

一般廃棄物最終処分場浸出水の水質特性と トリハロメタン生成能

今岡 務¹・林口昌典²・山家通宏³・西嶋 涉⁴

¹正会員 工博 広島工業大学教授 環境学部環境情報学科 (〒731-5193 広島県広島市佐伯区三宅2-1-1)
E-mail:timaoka@cc.it-hiroshima.ac.jp

²工修 広島大学大学院 工学研究科 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

³工修 広島大学大学院 工学研究科 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

⁴正会員 工博 広島大学助教授 大学院工学研究科 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

本研究では、一般廃棄物最終処分場からの浸出水、及び各処理段階における処理水を対象に、浄水処理及び水道水質に及ぼす影響の観点も踏まえて、臭素、THMFP、硬度成分等の水質項目を中心に4年間にわたって調査した。硬度成分であるCa、Mgについては問題のない値まで低下していたが、Na、K、Clについては、水道水質基準よりかなり高濃度で放流されていた。Brイオンは水道水源中で検出される濃度の2~3オーダー高いレベルで検出され、酸化処理を行っている浄水場の水道水源に流入する場合には臭素酸生成を促進する危険性が指摘される。浸出水に関しては臭素系THMFPの生成割合が高く、降雨量の大きい夏季に濃度が高まる傾向を示し、放流水中에서도平均335 µg/l、最大1,530 µg/lの値を示した。

Key Words : municipal solid wastes landfill, leachate, bromine, trihalomethane, incineration residue

1. はじめに

一般廃棄物の最終処分場は全国で約 2370 ヶ所あり、その内の 68%、1,601 ヶ所が山間部に存在する (2000 年度)¹⁾。一般廃棄物最終処分場の場合、近年の焼却処理の普及により、焼却残さが主要な埋立廃棄物になってきており、その結果処分場で発生する浸出水の性状にも変化が見られている。その一つが高塩類化であり、放流先の生態系への影響が懸念されるとともに処分場内の集水管や浸出水処理施設におけるカルシウムスケール問題を中心に多く議論されているところである^{2)~5)}。また、前述したように、一般廃棄物最終処分場の多くが山間部に位置し、河川上流域に浸出水処理水が放流される場合も想定されることから、通常の水質項目だけではなく、硬度成分であるカルシウムやマグネシウム、また外乱性内分泌攪乱物質をはじめとする微量化学物質、トリハロメタン (THM) 等消毒副生成物の前駆物質、臭素等などについて、水の安全性や水道水源の管理の観点も踏まえた検討が必要と考えられる。

臭素イオンは、これまで水道水質においても全く考慮されてこなかった。臭素はそれ自体問題となるわけではないが、オゾン処理等の酸化処理を導入している浄水プラントでは、酸化処理の過程で発ガン性の疑いがある臭素酸を生成することが知られている^{6)~7)}。1993 年には WHO が 25 µg/l というガイドラインを定め⁸⁾、USEPA (米国環境保護庁) では 10 µg/l という極めて厳

しい規制値を設定している⁹⁾。臭素酸の生成量は対象水の臭素濃度に依存することが報告されており^{10)~12)}、水道原水中の臭素濃度を低く保つことが重要となる。家電製品、家具、カーテン等には難燃剤としてポリブromोजフェニルエーテルやテトラブromオビスフェノール A 等の臭素化難燃剤が使用されている。また、天然塩中には微量の臭素が含まれており、これらが焼却処分された場合には焼却残渣中に臭素として残留すると考えられる。

一方、浸出水及びその処理水中の有機化合物については、全有機炭素 (TOC) や化学的酸素要求量 (COD) という指標で測定され、微量有害化学物質についても報告がある^{13)~14)}。水道法に基づく水質基準では、様々な微量化学物質に関する基準とともに天然由来を含めて様々な有機化合物が消毒工程で塩素と反応して生成する THM についても基準が設けられている。そのため水道水源の管理という面からは TOC、COD といった総合指標だけでは不十分であり、より実際的なトリハロメタン前駆物質 (THMFP) 濃度として評価する必要がある。

本研究では、浄水処理及び水道水質に及ぼす影響の観点から、臭素、THMFP、硬度成分等の水質項目を中心に一般廃棄物最終処分場からの浸出水、及び各処理段階における処理水を 4 年間にわたって調査した。また、各溶出成分の起源を明らかにするため、各種の埋立廃棄物からの各成分の溶出特性についても検討した。

2. 実験方法

(1) 対象とした一般廃棄物最終処分場

調査を行った一般廃棄物最終処分場は可燃ごみの処理施設と粗大ごみ及びプラスチック類の処理施設からの廃棄物を最終処分している。可燃ごみ処理施設では可燃ごみと可燃性粗大ごみを破碎・切断したものをストーカ式全連続式焼却炉（燃焼温度 900℃）で焼却している。飛灰は電気集塵器で回収され、キレート処理された後焼却灰とともに最終処分場に埋め立てられている。粗大ごみ及びプラスチック類の処理施設では、不燃性の粗大ごみ、プラスチック類及び資源ごみが処理されている。資源ごみとして回収されたものの内、実際には資源とならないものは粗大ごみとともに破碎・切断される。一方、プラスチック類は 100℃で熱圧縮することによって約 1/10 の容積に減容固化し、不燃物とともに最終処分場に埋め立てられている。

一般廃棄物最終処分場は埋立面積 22,500m²、埋立容積 217,000m³ でサンドイッチ方式により準好気性埋立が行われている。遮水シートとして 1.5mm の合成ゴムシートが全面に敷設されている。埋立の開始は平成 2 年で、調査開始時点（平成 7 年 8 月）の埋立量は埋立容積の約 21% であった。調査時点の平成 7 年の実績では重量換算では埋立廃棄物の 52% が焼却残渣（電気集塵灰 13%、焼却灰 39%）であり、以下不燃物 21%、固化プラスチック 9%、埋立ごみ 5%、覆土 13% となっている。

処分場から発生した浸出水はまず、容積 380m³ の浸出水集水ピットに集まり、ポンプにより処理能力 70m³/日の浸出水処理施設に送られる。浸出水処理施設は、図-1 に示したように、前処理設備、生物処理設備、凝集沈殿処理設備、高度処理設備からなる。前処理設備は沈砂池と反応・凝集・沈殿槽からなり、沈砂池で砂礫が除去されるとともに反応・凝集・沈殿槽では炭酸ソーダと凝集剤が添加され、浸出水中のカルシウムは炭酸カルシウムの形で沈殿分離される。生物処理槽では接触酸化型の循環脱窒法により有機物の分解とともに窒素除去が行われる。凝集・沈殿処理槽では弱酸性領域で凝集沈殿を行い、COD や色度成分の除去が行われる。高度処理設備は急速砂ろ過塔、活性炭吸着塔、キレート樹脂塔からなり、微細浮遊物質、有機物、重金属の除去を行っている。最後に塩類濃度を低減するために水道水等で希釈された後、放流される。

(2) 調査方法及び採水地点

採水は図-1 に示した浸出水集水ピット、硝化槽、急速砂ろ過塔、活性炭吸着塔のいずれも流出水、及び希釈後の放流水について行った。調査期間は平成 7 年 8 月から平成 10 年 12 月までの 41 ヶ月、各月の 8 日午前 10 時に行った。ただし、8 日が土、日、祝日にあたる場合はその前後の適当な日に採水した。

調査項目は、水温、pH、電気伝導度（EC）、全窒素、DOC、COD、260nm における紫外外部吸光度（UV260）、THMFP、Na、K、Ca、Mg、Br、SO₄、Cl である。

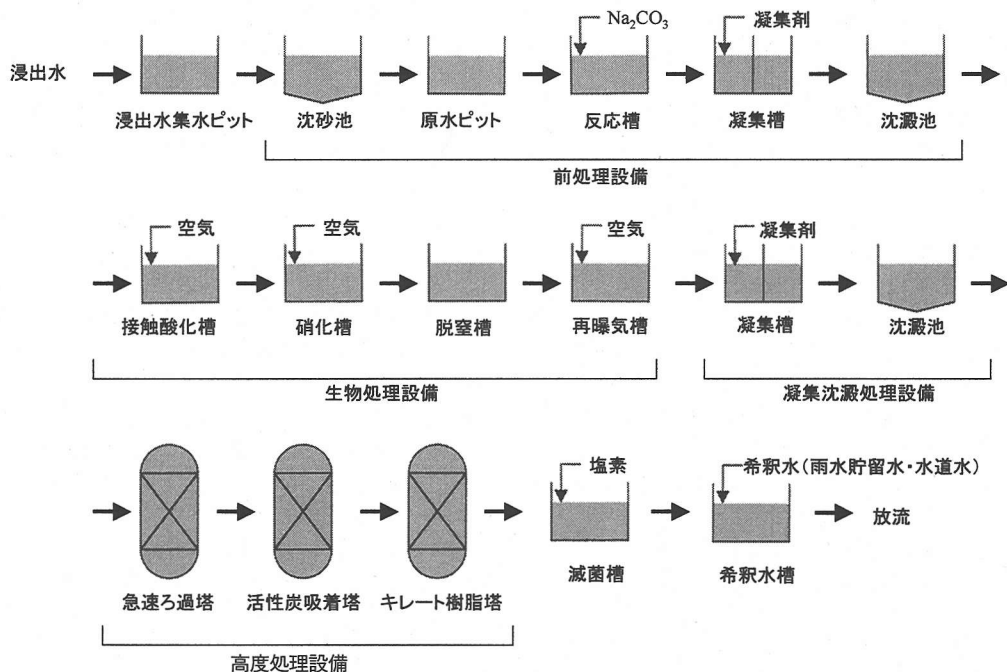


図-1 浸出水処理施設の概要

(3) 埋立廃棄物の特性

浸出水中の各成分の起源を明らかにするため、廃棄物処分場に実際に埋め立てられている埋立廃棄物について、無機成分及び有機成分の溶出量を明らかにした。埋立廃棄物としては、実際に対象処分場に運び込まれているキレート処理後の電気集塵灰、焼却灰、固化プラスチック、不燃物を対象とし、あわせて覆土についても評価した。調査は2回行った。

溶出試験は、環境庁告示第13号の溶出試験法¹⁵⁾を参考に以下のようにして実施した。すなわち、試料は100℃で十分乾燥し、5mm以上の粒子は破碎、0.5~5mmにそろえて実験に供した。振とう試験には300mlの三角フラスコを用い、蒸留水200mlと試料1g(1:200)を加えた。常温常圧下で振とう回数200回/分、振とう幅4~5cmで6時間往復振とうした。振とう後、上澄水を1.0μmのガラス繊維ろ紙(Watman GF/B)でろ過し、分析に供した。

(4) 分析方法

水温、pH、ECは採水場所で直ちに測定し、その他の

水質項目についてはガラス繊維ろ紙(Whatman GF/B)でろ過したろ過水について測定した。水温、pH、全窒素、DOC、CODの測定は下水試験方法に準拠した¹⁶⁾。pHはHORIBA製pHメーターF-22、ECはHORIBA製電気伝導度メーターES-12、DOCは島津製作所製TOC5000Aを用いて測定した。全窒素は紫外外部吸光度法により測定した。CODは硫酸銀を用いる過マンガン酸カリウムによる酸素要求量(COD-硫酸銀)として測定した。THMFPPは上水試験方法で定めたヘッドスペース法¹⁷⁾により、塩素添加後24時間反応させ、24時間後の遊離残留濃度が1~2mg/lになる塩素添加量で生成されたTHMを測定して、求めた。なお、THMの測定には、電子捕捉型検出器付ガスクロマトグラフィ(島津製作所製GC-14B)を用いた。UV260は260nmにおける紫外外部吸光度を光路長10mmの石英セルを用いて測定した(島津製作所製UV-1200)。陽イオンは東ソー製TSKgel IC-Cation1/2、陰イオンは島津製作所製IC-A3を用いたイオンクロマトグラフィで測定した。

表-1 浸出水及び各処理水の水質(平成7年8月~平成10年12月)

	浸出水	硝化槽流出水	砂ろ過水	活性炭処理水	放流水
水温(℃)	2.5 - 30.0 (16.5)	12.0 - 28.3 (20.3)	7.2 - 29.5 (19.0)	9.0 - 29.5 (19.1)	8.8 - 30.6 (18.1)
pH	7.6 - 8.5 (8.0)	5.9 - 8.9 (7.8)	6.2 - 11.3 (7.2)	6.1 - 8.0 (7.1)	6.7 - 8.3 (7.4)
EC(mS/cm)	20.1 - 34.3 (25.8)	20.0 - 33.2 (24.5)	19.8 - 32.4 (24.7)	20.2 - 33.1 (24.6)	1.4 - 30.6 (9.5)
Na(mg/l)	2,460 - 5,060 (3,620)	2,820 - 5,900 (3,990)	1,140 - 5,810 (3,920)	2,670 - 6,040 (4,090)	380 - 5,230 (1,660)
K(mg/l)	980 - 3,190 (1,900)	730 - 2,890 (1,690)	473 - 2,770 (1,570)	699 - 2,940 (1,690)	78 - 3,150 (695)
Ca(mg/l)	391 - 917 (634)	10 - 413 (126)	10 - 437 (131)	10 - 438 (134)	1 - 281 (59)
Mg(mg/l)	33.3 - 78.8 (49.9)	0.2 - 40.5 (12.8)	0.4 - 34.5 (12.7)	0.3 - 37.0 (12.6)	0.6 - 37.5 (7.2)
Br(mg/l)	18.4 - 63.3 (45.0)	17.4 - 70.8 (38.5)	9.1 - 67.2 (37.7)	12.0 - 68.2 (37.7)	0.0 - 55.7 (13.4)
Cl(mg/l)	5,550 - 12,600 (8,820)	5,160 - 11,100 (7,950)	5,650 - 13,000 (8,260)	6,210 - 11,300 (8,070)	153 - 10,400 (3,080)
SO ₄ (mg/l)	228 - 833 (390)	242 - 900 (491)	184 - 1,190 (567)	228 - 1,210 (605)	12 - 643 (212)
T-N(mg/l)	47.7 - 146 (75.9)	6.4 - 94.9 (28.3)	2.5 - 84.5 (19.6)	0.3 - 90.0 (18.6)	0.3 - 70.3 (7.3)
DOC(mg/l)	16.5 - 227 (41.1)	6.0 - 60.1 (25.6)	4.3 - 39.1 (16.0)	0.3 - 32.1 (12.2)	0.7 - 30.8 (6.6)
COD(mg/l)	29.2 - 109 (58.9)	13.6 - 67.0 (31.6)	3.6 - 66.5 (26.4)	1.7 - 57.8 (22.0)	0.6 - 40.5 (7.6)
UV ₂₆₀	0.336 - 1.600 (0.63)	0.176 - 0.714 (0.386)	0.017 - 0.630 (0.229)	0.007 - 0.424 (0.119)	0.003 - 0.369 (0.061)
THMFPP(μg/l)	340 - 2,800 (1,320)	492 - 2,330 (1,240)	299 - 1,970 (770)	86 - 1,640 (440)	57 - 1,530 (335)

(注) (): 平均値

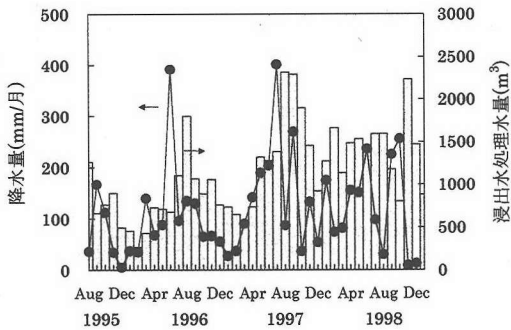


図-2 降水量と浸出水処理量の変化

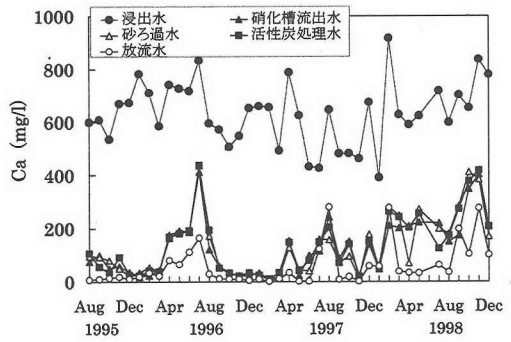


図-4 浸出水及び各処理水中のカルシウム濃度

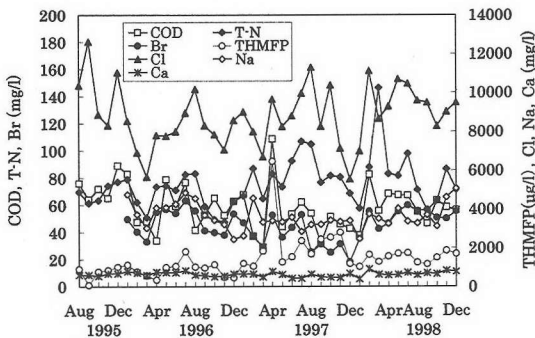


図-3 浸出水原水の水質経時変化

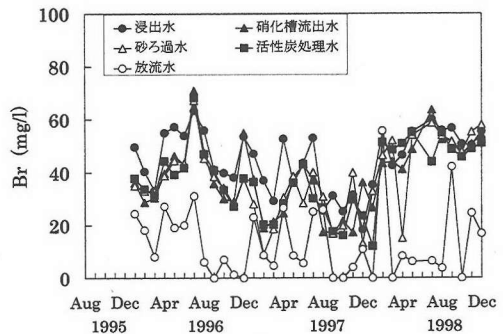


図-5 浸出水及び各処理水の臭素濃度

3. 結果及び考察

(1) 浸出水及び各処理水の水質

a) 降水量, 浸出水処理量, 浸出水原水の水質変化

図-2 に測定期間中の降水量と浸出水処理量を示す。降水量は冬季に小さく、夏季に高い傾向を示した。浸出水処理量も基本的には降水量と同様な傾向を示したが、平成9年の夏から平成10年末までは比較的高い値を示した。

表-1 に無機成分, 有機成分の測定結果をまとめた。浸出水の水温は 3~30℃の範囲で変動した。硝化・脱窒槽では冬季の微生物活性の低下を防ぐために加温しており、硝化槽以降はほぼ 10℃以上を保っていた。浸出水の pH 変動は小さく 7.6~8.5 の弱アルカリ性を示した。環境庁(当時)の第3次酸性雨対策調査(平成5年度~9年度)によれば対象処分場のある県の雨水の年間平均 pH は 4.4~4.6 であり、処分場に降った雨は、処分場を浸透する過程で様々な物質を溶解し、弱アルカリ性に变化したと考えられる。前処理工程でのアルカリ剤の添加, 硝化工程前後での中和等を経て処理水の pH は 6.7~8.3 と中性から弱アルカリ性であった。

図-3 に浸出水原水の主な水質項目の経時変化をまとめた。いずれの項目においても、多少の季節変動はあるように推測されたが、埋立の進行に伴う顕著な濃度

上昇は認められなかった。

b) 無機成分

分析した無機イオンでは、Cl, Na, K イオンが高濃度で浸出水中に検出され、それぞれ平均で 8,820mg/l, 3,620mg/l, 1,900mg/l を示し、処理過程での低下も起こっていない。水道法に基づく水質基準の水道水が有すべき性状に関連する項目では、Na 及び Cl イオンはともに 200mg/l 以下とされている。処理水の希釈により両イオン濃度は低下しているものの、放流段階でも Na イオンで平均 1,660mg/l, Cl イオンで 3,080mg/l といずれも基準値と比較すれば、高い値となっている。水道水源への影響が考えられるような場合には改善が望まれるが、対象埋立処分場に限らず、一般的に浸出水処理工程に両イオンを除去するための工程はないのが現状である。浸出水処理水は水道水等で希釈した後放流されているが、Cl, Na, K イオンの活性炭処理水と放流水中の濃度差から計算すると希釈率は平均で 2.4~2.6 と推定される。

硬度成分である Ca イオンの浸出水及び各処理水中の濃度の経時変化を図-4 に示す。Ca によるスケール形成を防止する目的で設定されている炭酸ソーダを添加した凝集沈澱処理で、Ca イオン濃度は平均 126mg/l まで大きく低下し、最終的な放流水質は平均 59mg/l であった。同じく代表的な硬度成分である Mg イオンも同様な傾向

を示し、49.9mg/lである浸出水濃度は放流水では7.2mg/lになった。水道法に基づく水質基準の水道水が有すべき性状に関連する項目ではCa, Mgを始めとする硬度成分の基準値は300mg/l以下とされている。活性炭処理水の段階ではCa, Mgの両イオンをあわせると400mg/lを越える場合もあったが、希釈後には平均で100mg/l以下、最大でも300mg/lを越えることはほとんどなく、硬度成分については問題ないといえよう。

次に、Br イオン濃度の経時変化を図-5 に示す。Br イオンは浸出水中で平均45.0mg/lであり、変動は大きかったが降雨、浸出水量との関係は明確ではなかった。処理工程では基本的に濃度低下は起こらず、活性炭処理水中で37.7mg/l、放流水中で13.4mg/lとなっている。浅見らによれば、オゾン処理を適用している我が国の5ヶ所の水道原水中Br イオン濃度は0.03~0.11mg/lである¹⁸⁾。また、米国、ヨーロッパの水源の調査データをまとめたSuddiquiらの報告¹⁹⁾では、各地域と水源別(河川、地下水、貯水池、湖沼、沿岸域)でまとめたBr イオンの平均値は0.038~0.21mg/lとなっている。それらの値と比べると放流水中のBr イオン濃度は2~3オーダーも高い値である。オゾン処理あるいはラジカルを利用した促進酸化処理は、水道原水中の臭気除去、微量化学物質やTHMFPを低減するためにしばしば用いられているが、水道原水中にBr イオンが存在する場合には、Br イオンが酸化され、次亜臭素酸を経て臭素酸イオンになることが報告されている^{6), 20)}。また、水道原水中のBr イオンの増加は、酸化処理を行った場合に生成する臭素酸濃度を高めることが指摘されている^{10~12)}。そのため、環境中に比べて極めて高濃度のBr イオンを含有するような場合には、放流先の利水状況への留意が一層必要となる。

各無機塩類濃度と降水量あるいは浸出水処理量を比較したが、特に相関はなく、浸出水中の各無機塩類濃度という点では降雨の影響はないようである。

c) 有機成分

DOCの値で判断すると浸出水中の有機物は、前処理、生物処理、凝集・活性炭処理でそれぞれ24~37%低減され、浸出水中の平均有機物濃度41.1mgC/lが活性炭処理を終わるまでに12.2mgC/l(除去率70%)に低下した。COD, THMFPでも同様の傾向がみられた。THMFPについては図-6に経時変化を示すが、浸出水のTHMFPは冬季に低く、降水量、すなわち浸出水処理量が多い夏季を中心に高い値を示した。同様の傾向はDOCでも観察された。図-7にTHMFPと浸出水処理量との関係を示す。浸出水処理量とTHMFPには危険率0.1%未満で相関係数0.45(n=33)の有意な正の相関が得られた。DOC, UV260でも同様に危険率0.1%未満で浸出水処理量との相関をとったところそれぞれ相関係数0.51(n=34), 0.52(n=39)の正の相関を示した。CODにつ

いては浸出水処理量との相関はとれなかったが、CODは無機還元性物質によっても消費されることから浸出水処理量に依存せず高濃度に溶出する無機塩類の影響を受けたものと推定される。DOCを始めとする有機物質の指標が浸出水処理量と相関を示した理由は、雨水の埋立地内での滞留時間の違いに起因すると考えられる。埋立廃棄物から雨水中に溶出した有機物は処分場内を下方へ移動する過程で生物分解を受けるが、生物分解を受ける割合は雨水の処分場内での滞留時間が長いほど大きくなると推測される。多量に降った雨は比較的短期間に集水管まで到達すると推定され、浸出水処理量が多いほどDOCを始めとする有機物指標の値も大きくなったと考えられる。

なお、降水量と各水質項目との相関は得られなかった。降雨が埋立廃棄物層と覆土層を浸透し、浸出水集水ピットに達するまでには一定の時間が必要であるため、測定月に降った雨が必ずしもその月の浸出水とはならないことが原因であると推定される。

浸出水及び各処理水中に前駆物質ではなく、THM自体も存在したが、浸出水とその処理水では平均0.8~1.9 μ g/l、放流水で11.4 μ g/lとTHMFPと比べて極めて低い値であった。放流水でTHM濃度が高かった理由は、放流前に塩素処理が行われるためである。ただし、ここで

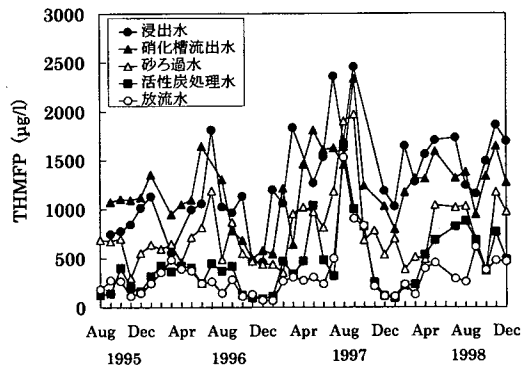


図-6 浸出水及び各処理水中のTHMFP濃度

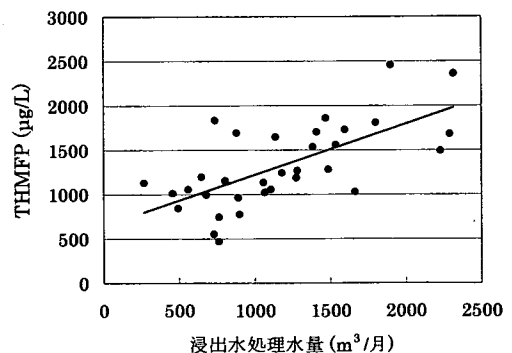


図-7 浸出水のTHMFP濃度と浸出水処理量との関係

行われる塩素処理は残留性が要求される水道水の塩素処理とは異なり、高濃度の塩素は添加されていない。

THMFP の活性炭処理水濃度は平均で $440 \mu\text{g}/\text{l}$ 、最大では $1,640 \mu\text{g}/\text{l}$ と水道水質基準の $100 \mu\text{g}/\text{l}$ 以下と比較してかなり高い値を示した。希釈後の濃度もそれほど低下せず、放流処理水でも平均 $335 \mu\text{g}/\text{l}$ 、最大 $1,530 \mu\text{g}/\text{l}$ となり、水道原水の THMFP 濃度を高める危険性が指摘される。

活性炭処理水と放流水を比較すると DOC では 46%、COD では 65%に低下しているのに対し、THMFP では 24%の低下にとどまっている。無機イオンから計算された希釈率 2.4~2.6 から考えて DOC、COD の値は妥当であると思われるが THMFP の除去率は低すぎる。また炭素当たりの THMFP 値 (THMFP/DOC, $\mu\text{g}/\text{mg}$) を計算すると、浸出水、硝化槽処理水、砂ろ過処理水、活性炭処理水、放流水でそれぞれ 32, 48, 48, 36, 51 となった。すなわち、前処理の凝集沈殿と生物処理では比較的 THM を生成しにくい DOC が除去され、活性炭は比較的 THM 生成能の高い DOC を除去していると推測されるが、この DOC の内容の解明は今後の課題である。

また、希釈による THMFP の低減率が低かったことと、

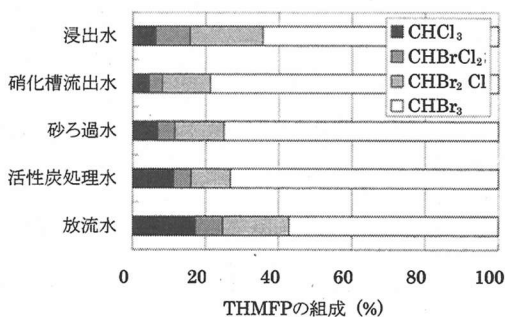


図-8 THMFP の組成

活性炭処理水に比べて放流水の THMFP/DOC が上がった理由については、放流水に対する塩素消毒が原因となっている可能性が指摘される。放流前の塩素消毒は、放流水域への影響を考慮し、遊離塩素を残留させない程度の次亜塩素酸ナトリウムが添加されている。そのため、THM の生成は小さく、 $11.4 \mu\text{g}/\text{l}$ であったが、塩素消毒の過程で前駆物質の塩素化、臭素化が進んでいるはずである。上水試験方法による THMFP 測定法では、塩素添加後 24 時間反応させ、24 時間後の遊離残留濃

表-2 種々の埋立廃棄物からの溶出成分

	電気集塵灰	焼却灰	固化プラスチック	不燃物	覆土
pH	11.8	10.3	8.2	7.8	7.1
EC (mS/cm)	4.3	0.7	0.1	0	0
Na (mg/dry-g)	32 (42)	11 (34)	3 (3.7)	0.6 (1.4)	0.2 (0.2)
K (mg/dry-g)	23 (31)	4.9 (15)	0.9 (1.1)	0.1 (0.3)	0.0 (0.0)
Ca (mg/dry-g)	82 (110)	16 (50)	2.1 (2.5)	0.9 (2.2)	0.0 (0.0)
Mg (mg/dry-g)	0.03 (0.04)	0.09 (0.28)	0.05 (0.06)	0.09 (0.21)	0.00 (0.00)
Br (mg/dry-g)	0.41 (0.55)	0.02 (0.06)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)
Cl (mg/dry-g)	129 (172)	13 (42)	2.8 (3.5)	0.5 (1.3)	0.0 (0.1)
SO ₄ (mg/dry-g)	55 (74)	13 (41)	1.4 (1.7)	0.2 (0.4)	0.0 (0.2)
T-N (mg/dry-g)	0.2 (0.23)	0.1 (0.21)	0.3 (0.41)	0.1 (0.28)	0.0 (0.03)
DOC (mg/dry-g)	0.5 (0.7)	0.6 (2.0)	5.6 (6.8)	1.4 (3.4)	0.3 (0.3)
COD (mg/dry-g)	1.4 (1.9)	0.7 (2.3)	7.8 (9.5)	1.5 (3.7)	0.1 (0.1)
THMFP ($\mu\text{g}/\text{dry-g}$)	35 (0.05)	36 (0.11)	78 (0.1)	37 (0.09)	12 (0.02)

(注) (): 負荷 (トン/年)

度が1~2mg/lになる塩素添加量でのTHM生成量を求めている¹⁷⁾。THM生成の過程では、一旦前駆物質の塩素化が起こり、その後THMが生成することが知られている²¹⁾。放流水の場合、放流前の塩素消毒によって一旦塩素化された有機物を含む試料にさらにTHMFPを測定するための塩素が添加されたことにより、活性炭処理水ではTHMに至らなかった有機物までに反応が及び、結果としてTHMの生成量を高めたと推定される。

各試料のTHMFPの組成について図-8に示す。Brイオン存在下での塩素処理ではBrイオン濃度に応じて臭素系THMが優先的に生成することが知られている²¹⁾。浸出水及びその処理水は海水中のBrイオン濃度である68mg/lに匹敵するBrイオンを含むため、90%以上が臭素系THMであり、特にブロモホルムの割合が高かった。放流水ではBr濃度が低下したことに伴って若干クロホルムの割合が増加した。

(2) 埋立廃棄物の特性

溶出試験により得られた各廃棄物からの溶出成分を表-2に示す。同時に各埋立廃棄物の溶出量(mg/g-乾燥重量)に年間の埋立量(t-乾燥重量/年)を掛け合わせて求めた各成分の年間溶出可能量(t/年)についても示す。値は2回の調査の平均値である。調査期間中の年間埋立量は乾燥重量ベースで、電気集塵灰1,333t、焼却灰3,162t、固化プラスチック1,224t、不燃物2,463t、覆土1,216tであった。

図-9には全推定溶出量に対する各埋立廃棄物の寄与率を示す。Mgを除く無機塩類では、電気集塵灰からの溶出量が多く、全溶出量の50~90%に達する。焼却灰を含めるとほとんどの無機塩類は焼却残渣から溶出していた。一方、Mgの溶出は、焼却灰と不燃物から大きく、他の無機塩類を異なる傾向を示したが、Mgイオンの溶出量は他のイオンに比べて低い値であった。

一方、DOC、CODで表される有機物の溶出は固化プラスチックで大きい。また、不燃物の寄与も20%以上となっている。これは、固化プラスチック、不燃物に付着した有機物が溶出したことによるものと考えられる。一方、焼却残渣では、焼却によりほとんどの有機物が無機化されたと考えられる。しかしながら、THMFPに関しては、固化プラスチックの寄与率がDOC、CODの場合と比較して大きく低下し、焼却灰の寄与率が固化プラスチック、不燃物を上回る結果となった。表-2からTHMFP/DOCを各廃棄物について計算すると電気集塵灰70、焼却灰60、固化プラスチック14、不燃物26、覆土40となった。すなわち、焼却残渣からの溶出DOCは少ないものの塩素と反応してTHMを生成する有機物の割合が非常に高く、結果としてTHMFPに占める焼却灰の割合を高めていることがわかった。

一般廃棄物の固化プラスチックには、食品由来の有

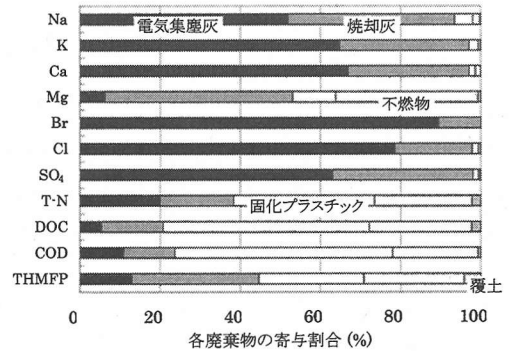


図-9 各溶出成分に対する各種廃棄物の寄与

機物が付着していることが多く、これらは一般に易分解性である。そのため、固化プラスチック由来の溶出有機物は生物処理の過程で容易に生分解を受けることが予想される。浸出水のTHMFP/DOCをみると32であり、凝集沈殿処理(前処理)と生物処理の過程で48まで高まっている。これは固化プラスチック由来の低THMFP/DOC(=14)を示す有機物が生物処理の過程で選択的に分解された結果と考えられる。

4. まとめ

本研究では、浄水処理及び水道水質に及ぼす影響の観点から、臭素、THMFP、硬度成分等の水質項目を中心に一般廃棄物最終処分場からの浸出水、及び各処理段階における処理水を4年間にわたって調査した。また、各溶出成分の起源を明らかにするため、各種の埋立廃棄物からの各成分の溶出特性についても検討した。その結果以下の知見が得られた。

- 1) 硬度成分であるCa、Mgについては、スケール防止のため炭酸ソーダ法により処理がなされ、問題のない値まで低下していた。一方、Na、K、Clの各イオンについては、最後の希釈以外ではほとんど低下が認められず、放流水の平均濃度としてもそれぞれ、1,660, 695, 3,080mg/lの高い値が得られた。
- 2) Brイオンは水道水源中で検出される濃度の2~3オーダー高いレベルで検出され、希釈以外では全く低下していない。このため、オゾン処理等の酸化処理を行っている浄水場の水源の上流域に放流される場合には、臭素酸生成を促進する可能性が指摘される。
- 3) 浸出水中に高濃度のBrイオンを含むために臭素系THMFPの割合が高く、降雨量の大きい夏季に濃度が高まる傾向を示した。希釈後の放流水中でも平均335 μ g/l、最大1,530 μ g/lの値を示した。
- 4) 各水質項目についてその起源を調べたところ、Mg

イオンを除く無機塩類は電気集塵灰からの溶出が大きく、全溶出量の50~90%に達した。焼却灰を含めると無機塩類のほとんどは焼却残渣から溶出していた。

- 5) DOC, CODの溶出量は固化プラスチックからが大きかったものの、THMFPでみると焼却灰が主要な起源であることがわかった。これは焼却灰と電気集塵灰のTHMFP/DOC値は固化プラスチックや不燃物に比べて数倍高く、塩素と反応してTHMを生成する有機物の割合が高いことが原因であった。

参考文献

- 1) 厚生省編：厚生白書，2000年度版，大蔵省印刷局，2000。
- 2) 堀井安雄，田中信寿：焼却残さ埋立率の高いごみ埋立地の浸出水処理における最近の技術課題，*廃棄物学会誌*，Vol.8，No.1，pp.64-75，1997。
- 3) 野馬幸生，貴田晶子：カルシウムスケール生成予測と焼却残渣の影響，「埋立地における高塩類問題と技術的対応」*廃棄物学会廃棄物埋立処理処分会報告書*，pp.88-95，1996。
- 4) 藤井研介，今岡務，寺西靖治，阿部紀子：廃棄物最終処分場におけるカルシウムスケール問題の現状，第5回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp.407-409，1994。
- 5) 松藤康司，島岡隆行：浸出水流出特性と埋立地建設への課題，*廃棄物学会誌*，Vol.8，No.7，pp.510-522，1997。
- 6) Haag, W.R. and Hoigne, J. : Ozonation of bromide containing waters: kinetics of formation of hypobromous acid and bromate, *Environ. Sci. Tech.*, Vol.17, pp.261-267, 1983.
- 7) Asami, M., Aizawa, T., Morioka, T., Nishijima, W., Tabata, A. and Magara, Y. : Bromate removal during transition from new granular activated carbon (GAC) to biological activated carbon (BAC), *Water Research*, Vol.33, No.12, pp.2797-2804, 1999.
- 8) WHO : Guidelines for drinking water quality, Second Edition, Vol.1, Recommendation, Geneva, 1993.
- 9) USEPA : National Primary Drinking Water Regulations : Disinfectants and disinfection byproducts, Federal Register,

Vol.63, No.241, pp.69389-69476, 1998.

- 10) 宮田雅典，寺嶋勝彦：高度浄水処理過程における臭素酸イオンの生成とその挙動，*水道協会雑誌*，Vol.66，No.3，pp.16-25，1997。
- 11) Song, R., Westerhoff, P., Minera, R. and Amy, G. : Bromate minimization during ozonation, *Journal of AWWA*, Vol.89, No.6, pp.69-78, 1997.
- 12) Myllykangas, T., Nissinen, T. and Vartiainen, T. : Bromate formation during ozonation of bromide containing drinking water - a pilot scale study, *Ozone Science & Engineering*, Vol.22, No.5, pp.487-499, 2000.
- 13) 福井 博，田中克彦，淡路宣男，平林尚之，伊藤富晴，小島幸夫：埋立地浸出水に含まれる有機化合物に関する研究，Vol.5，No.5，pp.175-184，1994。
- 14) 川越保徳，福永 勲：北港廃棄物処分地における化学物質，水処理技術，Vol.35，No.9，pp.427-440，1994。
- 15) 環境庁水質保全局海洋汚染・廃棄物対策室：産業廃棄物分析マニュアル，日本環境測定分析協会，pp.90-92，1996。
- 16) 建設省都市局下水道部・厚生省生活衛生局水道環境部監修：下水試験方法上巻-1997年版-，日本下水道協会，1997。
- 17) 厚生省生活衛生部水道環境部監修：上水試験方法 1993年版，日本水道協会，1993。
- 18) 浅見真理，橋本暢之，相沢貴子，真柄泰基：イオンクロマトグラフィーを用いたオゾン処理水中の臭素酸イオンの測定方法と適用，*水道協会雑誌*，Vol.66，No.4，pp.34-42，1997。
- 19) Siddiqui, M.S., Amy, G.L. and Rice, R.G. : Bromate ion formation: a critical review, *Journal of AWWA*, Vol.87, No.10, pp.58-70, 1995.
- 20) von Gunten, U., Bruchet A. and Constantin E. : Bromate formation in advanced oxidation processes, *Journal of AWWA*, Vol.88, No.6, 53-65, 1996.
- 21) 丹保憲仁編著：水道とトリハロメタン，技報堂出版，1983。

(2002. 6. 6 受付)

TRIHALOMETHANE FORMATION POTENTIAL AND WATER QUALITY CHARACTERISTICS OF LEACHATE FROM MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILL SITE

Tsutomu IMAOKA, Masanori HAYASHIGUCHI, Michihiro YAMAGA
and Wataru NISHIJIMA

Trihalomethane formation potential (THMFP) and water quality of leachate from municipal solid wastes landfill site was investigated for 4 years. Calcium and manganese ions, which determine hardness of water, decreased enough in the leachate treatment process; however, high concentrations of sodium, potassium, and chloride ions were detected in the discharged water. Bromide ion concentration in the discharged water was 2-3 orders higher than in a reservoir for drinking water, which may increase bromate production during ozonation. THMFP in the discharged water consisted of mainly bromide compound, and was 335 μ g/l on an average and 1,530 μ g/l at a maximum.