

(3 2) *Daphnia magna* 急性遊泳阻害試験による一般廃棄物の環境安全性評価

Safety Assessment of Municipal Solid Wastes by Acute Toxicity Test Using *Daphnia magna*

佐々木 太一朗*, 小松 俊哉**, 桃井 清至**, 栗栖 正憲**

Taichirou SASAKI*, Toshiya KOMATSU**, Kiyoshi MOMONOI**, Masanori KURISU**

ABSTRACT; This study was conducted to evaluate the environmental safety of various municipal solid wastes by acute toxicity test using *Daphnia magna*. Samples examined were fly ash from 3 municipal waste incinerator plants, treatment matters of fly ash, compressed plastic and residue of incombustible wastes. The bioassay was conducted by using a leachate of each waste. Toxicity of fly ash leachate to *D. magna* was very strong, and the toxicity level was dependent on the incineration type. The toxicity was influenced not only hazardous substances such as heavy metals but also by salts that were contained at high concentrations in the leachate. However factors affecting the toxicity level were much complicated it was impossible to specify the reason. Toxicity of fly ash was lowered by both cement solidification and melting, which are the typical treatment methods for fly ash. Compressed plastic and residue of incombustible wastes showed no acute toxicity to *D. magna*. But the leachate contained high concentrations of Cu, which might cause strong toxicity. Therefore, other constituents in the leachate had an effect of reducing the toxicity to *D. magna*.

KEYWORDS, Bioassay; *Daphnia magna*; Acute toxicity; Fly ash; Compressed plastic.

1. はじめに

現在工業生産が10万種¹⁾と言われる化学物質の中には、単独の毒性が非常に強い、修復不能な慢性的毒性を伴う、発生・合成の予測が極めて困難等の特徴を持ったものが存在する²⁾。最終的にはこれらの化学物質は様々な社会活動を経て混合物の形で廃棄物となり、リサイクルされる一部を除いて埋立処分されている。このように社会活動の最終段階に位置付けられる埋立処分場からは、事故などにより有害物質を含む浸出水が漏出して、公共用水域や地下水を汚染する可能性があるため、廃棄物の種に応じた埋立処分場に処分するか、基準値へ適合するよう無害化处理を行うことが廃棄物処理法により求められている³⁾。しかし、化学分析による規制対象物質の定量後に基準値との比較を行う現行法では、疫学的データや毒性情報のない未規制物質には対応できず、毒性相互作用の評価も事実上不

*株式会社 CSK (CSK Corporation)

**長岡技術科学大学 (Nagaoka Univ. of Tech.)

可能である。また基準値は人の健康をもとに設定されているため、バーゼル条約により有害特性に指定されている生態毒性を予測するのは極めて難しい⁴⁾。

これらの問題に対し有効な評価方法とされるのがバイオアッセイである。バイオアッセイとは、対象物質を化学薬品の代わりに生物材料を用いて、化学反応の代わりに生物応答を測定し、物質量の代わりにその生物作用量を分析値として評価する方法である⁵⁾。バイオアッセイは評価対象中の個々の化学物質の情報を与えるものではないが、存在する全ての化学物質が生物材料に与える影響を包括的に評価するものである。従って、未規制物質の影響や毒性相互作用も試験結果に反映され、現行法の問題を補える評価方法と考えられる。また環境汚染防止対策における住民とのトラブルにおいて、リスクコミュニケーションを図る手段として活用できる可能性もある⁶⁾。

このうち水界生態系を代表する生物である甲殻類に属するミジンコ類を用いた試験は、農薬の急性毒性試験に用いられているとともに JIS 規格化されており、完成度・信頼性が高い方法として知られている。またミジンコ類は水生生物の中では感受性が比較的高く、甲殻類への影響の指標生物と考えられている⁷⁾ことから水界生態毒性評価にも適していると考えられる。その中でも個体が大きな *Daphnia magna* (オオミジンコ) を用いる *D.magna* 急性遊泳阻害試験は OECD においても規定されており⁸⁾、データの蓄積もある。

以上を踏まえ本研究では、各種一般廃棄物を試料として溶出試験を行い、得られた溶出液について重金属の分析を行うと同時に *D.magna* 急性遊泳阻害試験を適用し、その総合的毒性評価を試みるとともに毒性要因についても検討を加えた。また、プロセス評価法としても有効に活用できる⁹⁾バイオアッセイの特徴を利用し、都市ごみ焼却飛灰の中間処理プロセスの評価を行った。

2. 実験方法

2.1 試料と溶出液の作成

本研究における評価対象試料の概要を表 1 に示す。都市ごみ焼却飛灰は、平成 3 年 10 月に「廃棄物の処理および清掃に関する法律」の改正に伴い、「特別管理一般廃棄物」に指定され、厚生大臣が定める手法による中間処理が義務付けられた廃棄物で¹⁰⁾、異なる焼却施設 A (流動床燃焼方式)、B・C (ストーカ燃焼方式) から採取した採取時期の異なる 9 種類である。中間処理物は、施設 A で実際に作成され埋立てられているセメント固化灰 A-cement1、施設 C で主灰から表面溶融炉により作成されインターロッキングブロックなどにリサイクルされている溶融スラグ C'-slag1、研究

表1 評価対象試料の概要

試料	施設	試料名	採取時期	試料の概要
都市ごみ 焼却飛灰	A	A1	97.12	流動床燃焼方式の施設から採取した飛灰で、ダイオキシン対策として炉内にドロマイト(生石灰)を添加
		A2	98.1	
		A3	98.4	
		A4	99.1	
		A5	99.12	
	B	B1	97.12	ストーカ燃焼方式の施設から採取した飛灰で、塩化水素を除去する目的でアルカリ剤(消石灰)を噴霧 B1は施設改修前に採取
		B2	98.4	
		B3	99.1	
	C	C1	99.12	ストーカ炉から採取した飛灰および主灰、飛灰には消石灰を噴霧
	主灰	C'	99.12	
セメント 固化灰	A	A-cement1	99.12	飛灰から実際に作成されている
	B	B2-cement	-	飛灰B2より、飛灰10:セメント1(重量比)、2週間常温で養生し作成
	B	B2-slag	-	飛灰B2より、溶融温度1400℃、溶融時間2時間、雰囲気制御無しで作成
	C	C'-slag1	99.12	主灰から実際に作成されている
プラスチック 減容固化物	A	-	98.4	不燃ごみからプラスチックのみを選別して減容固化したもの
不燃物	A	-	98.4	不燃ごみから鉄・アルミニウム・プラスチックを取り除いたもの

室において飛灰 B2 から表 1 の条件で作成したセメント固化灰 B2-cement および溶融スラグ B2-slag を評価対象とした。また、不燃ごみ試料であり直接埋立てられているプラスチック減容固化物および不燃物も評価の対象とした。

溶出液の作成は、公定法である環境庁告示 13 号法に準じて固液比 1:10, 6 時間溶出で行った。プラスチック減容固化物に関しては固液比 1:33, 24 時間溶出でも作成した。得られた溶出液を 0.45 μ m メンブレンフィルターにより吸引濾過しバイオアッセイ用の試料とした。なお、プラスチック減容固化物と不燃物に関しては、吸引濾過を行う前に予めサンプルの遠心分離 (5000rpm, 15min) を行っている。溶出試験の溶媒には、後述する飼育水を用いた。これは飼育水が日常の *D.magna* の飼育および急性遊泳阻害試験のブランク試験 (対照区) に用いられているためである。

2.2 分析項目

得られたそれぞれの溶出液について pH 測定, TOC 測定および ICP 発光分光分析による金属類の成分分析を行った。金属類の分析はセイコー電子工業株式会社製 ICP 発光分光分析装置 SPS4000 を用い、産業廃棄物埋立基準項目に指定されている重金属である Hg, Cd, Pb, Cr, Se, As, 廃棄物中で比較的多量に検出される Zn, Cu, および代表的な無機塩である Na, K, Ca, Mg について行った。なお、分析前に 13N の HNO₃ を試料容量の 2% 添加している。また、ネブライザーの閉塞を避けるためにアルゴン加湿器を用い、さらに無機塩と他の金属では異なる分光器を用いて分析を行った。

2.3 *D.magna* の飼育

D.magna は国立環境研究所より譲り受けたものを継代飼育して使用した。飼育はガラス製 2L ビーカーに飼育水 2L を満し、1 ビーカーあたり 50 頭となるよう *D.magna* を放して行った。飼育水は事前に行った繁殖試験で最もよい繁殖を示した、5 日間以上曝気した水道水に下水道試験法¹¹⁾のミネラル分を半量 (表 2) 添加したものをを用いた。飼育時の水温は 20 $\pm$ 2 $^{\circ}$ C とし、約 1000lx の照度で 16 時間/8 時間の明暗周期をつけた。餌は(株)クロレラ工業から購入した *Chlorella* を約 0.2mg $\cdot$ C/day/*D.magna* となるように毎日与えた。

表2 飼育水の組成

添加物質	濃度 (mg/L)
CaCl ₂ ·2H ₂ O	147
MgSO ₄ ·7H ₂ O	54.9
NaHCO ₃	32.4
KCl	2.88

2.4 *D.magna* 急性遊泳阻害試験

急性遊泳阻害試験 (図 1) は OECD の方法に準じて行った。pH を 12N の HCl で中性付近 (6.5~8.5) に調整した溶出液を飼育水で希釈し、一連の希釈列を作成後、各希釈列の濃度区、および飼育水のみを投与した対照区に生後 24 時間以内の外観上健康な *D.magna* を各 5 頭ずつ 4 群に分け、同一試験を行った。試験容器にはガラス製 100mL ビーカーを用い、試験時間は 24 時間

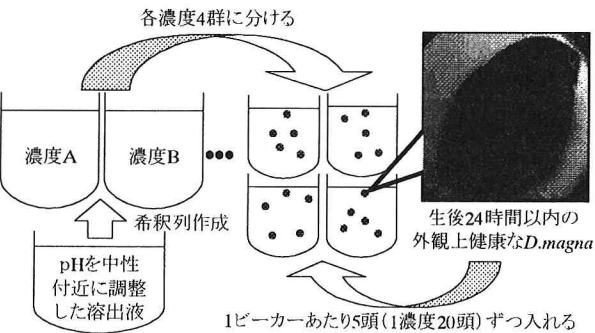


図1 *Daphnia magna* 急性遊泳阻害試験

とした。24 時間後に遊泳を阻害されていた *D.magna* を計数することにより遊泳阻害率を求めた。遊泳阻害の定義はピペットなどで刺激を与えたとき、触角を動かすことができても遊泳できない状態とした。なお、対照区における遊泳阻害率は多くの試験で 0%であったが、10%以上となった一部の試

験では試験結果自体を棄却した。

本研究では、飛灰溶出液が強アルカリ性を示したため、pH 調整時に添加した塩化物イオンも試験結果に大きな影響を与える可能性が考えられた。そこで、HCl 添加量が塩素イオン濃度として最大約 900mg/L であったことから、これに相当する塩素イオンを添加して急性遊泳阻害試験を行った (NaCl として飼育水に添加)。その結果、遊泳阻害は全く見られず、塩素イオン添加の影響は小さいものと考えられた。なお、pH を中性付近に調整した際に沈殿が生じた場合もあったが、沈殿物の除去はせずに試験を行った。また、本研究は単一化学物質の毒性を評価することが目的ではないが、無害化を図る上で有益な情報となる廃棄物溶出液の毒性要因を探索するためには個々の化学物質の毒性を把握しておく必要がある。一般に、急性毒性試験で化学物質の毒性の強さを評価する場合、影響を受ける割合が 50% の投与量を示す半数影響濃度 (EC50:Median Effective Concentration) が使用されている。そこで、本研究でも EC50 およびその 95%信頼区間を求めた。重金属類に関しては原子吸光分析用 1,000ppm 標準液 (和光純薬製) を用い、その他の物質は $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、NaCl、KCl、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (同社製・特級) を使用し、飼育水に溶解させた。試験結果をプロビット変換¹²⁾¹³⁾することにより EC50 とその 95%信頼区間を求めた。

3. 結果と考察

3.1 基準物質の毒性

表 3 にプロビット法によって求めた各基準物質の EC50 およびその 95%信頼区間を示す。この値は単一の試験から算出したものであるが、一般に再現性も高く、求めた EC50 は Cr に関しては Tomasik らの研究 (0.3mg/L)¹⁴⁾に近い値を示し、Cu に関しては Sorvari らの研究

表3 各基準物質のEC50および95%信頼区間(mg/L)

基準物質	EC50	95%信頼区間
Cd[$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$]	0.276	0.223 ~ 0.341
Pb[$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$]	1.051	0.835 ~ 1.333
Cr[$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$]	0.355	0.323 ~ 0.386
Cu[$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$]	0.0149	0.0125 ~ 0.0173
Zn[$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$]	0.894	0.025 ~ 2.234
Na[NaCl]	2284	2171 ~ 2398
K[KCl]	469	450 ~ 493
Ca[$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$]	1127	1076 ~ 1184
Mg[$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$]	969	869 ~ 1120

(EC50:0.022mg/L, 95%信頼区間 0.014~0.035mg/L)¹⁵⁾に近い値であった。しかし、Zn 単独投与試験では、当初原子吸光用 1,000ppm 標準液 [$\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$] を用いたが、濃度が高くなったにもかかわらず遊泳阻害率が下がる、濃度変化が大きいのにもかかわらず阻害率の変化がないなど *D.magna* の反応が安定しない試験が多数みられた。しかし、用いる試薬を ZnSO_4 に変更してからは、95%信頼区間にはばらつきがみられたものの EC50 は最大 20%程度しか違わなかった。なお、Zn に関しては、先の Sorvari らの研究でも 95%信頼区間が 3.4~18mg/L と幅広くなっていることから、濃度変化に対する阻害率の変化が鋭敏でないと考えられる。

3.2 都市ごみ焼却飛灰溶出液の金属類の分析結果

都市ごみ焼却飛灰溶出液の金属類の分析結果を表 4 に示す。なお、示した値は溶出液中の実濃度であり、溶媒に用いた飼育水に含まれる濃度を差し引いた値ではない。施設 A では A5 の Cd 以外は埋立基準項目に指定されている全ての重金属で基準値以下であり、埋立基準からみると A5 が最も有害な飛灰と考えられる。ストーカ炉飛灰では B2, B3 で Pb が基準値を超えて検出されたが、溶融飛灰の混入により C1 では Hg・Pb・Se・As が検出され、基準超過数や濃度も大きい。従って、埋立基準からみると全体の中で C1 が最も有害な飛灰と考えられる。

次に *D.magna* 急性遊泳阻害試験における基準物質の EC50 との比較を行うと、施設 A では A5 で Cd, A1 と A4 で Cr, A4 で Cu, 全ての溶出液で K, A1 と A2 で Ca が EC50 を超えていた。一方施設 B, C においては, B2, B3, C1 で Pb, B1 で Cr, B2, B3, C1 で Zn, C1 で Na, 全ての溶出液で K・Ca と多くの物質が EC50 を超過していた。従って, 全ての飛灰が毒性を示し, 複数の化学物質が毒性に関与すると予想される。また施設 B, C の EC50 超過物質数が施設 A に比べて多く, 超過濃度も高いことから, その毒性強度も高いことが予測できる。

表4 都市ごみ焼却飛灰溶出液の分析結果

試料	最終 pH	溶出濃度(mg/L)													
		TOC	Hg	Cd	Pb	Cr	Se	As	Zn	Cu	Na	K	Ca	Mg	
A1	10.13	6	N.D.	0.005	N.D.	0.62	N.D.	N.D.	0.006	0.009	1018	667	1273	1.107	
A2	9.65	20	N.D.	N.D.	N.D.	0.109	N.D.	N.D.	0.02	0.002	1296	682	1300	1.979	
A3	9.97	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.018	N.D.	1120	700	827	0.734	
A4	11.30	9	N.D.	0.009	0.091	0.671	N.D.	N.D.	0.029	0.019	1124	811	975	0.947	
A5	11.60	7.5	N.D.	0.375	0.177	N.D.	0.27	0.205	0.012	N.D.	2191	1209	826	0.243	
B1	10.85	16	N.D.	N.D.	N.D.	0.798	N.D.	N.D.	0.033	N.D.	2151	2128	1566	0.995	
B2	12.54	-	N.D.	0.009	2.883	0.123	N.D.	N.D.	1.328	0.05	1089	1414	5556	0.002	
B3	12.63	-	N.D.	0.01	3.297	0.173	N.D.	N.D.	1.358	0.05	1338	1348	5538	0.234	
C1	12.42	20	0.14	N.D.	10.78	0.085	0.512	0.385	2.955	0.051	3478	3382	2660	N.D.	
EC50		-	-	0.276	1.051	0.355	-	-	0.894	0.0149	2284	469	1127	969	
産業廃棄物埋立基準		0.005	0.3	0.3	1.5*	0.3	0.3		-	-	-	-	-	-	
ICP定量下限		0.1	0.004	0.05	0.005	0.15	0.15		0.005	0.0002	0.01	0.15	0.0002	0.0002	

N.D.:ICP定量下限以下 ※六価クロム 下線:EC50超過 斜体:産業廃棄物埋立基準値超過

3.3 都市ごみ焼却飛灰溶出液の *D.magna* 急性遊泳阻害試験結果

施設 A 飛灰（流動床燃焼方式）に急性遊泳阻害試験を適用したところ（図 2），全ての重金属が基準値を満たしている A1～A4 においても，原液では遊泳阻害率が 100%と強い急性毒性を示した。しかし，施設 A 飛灰の毒性は 1/2 希釈で大幅に低減していた。一方ストーカ燃焼方式である施設 B, C では（図 3）原液だけでなく 1/2 希釈でも 100%の遊泳阻害率となっており，施設 A と比べて毒性強度はかなり高かった。これらの飛灰の毒性強度の関係は「施設 A≪B1≪C1 ≒B3≒B2」となっており，施設 B 改修前に採取した B1 を除いて同一施設の毒性強度はほぼ同程度であった。

廃棄物埋立基準から考えると，施設 A で唯一超過した A5 が A1～A4 と同程度の毒性であること，C1 の超過濃度のはるかに高いにもかかわらず毒性強度は B2, B3 と同程度であったことから，埋立基準による評価が必ずしも水生生物に対する毒性と結びつくものではないことが示唆された。

3.4 飛灰溶出液の毒性要因の検討

有害であると判定された廃棄物を無害化する場合，毒性要因が何であるかを知ることができれば，

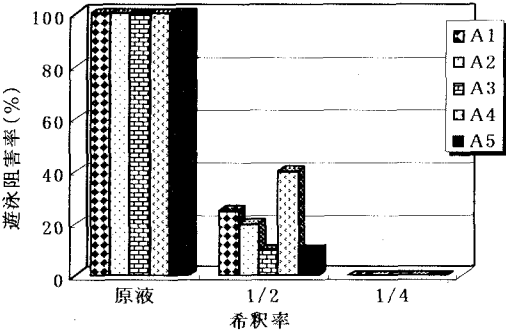


図2 施設A飛灰溶出液の急性遊泳阻害試験結果

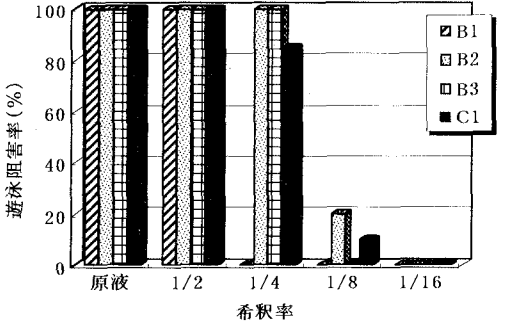


図3 施設B、C飛灰溶出液の急性遊泳阻害試験結果

その対策にとって有益な情報となる。そこで、施設 A の毒性要因を検討するため、EC50 を超過した重金属類単独の毒性との比較を行った。図 4 は Cd・Cr 単独投与の用量－反応関係を表す図に、希釈率により変化した溶出液中の Cd・Cr 濃度とその希釈率の遊泳阻害率をプロットしたものである。唯一埋立基準を超過した A5 と Cd 単独の毒性と比較すると、原液中の Cd 濃度 0.4mg/L は単独では 75% の遊泳阻害を引き起こす濃度であった。従って、A5 の毒性に Cd は関与しているが他の物質の影響も否定できない。一方、A1, A4 の原液は 100% の阻害を示す以上の Cr を含有しており、1/2 希釈でも Cr 単独の遊泳阻害率に近い値である。従って A1, A4 の毒性に Cr が関与している可能性が高い。また図 5 より A4 の Cu は原液で約 80% の遊泳阻害を示す濃度であり、毒性の要因になっていると考えられる。

同じく EC50 を超過した K (図 6) は全ての試料で 100% の阻害を示す濃度以上で検出され、A1~A4 では 1/2 希釈でも K 単独から考えられる遊泳阻害率に近かった。従って、全ての原液および A1~A4 の 1/2 希釈では K も大きな影響を与えていることが示唆された。また図 7 より A1, A2 の原液の Ca 濃度は単独で 75% 以上の阻害を表す値であり、Ca にも大きな影響を受けていることが示唆された。

金子らが行った都市ごみ焼却飛灰（消石灰噴霧無し）の毒性評価では¹⁶⁾、化学分析の結果 Cd, Pb, Zn が溶出液の毒性に寄与していると推察されたが、バイオアッセイの結果 Cd, Pb はその毒性に寄与しておらず、これを除去したとしてもそのミジンコに対する毒性は変わらないことが示されている。本研究においては一般的に懸念されている重金属類に加え、近年のダイオキシン対策により一層拍車がかかったアルカリ剤の噴霧が飛灰からの無機塩類の大量溶出を招き、溶出液中の浸透圧が変化して狭塩性水生生物である *D.magna* の遊泳阻害の要因となったものと考えられる。この傾向はストーカ燃焼方式の施設 B, C から採取した飛灰でも同様に見られた。

複数の毒性成分の相互作用については、一般に相加的、相乗的、拮抗的のいずれかの型に分類される¹⁷⁾。今回の

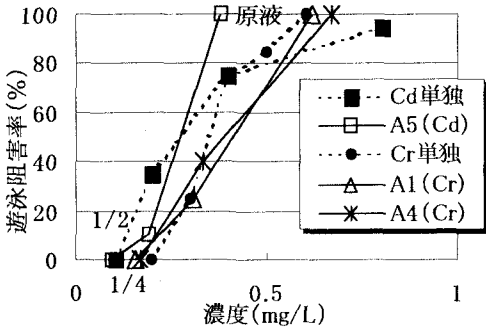


図4 Cd・Cr単独の毒性との比較

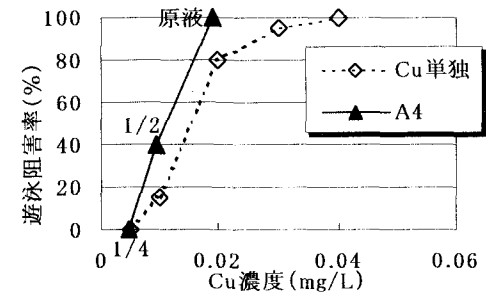


図5 Cu単独の毒性との比較

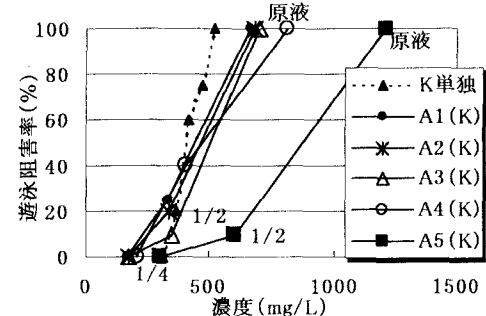


図6 K単独の毒性との比較

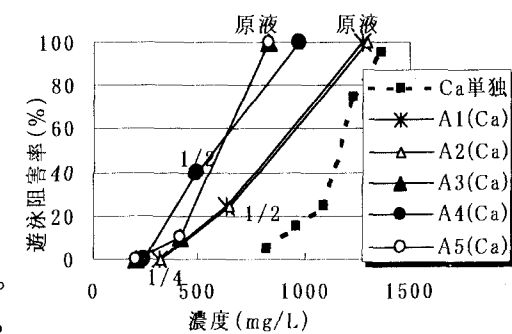


図7 Ca単独の毒性との比較

結果では、A3 以外では毒性要因と思われる金属が複数存在したことから、共存によって毒性が弱く現れる拮抗的な作用が主に起こっていたと考えられる。しかし、今回評価の対象としなかった物質による影響や相乗的な相互作用の存在も否定できない。

以上のように、*D.magna* に対する飛灰溶出液の毒性要因は非常に複雑で、個々の金属の毒性からは予測できないものであった。従って現在の分析的手法に加えて本バイオアッセイを毒性評価プロセスとして導入するのが有効な環境安全管理手法になると考えられる。但し、現在の技術では複数化学物質の混合体である廃棄物の毒性要因物質を完全に把握することは不可能に近いことから、急性遊泳阻害試験を毒性要因の探求に使用することは現実的ではない。「急性遊泳阻害試験を毒性評価プロセスに導入し、毒性が現れた場合にはそれを削減させる工程を組み入れる」という使用が効果的であり、廃棄物関連施設周辺の環境汚染防止につながるものと考えられる。

3.5 中間処理の有効性

中間処理物の分析結果および *D.magna* 急性遊泳阻害試験結果を表 5 および図 8 にそれぞれ示す。

表5 中間処理物の分析結果 (mg/L)

試料	最終 pH	溶出濃度(mg/L)											
		Hg	Cd	Pb	Cr	Se	As	Zn	Cu	Na	K	Ca	Mg
A5	11.60	N.D.	<u>0.375</u>	0.177	N.D.	0.27	0.205	0.012	N.D.	2191	<u>1209</u>	826	0.243
A-cement1	12.36	N.D.	0.03	<u>0.355</u>	N.D.	0.27	0.202	0.047	<u>0.074</u>	1618	886	773	0.011
B2	12.17	N.D.	0.009	<u>2.883</u>	0.123	N.D.	N.D.	<u>1.328</u>	<u>0.05</u>	1089	<u>1414</u>	<u>5556</u>	0.002
B2-slag	12.83	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.08	N.D.	25.9	190	<u>1173</u>	0.012
B2-cement	12.58	N.D.	0.007	0.269	0.01	N.D.	N.D.	0.055	0.009	656	<u>969</u>	<u>2911</u>	0.051
C'1	12.62	N.D.	N.D.	0.202	0.016	0.192	0.202	0.27	0.195	970	371	703	0.011
C'-slag1	8.01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.007	N.D.	23.98	5.977	58.42	8.31
EC50	-	0.276	1.051	0.355	-	-	-	0.894	0.0149	2284	469	1127	969
産廃埋立基準	0.005	0.3	0.3	1.5*	0.3	0.3	-	-	-	-	-	-	-

N.D.:ICP定量下限以下 ※六価クロム 下線:EC50超過 斜体:産業廃棄物埋立基準値超過

未処理の飛灰 B2 では 1/4 希釈でも 100%の遊泳阻害率を示したのに対し、B2-cement では 1/4 希釈で 0%、B2-slag に関しては 1/2 希釈でも 0%であった。従って、セメント固化および溶融固化処理は水生生物への毒性を低減可能な手段であることが示された。

一方施設 A で実際に作られている A-cement1 は、同じ日に採取した A5 と比べると若干毒性を減少させるに留まっていた。これは、EC50 を超過していた K の溶出を毒性が発現しないレベルまで抑えられないことが一要因と考えられる。しかし、A-cement1 は 1/2

希釈で遊泳阻害率 0%となっているのに対し、施設 A から採取した飛灰で 1/2 希釈において 0%の遊泳阻害を示したものはなかった (図 2)。また通常は直径約 2cm、高さ約 4cm の円柱状に成型されてそのまま埋立てられているにもかかわらず、細かく粉砕し粉末状で溶出試験を行っている。以上のことを加味すれば、施設 A で行われているセメント固化処理は有効な中間処理方法であると考えられる。

C'-slag1 溶出液では、同施設の主灰 C'1 の毒性が低いこともあるが 75%あった遊泳阻害率をわずか

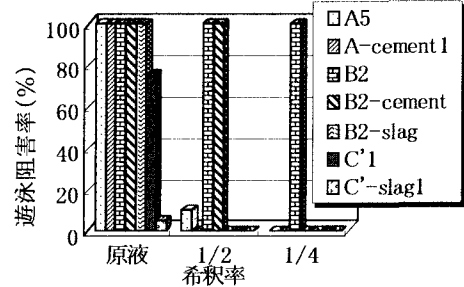


図8 中間処理物の試験結果

5%と低減させていた。従って、施設 C で行われている溶融固化処理は水生生物に対する毒性の低減効果も大きいことが示された。

3.6 不燃ごみ試料

不燃ごみ試料の分析結果および急性遊泳阻害試験結果を表 6 に示す。全ての不燃ごみ試料で埋立基準項目に指定されている重金属類が基準値以下であり、飛灰溶出液の毒性要因と考えられた無機塩類の大量溶出も見られない。しかし全ての試料で Cu が EC50 を超過し、Plastic1 では Zn も EC50 を超過して検出され、強い毒性を示すものと予想された。

表6 不燃ごみ試料の分析結果および急性遊泳阻害試験結果

試料	最終 pH	溶出濃度(mg/L)										遊泳阻害率 (%)
		TOC	Cd	Pb	Cr	Zn	Cu	Na	K	Ca	Mg	
Plastic1	7.24	-	N.D.	0.128	0.015	<u>1.308</u>	<u>0.481</u>	32.9	14.7	25.2	4.097	5
Plastic2	8.02	-	0.004	N.D.	0.004	0.51	<u>0.405</u>	38.2	11.1	32.3	5.855	0
Plastic3	8.09	67	N.D.	N.D.	<u>0.047</u>	<u>0.096</u>	<u>1.274</u>	66.4	12.6	77.1	14.5	10
PlasticA	8.08	191	N.D.	0.054	0.121	0.353	<u>1.818</u>	220	35.4	129	32.7	0
PlasticB	7.85	248	N.D.	N.D.	0.142	0.34	<u>2.632</u>	221	35.3	129	34.1	0
不燃物1	9.6	97	N.D.	N.D.	0.103	0.066	0.218	81	25.1	234	8.687	0
不燃物2	9.56	94	N.D.	N.D.	0.093	0.065	0.238	81.6	21.7	283	9.505	0
EC50			0.276	1.051	0.355	0.894	0.015	2284	469	1127	969	-
産廃埋立基準			0.3	0.3	<u>1.5</u> [※]	-	-	-	-	-	-	-

N.D.: ICP定量下限以下 ※六価クロム 下線: EC50超過
備考: プラスチック減用固化物および不燃物は全て同一のサンプルを複数回試験
Plastic1～3 : 固液比1:33、溶出時間24時間

しかし、いずれの溶出液でも遊泳阻害はほとんど見られなかった。従って、不燃ごみ試料の遊泳阻害率は溶出した Zn および Cu 濃度から考えられる値に比べ明らかに低いことがわかる。そこで、その効果の原因や程度を検討するために Plastic1～3 の溶出液に Zn および Cu を添加して毒性の変化を調べた (Plastic1 では Zn 添加実験のみ行った)。

まず、溶出液に Zn を添加し濃度列を作成したときの遊泳阻害率の変化を、Zn 単独投与実験の結果と併せて図 9 に示す。Zn 単独投与では 1.8mg/L で 65%の遊泳阻害を引き起こしているのに対し、溶出液中では 30%以下となっていた。また、Plastic2 においては 6mg/L を超えても遊泳阻害率は 40%以下と非常に低い値となった。従って、プラスチック減容固化物溶出液は *D.magna* に対する毒性を低減させる成分を有すると考えられる。

図 10 は、溶出液中に Cu を添加し濃度列 (Plastic2:0.405～0.705mg/L, Plastic3:1.274～1.874mg/L) を作成したときの遊泳阻害率の変化を表す図で横軸の Cu 濃度は対数となっている。同様に Cu 単独投与実験の結果も示している。Cu 単独投与で

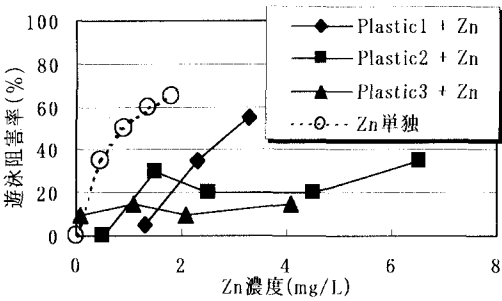


図9 Zn添加による遊泳阻害率の変化

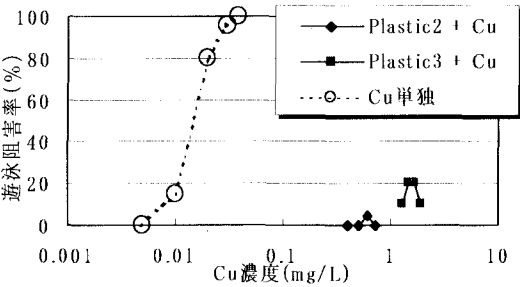


図10 Cu添加による遊泳阻害率の変化

は 0.04mg/L で既に 100%の遊泳阻害率を示しているのに対し、溶出液中ではその 40 倍以上の濃度を含有させても 20%以下と非常に低い遊泳阻害率となった。従って Cu に関しても、溶出液は同様に毒性低減効果を示すと考えられる。

こうした毒性低減効果は、重金属イオンに関しては、硬度成分である Ca^{2+} 、 Mg^{2+} の毒性拮抗作用や、溶出液中の有機物への重金属の吸着などが原因として考えられているが¹⁴⁾¹⁸⁾¹⁹⁾、本研究においては、直接その原因を明らかにするような知見を得ることはできなかった。

以上から、*D.magna* 急性遊泳阻害試験では、不燃ごみ試料のように含有している物質の有害性を過小評価してしまうようなサンプルが存在することが示された。これは各種排水・浸出水といった水試料にも考えられることである。従って、*D.magna* 急性遊泳阻害試験を安全性評価プロセスに使用する場合にはこの点を考慮する必要がある。

ところで、金属類は溶解成分であってもその存在形態によって *D.magna* に対する毒性が大きく異なることも考えられる。本研究では溶出液中での金属の存在形態は調べなかったが、今後、金属の存在形態の影響を検討することも必要であると考えられる。

4. まとめ

- 1) 都市ごみ焼却飛灰溶出液の *D.magna* に対する急性毒性は非常に強く、埋立基準を超過して検出された重金属がなかった施設 A の飛灰溶出液においても 100%の遊泳阻害率を示した。
- 2) 採取施設・希釈率により都市ごみ焼却飛灰溶出液の毒性要因は変化し、一般的に懸念されている重金属単独によるものではなく高濃度に溶出した無機塩類も関与していると考えられた。しかし、その他の物質による影響や毒性複合作用の可能性も否定できない非常に複雑なものである。
- 3) 現在の技術では複数化学物質の混合体である廃棄物の毒性要因物質を、その複雑さから完全に把握することは事実上不可能である。従って、バイオアッセイを毒性評価プロセスに導入し、毒性が現れた場合にはそれを低減する工程を組み入れることが環境安全性管理手法として有効であると考えられる。
- 4) 中間処理の有効性に関しては全ての試料で毒性低減効果が確認された。
- 5) 不燃ごみ試料の *D.magna* に対する急性毒性は認められなかったが、溶出液は *D.magna* に対する Cu の毒性を低減させる成分を有すると考えられた。

本研究では埋立処分される一般廃棄物を中心としてバイオアッセイによる評価を行ったが、今後は埋立処分量の多い産業廃棄物についても評価対象に加えたい。また、急性毒性のみを評価したため、発現機構が異なる慢性毒性や生殖への影響等が予測できるものではない。従って、本研究の結果とそれらの試験の結果を合わせて総合的に環境安全性評価を行う必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 酒井伸一：ゴミと化学物質，岩波新書，1998
- 2) 古市徹，河東重光：最終処分場を視点とした有害廃棄物の管理と評価に関する考察，都市清掃，Vol.49，No.211，pp.166-174，1996
- 3) 中杉修身：水質環境基準の見直しと埋立処分：廃棄物学会誌，Vol.10，No.2，pp.128-137，1999

- 4) 梶原成元：有害廃棄物と環境行政，水環境学会誌，Vol.17，No.5，pp.288-294，1994
- 5) 内海英雄：水環境の安全性評価のためのバイオアッセイの今後，水環境学会誌，Vol.19，No.10，pp.758-763，1996
- 6) 田中勝：廃棄物学概論，日本環境測定分析協会，1998
- 7) 菊地幹夫，若林明子：オオミジンコによる河川水中の化学物質の有害性モニタリング，日本水産学会誌，Vol.63，No.4，pp.627-633，1997
- 8) 化学品検査協会：OECD 化学品テストガイドライン，第一法規出版，1985
- 9) 鄭明淑，徐開欽，稲森悠平，須藤隆一：*Daphnia magna* の遊泳と繁殖特性に及ぼす埋立地浸出水の影響評価，日本水処理生物学会誌，Vol.32，No.4，pp.247-255，1996
- 10) 東康夫，鈴木富雄，清水由章，山田基夫：都市ごみ焼却灰のブラズマ溶融特性，廃棄物学会誌，Vol.7，No.4，pp.193-201，1996
- 11) 日本下水道協会：下水道試験法，上巻，1997 年度版
- 12) 吉村功：毒性・薬効データの統計解析，サイエンティスト社，1988
- 13) 石田説而，高橋宏一：パソコンによる生物統計演習，培風館，1991
- 14) Piotr Tomasik, Christopher H. D. Magadza, Sungano Mhizha, Alfred Chirume: The metal-metal Interactions in biological systems part III *Daphnia magna*, Water Air and Soil Pollution Vol.82, No.3/4, pp.695-711, 1995
- 15) Janna Sorvari, Mika Sillanp: Influence of metal formation on heavy metal and free EDTA and DTPA acute toxicity determined by *Daphnia magna*, Chemosphere, Vol.33, No.6, pp.1119-1127, 1996
- 16) 金子栄廣，池田太：ミジンコを用いたバイオアッセイによる都市ごみ焼却飛灰の毒性評価，廃棄物学会誌，Vol.6，No.3，pp.115-121，1995
- 17) 金子栄廣：溶出試験による廃棄物の毒性評価－バイオアッセイの適用を考える，廃棄物学会誌，Vol.7，No.5，pp.394-402，1996
- 18) 山本義和：水生生物と重金属 1 銅，サイエンティスト社，1979
- 19) Ian R. Hardin, Parley V. Winger, Peter J. Lasier, Mary Sue Brewer: Aquatic toxicity, salinity and water hardness, Book Pap Int Conf Exhib AATCC (Am Assoc Text Chem Color) Vol.1995, pp.371-378