

多分散ナノマテリアル粒子を用いたポータブル SMPS の評価

山田 丸*1, 鷹屋 光俊*1

空気中に浮遊するナノマテリアル粒子は主に凝集した状態にあり、幅広い粒径分布を示す。したがって、ナノマテリアルのリスク評価を行う際は、その濃度に加え正確な粒径分布の情報が欠かせない。気中粒子の粒径分布をモニターできる装置の一つとして走査型電気移動度粒径測定器 (SMPS) が有用だが、大型で持ち運び困難なものしかなく、研究以外の用途で使用されることは少なかった。しかし近年、バッテリー駆動で携行が容易なポータブルタイプの SMPS が 2 機種市販された。本研究ではそれらポータブル SMPS の性能評価を目的とし、ナノ二酸化チタン粒子と実験室内気中粒子を測定対象として、従来の据置型 SMPS との比較を行った。実験室内気中粒子に関してはどの装置でも大差のない測定結果が得られたものの、ナノ二酸化チタン粒子に関しては 1 機種において明らかに異なる粒径分布を示した。原因を調べた結果、装置保護および測定精度確保のために取り付けられている粗大粒子除去用の吸引口 (インレット) が粒子に対して外力を加え、凝集粒子の一部を壊し、その結果粒径分布の形状を微小域へシフトさせ、粒子数濃度を増加させたことが明らかにされた。弱い力で凝集した粒子 (agglomerate) を測定する際は、インレットが及ぼす影響に留意する必要がある。

キーワード: ナノマテリアル, 二酸化チタン, 凝集粒子, SMPS, 試料吸引口 (インレット)

1 緒言

ナノマテリアルは、一次粒子が 100 nm より小さな構造の固体材料である。サイズが小さくなることにより材料としての機能が向上したり、新たな機能が発現することが知られ、今後用途の拡大が予想される¹⁾。一方で、ナノサイズ特有の毒性が報告されており^{2,4)}、健康への影響が懸念されている。そのため、ナノマテリアルにばく露するリスクが高い職場 (ナノマテリアル粉体を取り扱う職場など) では、ばく露の予防的対策⁵⁾および測定法の精度向上が望まれる。

ナノマテリアル取り扱い現場において、ナノマテリアル粒子の気中濃度および粒径分布は、ばく露対策やリスク評価に不可欠な情報である。エアロゾルのリアルタイム測定装置は 1 秒から数分の分解能で濃度や粒径分布を測定できるため、粒子の飛散がどの作業に由来するか調査する際に有用なツールである。その中でも、静電分級機 (Differential Mobility Analyzer (DMA)) と凝縮粒子計測器 (Condensation Particle Counter (CPC)) で構成される走査型電気移動度粒径測定器 (Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)) は、ナノ~サブミクロン領域の粒子数濃度と粒径分布を 1 分~数分間隔で連続計測できるため、ナノ粒子の測定に有用な装置として認識されている⁶⁻⁸⁾。

これまで市販されていた SMPS は実験室での研究を主目的とした据置型しかなく、外部電源を必要とし、持ち運びが難しかった。しかし、近年、現場への持ち込みを想定したポータブルタイプの SMPS が開発されたため、SMPS が現場で利用される機会の増えることが予想される。その際にどのような問題点があるか事前に把握

しておくことは重要である。

SMPSをはじめとする多くのリアルタイムエアロゾル測定装置は、トレーサブルな非凝集の単分散粒子 (ポリスチレンラテックス粒子) を用いて較正するのが一般的である (図 1 (a))。一方、現場での測定対象となるナノマテリアルは一般に凝集体として存在するため形状が較正用粒子と異なり (図 1 (b))、この事が測定結果に何らかの影響を及ぼすものと予想される。

SMPS を使ってエアロゾルを測定する際は、測定精度の確保と装置保護の観点から、ミクロンサイズ以上の粗大粒子を取り除くための吸引口 (インレット) の取り付けが推奨される⁹⁾。粗大粒子を除去するインレットには、慣性衝突の原理を応用したインパクターや、遠心力の原理を応用したサイクロンがあるが、いずれも通過時に粒子に対して外力を加えるため¹⁰⁾、凝集の一部が壊れて分散 (deagglomeration) を起こし、凝集した本来のナノマテリアルとは異なる粒度を測定する可能性がある。その結果、ナノマテリアルのサイズ、個数濃度に不正確な評価 (過大評価) を与える可能性がある¹¹⁾。

ポータブルタイプの SMPS は可搬性に優れ操作も簡便であるという利点がある。その一方で、測定条件設定が従来の据置型 SMPS に比べて大きく制限されている。その一例がインレットである。従来型の SMPS では別の種類のインレットに交換可能であるが、ポータブルタイプでは、メーカー指定のインレットに限定される。

本研究の目的は、実験室で模擬的に発生させた数種類のナノ二酸化チタン (nano-TiO₂) エアロゾルの測定を通じて、近年市販されたポータブル SMPS と従来機種との比較が可能であるか検討を行うこと、および粗大粒子除去用インレットによる凝集体分解の影響を評価することである。実験は、次の 2 項目を行った。(1) 近年市販されたポータブルタイプ 2 機種と従来の据置型 SMPS を用いて、数種類の nano-TiO₂ 粒子の粒径分布を測定する、(2) SMPS に取り付ける粗大粒子除去用のインレット 3 パターンで nano-TiO₂ 粒子の粒径分布を測定する。

*1 労働安全衛生総合研究所作業環境研究グループ。

連絡先: 〒214-8585 神奈川県川崎市多摩区長尾 6-21-1

労働安全衛生総合研究所 作業環境研究グループ 山田 丸

E-mail: yamadam@h.jniosh.go.jp

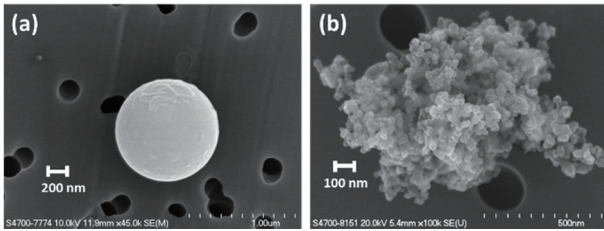


図1. 走査電子顕微鏡による粒子観察像。(a) ポリスチレンラテックス粒子, (b) nano-TiO₂ 粒子 (20-30 nm の一次粒子が凝集して大きな凝集粒子を形成している)。

2 実験

1) SMPS 機種間測定比較

(1) テスト粒子の発生

テスト試料には、粒径が同程度の4種類の nano-TiO₂ 粉末を使用した。これらの試料は著者らによる別実験「作業環境測定法評価のための簡易な多分散ナノマテリアル粒子連続発生法の検討」で用いた P25 (P/N718467, Sigma-Aldrich), T805 (Aeroxide® T805, 日本エアロジル), nA (P/N637254, Sigma-Aldrich), nR (P/N637264, Sigma-Aldrich) と同じロットの試料である。物性の詳細は前述の報告書を参照されたい。

図2にテスト粒子発生システムと粒子計測システムの概略を示す。テスト粒子はボルテックスシェーカー法により発生させた。発生法の詳細は他の文献^{17,18)}に譲るが、ここでは、試験管にテスト粉末 (1 cm³) のみを入れて、ボルテックスシェーカーにより一定の回転数 (2750 rpm) で振動攪拌し、そころ過空気 (4.5 L/min, R.H. < 3%) を流すことで発生させた。発生した粒子は、測定装置の吸引ポンプによって一定流量で装置内に取り込まれる。

(2) 測定装置

実験に用いたエアロゾル測定装置は、CPC, 光散乱式粒子サイザー (Optical Particle Sizer (OPS)) および以下の3種類の SMPS である。これらの装置全てを測定システムに組み込んで同時測定を行った (図2)。SMPS には、従来機種として著者らが実験室等で使用している据置型の研究用 SMPS (Model 3936L10, TSI Inc.) (以下, R-SMPS), 近年製品化された2種類のポータブルタイプ SMPS, NanoScan (Model 3910, TSI) ¹²⁻¹⁵⁾ および PAMS (Model 3300, 日本カノマックス) ^{15,16)} を用いた。表1に各機種の性能および機種間比較時の設定条件を示す。R-SMPS の設定条件は、著者らによる別実験「作業環境測定法評価のための簡易な多分散ナノマテリアル粒子連続発生法の検討」と同じである。

R-SMPS は外部電源を必要とし、一人での持ち運びが難しいサイズである。一方, NanoScan および PAMS の重量はそれぞれ 9 kg および 5 kg で、バッテリー駆動, 吸引ポンプ内蔵のため、容易に作業現場に持

表1 各 SMPS の諸性能及び測定時の設定

型式 (会社名)	R-SMPS Model 3936L10 (TSI Inc.)	NanoScan Model 3910 (TSI Inc.)	PAMS Model 3300 (Kanomax Japan Inc.)
静電分級器	シリンダー型	ラジアル型	シリンダー型
粒径範囲 [nm]	14 - 723 (9.8 - 429)	10 - 420	14.5 - 863
チャンネル数	109 (106)	13	14
測定時間 [sec/scan]	180	60	150
計測濃度 [個/cm ³]	1 - 10 ⁷	10 ² - 10 ⁶	< 10 ⁵
インレット形状	任意	サイクロン (550 nm cut-off, 流量制御用オリ フィス付)	サイクロン (1000 nm cut-off)
インレット流量 [L/min]	1.0 (0.75)	0.75	0.7
サンプル流量 [L/min]	1.0 (0.75)	0.25	0.05
シース流量 [L/min]	3.0 (6.0)	0.75	0.2
重量 [kg]	36	9	5
バッテリー駆動時間 [h]	ACのみ	12	6

括弧内の値は 2-2) 節での実験時の設定を示す。

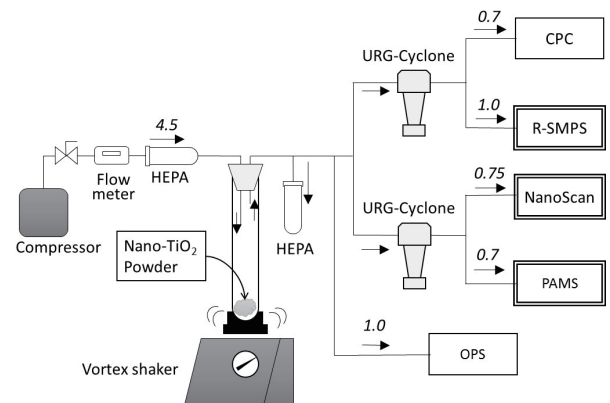


図2 テスト粒子発生システムと粒子測定システムの概略図。二重線で囲った装置が各種 SMPS である。図中の数字および矢印は試料空気の流量 (L/min) および流れの方向を示す。

ち込める。PAMS は個人ばく露の測定にも利用可能な装置である。

テスト粒子の濃度のモニタリングおよび SMPS による測定値の妥当性を確認する目的で、CPC (Model 3007, TSI Inc.) を用いて 10 nm 以上の粒子数濃度を同時測定した (図2)。OPS (0.3 μm 以上の粒径分布を測定可能) も測定システムに組み込んだが、本論文ではこのデータを使用しないため、ここでは装置およびデータの説明を省く。

各 SMPS と CPC に繋がる配管には、装置のインレットとは別に、粗大粒子除去用のサイクロン (URG-2000-30ED, URG Co.) (以下, URG サイクロン) を組み込んだ。URG サイクロンのカットオフ径は、通気流

量 1.7 L/min で 4 μm , 1.45 L/min で 4.5 μm である。SMPS の測定範囲はいずれも 1 μm 以下であるため、URG サイクロンの粒子除去による測定結果への影響は無視できる。

装置間の比較試験では、試験管攪拌開始直後（ボルテックスシェーカーを動作させて 15 秒後）から 30 分間の測定値を用いた。この測定により得られるデータ数 (N) は、R-SMPS, NanoScan, PAMS でそれぞれ N=10, 30, 12 である。

さらに、実験室内空気に対して機種間の応答性を比較した。実験室内の粒子濃度は、ボルテックスシェーカー法によるテスト粒子に比べて濃度の時間変動が小さいため、9 分間の測定とした。

2) インレット形状の違いによる SMPS 測定への影響

(1) テスト粒子の発生

ボルテックスシェーカー法により発生させた P25 粉末をテスト粒子とした。長時間安定して発生させるために、試験管内の試料粉末に 1/16 インチのステンレスビーズを 10 個加えて攪拌したことを除き、発生条件は前述の機種間測定比較実験の条件と同じである。

(2) 測定装置

R-SMPS は各種粗大粒子除去用インレット（サイクロン、インパクター）が取り付け可能である（図 3）。本実験では、測定装置の仕様の違い（DMA や CPC 等）による影響を排除するため、R-SMPS に異なる形状のインレットを取り付けて測定を行うことで、インレットの測定値への影響を評価した。なお、この実験に用いたエアロゾル測定装置は、R-SMPS, CPC および光散乱式粒子カウンター（Optical Particle Counter (OPC), KR-12A, RION Co.,Ltd.）である（図 4）。

実験で評価したインレット形状は、R-SMPS 付属インパクター（オリフィス径 0.47 mm, カットオフ径 0.4 μm ）装着, NanoScan 用サイクロン（カットオフ径 0.55 μm ）装着, および粗大粒子除去用インレット未装着（直接吸引）の 3 種である。実験では、R-SMPS のインレットを順に交換し、各インレットでの nano-TiO₂ (P25) 粒子の個数濃度と粒径分布を測定し、ナノマテリアル凝集体の分散の影響を調べた。なお、インレットを通過する試料空気流量は 0.75 L/min（NanoScan の設定と同じ）に設定した（表 1）。

NanoScan 用サイクロンは、流量制御の役割も担っており、内部にオリフィスが組み込まれているが、オリフィス径はメーカーから公表されていない。R-SMPS 付属インパクターの粒子衝突面にはグリースを薄く塗布し粒子のパウンドや再飛散を抑制する措置をとっている。

OPC と CPC のデータは、テスト粒子の発生濃度および SMPS による測定値の妥当性を確認する際に使用した。OPC は 0.3~>5.0 μm の粒子数濃度と粒径分布が測定可能である。テスト粒子が高濃度であるため、OPC には希釈器（DIL-555, Topas GmbH）を取り付けた。

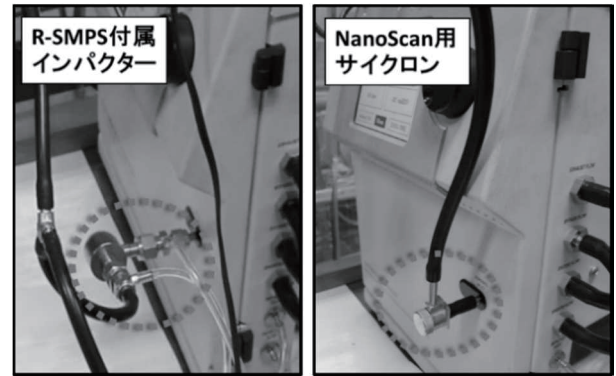


図 3 R-SMPS に R-SMPS 付属インパクターと NanoScan 用サイクロンを取り付けた様子

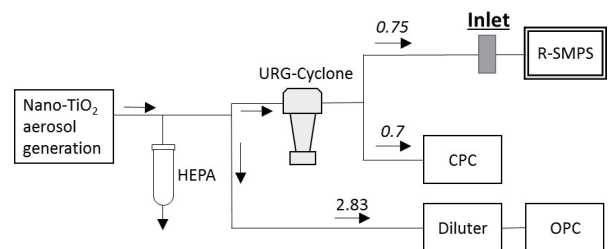


図 4 各インレットによる SMPS 測定への影響評価時の粒測定システムの概略図。R-SMPS に接続されたインレットを取り替えることで、3 種の異なるインレット形状での測定値を得た。図中の数字および矢印は試料空気の流量 (L/min) および流れの方向を示す。

(3) 走査電子顕微鏡による粒径分布観察

異なるインレットを装着した際の R-SMPS による測定値を検証するため、走査電子顕微鏡（FE-SEM, S-4700, 日立ハイテクノロジーズ）による観察を行った。電子顕微鏡観察用試料は、図 4 の R-SMPS を取り外し、同じ箇所にも Nuclepore フィルター（孔径 0.08 μm , 25 mm ϕ , Whatman）を設置することで得た。2-2)-(1)と同様の方法で P25 粉末をエアロゾル化したのち、URG サイクロンで粗大粒子を除去し、その下流に前述の 3 種の異なる形状のインレットを順に取り替えて、通過した粒子を Nuclepore フィルターで捕集した。実験時の流量は前述の R-SMPS での測定時と同じ 0.75 L/min である。

捕集後のフィルターは、イオンパターで Pt-Pb 蒸着した後、FE-SEM によって観測した（加速電圧 10kV, ワーキングディスタンス 12mm）。顕微鏡像の観察に加えて、画像処理ソフト（WinRoof 7.0, 三谷商事）による個々の粒子の定方向径の計測から粒径分布を求め凝集粒子の分散の程度を判断した。

3 結果および考察

1) 各 SMPS による測定結果

図5は、各 SMPS で4種類の nano-TiO₂ および実験室内の空気を測定した結果である。R-SMPS と PAMS による測定結果は、いずれの nano-TiO₂ 粒子においても大部分が 100 nm 以上と検出され、300 nm 付近にモードがあるという分布形状を示した。また濃度も概ね一致した。R-SMPS と比べると PAMS は 250 nm 付近で低濃度、500 nm 付近で高濃度の値を示したが、これは PAMS の測定チャンネル数が少ない（粒径分解能が低い）ことに起因したものと考えられる。

一方、NanoScan で nano-TiO₂ を測定した結果は、他の2機種に比べて数桁高い濃度を示しており、その傾向は特に小さい粒径で顕著であった。nano-TiO₂ の結晶構造や表面処理状態が異なっても同じ傾向が認められた。

参考のために測定した実験室内の空気の測定結果は、どの機種でも類似した粒径分布と濃度を示した。図5では1例のみ示したが、別の日に何度か測定しても各 SMPS の測定値はよく一致していた¹¹⁾。なお、NanoScan では計測範囲の最大粒径付近において急激な濃度の減少が見られたが、このような傾向はメーカーによっても確認されている^{14,19)}。したがって、最大計測粒径に近い粒子濃度が全体の濃度に対して著しく低い場合は、データの解釈に特別な注意を払う必要がある。PAMS も最大計測粒径で濃度が急減しているが、その理由については今後検討が必要である。

各 SMPS の粒子荷電平衡部および分級部、装置内部の配管や流量、SMPS に組み込まれている CPC の分解能や精度は、各装置で異なるため、互いの測定結果が完全に一致しないことは当然である。しかし、いずれの装置も開発・出荷時には標準粒子による較正がなされているので、それと形状・性状が近い粒子を測定したのであれば、各 SMPS 間の測定結果は近似するはずである。

各 SMPS 間で粒径分布がよく一致した実験室内の気中粒子と、NanoScan で大幅に測定値が異なったナノマテリアル粒子は、凝集状態が大きく異なる。今回、実験室内の空気を測定した際には特別な気象イベントがなかったため、ナノ～サブミクロン粒子は硫酸塩粒子を主成分とする一般的な大気環境のエアロゾルであったと推測できる。硫酸塩粒子は球形の固体であり、較正に用いる標準粒子と大きく異ならないため各 SMPS で精度よく測定されたと考えられる。

一方、nano-TiO₂ 粒子の測定では、インレット通過時に粒子に外力が加わり、凝集体の一部が壊れて分散した可能性が考えられる。NanoScan と PAMS のインレットサイクロンの入口と出口の差圧を測定したところ、それぞれ 5.0 kPa（流量 0.75 L/min）と 0.75 kPa（流量 0.7 L/min）であり、流量調整のためのオリフィス機構を有する前者のサイクロンインレットで大きな圧力損失が生じることが確認された。大きな圧力損失は、粒子に大きな外力が加わることを意味する。したがって、NanoScan の測定結果は、インレット通過時に粒子へ外力がかかることによって、凝集体の弱い結合部分が壊さ

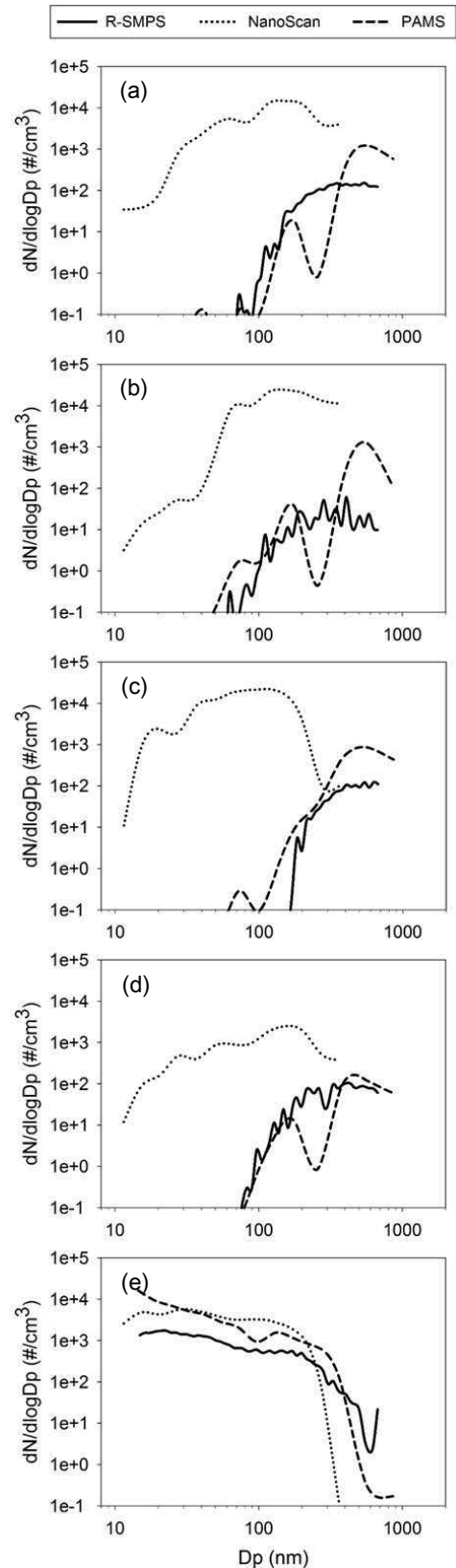


図5 各 SMPS で測定した粒径分布。(a) P25, (b) T805, (c) nA, (d) nR, (e) 実験室内空気。

れて分散し、その結果生じた微小粒子をカウントしたことで濃度を高く測定したためと考えられる。

実験室内の気中粒子の多くは、非凝集粒子か強い結合の凝集粒子（スス粒子など）²⁰⁾であり、弱い結合の凝集

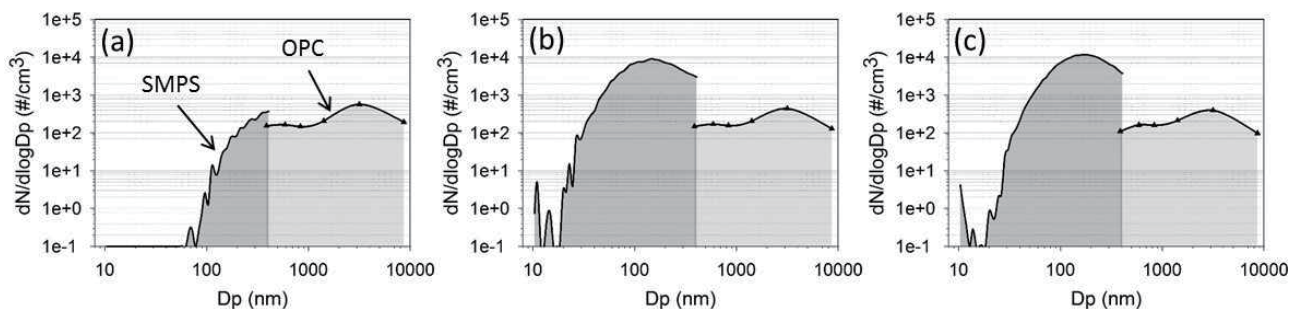


図 6 R-SMPS の異なるインレット形状で nano-TiO₂ (P25) を測定した際の粒径分布. インレットの形状は (a) 直接吸引, (b) R-SMPS 付属インパクター, (c) NanoScan 用サイクロンである.

粒子は無視できる濃度であるため, 各 SMPS で測定した粒径分布と濃度は同程度であったと考えられる. よって, 弱い結合で凝集する粒子 (nano-TiO₂ 粒子など) が主要な環境を除けば, 今回使用したすべての SMPS で同様の測定結果が得られると思われる.

2) インレットの影響

前述の機種間比較実験により, 圧力損失の高い粗大粒子除去用インレットを有する NanoScan においてのみ測定値が高くなったのは, インレット通過時に凝集体が分散したためと示唆された. インレットの影響評価の実験系 (図 4) において, SMPS および CPC に接続する配管には URG サイクロンを取り付けているが, このサイクロンによる圧力損失は 0.1 kPa 程度 (流量 1.45 L/min) であり, R-SMPS 付属インパクターの 3.5 kPa (流量 0.75 L/min) や NanoScan 用サイクロンの 5.0 kPa (流量 0.75 L/min) に比べて十分に小さい.

図 6 は, 3 種の粗大粒子除去用インレットを用いた場合の nano-TiO₂ (P25) 粒子の粒径分布である. P25 粒子を直接吸引した際の測定結果は, ほとんどの粒子が 100nm 以上と検出され, R-SMPS と OPC の可測粒径が重複する範囲 (400 nm 付近) の濃度もよい一致を示した. 一方で, R-SMPS 付属インパクターまたは NanoScan 用サイクロンを取り付けると, 100 nm 以下の粒子が検出され, 直接吸引時に比べ濃度が 1~2 桁増加した. R-SMPS と OPC の可測粒径が重複する範囲では, R-SMPS の濃度が一桁以上高い濃度を示した. 表 2 は, CPC (>10nm) と R-SMPS (10~400nm) で測定した粒子数濃度の平均値である. CPC を接続している配管には URG サイクロン以外は取り付けておらず (図 4), R-SMPS の直接吸引と同じ条件である. R-SMPS で直接吸引した時は CPC>R-SMPS であり, 計測粒径の範囲が広い CPC の濃度が高くなった. 一方で, R-SMPS にインパクターまたはサイクロンを装着した際は, CPC<<R-SMPS であった.

図 7 はボルテックスシェーカー法により発生させた nano-TiO₂ を直接捕集した試料と R-SMPS 付属インパクターを通して捕集した試料の走査電子顕微鏡像である. 直接吸引した試料には微小粒子がほとんどないが, インパクター通過後の試料には多数の微小粒子が見られ

表 2 CPC と R-SMPS で測定した粒子数濃度の平均値および CPC と R-SMPS の濃度比

計測粒径	R-SMPS のインレット			
	直接吸引	インパクター	サイクロン	
CPC (#/cm ³)	>10nm	350	300	250
R-SMPS (#/cm ³)	10-400nm	90	5300	6500
R-SMPS/CPC	—	0.25	18	26

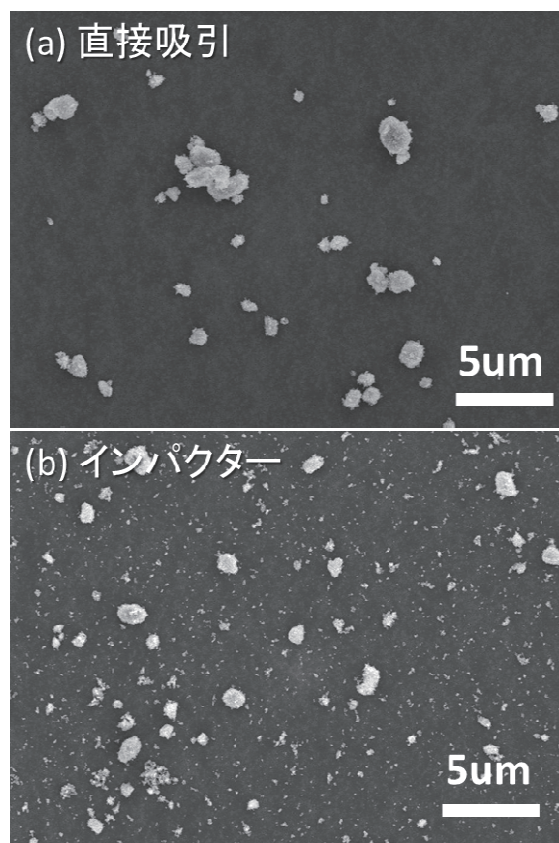


図 7 nano-TiO₂ 粒子の走査電子顕微鏡像 (倍率 ×2000)

た. NanoScan 用サイクロンを通してさせた際の試料も同様の結果が得られている¹¹⁾. インパクター通過後の FE-SEM 画像を元に 210 個の粒子の粒径を測定して求めた粒径分布は, R-SMPS の測定値とよく一致した (図 8). これは, 圧力損失の高い粗大粒子除去用インレットを装着することで, 凝集粒子が分解したからであ

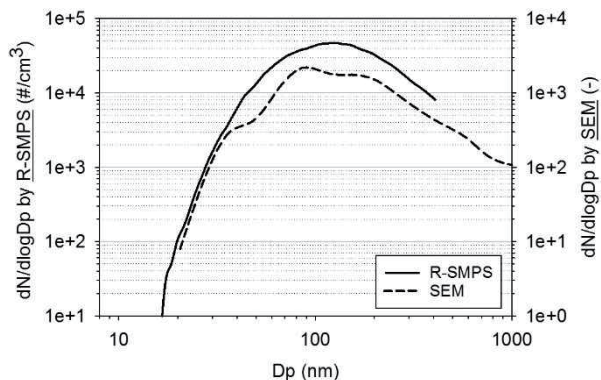


図8 ナノ酸化チタン (P25) 粒子の SMPS 測定および SEM 画像解析によって得られた粒径分布。

る。

オリフィスを有するインレットでの圧力損失が同程度の場合、オリフィス通過時の流れの急激な変化に伴うエネルギー消費率も同程度である。このオリフィス通過時に消散するエネルギーがナノ粒子凝集体に作用することで、弱い力で凝集した粒子 (agglomerate) が分解・分散される。表 2 に示す R-SMPS/CPC の濃度比がサイクロン>インパクターとなった理由として、サイクロンの圧力損失がインパクターに比べて高かったことが考えられる。

以上の結果から、NanoScan によって nano-TiO₂ 粒子を測定した際に微小粒子域で高濃度になった原因は、インレットのオリフィス部での高い圧力損失にあると推察される。

実験室内空気の測定では、いずれのインレットでも非常に似た粒径分布を示し、R-SMPS と OPC の可測粒径が重複する範囲でも濃度差はほとんどみられなかった。一般の環境を反映していると考えられる実験室内空気では単体粒子、或いは強い力で凝集した粒子

(agglomerate) が支配的なので、インレットによる分散は起きず、粒径分布の違いは比較機種間でほとんど見られなかった。

4 まとめ

ナノマテリアルを SMPS 等の微小粒子測定装置で測定する際、オリフィス機構を有する圧力損失の大きなインレットを装着すると、nano-TiO₂ のような弱い凝集からなる粒子 (agglomerate) は、インレット通過時に分解・分散 (deagglomeration) して粒径分布の微小域へのシフト (微粒子の個数濃度の増大) をもたらすことが確認された。市販の装置は単分散の標準粒子により較正されており、インレットでの凝集体分解の影響は考慮されていない。そのため、弱い凝集からなる粒子を測定する際は、この点に留意する必要がある。このことは、粗大粒子除去を必要とする他のエアロゾル測定装置やインパクター式エアロゾルサンプラーにおいても同様である。一方で、同じ粗大粒子除去用インレットであっても、圧力損失が

比較的小さなものであれば、凝集体分散の影響を考慮せずに測定できるだろう。

また、一般大気環境のように単体の粒子が支配的であったり、強い凝集からなる粒子 (agglomerate) を測定する際は、インレットによる分散の影響は考慮しなくても良いと考える。

参考文献

- 1) Roco M, Mirkin C, Hersam M. Nanotechnology research directions for societal needs in 2020: summary of international study. *J. Nanopart. Res.* 2011; 13: 897-919.
- 2) Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J. An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 2005; 113: 823-839.
- 3) Nel A, Xia T, Madler L, Li N. Toxic potential of materials at the nanolevel. *Science* 2006; 311: 622-627.
- 4) 大塚研一, 柳下皓男, 目崎令司, ナノマテリアルの安全管理. オーム社; 2010.
- 5) 厚生労働省労働基準局. ナノマテリアルに対するばく露防止等のための予防的対応について. 基発第 0331013 号: 2009.
- 6) OECD. Emmission assessment for identification of sources and release of airborne manufactured nanomaterials in the workplace: compilation of existing guidance. ENV/JM/MONO(2009)16, 2009.
- 7) NIOSH. Approaches to safe nanotechnology: managing the health and safety concerns associated with engineered nanomaterials. DHHS (NIOSH) Publication No. 2009-125, 2009. [<http://www.cdc.gov/niosh/docs/2009-125/pdfs/2009-125.pdf>]
- 8) 中西準子. ナノ材料のリスク評価—考え方と結果の概略—, 最終報告版: 2011.8.17, NEDO プロジェクト (P06041) 「ナノ粒子特性評価手法の研究開発」. 2011.
- 9) Khlystov A, Stanier C, Pandis SN. An algorithm for combining electrical mobility and aerodynamic size distributions data when measuring ambient aerosol. *Aerosol Sci. Technol.* 2004; 38(S1): 229-238.
- 10) Yamamoto H, Sugauma A. Dispersion of aggregated airborne dust by orifice. *Kagaku Kougaku Ronbunshu* 1983; 9: 183-188.
- 11) Yamada M, Takaya M, Ogura I. Performance evaluation of newly developed portable aerosol sizers used for nanomaterial aerosol measurements. *Industrial Health.* 2015; 53: 511-516.
- 12) Tritscher T, Beeston M, Zerrath AF, Elzey S, Krinke TJ, Filimundi E, Bischof OF. NanoScan SMPS – A novel, portable nanoparticle sizing and counting instrument. *Journal of Physics: Conference Series* 2013; 429: 012061.

- 13) 岩澤聡子, 田中茂, 宮内博幸, 蓑添葵, 仲座政宏, 武林亨. ポータブル型粒子径分布計測装置を用いたナノ粒子取り扱い工程における作業環境中ナノ粒子の測定. 産業衛生学会雑誌. 2013; 55: 269-272.
- 14) Stabile L, Cauda E, Marini S, Buonanno G. Metrological assessment of a portable analyzer for monitoring the particle size distribution of ultrafine particles. *Ann. Occup. Hyg.* 2014; 58: 860-976.
- 15) Hsiao TC, Lee YC, Chen KC, Ye WC, Sopajaree K., Tsai Y.I. Experimental comparison of two portable and real-time size distribution analyzers for nano/submicron aerosol measurements. *Aerosol and Air Quality Research.* 2016; 16: 919-929.
- 16) Qi C. and Kulkarni P. Miniature Dual-Corona Ionizer for Bipolar Charging of Aerosol. *Aerosol Sci. Technol.* 2013; 47: 81-92.
- 17) Ogura I, Sakurai H, Gamo M. Dustiness testing of engineered nanomaterials. *Journal of Physics: Conference Series* 2009; 170: 012003.
- 18) 山田丸, 鷹屋光俊, 小倉勇. ナノマテリアルの作業環境測定法評価のための簡易な多分散連続発生法の検討. *労働安全衛生研究.* 2014; 7: 31-38.
- 19) TSI Inc. NanoScan SMPS spectrometer compared to the TSI SMPS spectrometer. Application Note NanoScan-002. 2013. (http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Application_Notes/NanoScan_SMPS_Compared_to_Component_SMPS_NanoScan-002-web.pdf)
- 20) Zhang D, Chen B, Yamada M, Niu H, Wang B, Iwasaka Y, Shi G. Elevated soot layer in polluted urban atmosphere: a case study in Beijing. *J Meteorological Society of Japan* 2012; 90: 361-375.