論 説
 Original Article

地圏環境における鉱物油のヒトへのリスク評価に関する研究

川辺 能成*・西脇 淳子*・坂本 靖英*・原 淳子*・駒井 武*

(Received December 27, 2008 ; accepted May 16, 2008)

Risk assessment of mineral oils expose to human in the Geo-environment

Yoshishige Kawabe, Junko Nishiwaki, Yasuhide Sakamoto, Junko Hara and Takeshi Komai

Abstract : The authors have developed the original risk assessment model for soil contamination caused by mineral oils. The exposure rates, the distribution of exposure paths and the risk level of gasoline, kerosene and diesel oil have been evaluated by using Geo-environmental Risk Assessment System (GERAS-1). The major exposure pathways to the human of gasoline and kerosene are the air inhalation, whereas they are mainly exposed to diesel oil from air inhalation, groundwater intake and crops intake. The major components of total petroleum hydrocarbon (TPH) involved in the exposure were aliphatic TPH (C5-C8) for gasoline, aliphatic TPH (C7-C12) for kerosene, and aliphatic TPH (C7-C16) and aromatic TPH (C7-12) for diesel oil. The soil contents of total TPH for exposure limits are estimated at following levels, 14 (sandy soil) – 38 (loamy soil) mg/kg for gasoline, and 1400 (sandy soil) – 3400 (loamy soil) mg/kg for kerosene, and 540 (sandy soil) – 1300 (loamy soil) mg/kg for diesel oil.

Keywords : gasoline, kerosene, diesel oil, exposure, soil contamination, risk assessment, exposure model

1. はじめに

近年、産業活動に起因した土壌・地下水汚染の事例が増加している(駒井, 2004)。また、重金属類のように自然起源の有害物質が土壌や地下水中に多量に存在し、バックグラウンドとしての濃度レベルが高い地域もみられる。一方、揮発性有機化合物(VOC)、多環芳香族炭化水素(PAHs)および油分のような有機化合物による汚染では、自然起源によるものはほとんどなく、むしろ産業活動に起因した人為的な要素が大きい。

これらの環境問題を客観的に評価するための手法として、暴露をもとにしたリスク評価のアプローチが重要である(駒井, 2004)。すなわち、汚染された土地ごとに土壌や地下水環境の目標リスクを設定することや、浄化・修復技術によるリスク低減効果を定量的に評価することが重要となってくる。この際利用されるのが暴露評価モデルであり、著者らは、重金属類(川辺ら, 2003a)および有機化合物(川辺ら, 2005)を評価できるスクリーニングモデルを開発し、有害化学物質の暴露評価を行った(川辺ら, 2003a : 2003b : 2005)。

一方、鉱物油を主体とする油成分(以下、これを油分という)による土壌汚染は、ガソリン貯蔵タンクの老朽化に伴う漏洩や不法投棄などの原因により非常に多くの事例

がある。わが国の油分による土壌環境規制(例えば、「油汚染対策ガイドライン」(環境省, 2006)は、油臭や油膜といった生活環境項目に限定されている。また、現在のところ油分に対する環境基準値はベンゼンのみに設定されており、トルエンやキシレンなどの有機化合物や多環式芳香族炭化水素類(PAHs)などの物質に対しては設定されていない。また、油分についてはTPH(全石油系炭化水素: Total Petroleum Hydrocarbon)として評価する場合があるが、これについても現在のところヒトや生態系への評価がほとんどなされていない。一方、TPH中の化学物質には、発ガン性などヒトの健康に害を及ぼす物質もあり、ヒトや生態系への影響評価や対策が必要となる場合がある。著者らは、鉱物油に含まれるベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレン(BTEX)(川辺ら, 2007)やTPH類(Kawabeら, 2006 : 川辺ら, 2007)についてリスク評価を行い、鉱物油に含まれる各成分についてヒトへの健康影響を評価している。しかしながら、鉱物油は多種多様の化学物質の混合物であるため、各成分の評価だけでなく混合物として評価することが望ましいと考えられる。

そこで、本研究では鉱物油としてガソリン、灯油および軽油を対象として、著者らが開発した地圏環境評価システムの中のスクリーニングモデル(GERAS-1: Geo-environment Risk Assessment System, Tier1)(川辺ら, 2005)を用いてヒトに対する暴露評価を行い、一般的な環境条件下でその許容濃度レベルについて検討した。

* (独)産業技術総合研究所 National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)

2. 油汚染土壌の暴露評価方法

(1) 暴露評価モデル

鉱物油の暴露・リスク評価ならびに懸念レベルの推定には、スクリーニング評価モデルである GERAS-1 (Geo-environmental Risk Assessment System, Tier1) を用いた。詳細な計算式ならびに計算パラメータについては、既報 (川辺ら, 2003a; 川辺ら, 2005) を参照されたい。

(2) 鉱物油中の化学物質成分

わが国では TPH について土壌に関する基準値は設定されていない。また、欧米諸国においてもさまざまな研究機関で検討されており、推奨値などを設定している場合があるものの、土壌中の TPH についての明らかな基準値は設定されていない。これは、これらの物質がさまざまな有機化合物の混合物であり、毒性や物性などのパラメータが完全には整備されていないためと考えられる。したがって、これらの物質のデータ整備をしていく必要があるといえる。

TPH については、ガソリンや軽油、重油などの種類の違いにより、含まれる物質も異なっているほか、主成分の炭素数も異なっている。また、毒性が高いとされるナフタレンやベンゾ (a) ピレンなどの芳香族炭素類 (PAHs) も含まれている場合がある。特に、鉱物油はさまざまな化学物質の混合物であり、例えば、ガソリンでは脂肪族炭化水素が全体の 47%, BTEX が 19%, その他の芳香族炭素が 15% 含まれているとの報告 (Potter・Simmons, 1998a) がある。Table 1 に文献 (Potter・Simmons, 1998a; Potter・Simmons, 1998b; Potter・Simmons, 1998c) を基に作成した鉱物油中に含まれる TPH 類の重量パーセント値ならびに主な成分を示す。ガソリンは炭素数 4~12 程度の炭化水素で構成されていることがわかる。詳細をみると最も大きい割合を占めるのが脂肪族 TPH (C5-C6) であり、

ガソリン中の構成成分の約 3 割となっている。また、芳香族 TPH (C7-C8) についても 2 割近く含まれており、そのほとんどがトルエンおよびキシレンとなっている (Potter・Simmons, 1998a)。灯油の場合では、炭素数 7~16 程度の炭化水素で構成されており、C8-C15 程度までの n- アルカン類が全体の約 3 割を占めている。芳香族 TPH についてはそれほど多く含まれていないが、炭素数 10 のテトラメチルベンゼンや 11 のメチルナフタレン類などがそれぞれ 1% 程度含有している (Potter・Simmons, 1998b)。一方、軽油の場合では、含まれる化学物質が 80 種類以上と極めて多くなっているが、炭素数 11~21 程度までの脂肪族 TPH および炭素数 9~16 程度までの芳香族 TPH が比較的多く含まれている。脂肪族 TPH としては、炭素数 11~19 程度の n- アルカン類が約 2 割程度、芳香族 TPH としては炭素数 10 のインダン類およびテトラリン類ならびに炭素数 12 のジメチルナフタレン類が数 % 含まれている (Potter・Simmons, 1998c)。なお、本表はガスクロマトグラフ質量分析器により測定された結果のみを示したものであり、重量 % の総和は 100% とならない。また、Table1 に示した成分割合は一例であり、代表値あるいは平均値を意味するものではない。

(3) 使用パラメータ

本研究では、鉱物油としてガソリン、灯油および軽油を対象として暴露・リスク評価を行った。Table 2 に GERAS-1 で評価した鉱物油中に含まれる TPH 類の毒性パラメータを示す。TPH は、炭化水素化合物の集合体であり、一概に毒性を定めることは困難であるが、EPA の TPH ワーキンググループでは、過去の文献などを詳細に調査することにより、TPH の毒性値を検討している。それによると TPH では脂肪族あるいは芳香族で毒性が異なるほか、同族であっても炭素数により毒性が異なり、脂肪族 TPH では、C5-C6 は神経系へ影響し、C8-C16 は肝変

Table 1 Components of TPHs in gasoline, kerosene and diesel oil (Potter・Simmons, 1998)

Chemicals	% [w/w]			Major components
	Gasoline	Kerosene	Diesel	
Aliphatic-TPH (C4)	7.1	0	0	n-Butane
Aliphatic-TPH (C5-C6)	28	0	0	n-Hexane, n-Pentane
Aliphatic-TPH (C7-C8)	13	2.3	0.11	n-Heptane, n-Octane
Aliphatic-TPH (C9-10)	0	6.8	1.4	n-Nonane, n-Decane
Aliphatic-TPH (C11-12)	0	14	3.1	n-Undecane, n-Dodecane
Aliphatic-TPH (C13-16)	0	11	9.0	n-Tridecane, n-Tetradecane
Aliphatic-TPH (C17-21)	0	1.1	5.9	n-Heptadecane, n-Heneicosane
Aliphatic-TPH (C22-34)	0	0	0.66	n-Docosane, n-Tetracosane
Aromatic-TPH (C6)	1.9	0	0.029	Benzene
Aromatic-TPH (C7-C8)	19	0	0.75	Toluene, Xylene
Aromatic-TPH (C9-C10)	7.5	1.7	6.4	Indene, Naphthalene
Aromatic-TPH (C11-C12)	0.3	3.2	4.0	Methylnaphthalene
Aromatic-TPH (C13-C16)	0	0.065	2.4	Fluorene, Anthracene, Pyrene
Aromatic-TPH (C17-C21)	0	0.0022	1.1	Benzo (a) anthracene, Benzo (a) pyrene
Aromatic-TPH (C22-C35)	0	0	0.000043	Benzo (g,h,i) perylene, Picene

Table 2 Reference dose (RfD) of TPHs containing in mineral oils and its toxicity.

Chemicals	RfD [mg/kg/d]		Toxicity
	Oral	Inhalation	
Aliphatic-TPH (C5-C6)	5.0×10^0	6.4×10^1	Disorder of nervous system
Aliphatic-TPH (C7-C8)	5.0×10^0	6.4×10^1	
Aliphatic-TPH (C9-10)	1.0×10^{-1}	3.5×10^0	Hepatic disorder,
Aliphatic-TPH (C11-12)	1.0×10^{-1}	3.5×10^0	hematologic change
Aliphatic-TPH (C13-16)	1.0×10^{-1}	3.5×10^0	
Aliphatic-TPH (C17-21)	2.0×10^0	-	Hepatic granuloma
Aliphatic-TPH (C22-34)	2.0×10^0	-	
Aromatic-TPH (C6)	3.0×10^{-3}	2.1×10^{-2}	Disorder of nervous system
Aromatic-TPH (C7-C8)	2.0×10^{-1}	1.4×10^0	Hepatic or kidney disorder
Aromatic-TPH (C9-C10)	4.0×10^{-2}	7.0×10^{-1}	
Aromatic-TPH (C11-C12)	4.0×10^{-2}	7.0×10^{-1}	Weight loss
Aromatic-TPH (C13-C16)	4.0×10^{-2}	7.0×10^{-1}	
Aromatic-TPH (C17-C21)	3.0×10^{-2}	-	Kidney disorder
Aromatic-TPH (C22-C35)	3.0×10^{-2}	-	

化および血液学的変化を生じさせ、C16-C35は肝肉芽腫の原因となると報告(Edwardsら, 1997b)されている。一方、芳香族TPHでは、C6は神経系障害、C7-C8は肝障害および腎障害、C9-C16は体重の減少、C17-C35は腎障害の原因となると報告(Edwardsら, 1997a)されている。そして、それらの毒性データに基づきTPHの参照用量(RfD)ならびに参照濃度(RfC)を算出している(Edwardsら, 1997c)(Table2:RfC値についてはRfD値に変換)。そこで、GERAS-1における目標暴露量(健康影響の観点から、土壤媒体から許容される暴露量の最大値)は、例えば食品摂取や実際に灯油などの鉱物油を取り扱う際の暴露など、土壤汚染に起因した暴露経路以外からの取り込みも考慮し、暴露経路毎(経口、経気道)のRfDが10%(ヒトへの暴露量の土壤汚染の寄与率を10%と仮定)となる条件とした。

土壤・地下水に関するパラメータは、既報(川辺ら, 2003a:2003b:2005)と同様にロームおよび砂質土のものを用いた。また、暴露に関するパラメータについても既報(川辺ら, 2003a:2003b:2005)と同様の値を用いた。

3. 結果および考察

(1) 鉱物油汚染土壤の暴露量および暴露経路

Fig. 1にガソリン(Fig.1(A)), 灯油(Fig.1(B))および軽油(Fig.1(C))が全TPHとして土壤中に1 mg/kg(ユニット重量)存在する場合の暴露量および暴露経路を示す。暴露シナリオとしては、土質としてロームおよび砂質土を、暴露経路はワーストケースを想定し、すべての暴露経路を考慮した。また、生涯暴露期間を子供6年、大人64年の合計70年間として算出した。なお、炭素数4の脂肪族TPHについては、現在のところパラメータが存在しておらず、GERASでは評価できないため省略した。

全暴露量についてはどの鉱物油においても砂質土の方

Fig. 1(A) Exposure rates and contribution of the different exposure pathways of gasoline to the total human exposure.

がロームの場合より約3倍大きくなった。ローム土では有機炭素含有量が多く、鉱物油は比較的土壤中に留まりやすくなる。したがって、鉱物油の地下水や大気への移行が砂質土に比べて少なくなり、結果として、大気経路、地下水経路あるいは農作物経路によるヒトへの暴露量が小さくなる。

Fig. 1(B) Exposure rates and contribution of the different exposure pathways of kerosene to the total human exposure.

暴露割合については両土質にそれほど差異が認められず、ガソリン、灯油および軽油のいずれの場合でも大気経路の暴露が主要暴露経路となった。ただし、ガソリンおよび灯油では95%以上が大気経路による暴露であるのに対し、軽油の場合では、大気経路による暴露割合は75~80%程度であり、地下水経路(8~9%程度)や農作物経路(12~14%程度)によるヒトへの暴露もあることが明らかになった。

ガソリン中のTPH成分の暴露割合をみると、脂肪族TPH(C5-C6)の割合が最も大きく、脂肪族TPH(C7-C8)とあわせると約95%以上が脂肪族TPHからの暴露となっていた。芳香族TPHについてはC7-C8の割合が最も大きくなったが全体に占める割合は数%程度と小さくなった。

灯油の場合では、脂肪族TPH(C7-C8)の割合が最も大きく、脂肪族TPH(C9-C12)とあわせると約95%以上が脂肪族TPHからの暴露となっていた。芳香族TPHからの暴露についてはガソリンの場合と同様に、全体に占める割合は数%程度と小さくなっていった。したがって、ガソリンおよび灯油で汚染された土壌の場合では脂肪族TPHによる暴露量が大きくなることが明らかになった。これは、ガソリンおよび灯油に含まれる脂肪族TPHの割合が大きいことに起因するが、脂肪族TPHと芳香族TPHとで主要となる暴露経路が異なることも一因となっている。脂肪族TPH(C5-C12)ではどちらの土壌の場合においても95%以上が大気経路の暴露となる(川辺ら, 2007)。一方、芳香

Fig. 1(C) Exposure rates and contribution of the different exposure pathways of diesel oil to the total human exposure.

族TPHでは、大気経路のほか、地下水経路や農作物経路などさまざまな経路によりヒトは暴露を受ける可能性がある(Kawabeら, 2006)。ヒトは常時呼吸しているため、一般的に大気経路の暴露割合が大きい物質ほどその暴露量は大きくなる。したがって、脂肪族TPHの暴露量が大きくなるといえる。

一方、軽油の場合では、脂肪族TPHでは炭素数7~16程度まで、芳香族TPHでは炭素数7~12までのTPHからの暴露割合が大きくなっており、ガソリンや灯油の場合と異なり、脂肪族TPHだけでなく芳香族TPHの暴露割合が大きくなることが明らかになった。これは、軽油の成分が多種のTPH類により構成されることに起因しているためであるが、必ずしも軽油中のTPH成分の重量%と相関があるわけではない。例えば、軽油中の芳香族TPH(C17-C21)は重量%として5.9%存在しているが、暴露割合では全暴露量の0.6%程度にすぎない。一方、芳香族TPH(C7-C8)は重量%が0.75%であるのに対し全暴露量に占める割合は11%程度と比較的大きくなっている。これは、TPH類の化学的特性が炭素数により、異なっているためであり、前述したように揮発しやすい物質、すなわち大気経路による暴露割合が大きくなるものほど、全暴露量に対する暴露率は大きくなる。したがって、鉱物油に汚染された土壌のリスク評価を行う際、汚染された物質の主要成分を測定するだけでなく、できるだけ多くの成分を特定し、その存在量を明らかにする必要があるといえる。

(2) 鉱物油汚染土壌の懸念レベル

これまでガソリン、灯油および軽油のヒトへの暴露経路および暴露量について検討したが、生涯においてヒトがこのような暴露を受けたとき、どのような健康影響を受けるかを知らなければならない。そこで、健康影響の観点から土壌中の鉱物油をどの程度の濃度まで許容できるかを示す懸念レベルについて検討した。暴露シナリオとしては、前述したように、土質としてローム土および砂質土を、暴露経路はワーストケースを想定し、すべての暴露経路を考慮した。また、生涯暴露期間を子供6年、大人64年の合計70年間として生涯暴露量を算出した。懸念レベル値としては前述したように暴露経路毎（経口、経気道）のRfDが10%を超過する土壌含有量とした。懸念レベルの算出は、Fig. 1(A)～(C)に示した各TPH分の経路ごとの暴露量をTable 2で示した鉱物油中に存在する各TPHの重量パーセント値で割ることにより、鉱物油中の各TPHに対する懸念レベルを算出し、もっとも小さい値を土壌汚染に対する鉱物油の懸念レベルとした。なお、鉱物油による土壌汚染は一般的に複合汚染であり、土壌中における鉱物油中の各TPH成分がすべて懸念レベル以下となった場合においても、複合効果によりリスクが増大する可能性がある。複数の汚染物質が存在する場合のリスク評価手法としては、毒性が同じ化学物質による複合汚染の場合では加算することにより評価する方法（U. S. EPA, 1989）がある。しかしながら、鉱物油など毒性が異なる化学物質の複合汚染ではその手法を適用することができないため、本研究ではそれら複合効果によるリスク増大は無視した。

Table 3に鉱物油の懸念レベルを示す。本表よりガソリンの各TPHに対する懸念レベルは、有効数字3桁目を切り捨てると、脂肪族TPH（C5-C6）を基に算出した場合で760（砂質土）–2400（ローム土）mg/kg、脂肪族TPH（C7-C8）で5700（砂質土）–17000（ローム土）mg/kg、芳香族TPH

（C6）で14（砂質土）–38（ローム土）mg/kg、芳香族TPH（C7-C8）で250（砂質土）–630（ローム土）mg/kg、芳香族TPH（C9-C10）で460（砂質土）–1100（ローム土）mg/kg、芳香族TPH（C11-C12）で18000（砂質土）–44000（ローム土）mg/kgとなった。ガソリンの場合では芳香族TPH（C6）を基に算出された懸念レベルが最も小さくなった。また、灯油の場合では芳香族TPH（C11-C12）を基に算出した場合で最も小さく、懸念レベルは1400（砂質土）–3400（ローム土）mg/kgとなった。ガソリンや灯油の場合では、全暴露量に対する割合が1%程度と小さかった芳香族TPHを基に算出した場合の懸念レベル値がもっとも小さくなったが、これらの成分の毒性がほかのTPH分と比較して相対的に高いことに起因している。一方、軽油の場合では暴露割合の高かった芳香族TPH（C9-C10）を基に算出した場合における懸念レベルが最も小さくなっており、540（砂質土）–1300（ローム土）mg/kgとなった。したがって、これら鉱物油の全TPH量が、算出された濃度を超える土壌汚染ではリスクがあるものと推定される。一方、今回のリスク評価はスクリーニング評価であるため、個々の土壌汚染のリスクを過小評価するものであってはならない。本モデルではヒトの個体差などによる不確実性の大きいパラメータ（例えば化学物質のヒトへの吸収率、1日あたりの土壌摂取量、呼吸量など）を安全側の値で代表しており、安全サイドの評価結果となっている。したがって、暴露量や懸念レベルが過小評価されることはなく、実用性に問題はないと考えられる。また、鉱物油などによる土壌汚染は、各サイトによりその性質が異なっている。例えば住宅地、工業地など土地の利用形態や地下水利用などそこに居住するヒトの生活パターンあるいは土壌の性質などは千差万別である。したがって、リスク評価における結果は単一のものではなく、各汚染サイトにより結果が異なってくるといえる。さらに、土壌中に存在する鉱物油中の成分は、一般的

Table 3 Soil contents of total TPS for exposure limits.

TPHs	Soil contents of total TPH for exposure limits [mg/kg]					
	Gasoline		Kerosene		Diesel	
	Loamy soil	Sandy soil	Loamy soil	Sandy soil	Loamy soil	Sandy soil
Aliphatic-TPH (C5-C6)	2400	760	-	-	-	-
Aliphatic-TPH (C7-C8)	17000	5700	98000	31000	2100000	670000
Aliphatic-TPH (C9-10)	-	-	10000	3200	50000	16000
Aliphatic-TPH (C11-12)	-	-	7600	3600	35000	16000
Aliphatic-TPH (C13-16)	-	-	14000	8000	17000	9900
Aliphatic-TPH (C17-21)	-	-	4400000	3000000	830000	580000
Aliphatic-TPH (C22-34)	-	-	-	-	7400000	5100000
Aromatic-TPH (C6)	38	14	-	-	2500	960
Aromatic-TPH (C7-C8)	630	250	-	-	16000	6400
Aromatic-TPH (C9-C10)	1100	460	5100	2000	1300	540
Aromatic-TPH (C11-C12)	44000	18000	3400	1400	2700	1100
Aromatic-TPH (C13-C16)	-	-	240000	100000	6800	2700
Aromatic-TPH (C17-C21)	-	-	8100000	3400000	16000	6900
Aromatic-TPH (C22-C35)	-	-	-	-	670000000	300000000

に揮発や風化あるいは微生物分解などにより変化する（社団法人 全国石油協会，2006）。特に，毒性の高い炭素数の小さい TPH 分は，容易に揮発・分解される。そのため，実際に鉱物油で汚染されている土壌の暴露・リスク評価を行う場合には，これら鉱物油中成分の揮発や分解といった現象を考慮した評価を行うことが重要であると考えられる。そのためには，鉱物油の化学的特性や分解特性などのパラメータをさらに取得する必要がある，今後これらのパラメータの整備を行い，鉱物油に特化したリスク評価システムを開発する予定である。

4. 結 論

本研究では鉱物油としてガソリン，灯油および軽油を対象として，著者らが開発した地圏環境評価システム（GERAS-1）を用いて暴露・リスク評価を行い，以下に示すような結果が得られた。

- (1) 鉱物油で汚染された土壌のヒトへの全暴露量は，砂質土でローム土の場合よりも 3 倍程度大きくなった。これは，主要暴露経路である室内大気や地下水摂取による暴露がローム土の場合よりも大きくなるためである。
- (2) 鉱物油のヒトへの主要暴露経路は，砂質土，ローム土でそれほど差異がなく，ガソリン，灯油および軽油のいずれの場合でも大気経由の暴露が主要暴露経路となった。また，軽油の場合では，大気経由による暴露経路のほか，地下水経由および農作物経由によるヒトへの暴露も主要経路となった。
- (3) ガソリン中の TPH 成分の暴露割合は，脂肪族 TPH（C5-C6）の割合が最も大きく，脂肪族 TPH（C7-C8）とあわせると約 95% 以上が脂肪族 TPH からの暴露となっていた。芳香族 TPH については C7-C8 の割合が最も大きくなったが全体に占める割合は数 % 程度と小さかった。
- (4) 灯油中の TPH 成分の暴露割合は，脂肪族 TPH（C7-C8）の割合が最も大きく，脂肪族 TPH（C9-C12）とあわせると約 95% 以上が脂肪族 TPH からの暴露となっていた。芳香族 TPH からの暴露についてはガソリンの場合と同様に，全体に占める割合は数 % 程度と小さくなっていた。
- (5) 軽油中の TPH 成分の暴露割合は，脂肪族 TPH では炭素数 7～16 程度まで，芳香族 TPH では炭素数 7～12 までの暴露割合が大きく，脂肪族 TPH だけでなく芳香族 TPH の暴露割合も大きくなることが明らかになった。
- (6) 鉱物油の全 TPH の懸念レベルは，ガソリンでは芳香族 TPH（C6）を基に推定した場合で 14（砂質土）～38（ローム土）mg/kg，灯油では芳香族 TPH（C11-C12）より算出した 1400（砂質土）～3400（ローム土）mg/kg，軽油では芳香族 TPH（C9-C10）を基に推定した場合で 540（砂質土）～1300（ローム土）mg/kg となった。

謝 辞

本研究を進めるにあたって，（独）産業技術総合研究所 地圏資源環境研究部門地圏環境評価研究グループ テクニカルスタッフの小川桂子氏，高田貞江氏には文献調査やデータ解析など多大なる協力をいただいた。ここに謝意を表す。

参 考 文 献

- Edwards, D.A., Andriot, M.D., Amoruso, M.A., Tummey, A.C., Bevan, C.J., Tveit, A., Hayes, L.A., Youngren, S.H. and Nakles, D.V., 1997a : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 4, *Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentration (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)*, 10–15, Amherst Scientific Publishers.
- Edwards, D.A., Andriot, M.D., Amoruso, M.A., Tummey, A.C., Bevan, C.J., Tveit, A., Hayes, L.A., Youngren, S.H. and Nakles, D.V., 1997b : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 4, *Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentration (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)*, 15–22, Amherst Scientific Publishers.
- Kawabe, Y., Hara, J. and Komai, T., 2006 : Risk Assessment of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Containing in soil in Japan by geo-environmental risk assessment system (GERAS-1), International Disaster Reduction Conference, 2, pp. 264–265.
- Edwards, D.A., Andriot, M.D., Amoruso, M.A., Tummey, A.C., Bevan, C.J., Tveit, A., Hayes, L.A., Youngren, S.H. and Nakles, D.V., 1997c : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 4, *Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentration (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)*, 22–34, Amherst Scientific Publishers.
- Potter, L.T. and Simmons, E.K., 1998a : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 2, *Composition of Petroleum Mixtures*, 22–25, Amherst Scientific Publishers.
- Potter, L.T. and Simmons, E.K., 1998b : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 2, *Composition of Petroleum Mixtures*, 26–29, Amherst Scientific Publishers.
- Potter, L.T. and Simmons, E.K., 1998c : Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series Volume 2, *Composition of Petroleum Mixtures*, 52–63, Amherst Scientific Publishers.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1989 : *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final*, EPA/540/1–89/002, Chapter 8, 11–15.
- 川辺能成・坂本靖英・駒井 武，2003a : わが国における

- 土壤中重金属類の暴露量推定－地圏環境評価システムの開発に関する研究－, 資源と素材, **119**(6, 7), 427–433.
- 川辺能成・坂本靖英・駒井 武, 2003b: わが国における砒素を含む土壌・地下水からの暴露とリスクの推定, 資源と素材, **119**(8), 489–493.
- 川辺能成・坂本靖英・駒井 武, 2005: わが国における土壌中有機化合物の暴露量推定－地圏環境評価システムの開発に関する研究－, 資源と素材, **121**(1), 19–27.
- 環境省, 2006: 油汚染対策ガイドライン－鉱油類を含む土壌に起因する油臭・油膜問題への土地所有者等による対応の考え方－
- 川辺能成・原 淳子・坂本靖英・駒井 武, 2007: 地圏環境リスク評価システムによる油汚染土壌の暴露・リスク評価—BTEX および脂肪族 TPH の懸念レベルの推定—, 土木学会論文集 G, **63**(2), 87–92.
- 駒井 武, 2004: 土壌汚染のリスクマネジメント, ケミカルエンジニアリング, **69**(5), 329–335.
- 社団法人 全国石油協会, 2006: 平成 17 年度経済産業省資源エネルギー庁補助事業, 油漏洩土壌の評価方法に関する調査報告書－油臭測定と臭気強度評価に関する検討－.