

【話 題】

越境大気汚染物質 —PM 2.5 を中心に—

金谷 整一^{*1}・中澤 暦²・永淵 修²・齊藤 哲³

はじめに

近年、中国をはじめとする東アジア地域では、著しい経済発展により大気汚染物質の排出量が増大しており、風下側に当たる日本では越境大気汚染の影響が懸念されている(大原 2011)。そうした中、2013年1月以降、中国における深刻な大気汚染の状況が繰り返し報道された。大気汚染物質は数多くあるが、一連の報道では「PM 2.5 (微小粒子状物質)」に注目が集まった。このことにより、日本でも中国大陸における大気汚染の現状が広く認識されたと思われるが、「PM 2.5」という耳慣れない用語に戸惑われた方が多かったかもしれない。本稿では、PM 2.5を中心に越境大気汚染物質の問題と森林への影響、および著者らが実施している調査研究について簡単に紹介する。

PM 2.5

PMとは「Particulate Matter (粒子状物質)」の頭文字であり、その後につされる数値は微小粒子の粒径を表している。すなわち、PM 2.5は「大気中に浮遊する微粒子のうち、粒径が概ね2.5 μm (μmは1/1000 mm)以下のもの(粒径2.5 μmで50%の捕集効率を持つ分粒装置を透過する微粒子)」と定義される。

現在問題視されているPM 2.5は、工場、火力発電所および自動車等による化石燃料の燃焼に加え、木炭の燃焼、農業残渣物の焼却、焼畑および森林火災等の際に排出される硫黄酸化物(SO_x)や窒素酸化物(NO_x)等の多様な物質からなる大気中浮遊物質(エアロゾル粒子)である。これらには、排出源から直接出てくるもの(一次生成粒子)に加え、硫酸塩や硝酸塩等といった大気中における

化学反応により生成される物質も含まれる(二次生成粒子)。

またPM 2.5には、土壌、海洋および火山等といった自然界由来のものもある。例えば、2013年7月に関東地方においてPM 2.5濃度の増加が観測され、越境汚染が疑われたが分析の結果、鹿児島県の桜島(標高:1117 m)の噴火に伴う火山灰が関東地方まで達したためであったとの報道がある(読売新聞, 2013年11月18日)。

PM 2.5や大気汚染物質は全てが中国大陸から越境飛来しているのではなく、国内あるいはそれ以外の寄与も大きい(金谷 2013)。国内では工場はもとより、調理の際にでる排煙やたばこの煙にもPM 2.5が含まれている。ただし、日本国内では、大気汚染防止法(1968年)の制定以降、工場・事業所等のばい煙発生施設の規制ならびに自動車排出ガス規制により、SO₂、NO₂、CO等の汚染物質の濃度は減少している。しかしながら、オゾンとPM 2.5は高濃度で推移しており、この要因として越境汚染の影響が考えられる。

PM 2.5の環境基準

大気汚染物質には、ヒトの健康に大きな影響を及ぼすものが含まれている。日本においても、高度経済成長期に工業地帯周辺あるいは都市域では、ぜんそくなどの気管支系疾患の患者が多くみられ、なかでも「四日市ぜんそく」は広く知られている。また、米国では、1990年頃からPM 2.5の健康影響を明らかにするために、疫学調査が行われてきた。その結果、PM 2.5の暴露により呼吸器疾患死亡および心血管疾患死亡のリスクが上昇することが指摘された(Dockery et al. 1993; 武林ら 2011)。

これらの結果を踏まえ1990年代以降に欧米では、PM

*E-mail: kanekane@ffpri.affrc.go.jp

¹ かねたに せいいち 森林総合研究所九州支所

² なかざわ こよみ、ながふち おさむ 滋賀県立大学環境科学部

³ さいとう さとし 森林総合研究所

2.5の環境基準が設定された。それを受け日本でも環境省が2009年にその基準値を設定した。それまで日本では、1972年に初めて大気汚染の環境基準の一つとして浮遊粒子状物質 (SPM : Suspended Particulate Matter) の濃度が定められていた。SPMとは大気中に浮遊する微粒子のうち、「大気中に浮遊する粒子状物質で粒径が10 μm 以下のもの (粒径10 μm で100%の捕集効率を持つ分粒装置を透過する微粒子)」であり、PMの定義に則して表記するとPM 6.5~7.0に相当する。なお、ヒトの頭髮は約100 μm 、スギ花粉は約30~40 μm 程度である。

PM 2.5の環境基準は、米国で1997年に初めて設定されて以降 (米国では1987年にPM 10の環境基準を既に設定)、各地でも採用され始めPM 10とともに大気汚染の指標の一つとされている (表-1)。環境省では、呼吸器疾患、循環器疾患および肺がんに関する様々な国内外の疫学知見を基に、ヒトの健康の適切な保護を図るため2009年9月にPM 2.5の環境基準を設けた。日本の環境基準値は、年平均値が15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下かつ24時間平均値が35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下と定められている (表-1)。なお、24時間平均値が70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上になると予想された場合 (午前5時~7時の1時間値の平均値が85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上、あるいは午前5時~12時の1時間値の平均値が80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上)、各都道府県が注意喚起を行うよう推奨されている。

表-1 PM 2.5の環境基準値 (主要国抜粋)

国・機関	設定年	PM 2.5の環境基準値 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
		24時間平均	年平均
米国	2012	35 ^{*1}	12 ^{*2}
EU	2008	-	25
WHO	2006	25	10
日本	2009	35	15

*1 1997年では65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であったが、2006年に35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ へ改正した。

*2 1997年では15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であったが、2012年に改正した。

現在、PM 2.5を始めとする大気汚染物質濃度の状況については、環境省 (大気汚染物質広域監視システム「そらまめ君」<http://soramame.taiki.go.jp/Index.php>) や、全国700カ所以上における速報値が多く、地方自治体のホームページで公表されている。また、日本気象協会 (http://www.tenki.jp/particulate_matter/) のように、PM 2.5の分布予測をweb上で公開しているサイトもある。

ヒトの健康に対するPM 2.5の影響

PM 2.5は、PM 10と比べて粒径が非常に小さいため、ヒトが吸い込むと肺の奥深くまで入りやすく、吸入曝露による呼吸器系や循環器 (心血管) 系への影響が懸念されている (梅澤・武田 2013)。特に抵抗力の弱い小児および高齢者、呼吸器系疾患の患者では、その影響が大きい (武林ら 2011)。

また、関東周辺の都市大気中にあるスギ花粉の表面にエアロゾルが付着しており (Maejima et al. 2013)、そのためスギ花粉症の症状悪化等の影響が懸念される。

森林への影響

ヨーロッパでは、古くから大気汚染物質 (酸性雨も含む) に因る森林環境への影響が知られている (秋元 2014)。日本国内では、1960年代以降にスギやモミ、ブナ等で大気汚染物質 (主にSO_xやNO_x等) に起因する衰退の報告があり、様々な樹種や地域で調査・分析が進められてきた (中根ら 2000など)。近年では、主にオゾンの影響について整理されているが (伊豆田 2011; 渡辺・山口 2011; 北尾 2011; 久米ら 2011など)、PM 2.5の飛来と森林衰退との関連を議論した報告例はみられない。

なお、マツ属樹種の枯損 (マツ枯れ被害) については、その主因が大気汚染物質あるいはマツ材線虫病かと議論されている (小林・野崎 2007; 岸 2012) 一方で、複合的影響の可能性も指摘されている (久米 2000)。

我々の取り組み

日本海側に面した離島や高所では、大陸との間に障害となる物理的要素が少なく、越境した汚染物質が直接輸送される (大原 2011)。清廉であると考えられていた立山や屋久島といった山岳地域でも大気汚染物質の影響が懸念されている (久米ら 2011)。とくに屋久島では、オゾン濃度が経年的上昇を示すとともに、冬季から春季に著しい高濃度が観測されている (永淵 2000)。

以上のことから、私たちの研究グループ (森林総合研究所、滋賀県立大学、九州大学) では、近隣に汚染源がなく東シナ海を挟んで中国大陸と対峙する貴重な森林生態系である屋久島 (ヤクスギ林、照葉樹林) に加え、霧島 (モミ・ツガ林) および綾 (照葉樹林) を対象地として、越境大気汚染物質の影響調査を実施している (図-1)。

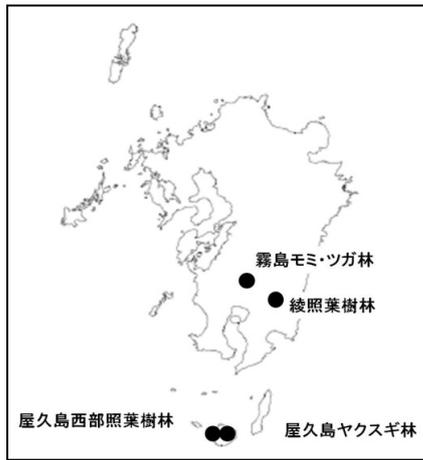


図-1 長期森林動態調査地点ならびに大気観測地点。

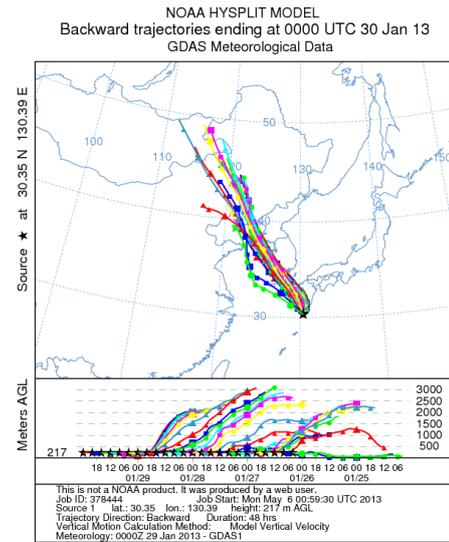


図-2 後方流跡線解析の一例 (Draxler and Rolph 2014)。図は、屋久島の大気観測地点を起点として、2013年1月29日の120時間前からの気団の動きを示している。当日の気団は、中国東北部から朝鮮半島を経由して屋久島に到達したことを示している。



写真-1 調査地に設置された大気観測装置。左：綾モニタリングサイト入口付近。右：屋久島西部ヒズクシ峰の頂上付近。ヒズクシ峰の西側には、東シナ海が広がる。写真の奥は口永良部島。

これらの森林生態系では、長期動態のモニタリングデータが蓄積されており、これを基に大気汚染物質の観測データ (写真-1、図-2) および年輪に刻まれた過去の汚染履歴から衰退についての解析を進めている (齊藤ら 2014)。

現在、屋久島におけるオゾン濃度は、植生へ直ちに重大な影響が生じるレベルではなく (三宅ら 2012)、森林の群落スケールでは顕著な衰退 (枯死) の兆候は見られていない (齊藤ら 2014)。しかしながら、当該地の尾根筋に分布する絶滅危惧種ヤクタネゴヨウは、その樹冠が林冠層から突出することから (金谷ら 2010)、大気汚染物質の影響を大きく受け針葉表面が劣化し細胞質成分の溶脱が促進されている (Kume et al. 2010)。この針葉からの溶脱量は、乾性沈着量との間に高い相関関係がみられる

ことが確認された (三宅ら 2013)。将来的に越境大気汚染物質の飛来量が増加すると、ヤクタネゴヨウの衰退が一層加速することが懸念される。

現在、いずれの調査地においても大気汚染物質に起因すると考えられる顕著な森林衰退 (樹木の枯死) といった「目に見える影響」は確認されていないが (齊藤ら 2014)、「目に見えない影響」、例えば受粉環境 (Wolters and Martens, 1987) や生物間相互作用 (McFrederick et al. 2009) に対して影響が既に生じているかもしれない。その場合、越境大気汚染物質による影響は、現世代ではなく次世代以降の森林生態系の質的劣化といった形で顕在化してくると考えている。

おわりに

大気汚染物質による樹木ならびに森林生態系に対する影響評価は複雑であり (小池 2012)、その解明にあたっては、多くの困難を伴う。しかしながら、それらの困難を一つ一つひも解いていくこと、つまり大気科学および森林科学等の異分野の研究者が連携して調査分析を進めていくことが強く求められている (大原 2011; 秋元 2014)。今後は、交配様式や世代間での遺伝構造の変化の解析等といった遺伝育種の分野から貢献できる研究が、連携し

て実施されることを期待したい。

なお、本稿の内容の一部は、環境省地球環境保全等試験研究費「越境大気汚染物質が西南日本の森林生態系に及ぼす影響の評価と予測（平成21～25年度）」および環境省環境研究総合推進費（B-1008）「山岳を観測タワーとした大気中水銀の長距離越境輸送に係る計測・動態・制御に関する研究（平成22～24年度）」の助成を受けて実施された。

引用文献

- 秋元肇 (2014) 越境大気汚染・酸性雨への先行取り組みとオゾン・PM 2.5 等への最近の展開. 環境情報科学 42: 22–27
- Draxler RR, Rolph GD. (2014) HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD
- Dockery DW, Pope III CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris Jr MD, Speizer FE. (1993) An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. The New England Journal of Medicine 329: 1753–1759
- 伊豆田猛 (2011) 樹木に対するオゾンと酸性降下物の影響. 遺伝 65: 40–44
- 金谷有剛 (2013) 越境汚染を正しく理解する. 日経サイエンス 43: 35–39
- 金谷整一・玉泉幸一郎・伊藤哲・齋藤明 (2010) 屋久島におけるヤクタネゴヨウ林分の種組成. 鹿児島大学農学部演習林研究報告 37: 49–61
- 岸洋一 (2012) 大気汚染物質またはマツ材線虫病によるマツ生立木の被害比較. 森林防疫 61: 187–195
- 北尾光俊 (2011) 樹冠内の光環境を考慮して評価したヨーロッパパプナ成木の光合成へのオゾン影響. 日本生態学会誌 61: 83–87
- 小林正秀・野崎愛 (2007) マツノマダラカミキリの放虫によるマツ枯れの再現. 森林防疫 56: 211–223
- 小池孝良 (2012) 越境大気汚染の影響. 樹木医学研究 16: 98–99
- 久米篤 (2000) 瀬戸内海沿岸部のアカマツ林衰退の生理生態学的プロセス. 日本生態学会誌 50: 311–317
- Kume A, Nagafuchi O, Akune S, Nakatani N, Chiwa M, Tetsuka K. (2010) Environmental factors influencing the load of long-range transported air pollutants on *Pinus amamiana* in Yakushima Island, Japan. Ecological Research 25: 233–243
- 久米篤・渡辺幸一・永淵修・朴木英治 (2011) 広域大気汚染の現状と森林生態系への影響—屋久島と立山の事例—. 日本生態学会誌 61: 97–106
- Maejima Y, Matsumoto K, Ishi K, Ishikawa T, Imaseki H, Nakamura N, Igawa M. (2013) Observation of attached aerosol and allergen of Japanese cedar pollen. Journal of Japanese Society Atmosphere Environment 48: 43–48
- McFrederick QS, Fuentes JD, Roulston T, Kathilankal JC, Lerda M. (2009) Effects of air pollution on biogenic volatiles and ecological interactions. Oecologia 160: 411–420
- 三宅隆之・永淵修・金谷整一・横田久里子・手塚賢至・橋本尚巳・木下弾・伊勢崎幸洋 (2013) 屋久島および霧島における無機イオン成分の針葉への乾性沈着. 大気環境学会誌 48: 92–100
- 三宅隆之・永淵修・手塚賢至・横田久里子・金谷整一 (2012) 屋久島における地表オゾン濃度とその変動要因. 大気環境学会誌 47: 252–260
- 永淵修 (2000) 屋久島における大陸起源汚染物質の飛来と樹木衰退の現状. 日本生態学会誌 50: 303–309
- 中根周歩・佐久川弘・井川学 (2000) マツ・モミ林衰退地域での大気環境と樹木被害の実態. 日本生態学会誌 50: 319–324
- 大原利真 (2011) なぜ、日本の山岳や島嶼でオゾン濃度が上昇しているか? 日本生態学会誌 61: 77–81
- 齊藤哲・永淵修・新山馨・金谷整一 (2014) 西南日本の森林群落における越境汚染物質と樹木の成長. 日本生態学会第61回全国大会, PA1-029
- 武林亨・朝倉敬子・山田睦子 (2011) PM 2.5 の疫学と健康影響: 日本人のリスク評価の視点から. 大気環境学会誌 46: 70–76
- 梅澤雅和・武田健 (2013) PM2.5 の健康影響について私たちが注意したいこと. 科学 83: 424–427
- 渡辺誠・山口真弘 (2011) 日本の森林樹種6種に対する窒素沈着を考慮したオゾンのリスク評価. 日本生態学会誌 61: 89–96
- Wolters JHB, Martens MJM (1987) Effects of air pollutants on pollen. The Botanical Review 53: 372–414