

科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 27 年 6 月 2 日現在

機関番号：14301

研究種目：基盤研究(B)

研究期間：2012～2014

課題番号：24406001

研究課題名(和文) 東アジアで発生する多環芳香族炭化水素誘導体の分布，越境輸送および生体影響

研究課題名(英文) Atmospheric distribution, long-range transport, and health effects of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives in East Asia

研究代表者

亀田 貴之 (Kameda, Takayuki)

京都大学・エネルギー科学研究科・准教授

研究者番号：50398426

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 13,400,000円

研究成果の概要(和文)：本研究は、東アジア地域における大気中多環芳香族炭化水素(PAH)誘導体について、発生源や濃度レベルについて実大気観測によって明らかにすること、大気中の反応によるPAH誘導体の二次生成について明らかにすること、越境輸送大気粒子によって引き起こされる生体影響について検証することを目的に行なわれた。

研究成果の概要(英文)：The aim of this study is to elucidate (1) atmospheric sources and concentration levels of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) derivatives in East Asia by observation studies, (2) secondary formation of PAH derivatives in the atmosphere, and (3) adverse health effects induced by atmospheric particulates transported from Asian continent.

研究分野：大気環境科学

キーワード：PAH 東アジア 生体影響

1. 研究開始当初の背景

13億人を超える人口を擁する中国では、近年、急速な産業発展を支えるエネルギーの消費量が急増し、それに伴って環境問題が深刻化している。中国は主要エネルギーを石炭に頼り、特に冬季の暖房期の都市では、排煙による浮遊粒子状物質 (PM) や硫黄酸化物 (SO₂)、窒素酸化物などの濃度が極めて高いことが知られている。これらの一次汚染物質は、日本を含む周辺諸国に直接越境輸送されるだけでなく、輸送中の反応によって、光化学大気汚染の原因物質であるオゾン等の二次大気汚染物質を生成し、隣国に影響を与えていることも分かってきた。近年中国においてはこれらの大気汚染物質に加えて、燃焼起源有機化合物である多環芳香族炭化水素 (PAH) の大気中濃度も、日本の数十~数百倍に達することが明らかとなっている。また、これら PAH は SO₂ 等と同様に日本海を越えて日本に長距離輸送される。PAH は、燃焼時に空気や燃料中の窒素および酸素と反応して、より変異・がん原性が高い PAH ニトロ化体 (NPAH) などの有害 PAH 誘導体を一次生成することが知られている。しかしながら、これらの PAH 誘導体については、分析に高度な技術を要することなどから、環境中の動態はおろか、その濃度レベルすら報告例は極めて少なく、殊に、中国等の東アジア地域における測定例は皆無に等しい。

2. 研究の目的

本研究は、東アジア地域における大気中 PAH 誘導体について、発生源や濃度レベルを実大気観測によって明らかにすること、大気中の反応による PAH 誘導体の二次生成について明らかにすること、更に、越境輸送大気粒子によって引き起こされる生体影響について検証することを目的とした。

3. 研究の方法

(1) 粒子捕集

北京市の中国科学院生態環境研究中心屋上で、2014年の春季(2月21日~5月29日)にミニボリュウムサンブラ (MP-S500N, SHIBATA) を用いて、大気吸引流量 5 L/min でフッ素樹脂処理ガラス繊維フィルター(55 mmφ, T60A20, 東京ダイレック) 上に粒子捕集を行った。また、対照として 2009 年の春(3月9日~5月2日)および夏(7月17日~9月26日)に捕集した粒子も解析に用いた。フィルターは、1日あるいは2日毎に交換を行った。また、京都大学(京都市左京区)にて、ハイボリュウムエアサンブラ (HV1000R, SHIBATA) を用いて、2012年の春(3月1日~5月31日)および秋(10月1日~11月29日)、2013年の春(3月1日~5月30日)に、それぞれ石英繊維フィルター(203×254mm, QR100, ADVANTEC) 上に粒子を捕集した。2011年秋(10月20日~11月30日)に捕集した粒子も対照として分析・解析に用いた。

(2) フィルター前処理

所定のサイズに切り取ったフィルターサンプルに内部標準物質を添加し、ジクロロメタン 100mL により粒子中の有機画分の超音波抽出を 20 分間行った。抽出液を定性ろ紙を用いてろ過した後、100μL のジメチルスルホキシドを加え、ロータリーエバポレーターにより約 5mL まで減容した。この溶液をメンブレンフィルターにより濾過し、N₂ ガスによりジクロロメタンを完全に留去した後、400μL のメタノールを加え、PAH 類分析用試料溶液とした。また、残りのフィルターは超純水による超音波抽出によって水溶性成分を抽出し、抽出液をメンブレンフィルターによりろ過してイオン分析に供した。

(3) 化学分析

蛍光検出器付高速液体クロマトグラフ (HPLC) を用いて PAH [Fluoranthene (Fr), Pyrene (Pyr), Chrysene (Chr), Benz[a]anthracene (BaA), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Benzo[a]pyrene (BaP)] の分析を行った。また、NPAH [9-Nitroanthracene (9-NA), 2-Nitrofluoranthene (2-NFR), 1-Nitropyrene (1-NP)] を過シュウ酸エステル化学発光-HPLC 法により分析した。イオン分析にはイオンクロマトグラフを用いた。

(4) 発生源解析

大気中に存在する汚染物質の発生源と環境濃度の因果関係を定量的に把握するための有効なツールとして、レセプターモデルが挙げられる。本研究においては正値行列因子分解 (Positive Matrix Factorization: PMF) モデルによる発生源解析を行った。

(5) マクロファージの活性酸素反応性試験

大陸から越境輸送される粒子のモデルとして粒径の異なる4種類のシリカ粒子試料を用い、シリカ粒子サイズによるマクロファージの反応性を調べた。また、シリカ粒子の加熱処理で、マクロファージの産生能は変化するかを調べ、この反応性における鉍物粒子の表面特性の重要性について検討した。

シリカ粒子：シリカ試薬 (シグマ製、粒径:0.5 - 10μm) を精製水に浮遊させ粒径による沈降速度の差を利用して4試料 (A,B,C,D) を分取。一部を1時間800度加熱(1時間で500度にし、4時間で800度に加熱、電気炉内で自然冷却) し、加熱試料とした。レーザー散乱粒度分布計により粒径測定し、血球計算版と光学顕微鏡で重量当たりの粒子数を計数した。

鉍物繊維：試料重量当たりの繊維の平均長さや平均太さ本数など計測されている日本繊維状物質研究協会の JFM 標準繊維状試料を使用した。

細胞：ラットから気管支肺胞清浄により肺胞マクロファージを取り出し使用した。

発光測定：マクロファージ 1×10⁵ 個に対し、10%FBS, 0.1mM ルシゲニン, RPMI1640 (最終量 1ml) の条件で、各試料を複数濃度で扱

与し、ルミノメーター(ALOKA BLR-201)で15分毎に発光(CL)測定した。

解析：シリカ粒子の個数とCL量の関係を直線近似し、その傾きをシリカ試料のCL産生能とし、粒径がその産生能に及ぼす影響を調べ、鉍物繊維や加熱シリカ粒子によるものと比較した。

4. 研究成果

(1) PAH 濃度

北京の総 PAHs 濃度 (平均±標準偏差) は2009年春季に 93.4 ± 85.3 [pmol/m³], 2009年夏季に 21.5 ± 8.80 [pmol/m³], 2014年春季に 52.8 ± 25.3 [pmol/m³] となった。2009年における春季と夏季では有意差が見られたが、2014年と2009年の春季の比較では有意差は見られなかった。2009年の夏季は同年春季に比べ、25%にも満たない濃度であることが確認できた。石炭燃焼による家庭用暖房の影響が、春季の高濃度の一因であったと考えられる。一方、京都の総 PAHs 濃度は、2011年秋季に 5.63 ± 3.71 [pmol/m³], 2012年春季に 4.82 ± 2.81 [pmol/m³], 2012年秋季に 5.42 ± 4.80 [pmol/m³], 2013年春季に 7.13 ± 6.31 [pmol/m³] となり、いずれの間にも有意な差は見られなかった。2014年北京と2013年京都では最大で8倍以上の濃度差が得られ、北京における大気汚染の深刻さが窺える結果となった。

また北京における2009年と2014年の春季の組成比の比較では、BkF以外の成分において明確な相違が観測された。2009年の春季と夏季においても同様に差異が観測され、PAHs組成が季節により変化することがわかった。燃料の不完全燃焼により生成される多環芳香族化合物は、燃焼温度によって生成されるPAHsの組成が大きく異なる。北京における各サンプリング期間のPAHs組成比の変動は、それぞれの発生源からの寄与が変化していることを意味している。一方、京都においては4季の観測濃度には有意差は得られず、組成の変動も見られなかった。

(2) NPAH 濃度

北京の総 NPAHs 濃度 (平均 ± 標準偏差) は2009年春季に 1.92 ± 0.88 [pmol/m³], 2009年夏季に 0.91 ± 0.40 [pmol/m³], 2014年春季に 2.31 ± 0.98 [pmol/m³] となった。2009年および2014年では、各成分とも有意な濃度差が見られなかった。また、2009年における春季および夏季では、9-NAと1-NPにおいて濃度に有意差が見られた。2009年の夏季はPAHs濃度と同様、春季に比べ、50%以下の濃度であることが確認でき、これらの増減は親化合物であるPAHsと似た挙動を示した。京都においては、4季の観測濃度に有意な差は見られず、2011年秋季に 0.25 ± 0.14 [pmol/m³], 2012年春季に 0.14 ± 0.13 [pmol/m³], 2012年秋季に 0.1 ± 0.10 [pmol/m³], 2013年春季に 0.17 ± 0.14 [pmol/m³] となった。

北京における2009年と2014年春季の濃度には有意差は見られなかったが、2009年にお

ける春季と夏季の比較では、全成分の濃度に有意差が見られた。夏季には2-NFRの濃度が春季に比べ高くなり、春季にはバイオマス燃焼の指標となりうる9-NA濃度が10%以上上昇するなど、NPAHs組成に変化が見られた。2-NFRは代表的な大気内二次生成NPAHsとして知られ、日照などの影響を受けて二次生成されるため、夏季に濃度が増大したと考えられる。以上のことより、PAHs同様、北京におけるNPAH発生源の寄与率は、季節によって変化することが示唆された。なお、京都においては全期間ともに有意差は見られなかった。

(3) PMF モデルによる発生源解析

PMFモデルを用い、大気粒子の発生源解析を行った。PAHs, NPAHs, 無機イオンの分析結果より、石炭燃焼由来・自動車由来・バイオマス燃焼由来・海塩粒子・大気内二次生成由来・廃棄物焼却の少なくとも6つ以上の発生源が存在することが推定できた。これらを考慮し、PMFモデルによる計算を実行した結果、因子数として8が最適であると判断した。Fig. 1に、モデル計算により得られた因子プロファイルを示す。因子プロファイルは各成分の濃度を棒グラフで表し、各成分の各発生源への負荷をプロットで示しており、それぞれの成分について各因子の合計が100%になる。これらの因子プロファイルの中で、発生源の指標となりうる特徴的な成分に着目し、それぞれの因子プロファイルに対応する発生源を推定した。例えば、 $[BaA]/([BaA]+[Chr])$ 濃度比は、0.2より小さい場合石油由来、0.2より大きく、0.35より小さいと石油と燃焼の混合排出源由来、0.35より大きいと燃焼由来とそれぞれ報告されている。また、 $[BaA]/([BaA]+[Chr])$ は自動車の使用燃料の指標にもなり、ガソリン車由来は0.22 - 0.55、ディーゼル車由来は0.38 - 0.64と報告されている。同様に、 $[FR]/([FR]+[Pyr])$ 濃度比は、ガソリン車由来の場合0.21 ~ 0.4²⁸⁾、ディーゼル車由来の場合0.35 ~ 0.7、石炭燃焼・バイオマス燃焼由来の場合 >0.5とそれぞれ報告されている。また、石炭燃焼と石油燃焼、それぞれの過程におけるPAHのニトロ化率の違いに着目した識別マーカーとして、1-NPとPyrを用いた $[1-NP]/[Pyr]$ 濃度比が知られており、この値はディーゼル車由来では0.36、石炭ストーブ由来では0.001と報告されている。さらに、9-NAを用いた $[9-NA]/[1-NP]$ 濃度比がバイオマス燃焼の指標となり得ることが提案されており、この値が高いとバイオマス燃焼の寄与が大きいことを示す。これらの情報を加味して、以下の通り因子プロファイルを解釈した。

Factor 1: 代表的な二次生成NPAHである2-NFRが高い負荷を示したため、大気内二次生成の寄与を表す因子と解釈した。なお、2-NFRのみならず、PAHの負荷も認められることから、燃焼系の寄与も混在していると考え

えられる。

Factor 2 : PAHs および 1-NP が高い負荷を示したため、何らかの燃焼由来に由来する因子であることが示唆された。因子プロファイル中の PAHs モル濃度比を算出した結果、 $[Fr]/([Fr]+[Pyr])$ が 0.596, $[BaA]/([BaA]+[Chr])$ は 0.228, $[1-NP]/[Pyr]$ が 0.00127 を示したことから、石炭燃焼の影響の強い因子であると推定した。

Factor 3 : SO_4^{2-} および NH_4^+ が高い負荷を示したため、硫酸系二次生成の寄与を表す因子であると推定した。大気中に存在する硫酸アンモニウムは、各種の発生源より排出された硫黄酸化物が硫酸に変換され、アンモニウム塩粒子を生成する。ここで、この因子プロファイルに出力された $[Fr]/([Fr]+[Pyr])$ は 0.620 を示し、石炭燃焼もしくはディーゼル車由来の硫黄酸化物による硫酸塩二次生成と解釈した。

Factor 4 : Na^+ および Cl^- が高い負荷を示したことより、海塩粒子由来の寄与を表す因子と推定した。

Factor 5 : NO_3^- および NH_4^+ が高い負荷を示したことより、硝酸系二次生成の寄与を表す因子であると推定した。なお、この因子プロファイルに出力された $[Fr]/([Fr]+[Pyr])$ は 0.525 を示し、 $[1-NP]/[Pyr]$ が 0.007 を示したことから、石炭燃焼由来の窒素酸化物による硝酸塩二次生成と考えられる。

Factor 6 : K^+ , Mg^{2+} および Ca^{2+} が高い負荷を示したことより、土壌由来の寄与を表す因子と推定した。なお、 SO_4^{2-} および NO_3^- が高い濃度を示したことは、土壌由来の $CaSO_4$ や $Ca(NO_3)_2$, $Mg(NO_3)_2$ などの成分の影響を表していると考えられる。

Factor 7 : 1-NP の高い負荷および PAHs の負荷より、何らかの燃焼に由来する因子であることが示唆された。因子プロファイルから PAH 類のモル濃度比を算出した結果、 $[Fr]/([Fr]+[Pyr])$ が 0.494, $[BaA]/([BaA]+[Chr])$ は 0.231, $[1-NP]/[Pyr]$ が 0.0630 を示したことから、自動車由来で、ディーゼル車およびガソリン車の混合の寄与を表す因子と推定した。

Factor 8 : 9-NA の高い負荷および $[9-NA]/[1-NP]$ が 76.3 と高い値を、 $[Fr]/([Fr]+[Pyr])$ が 0.595 を示したことから、バイオマス燃焼の寄与を表す因子と推定した。また、 Na^+ および K^+ に対して 10 % 前後の負荷が出力されたことから、廃棄物焼却の寄与も混在していると考えられる。

因子プロファイルから推定した発生源をもとに多環芳香族化合物に関する発生源のみを抜き出した結果、大気内二次生成、石炭

燃焼、自動車、バイオマス燃焼・廃棄物焼却の4つを多環芳香族化合物の発生源と推定した。

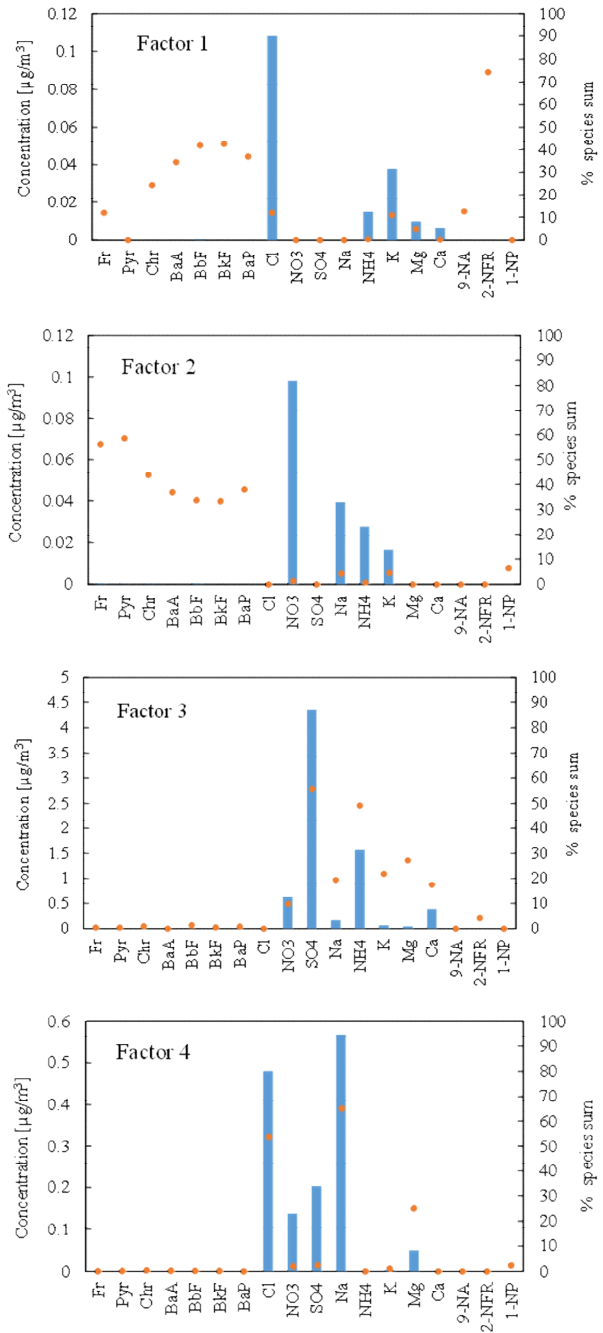


Fig. 1. PMF モデルにより得られた因子プロファイル

多環芳香族化合物の発生源は、2009年から2014年にかけて自動車の寄与が減少していた。近年北京において、自動車の交通規制や燃料の品質の向上など、自動車に対する措置が取られ、これらが反映されていることが要因であると考えられる。一方で、バイオマス燃焼・廃棄物焼却の春季における寄与の著しい増加(9% - 18%)が見られた。近年北京市内に建設されているバイオごみ焼却発電所からの影響が疑われる。また、2009年以前

は北京市のごみ処理は焼却も一部あったものの、埋め立てが主流であったが、2009年以降サンプリングサイト周辺にごみ焼却施設の建設が増えていることから、これらの影響が一因であったと考えられる。

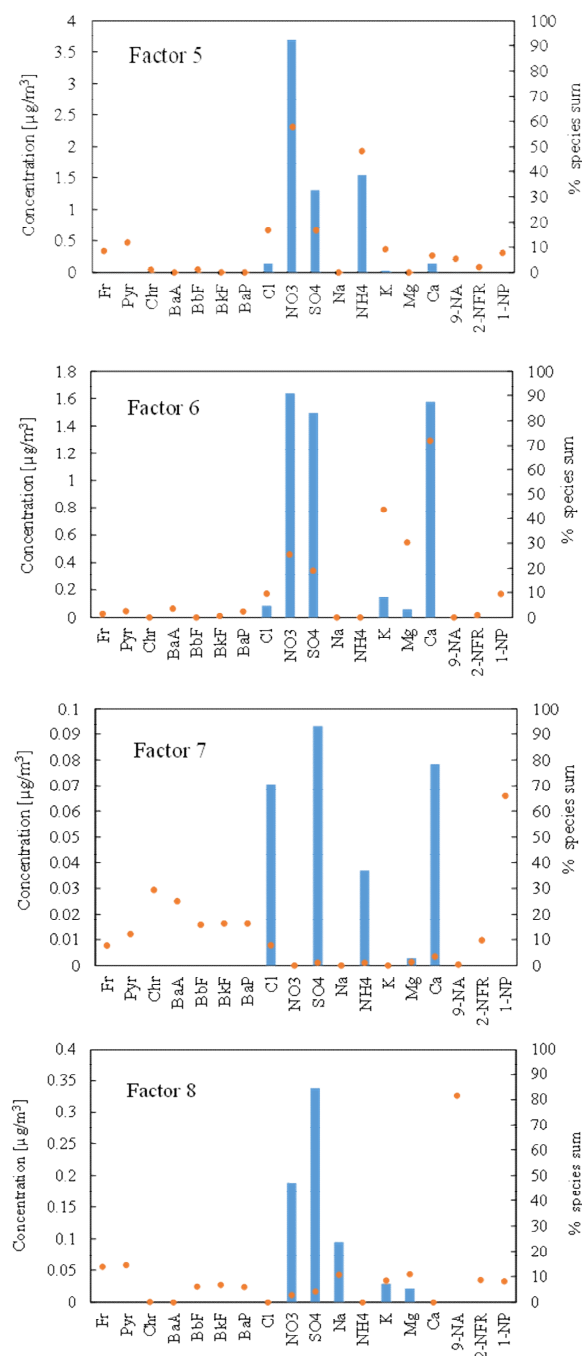


Fig. 1. 続き

京都においては、大気内二次生成の寄与が10%未満になるなど極めて低い寄与を示した一方で、北京では高い寄与を示した。二次生成の代表的な成分、2-NFRはNO₂存在下においてOHラジカルおよびNO₃ラジカルとPAHの反応により生成される。OHラジカルは太陽照射などの影響を受けて生成される昼間の反応活性種であり、NO₂とO₃との反応によって生成するNO₃ラジカルが夜間の反応活

性種である。しかし、2-NFRが実際に大気中でどちらのプロセスを経て生成しているかを濃度変動パターンから判別することは困難である。両都市における大気内二次生成の寄与の差異の原因を明らかにするためには、前駆物質の排出状況等も含めた詳細な検証が今後必要である。

(4) マクロファージの活性酸素反応性試験
シリカ粒子試料と鉍物繊維試料に対してCLを経時的に測定した結果、経時的にはCL値は大きくなるが、各試料の相対的な関係は類似した。CLと試料投与量との関係では、鉍物繊維の方が反応性は強く、シリカ粒子では粒径に関わらず、反応性が弱い結果であった。鉍物繊維では線維長がミクロン以上で産生能が強くなることが示された。スタントンのラット腹腔内に種々の鉍物繊維を投与した発癌実験では、線維の種類に関わらず8ミクロン以上の長さの繊維で腫瘍発生が認められており、この結果はその原因にマクロファージの活性酸素反応が関与しているという考えを支持する。今回の実験結果は、シリカ粒子でも粒子サイズと産生能との関係は鉍物繊維の繊維長と産生能との関係に類似し、大きな粒径の方が産生能は強く、特に1.2ミクロン以下の粒径の産生能は弱いことが示唆された。また、6ミクロン程度のサイズでシリカ粒子と鉍物繊維の産生能を比較した場合は、鉍物繊維よりシリカ粒子の方が産生能は強ことが示された。シリカ試料の800度の加熱処理により、マクロファージの活性酸素産生能は43%に低下した。鉍物繊維では鉍物の種類が異なっても繊維長さに産生能は依存したが、加熱シリカ粒子の結果は、粒子状であれば、粒子の特徴に依存してマクロファージの活性酸素の反応性は異なることを示唆する。

5. 主な発表論文等

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者には下線)

〔雑誌論文〕(計21件)

M. Ohyama, H. Tachi, C. Minejima, T. Kameda, Comparing Heat-treated Silica Particle with Silica Particles for the Ability to Induce Superoxide Release from Rat Alveolar Macrophages, *J. Clin. Toxicol.*, **4**:199 (2014). (doi: 10.4172/2161-0495.1000199) , 査読有

M. Ohyama, H. Tachi, C. Minejima, T. Kameda, Comparing the Role of Silica Particle Size with Mineral Fiber Geometry in the Release of Superoxide from Rat Alveolar Macrophages, *J. Toxicol. Sci.*, **39**, 551-559 (2014). (<http://dx.doi.org/10.2131/jts.39.551>) , 査読有

N. Tang, K. Sato, T. Tokuda, M. Tatsumatsu, H. Hama, C. Suematsu, T. Kameda, A. Toriba, K. Hayakawa, Factors affecting atmospheric 1-, 2-nitropyrenes and 2-nitrofluoranthene in winter at Noto peninsula, a remote background site,

Japan, *Chemosphere*, **107**, 324-330 (2014). (<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.077>), 査読有

亀田貴之, 片山裕規, 後藤知子, 鳥羽陽, 唐寧, 早川和一, インライン還元-蛍光検出 HPLC を用いた多環芳香族炭化水素キノン分析法の改良と大気粒子抽出物への適用, *分析化学*, **62**, 979-984 (2013). (<http://dx.doi.org/10.2116/bunsekikagaku.62.979>), 査読有

唐寧, 伊崎陽彦, 徳田貴裕, 季若男, 董麗君, 呉慶, 周志俊, 黄蓉, 林振宇, 亀田貴之, 鳥羽陽, 島正之, 早川和二, 中国の瀋陽, 上海及び福州における大気中多環芳香族炭化水素類の地域間差, *分析化学*, **62**, 267-274 (2013). (<http://dx.doi.org/10.2116/bunsekikagaku.62.267>), 査読有

T. Kameda, K. Inazu, K. Asano, M. Murota, N. Takenaka, Y. Sadanaga, Y. Hisamatsu, H. Bandow, Prediction of rate constants for the gas phase reactions of triphenylene with OH and NO₃ radicals using a relative rate method in CCl₄ liquid phase-system, *Chemosphere*, **90**, 766-771 (2013).

(<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.071>), 査読有

M. Ohyama, S. Akasaka, T. Otake, K. Morinaga, Y.-W. Kim, K.-W. Moon, T. Kameda, S. Adachi, Effects of atmospheric particles and several model particles of particulate matter components on human monocyte-derived macrophage oxidative responses, *J. Clin. Toxicol.*, **2**:121 (2012). (doi: 10.4172/2161-0495.1000121), 査読有

T. Kameda, A. Akiyama, A. Toriba, N. Tang, K. Hayakawa, Atmospheric formation of hydroxynitrofluoranthene from photochemical reactions of 2-nitrofluoranthene, *Polycyclic Aromat. Compd.*, **32**, 177-187 (2012). (DOI: 10.1080/10406638.2011.654307), 査読有

〔学会発表〕(計 31 件)

C. Minejima, Y. Tohjima, M. Kubo, H. Mukai, H. Yamagishi, K. Kita, Y. Koyama, S. Maksyutov, R. Nakane, K. Shimada, S. Riya, K. Sato, M. Ohyama, M. Hosomi, Guessing the fossil fuel mix used at emission sources from a downwind location, 14th Japanese-American Frontiers of Science Symposium, 2014.10.4-7, ホテルニュー大谷(東京).

大久保綾乃, 金谷久美子, 亀田貴之, 足立雄一, 浜崎景, 東野達, 中山健夫, 黄砂と共存する多環芳香族化合物と妊婦のアレルギー症状との関連, 第55回大気環境学会年会, 2014.9.17-19, 愛媛大学(松山).

神谷優太, 亀田貴之, 大浦健, 東野達, 塩素化多環芳香族炭化水素類の大気内挙動解析, 第55回大気環境学会年会, 2014.9.17-19, 愛媛大学(松山).

亀田貴之, 安積愛理, 福島杏希, 唐寧, 松木篤, 鳥羽陽, 早川和一, 黄砂粒子表面における多環芳香族炭化水素のニトロ化促進メカニズムについて, 第54回大気環境学会年会, 2013.9.18-20, 朱鷺メッセ(新潟).

福島杏希, 亀田貴之, 唐寧, 鳥羽陽, 早川和一, 黄砂粒子表面における多環芳香族炭化水素の特異的ニトロ化, 第53回大気環境学会年会, 2012.9.12, 神奈川大学(横浜).

亀田貴之, 片山裕規, 唐寧, 鳥羽陽, 早川和一, 黄砂表面における多環芳香族炭化水素酸化誘導体の二次生成, 第53回大気環境学会年会, 2012.9.12, 神奈川大学(横浜).

亀田貴之, 安積愛理, 福島杏希, 唐寧, 松木篤, 小林茉緒, 鳥羽陽, 早川和一, 黄砂粒子表面における多環芳香族炭化水素誘導体の二次生成, 第21回環境化学討論会, 2012.7.11, ひめぎんホール(松山).

〔図書〕(計 2 件)

T. Kameda, A. Akiyama, A. Toriba, N. Tang, K. Hayakawa, Hydroxylated Nitro Polycyclic Aromatic Compounds: Atmospheric Occurrence and Health Impacts, *Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Chemistry, Occurrence and Health Issues*, (Guilherme C. Bandeira and Henrique E. Meneses, eds.), p. 235-264, Nova Science Publishers, NY (2012).

6. 研究組織

(1) 研究代表者

亀田貴之 (KAMEDA Takayuki)
京都大学・エネルギー科学研究科・准教授
研究者番号: 50398426

(2) 研究分担者

大山正幸 (OHYAMA Masayuki)
大阪府立公衆衛生研究所・衛生化学部・主任研究員
研究者番号: 40175253

(3) 連携研究者

安達修一 (ADACHI Shuichi)
相模女子大学・栄養科学部・教授
研究者番号: 90129148

早川和一 (HAYAKAWA Kazuichi)
金沢大学・薬学系・教授
研究者番号: 40115267

鳥羽陽 (TORIBA Akira)
金沢大学・薬学系・准教授
研究者番号: 50313680

唐寧 (TANG Ning)
金沢大学・薬学系・助教
研究者番号: 90372490