

15. 車道路面上土砂の汚染土砂としての危険性に関する実態評価 ～隧道内土砂(車道トンネル土)～

山口 晴幸^{1*}・宮崎 徳明²

¹防衛大学校建設環境工学科 (〒239-8686 神奈川県横須賀市走水1-10-20)

²防衛大学校理工学研究科前期課程(修了) (〒239-8686 神奈川県横須賀市走水1-10-20)

*E-mail:yamaguch@nda.ac.jp

車道側片に集積・残積している特異な環境下にある路面上土砂は、車両排気ガスからの窒素酸化物(NO_x)・硫黄酸化物(SO_x)や排気煤煙に加え、車体・路面磨耗物質などに起因する多種類の有害物質が混入・沈着し、汚染土砂となっている危険性が極めて高い。また有害物質を吸着した路面上土砂の水域への流出は富栄養化や水質汚染などを齎し、生態系への影響が疑念視されている。所謂、車道路線上の土砂は、道路交通網システムから誘発される有害物質が人を含め自然環境に与える影響のバロメータ的役割を担っていることが指摘される。

本報告では、路面上土砂のうち、特に、車道隧道内に残積している土砂を主体に取り上げる。隧道内では、降水などの大気中からの降下性物質の侵入が難しく、逆に、車両排気ガスからの煤煙等が蓄積されやすいため、車両走行に起因する有害物質が集積・濃縮される環境下であると推察される。そのため車両交通網の負荷効果を科学的により鮮明に捉えるのに絶好な立地環境にあると判断される。ここでは、主に、重金属類等の無機系有害物質の分析評価に重点を置き、車道隧道内に残積する路面上土砂を中心に、環境汚染を誘発する危険土砂となる可能性の高いことを科学的に実証している。

Key Words : harmful substances, heavy metals, soil on road, road way, traffic network

1. はじめに

交通量の過密な大都市圏などでは、浮遊粒子状物質の主要な発生源は車両排気ガスにあり、2003年10月には東京都・神奈川県・千葉県・埼玉県の1都3県がディーゼル車の排出ガス規制を始めている。さらに最近、粒径 $2.5\mu\text{m}$ 以下の微小粒子が大半を占めるディーゼル排気微粒子(DEP)の有毒性が重大視され、粒径 $2.5\mu\text{m}$ 以下の微小粒子状物質「PM2.5」にもまた環境基準値が設定され(2009年7月)、更なる厳しい法規制の網が掛けられた。

このように深刻化しつつある大気汚染の現状と実態を踏まえ、車両排気ガスの直接的な照射に常時曝されている車道路線上という特異な環境下にある路面上土砂を、著者らは新たに「車道土」(隧道内土砂は「車道トンネル土」と定義し、土壤汚染学的視点から取り上げている(写真1)。

車両排気ガスと共に排出される窒素酸化物(NO_x)・硫黄酸化物(SO_x)の直接的な照射に常時曝されている車道土は、排気ガスからの煤煙や車両・路

面磨耗物質などに由来する有害物質を付着・沈着して、危険土砂となっている可能性が極めて高い。有害物質が付着・沈着した車道土からの微細土粒子の大気への巻上げ・飛散は、大気汚染物質である浮遊粒子状物質(PM10、PM2.5)と同様に、健康被害への影響が懸念される。また車両排気煤煙などが付着・沈着した車道土や路面を洗う降水・雑排水等の河川水・地下水・海水等の水域への流出によって、水質汚染や水生生態系への影響が疑念視される。

さらに最も重要な視点は、車道土の環境汚染因子としての危



写真1 車道側辺に集積・残存する車道土

険性を土壤汚染学的に赤裸々にすることは、車道土を介して道路交通網システムから誘発される車両排気ガスを主体とした有害物質の存在とその実態を、科学的に実証することに繋がることになることである。車両排出ガスの軽減・削減対策を一層促進し、加速度化していくことの重要性に警鐘を鳴らすと同時に、本研究を通して、排気ガス等に起因する有害物質のモニタリング監視体制の強化・構築や車道路面の安全維持管理など、道路交通網システムから曝露される有害物質に対する環境保全対策の強化・あり方等に関して、再度、見直す契機となることを期待したい。

2. 本研究の目的

著者らは、車道路線上という特異な環境下に曝された路面上土砂が、汚染土砂となる危険性は道路交通システムの存在と密接な因果関係にあり、所謂、路面上土砂は道路交通網システムから誘発される有害物質に起因する環境汚染の実態を映し出すバロメータ的役割を担っていることを指摘してきた。即ち、車両排気ガスから排出される窒素酸化物(NO_x)・硫黄酸化物(SO_x)の直接的な照射に常時曝され、路面上土砂からの高濃度で溶出する硝酸イオン(NO_3^-)・硫酸イオン(SO_4^{2-})の実態、さらには有害性の高い重金属類等が高濃度で溶出する実態などを解明し、道路交通網システムの存在が甚大な汚染物質の発生供給源となっていることを科学的に実証している^{1)~4)}。

本研究では、さらに、この見解・知見を科学的により明確に裏付け、一層強化する目的で、路面上土砂(車道土)のうち、車道隧道内の土砂を「車道トンネル土」として取り上げ、着目している。車道トンネル土は大気からの降下物質が遮断された状況下にあり、しかも排気ガスの非拡散的な環境下で車両交通の負荷効果が蓄積され易い隧道内にある土砂であることから、特にここでは、汚染土砂としての危険性をより鮮明に立証することと、道路交通網システムから誘発される特徴的な有害物質の存在を一層明確にすることを主目的としている。

さらに道路交通網システムに対する環境汚染防止対策の強化を求める社会的意識を喚起することの重要性から、有害物質の発生供給源の究明や路面上汚染物質のモニ

タリングシステムの強化・構築などに役立てる目的で、道路交通網上で評価できる有害物質を指標とした車道路線マップの作成を提案している。

3. 調査・実験

3.1 調査とサンプリング

(1) 車道隧道の調査

東京湾・相模湾に囲まれた神奈川県三浦半島域は、首都圏近郊に立地し、関東地方のなかでも道路交通網の発達した地域である。両湾岸沿いを走る国道16号線と国道134号線の内陸部では、小高い峰々

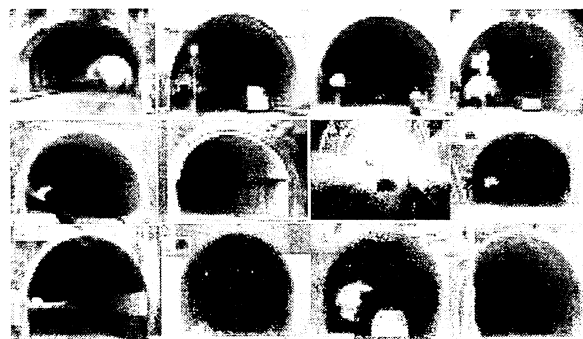


写真2 神奈川県三浦半島に点在する多数の車道隧道や丘陵地形が発達している。山地の麓や谷地などの山間部を結び、縫うように走る車道路線上には多くの隧道が築造されている。特に、国道16号線や三浦半島を東西に横断する主要な県道・市道の路線上に多くみられる(写真2)。横須賀市を主体に、三浦半島域には道路用の隧道だけでも120箇所以上、鉄道用も合わせると150箇所を優に超えるとされ、我が国の中でも隧道の密集度合が極めて高い地域である。

現地踏査では、主に調査の安全

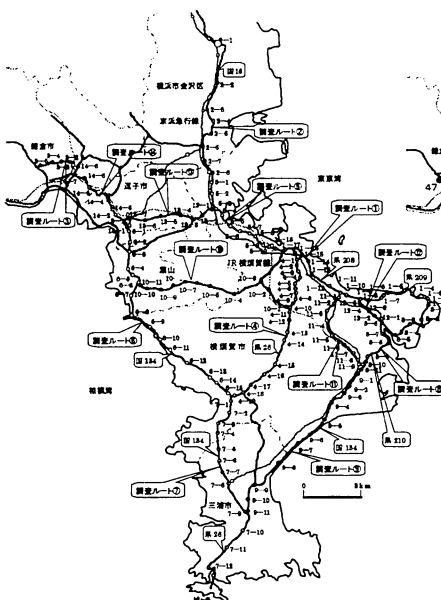


図2 既に成果公表した路線網と車道土の採取地点

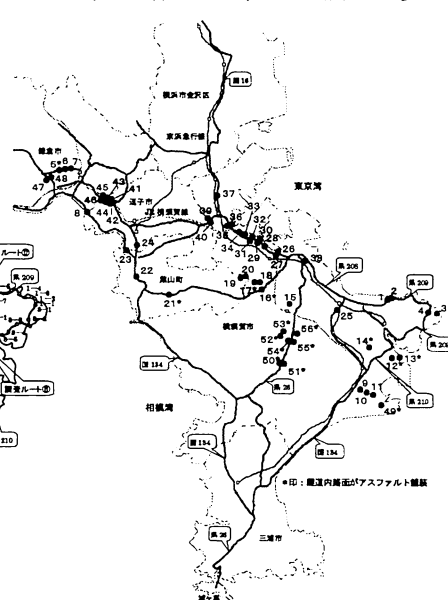


図1 研究対象とした車道隧道

性と路線の交通事情等を鑑みて、研究対象とした車道隧道はその内で56箇所を選定した(図1)。中には補修・改修が施された煉瓦形式のかなり古い隧道も数箇所みられた。他の隧道は1943年8月から2009年3月に掛けて竣工されたものであるが、大半のものは1970年代に竣工後、何度か修復を繰り返して供用されてきている。また規模等の表示された銘板が付された車道隧道をみると、全長が100～200m範囲のものが半数以上(65%)を占めており、200～300m範囲のものが6箇所(12%)、300～400mのものが3箇所(6%)であった。隧道の底面幅は上下2車線の隧道が殆どであることから、10m前後のものが大半で、20mを超える4車線のものが2箇所あった。なお調査路線の全路面はすべてアスファルト舗装であるが、隧道内の路面部分だけがコンクリートで舗装されている隧道(15箇所)については、図1中の番号に*印を付記している。

ちなみに著者らが既に研究成果^{1)～5)}として公表している車道土(149サンプル)を採取した三浦半島域での車道路線網を図2に示している。

(2) 車道トンネル土のサンプリング

対象とした56箇所の車道隧道での車道トンネル土のサンプリングでは、主に下記の事項に留意・配慮して実施している。

①暗所のためサンプリング時の安全性には一層注意を払い、予め歩道が付帯されている車道隧道であることを確認すること。

②ほとんどの車道隧道には換気設備や排気口が設置されておらず、隧道内は排気ガス臭が強く健康上好ましくないので、サンプリングや踏査時には必ずマスクを着用すること。

③大半の車道隧道では、隧道内の中央部に加え、出口・入口から数十m入った両端部との3箇所でサンプリングを試みている。ちなみに図1に示す56箇所の車道隧道で採取した車道トンネル土の全試料土は83サンプルである。

なお大半の隧道では補修・改修を重ねた痕跡が認められるが、隧道内壁には多数の亀裂が発生していて、かなり劣化した状態のものもある。コンクリート壁面の内部から石灰質分が溶解して数十cmのコンクリートつららが発達している隧道も多い。また側壁面の亀裂から地下水と共に瀑布のように白色の石灰質分が溶



写真3 石灰質分の溶解

出している隧道も観察される(写真3)。このような隧道内部の実態から判断すると、車道側片に集積・残積している車道トンネル土には、石灰質分がかなり混入していることが推察される。さらに暗所に近い状況下にある車道トンネル土の場合、下水汚泥のような異臭を発するものが多く、微生物作用等で生成された有機物をかなり含有している土砂のように思われる。

3.2 車両排気煤煙のサンプリング

車道隧道内を観察すると側壁面パネルやガードレ

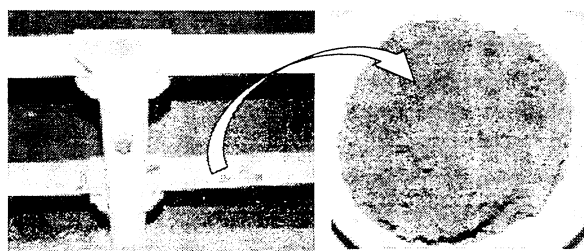


写真4 ガードレールに付着した車両排気煤煙

ールには、車両排気煤煙(黒煙)がこびりつくように沈着している場合が多く、黒色に変色している(写真4)。路面上土砂が汚染土砂となる主因が車両排気ガスの負荷効果によることを、より明確に実証づける上からも、極めて有効な排出物質であることから、車道トンネル土との比較検証を兼ね、主要な分析試料として車両排気煤煙を採集している。

分析実験に供する分量が確保できることを考慮して、

図3中に示すように、10箇所の車道隧道(1～10)を選定した。車両排気煤煙(分量の目安100～150g)の採集上、図1での車道トンネル土を採取した隧道とは異なるものも数箇所ある。

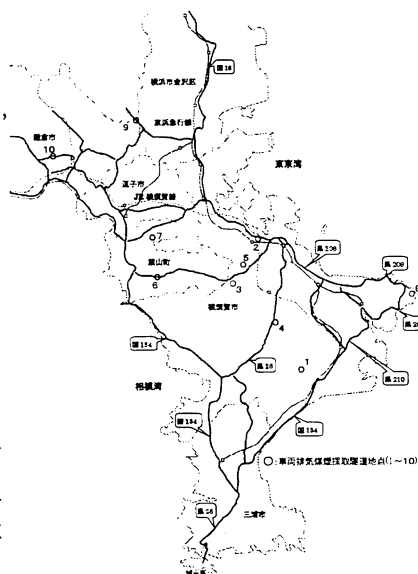


図3 車両排気煤煙を採取した10箇所の隧道

各隧道での車両排気煤煙の採集は、ガイドレールにこびりついているものを布で拭き取るようにして行った(写真4参照)。車両排気煤煙は、いわゆる微細な粉体の煤であるが、僅かに油性的な粘性があり、吸着した微小土粒子や粉塵などが多少混入している。

3.3 分析実験

採取した一連のサンプル(車道トンネル土と車両

表1 各種の分析実験と分析・成分項目

実験・分析法	分析・成分項目
基本的物性評価試験	含水比(w) 粒度組成 強熱減量(Li) 水素イオン指数(pH) 電気伝導率(EC)
原子吸光分光分析法	重金属類等 11 元素 (As,Pb,Cr,Cd,Cu,Zn,Al,Ni,Sn,Mn,Se)
イオンクロマトグラフィー	溶存陰イオン 6 成分 (H_2PO_4^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-})
	溶存陽イオン 5 成分 (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})
蛍光X線回折分析法	主要含有元素・酸化物成分組成

排気煤煙)について、基本的な土質・化学物性の評価に加え、元素レベルからの化学成分組成の解明を試みるために、各種の分析実験を実施している(表1)。特にここでは、重金属類等の有害元素成分の溶出性を評価することと、車両排気ガスから排出される窒素酸化物(NO_x)・硫黄酸化物(SO_x)の汚染源としての因果関係を明確にすること、に力点を置いて分析実験を試みている。なおサンプルの前処理方法や基本的な物理・化学試験方法に関しては、地盤工学会の試験方法に準拠して実施している⁶⁾。

(1) 基本的物性評価試験

路面上土砂である車道トンネル土の基本的な土質・化学物性の評価試験では、含水比(w)、粒度組成、強熱減量(Li)、水素イオン指数(pH)、電気伝導率(EC)の5項目を、微細な粉体の車両排気煤煙では、粒度組成を除いた4項目を取り上げている。

(2) 溶出試験

重金属類等の有害物質や主要イオン成分の溶出性を評価するための溶出検液を作製するための試験である。車道トンネル土と排気煤煙の各試料土を風乾し、2mmふるい通過分を分析用サンプルとした。乾燥質量で約50gのサンプルに脱イオン水500mlを添加(固液比1:10)し6時間振とうした後、遠心分離(約20分間)し、孔径 $0.45\mu\text{m}$ のマイクロフィルターで吸引濾過して濾液を抽出し検液とした。

(3) 化学成分評価試験

1)原子吸光分光分析

各サンプルから抽出した検液に溶出している重金属類等の元素成分の定量分析には、ファーンズ型原子吸光分光光度計(島津製AA-6650型)を使用した原子吸光分光法によって実施した。分析対象とした重金属類等の元素成分は**As, Pb, Cr, Cd, Cu, Zn, Al, Ni, Sn, Mn, Se**の11種類で、水質・土壤汚染に関する環境基準に規定されているものを主体に、いずれも人を含め生態系などの自然環境に悪影響を及ぼすとされる有害な元素成分である。なお重金属類等の

各元素成分の溶出量は「 $\mu\text{g/l}$ 」(ppbオーダー)の単位で検出されるが、各サンプルからの溶出量は単位乾燥質量(1kg)当りの溶出量(μg)に換算して表示することから、ここでは溶出量の単位は「 $\mu\text{g/kg}$ 」として統一して表示することとした。

2)イオンクロマトグラフィー

各サンプルでの溶出検液中の硝酸イオン(NO_3^-)・硫酸イオン(SO_4^{2-})の定量に加え、陰イオンでは磷酸イオン($\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$)、塩化物イオン(Cl^-)、亜硝酸イオン(NO_2^-)、臭素イオン(Br^-)の6成分、陽イオンではナトリウムイオン(Na^+)、アンモニウムイオン(NH_4^+)、カリウムイオン(K^+)、マグネシウムイオン(Mg^{2+})、カルシウムイオン(Ca^{2+})の5成分について分析している。液体クロマトグラフ(LC-VP型・島津製)を用いたイオンクロマトグラフィーによっており、測定精度はppm(mg/l)オーダーである。

3)蛍光X線分析

車道トンネル土と排気煤煙を構成している物質の主要な元素・酸化物成分組成を評価するために、波長分散型蛍光X線回折装置(LAB CENTER XRF-1500型・島津製)を使用して、ファンダメンタルパラメーター法(FP法)によって定量分析を実施している。FP法は、測定元素の総質量を100%として、各元素の含有量を質量百分率(質量%)で評価する分析手法である。ちなみに本分析法では、装置の機能上、元素番号1~5(H, He, Li, Be, B)の元素は測定不能である。

なおここでは、原子吸光分光分析とイオンクロマトグラフィーでの車道トンネル土と車両排気煤煙から溶出する重金属類等と主要イオン成分について主に論述する。

4. 基本的土質・化学物性

4.1 車道トンネル土

(1) 含水比・粒度組成

隧道内の車道トンネル土の場合には、直射日光による乾燥化や降水の侵入による湿潤化の影響を受けにくい環境下にあることから、含水比の経年的な変動は少ないものと推察される。56箇所の全車道隧道の踏査にはほぼ6ヶ月を要している。隧道間での採取時期は異なるが、図4にみられるように、車道トンネル土では、含水比(w)の高い湿潤状態にあるものがかなり観測される。含水比が20%を超えたものが全サンプル数(83サンプル)の約3割を占め、平均値は15.1%であった。車道トンネル土が湿潤化する主因は、隧道内壁に発生している亀裂から流下・落下する地下水の浸入によっている。調査隧道の多く

は古く、コンクリートつららの成長や壁面からの石灰質分の溶解が観察され、隧道内の湿気の高いものが多い。また隧道では、含水比が2%未満の乾燥状態にあるものも2割程観測された。このような隧道では、内壁亀裂からの地下水の流出がほとんど観察されず、しかも隧道内の換気・通気性(風通し)がよく、内部が常に乾燥した状況下にあった。このことから外的要因の影響を受けにくい車道トンネル土の含水比状態は、コンクリート壁面の劣化状況や換気・通気性に関する隧道の構造状態に大きく左右されているものと思われる。

56箇所の車道隧道で採取した土砂(車道トンネル土:83サンプル)の粒径加積曲線を図5に示している。粒度組成は各サンプル間で異なり、かなりの幅が認められるが、最大粒径は19mm以下の土粒子で構成されていた。図6に全サンプルの平均値を求め、図2に示した車道土(149サンプルの平均値)と併記して示すと、車道路線上の両土砂の粒度的な特徴として

では、砂分(粒径75 μ m~2mm)を80%前後、細粒分(75 μ m以下)を5%前後、礫分(2mm以上)を15%前後含み、土質分類上、砂質土に分類される土砂とみなせる。礫分の内、特に粒径10mm以上の粗い礫の粒子表面を観察すると、肉眼でもアスファルトタールやセメントの付着しているものが確認でき、そのような土粒子の混在も多い。当然、これらの粗い礫は車両走行過程で粒子破碎を繰返し、砂分や細粒分の小粒子に細片化して

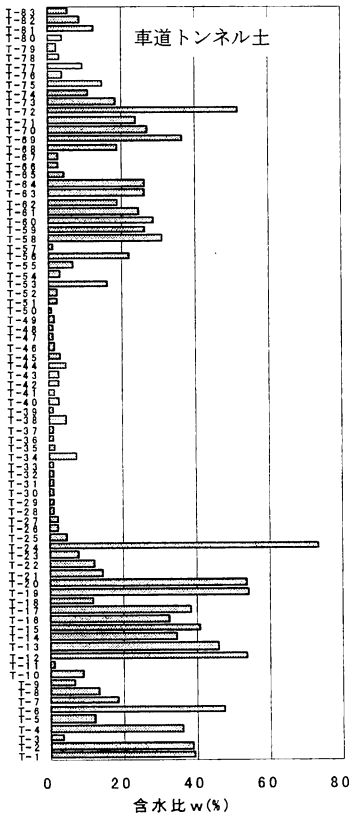


図4 車道トンネル土の含水比状況

いる可能性も高い。即ち、路線上土砂の主要な発生供給源の一つに、路面舗装材料として使用されている細骨材や粗骨材が上げられる。

(2) 強熱減量・水素イオン指数・電気伝導率

車道トンネル土についての強熱減量(Li)、水素イオン指数(pH)、電気伝導率(EC)を整理したのが図7

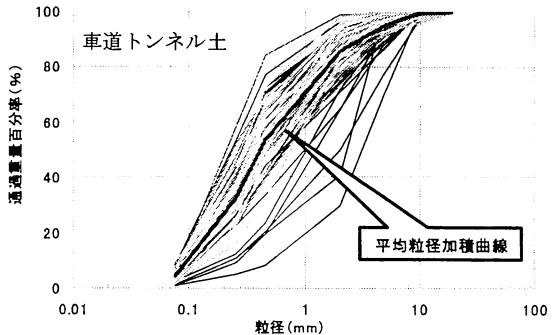


図5 車道トンネル土の粒径加積曲線

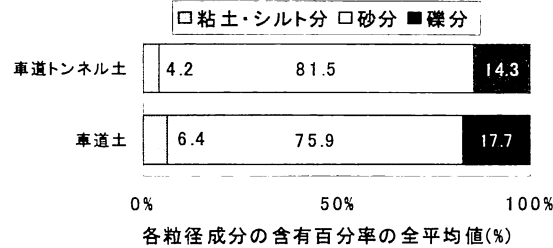


図6 両路面土砂での粒径成分の平均値の比較

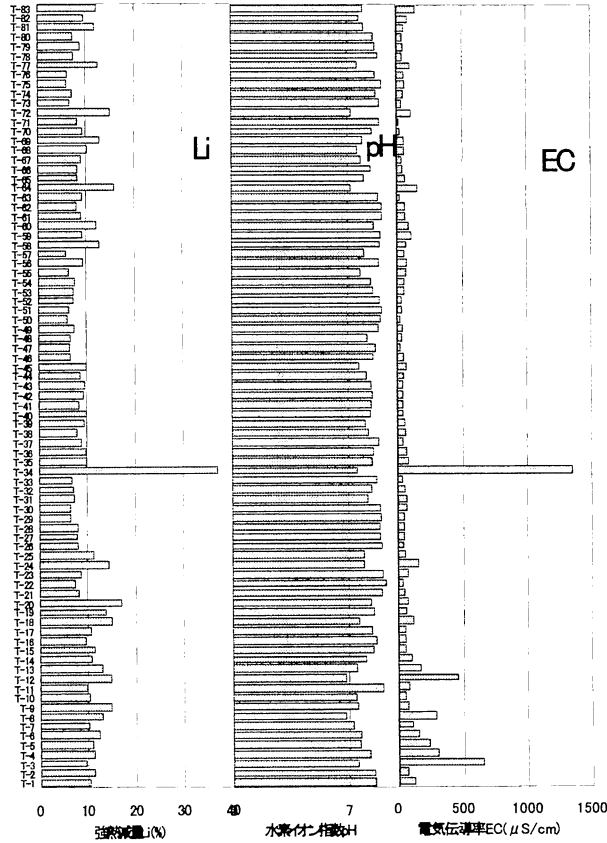


図7 車道トンネル土の基礎化学物性

である。また全サンプルの平均値を求め、上述の車道土の結果と併記したのが図8である。車道トンネル土のLi値は10%前後のサンプルが大半を占めており、平均値は10.0%, またpHとECの平均値は、それぞれ8.4と97.1 μ S/cmであった。車道トンネル土が車道土と異なる点は、全体的な傾向として、Li値の

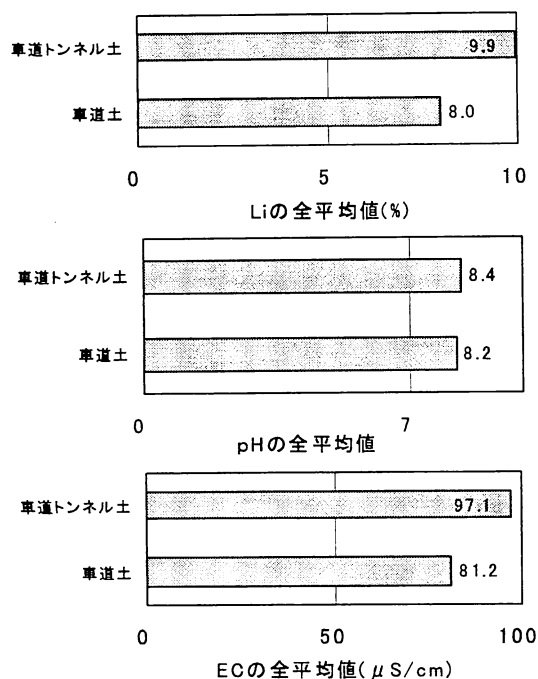


図8 両路面土砂での化学物性値の平均値の比較

高いサンプルが多く、平均値で2%程高くなっていることである。これが反映していて、イオン成分の溶出性が高くなることが考えられ、EC値も平均値で16 μS/cm程高くなっているものと推察される。車道トンネル土の強熱減量(Li)を左右する大きな要因は二つ挙げられる。①壁面亀裂からの地下水の流下で土砂が湿潤状態にあるものが多く、しかも直射日光を受けない暗所環境下にあることから、棲息が確認される土中小生物・微生物の存在、またその排泄物や遺骸等の混在に起因する有機物量の灼熱による質量損失。そのため車道トンネル土の多くの土砂は、下水汚泥のような強い悪臭を発するものが多い。②非拡散的環境下にある車道隧道内壁やガードレール等には、長年、排気ガスと共に排出された煤煙が黒くこびり付いている。当然、この煤煙も車道トンネル土に沈着・混入している。車両排気煤煙は、所謂、「煤」であり、その主成分は炭素化合物であることから、高温(800℃)での灼熱過程で放出される二酸化炭素(CO₂)による質量損失。即ち、無機物質の質量損失が強熱減量として現れる。

4.2 車両排気煤煙の化学物性

図9は、10箇所の車道隧道内で、ガードレールに付着していた車両排気煤煙の含水比(w)、強熱減量(Li)、水素イオン指数(pH)、電気伝導率(EC)に関する基本的な化学物性を示している。

含水比(w)は3～15%範囲で、その平均値は7.6%で

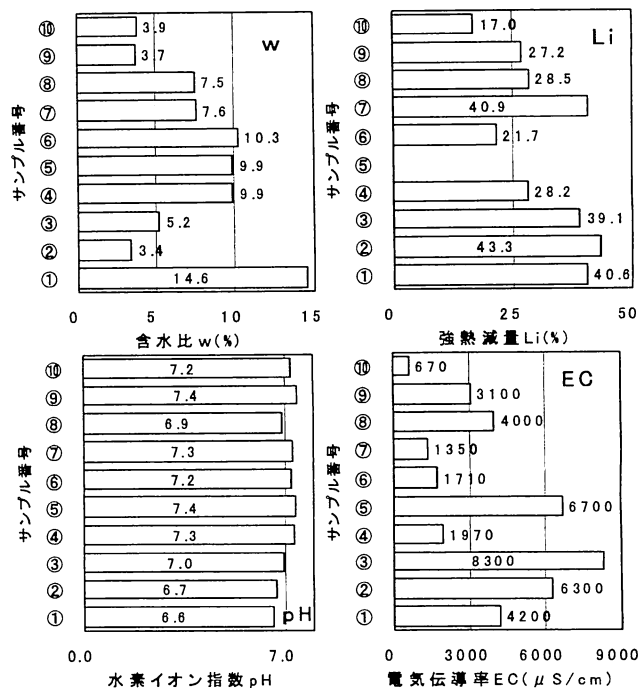


図9 車両排気煤煙の基本的化学物性

表2 車道トンネル土と排気煤煙の基本的物性値

測定項目	車道トンネル土		車両排気煤煙	
	測定範囲	平均値	測定範囲	平均値
含水比 w(%)	0.9～72.9	15.1	3.4～14.6	7.6
強熱減量 Li(%)	5.6～37.1	10.0	17.0～43.3	31.8
水素イオン指数 pH	6.8～9.3	8.4	6.6～7.4	7.1
電気伝導率 EC(μS/cm)	18.0～1350	97.1	670～8300	3800
粘土・シルト分(%) : 75 μm 以下	0.8～9.6	4.2	—	—
砂分(%) : 75 μm～2mm	29.1～96.5	81.5	—	—
礫分(%) : 2mm～75mm	1.2～70.1	14.3	—	—

あった。強熱減量(Li)は、混入している微細な粉塵等の量にも左右されると思われるが、40%を超えるものが4サンプル確認され、その平均値は31.8%で、隧道内の土砂である車道トンネル土の平均値10.0%(図8参照)の3倍以上の高い値となっている。排気煤煙は炭素化合物が不完全燃焼で生じた微細な浮遊物質を主成分としている。そのため排気煤煙が高い強熱減量(Li)を呈するのは、既述したように、灼熱過程で放出される二酸化炭素(CO₂)による質量損失によっている。また排気煤煙の水素イオン指数(pH)は、7前後の中性で、平均値は7.1となっている。特徴的な化学物性としては、排気煤煙の電気伝導率(EC)が、車道土や車道トンネル土の路面上土砂に比較して、遥かに高いことである。検出範囲は670 μS/cm～8300 μS/cmで、3000 μS/cmを超えるものが6サンプル確認された。平均値は3800 μS/cmで、図8に示したように、車道土(81.2 μS/cm)の47倍、車道トンネル土(97.1 μS/cm)の39倍となっている。このように電気伝導率(EC)は溶存する化学成分量の目安となる指標であることから、車両排気煤煙は多種類

の化学物質を含有成分としており、しかも化学成分の溶出機能が極めて高いことが理解される。即ち車両排気煤煙が土砂に僅かに沈着・混入した程度で、土砂の吸着・溶出性等の化学物性を大きく変容させる可能性のあることを示唆している。

表2には車道トンネル土と車両排気煤煙についての基本的な土質・化学物性値をまとめている。

5. 重金属類等の溶出性の評価

5.1 車道トンネル土

同じ路面上土砂でも、車道トンネル土が車道土と大きく異なる存在条件は、降水の侵入や粉塵・枝葉等の飛来物質の混入など、外的要因による影響を受けにくく、車両排気ガス等の道路交通網システムからの負荷効果が蓄積されやすい環境下に曝されていることにある。

そのような視点で考察するために、図10には車道トンネル土の全サンプルについての11元素成分の溶出量を、また図11には、各元素成分について、それ

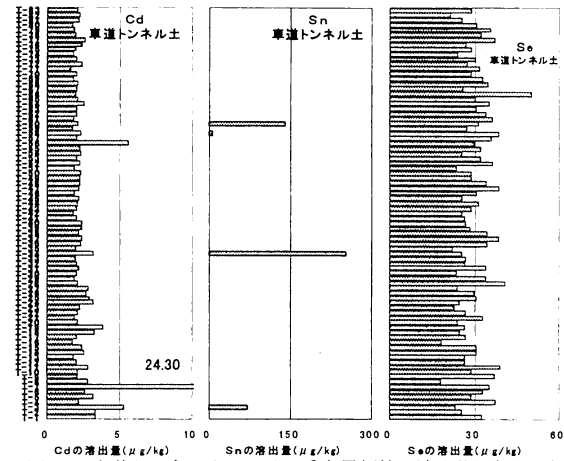


図10 車道トンネル土における重金属類等の溶出状況(その2)

ぞれ全平均値を求め、図2で示した同じ三浦半島域の車道路線網上の土砂である車道土の成果との比較検証を試みている。まず図10に着目すると、Sn以外の10元素成分においては、大半のサンプル(地点)で検出されることがわかる。サンプル間でかなりばらつきは認められ、車道土の場合にも確認された傾向であるが、やはりNi, Cu, Mn, Al, Znの溶出量が高い。

CrとPbも比較的高い溶出量が検出され、中には突出した値を示すサンプルも確認される。As, Cd, Seは他の元素成分に比較して小値ではあるが、全サンプルで検出される。Snの検出は全サンプル(83個)中5サンプル(検出比率6%)であるが、その中に100 μg/kg(車道土の場合には最大値は約20 μg/kgであった)を超える高い溶出量を呈するサンプルもある。土壤環境基準値と対応させると、Cr(基準値：500 μg/kg) ,

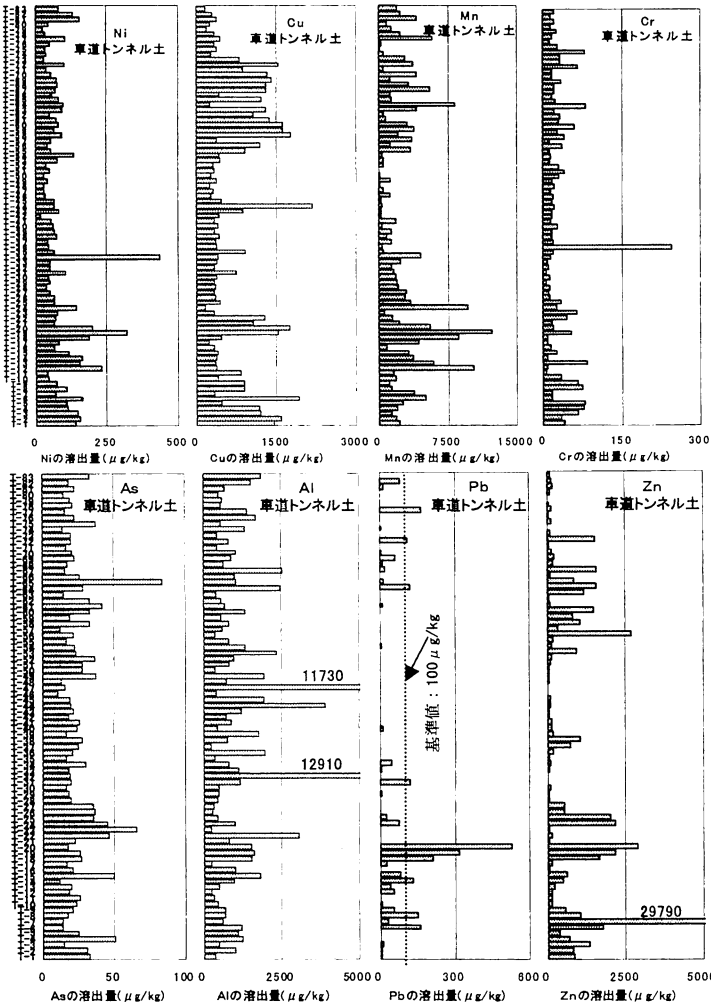


図10 車道トンネル土における重金属類等の溶出状況(その1)

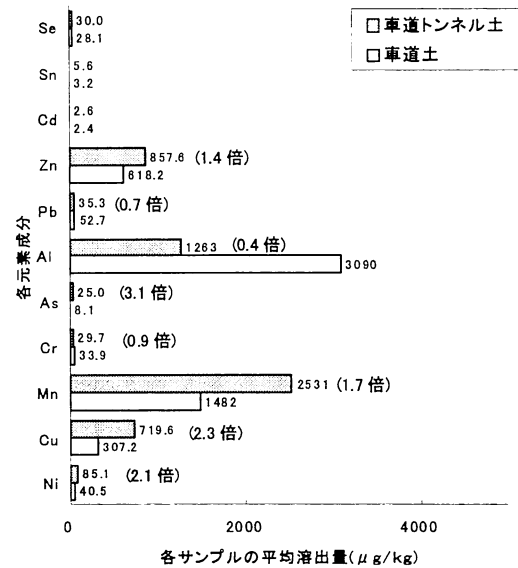


図11 両路面上土砂における重金属類等の平均溶出量の比較

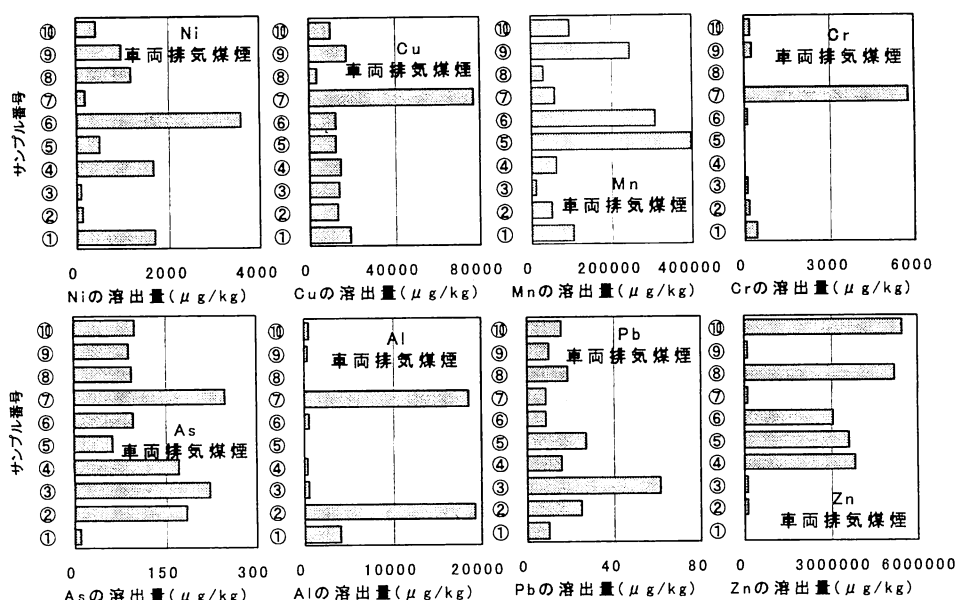


図 12 車両排気煤煙における重金属類等の溶出状況(その 1)

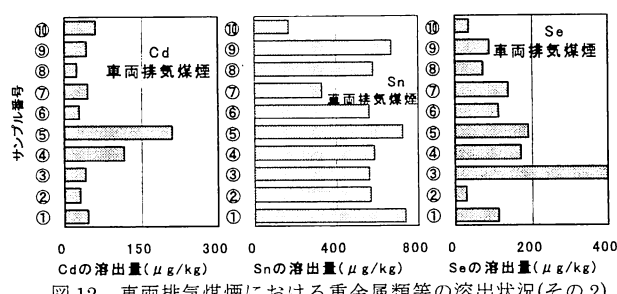


図 12 車両排気煤煙における重金属類等の溶出状況(その 2)

As(100 $\mu\text{g/kg}$), Cd(100 $\mu\text{g/kg}$), Se(100 $\mu\text{g/kg}$)では基準値を超えるサンプルは検出されなかったが、Pb(基準値: 100 $\mu\text{g/kg}$)は10サンプル(12%)あった。基準値の設定されていない元素成分では、Niは200 $\mu\text{g/kg}$ を超えるものが4サンプル(5%)、溶出量が1000 $\mu\text{g/kg}$ を超えるものがMnでは59サンプル(71%)、Cuでは23サンプル(28%)、Znでは17サンプル(21%)あった。やはりAlの溶出量も高く、車道土の場合にも確認されているが、多くのサンプルで1000 $\mu\text{g/kg}$ を超えている。

車道トンネル土の場合について、全サンプルの平均値を用いて各元素成分間での溶出量の大小関係を表すと、下記ようになる。

Mn(2532) > Al(1263) > Zn(857.6)・Cu(719.6) > Ni(85.1) > Pb(35.3) > Se(30.0)・Cr(29.7) > As(25.0) > Sn(5.6) > Cd(2.6)・・・(1)

特に車道トンネル土の場合には、Mnの溶出性が極めて高いことにある。通常、Mnは煤煙・煤塵による大気汚染物質ではその吸着・沈着性が高く、排気ガスによる影響が大きいとされる有害元素成分の一つである。閉鎖的な環境下にある車道隧道内では、放出される車両排気ガスによる蓄積的な負荷効果の表れとも考えられる。

そこで、図11では、各元素成分の平均値を車道土の場合と比較している。Mnの溶出量は、車道トンネル土では1.7倍、同様に比較的溶出量の高い元素成分であるZnは1.4倍、Cuは2.3倍、Niは2.1倍となっている。一方、溶出量の低い元素成分では、Asは3.1倍であるのに対し、逆にCrは0.9倍、Pbは0.7倍で、Se, Sn, Cdでは両土砂間でほとんど差異は認められない。このような傾向は、次節で詳述するが、車両排気煤煙

の各元素成分の溶出性と関連している。即ち、車道トンネル土で高い溶出量を呈する元素成分は、やはり車両排気煤煙でも高い溶出量を呈している。また両土砂間でほとんど差異のない低溶出量を呈する元素成分は、車両排気煤煙からの溶出量も極めて低い結果となっている。

このような分析結果から、溶出量の高いMn, Zn, Cu, Niの元素成分は、車両排気ガスから排出される煤煙の吸着・沈着やその蓄積的な負荷効果に起因しているところと判断される。他方As, Pb, Crを含め、Se, Sn, Cdの元素成分は両土砂間であまり差異が認められないことから、直接的に車両排気煤煙に起因しているよりもむしろ、車体・舗装路面の剥離磨耗物質等に由来する他の路面交通因子に関連しているものと推察される。なおAlの溶出量は両土砂でいずれも高いが、車道トンネル土は車道土に比較して0.4倍となっている。明確な理由はここでは言及できないが、車両排気煤煙においても、AlはZnの0.2%、Mnの3%程度の溶出量である。このことから、Alは排気煤煙によるよりもむしろ、路面舗装材の剥離・磨耗物質や飛砂等の路外から混入した土砂・粉塵からの供給が考えられる。

5.2 車両排気煤煙

ここでは車両排気ガスと共に排出される排気煤煙を取り上げ、有害元素成分の溶出量が卓越していることを明らかにし、種々の要因の中でも、路面上土砂が汚染土砂となる危険性の最大の原因は、車両排気ガスの存在にあることを実証する。

図 12 には、10箇所車道隧道内で採取した車両排気煤煙についての重金属類等(11 元素成分)の溶出結果を示している。いずれの元素成分も極めて高

い値が検出される。特に Zn は $5000000 \mu\text{g/kg}$, Mn は $400000 \mu\text{g/kg}$, Cu は $80000 \mu\text{g/kg}$, Al は $20000 \mu\text{g/kg}$, Ni は $3500 \mu\text{g/kg}$ 前後の最高値が検出され

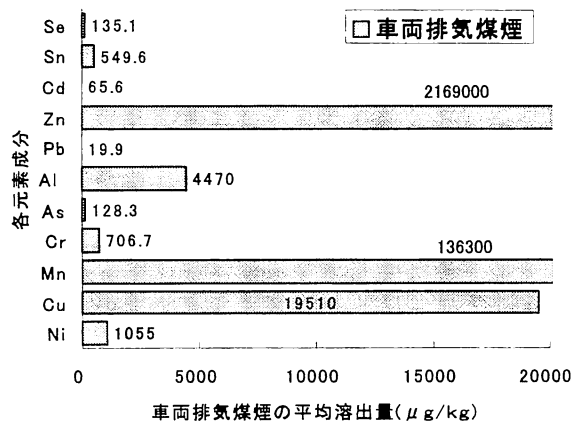


図 13 車両排気煤煙での重金属類等の平均溶出量

ている。これらの元素成分の溶出量はオーダー的にかなり高いが、突出して高い値が検出されているものもあり、サンプル間でのばらつきは大きい。便宜上、平均値を求めて表示したのが図 13 である。各元素成分間での溶出量には、下記の大小関係が認められる。

$\text{Zn} (2169000) > \text{Mn} (136300) > \text{Cu} (19510) > \text{Al} (4470) > \text{Ni} (1055) > \text{Cr} (706.7) > \text{Sn} (549.6) > \text{Se} (135.1) > \text{As} (128.3) > \text{Cd} (65.6) > \text{Pb} (19.9) \dots (2)$

車両排気煤煙からの Zn の溶出量は、図 11 で示した車道トンネル土の 2529 倍、車道土の 3509 倍、Mn は 54 倍と 92 倍、Cu は 27 倍と 50 倍、Ni は 12 倍と 26 倍などとなっている。しかし Pb の溶出量だけは低く、車道トンネル土の 0.6 倍、車道土の 0.4 倍となっているのが特徴的である。

そこで車両排気煤煙と路面上土砂との各元素成分間の因果関係をより鮮明にするために、図 11 中に車

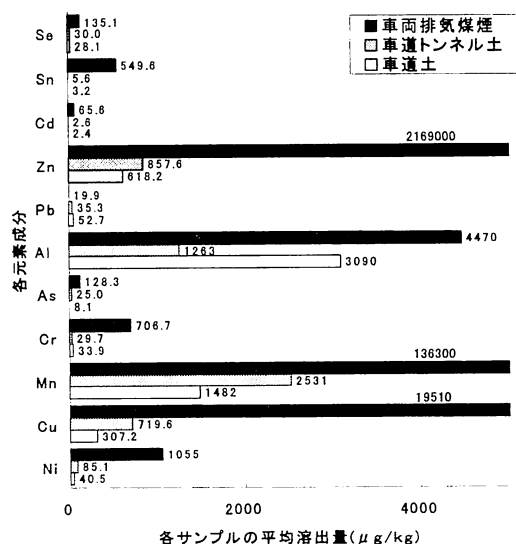


図 14 両路面上土砂と車両排気煤煙での重金属類等の平均溶出量の比較

両排気煤煙の結果を併記したのが図 14 である。特に、車両排気煤煙での溶出量が極めて高い Zn, Mn, Cu 及び比較的高い Ni では、これに呼応して路面上土砂から

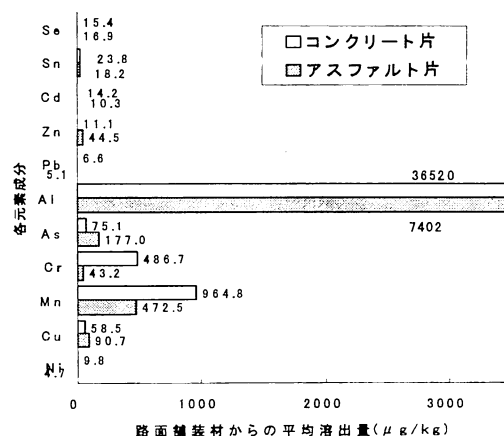


図 15 両路面舗装材からの重金属類等の溶出性

の溶出量も高い。しかもこれらの元素成分はいずれも車両排気煤煙が蓄積されやすい閉鎖的環境下にある車道トンネル土の場合に、より高い溶出性を呈していることがわかる。即ち Zn, Mn, Cu, Ni の路面上土砂への主要な供給源は車両排気煤煙にあり、排気ガスと共に排出される煤煙の吸着・沈着に因るところが大きいと考えられる。なお排気煤煙からの Al の溶出量 ($4470 \mu\text{g/kg}$) も高いが、Zn, Mn, Cu の溶出量に比較すると、それぞれ 0.2%, 3.2%, 23% 程度で、3 者の元素成分に比して組成的にはかなり少ないと判断される。ちなみにコンクリート・アスファルト片からの Al の溶出性は高く、路面舗装材からの剥離・磨耗粉塵が主要な供給源の一つとなっている可能性が高い(図 15)。

6. 硝酸・硫酸イオンの溶出性の評価

路面上土砂から溶出する有害物質の主要な供給源は、車両交通負荷からの影響と密接な因果関係を有していることのさらなる確証を深めるために、車両排気ガスからの窒素酸化物 (NO_x) と硫黄酸化物 (SO_x) に起因する硝酸イオン (NO_3^-) (亜硝酸イオン (NO_2^-) も含む) と硫酸イオン (SO_4^{2-}) の溶出性に関して論述する。

6.1 車道トンネル土

図 16 は、56 箇所の車道隧道内で採取した 83 サンプルの車道トンネル土についての硝酸イオン (NO_3^-)、亜硝酸イオン (NO_2^-)、硫酸イオン (SO_4^{2-}) の溶出量を示している。

NO_3^- の検出範囲は $0 \sim 523.8 \text{mg/kg}$ で、平均値は 28.1mg/kg であるが、36 サンプルが非検出(検出率 34%)であった。 NO_3^- が非検出あるいは小値のサンプ

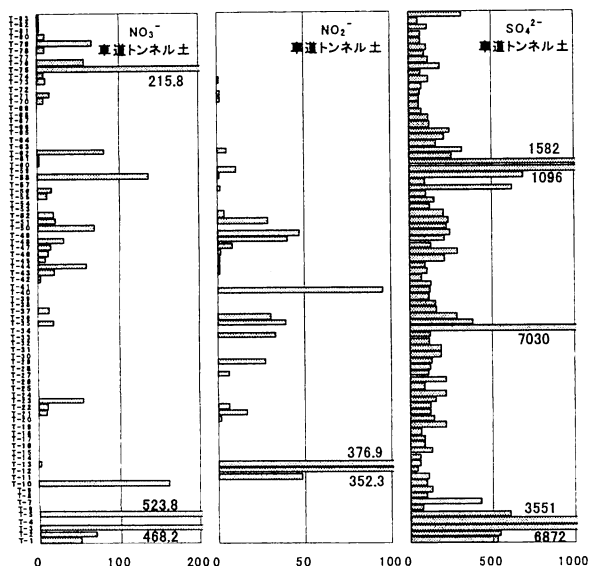


図 16 車道トンネル土での NO_3^- ・ NO_2^- ・ SO_4^{2-} の溶出状況

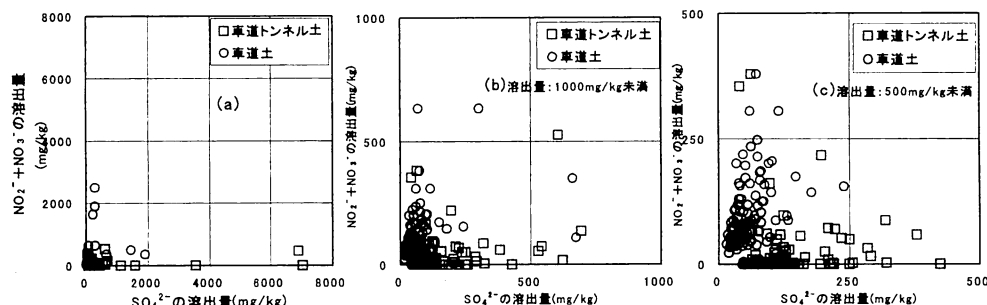


図 17 車道土と車道トンネル土との $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- \sim \text{SO}_4^{2-}$ 関係の比較

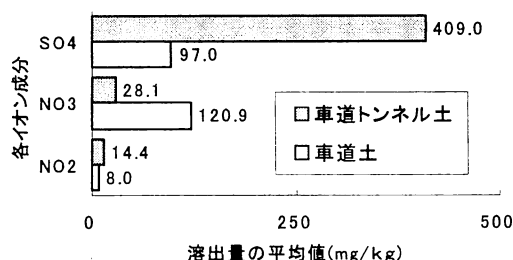


図 18 両路面上土砂での NO_3^- ・ NO_2^- ・ SO_4^{2-}

の平均溶出量の比較

ルでは NO_2^- が概ね検出される傾向にあった。 NO_2^- の検出範囲は 0~376.9mg/kg で、平均値は 14.4mg/kg であるが、検出率は 34%(28 サンプル)であった。 SO_4^{2-} の検出範囲は 41.3~7030mg/kg で、平均値は 409.0mg/kg であった。大半のサンプルは 200mg/kg 以下であるが、中には 3000mg/kg を超える極端に高い溶出量を示すものが数サンプル確認される。そこで車道土の場合と比較し、両土砂間における相違をみたのが図 17 である。ここでは硝酸系イオンは NO_2^- と NO_3^- の合イオン量として表示している。また両イオン量の検出範囲が広いので、見取りやすくするために同図には、1000mg/kg 未満と 500mg/kg 未満に区分したのも添付している。車道トンネル土の場合には、車道土に比して SO_4^{2-} の溶出量が総じて高く、しかも極端に高い値が検出されるサンプルが確認される傾向にある。これに対して、車道土の場

合には、車道トンネル土に比して、逆に硝酸系イオン ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) の溶出量の高い傾向が認められる。サンプル間でかなりばらつきもあるが、両土砂において全サンプルの平均値を求め比較すると、図 18 に示すように、 SO_4^{2-} の溶出量は、車道トンネル土では車道土に比較して 4.2 倍、 NO_3^- と NO_2^- の場合には、逆に、車道土は車道トンネル土に比較して、それぞれ 4.3 倍と 1.8 倍となっている。このような結果から、路面上土砂での両イオン成分の溶出性には相違が認められ、車道トンネル土の場合には SO_4^{2-} 、車道土の場合には NO_3^- と NO_2^- の溶出性が高い傾向にあることがわかった。

車道トンネル土での硫酸イオンの高い溶出性の主因は、排気ガスの拡散的な状況下にある車道土に対し、硫黄酸化物(SO_x)の照射に起因する蓄積的な負荷効果が反映されたものと推察される。また硫酸イオンと同様に、硝酸イオンの場合も当然、窒素酸化物

(NO_x) の蓄積的負荷効果によって、車道トンネル土では車道土に比して高い溶出量を呈するものと想定していたが、結果は逆の傾向となっている。

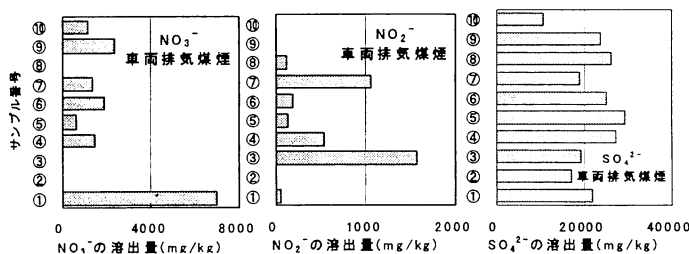


図 19 車両排気煤煙での NO_3^- ・ NO_2^- ・ SO_4^{2-} の溶出状況

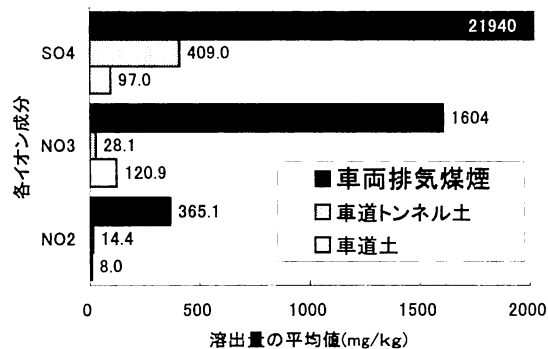


図 20 両路面上土砂と車両排気煤煙での NO_3^- ・ NO_2^- ・ SO_4^{2-} の平均溶出量の比較

この理由については窒素態の変態に起因しているものと推察している。車道トンネル土の場合には、暗所的で嫌気性環境下にあることも多く、サンプルは異臭を発するものが多く確認される。このようなサン

ブルでは、微生物の棲息やその排泄物等に起因してアンモニアイオン(NH_4^+)が検出されることが多い⁵⁾。そのため還元菌などの微生物作用によって、生成された硝酸イオン(NO_3^-)が脱窒して亜硝酸イオン(NO_2^-)に、さらに窒素ガス(N_2)と亜酸化窒素ガス(N_2O)となって大気に放出されたため、硝酸イオン(NO_3^-)と亜硝酸イオン(NO_2^-)の溶出量が車道土に比較して小値傾向を示したものと考察できる。

6.2 車両排気煤煙

図19は、車両排気煤煙からの3イオン成分の溶出結果を示している。排気煤煙への微小土粒子や粉塵等の異物混入率などのサンプル間での成分組成の相違によるものと思われ、先述した化学物性値や重金属類等の溶出性にみられるように、サンプル間でのばらつきは大きい。硝酸イオン(NO_3^-)は0～7024mg/kg 範囲、亜硝酸イオン(NO_2^-)は0～1562mg/kg 範囲、硫酸イオン(SO_4^{2-})は10580～29360mg/kg範囲で、平均値はそれぞれ1604mg/kg、365.1mg/kg、21940mg/kgであった。非検出は NO_3^- で1サンプル、 NO_2^- で3サンプルあった。しかし他のサンプルはいずれも極めて高い溶出量を呈していることがわかる。そこで路面上土砂(車道土と車道トンネル土)の場合と併記し、全サンプルの平均値と比較したのが図20である。3イオン成分の車両排気煤煙からの溶出量はオーダー的に異なっており、極めて高いことが一目瞭然に理解できる。 SO_4^{2-} では車道土の226倍、車道トンネル土の54倍、 NO_3^- では車道土の13倍、車道トンネル土の57倍、 NO_2^- では車道土の46倍、車道トンネル土の25倍となっている。このような車両排気煤煙からの3イオン成分の溶出実態から判断すると、路面上土砂への僅かな排気煤煙の混入・沈着によって、極端に高い溶出量が検出されることが十分理解できる。即ち車両排気煤煙での3イオン成分の高濃度の溶出性は路面上土砂の同イオン成分の溶出性と密接に関連していることを実証している。

7. 車道路線マップ

常時移動・変動する交通車両や交通量の状況を鑑み、路面上土砂が汚染土砂となる危険性をバロメーターとして、道路交通網システムから誘発される有害物質の実態を、路線網上で面的に捉え評価しようと試みたのが、提案する有害物質の車道路線マップである。分析した重金属類等の11金属元素(Ni, Cu, Mn, Cr, As, Al, Pb, Zn, Cd, Sn, Se)の他に6イオン成分について作成しているが、図21には代表例を提示している。車道トンネル土(56 隧道 83 サンプル)を一箇所の隧道内で複数サンプル(2～3 サン

プル)採取している場合には、それらの結果を併記している。各化学成分の溶出量は[$\mu\text{g/kg}$]単位で表示し、土壤環境・水質基準値を考慮して、4ランク(I～IV)に区分している。なお両基準値に規定される化学成分においては、IVランクでの溶出量の下限値は基準値となっていることから、IVランクの表示マークは、基準値を超えた溶出量の状況を示している。

車道路線マップから明らかなように、路面上土砂から溶出する各種化学成分間の相違や路線的な特徴及び隧道内土砂(車道トンネル土)の特異的な傾向などを、面的にしかも一目瞭然に捉えることができる。車道路線マップの利点等を列挙し、その工学的な有効性及び活用性について下記に要約している。

①車道路線網上での面的な表示方法であることから、有害物質が基準値を超えているか否か、あるいは高い溶出量が集中しているか否か、車道区間や隧道地点の広域的な実情を瞬時に読み取ることが可能となる。即ち汚染土砂となる有害物質の種類や溶出量の濃度状況を路線網上で判別することが容易となり、有害物質の発生供給源の解明や究明に有効となる。

②車両交通量との因果関係に関する科学的な考察を反映させることによって、路面上土砂をバロメーターとした道路交通網に対する環境汚染防止対策のための新たなモニタリングシステムの構築に役立つ。

③路面上土砂は道路交通システムから誘発される有害物質が人を含め環境へ与える影響のバロメーター的な役割を担っていることから、道路交通網の環境保全対策や清掃維持管理のあり方を再点検して、作業方法や技術的な問題点を見直すことに有効となる。特に車道路面上からの土砂の回収・除去方法のあり方や路面上土砂の安全な撤去・処分技術の開発等に活用できる。

8. おわりに

車道路線上の土砂は、道路交通網システムから誘発される有害物質が人を含め自然環境に与える影響のバロメーター的役割を担っている。道路交通網全域に亘って面的に汚染土砂としての危険性の実態を科学的に捉えるために提案した車道路線マップは、路面上土砂が汚染土砂となる危険性を路線網上で広域的に評価することに役立つだけでなく、道路交通網システムから曝露される汚染物質に対する実践的な軽減・防止対策の強化・推進が図られることの重要性について警鐘を鳴らすのに有効となる。

参考文献

- 1) 山口晴幸, 佐藤大祐, 宮崎徳明(2009. 11): 車道土の環境物性と汚染化学物質の評価, (社)地盤工学会, 第54回地盤工学シンポジウム平成21年度論文集, pp. 59～66.

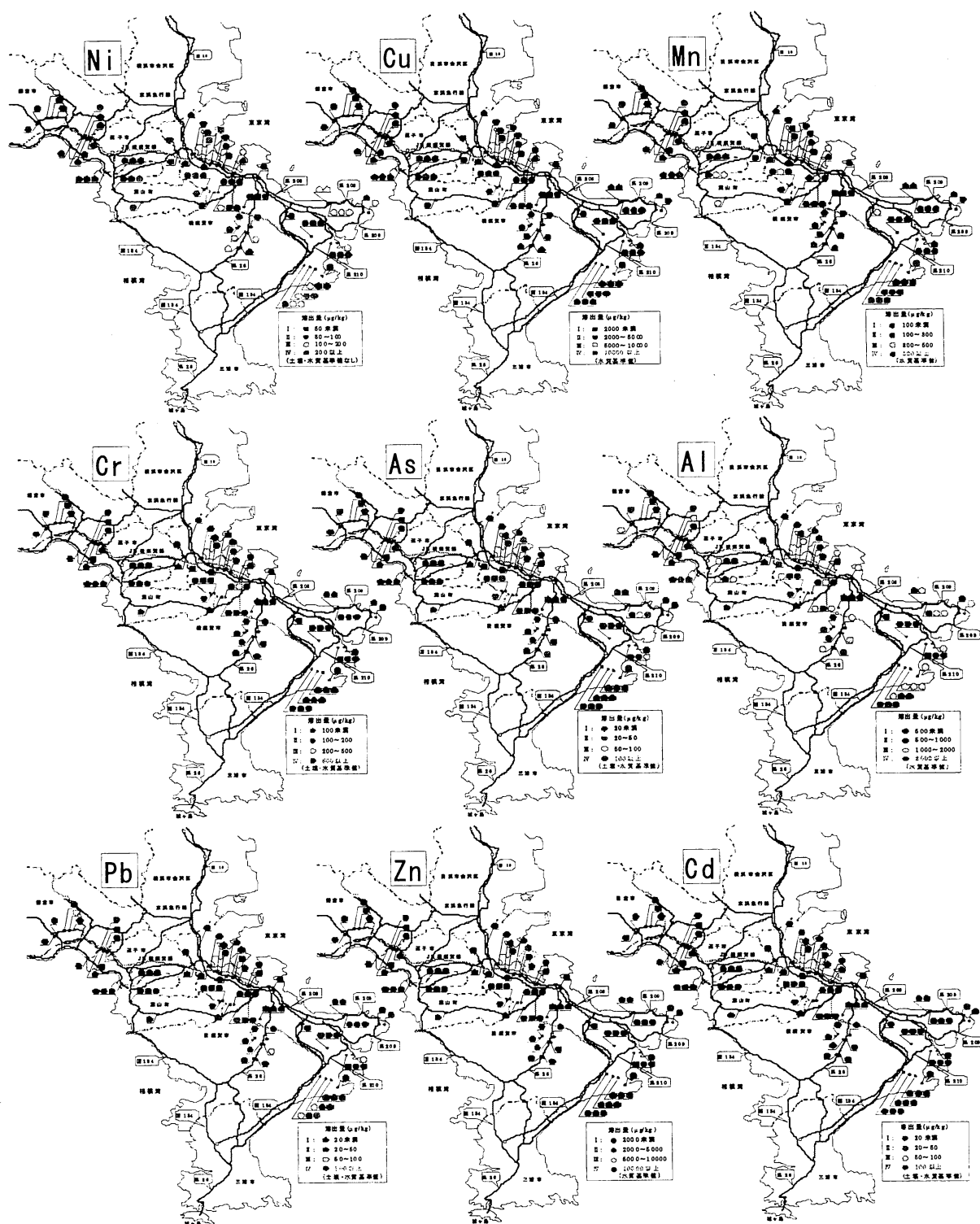


図 21 車道トンネル土の有害物質の車道路線マップ(9 元素例)

- 2) 山口晴幸, 宮崎徳明 (2010. 1) : 排気ガスに曝露される車道土の環境汚染の危険性～有害物質(重金属類, NO_3^- , SO_4^{2-} 等)の溶出性(前編)～, (財)日本環境衛生センター, 生活と環境, 第 55 巻第 1 号(通巻 645 号), pp. 30～36.
- 3) 山口晴幸, 宮崎徳明 (2010. 2) : 排気ガスに曝露される車道土の環境汚染の危険性～有害物質(重金属類, NO_3^- , SO_4^{2-} 等)の溶出性(後編)～, (財)日本環境衛生センター, 生活と環境, 第 55 巻第 2 号(通巻 646 号), pp. 44～52.

- 4) 山口晴幸, 宮崎徳明 (2010. 4) : 車道土から溶出する環境汚染物質の危険性～重金属類, NO_3^- , SO_4^{2-} 等の溶出性～, (財)水利科学研究所, 水利科学, No. 312(第 54 巻第 1 号), pp. 104～147.
- 5) 宮崎徳明, 山口晴幸 (2010. 8) : 車道土による水環境汚染の危険性, (社)土木学会, 第 18 回地球環境シンポジウム講演集, pp. 113～118.
- 6) 地盤工学会編(1990. 3) : 土質試験の方法と解説, 「化学試験」