

廃棄物堆積層からの浸出水の 浄化処理に関する実証試験

A PROTOTYPE EXPERIMENT ON TREATMENT OF
LEACHATE FROM GABAGE-DUMPED LANDFILL

道奥康治¹・山田怜奈²・松本敏秀²・釘宮晃一³
中道民広⁴・伊藤義明⁴・八木正博⁴・原義晴⁵

Kohji MICHIOKU, Reina YAMADA, Toshihide MATSUMOTO, Akikazu KUGIMIYA
Yoshiaki ITOH, Masahiro YAGI, Tamihiko NAKAMICHI and Yoshiharu HARA

¹フェロー会員 工博 神戸大学教授 工学部 (〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1)

²学生会員 学(工) 神戸大学大学院自然科学研究科前期課程(同上)

³正会員 (株)大林組 (〒108-8502 東京都港区港南2-15-2 品川インターシティB棟)。

⁴神戸市環境保健研究所 (〒650-0046 神戸市中央区港島中町4-6)。

⁵(株)中電技術コンサルタンツ (〒734-8510 広島市南区出汐2-3-30)。

In order to optimize treatment of leachate from garbage-dumped landfill, a micro-bubble generation technique was applied to feed oxygen into an anoxic layer of the leachate reservoir. Although the impounded water was successfully aerated and dissolved oxygen recovered a great deal, nitrification of ammonia did not so extensively occurred. The limiting factor of nitrification was found to be biochemical reaction that were not activated so much due to insufficient amount of bacteria colonies under relatively low water temperature. Most of the oxygen demand in the leachate was caused by ammonia but not by organic compounds, which was a very different water quality feature from that in rivers and lakes. Additional finding was that chemical oxygen demand of the leachate was highly correlated with ammonia concentration as well as with electric conductivity.

Key Words : landfill, leachate, micro-bubble, aeration, water purification

1. 序論

内陸に廃棄物埋め立て処分場がある場合、浸出水の河川流域への影響が懸念される。対象とする処分場では浸出水を下流端のダムで貯留し、懸濁態成分を沈殿除去した後、硝化・脱窒を経て処理水を河川へ放流している。埋め立て完了後しばらくの期間は、こうした排水処理が必要であるが、年月とともに廃棄物堆積層が安定化し浸出水質が改善されると、処分場管理の簡素化や排水処理施設の閉鎖を検討することが望ましい。浸出水質は廃棄物の内容や埋立地の地盤・水文条件に支配され、表流水ではなく廃棄物堆積層を通過した地下水であるために、ダム貯水池とは非常に異なる水質特性を有する。

大都市圏の自治体が管理する埋め立て処分場では、浸出水に含まれる難分解性有機物、マンガン、窒素などの処理が課題としてあげられ¹⁾、各種活性汚泥法、膜分離法、微生物制御などの試み^{2,3)}がなされている。対象とする処分場では主に可燃ごみの焼却灰と下水污泥が埋め立

てられており、浸出水に含まれる難分解性有機物、マンガン、窒素などの公共用水域への影響が懸念されている。本研究では、浸出水貯留池において水質観測を実施し、簡易浄化施設として試験運用したマイクロバブル曝気システムの水質改善効果と管理上の課題を検証した。これらの知見に基づいて、廃棄物堆積層からの浸出水の水質管理方法を検討する。

2. 研究の経緯

2005年においては、浸出水の水質特性に基づいて曝気施設容量を推算するために、排水処理施設に設置した実験水槽を用いて、空気、オゾン、酸素のマイクロバブル曝気試験を実施した。その結果、アンモニア態窒素や溶存態マンガンに対して酸素曝気が最も高い効率を示すことを明らかにした⁴⁾。実験は室温制御の下で実施されており、小容量で閉鎖された水槽内での水質変化であった。しかし、実機では浸出水の水量・水質や水質変化を担う

微生物構成が季節的に変動する．また，底泥と貯留水との物質交換も室内環境とは異なる．以上のことから，現地観測によって浸出水と貯留池の水質特性を明らかにし，酸素曝気の水質浄化性能を検証した．

3．曝気施設と観測の概要

(1) 施設概要

浸出水貯留池の容量は約20,000m³，浸出水流入量はおおよそ300~700m³/dayである．水深が4~9mで水温成層はほとんど形成されないが，全層にわたり通年的に無酸素状態が維持されている．

昨年度の実験結果に基づき，エアレーター基が一日あたりに水中へ供給できる酸素量を180[g/day/基]と概算した．貯留池へ流入する浸出水量を600m³/dayとして，DO濃度を10mg/Lに維持するために必要な酸素供給量は10[mg/L] × 600[m³/day]=6,000[g/day]であり，これを確保するためにはエアレータが

$$6,000[\text{g/day}] \div 180[\text{g/day/基}] = 33[\text{基}] \approx 50[\text{基}] \quad (1)$$

必要である．

図-1に曝気システムの設置状況を示す．表-1に主要機器の諸元を示す．酸素発生装置はPSA(Pressure Swing Adsorption：吸着)方式で純度90%以上の酸素の供給が可能である．マイクロバブル・エアレータは，室内実験と同型の50基を堰堤前約50mの地点に水中ポンプとともにイカダから吊下し，池底1.0~1.5mの高さに設置した．曝気は2006年9月14日から開始した．堰堤の水中にはモニター用のDO電極を設置し，DO濃度が上下限值以内に収まるように間欠的に運転した場合と，連続運転した場合を設定した．運転実績を表-2に示す．

(2) 観測の概要

貯留池へ流入する浸出水，貯留池の表層（水面下1m），底層（池底上1m），中層（表層と底層の間：水位が低い場合には割愛），放流水，のそれぞれの水質を多項目水質計と採水分析で計測した．管理者と著者らが同時に計測した項目もあり，各図中においてはそれぞれ(1)，(2)と記して両者のデータセットを区別する．計測方法と分析方法は昨年度の水槽実験と同様である⁴⁾．

4．水質の推移

(1) 降水量・流量（図-2）

図-2のように流出量が出水期間には約800m³/day，非出水期間には300~500m³/dayに制御されている．2006年7月には集中豪雨で顕著な流入が発生している．

(2) 水温（図-3）

当初には，微生物活動が活発な期間を捉えるために盛

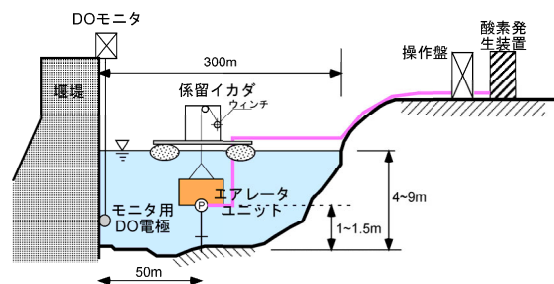


図-1 貯留池におけるエアレータの設置状況

表-1 主要機器の諸元

機器名	諸元
エアレータ	50基
水中ポンプ	KTZ型 7.5kW，200V
酸素発生機	出力:6.5 kW，発生量: ~55Nm ³ /hr，吐出圧:0.3Mpa，酸素濃度:90%以上

表-2 運転期間と運転条件

期間（月日）	運転条件	DO [mg/L]
9/14~10/12	DO制御による間欠運転	5~10
10/12~11/2	連続運転	
11/2~11/17	DO制御による間欠運転	3~7
11/17~12/8	DO制御による間欠運転	5~9
12/8~	連続運転	

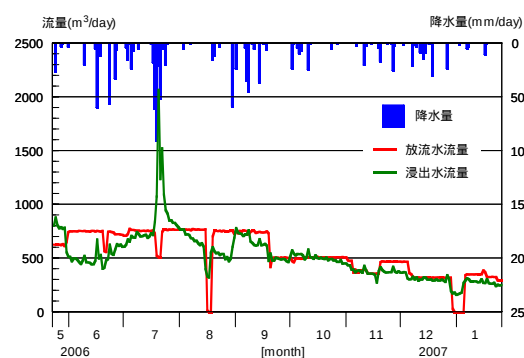


図-2 降水量，浸出量，流出量

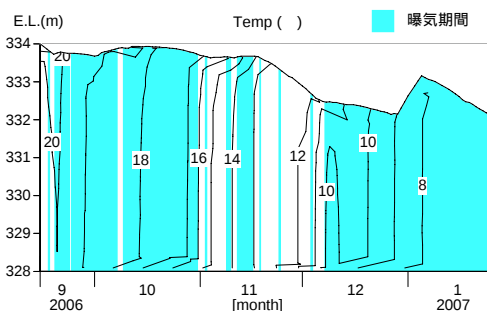


図-3 水温の池内分布

夏期前から水質観測と曝気を開始する予定であったが，実験準備が遅れ，図-3に示すように放熱期に入ってからの実験開始となった．池内の水温は単調に減少し，水温成層は見られない．図中の着色部は曝気装置が稼働した時間帯を示す（以降，同様）．

(3) 電気伝導度：EC（図-4）

水温と同様に池内ではほぼ一様に分布していた。ここでは、流出入水と池内各層を比較するために、図-4のように各点の時系列を表示する。池内各層と流出水のECは、浸出水とほぼ同様に挙動する。浸出水のECは廃棄物堆積層の地盤条件と水文条件に大きく依存するようである。7月の集中豪雨による希釈は貯留池全層のECの低減をもたらしている。これより、本処分場においては、降水が溶解物質濃度を軽減させることがわかる。

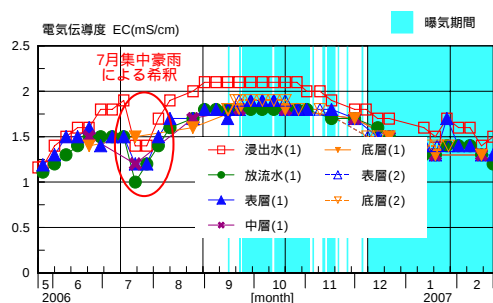


図-4 浸出水，放流水，池内の電気伝導度EC

(4) 溶存酸素濃度：DO（図-5，6），酸化還元電位：ORP（図-7）

図-5に曝気開始後の貯留池内における溶存酸素濃度DOを示す。表-2に記載したように、酸素を多く供給した9月18日～11月2日と12月8日以降においては、底層ごく近傍の無酸素水が縮減し酸素が全層的に増加した。これに対し、11月2日～12月8日の間ではDO濃度の目標値を低く設定して酸素供給量を少なくしたため、池内の酸素は減少している。

浸出水と貯留池のDOを比較すると図-6のようである。曝気開始前には表層にはある程度DOが存在していたが、底層はほとんど無酸素状態に維持されていた。浸出水はDOでほぼ飽和していたにもかかわらず、曝気量の多い9/18～11/2と12/8～の間、池内のDO濃度が浸出水よりもさらに増加した。これから、DOの供給が過多であったように見えるが、後述のように、貯留池の酸素要求量は潜在的に大きく、微生物活動が活発ではなかったためにDOが消費されずに残留したにすぎない。11/2～12/8にDO供給量を少し減じると池内の酸素は短時間に消費され、池内の酸素要求が高い水準にあることがわかる。

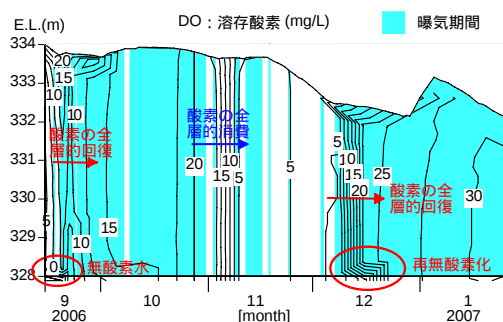


図-5 曝気開始後の貯留池内におけるDO分布

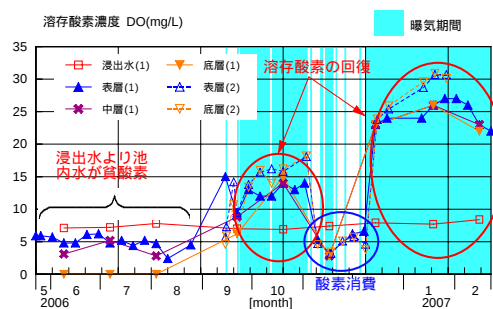


図-6 流出入水と池内のDO濃度

図-7は酸化還元電位ORPの分布を示す。曝気前には池底ごく近傍に負のORPが検出されているが、曝気開始直後にはこれが消失し、全層にわたり正値を維持した。特に、10月中旬以降ではORPが大きく増加した。

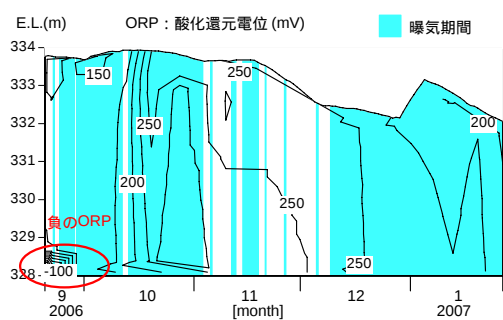


図-7 貯留池内の酸化還元電位ORPの分布

(5) クロロフィルa濃度：Chl-a（図-8）

図-8を見ると高いChl-a濃度が曝気開始直前に貯留池で検出された。曝気開始前には写真-1(a)のように藻が発生し水面は緑色であったが、曝気開始後の10月12日においては褐色に変色した（写真-1(b)）。これらの水面変化はChl-a濃度の減少とよく対応している。「曝気 - 吐出」の循環過程において藻類細胞がポンプ・エアレータなどの機器内で圧壊・死滅した可能性がある。

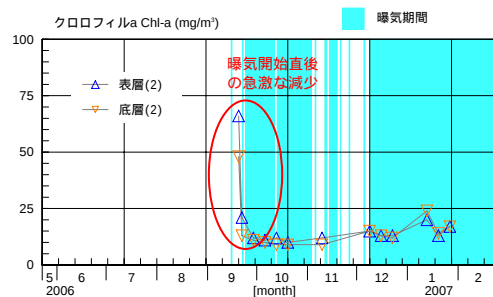


図-8 貯留池内のクロロフィルa濃度

(6) 有機物指標：BOD（図-9），COD（図-10）

図-9に生物化学的酸素要求量BOD，図-10に化学的酸素要求量CODの挙動を示す（ここで示すCODは溶存態・懸濁態成分をととも含むが、当貯留地ではCODの大部分は溶存態である）。このBODとCODの二つを比較すると非常に異なる挙動を示すことがわかる。貯留水の



(a)2006年9月8日 (b)2006年10月12日
写真-1 水面の様子

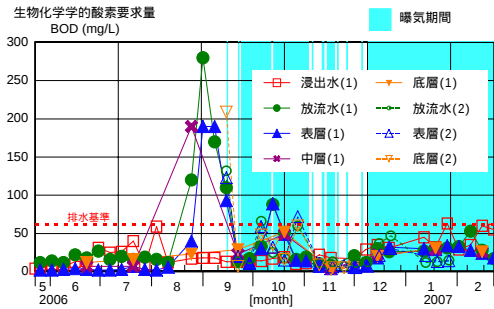


図-9 流出水と池内の生物化学的酸素要求量BOD

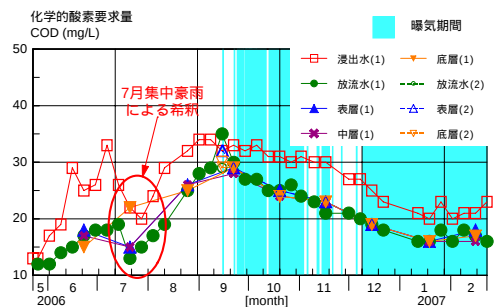


図-10 流出水と池内の化学的酸素要求量COD

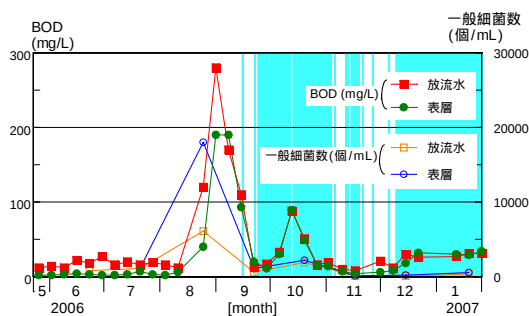


図-11 BODと一般細菌数の比較

BODは浸出水のBODとは無関係に変動し、特に8~9月にかけて貯留池と放流水にBODの急激な増加が見られた。これに対してCODの場合には、浸出水に連動しながら貯留池内のCOD濃度が変動し、8~9月にはBODのようなピークは見られない。一方、7月中旬の集中豪雨が貯留池水を希釈し、CODは減少したが、BODにはこのような挙動は見られない。両者の挙動の違いには以下のような要因が考えられる。

CODは硫酸酸性下で過マンガン酸カリウムの酸化力により有機物が酸化されることを利用したものであり、BODは微生物により有機物が酸化されることを利用したものである。両者とも有機物だけでなく、一部の無機物

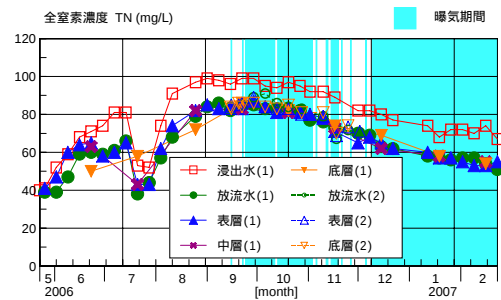


図-12 流出水と池内の全窒素TN

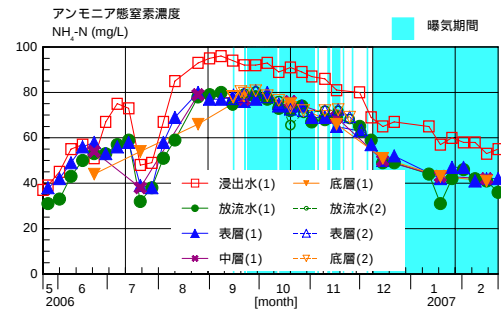


図-13 流出水と池内のアンモニア態窒素NH₄-N

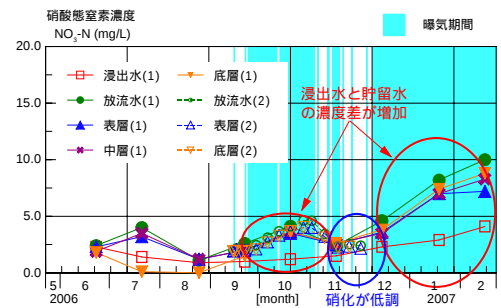


図-14 流出水と池内の硝酸態窒素NO₃-N

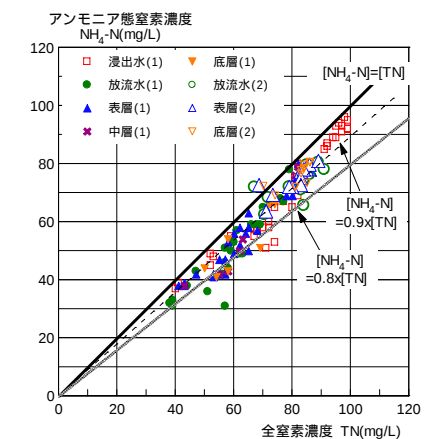


図-15 NH₄-NとTNの相関(全計測点)

(アンモニウムイオン、亜硝酸イオン、第一鉄イオンなど)による影響もある。まず、図-10における浸出水と貯留水のCODを比較すると、貯留池の滞留機能によって、酸素要求成分の5~10mg/L程度は定常的に沈殿・自然分解され、酸素要求物質が一定の割合で池内に残留すると考えられる。曝気によってわずかに硝化・酸化は進むが、曝気によるCOD削減量はCOD全量に比べるとわずかである。そのため、浸出水と貯留水のCODはほぼ連動する。

一方、図-11を見ると一般細菌数（管理者提供）とBODの増減挙動はよく対応している。酸素要求物質の含有量（COD）が同じであっても、BOD測定の際に好気性微生物の活動が活発になると、より多くの酸素が消費されるためBODは大きくなる。一般細菌数と好気性微生物数は同義ではないが、前者が多いことは微生物が活動しやすい環境であることを意味するので、硝化細菌など好気性微生物が何らかの原因で8~9月に突発的に増加し、BODが急増した可能性がある。これを検証するために、以下のような二つの実験を行った。

まず、アリルチオ尿素（ATU）を加えて硝化を抑制しながらBODを計測すると（ATU-BOD 炭水化物のBOD）、通常のBODより格段に小さく、浸出水の酸素要求量の大部分が窒素化合物に由来することを確認した。次に、BODの不規則変動が硝化細菌の増減に起因することについては、別途実施したバッチ試験で検証された（付録参照）。

このように、CODの増減は主に浸出水質に依存するのに対し、BODの挙動に対しては池内の微生物活動が律速条件となる。河川の水質基準がBODで設定されているからといっても、BODを放流水の有機物指標として用いることはあまり適切ではない。

(7) 窒素系栄養塩：全窒素TN（図-12）、アンモニア態窒素 $\text{NH}_4\text{-N}$ （図-13）、硝酸態窒素 $\text{NO}_3\text{-N}$ （図-14）

全窒素TN、アンモニア態窒素 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、硝酸態窒素 $\text{NO}_3\text{-N}$ の時系列を図-12~14に示す（亜硝酸態窒素 $\text{NO}_2\text{-N}$ は微量であり検討対象外とする）。

TN（図-12）と $\text{NH}_4\text{-N}$ （図-13）はほぼ同様の挙動を示す。さらに、TNと $\text{NH}_4\text{-N}$ を図-15に比較すると、地点によらずTNの9割以上を $\text{NH}_4\text{-N}$ が占めている。図-13において硝化はほとんど進行していないように見える。しかし、図-14を見ると、酸素供給量の多い期間（9/18~11/2、12/8~）において、貯留池内と放流水の $\text{NO}_3\text{-N}$ が浸出水よりも増加しており、逆に酸素供給量が少ない期間（11/2~12/8）では、池内の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は増加していない。これより、曝気によって硝化がわずかながらも進行していることがわかる。一方、図-6で示したように、かなりの割合で酸素は消費されずに残留している。このように、窒素酸化が小さい原因は酸素供給量の不足ではなく、アンモニア酸化細菌・硝化細菌などの微生物活動が少なく $\text{NH}_4\text{-N}$ が消費されずに残るといった生物律速条件が働いているためと考えられる。細菌活動が低調な原因の一つとしては、それらの微生物の個体数の不足が考えられる。昨年度の室内実験⁴⁾において、貯留池の底泥を水槽に敷いた場合には窒素酸化が早く、底泥が微生物の供給源であることを確認した。また、硝化が低調なもう一つの原因として、図-3のように実験開始時期がすでに放熱期であり、微生物活動にとっての水温環境が必ずしも好適ではなかったことが考えられる。

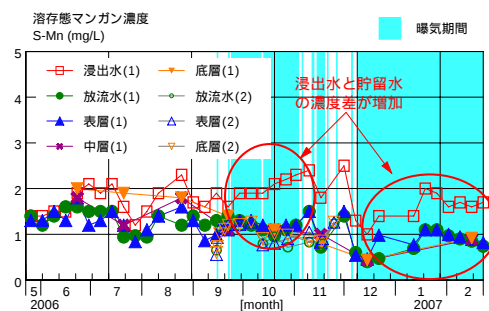


図-16 流出水と池内の溶存態マンガンS-Mn

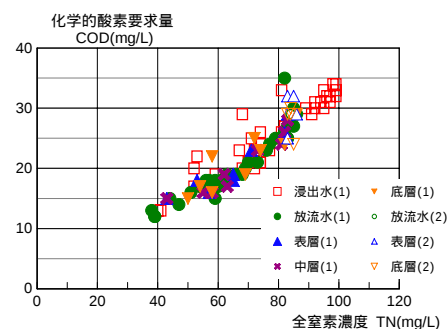


図-17 TNとCODの相関（全計測点）

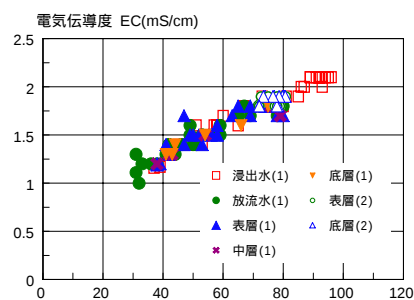


図-18 ECと $\text{NH}_4\text{-N}$ の相関（全計測点）

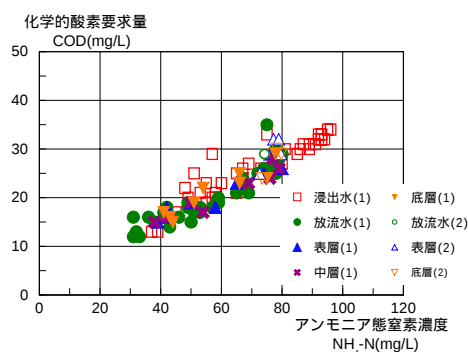


図-19 $\text{NH}_4\text{-N}$ とCODの相関（全計測点）

(8) 溶存態マンガン：S-Mn（図-16）

本貯留池において、下流域への環境影響が懸念される金属成分はマンガンである。昨年度の水槽実験においては1mg/L弱の溶存態マンガンS-Mnが曝気による不溶化・沈殿によってほぼ0mg/Lにまで削減された⁴⁾。これに対し実機では図-16のように、曝気開始後にS-Mn濃度が約1mg/L程度減少するものの、完全除去までには至っていない。浸出水のマンガン負荷が浄化能力を上回っている可能性がある。

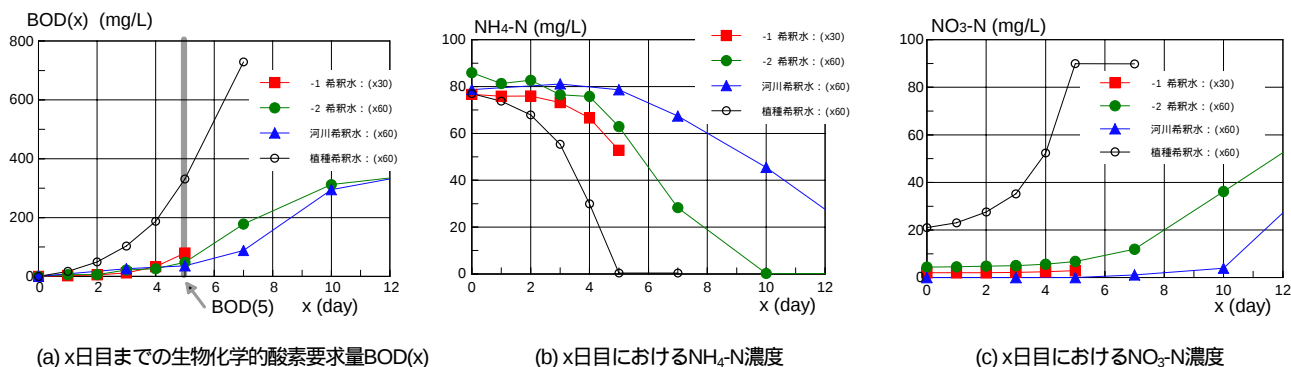


図-A 希釈水・希釈倍率の違いによる生物化学的酸素要求量，窒素系栄養塩濃度への影響

[「希釈水」：JIS法記載の希釈水，「河川希釈水」：都賀川（神戸市内）の水による希釈，「活性汚泥を添加した希釈水」：処分場で生成された活性汚泥を植種した希釈水，（×数字）は希釈倍率をあらわす]

5．水質特性の総括

浸出水貯留池でマイクロバブル曝気を実施した．酸素は順当に回復したが，好気性微生物の活動が低調で，NH₄-Nおよびマンガンの一部が酸化されるにとどまった．

図-12, 13のように，TNとNH₄-Nの時系列はEC（図-4）やCOD（図-10）と非常に類似している．図-17~19を見ると，これら諸量は密接に連動している．

4．(7)で示したように，TNとNH₄-Nが一体的に挙動するのはTNの主成分がNH₄-Nであることによる（図-15）．

CODとNH₄-Nにも高い相関が確認される．NH₄-Nは酸素要求物質であるが，CODには反映されにくい．したがって，NH₄-Nの増減を反映してCODが変動しているのではなく，NH₄-Nが多い時に他の炭素系酸素消費物質も多いという本処分場特有の浸出水質構成に由来していることが考えられる．

以上のように本貯留池では，[NH₄-N]~[TN]~[EC]~[COD]の4項目がほぼ連動しており，計測容易なECをトレーサとしてNH₄-NやCODの挙動を追跡し水質管理を簡素化できる可能性がある．

なお，仮に硝化促進に成功しても，公共用水域への環境影響を考える場合には，脱窒工程がもう一つの検討課題となる⁵⁾．脱窒技術については別途室内実験で検討中である．

謝辞：本研究を遂行するにあたり，貯留池管理者と神戸大学工学部の前田浩之技術職員には多大なるご協力を頂いた．本研究は平成18,19年度科学研究費補助金基盤研究(B)(1)（課題番号：18360237，代表者：道奥康治）の助成のもとに実施された．

付録 BODの変動におよぼす硝化細菌の影響

微生物濃度を变化させた数種の試料水に対し，x日目までの生物化学的酸素消費量BOD(x)と窒素系栄養塩濃度を計測した（9月25日~11月30日）．

実験ケースは，JISに規定された希釈水による試料水の希釈〔希釈倍率が30倍（-1）と60倍（-2）〕，

河川水による希釈〔希釈倍率60倍〕，活性汚泥を植種した希釈水〔希釈倍率60倍〕の4ケースである．は本報のBOD計測法に対応する．はに比べて硝化速度が遅く，BODへの硝化の影響を抑制したケースである．

は本貯留池から生成された活性汚泥を植種して硝化細菌濃度をよりも増加させ，硝化細菌が通常より多く混在するを想定したケースである．

図-Aに実験開始後x日目までの酸素消費量とNH₄-N，NO₃-Nの濃度変化をあらわす．硝化細菌が多いでBOD(x)が最も増加し，よりもBOD(5)は大きい．これに対し，希釈倍率（-1と-2）や希釈水の違い（と）がBOD(5)におよぼす影響は小さい．また，

のケースにおいても，BOD(5)の大半がアンモニア酸化による酸素消費である．よって，本貯留池におけるBODは常にNH₄の影響を受けていることがわかる．また，のケースのように硝化細菌の数が大きくなることでBODは大きく増加する．

以上より，図-11の8~9月におけるBODの増加は硝化細菌の増加に起因していると言える．

参考文献

- 1)（例えば）元村隆一：循環型社会における最終処分場の方向 準好気性埋め立ての現状と今後の展望，都市清掃，Vol. 58, No.268, pp. 544-550, 2005.
- 2)（例えば）牛越健一・梶山吉則・小林俊幸・土谷聡：埋立地における高塩類問題と技術的対応—研究委員会研究活動，廃棄物学会誌（特集），Vol. 8, No.7, pp.547-552, 1997年
- 3) 堀井安雄，樋口壮太郎，島岡隆行，花嶋正孝：高塩類浸出水の処理技術，廃棄物学会誌，Vol. 8, No.7, pp.529-539, 1997年
- 4) 道奥康治・釘宮晃一・山田怜奈・伊藤義明・八木正博・中道民広：ゴミ埋め立て処分場からの浸出水のマイクロバブルによる水質浄化，水工学論文集，第51巻, pp.1403-1408, 2007年
- 5) 松本敏秀・道奥康治・釘宮晃一・山田怜奈：廃棄物埋め立て処分場からの浸出水の脱窒処理技術の基礎的検討，第62回土木学会年次学術講演会，2007年

（2007.9.30受付）