市場供給数をブレーキパッドの総質量に換算した。ブレーキパッド 1 個あたりの質量は、河合ら (2020) による市場調査 (個人向け通販サイトで販売されている曙ブレーキ工業製のブレーキパッドを 50 個抽出して求めた質量の平均) で得られた 295.18 g/個を用いた。これらに摩耗率を乗じることで、年度 (t) における摩耗粒子の発生量を求めた。摩耗率は、摩耗ブレーキを搭載した CV と回生ブレーキを搭載した EV でそれぞれ異なるが、CV の摩耗率には一般的な乗用車の年間摩耗率である 10%/年を採用した (恒見・和田, 2008; 河合ら, 2020)。これに対して、EV は回生ブレーキとの併用により摩擦ブレーキの必要性が大きく減少することから、ブレーキパッドが消耗しづらい特性をもつ。Hooftman et al. (2016) は、EV のブレーキパッドの耐用年数は CV のブレーキパッドよりも約 2/3 長い (CV の約 5/3 倍の耐用年数をもつ) ことを示した。この結果を踏まえて、本研究では EV の摩耗率 (WR_t) を、CV の摩耗率を 3/5 倍にした 6 %/年とした。この EV 摩耗率は、Fussel et al. (2022) による摩耗粒子の排出削減率 (60~90 %) や、Hicks et al. (2023) による PM の排出削減率 (68~88 %) に比べれば大きい値 (さらに摩耗率が低減される可能性がある) であるが、車両や運転方法によって削減率が異なることから、安全側で評価するために 6 %/年を採用した。最後に、年度別の摩耗粒子発生量 ($BP_t \times M \times WR_t$) に 4.2.2 項で推定した含有率 (CR_t) を乗じることで、各元素の新規発生量 ($Release_t$) を推算した。ある年度 (t) におけるブレーキパッドの市場供給数 (BP_t)、ブレーキパッドの摩耗率 (WR_t)、Cu 及び Sb の含有率 (CR_t) は車種によって異なるため、新規発生量 ($Release_t$) は CV と EV のそれぞれで推定した。

自動車に搭載され市場に供給されたブレーキパッドは、一定の年数を経て (摩耗されれば交換されて) から廃棄される。恒見・和田 (2008) 及び 河合ら (2020) は、ワイブル分布関数からブレーキパッドの累積廃棄率 ($W_t(y)$) を定義した。ここでは、役目を終えたブレーキパッドは同型式の新しいものに交換されると仮定して、ブレーキパッドではなく「自動車」の累積廃棄率を求めた。自動車の累積廃棄率を用いてある年度 (t) の「Cu 及び Sb の新規発生量」のうち年度 ($t + y$) に市場から取り除かれる割合を求めた。CV 及び EV の累積廃棄率はワイブル分布関数を用いて次の計算式で表される (田崎ら, 2001)。

$$W_t(y) = 1 - \exp \left[- \left(\frac{y - c}{y_t - c} \right)^b \times \left\{ \Gamma \left(1 + \frac{1}{b} \right) \right\}^b \right] \quad (4-2)$$

ここで、累積廃棄率 ($W_t(y)$) は年度 (t) において使用年数 (y) までに使用済みとなる割合 (-) を示す。平均使用年数 (y_t) には、2015 年度における乗用車の平均使用年数 (12.38 年) を用いた (自検協, 2024)。使用年数分布の幅の狭さを示すパラメータ (b)、最短使用年数を示すパラメータ (c) は、田崎 (2001) による乗用車の値 ($b = 4.0, c = 0$) を用いた。次に累積廃棄率 ($W_t(y)$) から残存率 [$1 - W_t(y)$] を求めた。残存率は使用年数 (y) ごとに決定されるため、年度 (t) に市場に供給されてから使用年数 (y) が経過した年度 ($t + y$) に市場に残存している車両 (使用過程車) からの Cu 及び Sb の発生量を計算することができる。年度ごとの「Cu 及び Sb の新規発生量 (新規登録車からの発生量)」と「市場に残存している車両 (使用過程車) からの Cu 及び Sb の発生量」の合計がその年度の Cu 及び Sb の発生量である。

4.2.4 大気拡散モデルを用いた銅及びアンチモン濃度の評価

この項では AIST-ADMER Ver.3.5 (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology - Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment, ADMER) を用いた各元素の環境中濃度の推定方法を示す。ADMER は、国立研究開発法人産業技術総合研究所 (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, AIST) によって開発された、プリューム・パフモデルを基本とする大気拡散モデルである。ADMER にはグリッド単位の人口・工業統計・交通量等のデータが内蔵されているため、排出量や物性値に関する計算諸元を入力することで容易に化学物質の環境中濃度を推定することができる。はじめに、解析に関する諸条件 (解析対象とする範囲や期間等の前提条件) を以下に示した。次に、4.2.3 項で推定した Cu 及び Sb の発生量から排出シナリオを設定する方法を示した。最後に、ADMER で計算するための Cu 及び Sb に関する物性値の設定方法、環境中濃度 (Cu は乾性沈着量及び湿性沈着量の合計、Sb は大気中濃度) の計算方法を示した。

4.2.4.1 解析に関する諸条件

ADMER では、計算範囲を設定してから対象とする計算範囲における気象条件を定義する必要がある。はじめに、日本における東西南北端 (国土地理院, 2024) から対象となる計算範囲の南西端及び北東端の緯度経度を指定した。すなわち、日本の最東端は東京都の南鳥島で【東経: 153°59'12", 北緯: 24°16'59"】、最西端は沖縄県の与那国島で【東経: 122°55'57", 北緯: 24°27'05"】、最南端は東京都の沖ノ鳥島で【東経: 136°04'11", 北緯: 20°25'31"】、最北端は北海道の択捉島で【東経: 148°45'08", 北緯: 45°33'26"】のため、南西端を【東経: 122°00'00", 北緯: 23°00'00"】、北東端を【東経: 150°00'00", 北緯: 46°00'00"】に設定した。ただし、ADMER に指標データが内蔵されていない一部の離島については計算の対象外とした。ここで設定した計算範囲は 5 km × 5 km の領域に分けられグリッドごとに ADMER による計算値が出力される。

気象条件には 2015 年度 (2015 年 4 月 1 日~2016 年 3 月 31 日) の期間におけるデータを適用した。ADMER は、AMeDAS 及び気象官署で測定されたデータを風向 (16 方位)、風速 (5 階級)、大気安定度 (6 階級)、時間帯 (4 時間ごとの平均で 6 区分) 別に集計を行って計算に最適化された気象データを生成する機能をもつ (東野ら, 2003; 東野・井上, 2016)。また、最新のデータは ADMER の「データ更新機能」からダウンロード可能である。また ADMER では 4 時間ごとの気象データを生成することも可能であるが、本研究では日本全国を対象としているため計算対象のデータが大きく、長期間での期間平均濃度を計算することから、高速処理が可能な「気象データ (集計値)」を生成して適用した。

4.2.4.2 排出シナリオの設定

ADMER では、各元素の排出量をモデルに内蔵されている指標データ (人口・工業統計・交通量等) により各グリッドに配分してグリッド単位の排出量を求めた。4.2.3 項では、ブレーキパッドの摩耗で発生する Cu 及び Sb の年度別の発生量を推定した。ところが、発生した粒子 (元素) の一部は摩擦面に堆積したり車両部分に付着したりするためすべてが大気中に排出されるとは限らない (Hagino et al., 2016)。そのため次の式により年度 (t) に発生した「発生量 (Release_t)」を「排出量 (Emission_t)」に換算した。

$$\text{Emission}_t = f \times \text{Release}_t \quad (4-3)$$

ここで、 $Emission_t$ は排出量 (t/年)、 $Release_t$ は発生量 (t/年)、 f は換算係数 (%) である。換算係数 (f) は発生量のうち大気中に排出される粒子の質量比を表す。Sanders et al. (2003) はブレーキ摩耗粒子のうち 50~70 %が大気中に排出されることを示した。Hagino et al. (2016) も同様に、ブレーキ摩耗で発生する PM のうちブレーキ粉塵として大気中に排出されるのは 13~29 %であるとした。本研究では、Piscitello et al. (2021) がブレーキ摩耗粒子の発生量から大気中への排出量を推算するときに用いた換算係数 (30~70 %) のうち、よりリスクが大きくなる (多くの粒子が大気中に排出される) 値の 70 %を採用した。

上記の排出量は「平成 27 年度全国道路・街路交通情勢調査」(交通工学研究会, 2018) に含まれる都道府県別的小型車 (乗用車及び小型貨物自動車が含まれる) の交通量 (24 時間走行台キロ) によって各都道府県に振り分けた。各都道府県における排出量から各グリッドの排出量への配分は、ADMER に内蔵されている $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ごとの交通量データ (1000 台・km/h) により行われた。最後に、Cu 及び Sb の排出高度を、永井ら (2009) や河合ら (2020) と同様の値 (0.5 m) に設定して排出シナリオを作成した。

4.2.4.3 物性値の入力

ADMER の計算には「分解係数」「乾性沈着速度」「バックグラウンド濃度」「洗浄比」の 4 つの物性値を設定する必要がある。そのうち、Cu 及び Sb はいずれも金属であるため「分解係数」は 0/s とした。また、ブレーキ摩耗以外の排出源も含めた濃度分布を求める場合には、永井ら (2009) や河合ら (2020) と同様に「バックグラウンド濃度」を設定して計算する必要があるが、本研究ではブレーキ摩耗により排出される Cu 及び Sb の濃度を評価することが目的とした。そのため「バックグラウンド濃度」は 0 g/m³とした。「乾性沈着速度」「洗浄比」は次の式で求めた (永井ら, 2009; 河合ら, 2020)。

$$V_d = F_d / C_a \quad (4-4)$$

ここで、 V_d は Cu 及び Sb の乾性沈着速度 (m/s)、 F_d は各元素の乾性沈着フラックス (pg/m²/s)、 C_a は大気中濃度 (ng/m³) である。永井ら (2009) や河合ら (2020) は、Zheng et al. (2005) が香港で測定した結果 (乾性沈着フラックス 9.74 pg/m²/s、大気中濃度 1.72 ng/m³) を用いて、Sb の乾性沈着速度 (V_d) を 5×10^{-3} m/s とした。Sb と同様に、Zheng et al. (2005) による Cu に関する測定結果 (乾性沈着フラックス 186 pg/m²/s、大気中濃度 32.49 ng/m³) を用いて計算を行い、Cu の乾性沈着速度 (V_d) を 5×10^{-3} m/s とした。

次に、洗浄比 (Λ) は各元素の雨水中濃度 (C_r) 及び大気中濃度 (C_a) を用いて次の計算式で求めた。

$$\Lambda = C_r / C_a. \quad (4-5)$$

ここで、 Λ は洗浄比 (-)、 C_r は雨水中濃度 ($\mu\text{g/L}$)、 C_a は大気中濃度 (ng/m³) である。Cu の雨水中濃度 (C_r) は 3.35 $\mu\text{g/L}$ 、Sb の雨水中濃度 (C_r) は 0.755 $\mu\text{g/L}$ であること (Zheng et al., 2005)、Cu の大気中濃度 (C_a) が 32.49 ng/m³、Sb の大気中濃度 (C_a) が 1.72 ng/m³ であることから、Cu の洗浄比 (Λ) を 1×10^5 、Sb の洗浄比 (Λ) を 4×10^5 とした。

4.2.5 アンチモンによる健康リスクの評価

本項では、特に発がん性がある可能性が指摘される Sb による健康リスクの評価手法を示した。Sb による健康リスクは 4.2.4 項で ADMER により推定した大気中 Sb 濃度を用いて推定した。永井ら (2009) は、NRC (2000) による Sb_2O_3 を吸入することによる肺がんの発がんユニットリスクである 7.1×10^{-4} (μgSb_2O_3) $^{-1}$ から大気中の Sb がすべて Sb_2O_3 の形態で存在すると仮定した場合の Sb の発がんユニットリスクを 8.5×10^{-4} (μgSb) $^{-1}$ として Sb 濃度を乗じることで発がん確率が計算可能であることを示した。本研究では上記の発がんユニットリスク及び肺がんの重篤度を用いて次の式によりリスクを算定した。

$$DALY = (\text{Exposure}(Sb) \times 8.5 \times 10^{-4} \times DW) / L_{\text{average}} \quad (4-6)$$

ここで、DALY は Sb による健康リスクを表す障害調整生存年数 (year-DALY)、Exposure(Sb) は Sb に対する平均曝露濃度 ($\mu g/m^3$)、DW は肺がんの重篤度 (DALY/件)、 L_{average} は対象地域の平均寿命 (年) である。ADMER によって推定された濃度は大気中濃度であるため、以下の式により平均曝露濃度に換算した。以下の式では、小野 (2012) を踏まえて、屋外と屋内の生活時間比率を 屋外 0.05 : 屋内 0.95 とした。

$$\text{Exposure} = \text{Concentration}_{\text{outdoor}} \times 0.05 + \text{Concentration}_{\text{indoor}} \times 0.95 \quad (4-7)$$

ここで、Concentration_{outdoor} は屋外濃度 (大気中 Sb 濃度)、Concentration_{indoor} は屋内濃度である。岩井・内山 (2000) の研究では、SPM を対象として室内環境濃度の外気環境濃度に対する比率を 80 %とした。本研究においても同様に、大気中濃度の 80 %が屋内濃度であるものと仮定して平均曝露濃度を求めた。また、肺がんの重篤度 (DW) には 8.2 DALY/件 (Crettaz et al., 2002)、平均寿命には 2022 年における日本の平均寿命である 84 年 (World Bank Group, 2024) を用いた。

4.3 結果と考察

本節では、車両構成や台数、ブレーキパッドを構成する物質の含有率変化を踏まえて、ブレーキ摩耗による Cu 及び Sb の排出量と環境中濃度、Sb による健康リスクを推定した結果を示した。4.3.1 項では、新車販売台数の推移を車種別 (CV 及び EV) に示した。4.3.2 項では、ブレーキパッド中の Cu 及び Sb の含有率の変化を示した。4.3.3 項では、2018~2050 年度における年度別の Cu 及び Sb の発生量を示した。4.3.4 項では、2020 年度から 2050 年度までの日本全国における Cu 及び Sb の環境中濃度分布の比較結果を示した。4.3.4 項では、日本全国及び大阪市を対象とした Sb による健康リスクの評価結果を示した。

4.3.1 今後の自動車新車販売台数の想定

CV と EV の新車販売台数の合計は、1996 年度の 5,523,121 台をピークとして 2050 年度にはその半分となる 2,768,000 台まで減少すると想定した (図 4-2)。CV の新車販売台数は 1996 年度の 5,523,067 台がピークであり、2005 年度 (4,604,584 台) 以降は大きく減少する。2017 年度の 2,593,473 台からは CV の新車販売が禁止される 2035 年度まで減少を続ける予想である。特に、2030 年度から 2035 年度は政府の 2035 年度には新車販売台数の 100%を EV とする目標の達成に向けて、急激に (EV に置き換わるよりも早く) CV の販売台数が減少すると想定した。

EV の新車販売台数は、1992 年度に EV が初めて販売 (1992 年度の販売台数は 22 台) されてから、2013 年度の 1,674,142 台まで販売台数を大きく伸ばした。2015 年度から 2025 年度にかけて CV の新車販売台数は 2,500,000 台前後を推移するが、EV も 2013 年度に初めて 1,500,000 台を上回る 1,674,142 台が市場に供給されてからは 2030 年度の 1,657,000 台まで堅調に推移する想定である。この時期には EV が一定程度普及しているものと考えられる。その後、EV の販売台数は拡大を続け 2035 年度に 3,525,000 台に到達するが、2035 年度以降は EV の新車販売台数が減少する (2035 年度以降は CV の新車販売台数は 0 台であるため新車販売台数の合計も減少する見込みである)。この減少は「自動車所有人口の減少」が原因として考えられる。日本の地方では移動距離や移動頻度が高く、その利便性から自動車は生活に欠かすことができず、自動車を所有している人口の割合が高い。日本では人口減少が社会問題とされているが、地方では都市部への人口流出や高齢化が進む。そのため、2025 年度 (3,907,000 台) 以降は新車販売台数の合計として緩やかな減少が続くと考える。

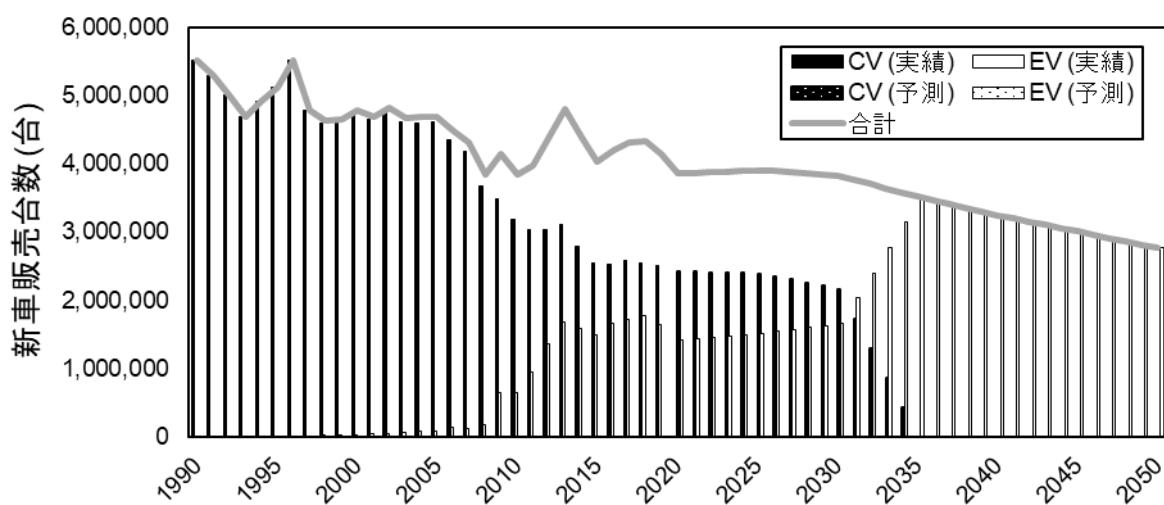


図 4-2 従来型自動車 (CV) 及び電気自動車 (EV) の新車販売台数推移 (1990~2050 年度)

4.3.2 ブレーキパッド中の銅及びアンチモンの含有率の予測

Cu の含有率は、アメリカ・カリフォルニア州で「Brake Pad Law」(California State Senate Bill SB-346) が、ワシントン州で「Better Brakes Law」(Washington State Senate Bill) がいずれも可決された 2010 年の 15.3 % から減少し続けるものと想定した (図 4-3)。これらの州法の規制値を満たすため、2021 年度に 5 %、2025 年度に 0.5 % であるとした。2025 年度から 2050 年度までの含有率は、2025 年の規制値水準 (0.5 %) を維持するものと仮定した。Sb の含有率は、曙ブレーキ工業株式会社によって公表されている報告書 (曙ブレーキ工業, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017) で報告された全事業所からの「アンチモン及びその化合物」の「消費量 (製品付着)」から推定を行い、2007 年度における 1.33 % から減少し続けるものとした (図 4-3)。上記では Sb の含有率は年間で 0.03 % ずつ減少するものと推定した。その結果、2050 年度時点で 0.04 % まで減少する (2052 年度に 0.00 % となる) と想定した。いずれの元素についても生態系や健康に対して悪影響をもたらすため、州法や企業の自主的な規制により使用が制限されているものの (萩野, 2020; 河合ら, 2020)、それらの物質の使用がただちになくなるとは考えづらい。

河合ら (2020) は、ブレーキパッドに含まれる Sb から Snへの代替が進むことによって、2019 年度における Sb の含有率は 0 %になることを推定していたが、曙ブレーキ工業株式会社による最新の公表値(曙ブレーキ工業, 2024b) では、2022 年度に曙ブレーキ工業株式会社の全事業所において 51,965 kg の「アンチモン及びその化合物」が製品に付着していたことが報告された。また、Hulskotte et al. (2014) による調査においても、2012 年の時点で Cu は 65 個の使用過程車のブレーキパッドに 11.2 % (最小で 0.11 %)、Sb は 29 個のブレーキパッドに 2.7% (最小で 0.01 %) 含まれており、今もなお使用されている。

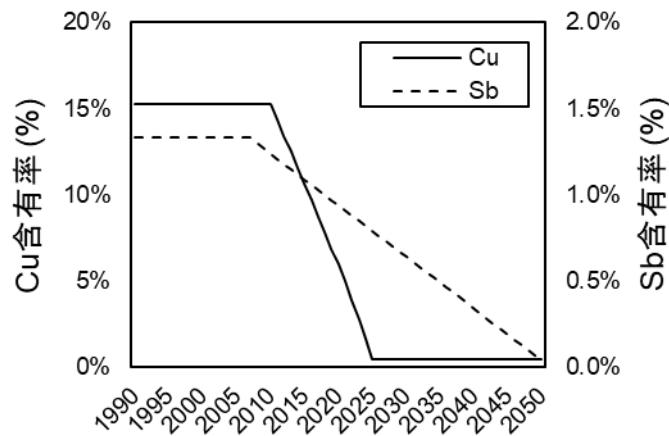


図 4-3 ブレーキパッド中の銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) 含有率の推移 (1990~2050 年度)

4.3.3 ブレーキ摩耗により発生する銅及びアンチモンの推定

4.3.3.1 従来型自動車からの発生量

1990 年度に市場に供給された自動車が完全に廃棄される 2018 年度から 2050 年度までの Cu 及び Sb の発生量を図 4-4 に示した。CV からは 2018 年度に 646 t/年の Cu、59 t/年の Sb が発生するが、それ以降はいずれの元素も減少する。2035 年度には CV の新車販売が禁止されるため 2035 年度以降に CV から新たに発生する Cu 及び Sb は 0 t/年となる。ただし、2034 年度には 434,200 台の CV が市場に供給され、これらは 2060 年度まで市場に残るために、いずれの元素の発生量も 2049 年度には 1 t/年以下となるが、2060 年度までは使用過程車からの Cu 及び Sb の発生が続き、2061 年度には完全に排出されなくなる。式 4-2 で市場に供給されてから 26 年後に市場に残存している割合 (残存率) は 0.0002%と計算される。2034 年度に市場に供給されるブレーキパッドは 1,736,800 個 (434,200 台×4 個/台) であり、このうち 2060 年度には約 3 個のブレーキパッドが残存する。また、自動車の使用年数は増加傾向にある (残存率が年々上昇している)。そのため、有害物質の使用を制限してから市場に存在する自動車からの発生量に反映されるまでにますます多くの期間が必要となることが考えられる。

4.3.3.2 電気自動車からの発生量

EV は、1992 年度に初めて市場に供給されてから、Cu の発生量は 2021 年度の 115 t/年、Sb の発生量は 2024 年度の 13 t/年まで増加を続けるものと推定した。Cu は 2040 年頃に発生量が約 13 t/年で横ばいになり 2050 年度まで同様の傾向が続くものと考えられる。一方で、Sb の発生量は 2024 年度の 13 t/年から 2032 年度に 11 t/年まで減少するが 2039 年度の 12 t/年まで再び増加する。

EV は 1992 年度に 22 台が市場に供給されてから 2025 年頃まで使用過程車数が着実に増加を続け、2025 年頃から 2030 年頃までの約 5 年間は使用過程車数が約 20,000,000 台に落ち着く。その背景には、EV が一定程度普及したことが考えられる。EV は、2013 年度に初めて 1,500,000 台を上回る 1,674,142 台が市場に供給されてから、2030 年度の 1,657,000 台まで堅調に推移する。そのため、使用過程車数も約 20,000,000 台で推移する。2030 年度以降は CV から EV への代替が進み EV の新車販売台数は急伸する。特に 2047 年度には EV の使用過程車数は 40,183,115 台に到達する。

上記の 2013 年度から 2030 年度までの EV の新車販売台数が停滞する時期（一定程度普及した時期）と Cu の含有率が大きく低下する時期が重なることが、Cu の発生量が 2021 年度（115 t/年）をピークに減少する要因である。2013 年度から 2030 年度にかけて Cu の含有率は大きく減少する（図 4-3）。Cu の含有率が一定（0.5 %）となる 2025 年度以降は、Cu の新規発生量は EV の新車販売台数に依存する形になり約 1 t/年を推移する。

それに対して、Sb の発生量が 2032 年度以降に再び増加したのは、Cu と対照的に 2013 年度から 2030 年度までの EV が普及する時期において Sb の含有率の削減が進まないことが挙げられる。また、2030~2035 年度の期間で新たに市場に供給される EV からの Sb の排出量が増加することも要因である。ただし、2035 年度以降は、含有率や新車販売台数の減少から Sb の発生量は徐々に減少することとなる。Sb の含有率の低下が排出量の減少に反映されるためには多くの期間を要するが、Sb の発生量は減少を続けやがて 0 t/年となる。

本研究では、EV が普及する時期に含有率を低減することができる Cu と、新車販売台数によらず一定の割合で含有率が減少する Sb で異なる結果が得られた。このことから、2032 年度以降に Sb の発生量が再び増加することを防ぐために、①今後の普及期（2025~2030 年度）において含有率を低減すること、②拡大期（2030~2035 年度）に市場に供給される EV への Sb の使用を禁止することが有効であると考える。

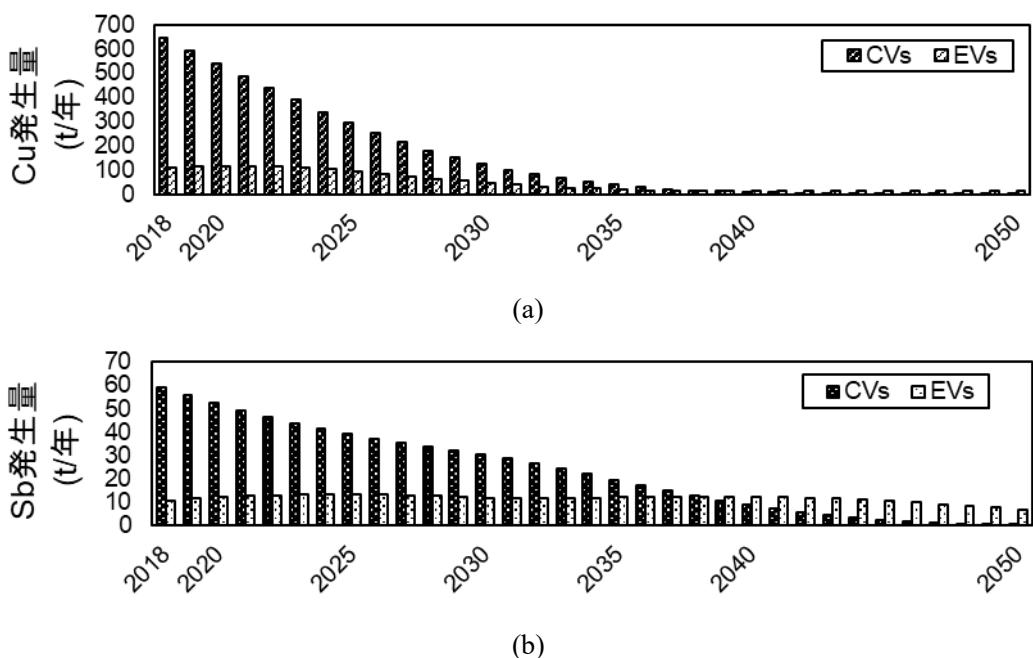


図 4-4 使用過程車からの銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の発生量の推移 (2018~2050 年度)
((a) Cu、(b) Sb)

4.3.4 大気拡散モデルを用いた銅及びアンチモン濃度の評価

ここでは、4.3.3 項で推定した Cu 及び Sb の発生量を踏まえて環境中濃度 (Cu は全沈着量、Sb は大気中濃度) を推定した結果を示す。はじめに、ADMER による推定結果の妥当性を評価するために、推定値と実測値の比較結果を示した。次に、各元素の大気排出量の推移、排出量を各都道府県に振り分けた結果を示した。最後に、それぞれの排出シナリオにおける日本全国における Cu 及び Sb の環境中濃度の推定結果及び 2020~2050 年度の Cu 及び Sb の濃度分布を示した。

4.3.4.1 モデルの妥当性評価

ADMER は、窒素酸化物や有機化合物については検証されているが、本研究で対象とした金属元素を含む粒子状物質については十分に検証されたとは言えない (永井ら, 2009)。永井ら (2009) 及び河合ら (2020) は、ADMER による推定値と大阪府内で測定された実測値との比較を通して「ADMER は沿道を除く一般環境において大気中アンチモン濃度をよく再現でき、広域的な濃度推定に十分実用的である」ことを示した。永井ら (2009) は、大阪府における計 8 地点 (一般環境 (一般局) 5 地点、交通量の多い沿道 (自排局) 3 地点) において 2002 年 4 月~2003 年 3 月の大気中 Sb 濃度の月別測定結果と、ADMER で推定された同期間の月平均値を比較した。その結果、一般局に限れば推定値と実測値はよく一致しておりほとんどの点がファクター 2 の範囲に含まれていた。河合ら (2020) も同様に、前述の実測値 (2008~2013 年度) と推定値を比較してすべての点がファクター 10 の範囲に含まれていることを示した。本研究においても、これらの検証と同様に 2001~2007 年度における大阪府内の一般局 5 地点での 31 の実測値 (ただし 2006~2007 年度は一般局が 3 地点に地点数が減少) を用いて各地点の推定値と比較した。自排局を比較の対象外としたのは、ADMER によって推定される濃度が 5 km × 5 km グリッドの平均値であり、地域全体の汚染状況を把握するために設置された一般局との比較が適切と考えたためである。

図 4-5a に大気中 Cu 濃度の推定値と実測値の比較、図 4-5b に大気中 Sb 濃度の推定値と実測値の比較 (いずれも 2001~2007 年度における年平均値の比較) を示した。Cu は、ブレーキ摩耗を含む移動排出源からの排出だけでなく工場等の固定排出源からも大気中に排出される。Hulskotte et al. (2007) は、人口密度の高い西欧ではブレーキ摩耗による排出の割合が高く (50~80 %)、大規模な固定排出源がある東欧ではブレーキ摩耗による排出の割合が低い (~50 %) ことを示した。Hulskotte et al. (2007) による結果を踏まえて、図 4-5a の実測値にはブレーキ摩耗以外 (固定排出源) の寄与も含まれていると仮定を置き、実測値の 50 %がブレーキ摩耗によるものであるとして補正した (図 4-5c)。Sb についても、恒見・和田 (2008) が、2001 年度以降の Sb の大気排出量が 50~70 t/年前後であり、そのうち燃焼剤を含むプラスチックの焼却による排出量が 40 t/年前後で、ブレーキパッドの摩耗による排出量が 20 t/年前後である、とした。この結果を踏まえて、Cu と同様に図 4-5b で示す実測値の 1/3 がブレーキ摩耗によるものであると仮定して実測値を補正した (図 4-5d)。図 4-5c、4-5d で実測値の補正を行った結果、31 の点すべてがファクター 10 の範囲に含まれた。Cu はわずかに過大評価されている傾向があるが、永井ら (2009) 及び河合ら (2020) と同様に、ADMER では Cu 及び Sb の大気中濃度を精度よく推定できることを確認した。

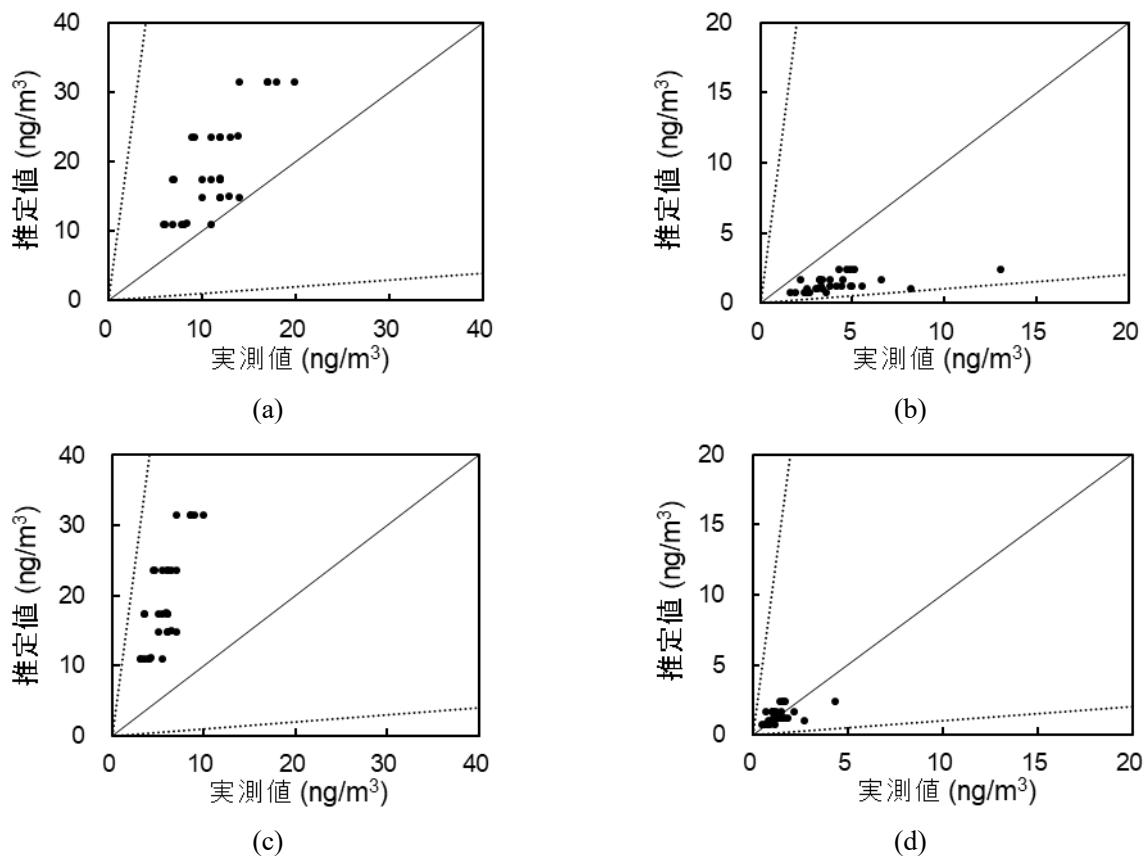


図 4-5 銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の推定値と実測値の比較

((a) Cu (補正前)、(b) Sb (補正前)、(c) Cu (補正後)、(d) Sb (補正後))

4.3.4.2 各排出シナリオにおける排出量

4.3.3 項で推定した Cu 及び Sb の発生量に対して、大気中に排出される質量比を乗じて求めた排出量 (CV からの排出量及び EV からの排出量の合計) を図 4-6 に示す。図 4-6 では 4.3.3 項で述べたように 1990 年度に市場に供給された自動車が完全に廃棄される 2018 年度以降の推移を示した。Cu の排出量は、2018 年度の 528 t/年 から 2050 年度の 10 t/年まで減少する。Sb の排出量は Cu に比べて緩やかではあるが減少を続ける。Sb の排出量は、2018 年度の 45 t/年から 2050 年度の 5 t/年まで減少する。EV からの Sb の発生量は 2032~2039 年度にかけて再び増加傾向となるが、CV からの排出量の削減量が大きく、全体として Sb の排出量は減少する。「今後は排気粒子の急激な減少で自動車由来の粒子状物質の大半を非排気粒子が占める」(Denier van der Gon et al., 2013) ことが指摘されているが、本研究では非排気粒子に含まれる Cu 及び Sb の排出量については 2050 年度にかけて着実に減少することを示した (図 4-6)。

次に、ADMER で日本全国の環境中濃度を計算するため、上記の排出量を交通量によって各都道府県に振り分けた。そのため、都道府県別の排出量は「平成 27 年度全国道路・街路交通情勢調査」(交通工学研究会, 2018) による都道府県別的小型車 (乗用車及び小型貨物自動車が含まれる) の交通量 (24 時間走行台キロ) の比率に比例する。都道府県別の交通量では愛知県が日本全国の総交通量のうち 5.60 % を占め最も大きく、次に北海道 (4.76 %)、東京都 (4.15 %)、福岡県 (4.11 %)、大阪府 (4.00 %) が続く。

特に、これらの都道府県（愛知県、北海道、東京都、福岡県、大阪府）の交通量が日本全国の総交通量に占める割合は 22.62 %である。一方、鳥取県の 0.77 %が最小であり、次に高知県（0.84 %）、島根県（0.89 %）が続く。2020 年度における Cu 排出量は 459 t/年、Sb 排出量は 45 t/年であるため、2020 年度に Cu 及び Sb の排出量が最大となる都道府県は愛知県でそれぞれ 25.70 t/年、2.53 t/年である。2050 年度にはこれらの排出量はそれぞれ 0.55 t/年、0.27 t/年まで減少した。

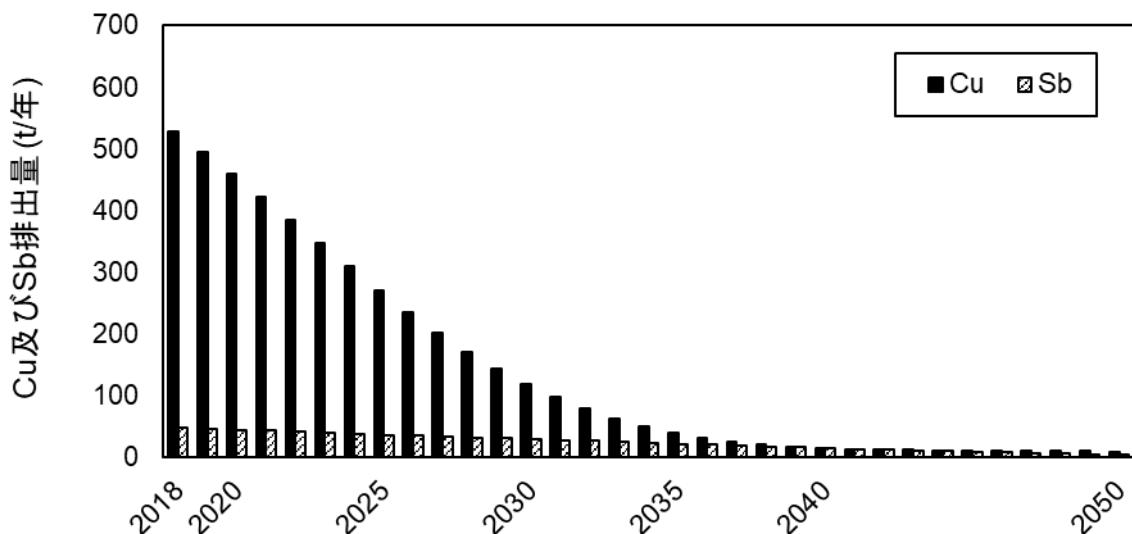


図 4-6 使用過程車からの銅 (Cu) 及びアンチモン (Sb) の排出量の推移 (2018~2050 年度)

4.3.4.3 銅及びアンチモンの環境中濃度

ADMER による Cu 及び Sb の環境中濃度の計算結果を表 4-1 に、分布を図 4-7 及び図 4-8 に示した。日本全国の Cu 全沈着量の平均は 2020 年度で $1.69 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ 、2050 年度で $3.63 \times 10^{-4} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ であり 30 年間で 98 %が削減された。Cu の排出量も 2020 年度の 459 t/年から 2050 年度の 10 t/年まで 98 %減少しているため、排出量の削減が濃度の低減に直接影響を及ぼしていることが分かる。また、2020 年度の Cu 排出量 (459 t/年) のうち 378 t/年 (82 %) が CV、81 t/年 (18 %) が EV によるものである。そのため、2020 年度の Cu 全沈着量の全国平均 ($1.69 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) のうち 82 % ($1.39 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が CV、18 % ($2.96 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が EV に由来すると考えられる。一方で、2050 年度の Cu 排出量 (10 t/年) では、CV によるものは 1 t/年未満 (1 %) であり、EV によるものが 10 t/年 (99 %) を占める。したがって、2050 年度における Cu 全沈着量の全国平均 ($3.63 \times 10^{-4} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) のうち、1 % ($4.32 \times 10^{-6} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が CV、99 % ($3.58 \times 10^{-4} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が EV によるものである。2020 年度の時点では CV による寄与が 82 %を占めていたが、2050 年度には 1 %まで減少することとなり EV による全沈着量が逆転する。また、4.3.3 項で述べたように、Cu の発生量は 2049 年度には 1 t/年を下回るが、2034 年度までに市場に供給された CV により 2060 年度までは Cu が大気中に排出される。

Sbについても Cuと同様の傾向であり、2020年度における大気中 Sb濃度の全国平均 ($1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$) が2050年度には $1.17 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$ となり30年間で89%が削減された。Sbの排出量も2020年度の45t/年から2050年度には5t/年まで89%が減少しており、こちらも排出量の削減が濃度の低減に直接寄与していることが分かる。2020年度のSb排出量(45t/年)のうち、37t/年(81%)がCV、9t/年(19%)がEVによる。そのため、2020年度の大気中 Sb濃度の全国平均 ($1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$) のうち、81%($8.85 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)がCV、19%($2.06 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)がEVに由来すると考えられる。一方で、2050年度におけるSb排出量(5t/年)においては、CVによるものは1t/年未満(3%)、EVによるものが約5t/年(97%)を占める。したがって、2050年度の大気中 Sb濃度の全国平均 ($1.17 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$) のうち、3%($3.28 \times 10^{-4} \text{ ng/m}^3$)がCV、97%($1.13 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)がEVによるものである。Cuと同様に、2020年度にはCVから排出されたSbが大気中濃度に占める割合が全体の81%で大部分を占めていたが、2050年度においてはCVによる割合が3%まで減少することによりEVが占める大気中濃度の割合が逆転した。Cuと同様にSbの発生量も2049年度には1t/年を下回るとされるが、2034年度までに市場に供給されたCVにより2060年度まではSbが大気中に排出される。

CVとEVによる環境中濃度に対する寄与は、市場にある使用過程車数が年度によって変動するため、計算の対象とする年度によって異なる。Cu排出量については、2039年度にEV(9t/年)がCV(8t/年)を上回ると考えられる。Sbも同様であり、2039年度にEV(9t/年)の排出量がCV(8t/年)による排出量を上回ると考えられる。図4-4で示したように、いずれの元素もEVによる発生量の変化量と比較してCVによる発生量の変化量が大きく、主にCVによる発生量の減少がこれらの逆転を引き起こしたと考える。

表 4-1

銅(Cu)の全沈着量及びアンチモン(Sb)の大気中濃度の計算結果

	Cu (ng/m ² /s)		Sb (ng/m ³)	
	2020 年度	2050 年度	2020 年度	2050 年度
全国平均	1.69×10^{-2}	3.63×10^{-4}	1.09×10^{-1}	1.17×10^{-2}
愛知県	7.92×10^{-2}	1.70×10^{-3}	4.70×10^{-1}	5.01×10^{-2}
北海道	2.69×10^{-3}	5.79×10^{-5}	2.42×10^{-2}	2.59×10^{-3}
東京都	1.05×10^{-1}	2.26×10^{-3}	7.07×10^{-1}	7.57×10^{-2}
福岡県	5.02×10^{-2}	1.09×10^{-3}	3.07×10^{-1}	3.33×10^{-2}
大阪府	1.23×10^{-1}	2.67×10^{-3}	8.45×10^{-1}	8.96×10^{-2}

4.3.4.4 銅及びアンチモンの分布の推定

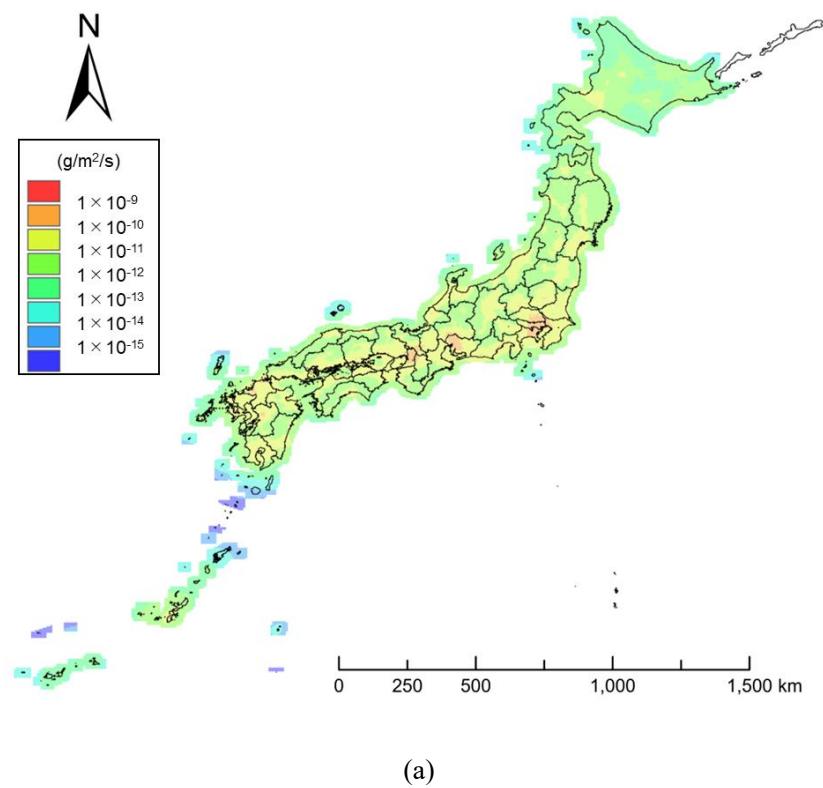
日本全国の Cu 及び Sb の排出量を交通量に応じて各都道府県に割り振ることで都道府県別の排出量を求めた。都道府県別では愛知県の交通量が日本全国の総交通量に占める割合が 5.60 %で最も大きく、北海道 (4.76 %)、東京都 (4.15 %)、福岡県 (4.11 %)、大阪府 (4.00 %) の順に続く。そのため、排出量も同様の順となる。ところが、2020 年度の平均濃度の計算結果では、大阪府の Cu 全沈着量及び大気中 Sb 濃度がそれぞれ $1.23 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ 、 $8.45 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$ で最も大きい結果が得られた。Cu 全沈着量については、大阪府の次に東京都 ($1.05 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、愛知県 ($7.92 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、福岡県 ($5.02 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、北海道 ($2.69 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が続いた。このとき、北海道の Cu 全沈着量は全国平均の約 16 %と小さい。Sb 濃度も同様の傾向であり、大阪府の次に東京都 ($7.07 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$)、愛知県 ($4.70 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$)、福岡県 ($3.07 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$)、北海道 ($1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$) が続いた。こちらも北海道は全国平均の約 22 %と小さい。

2050 年度においても大阪府の Cu 全沈着量が $2.67 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ で最大となり、東京都 ($2.26 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、愛知県 ($1.70 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、福岡県 ($1.09 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$)、北海道 ($5.79 \times 10^{-5} \text{ ng/m}^2/\text{s}$) が続いた。大気中 Sb 濃度についても大阪府が $8.96 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$ が最大で、東京都 ($7.57 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)、愛知県 ($5.01 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)、福岡県 ($3.33 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$)、北海道 ($2.59 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^3$) の順である。同様に北海道は全国平均よりも小さい。本研究では、永井ら (2009) を踏まえて日本全国の Cu 及び Sb の排出量を交通量により各都道府県に振り分けた。北海道の道路総延長は日本全国の約 10 %を占めるため (交通工学研究会, 2018)、北海道全域では走行量が大きくなるものの、各グリッドにおける排出量は小さくなる。そのため都道府県別の環境中濃度では全国平均よりも小さい。大阪府や東京都、愛知県では、それぞれ大阪市、特別区 (23 区)、名古屋市といった面積の小さいエリアに交通量が集中しているため局所的に高濃度となる。今回、すべてのシナリオで最も高い濃度が観測されたのは、大阪府大阪市中央区の大坂城を含む $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$ グリッドであり、2020 年度の Cu 全沈着量は $3.15 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ 、2050 年度の Cu 全沈着量は $6.87 \times 10^{-3} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ 、2050 年度の大気中 Sb 濃度は 2.36 ng/m^3 、2050 年度の大気中 Sb 濃度は $2.49 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$ である。これらの結果から、ブレーキ摩耗粒子として大気中に排出される Cu 及び Sb による環境影響は局所的であり、特に自動車交通が集中する大阪府や東京都、愛知県などの都市部においては全沈着量や大気中濃度が大きくなることを定量的に明らかにした。

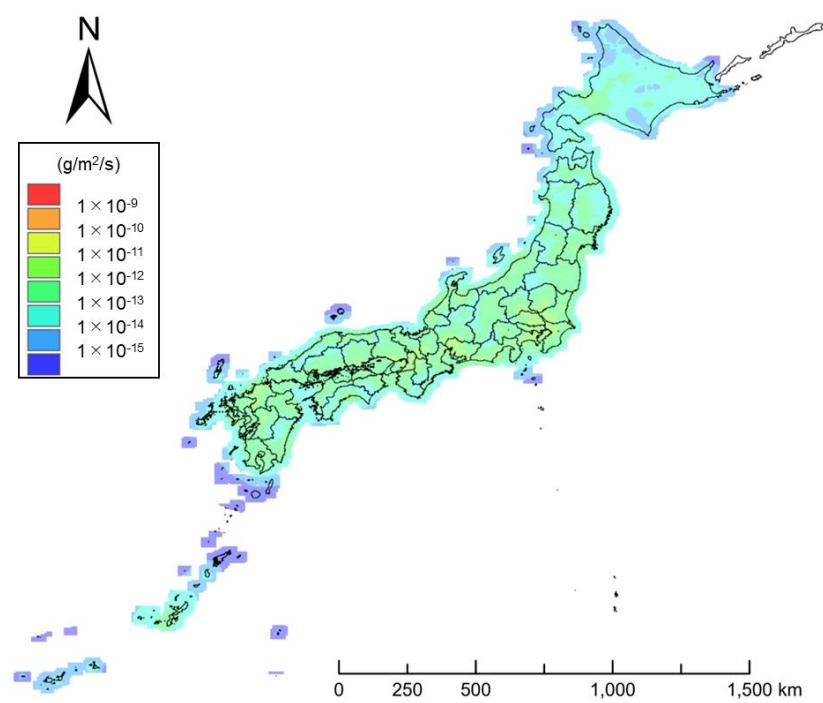
4.3.5 アンチモンによる健康リスクの評価

2020 年度の日本全国の大気中 Sb 濃度の平均値 $1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$ から求めた Sb による健康リスクは、 $9.25 \times 10^{-1} \text{ year-DALY}$ 、2050 年度の日本全国の大気中 Sb 濃度の平均値 $1.17 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$ から求めた Sb による健康リスクは $9.90 \times 10^{-2} \text{ year-DALY}$ であり、濃度変化と同様に 11 %の健康リスクが減少することを示した。これらのリスクは、日本全国の人口 126,146,099 人に対する健康リスクであるため、一人あたりのリスクは $7.34 \times 10^{-9} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2020 年度)、 $7.84 \times 10^{-10} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2050 年度) と推算された。

上記は日本全国の空間平均値から求めた健康リスクであるが、図 4-7、4-8 で示したように、局所的に高濃度となる地域がある。4.3.4 項で述べたように、大阪府大阪市は日本で最も高濃度の地域であるため、ここでは大阪市の大気中 Sb 濃度を用いて追加的に健康リスクを算出した。2020 年度の大阪市の大気中 Sb 濃度は 1.69 ng/m^3 、2050 年度の大気中 Sb 濃度は 0.18 ng/m^3 であるため、健康リスクは $3.13 \times 10^{-1} \text{ year-DALY}$ 、 $3.31 \times 10^{-2} \text{ year-DALY}$ と算出した。大阪市の人口は 2,752,412 人であるため (総務省, 2021)、一人あたりでは $1.14 \times 10^{-7} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2020 年度)、 $1.20 \times 10^{-8} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2050 年度) と推算された。

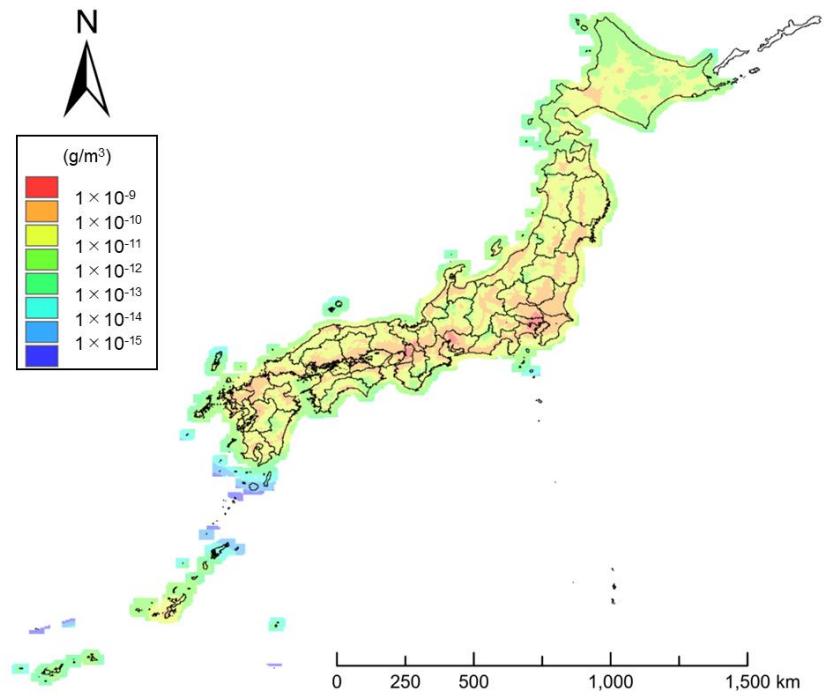


(a)

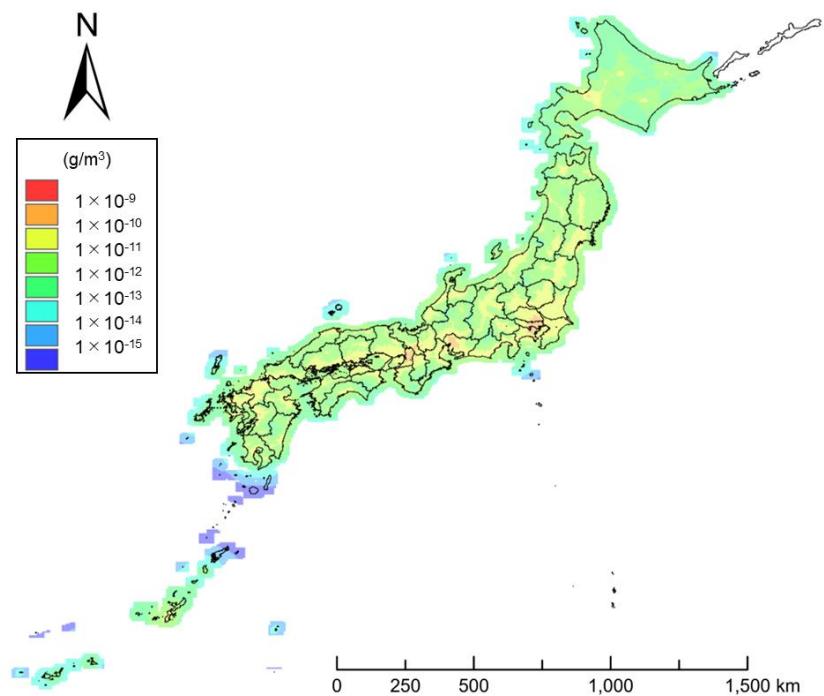


(b)

図 4-7 日本全国における銅 (Cu) の全沈着量の分布
(a) 2020 年度、(b) 2050 年度)



(a)



(b)

図 4-8 日本全国におけるアンチモン (Sb) の大気中濃度の分布
((a) 2020 年度、(b) 2050 年度)

4.4 結言

本研究ではブレーキ摩耗による Cu 及び Sb の排出量の推定を踏まえて、2020 年度から 2050 年度までの日本における Cu 及び Sb の環境中濃度 (Cu は全沈着量、Sb は大気中濃度) を予測した。日本では、2015 年のパリ協定を踏まえて「2050 年カーボンニュートラルに伴うグリーン成長戦略」(経産省, 2024) の中で「2035 年までに乗用車新車販売で電動車 100 %を実現すること」を目標として掲げており、2035 年以降は EV 普及による非排気粒子の割合が増加することが懸念されているため将来的な評価を行った。

摩擦ブレーキが搭載された CV の新車販売台数は 1996 年度の 5,523,067 台がピークであり、2035 年度には新車がすべて回生ブレーキを搭載した EV に代替される見込みである。さらに傾向は元素によって異なるが、ブレーキパッド中の Cu 及び Sb の含有率はいずれも減少する予測である。Cu は米国の州法を踏まえて 2015 年度以降に 5 %、2025 年度以降は 0.5 %となることが考えられる。Sb は 2007 年度の 1.33 %から年間で 0.03 %ずつ減少するものと推定した。そのため 2050 年度には 0.04 %が含まれている。

これらの新車販売台数の想定や Cu 及び Sb の含有率の推移により Cu と Sb の排出量の予測も異なる。CV の場合、新車販売が制限される前年度 (2034 年度) に市場に供給された 434,200 台は 27 年後の 2061 年度に完全に廃棄される。そのため、2035 年度にすべての新車が EV に代替されてから 2060 年度までは使用過程車として市場に残る。したがって、CV からの Cu 及び Sb の排出は 2060 年度までは続くと予想される。EV は 2021~2025 年度 (2013~2030 年度における EV が一定程度普及した時期と重複する) に Cu の含有率が大きく減少した。その結果、Cu の発生量は 2021 年度の 115 t/年をピークとして以降は排出量が減少した。それに対して Sb は上記の時期における削減が不十分であることや、2030 年度以降に新たに市場に供給された EV から発生する Sb の影響を受けて、2032 年度から再び発生量が増加する。

永井ら (2009) や 河合ら (2020) による手法を用いて、日本全国の 2020 年度から 2050 年度における Cu の全沈着量、Sb の大気中濃度を求めた。Cu の全沈着量は、2020 年度は $1.69 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ であるが、2050 年度には $3.63 \times 10^{-4} \text{ ng/m}^2/\text{s}$ となり 30 年間で 98 %が削減された。また、Sb の大気中濃度は 2020 年度の $1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$ から 2050 年度では $1.17 \times 10^{-2} \text{ ng/m}^3$ となり同様に 30 年間で 89 %が減少した。また、それぞれの濃度に占める車種の比率は 2020 年度と 2050 年度で全く異なっており、2020 年度では CV が占める比率は Cu で 82 %、Sb で 81 %であるが、2050 年度では Cu で 1 %、Sb で 3 %に大きく減少した。

日本全国における Sb による健康リスクは 2020 年度で $9.25 \times 10^{-1} \text{ year-DALY}$ 、2050 年度で $9.90 \times 10^{-2} \text{ year-DALY}$ であり 30 年間で 11 %の健康リスクが減少した。1 人あたりの健康リスクは 2020 年度に $7.34 \times 10^{-9} \text{ year-DALY}/\text{人}$ 、2050 年度に $7.84 \times 10^{-10} \text{ year-DALY}/\text{人}$ である。日本の中でも特に大気中 Sb 濃度が高い大阪府大阪市では健康リスクをそれぞれ $1.14 \times 10^{-7} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2020 年度)、 $1.20 \times 10^{-8} \text{ year-DALY}/\text{人}$ (2050 年度) と推算した。日本全国の健康リスクは全国の空間平均値を用いて推定しているため過小評価の傾向がある。大阪市のように局所的に高濃度となる傾向を踏まえて、Sb の排出特性が異なる地域ごとに濃度を求め、地域別にリスクを求めることができるために重要であると考える。

本研究と同様に非排出ガスによるブレーキ摩耗による影響に関する研究はアメリカやヨーロッパを対象としたものが多く、特にアジアを対象とした Cu や Sb の濃度分布を推定した事例は限られている。そのため、研究結果はアジアにおける自動車由来の健康リスクの評価に活用されることが期待される。今後の政策等によっては、車両数 (特に EV の新車販売台数) やブレーキパッド中の金属元素の含有率が変化することも考えられるが、本研究手法ではこれらのデータを反映して濃度分布を推定することも可能であるため、社会の変化にあわせたデータの更新などの適時的に適切な情報の提供が求められる。

参考文献

- Crettaz, P., Pennington, D., Rhomberg, L., Brand, K., Jolliet, O., 2002. Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: Part 1 - Cancer effects. *Risk Analysis: An International Journal*. 22 (5), 931–946. <https://doi.org/10.1111/1539-6924.00262>.
- Denier van der Gon, H.A.C., Gerlofs-Nijland, M.E., Gehrig, R., Gustafsson, M., Janssen, N., Harrison, R.M., Hulskotte, J., Johansson, C., Jozwicka, M., Keuken, M., Krijgsheld, K., Ntziachristos, L., Riediker, M., Cassee, F.R., 2013. The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future - An International Workshop Report and Consensus Statement. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 63 (2), 136–149. <https://doi.org/10.1080/10962247.2012.741055>.
- Fussell, J.C., Franklin, M., Green, D.C., Gustafsson, M., Harrison, R.M., Hicks, W., Kelly, F.J., Kishta, F., Miller, M.R., Mudway, I.S., Oroumiyah, F., Selley, L., Wang, M., Zhu, Y., 2022. A Review of Road Traffic-Derived Non-Exhaust Particles: Emissions, Physicochemical Characteristics, Health Risks, and Mitigation Measures. *Environmental Science & Technology*. 56 (11), 6813–6835. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01072>.
- Grigoratos, T., Martini, G., 2015. Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 22, 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>.
- Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S., 2016. Laboratory testing of airborne brake wear particle emissions using a dynamometer system under urban city driving cycles. *Atmospheric Environment*. 131, 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.014>.
- Hicks, W., Green, D.C., Beevers, S., 2023. Quantifying the change of brake wear particulate matter emissions through powertrain electrification in passenger vehicles. *Environmental Pollution*. 336, 122400. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122400>.
- Hooftman, N., Oliveira, L., Messagie, M., Coosemans, T., Van Mierlo, J., 2016. Environmental Analysis of Petrol, Diesel and Electric Passenger Cars in a Belgian Urban Setting. *Energies*. 9 (2), 84. <https://doi.org/10.3390/en9020084>.
- Hulskotte, J.H.J., Denier van der Gon, H.A.C., Visschedijk, A.J.H., Schaap, M., 2007. Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water Science & Technology*. 56 (1), 223–231. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.456>.
- Hulskotte, J.H.J., Roskam, G.D., Denier van der Gon, H.A.C., 2014. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors. *Atmospheric Environment*. 99, 436–445. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.007>.
- Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Tago, H., Kato, M., Kimura, H., Furuta, N., 2007. Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment*. 41 (23), 4908–4919. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.005>.
- Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Kato, M., Kozawa, K., Furuta, N., 2008. Emission Factor for Antimony in Brake Abrasion Dusts as One of the Major Atmospheric Antimony Sources. *Environmental Science & Technology*. 42 (8), 2937–2942. <https://doi.org/10.1021/es702137g>.

National Research Council (NRC), 2000. Toxicological Risks of Selected Flame-Retardant Chemicals.

NATIONAL ACADEMY PRESS.

Piscitello, A., Bianco, C., Casasso, A., Sethi, R., 2021. Non-exhaust traffic emissions: Sources, characterization, and mitigation measures. *Science of The Total Environment*. 766, 144440.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144440>.

Sanders, P.G., Xu, N., Dalka, T. M., Maricq, M.M., 2003. Airborne Brake Wear Debris: Size Distributions, Composition, and a Comparison of Dynamometer and Vehicle Tests. *Environmental Science & Technology*. 37 (18), 4060–4069. <https://doi.org/10.1021/es034145s>.

World Bank Group, 2024. Life expectancy at birth, total (years) - Japan (2022).

https://data.worldbank.org/indicator/SP.DYN.LE00.IN?locations=JP&name_desc=true (accessed 1 October 2024).

Zheng, M., Guo, Z., Fang, M., Rahn, K.A., Kester, D.R., 2005. Dry and wet deposition of elements in Hong Kong. *Marine Chemistry*. 97 (1–2), 124–139. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.05.007>.

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2008. 環境・社会報告書 2008. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/envi_report_2008jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2009. AKEBONO REPORT 2009. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2009jp_090911.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2010. AKEBONO REPORT 2010. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2010jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2011. AKEBONO REPORT 2011. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2011jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2012. AKEBONO REPORT 2012. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2012jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2013. AKEBONO REPORT 2013. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2013jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2014. AKEBONO REPORT 2014. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/akebono_report_2014jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2015. AKEBONO REPORT 2015 データブック. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/databook_2015jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2016. AKEBONO REPORT 2016 データブック. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/databook_2016jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2017. AKEBONO REPORT 2017 データブック. https://www.akebono-brake.com/docs/pdf/databook_2017jp.pdf (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2024a. 摩擦材 (ブレーキパッド、ブレーキライニング). https://www.akebono-brake.com/product_technology/product/automotive/friction_material/ (accessed 1 July 2024).

曙ブレーキ工業株式会社 (曙ブレーキ工業), 2024b. 環境マネジメント (環境目標と実績).

https://www.akebono-brake.com/csr_environment/environment/management/index.html (accessed 1 July 2024).

一般財団法人自動車検査登録情報協会 (自検協), 2024. 車種別の平均使用年数推移表 (平成 27 年), 2024.

<https://www.airia.or.jp/publish/file/r5c6pv000000bud0-att/r5c6pv000000budf.pdf> (accessed 1 July 2024).

一般社団法人交通工学研究会 (交通工学研究会), 2018. 平成 27 年度 全国道路街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社.

一般社団法人全国軽自動車協会連合会 (全軽自協), 2024. 軽四輪車 新車販売台数の年度別・車種別推移. <https://www.zenkeijikyo.or.jp/statistics/4new-nendosui> (accessed 1 July 2024).

岩井和郎, 内山巖雄, 2000. ディーゼル車排出粒子による人肺癌リスク試算 <予測>. 大気環境学会誌. 35 (4), 229–241. https://doi.org/10.11298/taiki1995.35.4_229.

小野恭子, 2012. 化学物質のリスク評価と管理 (大気汚染物質のヒト健康影響を中心として) – 第 3 講 曝露量推定モデルの必要性と役割-. 大気環境学会誌. 47 (4), A37–A43.

<https://doi.org/10.11298/taiki.47.A37>.

株式会社三菱総合研究所 (Mitsubishi Research Institute, Inc., MRI), 2021. 令和 2 年度東京都主税局委託調査『自動車関連税制に関する税制シミュレーション等調査 報告書』.

https://www.tax.metro.tokyo.lg.jp/report/material/r0303_car.html (accessed 1 July 2024).

株式会社三菱総合研究所 (Mitsubishi Research Institute, Inc., MRI), 2022. 令和 3 年度東京都主税局委託調査『自動車に係る将来の行政需要及び税制シミュレーション調査 報告書』.

https://www.tax.metro.tokyo.lg.jp/report/material/r0403_report.pdf (accessed 1 July 2024).

河合巧真, 小島直也, 東海明宏, 2020. 知見更新に伴う自動車ブレーキパッド由来アンチモン暴露濃度推定. 日本リスク研究学会誌. 29 (4), 261–271. <https://doi.org/10.11447/sraj.29.261>.

環境省, 2024. 令和 6 年 3 月 28 日 自動車排出ガス専門委員会 (第 68 回).

https://www.env.go.jp/page_01308.html (accessed 1 July 2024).

経済産業省 (経産省), 2024. 2050 年カーボンニュートラルに伴うグリーン成長戦略.

https://www.meti.go.jp/policy/energy_environment/global_warming/ggs/index.html (accessed 1 July 2024).

国土地理院, 2024. 日本の東西南北端の経度緯度. <https://www.gsi.go.jp/KOKUYOHO/center.htm> (accessed 1 July 2024).

総務省, 2021. 男女別人口, 世帯の種類別世帯数及び世帯人員並びに 2015 年 (平成 27 年) の人口 (組替), 2015 年 (平成 27 年) の世帯数 (組替), 5 年間の人口増減数, 5 年間の人口増減率, 5 年間の世帯増減数, 5 年間の世帯増減率, 人口性比, 面積 (参考) 及び人口密度 - 全国, 都道府県, 市区町村 (2000 年 (平成 12 年) 市区町村含む). https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000032142402 (accessed 1 October 2024).

田崎智宏, 小口正弘, 亀屋隆志, 浦野紘平, 2001. 使用済み耐久消費財の発生台数の予測方法. 廃棄物学会論文誌. 12 (2), 49–58. <https://doi.org/10.3985/jswme.12.49>.

恒見清孝, 和田英樹, 2008. リスク評価のための日本国内におけるアンチモンの物質フロー分析. 日本国属学会誌. 72 (2), 91–98. <https://doi.org/10.2320/jinstmet.72.91>.

- 永井孝志, 恒見清孝, 東海明宏, 2009. 大気拡散モデルによる大気中アンチモンの曝露解析. 環境科学会誌. 22 (2), 61–72. <https://doi.org/10.11353/sesj1988.22.61>.
- 萩野浩之, 2020. 自動車の排出ガス・粉じんと大気環境–第7講 自動車から排出されるブレーキ摩耗粉じん-. 大気環境学会誌. 55 (2), A18–A35. <https://doi.org/10.11298/taiki.55.A18>.
- 東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯, 2003. 曝露・リスク評価大気拡散モデル(ADMER) の開発. 大気環境学会誌. 38 (2), 100–115. https://doi.org/10.11298/taiki1995.38.2_100.
- 東野晴行, 井上和也, 2016. 曝露評価とリスク評価のための大気拡散モデル(ADMER) Ver. 3 の開発. 日本リスク研究学会誌. 26 (1), 41–46. <https://doi.org/10.11447/sraj.26.41>.

第5章 結論

5.1 本研究の総括

本研究では、自動車走行時における環境経由の負荷による健康リスクを定量的に評価する手法を構築すること及びケーススタディとして実際の都市を対象として健康影響の評価を行うことを目的とした。

第1章では、日本における1960年代以降の自動車産業の発展とそれによってもたらされた環境問題を整理した上で、環境問題の現状と課題を踏まえた環境経由の負荷による3つの健康リスクを特定した。今では日本は世界有数の自動車大国とされるが、日本の自動車産業は1960年代以降に急速に発展した。それと同時に1965年頃から一酸化炭素(CO)による汚染が社会問題となり、1966年には初めて自動車排出ガスに対する濃度規制が行われた。その後、”四大公害”に代表される高度経済成長期の公害もあり1967年に「人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準」としての環境基準が設定され(衆議院, 2024)、環境基準の達成に向けてあらゆる観点から法整備が行われてきた。自動車に関する環境問題については「大気汚染物質」及び「騒音」に対して環境基準が設定されている。日本ではそれらに対して法整備を進めてきたことにより、「大気汚染物質」では光化学オキシダント(O_x)を除く二酸化硫黄(SO₂)、CO、浮遊粒子状物質(SPM)、二酸化窒素(NO₂)、微小粒子状物質(PM_{2.5})の大気中濃度は年々減少傾向にあり、2021年度はそれらの環境基準達成率が100%を達成した(環境省, 2023; 環境省, 2024a)。「騒音」についても2009年度以降は評価対象戸数のうち90.0%以上で昼夜間ともに環境基準を達成しており、2022年度には94.9%の高い水準で環境基準を満たしている。その一方で、WHO(2011)によって自動車による騒音が(これまで環境基準の設定根拠にもされてきた)会話影響や睡眠影響などの“感覚公害”だけでなく「虚血性心疾患」や「高度の睡眠妨害」などの身体的健康影響をもたらすことが報告された。「大気汚染」については、特に日本では O_x の環境基準達成率が1%未満と極めて低くこれまで課題とされてきた。その中で2019年に発生した新型コロナウイルス対策としてのロックダウンや行動制限でNO₂排出量が減少することにより、都市部でオゾン(O₃)濃度が増加した事例が世界中で報告された。従来のシミュレーションモデルによる推定ではなく実際に大規模な削減が行われた事例である。また、将来懸念される健康リスクとして「非排出ガス」の寄与の増加を挙げた。これまで日本では自動車排出ガスに対する規制等により前述のようにそれらの排出量は減少してきた。また、今後は政府の2035年目標の達成に向けて、自動車排出ガスを発生しない電気自動車への代替が進むことが想定される。それにより自動車排出ガスの削減が加速することが期待されるが、その一方で、大気汚染物質のうち非排出ガスが占める割合が増加することが懸念される。特に非排出ガスのうちブレーキ摩耗粒子には我々の健康や生態系に悪影響である重金属が含まれる。日本ではブレーキ摩耗粒子による健康リスクを定量的に評価した事例は限られていることから。本研究ではブレーキ摩耗粒子を環境経由による負荷であるとして、将来の車種構成や車両台数、重金属の含有率等を踏まえた健康リスクを評価するための手法を構築することを目的とした。上記の自動車走行時における3つの環境経由の負荷に対して、第2章では自動車騒音がもたらす虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害による身体的健康影響(健康リスク)の評価、第3章ではNO₂排出量が減少した場合のO₃濃度の増加がもたらす健康リスクの評価、第4章ではブレーキ摩耗に由来する非排出ガスによる健康リスク評価のための手法を構築した。

第2章では、実際の交通量を用いて等価騒音レベルを求め、障害調整生存年数(DALY)を指標として自動車騒音による虚血性心疾患及び高度の睡眠妨害の健康リスクの評価手法を構築した。また、日本の都市の中でも人口密度が高く自動車交通量が多い大阪市を対象としてケーススタディを行った。前述のように、日本では自動車騒音が感覚公害であると考えられてきたため、身体的健康影響に焦点を当てたリスクの評価事例は限られていることが課題である。本研究では、自動車騒音の予測モデルとして『ASJ RTN-Model 2013』(日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014)を用いて等価騒音レベルを求め、WHO(2011)による手法を応用することにより、交通量から健康リスクを推定する評価手法を構築した。また、大阪市では年間で3,102.1 year-DALYが失われていることを推定した。また、同地域では夜間騒音に対する曝露人口が多く、高度の睡眠妨害の重篤度(0.07)は虚血性心疾患の重篤度(0.432)を下回るが、高度の睡眠妨害による健康リスクは2,759.2 year-DALYで虚血性心疾患による健康リスク(342.9 year-DALY)の約8倍の健康影響があることが明らかになった。さらに、騒音による健康リスクは同地域の自動車に由来する大気汚染(NO_2 及び $\text{PM}_{2.5}$)の健康リスク(3.2 year-DALY)の約1,000倍であり、現行の環境基準では防ぐことが難しい健康リスクが存在していることを示した。また、騒音曝露人口が最大となる50~55 dBの騒音レベルに対しては不快に感じる割合が比較的少ない(約10~15%程度)ことや、長期間の曝露で騒音に慣れる可能性もあることから、無意識に曝露することによる健康リスクの増加が示唆された。本研究ではリスク低減のための追加的なシナリオとして、建物の防音性能を高めるためにすべての建物で窓を閉めた場合のシナリオ(リスク最小シナリオ)では、健康リスクは97.8 year-DALY(3.2%)まで減少することを示した。特に、虚血性心疾患による健康リスクは、すべての地点でリスクが生じる騒音レベル以下(~55 dB)まで減少するため健康リスクは0 year-DALYとなることを推定した。

第3章では、都市部において交通量の減少による NO_2 排出量の変化が O_3 濃度や O_3 による健康リスクに与える影響を評価する手法を構築した。本研究では、新型コロナウイルス対策としての緊急事態宣言が発出された期間(2020年4月~5月)における交通量の減少をシナリオとして実際の変化量を用いた。本課題においても、 O_3 の前駆物質である NO_2 及び揮発性有機化合物(VOC)の排出源が多数あり、曝露人口が多い大阪市に対して評価手法を適用した。大阪市では対象期間に交通量が26%減少したことでの NO_2 濃度は3.4%減少したが O_3 濃度は1.7%増加する結果が得られた。大阪市は植物からのVOC排出量が支配的となる郊外に比較して NO_x 排出源が多い。そのため NO_x 排出量が支配的である可能性が高い。大気拡散モデル(ADMER-PRO)を用いた計算でも NO_2 濃度の減少により O_3 濃度が増加したことからも大阪市がVOC律速の状態であるとした。 O_3 濃度の増加で O_3 による健康リスクは55.90 year-DALY(4.3%)増加したが、 NO_2 濃度の減少により NO_2 による健康リスクは811.4 year-DALY(8.6%)減少した。この結果から、世界各地で報告された事例も含めVOC律速の都市部では NO_2 濃度の減少による O_3 濃度の増加が懸念されるが、健康リスクの点においては増加量に比べて減少量が大きく便益が上回ることを示した。また、同じ地域においても NO_x 排出量や排出源の分布の違いによって律速状態の強さが異なる可能性が示唆された。さらに追加的に NO_2 排出量を削減したとき、VOC律速の傾向が比較的強い地域では O_3 濃度が増加する可能性があるが、VOC律速の傾向が比較的強くない地域では NO_x 律速に変わることにより O_3 濃度の減少が期待できる。本研究結果から、 O_3 濃度の低減のため前駆物質の削減を行う場合には、それらの排出源分布等の地域特性を踏まえた対策を実施する必要があることを明らかにした。

第4章では、ブレーキ摩耗に由来する非排出ガスによる健康リスクを評価することを目的として、2050年度までの車種構成や車両台数、ブレーキパッド中の重金属(Cu及びSb)の含有率の想定から、2050年度におけるCu及びSbの濃度分布を示した。また、健康リスクが指摘されるSbを対象として、日本全国及び大阪市を対象として健康リスクをDALYで評価した。乗用車の新車販売台数は2050年度には2,768,000台(1996年度の5,523,121台の約半分)まで減少することが予測された。また、2035年度以降はすべての新車が電動車に置き換わることが考えられる。車両台数の減少及びブレーキ摩耗粒子の発生が少ない電気自動車への代替、ブレーキパッドに含まれる重金属の含有率が減少することにより、Cuの排出量は2050年度には約10t/年まで減少(2020年度比:2%)する見込みである。Sbの排出量も同様に2050年度には約5t/年まで減少(2020年度比:11%)する見込みである。濃度分布も同様の傾向であり、2050年度のCu全沈着量(乾性沈着量と湿性沈着量の合計)及び大気中Sb濃度はそれぞれ2%、11%(ともに2020年度比)まで減少した。また、2050年度においてCu全沈着量のうち従来型自動車に由来するものの割合は1%(2020年度:82%)、大気中Sb濃度のうち3%(2020年度:81%)まで減少するため、2035年以降に電動車が新車販売に占める割合を100%とする政府目標による効果が期待される。Sbによる健康リスクは、日本全国で 9.25×10^{-1} year-DALY(2020年度)、 9.90×10^{-2} year-DALY(2050年度)であり、日本全国の人口126,146,099人を踏まえた、1人あたりの健康リスクは 7.34×10^{-9} year-DALY/人(2020年度)、 7.84×10^{-10} year-DALY/人(2050年度)であると推算した。大気中Sb濃度が局所的に高濃度となることから、大阪市(日本全国で最も高濃度地点)を対象として1人あたりの健康リスクを推算を行い、 1.14×10^{-7} year-DALY/人(2020年度)、 1.20×10^{-8} year-DALY/人(2050年度)となることを示した。

5.2 本研究の意義

本研究では自動車走行時における3つの環境経由の負荷を挙げそれらの健康リスクを共通指標である障害調整生存年数を用いて評価する手法を構築した。また、健康リスクが高いと考えられる日本の都市(大阪市)を対象として構築した手法を適用した。本研究で得られた結果には二点の意義があると考える。

一点目が、現在の法規制等では対象外とされる潜在的かつ将来的なリスクに対する評価の実施である。第2章から第4章で対象とした課題はいずれも今後の規制に向けて議論が進められている課題である。第1章で述べたように、1960年代以降の自動車による環境経由の負荷は大気汚染が中心であり、法整備だけでなく自動車業界としても環境負荷の小さい製品を社会に供給することにより環境影響の低減に貢献してきた。それにより近年ではほとんどの自動車由来の大気汚染物質が環境基準を達成している。自動車騒音についても同様に多くの観測地点で環境基準を満たしてきた。一方で、現在の自動車騒音に対する環境基準では、身体的健康影響についてはその環境基準の設定根拠には含まれない。本研究では、身体的健康影響として虚血性心疾患と高度の睡眠妨害による健康リスクの評価手法を構築し適用した。自動車騒音による身体的健康影響は自動車由来の大気汚染による健康影響の約1,000倍のリスクがある可能性を示唆した。これまで自動車走行時の環境経由の負荷の中心とされてきた大気汚染物質に対する継続的な取組みが行われてきたことにより大気汚染に関する課題は解消されつつある一方で、潜在的なリスクとして存在する自動車騒音による身体的健康影響を示したことに本研究の意義があると考える。特に、高度の睡眠妨害による影響人口が多く、夜間騒音による潜在的なリスクの大きさを明確に示した。

第3章では自動車由来の大気汚染物質で環境基準達成率が著しく低いO₃による健康リスクを求めた。O₃については50年以上も前の1970年の“光化学スモッグ事件”から健康被害は顕在化しているため、前駆物質を含めた挙動の調査研究が行われてきた。近年のシミュレーションモデルによる研究結果から、前駆物質の大幅な削減によりO₃濃度が増加する可能性についても指摘されてきたが、世界的な規模で実際に前駆物質が大きく削減された事例は2020年の新型コロナウイルス対策としてのロックダウンが初めてである。日本ではヨーロッパやその他のアジアの国々のように厳格な行動制限は行われていないが、緊急事態宣言が発出されたことにより例年に比べて交通量が大きく減少した。前述のヨーロッパやアジアの国々では交通量の減少で前駆物質が削減され、それによりO₃濃度が増加したことを踏まえて、日本の都市部（大阪市）を対象として同様に緊急事態宣言期間におけるO₃濃度による健康リスクへの影響を分析したところ、O₃濃度の増加による健康リスクは増加したが、それ以上にNO₂濃度の減少による健康リスクが減少することを示した。交通量の減少によって同時に起りうるNO₂濃度の減少とO₃濃度の増加による健康リスクへの影響をそれぞれ比較したことは本研究が初めてであり、都市部では交通量の減少が結果的に地域全体の健康リスクの押し下げに貢献することを明確に示した。本研究では緊急事態宣言期間における交通量の減少をシナリオとしたが、他にも大規模災害等による道路の損傷や工場の操業停止による排出量減少の場合も同様でありさまざまな場面での応用できる点で意義がある。

第4章ではブレーキ摩耗粒子に由来する非排出ガスに含まれる銅（Cu）及びアンチモン（Sb）の濃度分布の推定、健康影響が懸念されるSbによる健康リスクの評価を行った。非排出ガスは、自動車排出ガスが減少することによってその相対的な影響の増加が懸念される。特に、将来従来型自動車の割合が増加することでさらに自動車排出ガスの減少が加速することが考えられる。そのため、ヨーロッパではまさに『Euro 7』で初めてブレーキ摩耗粒子に対する規制や基準が盛り込まれる予定である。日本でもブレーキ粉塵に対する規制導入のための検討が進められている（環境省, 2024b）。本研究では車種構成や車両台数の予測に加えて重金属の含有率の想定を行い、2020年度から2050年度までのブレーキ摩耗によるCu及びSbの濃度分布を求めた。2050年度までの将来を対象とした先行事例はこれまでになく、将来的に負荷の中心となる可能性がある非排出ガスの評価手法を示したことには意義があると考える。

本研究の二点目の意義が、すべての課題で健康リスクの評価指標として障害調整生存年数（DALY）を用いたことである。本研究で対象とした大気汚染物質や自動車騒音の被害の大きさはこれまで「患者数（入院数）」や「死亡者数」、「影響人口」等を指標に用いて表現してきた。そのため、それぞれの指標の中での比較は可能であるが、指標間で比較することができないことが課題であった。本研究ではそれらを共通の指標で表現することにより、同じ事象による異なるエンドポイント、さらに異なる事象による異なるエンドポイントとの比較も可能とした。本研究では自動車による環境経由の負荷を対象としたが、他にも自動車によって死亡や障害がもたらされる事象として「交通事故」が考えられる。2020年以降の日本では、年間約30万件の交通事故が発生しており、死者数は約3,000人、負傷者数は約35万人いる（警察庁, 2024）。Tainio et al. (2014)はスウェーデンを対象として死者数と負傷者数に関するデータから、実際に損失生存年数（YLL）、障害共存年数（YLD）をそれぞれ推算した。DALYを指標に用いることによりこのように異なる事象との健康影響の比較も可能であり、ひいては別の交通手段や交通政策を選択した場合の費用対効果を評価することができる点で、DALYを指標とした評価手法の構築に意義がある。

表 5-1 には第 2 章~第 4 章で実際の都市を対象として求めた健康リスクを示した。また、それぞれのリスクの算出において対象とした人口を踏まえて 1 人あたりの健康リスク (year-DALY/人) を計算した。平常時では自動車騒音によるリスクは 3.7×10^{-5} ~ 1.2×10^{-3} year-DALY であり、非排出ガス (2020 年度) の 1.1×10^{-7} year-DALY を上回る。非排出ガスによる健康リスクは 2050 年度には 1.2×10^{-8} year-DALY に減少する予測であり、1 人あたりの健康リスクの比較においても、走行時における環境経由の負荷では自動車騒音による健康リスクが最も大きく優先順位の高い課題であることを示した。また 1 人あたりの健康リスクとすることで国内外を含む他の地域との比較が可能である。自動車による健康リスクは特に交通量と対象人口に依存するため、1 人あたりの健康リスクを求め示したことにも意義があると考える。

表 5-1

平常時/非平常時の別・因子別の健康リスク及び 1 人あたりの健康リスク

	平常時		非平常時*	
	自動車騒音		非排出ガス (2020 年度)	NO ₂
	リスク最大	リスク最小		
健康リスク (year-DALY)	3,102.1	97.8	3.13×10^{-1}	-811.4
対象とする人口 (人)	2,665,314		2,752,412	2,725,855
1 人あたりの健康リスク (year-DALY/人)	1.2×10^{-3}	3.7×10^{-5}	1.1×10^{-7}	- 3.0×10^{-4} + 2.1×10^{-5}

* 新型コロナウイルス対策の緊急事態宣言期間 (2020 年 4~5 月) と同規模の交通量の減少が生じた場合

5.3 本研究の課題

本研究は健康リスクの評価手法を構築することが主な目的であるため、第 2 章における騒音レベルの推定や第 3 章における NO₂ 及び O₃ 濃度の推定では精度向上のための課題が残る。第 2 章では二点あり一点目は建物情報や人口分布に関する課題である。本研究では騒音レベルの推定にあたり、建物の位置や高さの情報を加味していない。一方で、本研究で対象とした大阪市を含む都市部では幹線道路の沿道が商業地域に指定される傾向にある。商業地域では他の用途地域に比べて容積率の制限が緩やかであり、高層の建物が多くなりやすい。高層の建物がある場合、遮蔽効果を受けて道路交通騒音が減衰することが考えられる。そのため、建物の位置や高さ情報を含む地図データの活用により精度の高い推定が可能である。また、同時に人口分布を要素に加えることによって曝露人口の推定精度の向上が考えられる。第 2 章における課題の二点目として電動車による自動車騒音の低減効果の検討が挙げられる。日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会 (2024) は、タイヤ・路面騒音が支配的となる走行速度 40 km/h 以上においては、電動車は従来型自動車に比べて A 特性音響パワーレベルが 0.6 dB 低くなることを示した。また、エンジン系騒音が支配的となる信号交差点付近やインター・チェンジ部の料金所・連結部付近などでは騒音低減効果が大きくなる可能性についても言及した (日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2024)。今後さらに電動車が普及することを踏まえればそれらを含むモデルとする必要があると考える。

第3章では自動車による影響を評価することを目的として緊急事態宣言における自動車交通量の減少をシナリオに設定したが、緊急事態宣言の発出期間には固定排出源からの前駆物質の排出量も一定程度減少していたことが考えられる。また、5.2節で述べたように今後の応用として大規模災害等における前駆物質の減少を検討する場合には、自動車交通量の減少だけではなく工場等の稼働停止による排出量の減少もシナリオに加える必要がある。特にO₃濃度の変化は前駆物質であるNO₂やVOCの濃度によって異なるため(図3-1)、対象とする事象に応じた前駆物質の排出に関する想定が重要となることを示した。また、本研究ではNO_x排出源の分布の違いにより同じ地域でも律速状態の強さが異なることを示した。そのため、将来的に変化する排出源分布をモデルに反映することにより精度の高い推定が可能となる。健康リスク評価の観点では、第2章の大気汚染物質による健康リスクの評価(2.2.5節)、第3章のNO₂及びO₃による健康リスクの評価、第4章の非排出ガスに含まれるSbによる健康リスクの評価において課題が残る。健康リスク評価で用いた各物質の濃度は空間平均値を用いていることに注意が必要である。第4章で、2020年度の全国の大気中Sb濃度平均値($1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$)から全国の健康リスクを求めた場合、 $9.25 \times 10^{-1} \text{ year-DALY}$ となり1人あたりの健康リスクは $7.34 \times 10^{-9} \text{ year-DALY/人}$ であるが、大阪市の大気中Sb濃度平均値($1.09 \times 10^{-1} \text{ ng/m}^3$)から大阪市の健康リスクを求めたとき、 $3.13 \times 10^{-1} \text{ year-DALY}$ で1人あたりの健康リスクは $1.1 \times 10^{-7} \text{ year-DALY/人}$ となり全国の健康リスクの約15倍の大きさである。Sbのように対象とする物質が広範囲で均質化されるものではなく交通量の多い都市部で高濃度となる場合には、それらの排出特性を踏まえた健康リスク評価を行う必要があると考える。永井ら(2009)や河合ら(2020)はADMERに搭載されているサブグリッド解析を用いて大気中Sb濃度の推定を行った。サブグリッド解析は本研究で行った通常の解析(5km×5kmグリッド)に対して、より詳細な計算範囲(100m、500m、1km)を指定することによりそれらの範囲における大気中濃度の計算を行う機能である。一方で、より多くの計算時間や処理能力を必要とすることから、まずは図4-7や図4-8で示したような濃度分布からスクリーニングを行い、特定の地域に対して健康リスクの評価を行うことが求められる。

5.4 研究の発展性

利用者や開発者が、自動車だけでなく鉄道や航空、船舶を含むあらゆる交通手段を選択するにあたり、利便性や費用などの要素に加えてその交通手段が地域にもたらす環境影響は重要な要素の一つである。1.4節で述べたように、今後ますます特に地球温暖化対策としての観点が求められることが考えられる。自動車については電気自動車をはじめとする電動化に向けた目標や実際の取組みが進められているが、電動化によるリスクについても定量的に認識する必要がある。特に電気自動車は航続距離を向上させるためにバッテリーを搭載しており従来型自動車よりも24%も重いとされる(Timmers and Achten, 2016)。そのため、非排出ガスのうち、特にタイヤや道路の摩耗による粒子状物質の排出量の増加が指摘される(Timmers and Achten, 2016)。また、現在の日本で使用されているブレーキパッドは摩耗量が少ない種類(Non-Asbestos Organic, NAO)であるが、ヨーロッパで使用される種類(Low Steel, LS)は摩耗しやすい。さらにブレーキパッドの構成原料も車種や地域性によって異なる。そのため電動化を推進する上では、輸入車が加わることもリスクとして考えられる。本論文で提示した手法は、健康“リスク”だけでなく政策を実行した場合における“リスクの削減効果”を同時に表現することが可能である。したがって、特に地球温暖化対策の観点では、リスクの削減効果(CO₂排出量の削減)と生じるリスク(非排出ガスの増加)を統一した指標で比較することにより、優先順位の高い実効策の選択に繋がることを期待する。

参考文献

- Tainio, M., Olkowicz, D., Teresiński, G., de Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M.J., 2014. Severity of injuries in different modes of transport, expressed with disability-adjusted life years (DALYs). BMC Public Health. 14 (765), 1–10. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-14-765>.
- Timmers, V.R.J.H., Achten, P.A.J., 2016. Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. Atmospheric Environment. 134, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017>.
- World Health Organization (WHO), 2011. Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe. <https://www.who.int/publications/i/item/9789289002295> (accessed 1 July 2024).
- 河合巧真, 小島直也, 東海明宏, 2020. 知見更新に伴う自動車ブレーキパッド由来アンチモン暴露濃度推定. 日本リスク研究学会誌. 29 (4), 261–271. <https://doi.org/10.11447/sraj.29.261>.
- 環境省, 2023. 令和 5 年版環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書.
<https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r05/index.html> (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024a. 令和 3 年度 大気汚染状況について.
https://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_r1_1/r3version.html (accessed 1 July 2024).
- 環境省, 2024b. 令和 6 年 3 月 28 日 自動車排出ガス専門委員会 (第 68 回).
https://www.env.go.jp/page_01308.html (accessed 1 July 2024).
- 警察庁, 2024. 道路の交通に関する統計 / 交通事故発生状況. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000040145513 (accessed 1 November 2024).
- 衆議院, 2024. 第 055 回国会 制定法律の一覧 「法律第百三十二号 (昭四二・八・三)」
https://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/05519670803132.htm (accessed 1 July 2024).
- 永井孝志, 恒見清孝, 東海明宏, 2009. 大気拡散モデルによる大気中アンチモンの曝露解析. 環境科学会誌. 22 (2), 61–72. <https://doi.org/10.11353/sesj1988.22.61>.
- 日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2014. 道路交通騒音の予測モデル “ASJ RTN Model 2013”.
日本音響学会誌. 70 (4), 172–230. https://doi.org/10.20697/jasj.70.4_172.
- 日本音響学会道路交通騒音調査研究委員会, 2024. 道路交通騒音の予測モデル “ASJ RTN Model 2023”.
日本音響学会誌. 80 (4), 170–234. https://doi.org/10.20697/jasj.80.4_170.

謝辞

本論文は大阪大学工学部環境・エネルギー工学科、同大学大学院工学研究科環境エネルギー工学専攻(博士前期課程・博士後期課程)における自身の研究成果を一つの学位論文として取りまとめたものです。

大阪大学大学院工学研究科の東海明宏教授には、筆者が大阪大学工学部環境・エネルギー工学科3年のときより8年間にわたりご指導ならびにご鞭撻をいただきました。ここにあらためて甚大なる謝意を表します。本論文の取りまとめに際しては、各課題の設定や構成等の論文としての方向性を決定づけるご指導をいただきました。東海教授には定例の研究ゼミだけでなく個別の面談等でもご指導をいただき、筆者に多大なるお時間を割いていただきました。博士後期課程への進学に背中を押していただいたのも東海教授のお言葉でした。会社生活との両立となり無理なお願いに対しても受け入れていただいた東海教授には心より感謝申し上げます。博士後期課程で得られた学びを活かして社会に貢献してまいります。

大阪大学大学院工学研究科の紀伊雅敦教授には、副査として本論文を査読いただきました。副査指導や学位論文発表会では、特に道路交通や地域政策の観点からご指導いただき、各課題の前提条件や研究の発展性に関して重要な知見をいただきました。あらためて厚く御礼申し上げます。さらに会社生活と両立して研究活動に取り組む筆者に対して激励のお言葉をいただきましたこと重ねて謝意を表します。

大阪大学大学院工学研究科の中久保豊彦准教授には、副査として本論文を査読いただきました。特に中久保准教授には、リスク評価の観点から本論文の核となる健康リスクの評価に関する条件設定や分析手法に関して重要な知見をいただきました。中久保准教授には定例の研究ゼミに限らず日頃の研究生活より筆者のことを気にかけていただきご指導をいただきました。あらためて心より感謝申し上げます。

大阪大学大学院工学研究科の伊藤理彩特任研究員・助教・特任講師(現:北九州市立大学国際環境工学部准教授)には、筆者が大阪大学大学院工学研究科環境エネルギー工学専攻博士前期課程1年のときより、6年間にわたってご指導をいただきました。本論文においては、本研究の基礎となる論文の研究テーマの構想から結果の解釈まで広くご指導をいただきました。また伊藤先生には本論文で取り扱った研究テーマの他にも、博士後期課程進学時からあらゆる研究活動に携わる機会をいただきました。筆者の研究に対する態度や考え方には伊藤先生のご指導によるものと考えています。心より感謝申し上げます。

国立環境研究所連携大学院の小口正弘招へい教授には、学位論文発表会において研究の意義に関する重要な示唆をいただきました。研究の発展性についてご指摘をいただきましたこと深く謝意を表します。

東海研究室事務補佐員の藤原裕美子様ならびに溝口美保子様には、筆者の学生生活を通じてあらゆる場面でご支援をいただきました。また日頃より激励のお言葉をいただきましたこと感謝申し上げます。

東海研究室の先輩や同輩、後輩には、研究ゼミにおけるご指導だけでなく研究生活に関して多大なるご助言をいただきました。これまでの卒業・修了生の皆さまを含め、ここにあらためて謝意を表します。

最後に、大学入学から10年間の学生生活を支えていたいた家族に対して心より感謝申し上げます。

2024年11月

岡崎 祐樹

本研究の基礎となる発表論文

No.	著者名・論文題目・発表誌名等	本研究との対応
1	Okazaki, Y., Ito, L., Tokai, A., 2021. Characterizing potential risk triggered by road traffic noise in comparison with typical air pollutants NO ₂ and PM _{2.5} . Environment Systems and Decisions. 41 (1), 147–162.	第 2 章
2	Okazaki, Y., Ito, L., Tokai, A., 2021. Health Risk of Increased O ₃ Concentration Based on Regional Emission Characteristics under the Unusual State of the COVID-19 Pandemic. Atmosphere. 12 (3), 335.	第 3 章
3	Okazaki, Y., Tokai, A., Nakakubo, T., Ito, L., 2024. Projections of Non-Exhaust Emissions from Brake Wear across Japan for 2020–2050. Science of The Total Environment. 954, 176508.	第 4 章