

平成25年度  
環境研究総合推進費補助金 研究事業  
総合研究報告書

アジアの都市廃棄物管理の発展に応じた  
埋立地浸出水対策の  
適正な技術移転に関する検討  
(3K113027)

平成26年3月

独立行政法人 国立環境研究所 石垣智基

補助事業名 環境研究総合推進費補助金研究事業（平成23年度～平成25年度）

所 管 環境省

国庫補助金 84,236,000 円

研究課題名 アジアの都市廃棄物管理の発展に応じた埋立地浸出水対策の適正な技術移転に関する  
検討

研究期間 平成23年6月1日～平成26年3月31日

研究代表者名 石垣智基（国立環境研究所）

研究分担者名 山田正人（国立環境研究所）  
遠藤和人（国立環境研究所）  
蛭江美孝（国立環境研究所）  
神保有亮（国立環境研究所，現富山県環境科学センター）  
藤原拓（高知大学）  
西村文武（京都大学）  
惣田訓（大阪大学）

## 目次

総合研究報告書概要版	-----	3
本文		
第一章 序論	-----	11
第二章 浸出水循環のための効率的な注入水量の評価	-----	14
第三章 安定化フェーズに応じた浸出水循環のための水質制御	-----	24
第四章 原位置での窒素除去に関する検討	-----	35
第五章 酸化チタン-吸着剤複合材料を用いた太陽光活用型浸出水高度処理技術の開発	-----	47
第六章 人工湿地による埋立地浸出水処理技術の確立	-----	58
第七章 アジア地域の埋立地における水収支解析	-----	68
第八章 アジア現地水処理技術の動向調査および高機能化に関する研究	-----	71
第九章 アジア地域の埋立地技術および水処理技術導入効果の評価	-----	82
第十章 アジアにおける適正な埋立地および浸出水管理に向けた提案	-----	99
成果発表一覧	-----	103
研究概要図	-----	107
英文概要	-----	108

・研究課題名・研究番号=アジアの都市廃棄物管理の発展に応じた埋立地浸出水対策の適正な技術移転に関する検討 (3K113027)

・国庫補助金精算所要額 (円) =84,236,000 (平成 23-25 年度の交付決定額)

・研究期間: 平成 23 年 6 月 1 日～平成 26 年 3 月 31 日

・研究代表者名: 石垣智基 (国立環境研究所)

・研究分担者名: 山田正人、遠藤和人、蛭江美孝、神保有亮 (国立環境研究所)、藤原拓 (高知大学)、西村文武 (京都大学)、惣田訓 (大阪大学)

#### ・研究目的

アジア都市域では経済発展に伴い、廃棄物の発生量の増加と質の多様化、民間セクターでの資源回収、資源化可能な廃棄物の越境循環、温暖化対策における京都メカニズムの活用が進展しており、発生から資源化・埋立に至る廃棄物フローは多様化し、回収率の向上とオープンダンプ (集積投棄) の改善という以前のフェーズからは脱却しつつある。すなわち、都市化の初期段階で発生する水路や公共地への生活ごみ投棄による景観・衛生・環境上の問題から、埋立地由来の環境汚染を防止するための浸出水適正管理へと問題は転換・集約されてきている。その一方、当地域の浸出水対策は廃棄物管理体系の中で一元的に検討されておらず、市街の問題を郊外に先送りしただけの原始的な対策や、逆に社会や廃棄物管理の実情に対して過剰に高度で機能しない処理プロセス導入の問題が生じている。その解決を目的として、廃棄物管理の発展フェーズに即した浸出水対策技術・システムを提案し、包括的で円滑な技術移転を支援するための情報を提供する。

#### ・研究方法

アジア都市の埋立地浸出水および周辺水環境の利用形態について、貯留池の構造リスク、水量の変動、水質 (窒素、有機物、色度、その他の有害物質) 等のアジア型の問題特性と浸出水対策の実情を把握する。その上で、個別の技術開発を実施する開発グループ、現場適用を視野に入れた実用化グループ、廃棄物管理システムへの現地適合化を進める評価グループ、として研究を実施する。

開発 G は、本地域の埋立地に未適用の既存技術の適応を図る。埋立層への選択的浸出水循環、酸素制御・アナモックス反応による原位置窒素除去等の技術の低コスト化・環境性能の向上を新規の開発要素として加味する。特に、最適運転時の性能だけでなく、気候・環境要因に基づく変動、将来の廃棄物管理方策の変更、現地供給可能な材料・技術に広く対応可能な、「丈夫」で「簡易な維持管理」を可能とするアジア適合型の技術開発を指向する。

実用化 G は、本地域の浸出水対策の問題点に対してより応用的かつ実践的に対処する。既存施設の改変や技術の組合せにより、機能の改善・新機能の付加によって技術を現地適合化する方法論を提示する。これには浸出水貯留池の機能強化、簡易人工湿地化による原位置処理能力の向上、余剰地活用による太陽光応答型光触媒の適用が挙げられる。また、開発 G で効果が実証された技術について、現地適応化に関する条件・管理特性を整理し、将来の実用化に向けた方向性を提示する。

評価 G は、地域の廃棄物管理の発展状況を類型化し、それぞれのステージで想定される廃棄物管理の特性と、気象・地理・社会要因などを規定することで、埋立地浸出水質の特徴とその適正管理に必要な技術システムを提案する。単なる低コスト・簡易管理という方向性ではなく、廃棄物管理におけるエネルギー、環境負荷 (特に水中の窒素汚濁)、温室効果ガス、将来の対策コストまでを考慮した上で、廃

棄物管理の一部としての「アジア型」浸出水対策のあり方を提案する。

#### ・結果と考察

(開発 G) 廃棄物埋立地における浸出水循環技術の動向と水質制御に関する知見を集積するとともに実験的検討を行った。アジア多雨地域において浸出水循環を適用する上で求められる、過剰な水分供給を防止した適正な浸出水循環を目指し、水理的観点から制御すべき水量について考察した。タイ王国の生活ごみを充填したライシメータ試験より、湿潤充填密度が  $0.65\sim 0.77\text{ t/m}^3$  の廃棄物層のほ場容水量は 27%前後であることが計算された。廃棄物層をほ場容水量の含水率で保つためには、循環水量を日当たり  $0.6\sim 1.5\text{ mm}$  程度の涵養量に等しくする必要があり、廃棄物層の沈下とともに涵養量を小さくする必要性が明らかにされた。ほ場容水量と物質移動における非稼働水の体積含水率は一致せず、異なる値であることが推察された。浸透挙動の予測に際しては、沈下等による透水係数の変化や違いを捉えて廃棄物層の物性パラメーターを表現することによる精緻化が可能である。実スケール埋立地における浸出水循環では、注入地点からの深度が増すほど体積含水率の変化が緩慢になり、上部からの浸透に対して時間的隔たりも大きくなることが示された。廃棄物層が 10 m 程度超える場合、乾季と雨季の影響が含水率としては生じなくなる可能性が高いことから、水分制御時に留意するとともに循環時の注入深さが重要な設計因子であることが示された。埋立層内の固相有機物の減少を指標とした場合、液相濃度が高い時点で浸出水循環を行わずに、液相濃度が低下した時点等の適切な時期から循環を開始した方が効果的な場合があることが、浸出水循環の運転・管理手法の一例として示された。

膜処理による循環水質の制御を目的として、タイ王国の埋立地浸出水を対象とし、膜処理負荷軽減のための前処理および膜処理による毒性削減評価を行った。現地で採取された浸出水および酸化池（調整池）における  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  はそれぞれ  $1,830\text{ mg/L}$  および  $126\text{ mg/L}$  であり、酸化池による水質処理効果が確認された。凝集沈殿処理においては pH5 が最適条件であった。処理効率は浸出水と酸化池水で同程度だが、凝集剤（塩化第二鉄）添加量に対する COD 除去効率と最終水質を加味すると酸化池水に対する凝集沈殿処理が効果的であると考えられた。一方、曝気処理では有意な処理効果が確認されなかった。生物影響試験の結果、浸出水のオオミジンコに対する半数致死濃度  $\text{LC}_{50}$  は 4.1%であったが、アンモニアストリッピングによって全窒素を 89%除去した処理水の同  $\text{LC}_{50}$  は 30%となり、アンモニアによる毒性の寄与が大きいことが示された。酸化池水では致死毒性は観察されなかったが、高い希釈倍率でも遊泳異常が確認された。砂ろ過、凝集沈殿および曝気処理では単体処理でも連続処理でも生態毒性の低減には効果がないことが明らかになった。また、埋立地浸出水を対象とし限外ろ過膜、低圧 RO 膜、高圧 RO 膜によるファウリング試験を実施した結果、UF 膜や低圧 RO 膜に比べ高圧 RO 膜がファウリングによる膜透過フラックスの減少も遅く、金属類や  $\text{NH}_4^+$  の除去率においても一番高かった。膜表面付着しているファウリング物質は、膜の種類と関係なく主に Ca、Fe、Si、Al、Na および Cl によって形成された化合物であることが明らかになった（図 1）。特に Fe と Si によるファウリングは低圧 RO 膜で優れていた。すなわち、浸出水は前処理などで  $\text{NH}_4^+$  と Ca、Fe、Si、Al、Na および Cl などの無機物質を除去し、生態毒性とファウリング影響を減らす必要がある。

浸出水循環において循環液が埋立層の微生物反応に与える影響を評価した。浸出水の RO 濃縮液を模擬した循環液を添加した嫌気培養試験を用いて、RO 膜濃縮液の循環による埋立地の安定化進行に及ぼす影響を評価し、適用可能な循環水質を提案した。濃縮液循環による微生物反応への影響については、50 倍までの塩類濃縮液の添加では、微生物反応に阻害影響を及ぼさないが、100 倍濃縮液添加では、 $\text{CH}_4$  生成反応に阻害を及ぼし、200 倍濃縮液添加では、 $\text{CH}_4$  および  $\text{CO}_2$  生成に明確な阻害を引き起こした。Na、K、 $\text{NH}_4$  の各成分による微生物反応への阻害影響を調べた結果、Na、K については、 $8,000\text{ mg/L}$  までは、阻害影響が見られなかったのに対して、 $\text{NH}_4$  については、 $5,000\text{ mg/L}$  において嫌氣的ガス生成に阻害を受け、 $8,000\text{ mg/L}$  では著しい阻害が確認された。以上のことから、埋立地に膜処理濃縮液を循環する際は、安定化反応への阻害を引き起こさないために、特に  $\text{NH}_4$  の濃度を制御する必要があることが示唆された。生態毒性および微生物反応阻害ともに、 $\text{NH}_4$  による影響が高いことが示されたことから、膜処理を用いた浸出水循環プロセスにおいて、前処理、放流、循環時において、特に  $\text{NH}_4$  の濃度を制御する必

要性が指摘される。ただし、生態毒性と比較して安定化反応に障害を及ぼす  $\text{NH}_4$  の濃度は約 2 オーダー程度高く、単純放流に比べて循環時の水質管理は低めの目標設定で良い可能性が示された。

埋立地での原位置窒素除去法の開発を目的とし、多様な化学物質が混在する環境での窒素循環の過程における、低有機物、還元性窒素化合物存在下でのアナモクス反応の生起特性を中心に実験的に検討を行った。廃棄物層の好気領域に浸出水を散水・循環させることで硝化を発現させることを実験により明らかにした。また硝化後の浸出水を有機物共存下の無酸素域に通水することにより、脱窒反応を生じさせ、埋立地原位置での窒素除去が可能であることも明らかにした。無酸素域に流入する酸素負荷を制御することにより、溶存酸素濃度を  $1 \text{ mg/L}$  未満に制御しうること、またこの時に脱窒反応が促進することが示された。無酸素域での溶存酸素濃度モニタリングと散水流量制御により窒素除去を行えること、それらの基本動力は電力で賄えることから、現場で太陽光発電等による自動運転・制御の可能性が示唆された。脱窒の電子受容体として活用できる有機物が十分に共存しない環境下では、自栄養性細菌(硫黄脱窒菌、アナモクス細菌)による脱窒が適用できる。アナモクスによる脱窒が十分に発現したケースにおいては、還元性硫黄(チオシアンおよびチオ硫酸)存在下においても、各々  $100 \text{ mg-SCN}^-/\text{L}$  および  $750 \text{ mg-S}_2\text{O}_3^{2-}/\text{L}$  以下ではアナモクス活性を阻害することはなかった。長期間の暴露の間に硫黄脱窒を生じさせる生物相が形成され、脱窒反応に占めるアナモクス反応の割合を相対的に低下させるが、チオシアンおよびチオ硫酸の流入が無くなると再びアナモクス反応が脱窒の主要な反応となることが明らかにされた。一ヶ月程度の硫黄化合物の共存では、硫黄脱窒の割合が増加するものの、アナモクス菌が反応槽から駆逐されることはないことが示され、アナモクス反応を活用した原位置での窒素除去システムの適用可能性が確認された。また、硫黄脱窒時に  $\text{N}_2\text{O}$  の生成反応が確認され、温室効果ガス抑制の観点からも適正な維持管理が必要となることが示された。アナモクス反応の初期過程(流入口付近等)で  $\text{N}_2\text{O}$  が生成することが示された。また、いったん生成した  $\text{N}_2\text{O}$  が下流部で生物学的に消費されることから、反応時間を長く取ることで発生した  $\text{N}_2\text{O}$  の還元により発生抑制できることが示された。 $\text{N}_2\text{O}$  を発生させる細菌は反応槽に均等に存在していたため、流入口付近で  $\text{N}_2\text{O}$  が多量に発生したことは、溶存酸素やアンモニア性窒素濃度等の環境条件の相違が要因であると推察された。

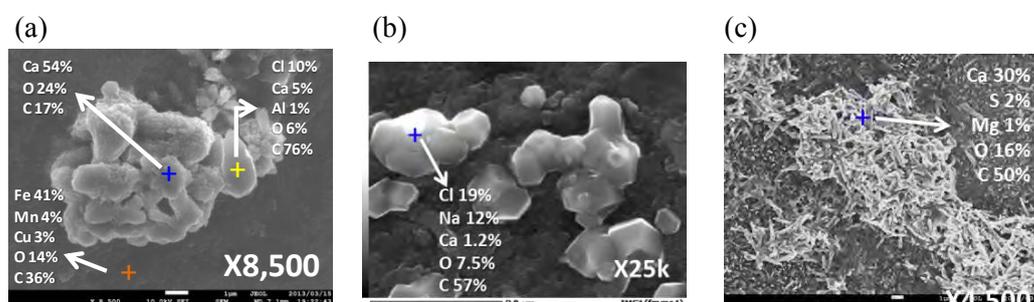


図 1 SEM-EDS 観察画像 (a) UF 膜 (b) 低圧 RO 膜 (ES20) (c) 高圧 RO 膜 (SWC5)

(実用化 G) 維持管理が簡易かつ低コストなアジア地域適合型の埋立地浸出水中有害物質の除去技術として、光触媒と吸着剤の複合材料の適用可能性について検討した。 $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$  比が  $100 \text{ (mol/mol)}$  である東ソー製の高シリカ型ゼオライト HSZ-385 を用いて、回分式試験により純水中に溶解させたビスフェノール A (BPA) の吸着試験を実施した結果、平衡吸着量は Langmuir の吸着等温式により表現しうることが示された。吸着速度は非常に速く約 1 時間で平衡に達し、その反応速度は疑二次反応速度で表現可能であった。また、HSZ-385 による BPA の吸着処理には処分場浸出水中の塩類および酢酸は影響を及ぼさないことが明らかになった。フミン酸による阻害影響もわずかであり、浸出水中の共存イオンおよび有機物は HSZ-385 による BPA の吸着除去にほとんど影響を及ぼさないことが明らかになった。各種人工浸出水中においてほぼ 70% 以上の BPA が除去されたこと、また実浸出水中で 82% の除去率を得たことから判断して、HSZ-385 による処分場浸出水中の BPA の吸着除去技術は有望であることが明らかになった。HSZ-385 による化学物質の吸着は pH に依存し、中性型の物質が吸着すること、ならびに BPA も pH により中性型、1 価および 2 価のアニオン型の形態をとることが知られている。浸出水中は埋立内容物や

埋立年数に応じて異なる pH をとることから、pH が HSZ-385 による BPA の吸着に及ぼす影響を検討した。その結果、BPA がいずれもほぼ 100% 中性型の形態をとる pH=5.0 と pH=7.0 では吸着等温式がほぼ一致するのに対して、アニオン型の形態をとる pH 条件では吸着量が低下することが示された。次に、HSZ-385 と酸化チタンの複合材料を合成し、太陽光を想定した長波長の紫外線照射条件下での BPA の吸着および分解特性を検討した。その結果、複合材料により BPA は液相から速やかに吸着除去され、その後吸着した BPA は酸化チタンにより分解されていることが確認された。また、1,4-ジオキサンの吸着剤としては、吸着した 1,4-ジオキサンがほぼ完全に脱着するという点で、複合材料の原料には粉末活性炭が適していると考えられる。敷地面積に比較的余裕があり太陽光の照射強度が高いと想定される東南アジア地域への適用性を踏まえ、酸化チタン-ゼオライト複合シートを底部に固定化した薄層水路での BPA の除去性能を検討した結果、平均  $2900 \text{ uW/cm}^2$  の太陽光照射条件下で、流下時間 30 分程度の薄層水路で約 30% の BPA 除去が可能であることが示された。以上により、太陽光活用型の持続的かつ低コストなアジア地域適合型の埋立地浸出水中有害物質の除去技術開発に向けての実用上の知見を得た。

貯留池を簡易的に改変する際の設計情報として、実埋立地および浸出水貯留池の設計情報および気象情報を元に水文学的な収支を算定するモデルを構築した (図 2)。埋立地浸出水の省エネルギー、低コストでメンテナンスが容易な人工湿地による処理方法を検討・提案した。幅 2m、長さ 6m ( $12\text{m}^2$ ) の人工湿地パイロットプラントを用い、3 つの典型的な人工湿地システム (FWS: 自由表面流、VF: 垂直流、HSSF: 水平浸透流) の組み合わせおよびステップ流入方式による窒素除去性能の向上と  $\text{N}_2\text{O}$  排出削減のための流入方式の導入効果について検討した。原水の 20% をステップ流入として HSSF 系へ流入させたところ、脱窒反応が促進され、処理水中の排出 T-N 濃度がステップ 0% の条件に比べ、 $25.4 \text{ mg/L}$  から  $8.3 \text{ mg/L}$  に減少し、80% 以上の除去率を達成した (図 3)。また、ステップ 20% の条件では亜酸化窒素排出量が  $0.08 \text{ mgN}_2\text{O/m}^2/\text{h}$  となり、脱窒反応の効率化とともに、 $\text{N}_2\text{O}$  排出量も削減できることが明らかとなった。本システムの亜酸化窒素排出量を全窒素投入量当たりで比較したところ、下水処理場や浄化槽よりも少なく、処理性能および亜酸化窒素排出量の両面で環境低負荷型の処理システムになり得ることが示唆された。この人工湿地システムは、処理フローの上流側への循環を行っていないため、電力をほとんど使用することなく窒素除去が可能となり、途上国の浸出水中の有機物および窒素除去への適用可能性が期待された。高温多雨な東南アジア地域における雨水流入および水分蒸発量を考慮した湿地中の水の挙動および人工湿地による処理特性の基礎的研究を行い、埋立地における水収支を踏まえた人工湿地の導入について、FS 的観点から実験的検討を行った。水量負荷が蒸発散量に及ぼす影響を解析した結果、垂直流人工湿地では流入量の 20% 程度が蒸発散により減少し、流出水量は 80% 程度であったが、これは蒸発散および湿地内部への保持が影響しているものと推測された。垂直流人工湿地における透水速度は季節により異なり、夏季より冬季に遅くなることが明らかとなり、アジア地域に適用する際に気候条件が水収支に及ぼす影響を考慮する必要があることがわかった。さらに、原水の流入頻度と流出パターンを解析を行った結果、一定時間の流入停止は垂直流人工湿地内の水分保持能を回復させ、蒸発を促進させることができる可能性が示唆された。このように、人工湿地における水収支は埋立地に

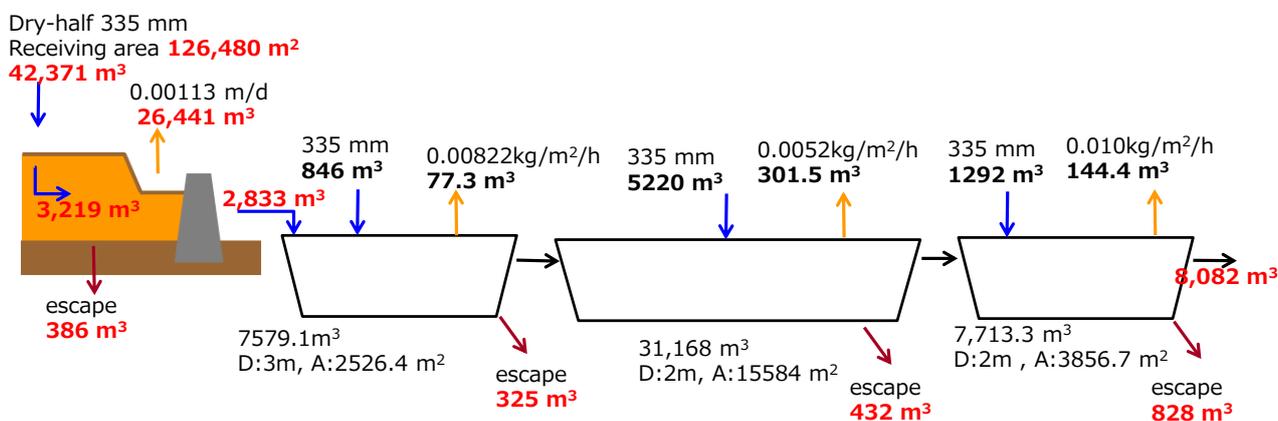


図 2 実埋立地および浸出水貯留位置における水収支の一例 (乾季)

おける効率的な水管理・処理を行う上で非常に重要であり、水環境負荷を水質だけでなく排出負荷量で評価する意味でも気温、降雨量等の季節変動を考慮した水収支を検討する重要性が示された。

人工湿地の高機能化に向けた検討として重金属除去性の評価を行った。人工湿地処理は、概ね高い金属除去率を示すが、酸可溶性酸化物を形成する重金属に対しては、カチオンとの吸着競合により、pHの低い浸出水や高負荷条件で除去率が低下することが明らかとなった。土壌への吸着に比べると、その寄与は小さいものの、ヨシは根圏での重金属不溶化、イグサは植物体への蓄積・吸収に適した植生種であることが示された。タイの埋立地にパイロットスケールの人工湿地を設置し(図4)、実浸出水の処理に供し、実用上の運転情報を取得した。埋立地内に生育していた土着のガマは、植栽植物として適用可能であり、人工湿地処理によって、水面蒸発量よりも高い水量削減効果(40 L/day (20 mm/day))と、TS, TC, TKN について 51-69%の除去効果が得られた。以上より、人工湿地導入によって、貯留池・酸化池による処理よりも、高い水量削減効果が得られるとともに、浸出水の水質が浄化されることが確認された。

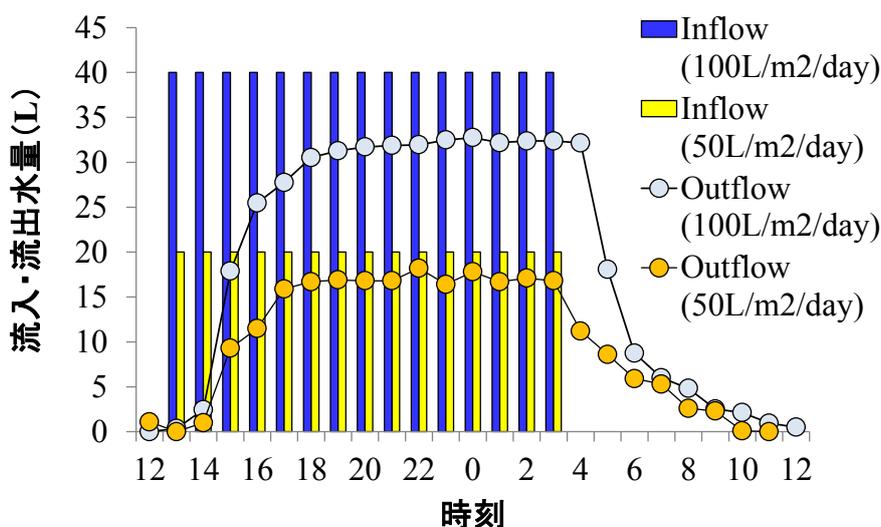


図3 垂直流人工湿地における流入水量と流出水量の経時変化

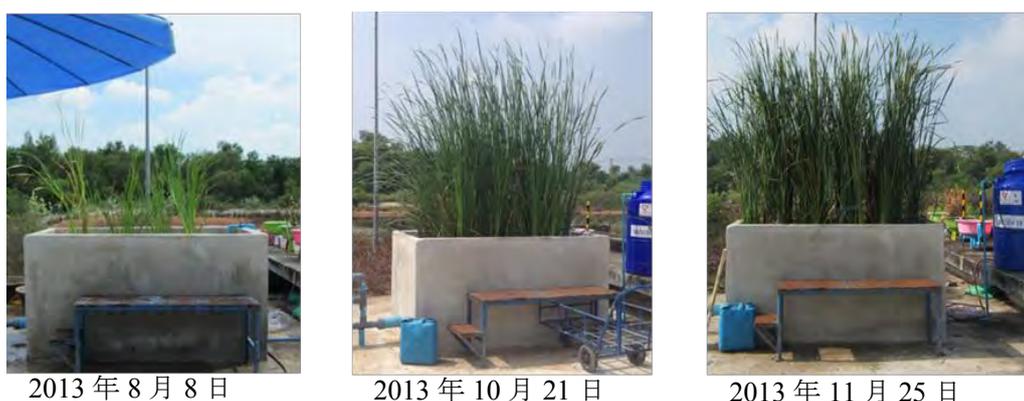


図4 実埋立地における人工湿地試験に伴う植生種(ガマ)の生育

(評価 G) 埋立地浸出水にとどまらない廃棄物管理システム全体の環境性能評価を実施するために、東南アジアにおける産業廃棄物の管理実態についての知見を集積した。インドネシアでは、廃棄物は有害廃棄物とそれ以外の廃棄物に分けられ、有害廃棄物は環境中への直接投棄が禁止されており、公認の処理業者へ処分を委託する事が法令で定められている。有害廃棄物の公認処理業者である PPLi 社では、依頼業者から受け取った廃棄物のサンプルを分析し、処理方法や処理コストを事前に算出した後に、廃棄物を収集する。収集時には有害廃棄物の輸送過程の監視を行い、不正な管理を防いでいる。廃棄物は有害性に応じて含有量基準クラス I, II に分類され、PPLi 社のクラス分けされた埋立地に処分される。埋立地から発生する浸出水は、埋立地のクラスに関係なく、他の産業廃水とともに処理される。浸出水は

1カ月に1000~2000 m<sup>3</sup>程度発生する。浸出水は回分式活性汚泥法（SBR）による生物処理や活性炭による吸着濾過、中和処理の処理過程を経て、処理の最終段階として人工湿地で処理された後、河川へ放流される。人工湿地は、廃水処理過程としては組み込まれているものの、一部にクサヨシなどが植栽されていたが、全体としては自然湿地に近いものであった。人工湿地が廃水処理過程として果たしている役割は現時点では小さいが、植栽密度や、水量・水流の設計を行えば、窒素やCODをより効果的に除去できると考えられる。人工湿地の処理能を高めることは、SBRなどの前処理負担の軽減により処理コストを下げ、環境負荷を抑える可能性がある。一方で、総溶存物質濃度が基準を超過するなどの問題について直面しており、処理プロセスの追加による対応に迫られていた。総じてPPLi社の廃棄物や浸出水処理は管理の行き届いたものであった。途上国では、まずは既存の浸出水処理施設を安価で適切に機能させ続けることが重要であるが、最近では先進国と同等の高度な処理技術も導入されつつある。ベトナムにおける埋立地浸出水処理施設の調査の結果、浸出水処理の主体に生物学的処理法やろ過法が報告されていたハノイ市と比べ、ホーチミン市やその周辺地域では、活性汚泥やフェントン酸化反応や、一部ではSCADAシステムなど、先進国並みの高度技術が導入されていた。これらの施設はエネルギーを消費し、処理費用は決して安くはなく、適正に維持・管理し続けることが課題であると考えられた。ベトナムのような熱帯・亜熱帯に属する新興国では、上向流嫌気性汚泥床法と下向流懸垂型スポンジ法を組み合わせたエネルギー消費の少ない処理方法や、人工湿地のようなパッシブ型の処理方法も有望であると考えられた。特に維持費用が低く、環境配慮型の処理方法である人工湿地の活用は効果的であると考えられ、実用化のための十分な検討が必要である。

実用化Gで得られた埋立地水収支モデルを元に、各種浸出水量削減技術の効果を検証した。人工湿地の設置による蒸発散能力の向上により雨期の未処理放流量は三分の一程度削減可能であることが示された。貯留池の簡易人工湿地化は、安価かつ維持管理が容易な手法として適用可能と考えられるが、水量削減の点では大きな効果は期待できないことが示された。乾季の浸出水循環については、全量が循環可能と考えられ、濃縮水による埋立層への水分供給と水質安定化が期待される他、放流水（RO処理水）がきわめて良好な水質であることも利点である。一方で、埋立層内の水分量が増加し、地下浸透量が増加することで環境中への漏洩量が増加することが懸念される。また、乾季から雨季への移行期（雨季の降雨由来の浸出水が発生するまでの期間）においては、発生した浸出水を全量処理可能であり、調整池での貯留量削減に貢献できることが示された。

複数のアジア巨大都市（タイ・バンコク、インドネシア・ジャカルタ、ベトナム・ハノイを想定）の廃棄物埋立地・浸出水管理の動向をとりまとめ、一元的な廃棄物管理に係る環境負荷等の評価ツールを構築するとともに、環境負荷の発生源単位の作成に向けたデータ整備を実施した。廃棄物管理から処分に至るまでの地域環境および地球環境に与える負荷について、技術・システムの導入による削減効果の定量的な評価を可能とするための評価方法を構築した。投棄地（オープンダンプ）、衛生埋立地、準好気埋立地、エネルギー回収埋立地の浸出水管理手法として、酸化池、人工湿地、高度水処理プラントの導入効果を評価した結果、投棄地および準好気埋立地において将来の原状回復まで含めた場合には、人工湿地処理がコストおよびエネルギーの観点で有利であった。衛生埋立およびエネルギー回収埋立地においては、高度浸出水処理プラントと人工湿地はほぼ同等の効果であった。投棄地では周辺水環境汚染の原状回復にかかる負担を人工湿地処理で補うことが可能であること、衛生埋立やエネルギー回収型埋立地では浸出水質が悪化するために人工湿地では処理が不十分で高度水処理プラントの効果が相対的に高いこと、ならびに準好気埋立においては浸出水質の負荷が低く高度水処理プラントは過剰な投資であること、などがその要因としてあげられた。

#### ・環境政策への貢献

アジア地域の都市廃棄物管理においては、廃棄物管理の高度化や新技術導入などこれまでにとられてきた施策・対策に対して、生活環境上の問題はほとんど改善されていないというギャップが存在している。本研究では上流側における廃棄物管理とそれに伴う埋立物の量と組成の変化に応じた、適切な埋立地管理と浸出水管理を提案するための技術システムの提案が可能である。

具体的には、浸出水量の削減を可能にする浸出水管理手法としての人工湿地処理の導入が挙げられる。雨季、乾季を問わず、蒸発散による水量削減と、植生および根圏生物による水質改善が期待される、低コストでメンテナンスが容易な処理技術として期待される。人工湿地の適用に求められる、広範囲の余剰地が提供可能であることもアジアの廃棄物埋立地における適用性が高い一因としてあげられる。

また、乾季や降雨量の少ない時季・地域における浸出水の埋立地再循環についても、埋立地・浸出水の管理技術として提案される。貯留地の負荷低減による環境汚染リスクの削減と、浸出水の埋立層滞留時間の長期化による水質低減効果が期待される。

埋立地浸出水単独ではなく、都市の問題として包括的な評価を行うことで、必要な廃棄物の上流管理、埋立地管理手法、浸出水管理手法を選択するための材料として、パッケージ的な評価が可能なツールを作成した。既存の廃棄物管理条件下において、埋立地もしくは浸出水管理技術の導入や改善を図る際の効果の評価、技術・システムの選択、現状の管理手法の問題点発見などに活用可能である。利用想定者は、アジア地域の廃棄物管理に関する行政担当者、現場管理者、および技術移転・国際協力を志向する日本国内の民間技術者等である。専門的なデータおよび技術情報に関する知識が乏しい担当者向けに、アジア地域のモデル都市とデフォルトデータを選択可能とし、参照可能としている。

#### ・研究成果の実現可能性

埋立地浸出水の人工湿地処理の適用性については、タイ・ノンタブリの埋立地に設置した実験装置を通じて、運転条件および性能の評価を行ってきた。同試験は現在も継続中であり、規模の拡大や多様な条件設定での適用可能性について検討することで、より広範囲での実用化が可能であると考えられる。

複合型光触媒は、太陽光相当の照射条件下において浸出水に含有される有害物質の除去が可能であることが示された。薄層水路型の処理により、初期コストのみで安定的に放流水の安全性向上を図ることが可能であると考えられる。実規模での実施可能性について引き続き検討し、フォローアップする予定である。

アジア地域の埋立地における浸出水再循環の実施に際しては、水分浸透や水収支の最適化を図るための数値計算を通じて、実規模適用時の運転条件は詳細に与えられている。埋立地内の状況、立地・気象条件に応じた、浸透挙動や浸出水水質制御効果に関する実験的な検討を通じて、より具体的な実用化に向けた条件設定が可能になると考えられる。

#### ・環境政策への貢献

アジア地域の都市廃棄物管理においては、廃棄物管理の高度化や新技術導入などこれまでにとられてきた施策・対策に対して、生活環境上の問題はほとんど改善されていないというギャップが存在している。本研究では上流側における廃棄物管理とそれに伴う埋立物の量と組成の変化に応じた、適切な埋立地管理と浸出水管理を提案するための技術システムの提案が可能である。

具体的には、浸出水量の削減を可能にする浸出水管理手法としての人工湿地処理の導入が挙げられる。雨季、乾季を問わず、蒸発散による水量削減と、植生および根圏生物による水質改善が期待される、低コストでメンテナンスが容易な処理技術として期待される。人工湿地の適用に求められる、広範囲の余剰地が提供可能であることもアジアの廃棄物埋立地における適用性が高い一因としてあげられる。

また、乾季や降雨量の少ない時季・地域における浸出水の埋立地再循環についても、埋立地・浸出水の管理技術として提案される。貯留地の負荷低減による環境汚染リスクの削減と、浸出水の埋立層滞留時間の長期化による水質低減効果が期待される。

また、都市の問題として包括的な評価を行うことで、必要な廃棄物の上流管理、埋立地管理手法、浸出水管理手法を選択するための材料として、パッケージ的な評価が可能なツールを作成した。既存の廃棄物管理条件下において、埋立地もしくは浸出水管理技術の導入や改善を図る際の効果の評価、技術・システムの選択、現状の管理手法の問題点発見などに活用可能である。利用想定者は、アジア地域の廃棄物管理に関する行政担当者、現場管理者、および技術移転・国際協力を志向する日本国内の民間技術者等である。専門的なデータおよび技術情報に関する知識が乏しい担当者向けに、アジア地域のモデル

都市とデフォルトデータを選択可能とし、参照可能としている。

#### ・研究成果の実現可能性

埋立地浸出水の人工湿地処理の適用性については、アジアの実埋立地に設置したパイロットプラント実験を通じて、運転条件および性能の評価を行ってきた。現在も継続中であり、規模の拡大や多様な条件設定での適用可能性について検討することで、より広範囲での実用化が可能であると考えられる。

複合型光触媒は、太陽光相当の光照射条件下において浸出水に含有される有害物質の除去が可能であることが示された。薄層水路型の処理により、初期コストのみで安定的に放流水の安全性向上を図ることが可能であると考えられる。実規模での実施可能性について引き続き検討し、成果をフォローアップする予定である。

アジア地域の埋立地における浸出水再循環の実施に際しては、水分浸透や水収支の最適化を図るための数値計算を通じて、実規模適用時の運転条件は詳細に与えられている。埋立地内の状況、立地・気象条件に応じた、浸透挙動や浸出水水質制御効果に関する実験的な検討を通じて、より具体的な実用化に向けた条件設定が可能になると考えられる。

#### ・結論

アジア熱帯地域の埋立地における浸出水管理においては、浸出水量の制御により水環境汚濁リスクを低下させることが特に雨季において肝要であることが示された。タイの埋立地に設置した実浸出水を処理する人工湿地において、土着のガマおよび現地調達材を用いて連続的に水量削減および水質制御が可能であり、浸出水量削減の手法としての適用可能性が高いことが示された。土壌鉱物、植物の相互作用により重金属形態に影響を与えることで、不溶・固定化あるいは短期間での可溶化促進などの制御可能性が示された。アジア埋立地にて適正な浸出水循環を行う上では、ほ場容水量以上に注入量を増加するべきではなく、乾季もしくは降水量の少ない地域への適用が考えられた。埋立層厚が高い現場における高深度への直接注入や、内部保有水の有機物濃度が低くなった時点での注入が固相有機物量削減に効果的であるなど、注入位置、時期、方法に関する技術的な提案がされた。循環水質の制御手法として、高圧 RO 膜処理がファウリング影響、金属・ $\text{NH}_4^+$ 除去率の点で優位であった。循環液中の塩分およびアンモニウムイオンによる、埋立層内微生物への阻害的影響と膜ファウリング物質の形成を抑制するための、適切な水質制御により浸出水循環が適用可能であることが示された。

廃棄物層の好気領域への浸出水の散水・循環による硝化発現と、硝化後の浸出水の無酸素域通水による脱窒反応により、埋立地原位置での窒素除去が可能であり、浸出水循環の機能的なオプションとなり得ることが示された。無酸素域での溶存酸素濃度モニタリングと散水流量制御により簡便な窒素除去と自動運転・制御の可能性が示唆された。光触媒と吸着材の複合材は、浸出水中の共存物質にほとんど阻害を受けることなく BPA および 1,4 ジオキサン の吸着除去が可能であった。複合材料を用いた薄層水路での BPA の除去性能を検討し、敷地面積に比較的余裕があり太陽光の照射強度が高いと想定される東南アジア地域における持続的かつ低コストなアジア地域適合型の埋立地浸出水中有害物質の除去技術開発に向けての実用上の知見を得た。高度な浸出水管理システムを導入したベトナムの埋立地では、エネルギー・コストに関する持続可能性が問題となっている。実埋立地水収支モデルによると、人工湿地は雨期の未処理放流量を約三分の一程度削減可能である。乾期には浸出水全量が循環可能で、濃縮水による埋立層への水分供給と水質安定化が期待される。これらの廃棄物管理の問題の対策パッケージとしての技術システムの提案・評価ツールを用い、ごみ管理方法と埋立地構造が末端の浸出水の適正な管理に与える影響が定量的に示され、技術選択上の重要な知見が得られた。

1.1 研究の背景と目的

アジア都市域では経済発展に伴い、廃棄物の発生量の増加と質の多様化、民間セクターでの資源回収、資源化可能な廃棄物の越境循環、温暖化対策における京都メカニズムの活用が進展しており、発生から資源化・埋立に至る廃棄物フローは多様化し、回収率の向上とオープンダンプ（集積投棄）の改善という以前のフェーズからは脱却しつつある。すなわち、都市化の初期段階で発生する水路や公共地への生活ごみ投棄による景観・衛生・環境上の問題から、埋立地由来の環境汚染を防止するための浸出水適正管理へと問題は転換・集約されてきている。

経済成長に伴って環境保全の取り組みも進んだことから、アジア都市の廃棄物埋立地の構造は高度化し、底部遮水や覆土の設置などで埋立地内部の環境は以前とは大きく変化している。また埋立物は、発生源での回収および中間処理の導入により性状が異なっている。こうした都市廃棄物管理の高度化に対して、浸出水対策は原始的な方法に留まっているのが現状である（図 1.1）。それには、雨期における浸出水の大量発生、大容量の酸化池を建設するための余剰地の必要性、多様な汚染源と大量の浸出水による水環境汚染の広範化など、アジア都市に特有の問題が関係していると考えられる。通常は、浸出水処理を、結節点とした末端での水環境汚染対策として捉えて単独で計画される事例が多いが、アジア地域の浸出水の水質および発生の特徴を考えた場合、廃棄物管理システム全体の一部として提案する必要がある。

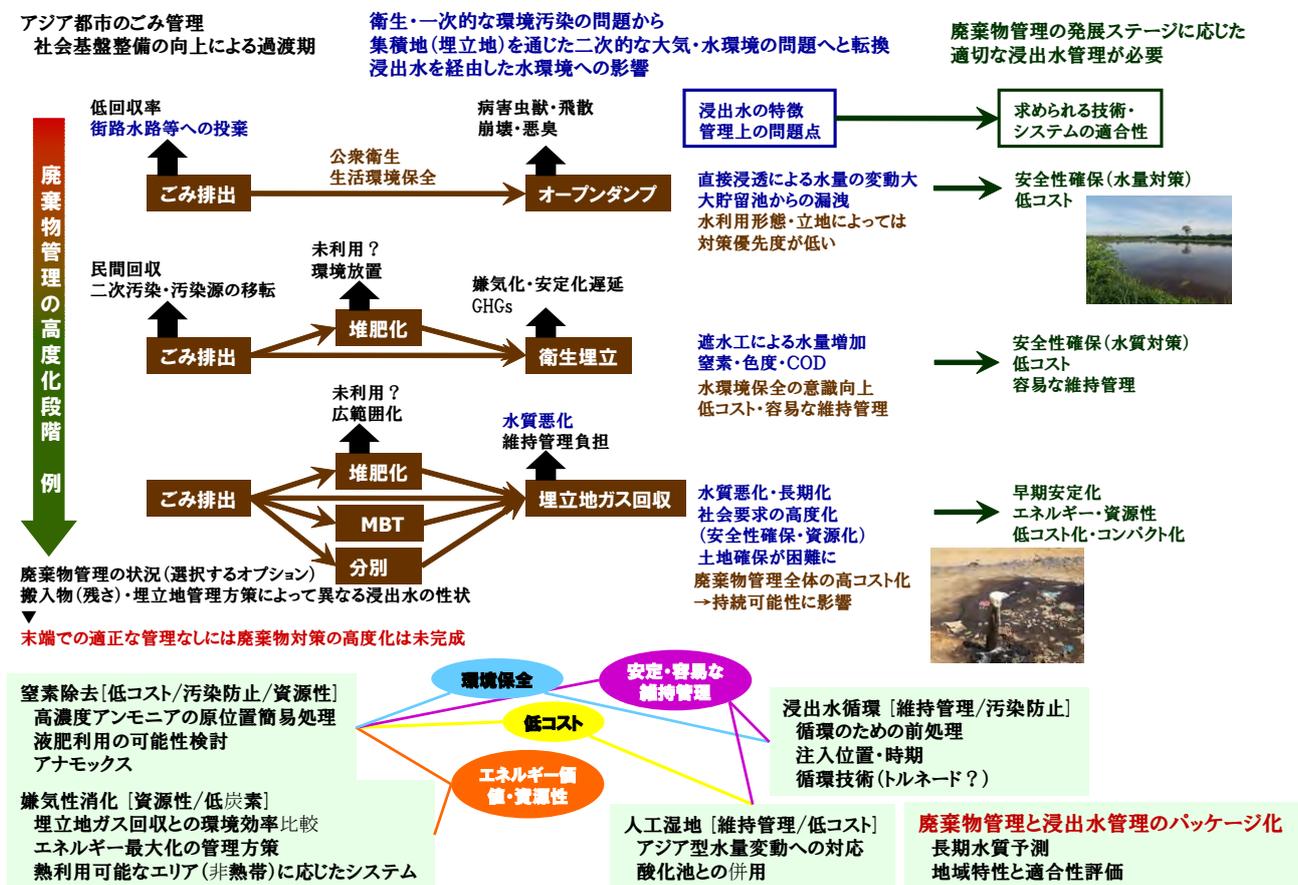


図 1.1 アジア途上国地域における廃棄物管理の発展と生じる問題の変遷・集約

こうした現状の問題を整理し、アジア都市の廃棄物管理にあるべき姿を提示することが、本研究で求められる重要な成果となる。特に、日本・欧米を問わず、ショーケース型の技術の売り込みは、単発での利益を上げることに結びつくが、潜在的な環境汚染を先送りしているだけで現地の問題の根本解決に至っていないケースが多い。その最たる例が、廃棄物管理の最末端で環境と接している浸出水の問題であり、その解決無しにはアジアの廃棄物管理の進展はないといえる。

その一方で、アジア地域の浸出水対策は廃棄物管理体系の中で一元的に検討されておらず、市街の問題を郊外に先送りしただけの原始的な対策や、逆に社会や廃棄物管理の実情に対して過剰に高度で機能しない処理プロセスを導入し、結果的に維持管理が放棄されるなどの問題が生じている。本研究では、こうした問題の解決を最終目的として本研究では、廃棄物管理の発展フェーズに即した浸出水対策技術・システムを提案し、包括的で円滑な技術移転を支援するための情報を提供する。アジア特有の地理文化的な背景を踏まえたうえで、都市の発展に応じた埋立地浸出水の変動に対応可能な技術を開発・検証し、都市の廃棄物管理体系と一体化した浸出水の管理方策を日本の技術移転パッケージとして包括的に提案する。

## 1.2 研究の特長と意義

アジア都市域の廃棄物管理体系は、経済成長および環境保全にかかる国際的枠組の影響を受けて大きな変革を遂げる過渡期にある。なかでも、廃棄物埋立地は単純な投棄地から、資源回収拠点あるいは温室効果ガス管理の対策拠点として、日本を含む諸外国から注視されている状況にある。しかし多くの埋立地の機能・構造強化に際して、浸出水対策の高度化は置き去りにされており、貯留池や地盤への浸透など旧態依然のままのケースが多く見受けられる。本研究では、浸出水対策を単なる末端技術としてではなく、都市域の廃棄物フローの高度化・多様化に伴い問題が集約した場として捉え、廃棄物管理技術・システムの移転および導入を完結させるため、問題低減の最適手法と効果について実証的に提示する。

本研究を通じて、アジアの都市廃棄物管理体系の発展過程を明確に描くことで、現地で必要とされる技術・システムを明示することが可能となり、適切な技術移転を支援することが可能である。それには、開発援助の主流となりつつある地球温暖化対策の要素も必須であり、コストおよびエネルギーと併せて、トータルシステムとしての現地への適合性を意識した廃棄物管理体系をパッケージ的に提案する、新たな日本式の国際技術移転の方法論を示すことが期待される。

## 1.3 研究実施の体制

アジア都市の埋立地浸出水および周辺水環境の利用形態について、貯留池の構造リスク、水量の変動、水質（窒素、有機物、色度、その他の有害物質）等のアジア型の問題特性と浸出水対策の実情を把握する。その上で、個別の技術開発を実施する開発グループ、現場適用を視野に入れた実用化グループ、廃棄物管理システムへの現地適合化を進める評価グループ、として研究を実施する。

開発グループは、本地域の埋立地に未適用の既存技術の適応を図ることを指向する。埋立層への選択的浸出水循環、酸素制御・アナモックス反応による原位置窒素除去等の技術の低コスト化・環境性能の向上を新規の開発要素として加味する。特に、最適運転時の性能だけでなく、気候・環境要因に基づく変動、将来の廃棄物管理方策の変更、現地供給可能な材料・技術に広く対応可能な、「丈夫」で「簡易な維持管理」を可能とするアジア適合型の技術開発を指向する。

実用化グループは、本地域の浸出水対策の問題点に対してより応用的かつ実践的に対処する。既

存施設の改変や技術の組合せにより、機能の改善・新機能の付加によって技術を現地適合化する方法論を提示する。これには浸出水貯留池の機能強化、簡易人工湿地化による原位置処理能力の向上、余剰地活用による太陽光応答型光触媒の適用が挙げられる。また、開発グループで効果が実証された技術について、現地適応化に関する条件・管理特性を整理し、将来の実用化に向けた方向性を提示する。

評価グループは、地域の廃棄物管理の発展状況を類型化し、それぞれのステージで想定される廃棄物管理の特性と、気象・地理・社会要因などを規定することで、埋立地浸出水質の特徴とその適正管理に必要な技術システムを提案する。単なる低コスト・簡易管理という方向性ではなく、廃棄物管理におけるエネルギー、環境負荷（特に水中の窒素汚濁）、温室効果ガス、将来の対策コストまでを考慮した上で、廃棄物管理の一部としての「アジア型」浸出水対策のあり方を提案する。これには、本研究課題で実施される、個別の技術開発、技術の現地化、システム評価の結果が網羅的に含まれるとともに、各テーマの調査研究の方向性を示すために適宜フィードバックする体制で実施される。

## 第二章 浸出水循環のための効率的な注入水量の評価

独立行政法人国立環境研究所 遠藤和人

### 2.1 はじめに

浸出水循環技術はバイオリアクターランドフィルへの導入技術の一つであり、適度な水分の供給、乾燥地域における水の有効利用、微生物資源の再循環等による安定化促進技術である。浸出水の循環方法については、点で注入する注入井戸方式や、線で注入するトレンチ方式、カーテングラウト方式などが挙げられる。東南アジアの気候を考えると、雨期には十分な水分が処分場内に供給されるが、乾期には降雨が無いために、廃棄物層内は乾燥し、安定化速度が低下することが想定される。廃棄物層などの多孔質体には透水係数が存在するために、闇雲に浸出水を注入しても、十分な浸透速度を得られない可能性があり、過剰な注入水では地表面へとオーバーフローすることも考えられる。また、多孔質体には、ほ場容水量（field capacity）と呼ばれる体積含水率  $\theta$ （体積含水率は、間隙を含んだ廃棄物層全体の容積の内、水が占める容積の割合で表される。水のみの場合は  $\theta = 100\%$ 。）が存在し、重力下では、これ以上排水されずに、多孔質体内に残存する水分量が概念的に定義されている（ダニエル 2001）。したがって、乾期であったとしても、浸透現象を対象とすれば、このほ場容水量以下まで含水率が低下することはない。ただし、安定化が進行している廃棄物層の温度は一般的に高いことから、蒸発によって水分が失われていき、結果的に水分不足となる可能性はある。見方を変えると、ほ場容水量よりも低い含水率しか有していない廃棄物層に水分を供給しても、ほ場容水量に達するまでは、排水が発生しないことになる。本研究では、ほ場容水量に着目し、過剰な水分供給を防止した適正な浸出水循環を目指し、水理学的観点から制御すべき水量について考察した。また、嫌気性分解のみを想定した浸出水循環の維持管理方法について簡易的な数値解析を実施した結果を取りまとめた。

### 2.2 研究方法

#### (1) ライシメーター試験を用いた循環水量の推定

タイ王国の屋外に設置された厨芥類を充填したライシメーター実験（Chiemchaisri et al. 2011）を通し、乾期における体積含水率の減少速度等から、処分場内をほ場容水量付近で制御するための水量について検討した。ライシメーターは、図 2.1 に示すように 4 種類が設置され、うち 2 つが準好気性（以下、Sm とする）を模擬した不飽和廃棄物層として制御し、残りの 2 つは嫌気性埋立とするため、浸出水の排水口高さ位置を調整した。嫌気性埋立は、基本的に水で飽和されていることから、ほ場容水量を超過しており、飽和状態の体積含水率は、間隙率に等しい。嫌気性ライシメーターから間隙率を求め、物質移動から逆算することで、通水に寄与する有効間隙率を求めた結果、間隙率は 46% であり、有効間隙率は 30% と求められた。ほ場容水量を評価するため、不飽和体である準好気性ライシメーター 2 基（Sm I と Sm II）の水分量に着目した。

表 2.1 に充填物の構成を示す。いずれのライシメーターも同じ構成物が充填されており、事前に混合調整した廃棄物試料をいずれのライシメーターにも同様の配合で入るように工夫した。ライシメーターの廃棄物充填容量は内径 0.90 m × 高さ 1.80 m なので 0.696 m<sup>3</sup> であり、Sm I には、湿潤重量で 406.11 kg、Sm II には 490.25 kg が充填された。事前に調整混合していることから、質量含水率は同じであり 30.24% であった。これより、Sm I と Sm II の初期の体積含水率は、それぞれ

19.3%、23.3%と計算される。ライシメーターへの涵養量（浸入水量）は、自然降雨をそのまま与えており、降雨量を別途測定することで算出した。

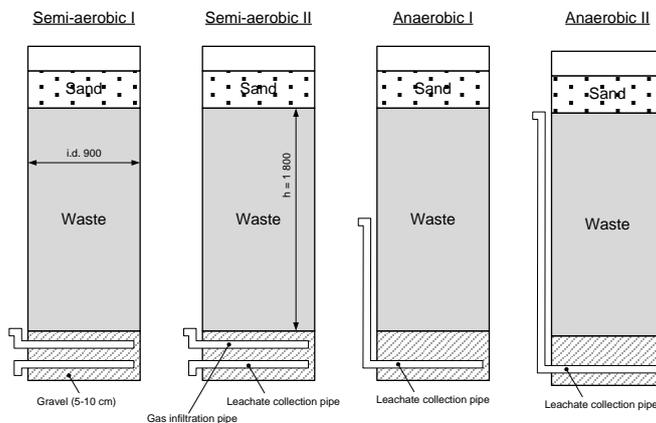


図 2.1 ライシメーター実験装置の概要

表 2.1 充填廃棄物の  
湿潤重量比率

Food	19.07%
Paper	19.07%
Plastic	16.36%
Vinyl	17.71%
Wood	5.72%
Glass	19.35%
Foam	2.72%

## (2) 数値シミュレーションによる体積含水率の評価

ライシメーターSm II より得られた体積含水率をもとに、数値シミュレーション（COMSOL ver.4.4）によって体積含水率の挙動評価を行った。不飽和浸透パラメーターには van Genuchten モデルを用い、 $\alpha$ に 8.0 1/m、 $n$ に 2.0 を与えた。間隙率は 0.46 とし、有効間隙率が先述した通り 0.30 であるので、残留水飽和度  $S_r$  を 0.16 とした。透水係数はカラム下端から浸出液が出てくる時期を想定して 0.001 cm/s として与えた。実際のライシメーターの延長を考慮して 1.8 m として、実浸透量（図 2.2）を与えて次式を用いた一次元不飽和浸透流解析によって計算を行った。

$$\frac{\partial \theta}{\partial h_c} \cdot \frac{\partial h_c}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} \left( k(\theta) \cdot \left( \frac{\partial h_c}{\partial x} + 1 \right) \right) + Q_w$$

ここに、 $\theta$  は体積含水率、 $h_c$  は毛管圧水頭、 $k(\theta)$  は不飽和透水係数、 $Q_w$  は吸込／湧出項である。不飽和透水係数の計算も van Genuchten モデルを用いて計算した（CASE1 とする）。

有機物の直接埋立の場合、分解等によって沈下が発生し、ライシメーターの下方にいくにしたがって透水係数が低下することが考えられる。CASE2 では、下方にいくにしたがって対数近似で透水係数が減少することを想定して、図 2.3 に示す透水係数を与えて計算を行った。透水係数は実験開始から 170 日までを軽微な沈下とし、170 日以降は難透水性相当まで沈下することを過程している。沈下はライシメーターの下半分で発生するとした。このような透水係数の考え方は、浸出水循環を考慮した White ら（2011）の研究にも採用されている。

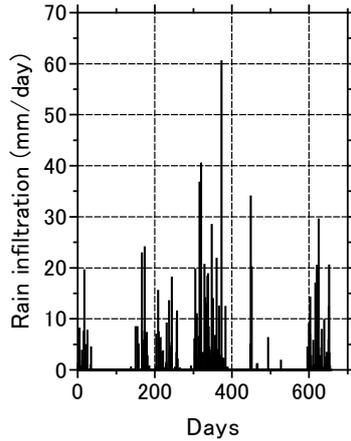


図 2.2 降雨量の設定 (測定値)

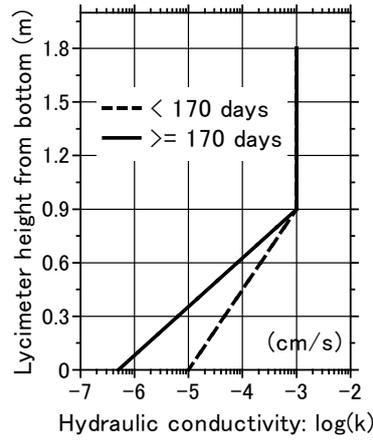


図 2.3 CASE2 の透水係数の設定

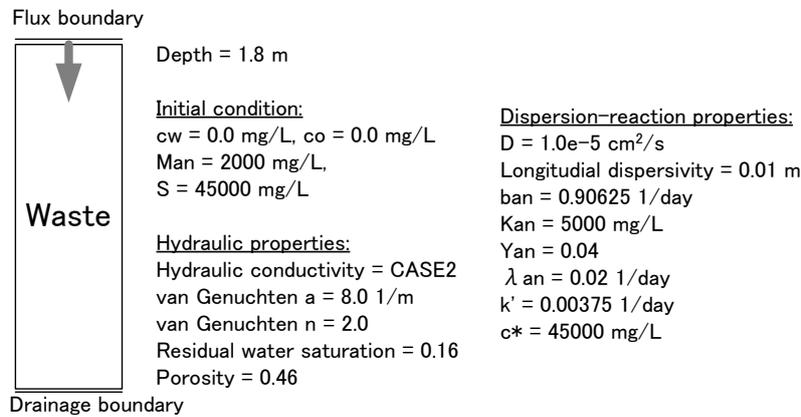


図 2.4 嫌気性分解模擬シミュレーションの設定 (CASE3)

### (3) 浸出水循環による嫌気性分解簡易シミュレーション

ライシメーター試験と同様の不飽和浸透パラメーターならびに透水係数 (図 2.3 の CASE2 の条件) を与えて、先に示した式で不飽和浸透流解析を行い、移流分散反応式によって嫌気性分解反応を解いた (CASE3)。使用した連続式を以下に示す。

$$\text{移流分散反応式: } \theta \frac{\partial c_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D \frac{\partial c_w}{\partial x} \right) - q \frac{\partial c_w}{\partial x} - \theta M_{an} b_{an} Y_{an} \frac{c_w}{K_{an} + c_w} + \theta k' \frac{S}{S_0} (c^* - c_w)$$

$$\text{微生物濃度式: } \theta \frac{\partial M_{an}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D \frac{\partial M_{an}}{\partial x} \right) - q \frac{\partial M_{an}}{\partial x} + \theta M_{an} b_{an} Y_{an} \frac{c_w}{K_{an} + c_w} - \theta \lambda_{an} M_{an}$$

$$\text{固相濃度式: } \frac{\partial S}{\partial t} = -\theta k' \frac{S}{S_0} (c^* - c_w)$$

ここに、 $c_w$  は有機物濃度、 $D$  は拡散係数、 $q$  はダルシー流速、 $M_{an}$  は微生物濃度、 $b_{an}$  は最大増殖速度、 $Y_{an}$  は産出係数、 $K_{an}$  は半飽和定数、 $k'$  は溶出時定数、 $S$  は固相の有機物濃度、 $S_0$  は固相の初期有機物濃度、 $c^*$  は液相の有機物飽和濃度である。通常、微生物濃度は液相内で移動せず、固相表面のコロニーとして評価するのが一般的であるが、最終処分場の場合、微生物濃度も高いことから、ここでは液相中を移動することを仮定して計算を行った。実験で用いたライシメ

ーター装置を想定し、図 2.4 に示す条件で計算を行った。一部のパラメーターは、文献値として Lee ら (2001) の値を用いた。計算時間は 2,000 日間とした。降雨は、ライシメーター試験の実測値である降雨が 655 日までしかないので、655 日以降はそれまでの降雨条件が繰り返されることを想定して計算した。

嫌気性分解シミュレーションはいくつかのケースに分けて計算した。表 2.2 に計算ケースの一覧を示す。CASE3-1 は、降雨浸透条件 (Qin) をライシメーター試験と同一 (実測値) として、移流分散反応式、微生物濃度式、固相濃度式の全てを連成させて解いている。浸出水循環はないため、このケースが通常の見終処分場の維持管理を模擬していることになる。

CASE3-2 は、浸出水循環を想定したケースであり、ライシメーター出口 (最下部) から浸出するマスフラックスの半分を循環側の水に導入している場合を想定した計算を行っている。濃度の半分ではなくて、マスとしての半分を循環させる計算を行った。

CASE3-3 は、微生物濃度が有機物濃度に及ぼす影響を評価するため、現実的にはあり得ないが、循環水の有機物 (基質) をゼロとして、微生物量のみを考慮した架空の計算である。

CASE3-4 は、降雨浸透量の平均値である 1.53 mm/day を一定降雨条件として与え、年間の浸透水量を同一とした場合の計算結果である。浸出水循環の条件は CASE3-2 と同条件とし、出口マスフラックスの半分を浸出水循環側に利用することを想定している。例えば、0.765 mm/day 相当の降雨浸透量があつて、0.765 mm/day 相当の浸出水循環を行ったケースとなる。

CASE3-5 は、CASE3-4 と同じ平均降雨浸透量を定常フラックス境界として与えつつ、浸出水循環を開始するのを 500 日以降のみに限定した場合である。最初の 500 日は清浄水でフラッシングし、その後に循環を開始することを模擬した。

表 2.2 嫌気性分解シミュレーションの設定一覧 (CASE3)

	浸透水条件	微生物分解反応	溶出計算	循環水濃度 (マスフラックスとして表現)
CASE3-1	Qin 実測値	あり	あり	なし (ゼロ)
CASE3-2	Qin 実測値	あり	あり	あり (cw=50%、Man=50%)
CASE3-3	Qin 実測値	あり	あり	あり (cw=ゼロ、Man=50%)
CASE3-4	Qin 実測値の平均 (一定)	あり	あり	あり (cw=50%、Man=50%)
CASE3-5	Qin 実測値の平均 (一定)	あり	あり	500 日以降あり (cw=50%、Man=50%)

## 2.3 研究結果と考察

### 2.3.1 ライシメーター試験を用いた循環水量の推定

準好気性ライシメーター Sm I と Sm II の 2 基における累積浸入水量 (降雨量) と累積浸出水量の関係を図 2.5 に示す。累積浸入水量は図 2.2 の降雨量を積算したものである。初期の数日に降雨が確認されるが、その後 100 日程度までは降雨が無い乾期となっている。この間、浸出水は発生せず、100 日を超えた付近から浸出水が確認された。その後、雨期と乾期を繰り返していることが確認され、累積浸出水量も段階的に増加している。浸入水量に比較して、浸出水量が少ないが、この差がライシメーター内に残存している水分であり、体積含水率が増加することになる。体積含水率は、充填廃棄物層の全容積中に占める水分容積の割合であるから、浸入水量と浸出水量より、体積含水率の増加は容易に計算できる。図 2.6 に体積含水率の経時変化を示す。これより、降雨浸入のない時期には、体積含水率が減少し、降雨浸入とともに体積含水率が上昇していることが確認される。総じて、体積含水率は時間と共に上昇していることもわかる。

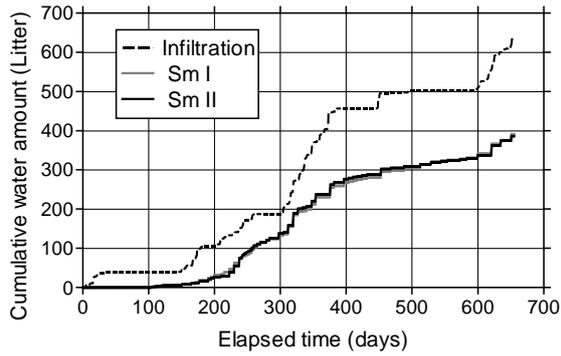


図 2.5 浸入水量と浸出水量の経時変化

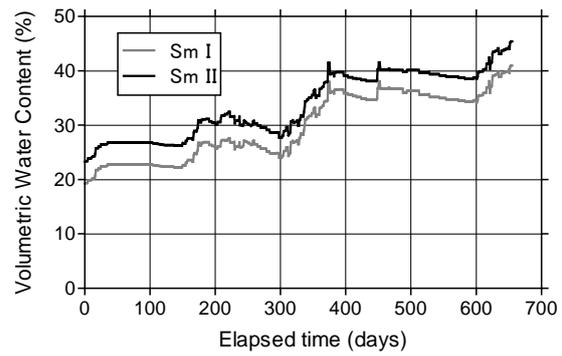


図 2.6 体積含水率の経時変化

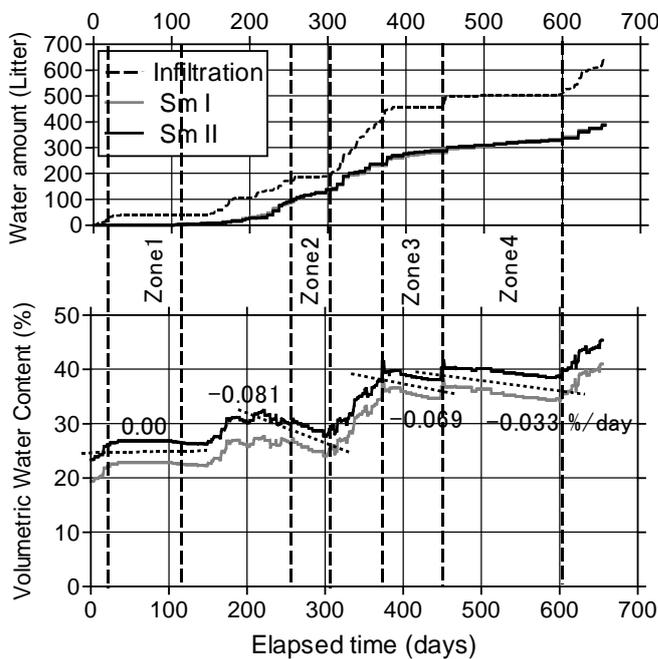


図 2.7 体積含水率の減少挙動の評価

表 2.3 体積含水率の減少速度と循環水量（涵養量）の算出

	Zone2	Zone3	Zone4
$\theta$ の減少速度	-0.081 %/day	-0.069 %/day	-0.033 %/day
換算日 涵養量	1.46 mm/day	1.24 mm/day	0.59 mm/day
換算年 涵養量	532 mm/year	453 mm/year	217 mm/year

降雨のない乾期の体積含水率に着目し、浸入水量と体積含水率の変化について図 2.7 にまとめた。乾期と考えられる降雨浸入のない時期を 4 つに分類し、それぞれ Zone1、Zone2、Zone3、Zone4 とした。Zone1 は、数十日間にわたって浸入水量が確認されていないが、体積含水率は減少していない。このことから、体積含水率 22~26% の範囲は、ほ場容水量以下であり、重力排水されない水分量であることが推察される。その後、体積含水率が 27% を超えると浸入水量の無い時期に体積含水率の減少が観察されるため、Sm I と Sm II のほ場容水量は 27% 程度であると考えられる。Zone 毎の体積含水率の減少速度を求めると表 2.3 となる。時間の経過とともに減少速度は小さくなっているが、これは、廃棄物充填層が沈下しており、時間とともに密実になっていることが原因と考えられる（本評価では、沈下による密度変化は考慮していない）。体積含水率の観察は、高さ 1.80 m のライシメーターに対して平均化した値として評価しているため、実際はライシメーター内の体積含水率には範囲があると考えられるが、ここでは無視して一定としている。平均的な

体積含水率の変化を涵養量（浸入水量の単位を mm に変換）に換算した値も表 2.2 に記した。日当たりの許容涵養量は 0.59~1.46 mm の範囲にあり、年間で換算すると 217~532 mm の範囲となった。この結果、廃棄物層をほ場容水量に保ち、過剰な水分量としないためには、乾期であったとしても浸出水循環の水量をかなり小さく制御する必要があるといえる。また、雨期の浸入水量を抑制しないと、雨期に含水率が上昇し、乾期までに含水率が減少しない可能性が高いことから、雨期の浸入水量抑制も同時に必要と考えられる。浸出水循環技術は、乾燥地帯に設けられた最終処分場の Dry Tomb 防止策であることも上述の考察と整合しているといえる。

### 2.3.2 数値シミュレーションによる体積含水率の評価

準好気性ライシメーター Sm II の実験結果と透水係数を深さ方向に一定としている CASE1 の解析結果を図 2.8 に示す。実験結果 (Exp.) の体積含水率が 380 日前後を境に状況しているが、解析結果 (Sim.) ではそのような傾向は無く、380 日までと同様の体積含水率の幅で変動している。実験結果と解析結果の体積含水率はライシメーター全容積に対する体積含水率で表現しているが、その値の変動はライシメーターの高さ 0.9 m 地点である中央部 (Sim.\_Center) の体積含水率の変化に似ている。また、浸出水量についても、380 日程度以降、実験結果が低下しているのに対し、解析結果では上昇する結果となっている。

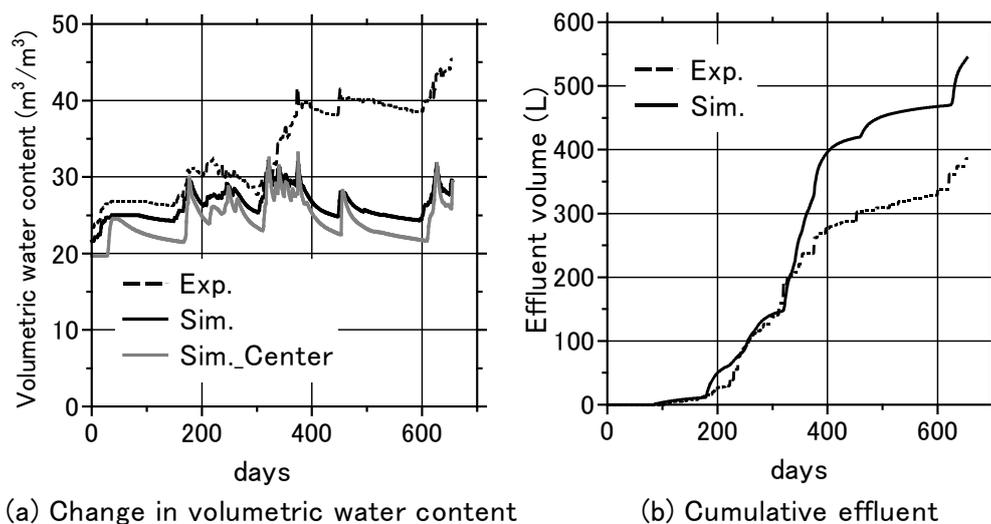


図 2.8 実験結果とシミュレーション結果 (CASE1) の比較

実験結果と解析結果の 380 日以降の体積含水率に隔たりが出たことは、廃棄物層の分解や沈下に伴って間隙（水みち）が小さくなり、透水性が低下したこと、もしくは、分解後の細粒分が流下してライシメーター下端付近で目詰まりが生じていることが原因として考えられる。体積含水率が上昇して、排水量が減少していることから、透水性の低下が読み取れる。そこで、ライシメーター下部の透水係数が減少することを模擬した CASE2 の計算結果について図 2.9 に示す。下部の透水係数が減少したことで排水性が悪くなり、380 日以降の体積含水率が上昇し、排水量も低下することが表現されている。ただし、透水性を落としただけでは実験結果と同じ挙動は示さず、体積含水率が飽和程度まで上昇する傾向は再現できなかった。

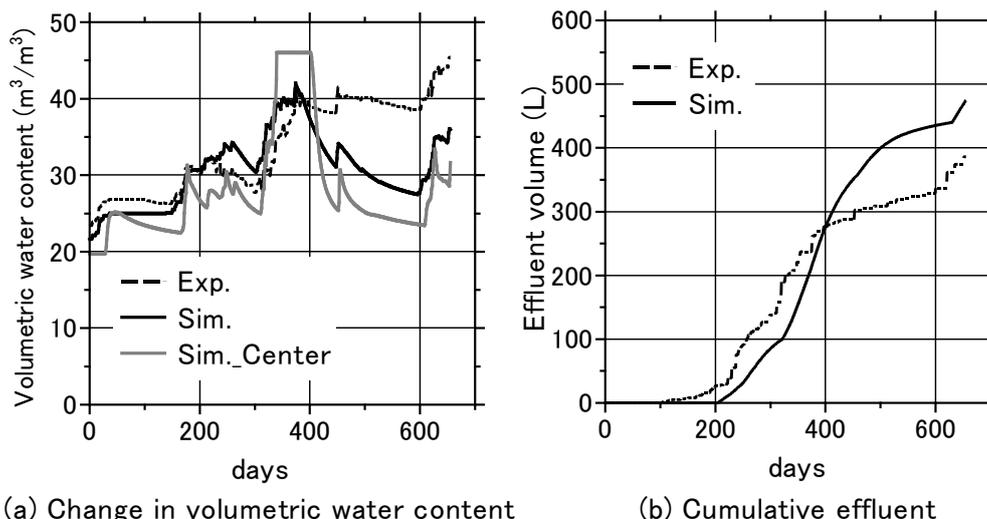


図 2.9 実験結果とシミュレーション結果 (CASE2) の比較

### 2.3.3 浸出水循環による嫌気性分解簡易シミュレーション

浸出水循環による嫌気性分解の簡易シミュレーションを行った結果を図 2.10～図 2.14 に示す。図 2.10 はライシメーター全体に対する体積含水率を示している。CASE3-0～3-3 までの降雨浸透条件は同一であるので CASE3-0 と CASE3-4 のみを記している。図 2.11 と図 2.12 にはライシメーター出口の有機物（以下、基質とする。）濃度、微生物濃度の経時変化を、図 2.13 にはライシメーター中央部における固相から液相へと溶出する基質濃度の溶出速度（以下、溶出速度とする。）を示した。浸出水循環による安定化挙動は、固相の基質濃度の減少率と仮定し、図 2.14 に固相内基質濃度の初期値（ライシメーター固相内の全量）に対する固相濃度の時間変化を百分率（以下、 $S/S_0$  比とする。）で示した。

図 2.10 の体積含水率の変化は、一定降雨を与えた CASE3-4 の場合は、常に一定の値となっているが、実測値降雨浸透量を与えた CASE3-1 では、浸透流量に応じて体積含水率が変動している。CASE3-4 の 200 日付近で体積含水率の変化が 2 段になっているのは、ライシメーター下部の透水係数が低下しているためであり、ライシメーター上半分の浸透挙動（排水挙動）と異なるために生じている。浸出水循環を行わない CASE3-1 の基質濃度をみると、他のケースに比較して最も高く、ほぼ飽和濃度に達している。微生物濃度（図 2.12）は高いまま保たれているものの、溶出速度（図 2.13）が低くなっており、結果的に  $S/S_0$  比が減少せずに固相の基質の残存量が多く、最も安定化していない計算となった。これは、溶出速度が飽和濃度と液相濃度との差に依存しており、液相濃度が高いために溶出速度が小さいためである。浸出水循環を想定した CASE3-2 では、CASE3-1 の循環を行わないケースに比較して浸出液濃度も低下しており、2000 日後の  $S/S_0$  比も低くなっている。溶出速度（図 2.13）をみると、CASE3-1 と CASE3-2 では大きく異なっており、300～400 日後の溶出速度は 2 倍程度の違いがみられる。このため、 $S/S_0$  比に違いが生じているといえる。CASE3-3 は架空の計算ケースであるが、浸出水循環水に基質濃度を含まず、微生物のみを循環しているため、分解量が増加するので基質濃度（図 2.11）も低く、結果、溶出速度が増加して  $S/S_0$  比も低下する計算結果となった。仮に、浸出水循環の時に、基質を除去して微生物のみを濃縮して循環させれば、安定化速度が増加することになる。

CASE3-4 と CASE3-5 は、降雨浸透条件を一定として、年間の浸透水量を実測値と同等となるように調整したケースである。経過時間毎にみると、溶出速度（図 2.13）に差があるものの、基質濃度や S/S0 比には大きな差は無く、本事例では日降雨浸透量を正確に与えずとも、平均降雨量でも計算できるといえる。このメリットは計算時間であり、日降雨量を与えることに比較すると、計算時間、労力ともに半分以下にして将来予測計算を行うことが可能となる。

CASE3-5 は、最初の 500 日間は清浄水でフラッシングし、浸出水濃度がほぼピークとなった時点で、浸出水循環に切り替える方法である。基質も同時に循環する方法は、維持管理を少し間違えると、基質濃度過多となり、結果的に固相からの溶出速度が低下して、安定化を遅延させる可能性もある。CASE3-5 をみると、浸出水の基質濃度は若干低下しており、S/S0 比も減少していることが計算されている。これは、300~700 日の間における溶出速度（図 2.13）の違いに依存していると考えられ、清浄水でフラッシングして溶出速度を上げ、適度な時期に循環水に切り替えて微生物を供給することによって、固相からの基質の洗い出しが促進される可能性がある。

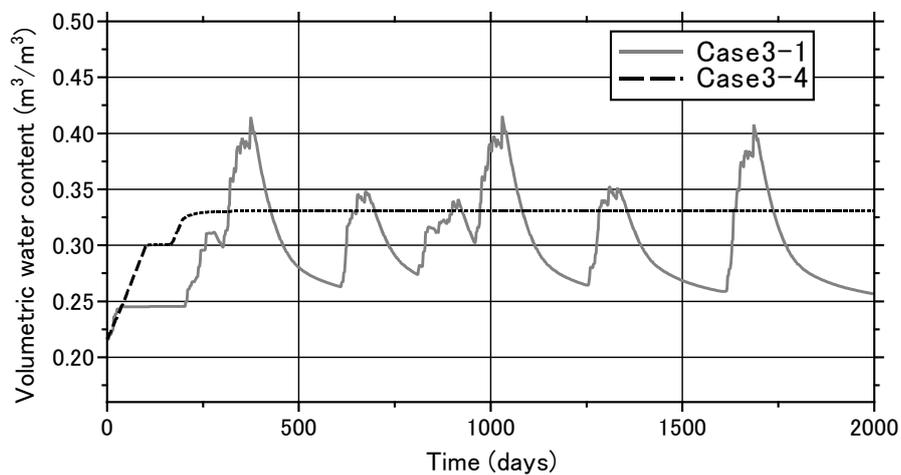


図 2.10 ライシメーター全体の体積含水率の経時変化 (CASE3)

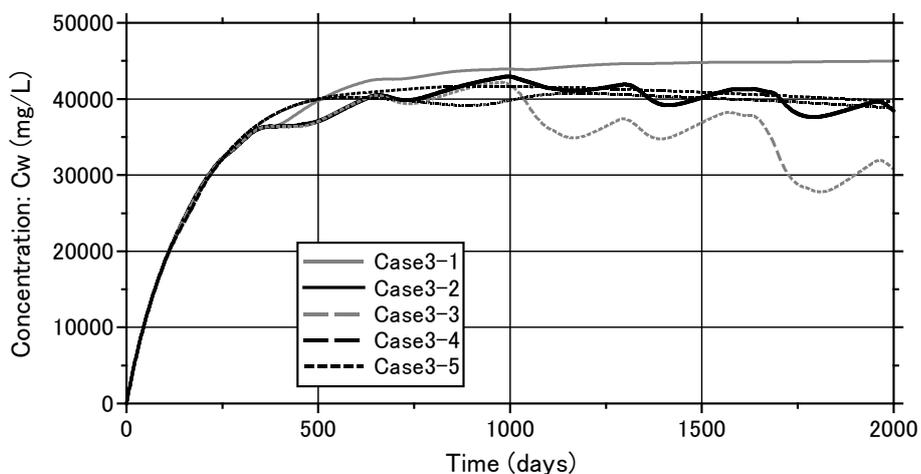


図 2.11 最下部の有機物濃度（基質濃度）の経時変化 (CASE3)

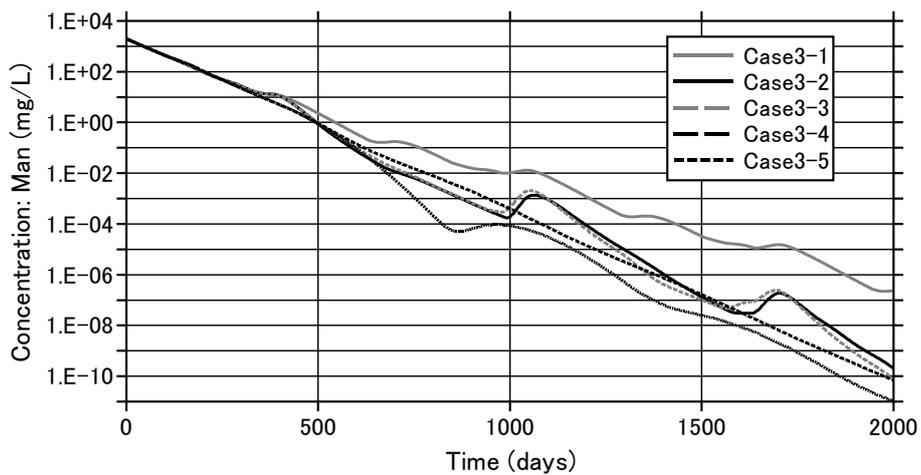


図 2.12 最下部の微生物濃度の経時変化 (CASE3)

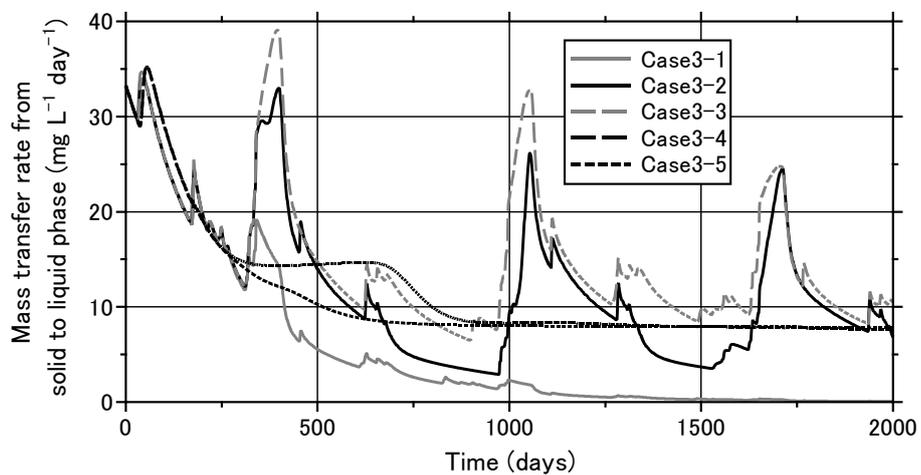


図 2.13 中央部の固相から液相への物質移動速度の経時変化 (CASE3)

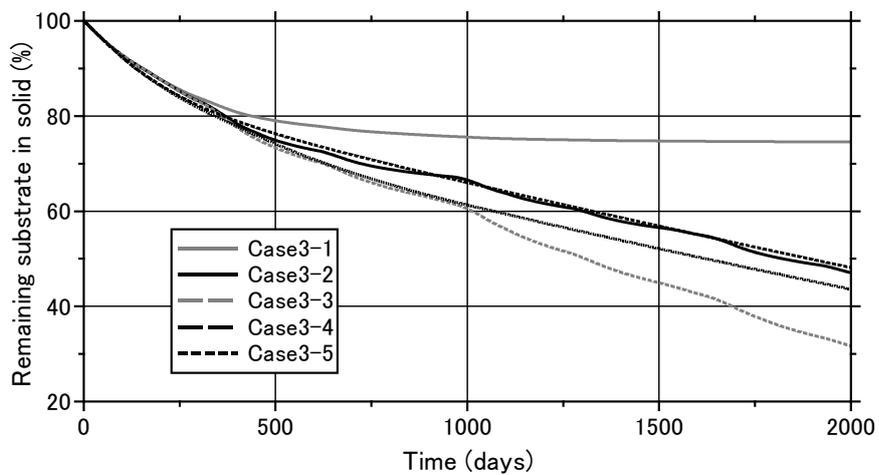


図 2.14 全固相中に残留している有機物濃度 (基質濃度) の経時変化 (CASE3)

## 2.4 結論

- (1) タイ王国の一般廃棄物を充填したライシメーター試験より、湿潤充填密度が  $0.65\sim 0.77\text{ t/m}^3$  の廃棄物層のほ場容水量は27%前後であることが計算された。
- (2) 廃棄物層をほ場容水量の含水率で保つためには、循環水量を日当たり  $0.6\sim 1.5\text{ mm}$  程度の涵養量に等しくする必要があり、廃棄物層の沈下とともに涵養量を小さくする必要がある。
- (3) 浸透挙動を評価する際には、沈下等による透水係数の変化や違いを捉えて廃棄物層の物性パラメーターを表現しないと、浸透挙動を計算することができない。
- (4) 浸出水循環において、出口濃度や残留有機物の予測を行うのであれば、日当たり降雨浸透量を、日平均降雨浸透量で表現しても概ねの傾向を計算することができる。
- (5) 浸出水循環による安定化の定義を固相有機物の減少とするのであれば、液相濃度が高い時点で浸出水循環を行わずに、液相濃度が低下した時点等の適切な時期から循環を開始した方が効果的な場合があることが一例として計算された。

## 2.5 参考文献

ダニエル・ヒレル (2001) : 環境土壌物理学, 岩田進午・内嶋善兵衛監訳, 第11章

Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Sutthasil, N., Wangyao, K., Endo, K. and Yamada, M. (2011) Waste stabilization and pollution reduction in semi-aerobic landfill operated under natural ventilation. International Conference on Solid Waste, May 2-6, Hong Kong Convention and Exhibition Centre, Hong Kong, China.

White, J.K., Beaven, R.P., Powrie, W., and Knox, K. (2011): Leachate recirculation in a landfill: Some insights obtained from the development of a simple 1-D model, Waste Management, Vol. 31, No. 6, pp. 1210-1221

Lee K.K., Suk, H., Choi, S., Lee, C.H., and Chung S.Y. (2001): Numerical evaluation of landfill stabilization by leachate circulation, J. Environmental Engineering, Vol. 127, No. 6, pp. 555-563

## 第三章 安定化フェーズに応じた浸出水循環のための水質制御

国立環境研究所 山田正人

(研究協力者：国立環境研究所 金喜鍾、尾形有香)

### 3.1 研究目的

現在、東南アジア諸国の廃棄物埋立地において浸出水の処理は、主に酸化池による処理に依存しているが、雨季など降水量が多い時期に越水し、汚濁した浸出水が処理されずに環境中に漏出されるリスクがある。したがって、熱帯に特有の雨季・乾季の水量変動に対応し、汚濁物質も十分に除去できる適正な浸出水処理技術が必要とされている。対応する技術として、浸出水を埋立地に返送する浸出水循環法がある (石垣 and 山田 2008)。この技術は、主に米国において開発され、乾燥条件下の埋立地に対して、微生物反応に最適な水分を供給するとともに、埋立地層での汚濁物質の滞留時間を延ばすことで分解除去を促進させることを目的としたものである。近年、熱帯地域においても、乾季において埋立地内が過剰に乾燥し生物分解活性が低下する可能性が示唆され、水分添加の適用性が指摘されつつある(山田ら 2013)。また、有機物の分解は嫌気条件下よりも好気条件下で促進されるから、内水位を下げ、受動的に大気を導入する準好気性埋立技術も有効と考えられるが (Hanashima et al., 1981)、これらは同時に導入しようとする、乾季では浸出水の返送は水分補給としても機能するが、雨季においては、過剰に水分を供給することになり、内水位が上昇し、埋立地内が嫌気化する恐れがある。

本研究では、返送水の水量を絞り、汚濁物質の滞留時間を伸張させるため、返送前に膜分離を行い、浄化されたろ過水を放流、汚濁物質の濃縮水を返送するというプロセスを提案する。一方で、汚濁物質の濃縮水を返送するにあたって、濃縮された塩類等による安定化反応の遅延が懸念される。以上のことから、本研究において、タイ王国の最終処分場の浸出水を対象とし膜処理負荷軽減のための前処理技術として凝集沈殿、曝気処理、砂ろ過、アンモニアストリッピングを用い、前処理としての有効性を検討するとともに毒性削減評価を行った。また、4種類の膜 (限外ろ過膜、ナノろ過膜、低圧逆浸透膜、高圧逆浸透膜) を用いたファウリング試験を実施することで、タイの浸出水処理に適した膜を選定し、浸出水中のファウリング物質の把握を行った。さらに、嫌気培養試験を用いて、濃縮液循環による安定化反応 (微生物反応) に及ぼす影響を評価した。

### 3.2 研究方法

#### 3.2.1 調査地の概況並びに実験対象水

対象埋立地は、タイ王国のラムチャバン市の埋立地とし、浸出水の水質変動を把握するとともに、採取した浸出水を前処理や膜処理実験に用いた。図 3.1 に、ラムチャバン埋立地の概要を示す。ラムチャバン埋立地は全体で5期分の区画に分かれており、主な埋立廃棄物はプラスチック、生ごみ、木くずなどである。全ての埋立区画から発生した浸出水は、図 3.1 に示すように浸出水集排水管により、直接嫌気性酸化池に流れ込み、その後、好気性酸化池や調整池を経た後に放流される。本研究では、図 3.1 に示す埋立地およびテストセルの集排水管から直接採取した浸出水と嫌気性酸化池、好気性酸化池、調整池の処理水を対象原水とした (Yamada, Endo et al. 2011)。

#### 3.2.2 前処理と毒性試験フロー

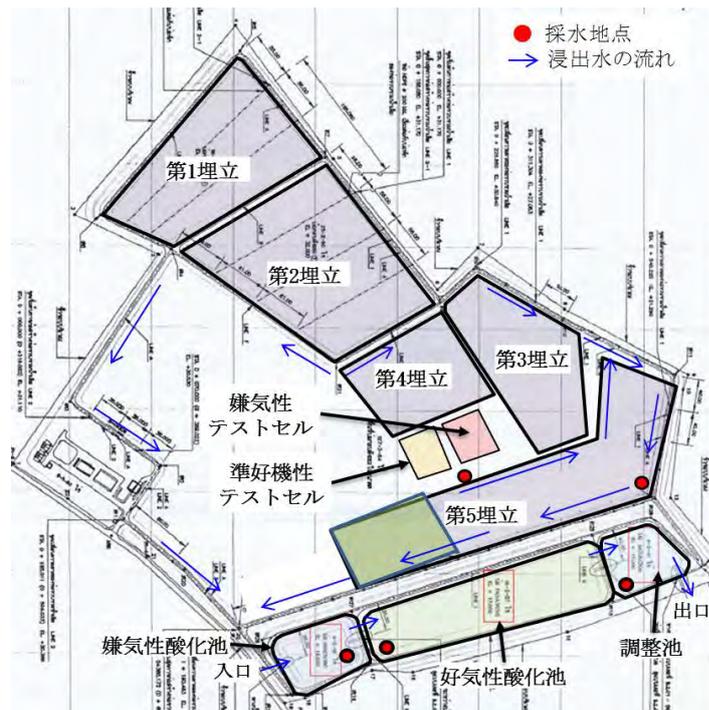


図 3.1 ラムチャバン市埋立地の概況と採水地点

テストセル区画と埋立地の浸出水および嫌気性酸化池処理水を対象とし、実験室内で凝集沈殿、砂ろ過、アンモニアストリッピングおよび曝気処理をビーカースケールで施して、処理前後の水質を評価するとともに、OECD テストガイドライン 202 に基づいて生態毒性（ミジンコ類遊泳阻害試験・致死試験）を評価した。また、埋立浸出水に関しては、各前処理および全処理過程における毒性削減効果を確認するために、単位処理プロセスごとの生態毒性評価を実施した。

### 3.2.3 膜処理

埋立地浸出水の処理に適した膜を選定するために、限外ろ過膜（UF膜）、ナノろ過膜（NF膜）、低圧逆浸透膜（低圧RO膜）、高圧逆浸透膜（高圧RO膜）を用い、クロスフロー式平膜実験装置（図 3.2）を使用して、ラボスケールの平膜試験による検討を行った。実験に用いた膜の仕様を表3.1に示す。各膜における膜透過フラックスの変化は、以下の式で表した。

$$\frac{F}{F_w} = \frac{\text{ある時間における試料の膜透過フラックス}}{\text{新膜の初期純水の膜透過フラックス}}$$

なお、 $F_w$  は、純水を用いて、初期透過フラックスが安定するまで 6 時間以上運転した際の値を使用した。表 3.2 には 4 種類の膜（UF、NF、低圧 RO、高圧 RO）で行ったファウリング試験の運転条件を示す。膜の種類や運転条件によって経過時間による膜透過フラックスが大きく異なるため、初期試料量(8L)の 50%が処理された時点か、膜透過フラックスが一定になった時点を実験終了時点とした。透過水や濃縮水は運転終了まで定期的にサンプリングし、pH、EC、イオン、重金属などの濃度を把握した。実験終了後、膜は風乾し一部は酸やアルカリ抽出による付着物質の探索に、残りは電子顕微鏡（SEM）による表面観察に利用した。抽出は 0.1 M 水酸化ナトリウム溶液および 0.1 M 塩酸溶液 30 ml に乾燥膜の 4 分の 1 を入れ 12 時間振とうした後、0.45  $\mu\text{m}$  フィルターでろ過し、ろ過液を検液とした。膜表面の観察のために、乾燥した膜をカーボンテープ上に接着し、さらにイオンスパッタ（E-1030, 日立）で膜表面もカーボンコーティングしてから、電界放射型走査電子顕微

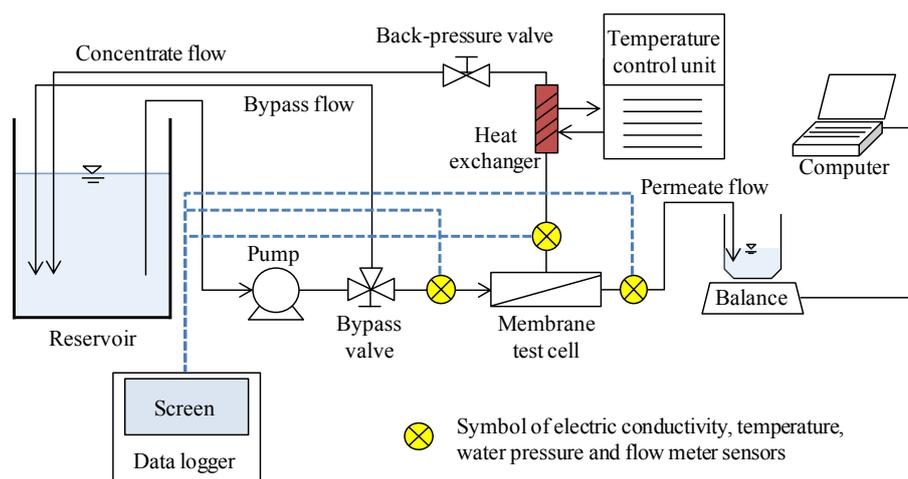


図 3.2 クロスフロー式平膜実験装置の概略

鏡 (Field Emission-Scanning Electron Microscope, FE-SEM, JSM-7600F) による膜表面の観察を行った。また、エネルギー分散型 (Energy Dispersive Spectroscopy, EDS) を用い膜表面に付着物しているものの定性および定量組成分析を行った。

表 3.1 実験に使用した膜の特性一覧

	UF (NTU2120)	NF(UTC60)	RO (ES20)	RO (SWC5)
メーカー	日東電工	東レ	日東電工	日東電工
膜材質	Polyolefin	Crosslinked polyamide	Crosslinked aromatic polyamide	Crosslinked aromatic polyamide
操作圧力(MPa)	0.1-0.39	0.3-0.5	0.5-0.6	5.5
pH範囲	2~11	1~6	6-8	6.5~7
残留塩素許容限度(ppm)	<10	-	0(最大1.0)	<0.1
NaCl除去率(%)	-	55 <sup>1)</sup>	99.7 <sup>2)</sup>	99.8 <sup>3)</sup>
分画分子量	20,000	-	-	-

1) 評価液：0.05%NaCl 水溶液，操作圧力：0.74MPa，水温：25℃、2) 評価液：3.2%NaCl 水溶液，操作圧力：5.5MPa，水温：25℃，回収率 10%、pH6.5-7.0、3) メーカー公称

表 3.2 ファウリング試験の設定条件

	UF (NTU-2120)	NF(UTC60)	RO (ES20)	RO (SWC5)
供給圧 (MPa)	1.0	0.35	1.1	5.5
供給流量 (L/min)	4.8	4.8	4.7	4.8
供給液温度 (°C)	25	25	25	25
供給液の初期pH	7.7	7.9	7.8	7.7
供給液の初期EC (S/m)	1.682	2.3	1.682	1.571

### 3.2.4 膜処理濃縮液の再循環による埋立地の安定化に及ぼす影響

膜処理濃縮液を埋立地に循環するにあたって、濃縮水に含まれる高濃度の塩類、アンモニア等による埋立地の安定化への阻害が懸念される。安定化反応は、主に微生物反応によって進行するが、その反応の多くは固相から浸み出した溶液を介して行われる。また、埋立地内の反応は、主に嫌気条件下で進行することから、本実験では、模擬浸出水を用いた嫌気培養試験によって、濃縮液循環が微生物反応に及ぼす影響およびその要因について検証した。

模擬浸出水は、人工ゴミ成分 (ドックフード:白米:堆肥=7:7:6 (湿重量比)) にイオン交換水を固液比 1:9 となるように添加し、ミキサーにて混合した後、遠心分離 (4 °C, 10000xg, 20 min) を 2 回行

い、その上清を用いた。塩類混合液は、模擬浸出水の水質分析の結果を参考にし、NH<sub>4</sub>, Ca, K, Na, Fe, Mg, Mn, Zn 成分について、表 3.3 に示す試薬を用いて作製した。試験に用いた植種源は、生ゴミを処理するラボスケールのメタン発酵リアクターから採取した汚泥を用いた。

塩類濃縮混合液を用いた試験では、対照として塩類混合液を添加しない系、および塩類混合液の終濃度が 1, 50, 100, 200 倍となるように添加した系の合計 5 系を作製した。模擬浸出水 40 ml に、培地成分 (表 3.4) および塩類濃縮混合液を各濃縮倍率 (1, 50, 100, 200 倍) となるように添加した後、汚泥を終濃度 MLSS が 13.6 g/L となるように混合し全量を 80 ml とした。この混合液を 100 ml 容バイアル瓶に投入し、気相部を窒素置換し嫌気条件にした。実験系における模擬浸出水の終濃度および濃縮液に含まれる各イオン終濃度をそれぞれ表 3.5 および表 3.6 に示す。なお、対照系として塩類混合液を添加しない系を、また各系のブランクとして、模擬浸出水の代わりに水道水を添加した系をそれぞれ作製し、これらバイアル瓶を振盪培養した (35 °C, 100 rpm)。経時的にガスのサンプリングを行い、ガス発生量およびガスの成分組成を分析した。植種源自体から生成するガス発生量を補正するため、各実験系におけるガス発生量からブランクの系におけるガス発生量を差し引き、正味のガス発生量として算出した。累積ガス発生量は、14 日までの正味ガス発生量を累積した。

Na, K, NH<sub>4</sub> の各成分が微生物反応に及ぼす影響について調べるため、塩類混合液の代わりに、Na, K, NH<sub>4</sub> の各成分をそれぞれ終濃度にて 5000, 8000 mg/L となるように添加した系および対照系をそれぞれ作製し、同様に試験を行った。なお、累積ガス発生量は、9 日までとした。

表 3.3 塩類濃縮混合液 (×1 倍)

各成分	試薬	終濃度 (各成分含有量) mg/L
NH <sub>4</sub>	NH <sub>4</sub> Cl	110.1 (35.0)
Ca	CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	40.3 (11.0)
K	K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	32.7 (18.5)
Na	NaHCO <sub>3</sub>	84.0 (23.0)
Fe	FeSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	2.0 (0.4)
Mg	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	38.0 (3.8)
Mn	MnCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.5 (0.2)
Zn	ZnSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	1.1 (0.3)

表 3.4 培地成分

試薬	終濃度 mg/L
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	270
K <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1120
EDTA (EDTA · 2Na)	1
MgCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	100
NH <sub>4</sub> Cl	530
trace nutrients	
FeCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	10.00
CoCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	2.00
EDTA Na (EDTA · 2Na)	1.00
MnCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.50
Ni <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0.14
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	0.12
AlCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0.09
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.05
ZnCl <sub>2</sub>	0.05
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.05
CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	0.04
HCl (37.7%)	0.001 ml

表 3.5 各系における模擬浸出水の水質

項目	終濃度 (mg/L)
TS	4192
COD	5100
TOC	1776
TN-N	35.0
NH <sub>4</sub> -N	6.0
Ca	11.2
K	18.4
Na	22.9
Fe	0.4
Mg	3.7
Mn	0.1
Zn	0.3

表 3.6 各実験系における濃縮液に含まれる各イオン終濃度（培地成分を含む）

系	NH <sub>4</sub> (mg/L)	Ca (mg/L)	K (mg/L)	Na (mg/L)	Cl (mg/L)	CO <sub>3</sub> (mg/L)	SO <sub>4</sub> (mg/L)
Ctrl	168	0	579	0	369	0	0
1	203	11	597	23	462	74	16
50	1918	550	1504	1150	5007	3710	793
100	3668	1100	2429	2300	9645	7419	1587
200	7168	2200	4279	4600	18921	14839	3174
Na5000	168	0	579	5000	369	13043	0
Na8000	168	0	579	8000	369	20870	0
K5000	168	0	5000	0	369	3836	0
K8000	168	0	8000	0	369	6138	0
NH <sub>4</sub> 5000	5000	0	579	0	10441	0	0
NH <sub>4</sub> 8000	8000	0	579	0	16706	0	0

### 3.2.5 分析

水質分析に関しては、サンプリングした試料のpHおよび電気伝導度（EC）は現場で計器を用いて測定した。その他測定項目は試料を実験室まで運搬し行った。SSおよびTSはJIS法で、TOCはTOC計で、COD<sub>Cr</sub>、TPおよびTNは吸光分析法で測定した。金属類はJISに従って分解し、ICP発光分光法で測定した。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の測定にはイオンクロマトグラフ法で測定した。なお、溶存態物質の分析には0.45μmフィルターでろ過した試料を用いた。

ガスの組成分析は、SHINCARBON STパッキドカラム（2.0 m, 3.0 mm i.d., Shinwa Chemical Industries）を取り付けたTCDガスクロマトグラフ（Shimadzu, GC-2014）を用いた。

## 3.3 結果と考察

### 3.3.1 水質変動

図3.3と図3.4にラムチャバン埋立地での降水量とサンプリング水質の経時変化を示す。マンホール浸出水において2012年12月にサンプリングした浸出水が2012年8月に比べ低いTOC、COD<sub>Cr</sub>、TSおよびECを示した。これはサンプリング前に比較的が多い雨が降った2012年12月の浸出水が埋立地に浸透した雨により希釈された影響であると考えられる。しかし、嫌気性酸化池においてEC、TS、COD<sub>Cr</sub>、TOC、TPおよびTNは一年中大きな変動が見られなかった。一方、

好気性酸化池と調整池においては2011年12月から徐々に上昇し、サンプリング前に比較的多い降雨がみられた、2012年8月と12月でもその傾向が変わらず上昇し続けた。一般的に雨季には周囲の雨水の流入による希釈によって酸化池の水質が改善されると言われているが、本調査では逆に水質が悪くなっている。その理由としては2つが考えられる。一つは、埋立地管理上の問題で埋立終了区画や埋立中の区画において大雨で発生した浸出水が覆土のクラックや表面Runoffにより、流出しそのまま好気性酸化池や調整池に混入された可能性である。二つは、嫌気性や好気性酸化池における

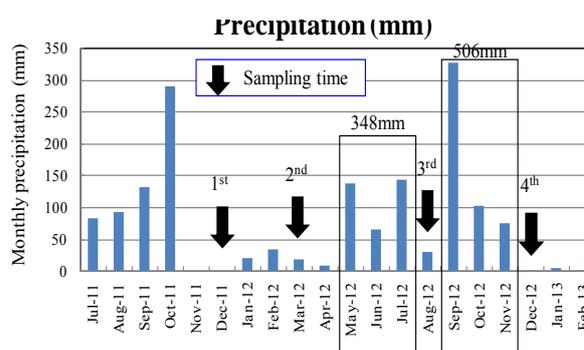


図 3.3 ラムチャバン市の月別降水量

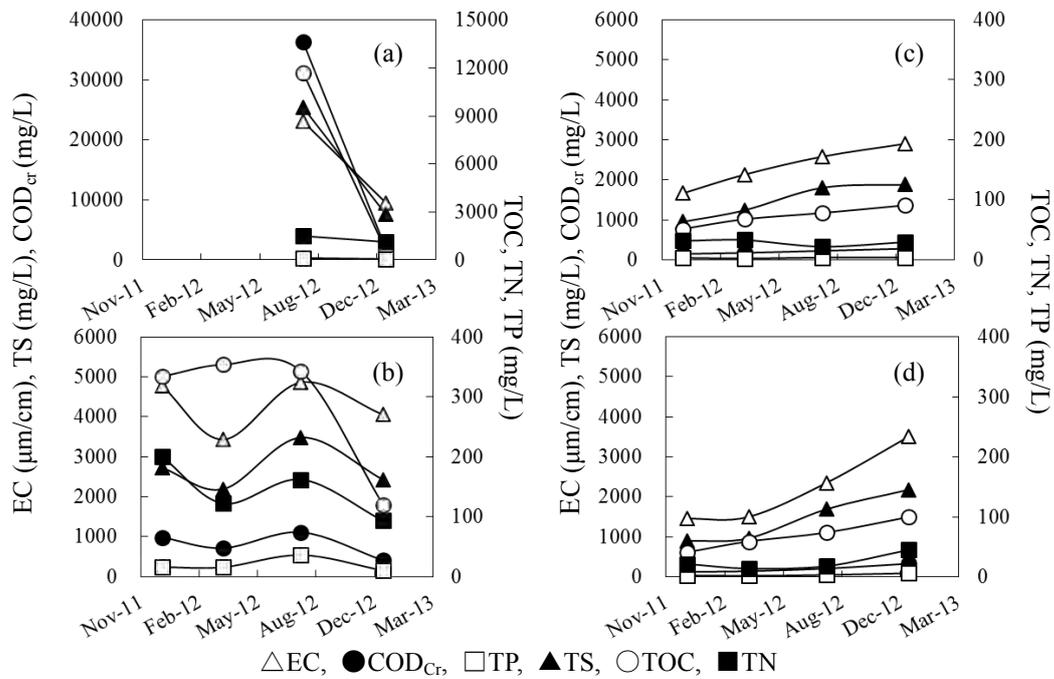


図 3.4 ラムチャバン埋立地における浸出水水質  
(a:浸出水原水 b:嫌気性酸化池, c:好気性酸化池, d:調整池)

浸出水の滞留時間が長いため、降雨の変動による影響が判断しにくくなったためであると推測される。したがって、酸化池による処理効果は埋立地から調整池までの水収支を明確にした上で評価する必要がある。

### 3.3.2 前処理による膜処理負荷低減効果および毒性評価

前処理の検討として、テストセル区画浸出水と好気性酸化池処理水を用い、凝集剤の添加量を変化させて凝集沈殿処理を行った。図 3.5 に、pH5 での凝集沈殿処理による水質変化を示す。テストセル区画浸出水と好気性酸化池処理水に対して、塩化第二鉄とポリ塩化アルミニウム添加によって、TN はほとんど除去されなかったが、COD<sub>Cr</sub>、TOC、TP に関しては、明確な除去が確認された。ここで、凝集剤の添加量を増加させても、ある濃度になるとそれ以上の減少が見られなかった理由として、凝集単独処理では除去できない低分子系有機物（分画分子量 2000 以下）が多く含まれていたためと推測される。以上より、当該埋立地の浸出水および酸化池処理水に対して、塩化第二鉄とポリ塩化アルミニウムは、凝集剤として、窒素除去には有効ではないが、有機物の除去については、共に有効であることが示された。一方、曝気処理ではテストセル区画浸出水、好気性酸化池処理水ともに実質的な有機物や窒素の低減は見られなかったが、アンモニアストリッピングでは、埋立地とテストセルの浸出水において TN はそれぞれ約 72%と 90%除去された。

次に、オオミジンコ (*Daphnia magna*) を用いた毒性評価を行った。埋立地とテストセルの浸出水では、オオミジンコに対する半数致死濃度 LC<sub>50</sub> は、それぞれ 2.5%と 3.3%となり高い毒性を示した。一方、嫌気性酸化池処理水の LC<sub>50</sub> は 24.2~34.3%となり、さらに好気性酸化池と調整池の処理水では、オオミジンコの致死は見られず、高い希釈倍率において 48 時間で遊泳異常 (EC<sub>50</sub>=4%) が確認され、酸化池処理による毒性削減効果が明らかになった。また、浮遊物質(Suspended solid)による毒性影響御を確認するため、1 µm と 0.45 µm フィルターでろ過した埋立地の浸出水を評価したが、オオミジンコに対する毒性は変わらなかった。このことから、SS による毒性影響でないことが分かった。図 3.6 には埋立地の浸出水において前処理（単体処理と連続処理）および膜処理に

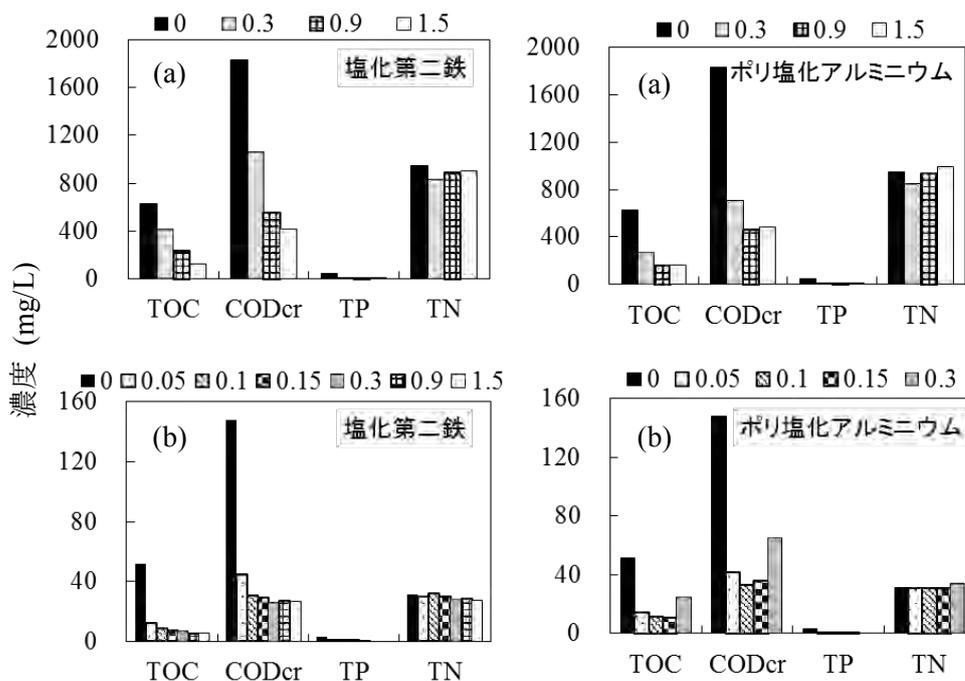


図 3.5 pH5 における凝集沈殿処理水の水質 (凝集剤添加量の単位 : g-Fe/L または g-Al/L)  
 (a) テストセル区画浸出水 (b) 好気性酸化地処理水

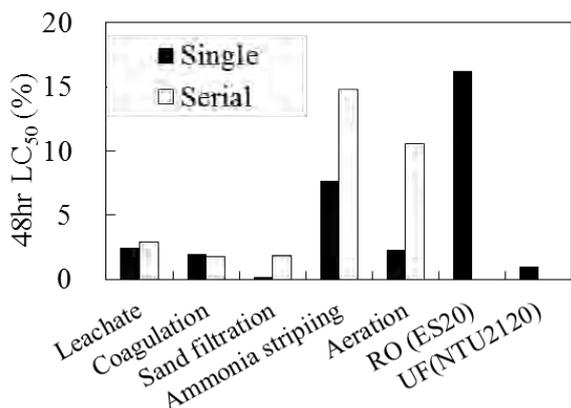


図 3.6 浸出水処理における毒性変化

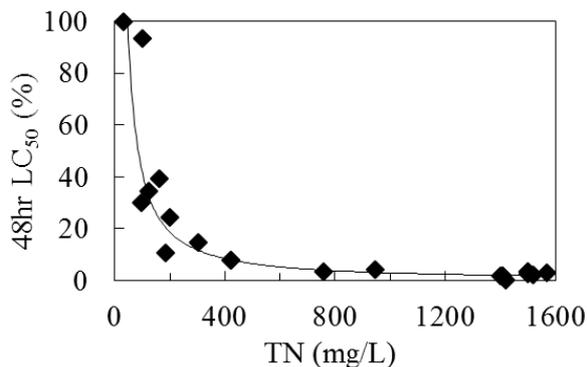


図 3.7 半数致死濃度と TN 濃度の関係

よる LC<sub>50</sub> の変動を示す。単体も連続処理も凝集沈殿および砂ろ過による毒性低減効果は見られなかった。これは SS による毒性の寄与が小さいためであると考えられる。一方、アンモニアストリッピング処理では単体も連続処理も LC<sub>50</sub> が 7.7%と 14.8%まで上昇しアンモニア除去による毒性削減が明らかになった。単体曝気処理と連続曝気処理 (凝集沈殿から曝気処理まで) では毒性の低減は見られなかった。連続曝気処理は単体曝気処理に比べ高い LC<sub>50</sub> (10.6%)を示したが、これは前処理で行ったアンモニアストリッピングによる毒性低減効果が反映されたものであり、曝気処理による効果ではない。つまり、曝気処理で除去される揮発性有機物による毒性影響はないと考えられる。浸出水を直接 UF 膜 (NTU2120) および低圧 RO 膜 (ES20) で処理した処理水の LC<sub>50</sub> はそれぞれ 1%未満と 16.2%であった。UF 膜ではほとんどのイオン類が除去できないため、SS による毒性のない今回の試料においては UF 膜処理を行っても原水の毒性がそのまま発現したと考えられる。多くのイオン類まで除去できる RO 膜の処理水に対しても比較的の高い毒性が見られたが、これは、栄養物質の不足による影響ではないことを確認したことから、処理水に残存するアンモニア (約 100 mg/L) による影響であると判断した (表 3.7)。これらのことから、浸出水の処理プロセスにおいて

毒性の寄与度が一番大きいパラメータはアンモニアであることがわかった。図 3.7 には本研究で実施したすべての毒性試験において TN と LC<sub>50</sub> の相関を示す。液体中の TN 濃度が 200ppm を超えると毒性が強くなり、浸出水の処理プロセスにおいてアンモニアの制御が毒性低減につながる重要なパラメータであることが明らかになった。

### 3.3.3 膜処理による処理性能

埋立地浸出水の UF 膜 (NTU2120)、低圧 RO 膜 (ES20) および高圧 RO 膜 (SWC5) 透過フラックスを検討した。UF 膜と低圧 RO 膜の透過フラックスは 5 分で初期膜透過フラックスの 40% までに急激に減少したが、高圧 RO 膜の膜透過フラックスは比較的緩やかに減少し、初期膜透過フラックスの 40% になるまで 1 時間要した。初期段階では高圧膜の膜透過フラックスが高く維持されることが明らかにされた。膜供給水、UF 膜、低圧 RO 膜、高圧 RO 膜透過水の水質を比較するために運転開始後 5 時間から 6 時間までの平均水質を表 3.7 に示す。低圧や高圧 RO 膜では、運転開始 6 時間と 5 時間でナトリウム除去率はそれぞれ平均 98.0% と 99.7% となり、両方とも良好な脱塩性能であった。しかし、アンモニアイオンの除去率においては低圧 RO 膜と高圧 RO 膜でそれぞれ 92.3% と 95.5% であり、塩類より低く、平均アンモニアイオン濃度はそれぞれ 86 mg/l と 60 mg/l となり、生態毒性に影響を及ぼす濃度を上回っていた (Osada, Nemoto et al. 2011)。このことから、アンモニアによる毒性を防ぐためにはアンモニアストリッピングなどの前処理が必要であると判断される。また、Si, Al を除いた他の全ての項目において、高圧 RO 膜の方が低圧 RO 膜より除去率が高かった。これは膜透過フラックスの結果から、低圧 RO 膜の方が高圧 RO 膜よりも膜の汚れが進行していたためであると考えられる。一方、UF 膜の除去率は Ca が 19%、K、Mg、Na、Si および NH<sub>4</sub><sup>+</sup> が 3% 未満となり処理水質として良好なものではないことがわかった。しかし、RO 膜の孔径を密閉する SS の除去率が高いことと、RO 膜の汚染物質となる鉄とマンガンなどの金属酸化物がそれぞれ 79.3% と 35.6% 除去できることから、RO 膜処理の前処理として有効であると判断される (葛, 田中 et al. 1997)。

膜表面に付着しているファウリング物質を調べるために、乾燥したファウリング膜を 0.1M HCl および 0.1M NaOH 溶液で 12 時間抽出し、ICP 発光分光法で分析した (表 3.8)。0.1M HCl による抽出にお

いて Si を除く金属類では Ca が 40-210 mg/L 範囲で一番高く、Na、Mg、K が約 10 mg/L 前後、Fe、Mn、Si、Al が 5 mg/L 未満であった。また、これらの金属類の濃度は UF 膜の抽出液で一番高いことから、UF

表 3.7 膜処理安定運転中の平均水質 (5-6 時間運転時)

Module item	UF(NTU2120)			RO(ES20)			RO(SWC5)		
	Feed	Permeate	R*(%)	Feed	Permeate	R*(%)	Feed	Permeate	R*(%)
SS (mg/L)	246	-	100	180	-	100	239	-	100
EC	1351	1300	3.8	1374	36.0	97.4	1611	29.14	98.2
Fe (mg/l)	2.71	0.56	79.3	4.37	0.01	99.8	4.88	0.01	99.9
Mn (mg/l)	1.47	0.95	35.6	0.53	-	100	0.10	-	100
Ca (mg/l)	141	114	19.1	82	0.15	99.8	37	0.07	99.8
K (mg/l)	906	882	2.6	892	18.87	97.9	1084	4.43	99.6
Mg (mg/l)	101	100	1.2	103	0.11	99.9	120	0.03	100
Na (mg/l)	1279	1276	0.3	1307	25.69	98.0	1529	3.90	99.7
Si (mg/l)	20	20	0	29	0.003	100	24	0.03	99.9
Al	0.06	0.05	19.9	0.11	0.01	91.2	0.09	0.01	88.5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1074	1047	2.5	1121	85.75	92.3	1342	59.76	95.5

R\* is removal rate of each items by membrane filtration

膜はRO膜よりCa、Mg、K、Mnなどを主とする金属酸化物によるファウリングが形成されやすいと考えられる。ただし、FeおよびSiの場合、低圧RO膜の抽出液で一番高いことから低圧RO膜表面ではFeとSiによるファウリングの影響が大きいと認められる。FE-SEM, EDSを用いて、ファウリング実験後の膜表面を観察した(図3.8)。UF膜は、主にFeで構成された鉄酸化物(FeO)によって表面が薄くコーティングされ、CaやClなどで構成された複雑な化合物の結晶が観察された。低圧RO膜(ES20)のファウリング形態は他の膜と異なり、膜表面に多くのクラックが見られ、主なファウリング物質はCa、Na、Cl、Si、Alなどによる化合物が観察された。高圧RO膜(SWC5)の膜表面には粒子の凝集体のようなクラスターが確認され、主にCaで構成された化合物が観察された。以上のことから、高圧RO膜においても主なファウリング物質はUF膜や低圧RO膜と同様であることが明らかになった。

表 3.8 ファウリング膜抽出液中の元素一覧

Items	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Si	Al	Na
NTU2120 HCl	210.4	5.281	9.415	8.397	4.006	1.02	0.097	11.02
ES20 HCl	65.8	18.42	7.262	6.722	1.18	4.41	0.322	8.833
SWC5 HCl	40.08	2.02	1.178	1.629	0.98	0.32	0.067	1.757
NTU2120 NaOH	2.713	0.516	14.12	0.073	<0.03	1.59	0.075	2227
ES20 NaOH	3.098	0.678	13.46	0.085	0.022	3.05	0.138	2164
SWC5 NaOH	3.633	0.235	1.93	<0.01	<0.03	0.63	0.026	2305

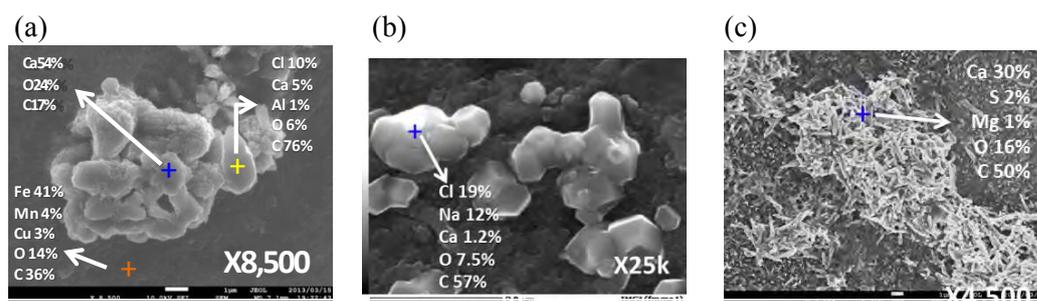


図 3.8 SEM-EDS 観察画像 (a) UF 膜 (b) 低圧 RO 膜 (ES20) (c) 高圧 RO 膜 (SWC5)

### 3.3.4 膜処理濃縮液の再循環による埋立地の安定化に及ぼす影響

膜処理後の濃縮水を埋立地に返送するにあたって、濃縮された塩類、アンモニア等の添加による安定化の遅延が懸念されることから、濃縮液添加による微生物反応に及ぼす影響並びにその要因について嫌気培養試験を用いて検討した。塩類濃縮混合液の添加による、14日までの各濃縮倍率におけるCH<sub>4</sub>、CO<sub>2</sub>の累積ガス発生量の経時変化および14日目における累積ガス発生量を図3.9並びに図3.10に示す。Ctrl系の累積ガス発生量は、217 ml (CH<sub>4</sub> 107 ml, CO<sub>2</sub> 110 ml) となり、1, 50倍濃縮液の添加では、Ctrl系と比較してほとんど差は見られなかった。一方、100倍濃縮系では、対照系と比較して、CO<sub>2</sub>発生量については大きな差はなかったが、CH<sub>4</sub>発生量は4割に低下し、全量(CH<sub>4</sub>+CO<sub>2</sub>発生量)として7割に減少した。さらに200倍濃縮になると、対照系と比較してCH<sub>4</sub>発生量が1割と著しい低下が確認され、CO<sub>2</sub>発生量においても6割に低下し、全量として4割に低下した。すなわち、50倍までの塩類濃縮液では、CO<sub>2</sub>およびCH<sub>4</sub>の生成反応には影響を及ぼさず、100倍の塩類濃縮液では、CO<sub>2</sub>生成反応には影響を及ぼさないもののCH<sub>4</sub>の生成反応を阻害し(4割に低下)、200倍濃縮液の添加では、CO<sub>2</sub>およびCH<sub>4</sub>の両方の生成反応に明確な阻害を引き起こし、特

に CH<sub>4</sub> 生成への阻害影響は顕著であった。

微生物反応への阻害要因を把握するため、濃縮液中に比較的多く含まれている Na, K, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>による阻害影響を調べた。9 日目の累積ガス発生量を図 3.11 に示す。対照系の累積ガス発生量は、205 ml (CH<sub>4</sub> 98 ml, CO<sub>2</sub> 107 ml) となった。Na, K については、5000, 8000 mg/L の濃度とも、対照系と比較して、CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> ともに累積ガス発生量について大きな差はなかった。一方、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> に関しては、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 5000 mg/L の系では、ガス組成は対照系と同様であったが、累積ガス発生量は対照系と比較して 6 割程度に減少した。さらに、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 8000 mg/L については、正味の CH<sub>4</sub> ガス発生は見られず、CO<sub>2</sub> 累積ガス発生量は Ctrl 系の 2 割に低下し、全累積ガス発生量は、対照系の約 1 割と著しく低下した。すなわち、終濃度 5000, 8000 mg/L の Na, K の添加については、微生物反応に阻害を及ぼさないが、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> については、5000 mg/L では CO<sub>2</sub> 生成およびメタン生成反応に同様の阻害影響を及ぼし (対照系の 6 割)、8000 mg/L まで高まると、メタン生成反応は完全に阻害され、CO<sub>2</sub> 生成も著しい阻害を受ける。図 3.12 に本試験で実施した実験系の EC (mS/cm) または NH<sub>4</sub><sup>+</sup> の濃度とガス発生量の関係を示す。EC および NH<sub>4</sub><sup>+</sup> の濃度が上昇するにしたがって、CH<sub>4</sub> および CO<sub>2</sub> ガス発生量が減少する傾向が見られた。以上のことから、循環液の水質は、Na, K よりも、特に NH<sub>4</sub><sup>+</sup> の濃度を制御する必要性が示唆された。これは、オオミジンコを用いた生態毒性評価において NH<sub>4</sub><sup>+</sup> の寄与率が高いという結果と同様であるが、毒性 (阻害) を引き起こす NH<sub>4</sub><sup>+</sup> の濃度は、微生物による無機化反応の方が生態毒性よりも約 2 オーダー程度高いことから、安定化反応は生態毒性 (オオミジンコに対する) よりも NH<sub>4</sub> による阻害影響を受けにくいことが推測される。一方、EC 値の増加によっても阻害影響が増大する傾向が見られたことから、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 以外の塩類による阻害も考えられるが、今後詳細な検討が必要である。

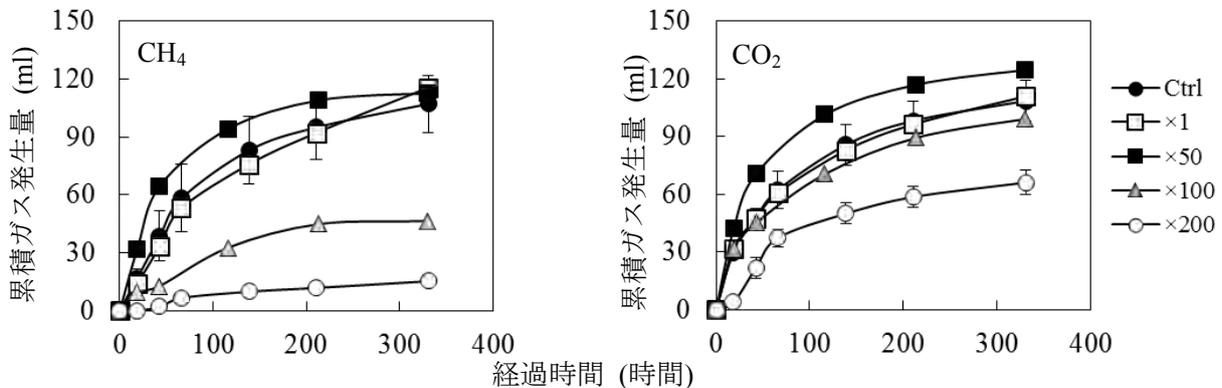


図 3.9 各濃縮倍率の塩類混合液添加による CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> の累積ガス発生量の経時的変化

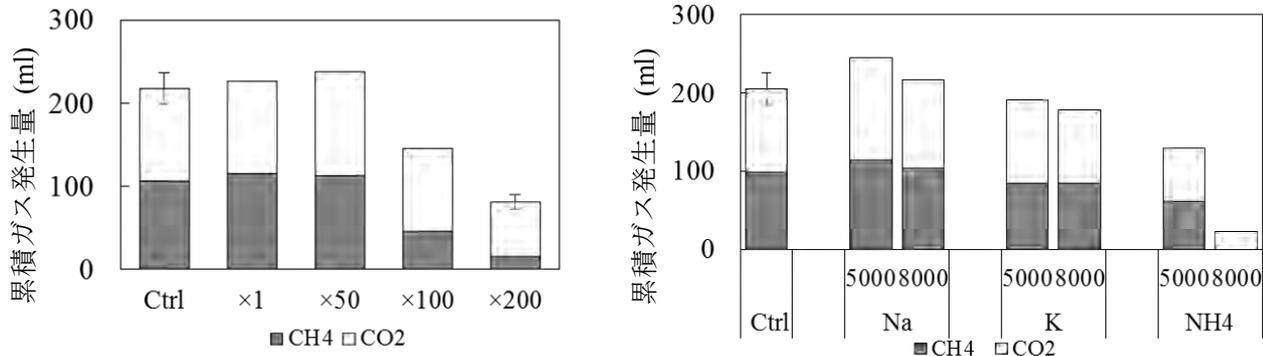


図 3.10 各濃縮倍率の塩類混合液添加による CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> ガス発生量に及ぼす影響

図 3.11 5000, 8000 mg/L の Na, K, NH<sub>4</sub> 添加による CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> ガス発生量に及ぼす影響

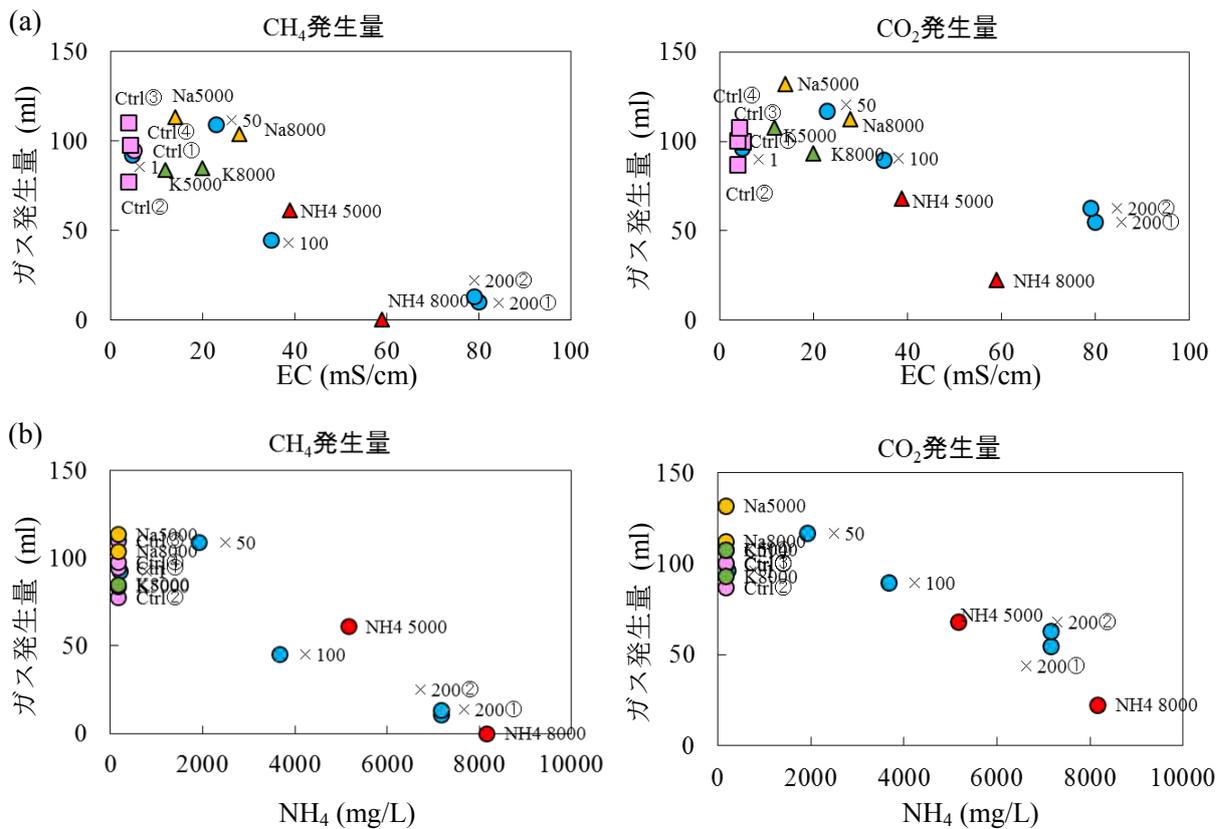


図 3.12 EC (a), NH<sub>4</sub>(b)とガス発生量の関係

### 3.4 結論

本研究では、タイ王国の埋立地浸出水を対象とし、膜処理負荷軽減のための前処理および膜処理による毒性削減評価を行うとともに、濃縮液循環による微生物反応に及ぼす影響を評価した。

その結果、凝集沈殿処理は有機物の除去に、アンモニアストリッピングは窒素の除去に有効であるが、曝気処理は、有機物・窒素の実質的な除去が確認されなかった。生態毒性については、砂ろ過、凝集沈殿および曝気処理は、単体処理・連続処理ともに毒性低減には効果がないが、アンモニアストリッピングでは、高い毒性低減効果が示された。よって、浸出水中の主な毒性物質はアンモニアであることが明らかになった。また、埋立地浸出水を対象とし限外ろ過膜、低圧逆浸透膜、高圧逆浸透膜によるファウリング試験を実施した結果、UF膜や低圧RO膜に比べ高圧RO膜がファウリングによる膜透過フラックスの減少も遅く、金属類やNH<sub>4</sub><sup>+</sup>の除去率においても一番高かった。膜表面付着しているファウリング物質は、膜の種類と関係なく主にCa、Fe、Si、Al、NaおよびClによって形成された化合物であることが明らかになった。以上のことから、埋立地浸出水は前処理などでNH<sub>4</sub><sup>+</sup>とCa、Fe、Si、Al、NaおよびClなどの無機物質を除去し、生態毒性とファウリング影響を減らす必要がある。

濃縮液循環による微生物反応への影響については、50倍までの塩類濃縮液の添加では、微生物反応に阻害影響を及ぼさないが、100倍濃縮液添加では、CH<sub>4</sub>生成反応に阻害を及ぼし、200倍濃縮液添加では、CH<sub>4</sub>およびCO<sub>2</sub>生成に明確な阻害を引き起こした。Na、K、NH<sub>4</sub>の各成分による微生物

反応への阻害影響を調べた結果、Na, K については、8000 mg/L までは、阻害影響が見られなかったのに対して、 $\text{NH}_4^+$ については、5000 mg/L において  $\text{CH}_4$  および  $\text{CO}_2$  生成ともに阻害を受け、8000 mg/L では著しい阻害が確認された。以上のことから、埋立地に膜処理濃縮液を循環する際は、安定化反応への阻害を引き起こさないために、特に  $\text{NH}_4^+$  の濃度を制御する必要があることが示唆された。

生態毒性評価 (オオミジンコ) および微生物反応による無機化ともに、 $\text{NH}_4^+$  による影響が高いことが示されたことから、膜処理を用いた浸出水循環プロセスにおいて、前処理、放流、循環時において、特に  $\text{NH}_4^+$  の濃度を制御する必要性が指摘される。ただし、生態毒性と比較して安定化反応に阻害を及ぼす  $\text{NH}_4^+$  の濃度は約 2 オーダー程度高いことに留意が必要である。

## 参考文献

1. Osada, T., K. Nemoto, et al. (2011). "Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates." ISRN Toxicology 2011: 6.
2. Hanashima, M., Onishi, K., Kuroki, T., Yamasaki, K. (1981) Heat and Gas Flow Analysis in Semiarobic Landfill. Journal of the Environmental Engineering Division-Asce 107, 1-9.
3. Yamada, M., K. Endo, et al. (2011). "Test cell experiment on semi-aerobic landfill system for tropical countries." Proceedings of Sardinia Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium: 633.
4. 葛, 甬., 俊. 田中, et al. (1997). "逆浸透法による浸出水の高度処理." 廃棄物学会誌 8(7): 540-546.
5. 石垣智基, and 山田正人 (2008). "諸外国における処分場浸出水の水質特性と処理方法." 日本水環境学会誌 31(10): 596-601.
6. 山田正人 (2013). "埋立地ガス放出緩和技術のコベネフットの比較検証に関する研究." 平成二十四年度環境研究総合推進費報告書

### 4.1 はじめに

廃棄物最終処分場から流出する浸出水の水質は、埋立内容物や処分場の経過年数、存在位置での気温や降水量などの環境条件など種々の要因により影響を受けることから、処分場間での差異は大きく、水質に応じた適切な対処法が希求される。浸出水中の窒素濃度も埋立地毎に異なるものの、高いケースでは100 mgN/Lのオーダーに達する(柴田ら 1997, 柳澤ら 2006)。この濃度範囲の廃水から窒素を除去するには生物学的手法が採用されることが多いが、溶存酸素濃度や有機物の存在、還元状態での硫黄化合物の存在条件等により、各々に適した生物学窒素除去反応は、従属栄養性細菌を活用したものから硫黄脱窒菌をのような独立栄養性細菌を活用したものまで様々である。下水等で広く適用されている生物学硝化脱窒法は、生物学硝化と生物学脱窒の両生物反応により構成されるが、両者は溶存酸素や水素供与体としての有機物必要性において相反する性質を持つことから、環境条件の制御なしで自発的に生起させることは困難となる。しかし同時に、廃棄物最終処分場浸出水のように、長期にわたり発生すると考えられる処理対象水を適切に処理するためには、簡易でかつ省エネルギー、省資源型であり、更には持続可能なシステムの構築が希求される。特に原位置での窒素除去を行うためには、現実的には、最小限の操作を行うことにより、窒素除去が可能な環境条件を現出させるとともに、現場で活用できる条件を最大限に活用することが求められる。ここでは、最小限の操作として、廃棄物層内における浸出水の移動(循環)を想定した。生物学窒素除去のためには、還元条件下で多く存在するアンモニア性窒素を酸化態窒素に変換した後に窒素ガスに変換する操作が必要になるが、まず酸化態窒素への変換が必要になる。このための操作として、廃棄物層における好気領域に浸出水を移動・接触させその場に形成された微生物叢による酸化を促進させる手法について検討した。浸出水を廃棄物層における好気領域に位置させる形態としては、堰の設置による浸出水水位の制御や、浸出水のくみ上げと廃棄物層への散水による手法などが考えられるが、後続の脱窒過程の適切な進行のためには、溶存酸素の濃度や酸素負荷が操作因子となると考えられる。ここでは操作因子としての溶存酸素に関する項目について検討した。また、脱窒は、下水処理では他栄養性細菌の硝酸呼吸、亜硝酸呼吸を活用したプロセスの適用を前提に考えられるが、浸出水では廃棄物最終処分場の状態・条件に応じて有機物共存量の小さい場合においては、還元性硫黄を用いた脱窒や嫌気性アンモニア酸化反応(アナモクス反応)の適用が考えられる。本章では、廃棄物層の好気領域への浸出水循環によるアンモニア酸化-脱窒とその制御因子についての検討、並びに有機物共存量の小さいケースでの自栄養性細菌の代謝による脱窒特性について検討し、廃棄物処分地での原位置における窒素除去の可能性と課題について整理することとした。

### 4.2 廃棄物層への液循環による窒素除去に関する研究

廃棄物層の好気領域に浸出水を循環・散水し、アンモニアの酸化を行わせるとともに、浸出水が存在する飽和廃棄物層における脱窒を生じさせる状況を模擬した実験装置を用いて、アンモニア性窒素酸化特性と、その後の脱窒過程における溶存酸素の濃度や負荷による影響について調査を行った。

### 4.2.1 実験方法

図4.1に廃棄物浸出水を循環させた時の硝化特性について把握するための実験装置の概略図を示す。また図4.2に、後段に脱窒プロセスを想定した場合の実験装置の概略図を示す。

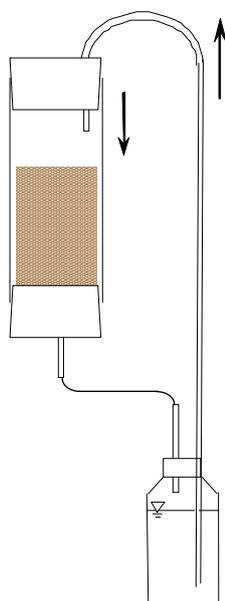


図4.1 硝化脱窒実験装置

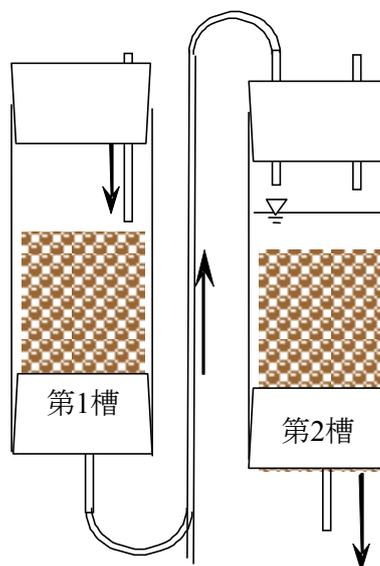


図4.2 後段に脱窒プロセスを想定した場合の実験装置の概略図

廃棄物層の好気領域や無酸素・嫌気領域を模擬するために、容量500 mLの亚克力製カラムを用意した。また各カラムには土壌(砂)を300 g充填させた。ここでの廃棄物層としては不飽和状態として、浸出水の水位よりも高い位置で循環させることによる酸化を試みることにした。模擬した浸出水はアンモニア性窒素濃度が20 mg/Lである無機のものとした。この模擬浸出水300 mLを、液の循環が1日に3回程度になるように循環させた。また温度は20℃あるいは30℃に設定した恒温槽内に設置した。硝化が進行したと確認されたのちに、土壌(砂)を充填させた同様のカラムを直列に連結させ、脱窒への影響について検討した。ここではまず有機物が十分に存在しうるケースを想定し、下水汚泥を50 g投入した。第1槽での溶存酸素濃度を測定し、第2槽への溶存酸素濃度や溶存酸素の負荷による脱窒への影響を調査した。硝化過程や脱窒過程を経た後の浸出水については表4.1に示す項目を測定した。

表 4.1 測定項目と方法

測定項目	単位	測定方法・測定機器
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	mgN/L	インドフェノール青吸光光度法 (ブランルーベ、AA-II)
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	mgN/L	N-1-ナフチルエチレンジアミンスルファニル酸法 (ブランルーベ、AA-III)
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	mgN/L	Cu-Cd還元法(ブランルーベ、AA-III)
pH	—	ガラス電極法(HORIBA、D-51)
DO	mgO <sub>2</sub> /L	隔膜電極法(HORIBA、OM-14)
温度	℃	デジタル温度計による計測
SS	mgSS/L	ガラス繊維濾紙(孔径 1μm)で濾過、電子天秤で秤量
TOC	mgC/L	燃焼赤外線分析法(SHIMADZU TOC-VCSH)

## 4.2.2 結果および考察

図4.3に好気領域に散水した際の酸化態窒素生成状況例について示す。図示しているものは20°Cの条件で実施したものである。好気条件においては約1週間経過後に硝化の発現が観察され、その濃度は指数関数的に上昇することが示されている。下水処理の散水ろ床法でよく観察される通り、硝化は有機物負荷の低減と共に進行することが知られている。今回のケースでは有機物負荷を与えなかったこと、同時に廃棄物層構成物として見立てて用いた土壌(砂)に予め硝化細菌を付着増殖させたものではなかったものの、20°Cの条件で自然発生的に発現させたものであり、7-10日で硝化が発現されることは、従来知見とも合致するものである。ここで、アンモニア性窒素負荷を変化させた種々のケースにおけるアンモニア性窒素負荷と硝化速度との関係を図4.4に示す。アンモニア性窒素負荷が0.4 mgN/L-廃棄物層/hrまでは、負荷に応じた硝化速度が達成できていることが示されている。また、無酸素槽へのDO持ち込み速度と無酸素部DO濃度との関係を図4.5に示す。溶存酸素の持ち込み速度が0.1 gDO/L/未満のケースにおいて、無酸素部分(第2槽)の溶存酸素濃度が、1 mg/L未満になる。またこの無酸素部の溶存酸素濃度と脱窒速度との関係を示すと図4.6の通りになる。溶存酸素の持ち込み速度をある値以下に設定することで、無酸素域が確保でき、結果として脱窒速度を上昇させることが明らかになっている。なお、実際は廃棄物層中の硝化細菌量や脱窒細菌量、硝化活性や脱窒活性により、今回の実験で得た硝化速度や脱窒速度、溶存酸素持ち込み速度と無酸素部のDO値の関係の具体的数値と異なる値が、操作因子となる可能性はあるものの、脱窒プロセスに移行する直前の溶存酸素値と流量の情報、あるいは無酸素部における溶存酸素のモニタリングにより、脱窒を制御することが可能であることが示唆されている。またそれは例えば散水流量により制御できると考えられる。

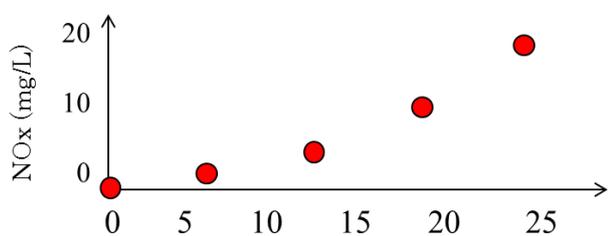


図4.3 酸化態窒素生成状況例

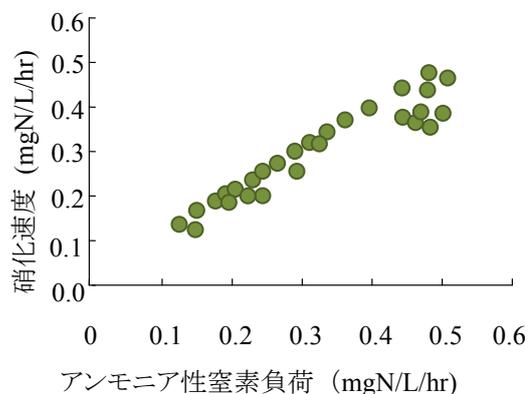


図4.4 アンモニア性窒素負荷と硝化速度との関係

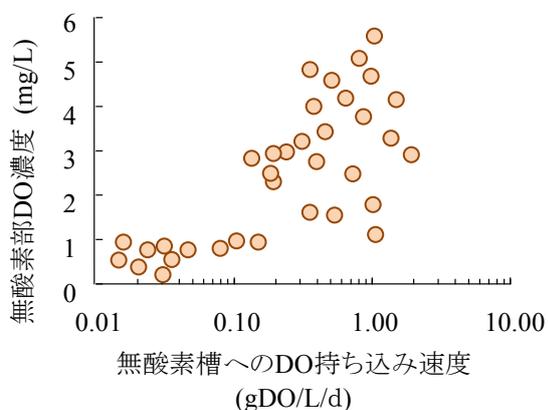


図4.5 無酸素槽へのDO持ち込み速度と無酸素部DO濃度との関係

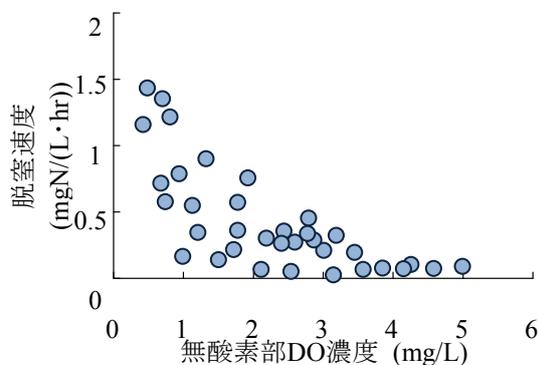
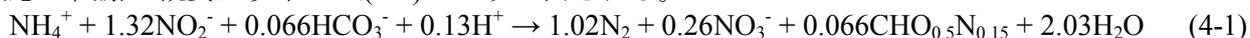


図4.6 無酸素部DO濃度と脱窒速度との関係

### 4.3 有機物、硫黄化合物存在条件下でのアナモクス菌と他種細菌の競合ならびに処理特性への影響

脱窒反応には、有機物を水素供与体とし、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素を電子受容体とする、いわゆる従属栄養細菌による脱窒、還元状態の硫黄化合物を水素供与体とする独立栄養細菌害による硫黄脱窒、その他に水素を用いるものや、菌類による脱窒反応など、種々の反応が知られている。廃棄物最終処分場では、埋立物の内容により廃棄物層内や間隙水の水質が異なり、存在する化合物を代謝するに都合のいい生物相が形成される。ここでは、有機物例としてフェノール、硫黄化合物としてチオシアン、チオ硫酸を取り上げ、それらの共存により、アナモクス菌を主体とする生物相、脱窒反応がどのように変遷するのかについて調査研究を行った。アナモクス反応はアンモニアと亜硝酸から窒素ガスを発生させる反応で、自栄養性の細菌による代謝反応であることから、有機物を必要としない(古川 2004)。またアナモクス反応は地球上の窒素循環にも大きく寄与していることが指摘されている。嫌気性反応が主体的と考えられる廃棄物埋立地内部においてもアナモクス反応は生じうると考えられ、その浸出水処理への適用が期待される。アナモクス反応の代謝の概要は以下の式(4-1)のように表される。



このアナモクス反応を用いた窒素除去プロセスは、硝化脱窒法の際の酸素および有機物の添加量を大幅に削減できるため、C/N比の小さい浸出水処理などへの適用が考えられる。しかし浸出水には種々の化学物質が含まれること、埋め立て内容物やその間隙水・浸出水が継時的に変化していくことから、その水質も絶えず変化していくものとなる。とりわけ有機物や、還元状態の硫黄や硫黄化合物が存在する条件となると、従属栄養細菌による脱窒や硫黄脱窒反応をも発生することになる。このためアナモクス反応を種々の化合物が共存する浸出水の窒素処理に適用するためには、アナモクス反応の基礎的動力学を整理するとともに、他の微生物との共存・競合関係に関する知見を収集することが、まずは必要となる。ここでは、アナモクス細菌と他の脱窒反応に関与する細菌が競合する際の長期的影響を把握することを目的とし、アナモクス反応が共存物質により直接あるいは間接的にどのように影響を受けるのかについて実験を行い調査した。予備的検討により、フェノールでは200 mg/L程度の濃度レベルにおいてもアナモクス細菌の活性は低下しないことを明らかにしている。チオシアンは750 mg/L程度の濃度レベルにおいてもアナモクス菌の活性を低下させることはないものの、チオシアンは50 mg/L以上の濃度でアナモクス細菌の活性に阻害を与えることを実験により確かめている。以下では長期的な阻害影響について確認する実験を行い考察を試みた。

#### 4.3.1 連続通水実験

実験装置(リアクター)の概要および運転条件をそれぞれ図4.7および表4.2に示す。有効容積50mLの丸底遠沈管をリアクターとして用い、シリコン栓で密閉し嫌気条件を保ち連続式で培養を行った。シリコン栓には2本のガラス管を通し、1本は一端を底面近くまで挿入し流入用とした。もう1本は先端をシリコン栓の直下部付近に置き、液体および気体の流出用とした。温度は水浴により35℃を保った。またpHは7~8の範囲でHRTは1 hr程度に設定した。担体は不織布(ポリエステル100%、日本バイリーン)を用い、充填率は体積比で0.32(比表面積で425.7 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)とした。汚泥は、不織布担体を用いてカラム型リアクターで59日間集積培養したものを用いた。汚泥の植種は、このリアクターよりの流出水で満たしたタンク内でアナモクス細菌を集積培養した不織布から汚泥をこすり落とし、新たな不織布に付着させ、タンク内で遠沈管リアクターに移し替えて行った。液体培地はポンプチューブを用いて流入させた。また流出用チューブの先に注射針を取り付け、液を満たして密閉したバイアルに接続し、発生するガスを捕集した。流入水は窒素ガスで曝気し

DOが0.05 mgO<sub>2</sub>/L以下となるように調整し、またそのpHは硫酸を用いて7程度となるよう調整した。このリアクター3系列において、流入培地中にフェノール、チオシアンおよびチオ硫酸をそれぞれ添加し影響をみた。1系列は対照用とした。

#### 4.3.2測定項目および測定方法

連続式実験での流出水のサンプリングは 24 時間おきに行い、pH および温度はサンプリング後直ちに分析し、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、フェノール、チオシアンおよびチオ硫酸はサンプリング後直ちに孔径 0.45 μm のろ紙でろ過し、ろ液を冷凍保存した。TOC 測定用サンプルは 3 日に 1 回採取し、ろ過せずそのまま冷凍保存した。また SS は採取後直ちに孔径 0.45 μm のろ紙でろ過し、乾燥させた。また、発生ガス中の N<sub>2</sub>O 濃度も測定した。捕集したガスサンプルは直ちに分析を行った。測定機器および測定方法を表 4-2 にまとめて示す。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、pH、DO、温度の測定方法は表 4.1 に示したものと同様である。分析条件を表 4.4-表 4.5 に示す。

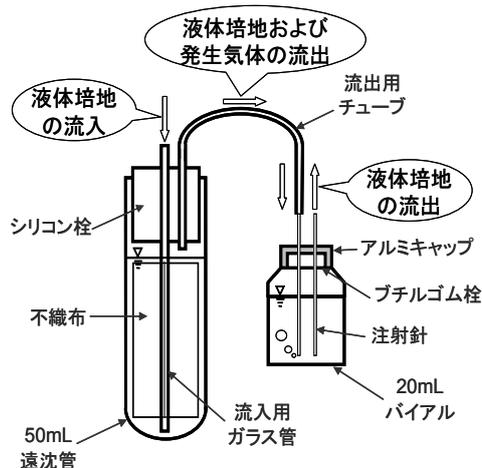


図4.7 実験装置概要

表 4.2 リアクター運転条件

容積	0.05 L	
温度	35 °C	
pH	7~8	
DO	0.05 mgO <sub>2</sub> /L 以下	
担体	種類	不織布 (5×2×0.7 cm <sup>3</sup> )
	充填率	体積比 0.32
	比表面積	425.7 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
攪拌	流入の際の水流により攪拌	
培養方法	連続式	
流速	0.7 mL/min 程度	
HRT	1.0 hr 程度	
培地	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> と NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> を各 50 mgN/L 含む人工無機培地	

表 4.3 測定項目と方法

測定項目	単位	測定方法・測定機器
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	mgN/L	表 4.1 に示す
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	mgN/L	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	mgN/L	
pH	-	
DO	mgO <sub>2</sub> /L	
温度	°C	
フェノール	mg/L	発色法(登成 2003)
チオシアン	mg/L	イオンクロマトグラフ DX-500 (DIONEX) ※表 4.4 参照
チオ硫酸	mg/L	
SS	mgSS/L	
TOC	mgC/L	
N <sub>2</sub> O	ppb	Agilent 6890series G1530A ※表 4.5 参照

表4.4 イオンクロマトグラフ測定条件

イオンクロマトグラム	DX-500 (DIONEX)
カラム	IonPac AG9-HC (ガードカラム)
	IonPac AS9-HC (分析用カラム)
溶離液	9mM Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>
	流量 1.0mL/min
サンプル容量	101 μL
オートサプレッサー	マイクロメンブレンサプレッサー AMMS-300
検出器	CD20 Conductivity Detector
	UVD-500 UV/VIS Detector (210nm)
ポストカラム	o-ダイアニシジン誘導体化法
	発色試薬流量 0.3m l/min
	反応温度 60°C
	UVD-500 UV/VIS Detector (450nm)

表 4.5 ガスクロマトグラフ測定条件

キャリアガス	He
カラム	HP-PLOT Q (30m×0.535mm×40μm)
カラムヘッド圧	60 kPa
カラム昇温条件	60 °C(15min)~10 °C/min から 200 °C
カラムガス流量	1.5 mL/min
注入部温度	280 °C

### 4.3.3 実験結果および考察

#### (1) フェノールが及ぼす影響

図4.8および図4.9に対照系列における各態窒素濃度の経日変化および無機態窒素除去速度の経日変化を示す。対照系列では運転を開始してから15日程度でアンモニア性窒素および亜硝酸性窒素の同時除去が確認でき、アナモクス反応が現れていることが示唆された。同時期に他の全てのリアクターにおいて同様の反応が確認できている。また全てのリアクターにおいて、不織布は赤色を呈していた。図4.9より、運転開始から窒素除去速度は上昇し35日目付近において約3.6 kgN/cm<sup>3</sup>担体/day程度の窒素除去速度が得られた。その後硝酸性窒素の蓄積により窒素除去速度はいったん落ち込むが、硝酸性窒素濃度の低下に伴い徐々に活性が回復し、運転開始約60日後からは安定して5.0 kgN/cm<sup>3</sup>担体/day程度の窒素除去速度を維持している。以上のことから、アナモクス活性が現れる環境条件であることが確かめられた。また、全日程において、ブランクリアクターからは亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)の発生は確認できず、十分なアナモクス反応が生じていたと考えられる。また、運転開始35日目以降の窒素除去速度の平均値 $\mu$ ±標準偏差 $\sigma$ は5.2±1.4 kgN/cm<sup>3</sup>担体/dayであった。

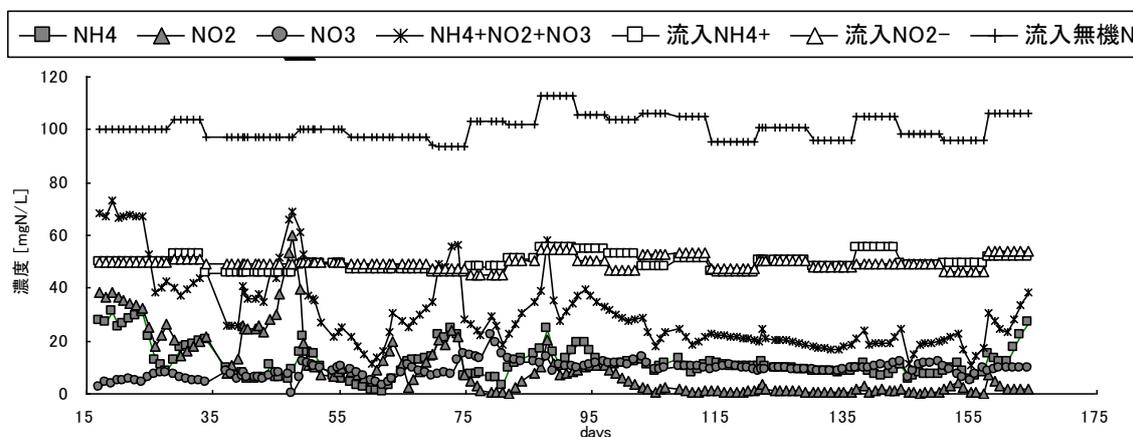


図4.8 各態窒素濃度経日変化

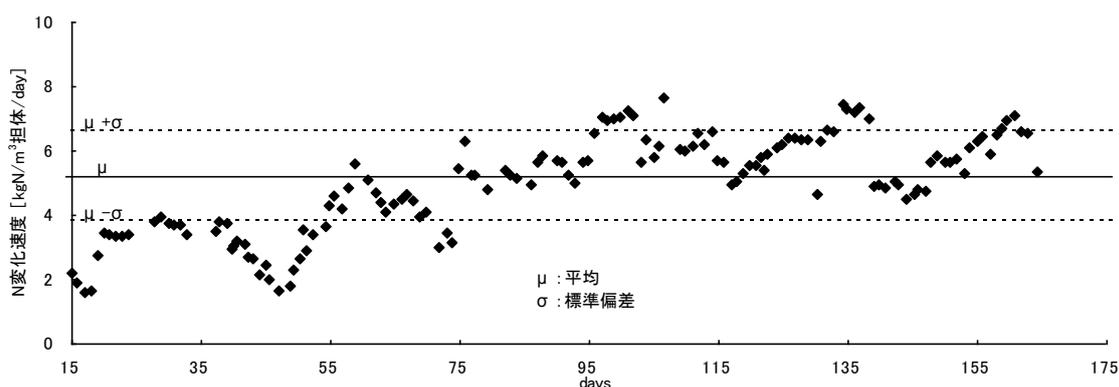


図4.9 無機態窒素除去速度経日変化

アンモニア性窒素および亜硝酸性窒素の同時除去が安定して継続したことを確認した後に、リアクター運転開始40日目に流入水中にフェノールを添加した。予備的検討から、フェノール濃度が200 mg/L以下では生物活性に短期的な影響は見られないことがわかっており、初期の添加濃度は200 mg/Lとした。フェノールを添加した直後から、リアクター内にアンモニア性窒素が蓄積し、酸化態窒素濃度が減少する傾向が見られた。これはリアクター内のフェノールも消費されていたため、フェノールを基質として酸化態窒素から脱窒を行う細菌の代謝が行われたためと考えた。また、有機物を基質として代謝を行う脱窒細菌は菌体合成の際のアンモニア性窒素消費は無視し

うると考え、リアクター内のアンモニア性窒素の減少は、アナモクス反応のみによるものと考えた。したがって式(4-1)より、アンモニア性窒素1 mgNの消費に対し、全体として2.05 mgNの窒素がアナモクス反応により除去されることとなる。よって以下の式(4-2)、(4-3)、(4-4)および(4-5)に表されるようにアンモニア性窒素の消費量から、リアクター内の窒素除去反応に占めるアナモクス反応の割合を算出した。

$$\Delta\text{NH}_4^+ = \frac{(C_{1in}-C_1)V}{Hv} \quad (4-2)$$

$$\Delta\text{TN} = \frac{\{(C_{1in}+C_{2in})-(C_1+C_2+C_3)\}V}{Hv} \quad (4-3)$$

$$\text{AA} = \Delta\text{NH}_4^+ \times 2.05 \quad (4-4)$$

$$\text{AAR} = \text{AA}/\Delta\text{TN} \quad (4-5)$$

$\Delta\text{NH}_4^+$  : アンモニア性窒素減少量、 $\Delta\text{TN}$  : 無機態窒素減少量 [kgN/m<sup>3</sup>担体/day]  
 AA : アナモクス細菌による脱窒量 [kgN]  
 AAR : 総脱窒量に占めるアナモクス細菌による脱窒量 [-]  
 $C_1$  : アンモニア性窒素濃度、 $C_2$  : 亜硝酸性窒素濃度 [kgN/L]  
 $C_3$  : 硝酸性窒素濃度、 $C_{1in}$  : アンモニア性窒素流入濃度 [kgN/L]  
 $C_{2in}$  : 亜硝酸性窒素流入濃度 [kgN/L]  
 $V$  : 系体積 [L]、 $v$  : 担体体積 [m<sup>3</sup>]、 $H$  : HRT [day]

200 mg/Lのフェノールを添加してから全体の窒素除去量に大きな変化は見られなかったが、全窒素除去速度に占めるアナモクス反応の割合は急激に落ち込み、添加開始6日後にはアナモクス活性の割合が0.45にまで低下した。その後、30日間のフェノール曝露期間において、全窒素除去速度に占めるアナモクス活性の割合は6割付近を推移しており、完全に反応が停止することはなかったが、添加を開始してから7日が経過した頃から、不織布に付着していた汚泥が赤色から薄茶色を呈するようになり、添加開始14日頃には不織布全体が薄茶色になった。このことから、アナモクス細菌の密度が薄れてはいるものの、フェノール分解菌(脱窒細菌)との競合状態が続いていると考えられる。

その後、運転開始70日目(添加開始30日後)に流入培地からフェノールを除き、アナモクス活性の回復を試みた。不織布の色は流入水中からフェノールを除いてから約20日で再び全体が赤色を呈するようになった。またフェノール除去後27日目(運転開始97日目)に無機態窒素除去速度の回復および全窒素除去速度に占めるアナモクス反応の割合がほぼ1.0となったため、この時点でアナモクス活性が回復したとみなした。運転開始121日目にフェノール濃度を上昇させ400 mg/Lのフェノールを流入水中に添加した。400 mg/Lのフェノールを添加してから急激に窒素除去速度が低下し、添加開始から約9日後には窒素除去速度がほぼ0となった。その後除去速度は上昇するが、フェノールを添加する以前と比較して75%程度の除去速度であった。よって400mg/Lのフェノール存在下ではアナモクス細菌の活性に阻害が生ずることが分かった。30日間の曝露期間終了後、流入培地中のフェノールを除去すると直ちに窒素除去速度は上昇し、またアナモクス活性が全窒素除去速度のほぼ全てを占めていることが確認できたため、フェノール除去後約14日でアナモクス活性が回復したとみなされた。200 mg/Lのフェノールを曝露した時と比較して回復期間が短かったのは、運転期間が長かったためアナモクス菌量が多く、活性が元来高かったことと、以前にフェノールの曝露を経験したことでフェノールに馴致した可能性が考えられた。

またN<sub>2</sub>Oについては、全体を通して継続的な発生は確認できなかったが、122日目において0.0004 mgNのN<sub>2</sub>Oが発生していた(発生ガス中の約0.012%)。この時点は400 mg-Phe/Lを加えた直後であり、リアクター内のフェノール分解細菌(脱窒細菌)が急激な高負荷によりショックを受け、一時的に脱窒反応に阻害影響を受けたためと考えられた。

## (2) 還元性硫黄(チオシアン、チオ硫酸)が及ぼす影響

図4.10にチオシアン添加系における各態窒素濃度の経日変化を示す。アンモニア性窒素および亜硝酸性窒素の同時除去が発現し、系内の不織布も十分赤色を呈したことから、アナモクス活性を十分量有しているとみなし、運転開始40日目に流入水中にチオシアンを添加した。アナモクス細菌は回分式反応器において、50 mg/L以上のチオシアン存在下でその活性に阻害が現れることが予備実験によって確かめられているため、チオシアンの初期添加量は50 mg-SCN/Lとした。図4.11および図4.12にチオシアン添加系におけるアナモクス反応による窒素除去とN<sub>2</sub>Oの発生量および割合を示す。硫黄脱窒細菌の代謝反応でアンモニア性窒素は消費されるが、アンモニア性窒素の消費は硫黄分1 mgSの消費に対して高々2%程度である。したがってチオシアンを基質とする硫黄脱窒細菌の菌体合成に使用されるアンモニア性窒素は本実験では最大でも0.025 kgN/m<sup>3</sup>担体/day程度であるため、硫黄脱窒細菌の菌体合成に使用される分のアンモニア性窒素は無視しうるものとした。

図4.11および図4.12より、50 mg-SCN/Lのチオシアンを曝露してから約14日間は無機態窒素除去速度に大きな変化は見られず、また全窒素除去速度に占めるアナモクス反応割合も変化が見られなかったため、50 mg-SCN/Lの濃度のチオシアンはアナモクス活性に阻害を及ぼさないとみなし、最初にチオシアンを加えてから14日後(運転開始56日目)に流入水中のチオシアン濃度を100 mg-SCN/Lに引き上げたところ、直ちに系内の酸化態窒素濃度が減少し、アンモニア性窒素が蓄積した。同時にアナモクス活性も急激に減少し、全窒素除去速度に占めるアナモクス活性の割合は0.25程度に減少した。この期間で無機態窒素除去量に大きな変化は見られず、またチオシアンが消費されているため、アナモクス細菌に対してチオシアン分解菌(脱窒細菌)の基質摂取が優位になり、反応が優先的に進行したためと推察された。また流入チオシアン濃度を100 mg-SCN/Lに引き上げてからN<sub>2</sub>Oの発生が確認されるようになり、N<sub>2</sub>Oの発生量は最大で発生ガスの0.6%に達した。対照系列からはN<sub>2</sub>Oの発生がほとんど確認されなかったことから、硫黄脱窒細菌の代謝によるものと考えられた。これは酸化態窒素濃度および硫黄分の不足により、図に示される窒素還元経路において反応が窒素ガス生成まで達しなかったためと考えられる。流入チオシアン負荷増加から約2日が経過した頃からリアクター内に黒色粒子が確認できるようになり、負荷増加から14日後には不織布は完全に黒色となった。これは硫黄脱窒細菌の代謝によって発生した硫酸イオンが硫酸還元菌により硫化水素に変換され、培地中の鉄イオンと反応して硫化硫黄が発生したためと考えられた。30日間の曝露期間後、流入水中からチオシアンを除き、アナモクス活性の回復を図ったところ、フェノールと同様阻害除去後27日でアナモクス活性が回復した。フェノール添加槽と同期間で回復したのは、この期間ではアナモクス細菌は阻害を受けたのではなく、基質摂取において劣勢であったために活性が抑えられていただけであり、フェノールおよびチオシアンの枯渇で他の脱窒細菌がウォッシュアウトされ、アナモクス細菌が十分に基質を摂取できるようになったことに起因するものと考えられた。

その後、実廃水中の濃度レベルでの曝露からの回復を見るため、運転開始121日目に実廃水濃度レベルである450 mg-SCN/Lのチオシアンを流入水中に添加した。添加後直ちにリアクター内の酸化態窒素濃度が減少し、添加後4日でリアクター内の無機態窒素はほぼアンモニア性窒素となった。この期間でアナモクス活性の割合は0.1にまで低下し、リアクター内の不織布は黒色を呈した。また、発生するN<sub>2</sub>Oの量は添加チオシアン濃度が多いほど増加する傾向が見られた。30日間チオシアンに曝露させた後、流入水中からチオシアンを除いた後、窒素除去速度は直ちに阻害添加前の6割程度にまで達したが、その後は横ばい状態であり、チオシアン除去後12日間までは完全に回復するには至らなかった。

チオ硫酸添加系についても、後約7日間はアナモクス活性に目立った影響は見られなかったが、

その後徐々に酸化態窒素濃度が減少しアンモニア性窒素が蓄積すると共に $N_2O$ の発生が確認できた。 $N_2O$ の発生は最大で発生ガスの0.58%程度を占めるに至った。無機態窒素除去速度は、チオ硫酸添加開始7日間に変化が見られないが、その後急激に上昇し、阻害添加前の1.2倍程度に達したあと減少に転じた。チオ硫酸濃度も減少していることから、硫黄脱窒が起きているためと考えられた。運転開始56日目に窒素除去速度がピークに達し $7.01 \text{ kgN/m}^3$ 担体/dayとなった時点ではリアクター内の無機態窒素がほぼ全てアンモニア性窒素になっており、全脱窒量に占めるアナモクス反応の寄与割合は0.34程度に低下した。その後全窒素除去速度は $2.17 \text{ kgN/m}^3$ 担体/dayにまで落ち込むが、これはリアクター内のアンモニア性窒素の増加に伴い遊離アンモニア濃度が $1.26 \text{ mgN/L}$ に達しており、チオ硫酸分解細菌(脱窒細菌)が阻害影響を受けたためと推察された

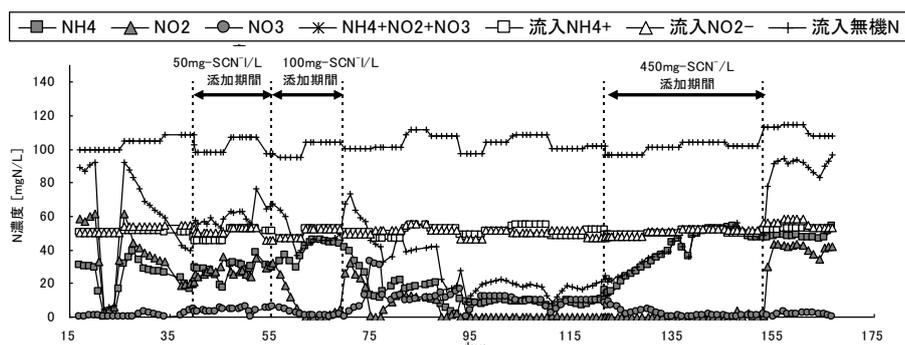


図4.10 チオシアン添加槽における各態窒素濃度の経日変化

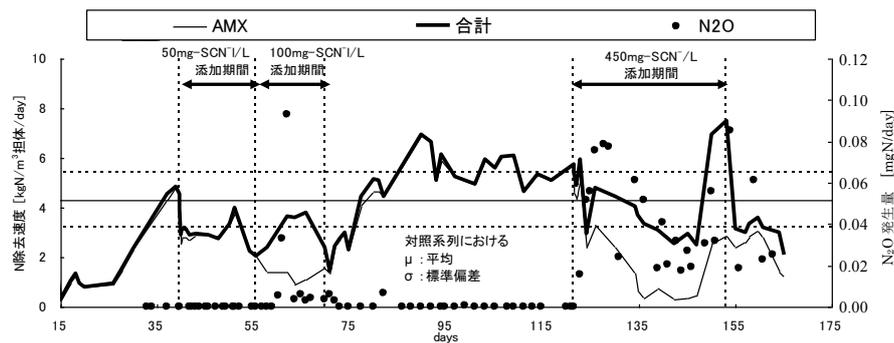


図4.11 チオシアン添加槽における窒素除去速度および $N_2O$ 発生量の経日変化

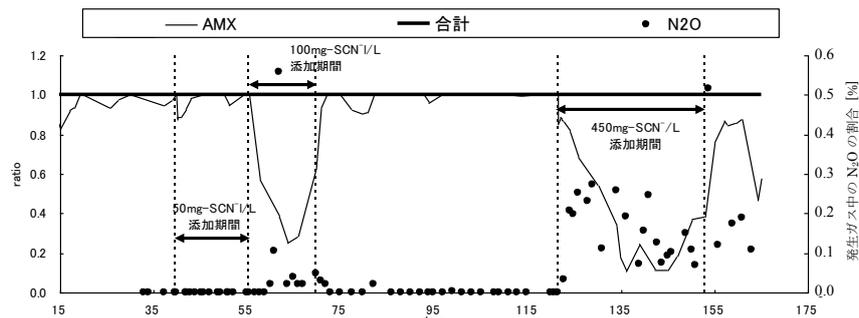


図4.12 チオシアン添加槽におけるアナモクス反応割合および $N_2O$ 発生量割合の経日変化

運転開始から67日目に流入水中のチオ硫酸を除去し、アナモクス活性の回復を図ったが、チオシアン除去後約50日経過後においてもアナモクス活性の割合は8割付近を推移し完全に復活はしなかった。硫黄脱窒とアナモクス反応の双方が生起する条件では、長期的には硫黄脱窒が優先化することが考えられた。しかし硫黄脱窒が生じる条件においてもアナモクス反応は速やかに減退するものではないことも明らかになった。硫黄脱窒時が生じる際には $N_2O$ の生成が観察されることから、その対策が希求された。

#### 4.4 硝化、アナモクスプロセスにおける亜酸化窒素生成特性

硝化プロセス、脱窒プロセスでは、 $N_2O$ が生成する可能性があることが知られているが、それらを抑制することも重要である。また前節により硫黄脱窒においても $N_2O$ 生成が見られたことから、各生物学的反応過程での $N_2O$ 生成特性についても把握し、その削減手法を検討することが求められる。ここでは硝化過程、そしてアナモクス過程において、どの段階で $N_2O$ が生成されるのかを詳細に調査するため、多段槽列反応器を用いて連続処理を行い、 $N_2O$ の生成特性を把握した。

##### 4.4.1 実験装置および方法

4槽を連結した反応器を用いて連続式実験により $N_2O$ の発生箇所の調査を行った。図4.13にアナモクスリアクターの概略図を示す。各槽に不織布(日本バイリーン)と人工無機培地を投入した後、実験室で培養していたアナモクス菌培養リアクターから汚泥を採取して各槽に植種し、その時刻を運転開始時刻とした。硝化反応時の亜酸化窒素生成特性についても同様の反応器を用いて検討を行った。

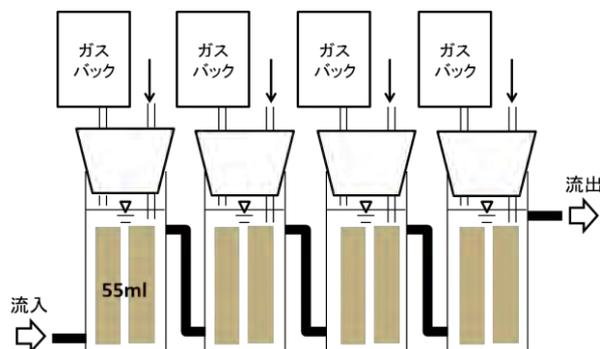


図4.13 連続式ANAMMOXリアクター

##### 4.4.2 実験結果および考察

図4.14に各槽内のIN除去速度の推移を示す。運転開始から約15日目からINの減少速度が各槽で増大していき、約40日目にはリアクター全体の除去率は70%に到達していた。各槽でINの減少は確認されていたが、前槽でのINの減少量の増大に伴い第2槽から第4槽でのINの減少速度が減少した。

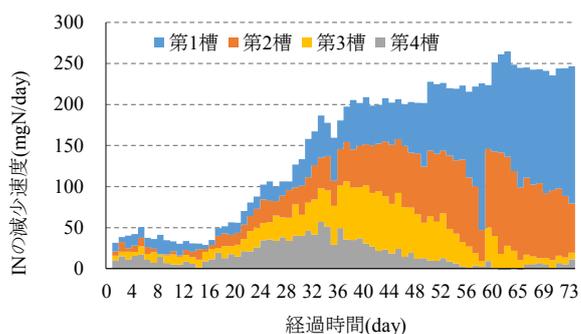


図4.14 各槽内のIN減少速度の推移

図4.15に第1槽の $N_2O$ 生成速度および第2槽から第4槽での $N_2O$ 生成速度の合計を示す。 $N_2O$ の発生は各槽で見られ、運転開始直後は多量に発生していたが、運転を継続するにつれ発生量は減少していった。運転期間を通して第1槽での発生量が最も多かったが、INの減少速度に関わらず $N_2O$ の発生速度は安定していた。また、第2槽から第4槽においては、運転期間の後期には $N_2O$ 生成速度は負となり、 $N_2O$ が消費されていたことがわかった。図4.16に運転終了直前の $N_2O$ の生成、消費に関わる酵素を持つ菌の菌量および $N_2O$ の発生速度を示す。菌叢の調査から、第1槽内にはアナモクス菌だけでなく $N_2O$ を生成する菌が約2%存在していたため、これらの菌が $N_2O$ を生成していたと推察された。しかし、 $N_2O$ を生成する菌は第1槽だけでなく全ての槽で同程度の菌量が確認されているため、流入口付近で $N_2O$ が多量に発生したことは、溶存酸素やアンモニア性窒素濃度等の環境条件の相違が要因であると推察された。

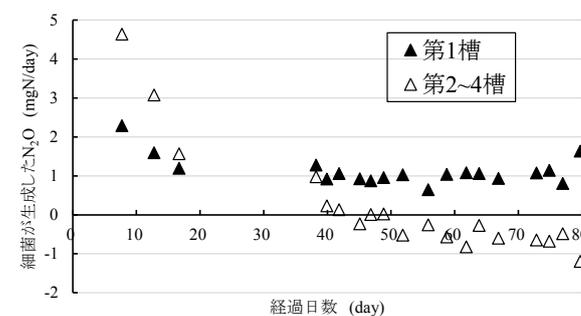


図4.15 各槽内での生物反応による $N_2O$ 生成速度

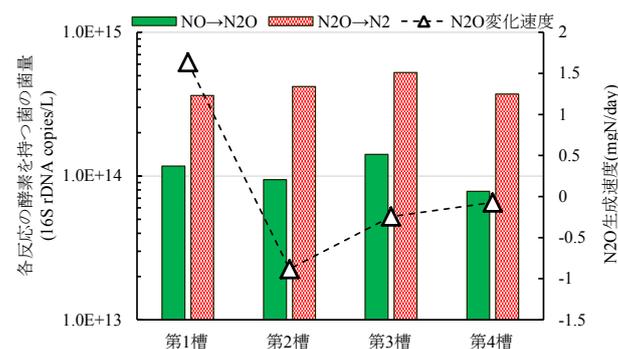


図4.16 各反応をつかさどる酵素を持つ菌の存在量

なお、硝化も初期段階で $N_2O$ が発生した。硝化反応での $N_2O$ の発生は、槽内の亜硝酸態窒素の蓄積量に関係はなく、槽内でアンモニア態窒素が消費されることにより起こることが示された。また、急なアンモニア態窒素の負荷の上昇に対して、 $N_2O$ の発生量はアンモニア態窒素の消費速度との間に正の相関が観察された。

#### 4.5 結論

- (1) 廃棄物層の好気領域に浸出水を散水・循環させることで硝化を発現させることを実験により明らかにした。また硝化後の浸出水を有機物共存下の無酸素域に通水することにより、脱窒反応を生じさせ、廃棄物最終処分場原位置での窒素除去が可能であることも明らかにした。無酸素域に流入する酸素負荷を制御することにより、溶存酸素濃度を1mg/L未満に制御しうること、またこの時に脱窒反応が促進することが示された。無酸素域での溶存酸素濃度モニタリングと散水流量制御により窒素除去を行えること、それらの基本動力は電力で賄えることから、現場で太陽光発電等による自動運転・制御の可能性が示唆された。
- (2) 脱窒の電子受容体として活用できる有機物が十分に共存しない環境下では、自栄養性細菌(硫黄脱窒菌、アナモクス細菌)による脱窒が適用できる。アナモクスによる脱窒が十分に発現したケースにおいては、還元性硫黄(チオシアンおよびチオ硫酸)存在下においても、各々100mg-SCN/L および 750mg- $S_2O_3^{2-}$ /L 以下ではアナモクス活性を阻害することはなかった。しかし、長期間の暴露する間に硫黄脱窒を生じさせる生物相が形成され、結果として脱窒反応に占めるアナモクス反応の割合を低下させることがわかった。一方チオシアンおよびチオ硫酸の流入が無くなると再びアナモクス反応が脱窒の主要な反応となることがわかった。一ヶ月程度の硫黄化合物の共存では、硫黄脱窒の割合が増加するものの、アナモクス菌が反応槽から駆逐されることはないことが示され、アナモクス反応を活用した原位置での窒素除去システムの可能性が確認された。また、硫黄脱窒時に $N_2O$ の生成反応が確認された。
- (3) アナモクス反応器からの $N_2O$ の発生は、反応の初期過程、特に流入口付近で生成することが示された。また、上流部で生成した $N_2O$ が下流部で生物学的に消費されることが分かった。反応時間を長く取り、全体として発生した $N_2O$ を還元させることが $N_2O$ 対策になると考えられた。 $N_2O$ が発生していた箇所において、 $N_2O$ を発生させる酵素を持つ菌が菌叢の約2%を占めており、これらの菌が $N_2O$ を発生させていたと考えられた。なお、 $N_2O$ を発生させる細菌は反応器の上流から下流にかけて均等に存在していたため、流入口付近で $N_2O$ が多量に発生したことは、溶存酸素やアンモニア性窒素濃度等の環境条件の相違が要因であると推察された。

#### 参考文献

- 古川憲治(2004), 嫌気性アンモニア酸化(anammox)の発見とその後の研究開発動向, 水環境学会誌, Vol.27, No.7, pp.442-447.
- 柴田公子, 福田哲郎, 弘中博史, 神田文雄, 山本征治, 前田達男(1997), 一般廃棄物最終処分場における浸出水の水質の推移について, 山口衛公研業報, 第18号, pp.56-59.
- 登成健之助(2003), フェノールの定量法とその関連環境ホルモンへの応用について, 職業能力開発報分誌, Vol.16, No.1, pp.9-15.
- 柳澤英俊, 小口文子, 細井要一, 川又秀一, 河野行雄他(2006), 一般廃棄物最終処分場における浸出水の長期的挙動, 長野県環境保全研究所研究報告, 2, pp.53-58.

## 第五章 酸化チタン-吸着剤複合材料を用いた太陽光活用型浸出水高度処理技術の開発

高知大学 藤原 拓

### 5.1 はじめに

維持管理が簡易かつ低コストなアジア地域適合型の埋立地浸出水中有害物質の除去技術の開発を目指し、酸化チタン-吸着剤複合材料を用いた太陽光活用型浸出水高度処理技術の開発を試みた。複合材料中の吸着剤により吸着された有害物質が、太陽光を光源とした光触媒反応により酸化チタンで分解されることにより吸着剤の再生が行われるため、持続的かつ低コストな処理技術として期待される。本研究では、対象物質として浸出水中で高頻度・高濃度での検出が報告されている1,4-ジオキサンおよびビスフェノールA (BPA) を選定し、一連の研究を行った。複合材料に用いる吸着剤として、1, 4-ジオキサンに対しては活性炭を、BPAに対しては疎水性有機物の選択的吸着が可能な高シリカ型ゼオライトを使用した。吸着剤による基礎的な吸着特性を評価した後に複合材料を合成し、複合材料による吸着・分解特性を明らかにした。さらに、酸化チタン-ゼオライト複合材料を底部に固定化した薄層水路を作成し、太陽光照射下での水路流下中のBPAの除去特性を評価した。

### 5.2 酸化チタン-活性炭複合材料を用いた1,4-ジオキサン処理技術の開発

#### 5.2.1 供試材料

活性炭顆粒 (ジーエルサイエンス株式会社, Active Carbon Beads-L 20/30mesh) を石臼式摩砕機マスコロイダー (増幸産業MKCA6-2) により湿式粉碎して得られた粉末活性炭を400°Cで熱処理したものを実験に用いた。BET (Brunauer-Emmett-Teller) 法で測定した比表面積は1261 m<sup>2</sup>/g, MP (Molecular-Probe) 法で測定した細孔容積 (マイクロ孔) は0.55 cm<sup>3</sup>/gであった。熱処理後の粉末活性炭10gを水25mLと混合し、この懸濁液を希釈したチタニウムテトライソプロポキシド溶液に添加することで、活性炭粒子存在下で酸化チタンの合成を行った。30分攪拌後、ろ過により固形分を回収し、純水で洗浄した。得られた固体を105°Cで乾燥した後、400°Cで3時間処理して酸化チタン-活性炭複合材料を得た。得られた複合材料の酸化チタンと活性炭の重量比は1 : 2であった。複合材料の比表面積は689 m<sup>2</sup>/g, 細孔容積は0.33 cm<sup>3</sup>/gであった。供試材料の調製は愛媛大学の深堀秀史氏に依頼した。

#### 5.2.2 活性炭および酸化チタン-活性炭複合材料の吸脱着特性

1mg/Lの1, 4-ジオキサン溶液50mLに粉末活性炭100 mgまたは複合材料150mg (活性炭100mgを含有) を添加して25°Cの条件下でスターラーにより密封条件下で攪拌し、5分、30分、2, 4, 6時間後のサンプルをガラス繊維ろ紙(Whatman GF/B : 粒子保持能1μm)で吸引ろ過し、HS-GC/MS法にて1,4-ジオキサン濃度を測定した。結果を図5.1に示すが、粉末活性炭では5分後には吸着平衡に達し55%が吸着除去されたのに対して、複合材料でも5分後に50%の除去率が得られ、酸化チタンとの複合化を行ってもほぼ同等の吸着速度が得られることが明らかになった。

1mg/Lの1, 4-ジオキサン溶液50mLに粉末活性炭は200, 400, 600, 800, 1000mgを、複合材料は300, 600, 900, 1200, 1500mgを添加して25°Cの条件下でスターラーにて密封条件下で攪拌し、2時間後の液相の1,4-ジオキサン濃度と吸着量から、供試活性炭および複合材料の吸着等温線を作成した。また、吸着等温線の作成に用いたサンプルをろ過した際のろ紙 (供試材料が付着) を回収し、これに超純水50mLを添加して25°Cの条件下で2時間攪拌することにより、供試材料に吸着した1, 4-ジオキサンを

脱着させた。この脱着平衡時の液相の1, 4-ジオキサン濃度と吸着量から、供試活性炭および複合材料の脱着等温線を作成した。図5.2に粉末活性炭の吸脱着等温線を、図5.3に複合材料中の単位活性炭量基準の吸脱着等温線をそれぞれ示す。図より、粉末活性炭と複合材料のいずれにおいても、吸着等温線と脱着等温線は一致しており、実験に供した粉末活性炭による吸脱着は可逆的に生じていることが明らかになった。また、表5.1にフロインドリッヒ式で整理した吸着特性のパラメーター値、ならびに液相濃度が環境基準値に相当する50 $\mu\text{g/L}$ の際の平衡吸着量である $q_{50}$ 値を決定係数 $r^2$ 値とともに示した。表より、粉末活性炭の $q_{50}$ 値が39.8 $\mu\text{g/g}$ であったのに対して複合材料では31.7 $\mu\text{g/g}$ であり、活性炭に対して80%の値となった。上述のように、活性炭のBET比表面積は1261  $\text{m}^2/\text{g}$ であったのに対して複合材料の比表面積は689  $\text{m}^2/\text{g}$ であり、これを複合材料の活性炭重量基準に換算すると1034  $\text{m}^2/\text{g}$ となる。複合化による比表面積は82%に低下しており、この値は上記の $q_{50}$ 値の変化と対応している。以上より、複合材料の合成にともなう粉末活性炭の比表面積の低下は20%にとどまり、吸着量の低下も20%程度に抑制可能であることが示された。

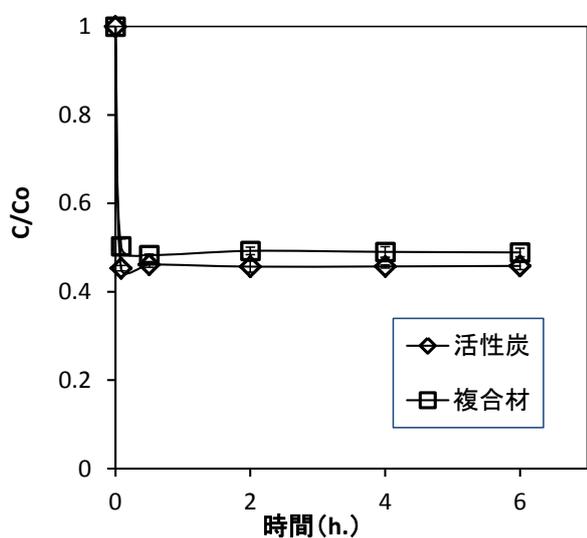


図5.1 粉末活性炭および複合材料の吸着速度 (n=3)

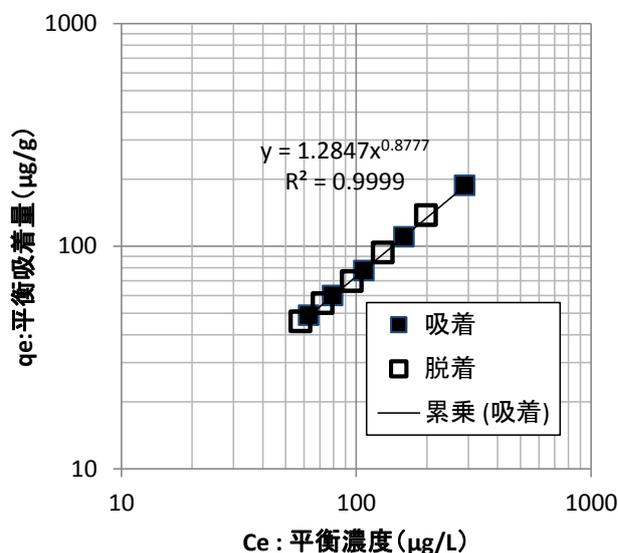


図5.2 粉末活性炭の吸脱着等温線

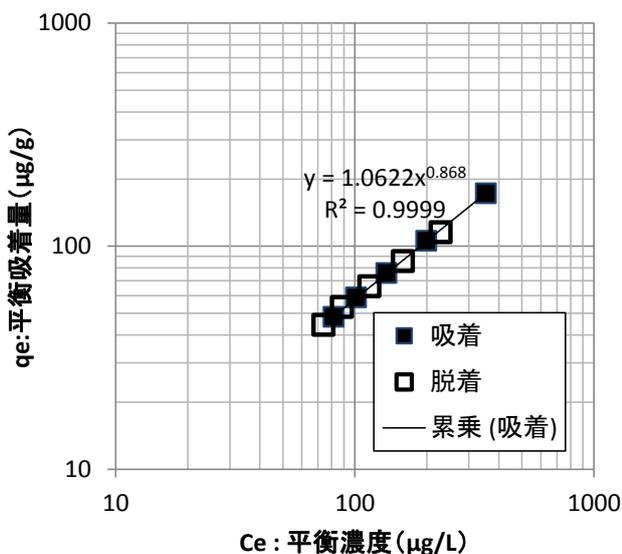


図5.3 複合材料の吸脱着等温線

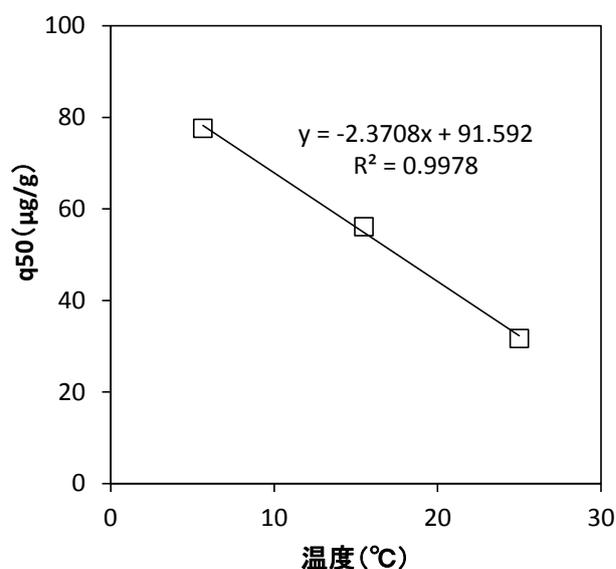


図5.4 水温が複合材料の $q_{50}$ 値に及ぼす影響

表5.1 粉末活性炭および複合材料の吸着特性値 (25℃)

	K	1/n	q <sub>50</sub>	r <sup>2</sup>
			ug/g	
活性炭	1.28	0.878	39.8	0.9999
複合材料	1.06	0.868	31.7	0.9999

また、活性炭による1,4-ジオキサン吸着のq<sub>50</sub>値に関しては、11.1~12.0μg/gの値が報告されており(三好, 藤田 2009), 今回の複合材料による吸着特性はこれら既報値より高いことが示された。

### 5.2.3 酸化チタン-活性炭複合材料による1,4-ジオキサンの吸着・分解特性

初期濃度1090μg/Lの1,4-ジオキサン水溶液50mLに複合材料30mgを添加し、水温25℃の条件で紫外線強度500および1500μW/cm<sup>2</sup>のブラックライト(主波長: 365nm)を照射した。吸着・分解実験では上部より紫外線を照射するため開放条件下での実験としたため、別途、複合材料および紫外線照射がない条件で初期濃度1080μg/Lの1,4-ジオキサン水溶液50mLを分解実験の際と同様に攪拌することにより、実験中の揮発量を推定した。各時間での複合材料による吸着量は、吸着平衡を仮定して、図5.3で得られた複合材料の吸着等温線を複合材料重量当りに換算した吸着等温式( $q_e=0.7081 \cdot C_e^{0.868}$ )を用いて算定した。液相からの1,4-ジオキサンの除去量から、揮発量および吸着量を差し引くことにより、分解量を推定した。

結果を図5.5に示すが、初期の1,4-ジオキサン量54.5 ugに対して6時間後には1500μW/cm<sup>2</sup>の条件では46.7 ug(除去率86%)が、500μW/cm<sup>2</sup>の条件では16.8ug(除去率31%)が除去された。1500μW/cm<sup>2</sup>の紫外線強度は、後述するように高知県における冬季日中の紫外線強度の半分程度であり、本研究成果の適用先を想定している東南アジア地域ではより高い1,4-ジオキサンの除去性能が得られると期待される。また、図より初期に複合材料に吸着した1,4-ジオキサンが光触媒反応により分解されて減少していることから、持続的な処理が可能と期待される。また、1,4-ジオキサンの除去メカニズムに関しては、紫外線強度が低い500μW/cm<sup>2</sup>の条件では揮発と分解が同等であるが、1500μW/cm<sup>2</sup>の条件では光触媒分解の寄与が大きいことが示された。今後は、共存物質の影響を検討し、実浸出水への酸化チタン-活性炭複合材料の適用性を検討すること、ならびに耐久性の評価が課題となる。

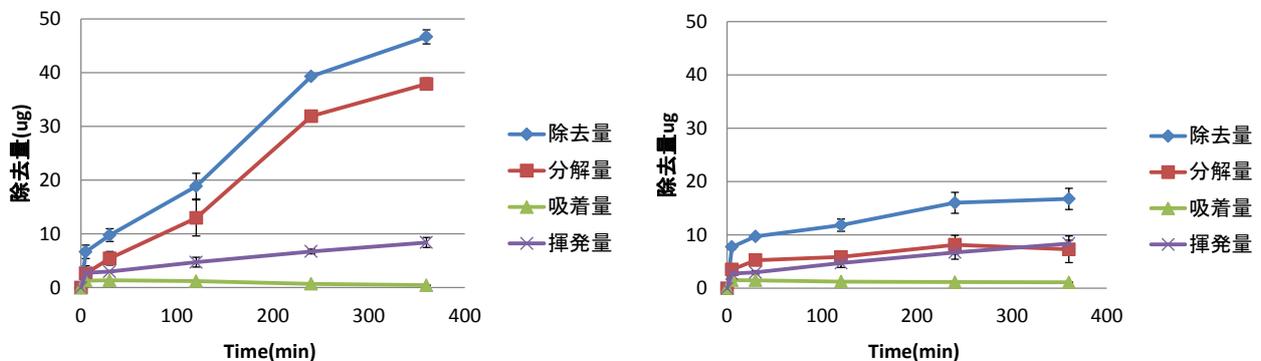


図5.5 酸化チタン-活性炭複合材料による1,4-ジオキサンの処理特性 (n=3)  
(左図: 1500uW/cm<sup>2</sup>, 右図: 500uW/cm<sup>2</sup>)

## 5.3 酸化チタン-ゼオライト複合材料を用いたBPA処理技術の開発

### 5.3.1 供試材料

東ソー製のY型ゼオライトHSZ-385（比表面積：600 m<sup>2</sup>/g，SiO<sub>2</sub>/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>比：100）を実験に供した。酸化チタン-ゼオライト複合材料の合成方法を以下に示す。チタニウムテトライソプロポキシド2.5 mLにイソプロパノール22.5 mLを加え、攪拌しながら高シリカ型ゼオライトHSZ-385 0.67 gを含む水2.5 mLを加えた。攪拌後、加水により、チタニウムテトライソプロポキシドの加水分解および重合反応を進行させ、白色沈殿を得た。遠心分離によって沈殿を回収し、得られた白色沈殿を回収、洗浄し、乾燥させた。なお、合成した複合材料のTiO<sub>2</sub>、HSZ-385の重量比は1:1である。酸化チタン-ゼオライト複合材料の調製は愛媛大学の深堀秀史氏に依頼した。

### 5.3.2 高シリカ型ゼオライトによるBPA吸着の影響因子

HSZ-385によるBPAの吸着にpHが及ぼす影響を明らかにする目的で、所定のpH（pH=5.0, 7.0, 9.0, 10.0, 11.0）に調整したBPA水溶液（10mg/L）500mLに、30mgのHSZ-385を投入し吸着実験を開始した。所定の時間間隔ごとにサンプルを採取し、0.20μmのメンブレンフィルター（ADVATEC社製DISMIC-13HP）でろ過後に、ろ液のBPA濃度をUPLC（ACQUITY UPLC, Waters）を用いて分析した。吸着等温線は、所定のpH（pH=5.0, 7.0, 9.0, 10.0）に調整したBPA水溶液（10mg/L）1Lに10-60mgのHSZ-385を投入し、4時間攪拌後の吸着量から得た。なお、以下の実験にはガラスフラスコを使用し、3反復にて実験を行った。また、実験期間中pHは所定の値に維持された。実験は25℃で行なった。

図5.6にpHが5, 7, 9および10の条件での吸着等温線を示すとともに、表5.2に各パラメーター値を示した。HSZ-385によるBPAの吸着は、Langmuirモデルで表現しうることで示されており、飽和吸着量としてpH=5で182mg/g, pH7で196mg/gの値が得られた。一方、pHが10の条件では飽和吸着量が139mg/gと大幅に低下した。解離平衡定数（pKa,1=9.63, pKa,2=10.43）から判断して、pH=10の条件では、BPAはその一部が1価のアニオン型の形態で存在しており、このことが飽和吸着量低下の理由として考えられた。また、後述するように、HSZ-385の一部が溶解していることも原因と考えられた。以上により、pHはHSZ-385によるBPAの吸着に大きく影響することが明らかになった。

図5.7に、BPAの吸着速度にpHが及ぼす影響を示した。pH=5, pH=7, pH=9の条件では、吸着速度および平衡吸着量ともにほぼ同程度であり、約60分で吸着平衡に達し80%以上の吸着除去率が得られることが示された。このことは、pHが5~9という幅広い条件でBPAのHSZ-385による吸着除去が有効であることを示している。一方、pHが10および11の条件では一度吸着したBPAが60分以後に脱着している傾向が示された。脱着が生じていると考えられた時間帯では、ゼオライトの投入にともない懸濁していた溶液が透明化している様子が観察されたこと、pHが12の条件では実験開始時から溶液が透明であったことから（データ示さず）、高pH条件でのゼオライトの溶解が原因と考えられた。

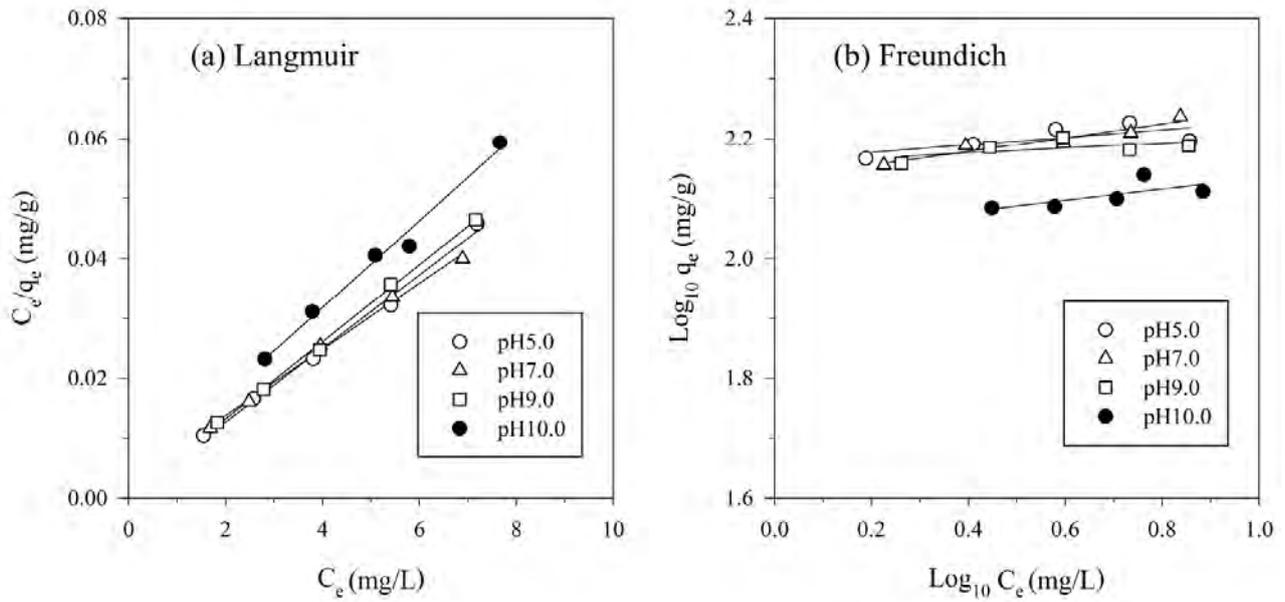


図5.6 HSZ-385に対するBPAの吸着等温線 ((a)Langmuir式, (b)Freundlich式)

表5.2 吸着等温線のパラメーター値

pH	Langmuir			Freundlich		
	$q_{\max}$	$b$	$R^2$	$\log K_f$	$1/n$	$R^2$
(-)	(mg/g)	L/ mg	(-)	$(\text{mg/g})/(\text{mg/L})^{(1/n)}$	(-)	(-)
5.0	181.8	0.45	0.9798	2.14	0.128	0.9841
7.0	196.1	0.80	0.9917	2.12	0.138	0.9072
9.0	204.1	0.92	0.9839	2.12	0.155	0.8155
10.0	138.9	0.40	0.9869	2.04	0.094	0.4989

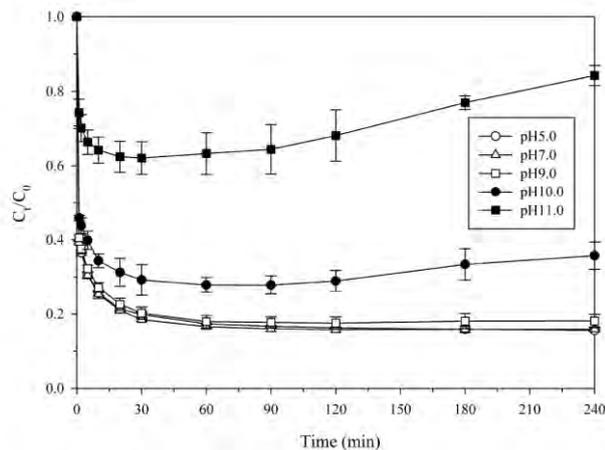


図5.7 BPA濃度の経時変化

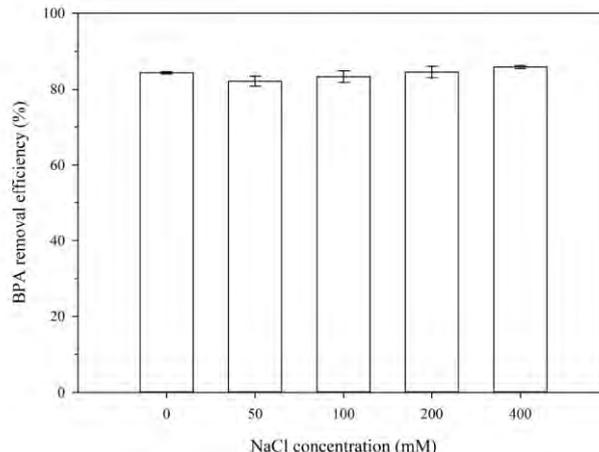


図5.8 BPAの吸着率に塩類濃度が及ぼす影響

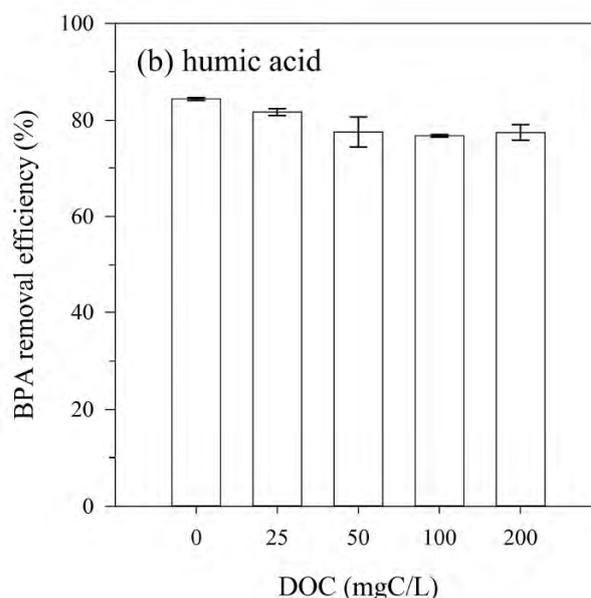
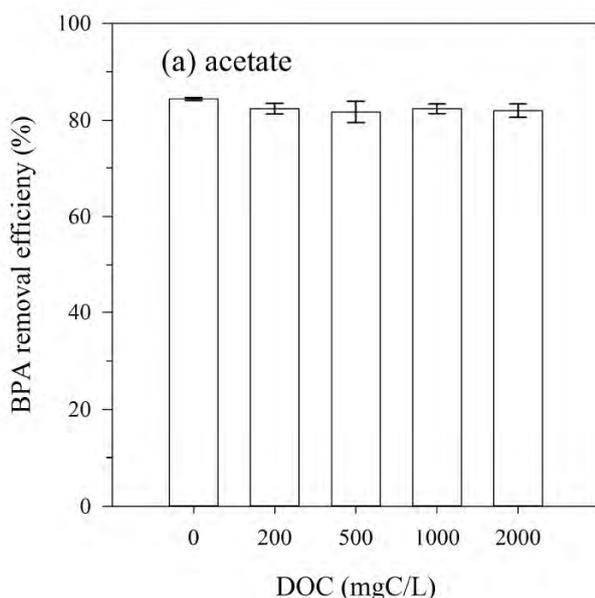


図5.9 BPAの吸着率に有機物濃度が及ぼす影響 ((a)酢酸ナトリウム, (b)フミン酸)

次に、廃棄物処分場浸出水中に多量に存在するイオンおよび有機物を対象として、これらがBPAの吸着に及ぼす影響を検討した。イオンとしてNaCl (Purity 99.5%, ナカライテスク株式会社) 濃度を0, 50, 100, 200, 400 (mM) と変化させたBPA水溶液 (10mg/L) 500mLを、0.1Mまたは1M塩酸および水酸化ナトリウム溶液を用いてpH=5.0に調整した後に、30mgの高シリカY型ゼオライト (HSZ-385) を投入し吸着実験を開始した。なお、pHを5.0に調整したのは、BPAがほぼ100% $H_2BPA$ の形態で存在し、pHによる吸着への阻害影響がないと判断されたためである。4時間後にサンプルを採取し、上述の方法でろ過後にろ液のBPA濃度を分析した。また、廃棄物処分場浸出水中には、埋立内容物および埋立開始年数に応じて各種の有機物が高濃度で含まれていることが知られている。そこで本研究では浸出水中の共存有機物がHSZ-385によるBPAの吸着に及ぼす影響を検討する目的で、酢酸ナトリウム (Purity 98.5%, ナカライテスク株式会社) およびフミン酸 (SIGMA-ALDRICH社) をモデル有機物として実験を行った。共存物質として酢酸ナトリウムを0, 20, 500, 1000, 2000 (mgC/L), あるいはフミン酸を0, 25, 50, 100, 200 (mgC/L) となるように設定したBPA水溶液 (10mg/L) 500mLを、0.1Mまたは1M塩酸および水酸化ナトリウム溶液を用いてpH=5.0に調整した後に、30mgのHSZ-385を投入し吸着実験を開始した。4時間後にサンプルを採取し、ろ液のBPA濃度を分析した。図5.8

にBPAの吸着率に塩類濃度が及ぼす影響を示しているが、0～400mMの範囲では共存イオンであるNaCl濃度によらず82～90%と高い吸着率が得られ、共存イオンによる阻害影響は見られなかった。本研究で設定した最大のNaCl濃度400mMは、後述の人工浸出水および実浸出水における塩類濃度と比較して十分高濃度であり、HSZ-385によるBPAの吸着処理には処分場浸出水中の塩類は影響を及ぼさないことが明らかになった。図5.9(a)に共存酢酸ナトリウム濃度を0～2000mgC/Lに変化させた場合のBPAの吸着率の変化を示す。図より、共存有機物である酢酸ナトリウム濃度によらず82～84%と高い吸着率が得られ、共存による阻害影響は見られなかった。本研究で設定した最大の酢酸ナトリウム濃度2000mgC/Lは、後述の人工浸出水および実浸出水における酢酸濃度とほぼ同等であり、HSZ-385によるBPAの吸着処理には処分場浸出水中の酢酸は影響を及ぼさないことが明らかになった。図5.9(b)に共存フミン酸濃度を0～200mgC/Lに変化させた場合のBPAの吸着率の変化を示す。図より、フミン酸が存在しない場合にはBPAの吸着率が84.4%であったのに対して、フミン酸濃度の増加にともない吸着率が若干低下し、フミン酸濃度が50～200 mgC/Lの条件では吸着率が約77%となった。以上の結果は、埋立後年数が短く酢酸が主な有機物として存在する浸出水では共存有機物がBPAの吸着除去にほとんど影響しないのに対して、年数が経過しフミン酸濃度が増加すると若干の阻害影響を及ぼすことが示唆された。しかしながらフミン酸による阻害もわずかであり、浸出水の共存有機物はHSZ-385によるBPAの吸着除去にほとんど影響を及ぼさないことが明らかになった。

### 5.3.3 高シリカ型ゼオライトによる浸出水中のBPAの除去特性

廃棄物処分場浸出水の水質は埋立開始後の経過年数により変化し、比較的経過年数が短い場合には浸出水中に有機酸が多く検出されるのに対して、経過年数が長い場合にはフミン酸が主要な有機物として検出されることが報告されている。また、経過年数が短い場合には酸発酵にともないpHが低下し、その後pHが上昇するとされている。本研究では、文献(Renou et al. 2008, Krook et al. 2012)を参考に埋立年数に応じた浸出水の経年変化を模擬した人工浸出水を作成し、人工浸出水中のBPAのHSZ-385による吸着特性を検討した。人工浸出水の組成を表5.3に示す。タイプAは埋立年数の最も短い浸出水を模擬しており、有機物はすべて酢酸ナトリウムとした。タイプEが最も長い浸出水を模擬しており、有機物はすべてフミン酸とした。これらを表に示した比率で混合することにより、中間の埋立年数を模擬する人工浸出水B～Dを作成した。各タイプの人工浸出水500mLにBPAが10mg/Lとなるように添加した後に、30mgのHSZ-385を投入し吸着実験を開始した。実験は25℃で行なった。また、実際の廃棄物処分場浸出水への適用性を評価する目的で、タイのラムチャバン処分場で採取した浸出水にBPAを添加し、吸着性能の評価を行った。採取した浸出水は表5.4に示すように、有機酸がCOD全体の63%を占めることから、比較的埋立後年数が短い処分場の浸出水の特徴を有すると考えられ、BPA濃度は0.51mg/Lであった。この浸出水500mLにBPAが10mg/Lとなるように添加した後に、30mgのHSZ-385を投入し吸着実験を開始した。その他の実験条件は上記と同様である。

図5.10に各種人工浸出水におけるBPA濃度の時間変化を示すとともに、4時間後における除去率を図5.11に示した。また、次式に示す擬二次反応速度による各人工浸出水での吸着速度の評価結果を表5.5に示した。

$$\frac{dq_t}{dt} = k(q_e - q_t)^2 \quad (5.1)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{t}{q_e} + \frac{1}{kq_e^2} \quad (5.2)$$

$$t_{1/2} = \frac{1}{kq_e} \quad (5.3)$$

ここで、 $k_2$  ( $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ ): 擬二次吸着速度定数,  $q_t$  ( $\text{mg g}^{-1}$ ): 時間 $t$ でのBPA吸着量,  $q_e$  ( $\text{mg g}^{-1}$ ): 平衡状態でのBPA吸着量,  $t_{1/2}$  (min): 平衡吸着量の半量を吸着するまでの時間, である。

図5.10より, いずれの人工浸出水でも約60分で吸着平衡に達することが示された。また, 表5.5より,  $t_{1/2}$ は1.6~2.5分と極めて短く, 共存物質が多量に存在する人工浸出水中でもHSZ-385によるBPAの吸着速度は極めて速いことが示された。図5.11より埋立後経過年数が比較的短い処分場の浸出水を想定したA~Cの人工浸出水中では4時間後の除去率が83~87%と高かったのに対して, 埋立後経過年数が比較的長い処分場の浸出水を想定したDおよびEの人工浸出水中では各々77%および69%と除去率が若干低下した。この理由として, pHおよび共存フミン酸の影響が考えられる。DおよびEの人工浸出水のpHは8.5および9.0であり, pH=9.0の条件では約20%のBPAがHBPA<sup>-</sup>の形態で存在するため吸着率が低下したと考えられる。また, 上記のように共存フミン酸が200mgC/L存在する条件では吸着への阻害影響が存在する。これらの影響によりDおよびEの人工浸出水では若干低い吸着除去率となったと考えられる。図5.11には, 実浸出水において82%のBPAが吸着除去されたことも示されている。実験に供した実浸出水は比較的埋立後年数が短い処分場の浸出水の特徴を有すると考えられ, その結果高い吸着除去率が得られたと判断される。

表5.3 人工浸出水の組成

<i>Parameters</i>	<i>Type of synthetic leachate</i>				
	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>
Young:Old[Y:O] <sup>a</sup>	100:0	75:25	50:50	25:75	0:100
pH (-) <sup>b</sup>	5.00	5.20	5.60	8.50	9.00
DOC(mgC/L) [Y:O] <sup>b</sup>	2500	2075	1350	775	200
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L) <sup>b</sup>	250	438	625	813	1000
Ca <sup>2+</sup> (mg/L) <sup>b</sup>	1200	915	630	345	60
Mg <sup>2+</sup> (mg/L) <sup>b</sup>	470	398	325	253	180
K <sup>+</sup> (mg/L) <sup>b</sup>	50	338	625	913	1200
BPA (mg/L) <sup>c</sup>			10		

a : 浸出水Aと浸出水Eの混合比 (%) , b : 浸出水Aと浸出水Eの混合比から計算される計算値,

c : 処分場浸出水中のBPA濃度の報告値に基づき決定

表5.4 ラムチャバン

処理場浸出水の組成

Parameters	unit	values
pH	(-)	6.4
COD	mg L <sup>-1</sup>	36350
DOC	mg L <sup>-1</sup>	12800
SS	mg L <sup>-1</sup>	890
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	mg L <sup>-1</sup>	1680
Mg <sup>2+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	270
Ca <sup>2+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	1310
Na <sup>+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	1940
K <sup>+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	420
Formic acid	mg L <sup>-1</sup>	N.D.
Acetate acid	mg L <sup>-1</sup>	6510
Propionic acid	mg L <sup>-1</sup>	2560
n-Butyric acid	mg L <sup>-1</sup>	428
iso-Butyric acid	mg L <sup>-1</sup>	4160
n-Valeric acid	mg L <sup>-1</sup>	988

表5.5 各人工浸出水での吸着速度の評価

Leachate type	pH	q <sub>e</sub>	k <sub>2</sub>	t <sub>1/2</sub>	R <sup>2</sup>
(-)	(-)	(mg/g)	(g/mg/min)	(min)	(-)
A	5.0	142.9 ± 0.0	0.004 ± 0.000	1.72 ± 0.03	0.9999
B	5.2	144.9 ± 2.1	0.004 ± 0.001	1.60 ± 0.24	0.9999
C	5.6	132.8 ± 2.1	0.004 ± 0.000	2.08 ± 0.12	0.9999
D	8.5	123.6 ± 5.4	0.004 ± 0.001	2.17 ± 0.14	0.9999
E	9.0	111.1 ± 2.1	0.004 ± 0.002	2.48 ± 0.03	0.9999

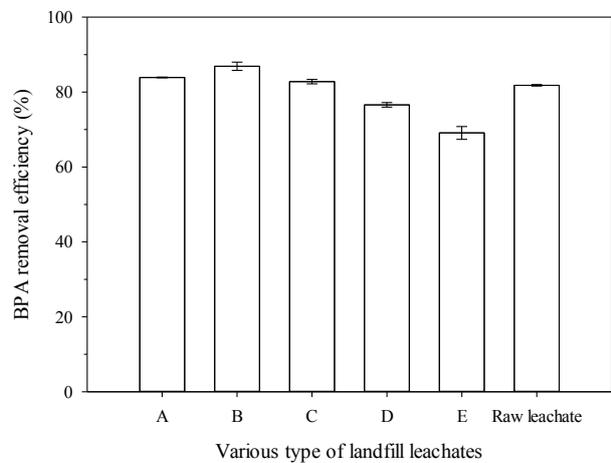
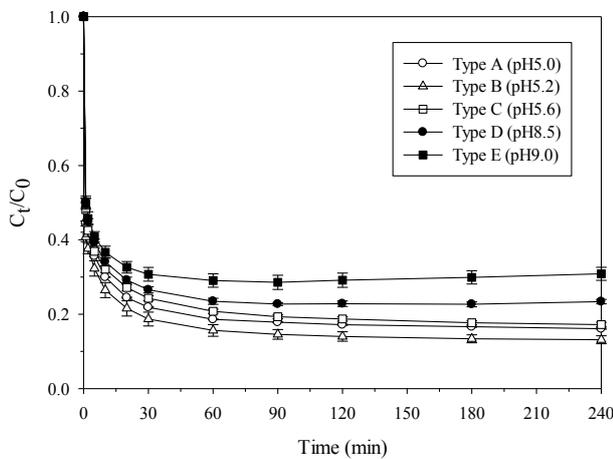


図5.10 各種人工浸出水におけるBPA濃度の時間変化

図5.11 各種浸出水におけるBPAの除去率

### 5.3.3 酸化チタン-ゼオライト複合材料を固定化した薄層水路によるBPAの除去特性

実験に用いた薄層水路は、水路長115cm（整流部：15cm，浄化部：100cm）水路幅10cmであり，出口部に設けた越流堰（高さ2cm）より処理水が越流する構造となっている。このときの水路の有効容積は2.16Lである。浄化部の水路底部には25cm×10cm(有効面積25cm×8cm)の酸化チタン-ゼオライト複合シート（ゼオライト，TiO<sub>2</sub>各2.80g）を4枚設置している（写真5.1）。酸化チタン-ゼオライト複合シートの調製は愛媛大学の深堀秀史氏に依頼した。

この水路の上流部より定量ポンプ(IWAKI DIGITAL TUBE PUMP PST-1000)でBPA溶液を流入させ，遮光条件下でBPAの吸着除去特性を評価した（写真5.2）。実験は2回行い，第1回の実験では流量64mL/minでBPA溶液（9.78mg/L，5.95L）を流入させ，水理的滞留時間は34分であった。第2回の実験では流量63mL/minでBPA溶液（9.84mg/L，6.00L）を流入させ，水理的滞留時間は34分であった。水温はいずれの実験も26℃であった。なお，BPA溶液の流入前後には超純水を流入させ，流入水をBPA溶液に切り替えた瞬間を実験開始として，出口BPA濃度のステップ応答を評価した。結果を図5.12に示す。図より計算された実験期間中のBPA総流出量は第1回の実験で47.3mg，第2回の実験で50.0mgであり，除去率はそれぞれ18.7%および15.3%であった。

次に，太陽光照射条件下で同様の実験を行った（写真5.3）。実験は2014年3月27日の11時40分～14時40分にかけて行った。実験は2系列で同時に実施し，系列1では流量61mL/minでBPA溶液

(9.92mg/L, 5.51L) を流入させたのに対して、系列2では流量63mL/minでBPA溶液(9.86mg/L, 5.52L)を流入させた。実験期間中の太陽光のUV強度平均値は2900uW/cm<sup>2</sup>であり、水温は系列1で21.3~24.3℃, 系列2で20.6~24.3℃であった。結果を図5.12に示す。図より計算された実験期間中のBPA総流出量は第1回の実験で38.2mg, 第2回の実験36.2mgであり、除去率はそれぞれ30.0%および33.5%であった。この結果は遮光条件下で吸着除去を行った場合と比較して、除去率が約2倍に増加しており、複合材料を薄層水路で用いることで除去率の向上が可能であることが示された。本研究で用いた薄層水路の水理的滞留時間は34~36分であったが、このうち浄化部の滞留時間は30~31分である。以上より、流下時間30分程度の薄層水路で太陽光照射条件下において約30%のBPA除去が可能であることが示された。

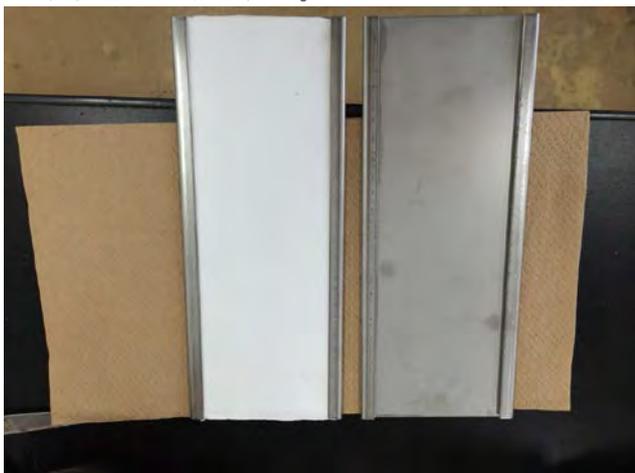


写真5.1 薄層水路の複合材料シート固定の様子  
(左:シート有, 右:シートなし)

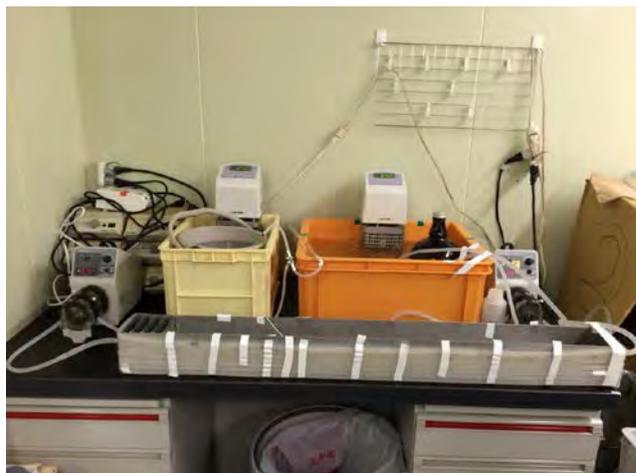


写真5.2 恒温室での吸着実験の様子



写真5.3 薄層水路での太陽光照射条件下での浄化実験 (左:上流側, 右:下流側)

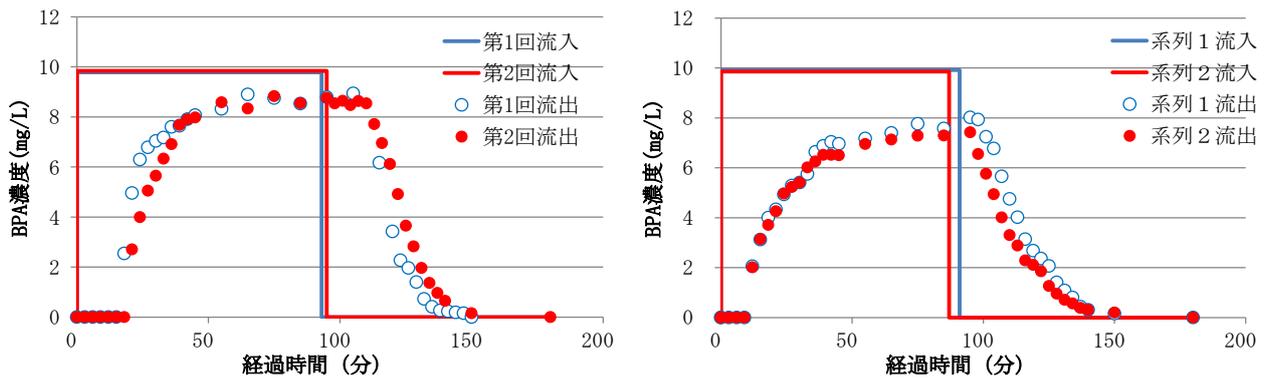


図5.12 薄層水路による吸着除去特性（左図：遮光条件，右図：太陽光照射条件）

## 5.4 結論

- (1) 酸化チタン-活性炭複合材料を用いた1,4-ジオキサン処理技術の開発に関して、紫外線強度1500  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ 、照射時間6時間の条件で除去率86%を達成でき、本研究成果の適用先を想定している東南アジア地域ではより高い1,4-ジオキサンの除去性能が得られると期待された。また、複合材料に吸着した1,4-ジオキサンが光触媒反応により分解されていることから、持続的な処理が可能と期待される。今後は、共存物質の影響を検討し、実浸出水への酸化チタン-活性炭複合材料の適用性を検討すること、ならびに耐久性の評価が課題となる。
- (2) 酸化チタン-ゼオライト複合材料を用いたBPA処理技術の開発では、高シリカ型ゼオライトHSZ-385によるBPA吸着の影響因子として、pH、有機物濃度、塩類濃度の影響を詳細に検討し、pHの影響が最も大きいことを明らかにした。また、共存物質が多量に存在する人工浸出水中でもHSZ-385によるBPAの吸着速度は極めて速いこと、各種人工浸出水および実浸出水での4時間後の除去率が83~87%と高かったのに対して、埋立後経過年数が比較的長い処分場の浸出水を想定したDおよびEの人工浸出水中では各々77%および69%と除去率が若干低下することを明らかにした。また、敷地面積に比較的余裕があり太陽光の照射強度が高いと想定される東南アジア地域への適用性を踏まえ、酸化チタン-ゼオライト複合シートを底部に固定化した薄層水路でのBPAの除去性能を検討した。その結果、平均2900  $\text{uW}/\text{cm}^2$ の太陽光照射条件下で、流下時間30分程度の薄層水路で約30%のBPA除去が可能であることが示された。
- (3) コスト評価等の現地実装に向けた検討が今後必要であるものの、酸化チタン-吸着剤複合材料を用いた太陽光活用型浸出水高度処理技術の適用可能性が示された。

## 参考文献

- Krook, J. et al. (2012) Waste Management, 32, 513–520.
- 三好益美, 藤田久雄 (2009) 1,4-ジオキサンの生物学的処理特性 (第1報), 香川県環境保健研究センター所報, 8, 138-141.
- Renou, S. et al. (2008) Journal of Hazardous Materials, 150, 468–493.

## 第六章 人工湿地による埋立地浸出水処理技術の確立

国立環境研究所 神保有亮、蛭江美孝、石垣智基  
大阪大学 惣田訓  
(研究協力者：国立環境研究所 尾形有香)

### 6.1 はじめに

東南アジア諸国の廃棄物埋立地浸出水の処理は、経済・技術的な観点より、日本のように高度な水処理を行い放流するのではなく、酸化池に依存した処理を行っているのが現状である。酸化池の容量の限界や雨季での大量の降雨が引き起こす越流による環境汚染が危惧されていることから、現状の東南アジアでは、低コスト・維持が容易であると同時に水量制御(水量削減)が可能である処理システムが求められている。

本章では、東南アジア諸国の埋立地浸出水の適切な処理方法の確立を目的として、人工湿地による処理方法を検討した。人工湿地による処理は、先進国の高度処理プロセスと比較して省エネルギー、低コストでメンテナンスが容易であるとともに、植物の蒸散効果による水量削減も期待できる。本研究では、途上国においては生ごみ等の有機性廃棄物が多く埋め立てられていることを勘案し、国内において人工湿地による効率的な有機性排水の処理方法の詳細を検討するとともに、想定される適用先の東南アジア地域の高温多雨という気象条件を踏まえ、人工湿地における水収支の基礎的研究を行った。また、窒素を含有する排水を処理する際、温室効果ガスとして高い地球温暖化係数(298)を有する $N_2O$ が排出されることが知られていることから、人工湿地の運転操作条件が $N_2O$ 排出量に及ぼす影響についても解析を行った。更に、東南アジア地域の埋立地浸出水処理に対する人工湿地導入の新たな付加価値を見出すために、金属除去の検討を行った。その上で、タイ王国において人工湿地試験装置を設置し、高温多雨な東南アジア地域における雨水流入および水分蒸発量を考慮した湿地中の水の挙動および人工湿地による処理特性の基礎的研究を行い、埋立地における水収支を踏まえた人工湿地の導入について、実用化戦略調査研究(FS)的観点から実験的検討を行った。

### 6.2 研究方法

#### 6.2.1 パイロットスケール人工湿地における水収支の基礎的研究

雨水流入時の流出量への影響や蒸発量への影響を検討するために、基礎的実験として処理水流出量の検討を行った。試験対象とした垂直流人工湿地の模式図を図6.1に示す。湿地面積は $12\text{ m}^2$ であり、礫を含めた土壤層の深さは $0.6\text{ m}$ とした。植栽植物としてはヨシ(*Phragmites australis*)を用い、流入量は $600\text{ L}\cdot\text{日}^{-1}$ ( $50\text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{日}^{-1}$ )とした。処理水の流出パターンを把握するため、処理水を検水ますからポンプアップし、配管途中に設置した流量計で1分毎に積算流量を測定・記録した。人工湿地における水の収支は処理特性の評価において重要であることから、処理水の流出パターンの調査を夏季と冬季で行い、その変化を比較した。試験装置制御の関係で、原水流入は原則として13時-翌3時の毎時1回(1日に15回)の間欠流入とした。また、アジア地域では降水量の多い地域やスコールが想定されることから、パイロットスケール人工湿地での降水量を近隣(江戸崎)のアメダスを参照し、雨天時の人工湿地からの

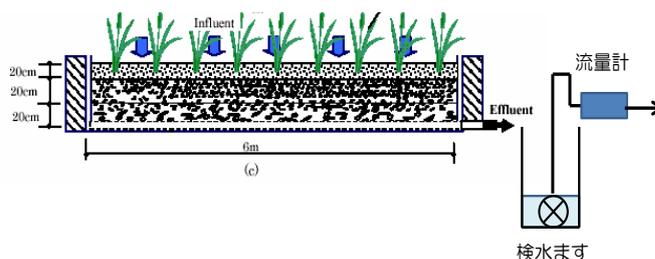


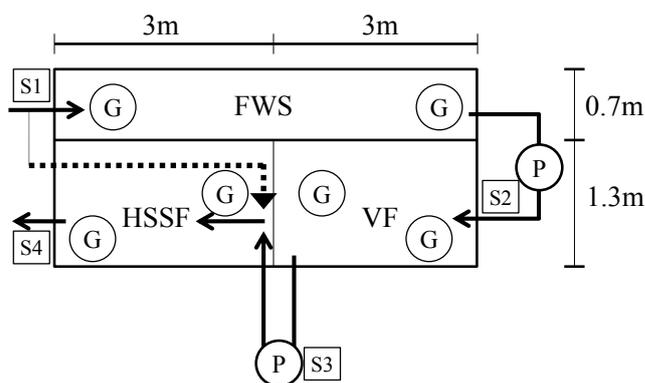
図 6.1 垂直流人工湿地の模式図

流出水量の関係解析を行った。

### 6.2.2 パイロットスケール人工湿地におけるステップ流入による高度処理化

人工湿地による有機性排水の安価な処理方法を確認するため、独立行政法人国立環境研究所の実験施設であるバイオ・エコエンジニアリング研究施設において、一般的な抽水植物であるヨシ (*Phragmites australis*) を植栽した12 m<sup>2</sup>の人工湿地パイロットプラントを用いた試験を実施した(図6.2)。人工湿地パイロットプラントは、3つの典型的な流下方法 (FWS: 自由表面流、VF: 垂直流およびHSSF: 水平浸透流) の組み合わせたハイブリッドシステムで、1段目のFWSは嫌氣的、2段目のVFは好氣的、3段目のHSSFは通性嫌氣的な微生物反応を期待したシステム構成となっている。窒素除去のための生物学的硝化脱窒反応を促進させるためには、電子供与体としての有機物存在下においてアンモニア酸化反応の生成物である硝酸を嫌氣的環境下におく必要がある。これには、2段目もしくは3段目の処理水をポンプによって1段目のFWSへ循環する方法が考えられるが、循環ポンプにエネルギーを必要とすることとなる。そこで、原水流入経路を1段目のFWSに入る直前で分岐させ、3段目のHSSFに原水の一部をバイパス流入させることで電子供与体としての有機物を供給し、2段目のVFでのアンモニア酸化によって生成した硝酸を還元・ガス化させることとした。適切なステップ流入割合を明らかにするため、0% (ステップ無し)、10%、20%として処理性能を比較するとともに、併せて、N<sub>2</sub>O排出量についても評価を行った。

試験には、集落排水処理施設に収集される生活排水をベースとし、我が国の排水原単位 (BOD 200 mg/L、T-N 45 mg/L) に調整したものをを用いた。試験装置制御の関係で、原水流入は13時~翌3時の毎時1回 (1日に15回) の間欠流入とし、流入量は500 L・日<sup>-1</sup> (42 L・m<sup>2</sup>・日<sup>-1</sup>)、HRTは6日とした。水サンプリングは週1回程度の頻度で行い、発生ガスは月1回、直径41 cm、長さ4.5 mのガスチャンバーを用いてサンプリングした。



実線矢印: 汚水フロー 点線矢印: ステップ流入フロー P: ポンプ  
 S1: 原水サンプリングポイント S2: FWS 処理水サンプリングポイント  
 S3: VF 処理水サンプリングポイント S4: HSSF 処理水サンプリングポイント G: ガスサンプリングポイント

図6.2 ハイブリッド型人工湿地システム

### 6.2.3 ラボスケール人工湿地を用いた金属除去の検討

人工湿地導入の付加価値として、東南アジア地域の埋立地浸出水中に含まれる金属類の除去を想定し、人工湿地による金属除去能およびその挙動に関して調べた。濾材として赤玉土と軽石を充填した円柱型容器 (直径18 cm、高さ63 cm) を用い、非植栽系、ヨシ植栽系、イグサ植栽系の3種類の鉛直流式の人工湿地を作製し、熱帯気候の再現のための温室に設置した (図6.3)。アンモニア態

窒素とフミン酸、酢酸、プロピオン酸、金属塩 (Cd, Ni, Zn, Cr, Mn, Fe, Pb) の濃度を調整し、表6.1のようにメタン発酵期と酸発酵期のモデル浸出水を作製した。人工湿地に5 Lのモデル浸出水を流入させ、処理水を下向流で循環させ、1～3日毎に処理水の排出とモデル浸出水の流入を繰り返すシーケンシングバッチ処理をした。さらにモデル浸出水の濃度を段階的に高くする乾季の条件と処理時間が短い雨季の条件で同様の処理実験を行った。表6.2に人工湿地の運転条件Run1～4を要約した。処理水と植物、土壤中の金属濃度を誘導結合プラズマ発光分光分析装置で測定した。

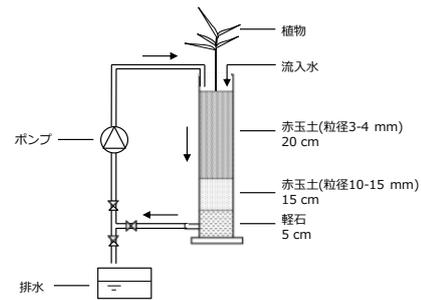


図6.3ラボスケール人工湿地の概略図

表6.1 モデル埋立地浸出水の組成 (mg/L)

		メタン発酵期	酸発酵期・雨季	乾季
溶解性有機物	酢酸ナトリウム	250	50	255
	プロピオン酸ナトリウム	0	100	200
	フミン酸ナトリウム	0	5.0	10.0
無機物質	NH <sub>4</sub> Cl	191	382	382
	CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	36.7	110	110
	MgCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	83.6	83.6	83.6
重金属	CdCl <sub>2</sub> ·2.5H <sub>2</sub> O	2.0	6.1	12.2
	NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	4.0	12.1	24.3
	ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	4.4	13.2	26.4
	MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	3.6	10.8	21.6
	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	5.7	17.0	34.0
	FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	4.8	14.5	29.0
	Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	2.2	6.5	13.0
pH		7.0	6.5	6.0

表6.2 各Runでの人工湿地リアクターの運転条件

	Run1	Run2	Run3	Run4
モデル埋立地浸出水の種類	メタン発酵期	酸発酵期	乾季	雨季
流入濃度	表3-1	表3-1	表3-1に示した値の1倍から開始し、4バッチ目から3バッチ毎に2倍、3倍と段階的に倍率を上げる	表3-1
バッチ処理時間	3日	3日	3日	3日から開始し、2バッチ目から3バッチ毎に2日、1日と1日ずつ短くする
循環速度	3 mL/min	3 mL/min	3 mL/min	3 mL/min
実施時期	2012.6.15-8.3	2012.9.10-11.19	2012.11.22-12.30	2013.1.11-1.25

#### 6.2.4 タイ王国における廃棄物埋立地浸出水の人工湿地による処理試験

日本国内での種々の検討をふまえ、実際に、東南アジアの埋立地浸出水に対する人工湿地の適用性について実験的検討を行うため、タイ王国の廃棄物埋立地にパイロットスケールの人工湿地を設置し、実浸出水を用いて水量削減等の処理特性の基礎的研究を行った。対象埋立地は、タイ王国ノンタブリ埋立地 (ノンタブリ県サイノイ区)とした。ここでは、主として生ゴミ、プラスチック、紙類、木くずなどが埋め立てられている。現在、ノンタブリ埋立地において発生した浸出水は、主に

表6.3 ノンタブリ埋立地浸出水の水質

	平均	最少-最大
Air temp.	36.8	32.7-43.0
Water temp.	33.4	32.6-34.7
pH	9.4	9.3-9.5
EC (mS/cm)	15.1	10.1-17.6
TS (mg/L)	14964	13545-16082
COD (mg/L)	1685	963-1980
TOC (mg/L)	564	339-674
TP (mg/L)	7.8	6.0-11.1
TN (mg/L)	70.4	54.3-80.5
NH <sup>4+</sup> (mg/L)	4.0	3.0-6.3
Cl (mg/L)	4599	2840-5474

浸出水貯留池に集められ自然状態での管理がなされている。凝集沈殿、膜処理などの浸出水処理施設は設置されているが、まれに散水用の確保のために稼働することがある程度で、恒常的な稼働は行われていない状態であった。4, 6, 8, 11月における埋立地浸出水の水質を表6.3に示す。いずれのサンプリング日においても、浸出水貯留池には藻類が繁殖し、色は緑色を呈していた。TN, TP値は比較的低かったが、pH, COD, EC値は高かったことから、特に塩類による植栽植物の成長阻害・処理性能の低下が懸念された。

図6.4に示すようなパイロットスケール(横1 m×縦2 m×深さ1 m) の人工湿地を埋立地の敷地内に設置し、植栽植物には、埋立地内で自生していたガマ (*Typha sp.*) を用い、ろ材には、砂と粘土を重量比で3:2に混合したものを用いた。完成した人工湿地の様子を図6.5に示す。運転条件は、設置後約2ヶ月間 (8/8-10/13) は、馴養のため地下水を75 L/dayを導入し、6.5時間後に排出を行った (9:00-15:30)。馴養後は、地下水と埋立地浸出水の混合割合を順次25%, 50%, 100%に上げていき、排出のタイミングも23.5時間後とした (9:00- (翌日) 8:30)。試験期間中における、ガマの株数、高さ、流入・流出の水量および水質について測定した。降雨量はノンタブリより約35 km離れたパトゥムターニ気象台のデータを使用し、人工湿地による水量削減量 (ET<sub>w</sub>) は、次式

$$ET_w(\text{mm}) = \text{流入量}(\text{mm}) - \text{流出量}(\text{mm}) + \text{降雨量}(\text{mm})$$

により算出した。水面からの蒸発量は、パトゥムターニの気象データを用い、ダルトン式により算出した。なお、現地とパトゥムターニ気象台とで降雨量が明らかに大きく異なると判断された日については、ET<sub>w</sub>および水面蒸発量の値は除外した。

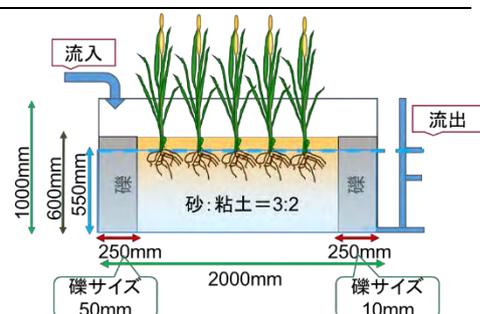


図6.4 パイロットスケール人工湿地の概略図



図6.5 人工湿地の様子

## 6.3 結果と考察

### 6.3.1 パイロットスケール人工湿地における水収支の基礎的研究

日本国内において、パイロットスケール人工湿地を用い、人工湿地における水収支の把握を行うとともに、効率的な有機性排水処理を目的とした操作運転条件の検討とその際の温室効果ガス排出量の解析を行った。人工湿地における水収支を把握するため、垂直流人工湿地における処理水の流出パターンを調べた。(図6.6 (左)。流入開始後、数時間のラグタイムを経て排出量が増加していき、単位時間あたりの排水量が安定し、流入停止後は徐々に減少する様子が確認された。夏季と冬季で比較した結果、冬季のほうが流出量の安定に要する時間は長く、また一時間あたりの流出量も少なかった。また、流入停止後の流出量の減少も夏季より時間を要した。このことから、冬季は水分透過速度が低下していると考えられた。1日当たりの蒸発散量は夏季で25% (12.5 mm)、冬季で33% (16.5 mm)と、夏季よりも冬季に蒸発散の割合が大きい結果となった (図6.6 (右))。夏季においては植物の活性が高く、蒸散量が多い一方で、微生物活性が高く、枯死体・落葉が無いことから、水

分保持能は低くなり、蒸発機会は減少すると考えられた。これに対し、冬季においては植物活性が低く、蒸散量が少ない一方で、微生物活性が低くなり、枯死体・落葉も多いため、水分保持能が高くなり、蒸発機が増加するものと考えられた。このように、人工湿地では異なる温度条件での水収支には複数の因子が関与しており、アジア地域に適用する際にも気候や季節変動に留意し、水収支の解析をもとに、気候条件に基づく流入パターン、流入負荷量、植栽条件を検討していくことが重要になると考えられた。なお、降雨量と人工湿地からの流出水量の関係解析を行ったところ、降雨の影響は翌日の流出水量に影響を及ぼし、雨の日の翌日は流出量が増大する傾向にあった。アジアの多雨地域への適用に当たっては、引き続き詳細な検討が必要である。

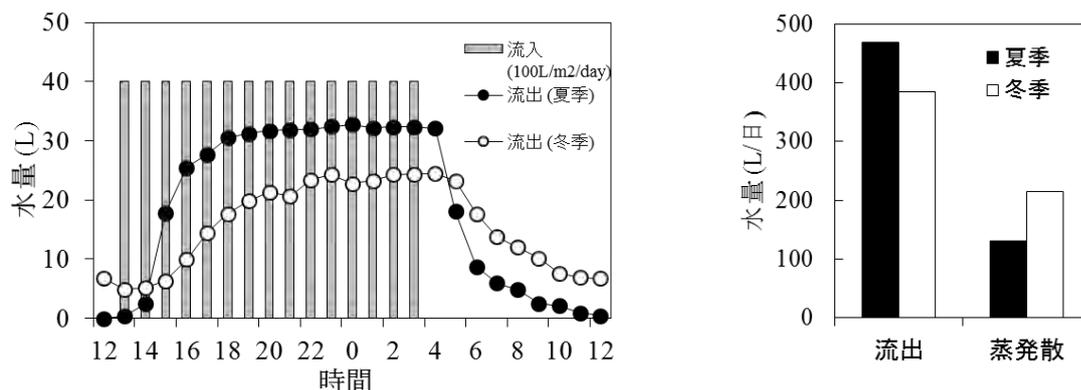


図6.6 垂直流人工湿地における夏季と冬季の流出パターン（左）と蒸発散量（右）

### 6.3.2 パイロットスケール人工湿地におけるステップ流入による高度処理化

FWS、VF、HSSFを組み合わせたハイブリッド型人工湿地において、生活排水を流入させ、ステップ流入無し、ステップ流入10%、20%と段階的に変化させた結果を図6.7に示す。約5ヶ月間の試験期間中、最終処理水のBOD、リンはステップ流入割合によらず低濃度であり、良好な処理性能が得られた。窒素に着目してステップ流入割合が処理特性に及ぼす影響を解析したところ、ステップ流入無しの場合は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化反応は進んだものの、脱窒反応は進行せず、高濃度の $\text{NO}_3\text{-N}$ が排出されていた。これに対し、ステップ流入割合を20%まで増加させるとHSSFにおける窒素除去率が大きく向上し、窒素除去量の66%はHSSFが担うこととなった（図6.7 (b)）。処理水中の窒素を形態別に見ると、処理水の $\text{NO}_3\text{-N}$ は24.3 mg/L（ステップ流入無し）から3.4 mg/L（ステップ流入20%）まで減少しており、想定通り、HSSFへの原水のバイパスにより電子供与体が供給され、生物学的脱窒反応を促進したものと推察された。この処理性能は、我が国の高度処理浄化槽に匹敵するものであり、さらに、人工湿地ではほとんど電気エネルギーを使用しないことから、電力が不足しがちな途上国に適合しているとともに、エネルギー起源の温室効果ガス排出量の抑制にも効果的であると考えられた。一方、ステップ流入割合を増加させるとBODや $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が若干増加していくことが認められた。HSSFは通性嫌気的な特性を有しており、BODやアンモニアの酸化、硝酸の還元反応も期待できるが、ステップ流入により直接流入する原水の量が多くなるとHSSFへの負荷量が増加し、処理能力を超えてしまう。過度なステップ流入は処理性能を悪化させることから、流入原水の濃度やBOD/N比等の特性を踏まえた設定・操作が重要であると考えられた。

次に、ステップ流入の割合が $\text{N}_2\text{O}$ 排出量に及ぼす影響について調べた。人工湿地からの $\text{N}_2\text{O}$ ガスの時間排出量を測定・算出した結果を図6.8に示す。ステップ流入無しの条件では1.47 mg $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^2/\text{h}$ であり、その90%はVF系から排出されていた。 $\text{N}_2\text{O}$ はアンモニアの逐次的な酸化反応（硝化反応）

およびNO<sub>x</sub>-Nの逐次的な還元反応（脱窒反応）の過程で生成されるが、硝化脱窒反応がスムーズに連携することにより、その発生量は抑制される（蛭江ら 2012）。前述の通り、2段目のVF系は好気的であるため硝化反応は進行するが、ステップ流入無しの条件では、3段目のHSSFにおいて電子供与体の不足により脱窒反応がスムーズに進行せず、NO<sub>x</sub>-Nが蓄積している状態であった。このことが、N<sub>2</sub>Oが生成・排出された主要因であると考えられた。これに対し、ステップ流入を導入した人工湿地では、N<sub>2</sub>O排出量が削減される結果となった。特に、ステップ流入20%の条件ではN<sub>2</sub>O排出量が0.08 mgN<sub>2</sub>O/m<sup>2</sup>/hとなり、脱窒反応の効率化とともに、N<sub>2</sub>O排出量も削減できることが明らかとなった。Kongらは、人工湿地と同じく生態工学的処理システムである土壌トレンチにおいて、生活排水処理に伴うN<sub>2</sub>O排出量を調査した結果、3.3~5.0 gN<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup>であったと報告している。この平均値をT-N投入量あたりに換算すると、65.8 mgN<sub>2</sub>O/gT-N（Kong et al., 2002）となる。本研究の人工湿地における流入TNあたりのN<sub>2</sub>O排出量は0.95 mgN<sub>2</sub>O/gN程度であり、植物を活用した人工湿地では土壌トレンチの排出量に比べて大幅に低い値となる可能性が示唆された。

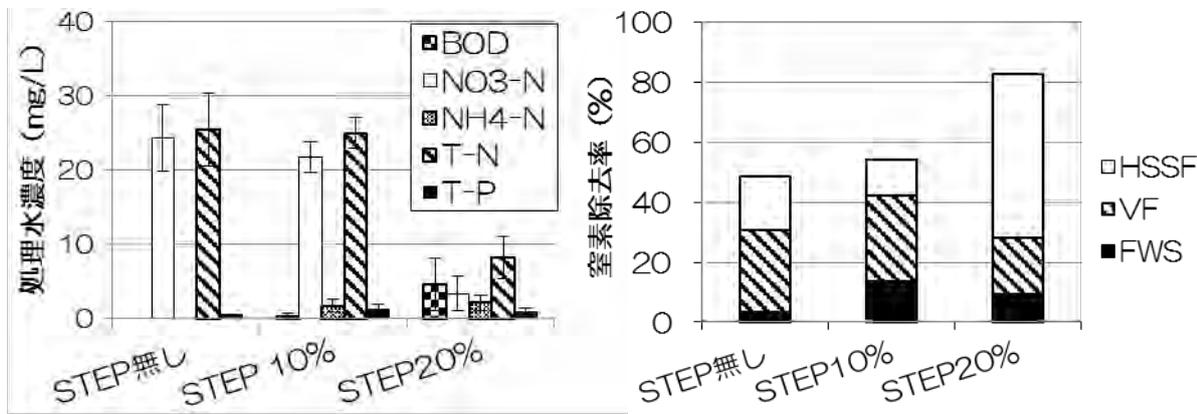


図6.7 流入方式およびステップ流入割合が処理水質に及ぼす影響

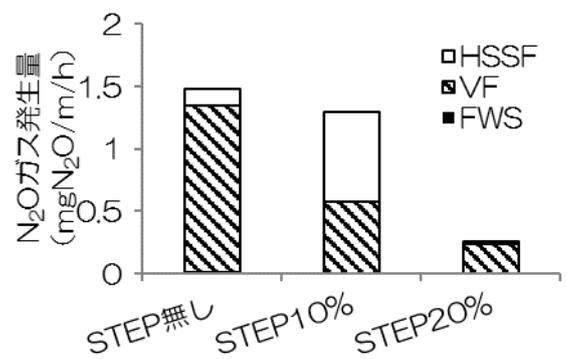


図6.8 ステップ流入割合がN<sub>2</sub>O排出特性に及ぼす影響

### 6.3.3 ラボスケール人工湿地を用いた金属除去の検討

東南アジア諸国の浸出水処理に対する人工湿地導入の新たな価値を見出すために、ラボスケール人工湿地を用いて金属類除去の検討を行った。

人工湿地によって、モデル浸出水中の有機物の除去は、ヨシ植栽系とイグサ植栽系 のどちらも90%以上と、概ね良好であった。流入量に対する蒸発散の比率は、非植栽系がわずか1~5%であったのに対し、イグサ植栽系では3~8%、ヨシ植栽系では3~15%が蒸発散し、処理水量の削減効果が現れた。図6.9に人工湿地による金属の除去率を示す。メタン発酵期のモデル浸出水の処理 (Run1) では、48日間の除去率は、Cd、Ni、Cr、Znは90%以上と高く、Mnのみ70%と低かった。一方、酸発酵期のモデル浸出水の処理 (Run2) では、66日間を通じたCdとNiの除去率は概ね90%以上であ

ったが、最も低い時は80%に低下した。Mnの除去率も60%に低下し、乾季、雨季の処理条件 (Run3、Run14) では、Cd、Ni、Mnの除去率が高負荷運転になるにつれて低下した。

Run4終了後の分析によると、人工湿地に流入したCd、NiおよびZnの80-99%が内部の土壤に蓄積し、そのうち、Cdは83-92%、Znは33-74%、Niは37-55%が酸可溶性画分であった。図6.10に示すようにCrは流入量の90-98%が土壤に蓄積し、そのうち75-88%が還元性画分や酸化性画分であった。Mnは53-73%が土壤に蓄積し、そのうち83-91%が還元性画分と酸化性画分であった。ヨシおよびイグサのバイオマス中への金属の除去率は、それぞれ4-13%および3-17%であった。また、図6.11に示すようにヨシは除去した重金属の大半が根に蓄積し、イグサはヨシと比較して多くの重金属が地上部へ輸送され、高濃度に蓄積することが明らかとなった。

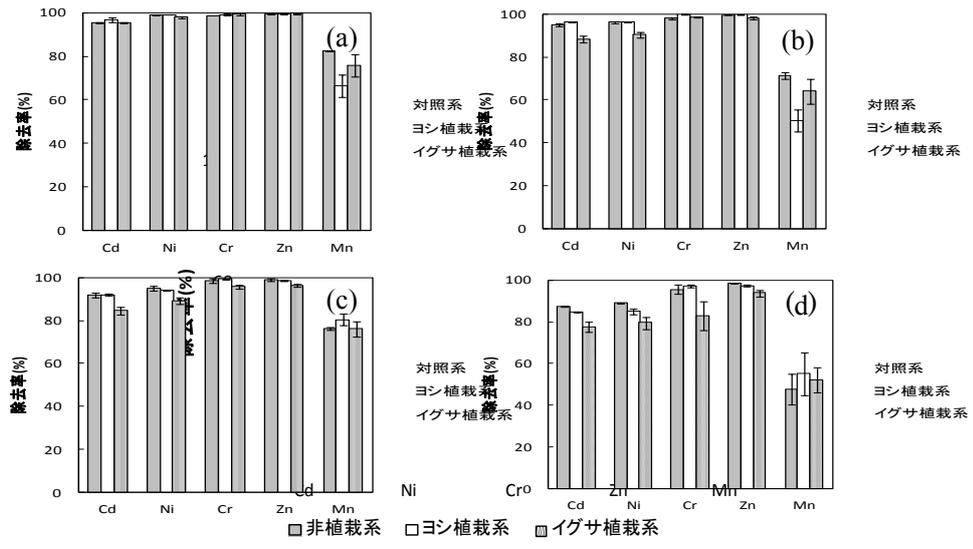


図6.9人工湿地によるモデル浸出水からの重金属の除去率 (a) Run1, (b) Run2, (c) Run3, (d) Run4

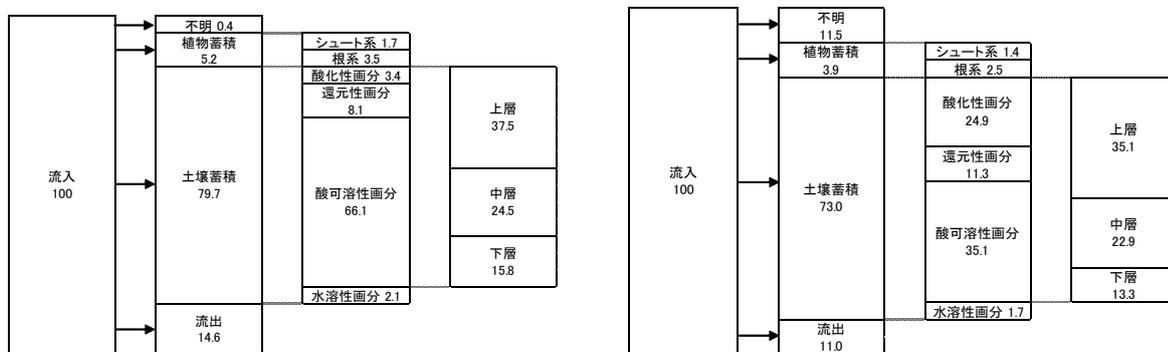


図6.10 イグサを植栽した人工湿地の金属の物質収支 (左) Cd (右) Cr

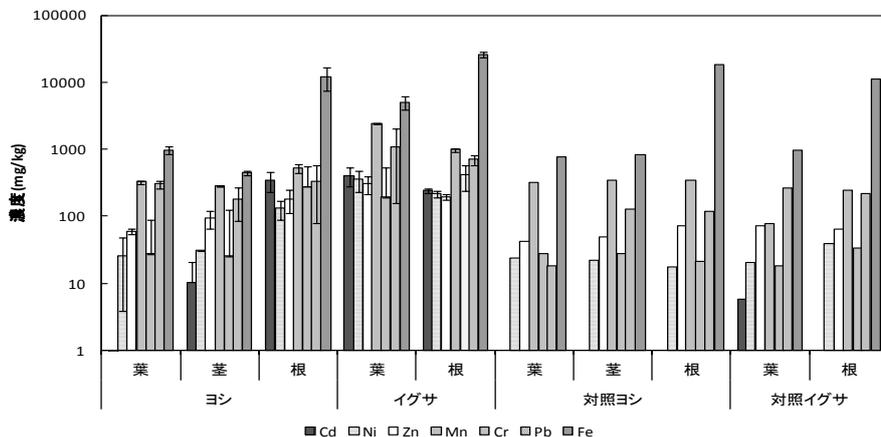


図6.11 ヨシとイグサの部位別の金属蓄積量

人工湿地における重金属の除去機構を図6.12にまとめた。イオン態として流入した金属は、植物の根に吸収または酸化物やフミン酸と錯体を形成することで除去され、有機態金属として濾材に吸着・沈澱する。CdやNiの酸化物は酸性環境で可溶性であり、植栽系であれば $\text{Na}^+$ 、非植栽系であれば $\text{NH}_4^+$ の濃度が高いため土壌から脱着して流出する。ZnもCd、Niと同様に酸性環境で可溶性であるが、 $\text{Na}^+$ などによる吸着競合の影響が小さいため、濾材上層部への吸着が持続される。酸性環境において不溶性酸化物を形成するCrやPbは、同様に不溶性酸化物であるFeやMnに吸着し、流出しにくい。しかし、Mnはマンガン還元菌などによりイオン態に還元されるために流出すると考えられる。フミン酸は多くの金属と錯体を形成し、CrやFeはpHに関わらず錯体が安定に存在するため、流出しにくい。

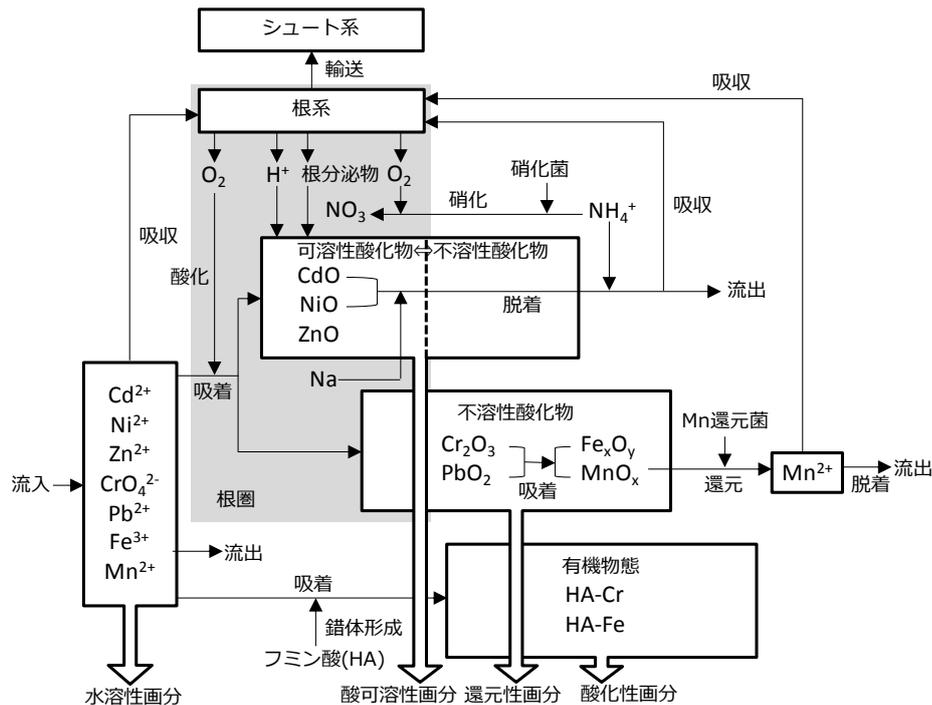


図6.12 人工湿地における金属の除去機構

### 6.3.4 タイ王国における廃棄物埋立地浸出水の人工湿地による処理試験

タイ王国の廃棄物埋立地にパイロットスケールの人工湿地を導入し、実浸出水を用いて処理性能を評価することで、東南アジアの埋立地浸出水に対する人工湿地の適用性について検討した。東南アジアの気候・季節変動の条件下での水収支解析の重要性が強く示されたため、ここでは水量削減効果に主眼をおいた。試験期間中の人工湿地の様子を図6.13に示す。ノンタブリ埋立地の実浸出水を処理するにあたって、高塩類による植栽植物の成長阻害が懸念されたが、ガマの植栽密度および高さは、試験開始日 (8/8) では、19本/ $\text{m}^2$ 、120 cmであったのに対し、試験終了後 (11/23) には、111本/ $\text{m}^2$ 、200 cmとそれぞれ、6.0、1.7倍に増加し、良好な生育が確認された。植栽植物としてガマは、塩濃度が高い埋立地浸出水の人工湿地処理に適用可能であることが示唆された。

続いて、人工湿地における水収支・水質浄化の基礎的検討を行なった。試験期間中の流入および流出の推移を図6.14に示す。試験期間の大半 (8月~11月中旬)は、雨季であることから、降雨量と流出量の関係を調べたところ、10 mm以上の降雨があった日では、その当日・翌日において、流出量が流入量を上回る場合が確認されたが、晴天時には、安定的な処理が確認された。10/21-11/22間の晴天時において人工湿地による水量削減は、流入量の53%に相当する40 L/day (20 mm/day) となった。人工湿地による水量削減量と水面蒸発量の比較を図6.15に示す。なお、水面蒸発量は酸化池に

よる浸出水の処理での水量削減（蒸発）の参考としている。豪雨日を除く試験期間の大半において、人工湿地による水量削減量は水面蒸発量よりも高く、試験期間を通じて2.6倍高い値となった。一方水質浄化については、TS, TCおよびTKNにおいていずれの希釈倍率の浸出水についても除去率に大きな差は見られず、それぞれ55-69%, 51-57%, および57-61%の除去率が確認された。以上のことから、人工湿地導入によって、浸出水の水質が改善されるとともに、同じ処理面積においては、水面蒸発に依存した酸化池よりも高い水量削減効果が得られることが示唆された。しかし一般的に、小規模での人工湿地による水量削減量は、オアシス効果により実規模レベルよりも過大に評価されることが指摘されていることから、現地に実規模の人工湿地を導入する際は、それらを考慮するとともに、人工湿地導入・維持に必要なコストを踏まえて、導入面積を決める必要がある。

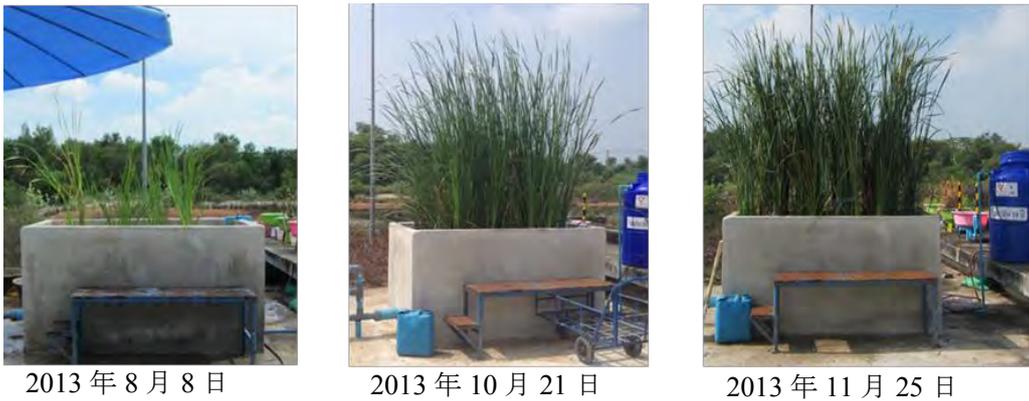


図6.13 試験期間中における人工湿地の様子

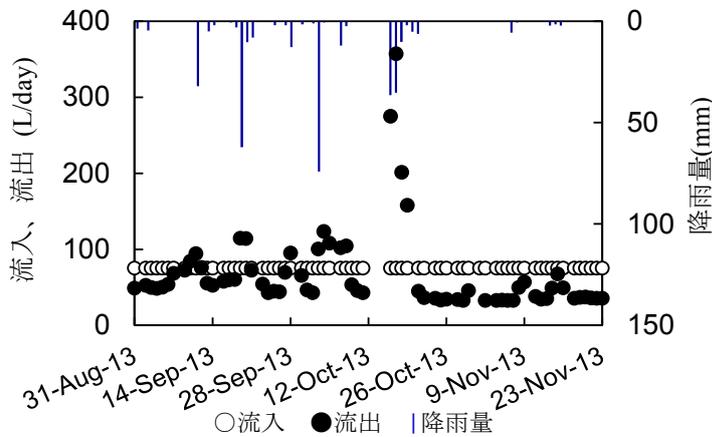


図6.14 流入、流出の推移

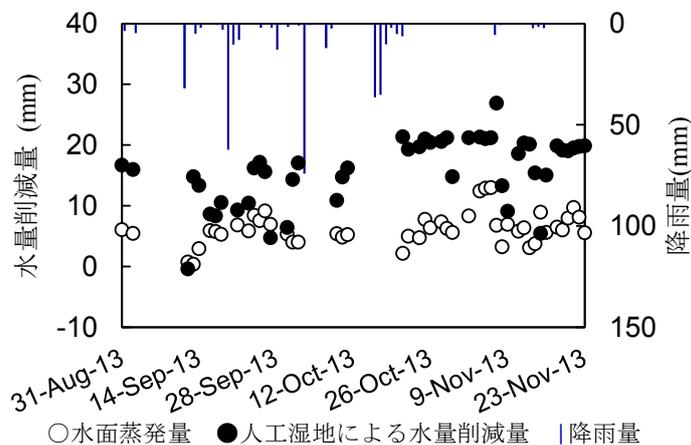


図6.15 人工湿地による水量削減量と水面蒸発量の比較

## 6.4 結論

東南アジア地域の埋立地浸出水の適切な処理方法の確立を目的として、省エネルギー、低コストでメンテナンスが容易な生態工学を活用した人工湿地による処理方法を検討した。東南アジア地域への適用を念頭に置きつつ、国内において人工湿地の処理性能の向上や水収支の解析を行うとともに、新たな機能として金属類の除去の検討を行った。その上で、タイ王国において人工湿地試験装置を設置し、実浸出水を用いて処理特性の基礎的研究を行うことで、人工湿地の導入について、FS的観点から実験的検討を行った。得られた結果は以下の通りである。

- (1) 国内において、人工湿地による水収支を解析した結果、垂直流人工湿地では流入量の20%程度 (12.5-16.5 mm/day) が蒸発散により減少していたが、季節によって蒸発散量が変化したことから、アジア地域に適用する際は、気候条件が水収支に及ぼす影響を考慮する必要があることがわかった。
- (2) ハイブリッド型人工湿地 (1段目FWS、2段目VFおよび3段目HSSF) においてステップ流入20%の条件で生物学的脱窒反応が促進され、窒素除去率80%以上と大幅に性能を向上できることがわかった。このとき、 $N_2O$ は大幅に減少し、温室効果ガス排出量の削減に寄与できることが示された。
- (3) 人工湿地は概ね高い金属除去率を示すが、酸可溶性酸化物を形成する重金属に対しては、カチオンとの吸着競合により、pHの低い浸出水や高負荷条件で除去率が低下することが明らかとなった。土壌への吸着に比べると、その寄与は小さいものの、ヨシは根圏で重金属の不溶化を促進するファイトスタビライゼーション、イグサは植物体に蓄積するファイトエクストラクションに適した植生種であることが示された。
- (4) 東南アジア地域における埋立地浸出水の処理に対して、ガマは、植栽植物として適用可能であり、人工湿地処理によって、水面蒸発量よりも高い水量削減効果 (40 L/day (20 mm/day)) と、TS, TC, TKNにて51-69%の除去効果が得られた。以上のことから、人工湿地導入によって、酸化池による処理よりも、高い水量削減効果が得られるとともに、浸出水の水質が浄化されることが示唆された。

## 参考文献

蛭江美孝、山崎宏史、小椋有未永、徐開欽 (2012) 浄化槽における $CH_4$ 、 $N_2O$ 排出量に及ぼす原水流入変動と嫌気-好気循環の影響解析、水環境学会誌、35(2)、p 27-32.

Kong, H.N. Kimochi, Y., Mizuochi, M., Inamori, R., Inamori Y. (2002) Study of the characteristics of  $CH_4$  and  $N_2O$  emission and methods of controlling their emission in the soil-trench wastewater treatment process, The Science of the Total Environment, 290, p 59-67.

## 第七章 アジア地域の埋立地における水収支解析

国立環境研究所 石垣 智基

### 7.1 はじめに

アジアの熱帯域に位置する廃棄物埋立地において浸出水管理設備を設計し適正に管理するためには、浸出水の発生量を正しく評価する必要がある。熱帯地域の埋立地における代表的な水収支については、昨年の成果として報告したが、今年度はその精度向上と水循環等を含めた水量管理の必要性について検討を行った。

### 7.2 水収支データの収集

埋立地水収支解析の対象として、タイ・レムチャバン市の廃棄物埋立地においてデータの採取を行った。対象埋立地の平面図を図 7.1 に示す。

第三章を参照しながら本埋立地は図 7.1 で示されている左奥から右の方向に向かって順に埋め立てが進んでおり、一番右側に並んでいる区画が浸出水貯留池である。現在では、浸出水貯留池のすぐ左側区画の埋め立てが進んでいる。なお第三章においても、同埋立地における浸出水を対象とした研究を実施しており、本章での結果の解釈および考察については、重複を避けるために、適宜第三章の情報を参照する。

埋立地ならびに浸出水貯留池内の面積、容量、および埋め立て高さについては、現地管理事務所において測量されたデータを取得した。降水量、相対湿度および気温についてはレムチャバン市の気象観測データを採用した。また、潜熱フラックスについては渦相関-熱収支法により算出し、水

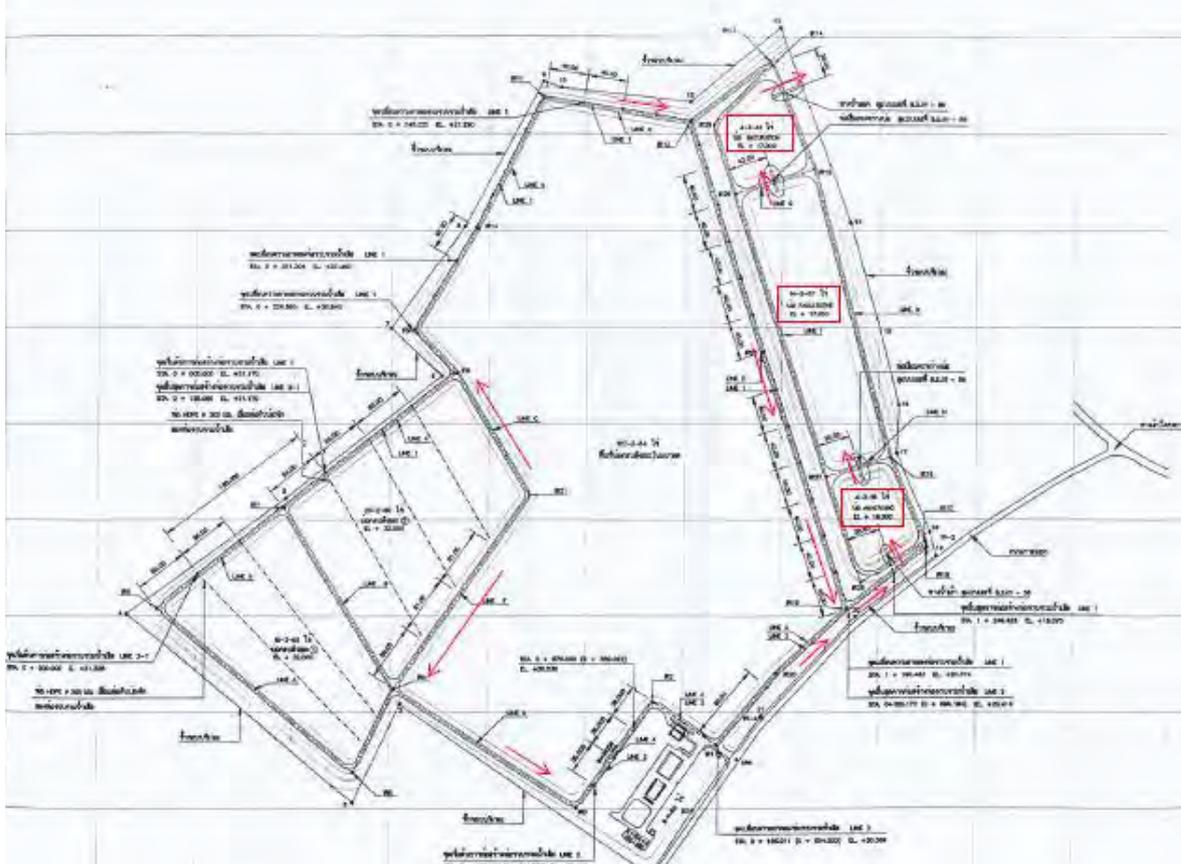


図 7.1 タイ・レムチャバン市の埋立地平面図

面蒸発量については貯留池の形状を設定した上で、気温、水温、および相対湿度を変数として Fick の第一法則に従って算出した。微分方程式の解法は Visual Basic にて行った。

埋立地および浸出水貯留池における水収支の解析にあたっては、乾期と雨期に分けてデータを取得し、それぞれの期間の浸出水発生挙動を明らかにした。

### 7.3 水収支解析結果

乾期および雨期における、レムチャバン市埋立地の水収支の概要を図 7.2 および図 7.3 に示す。

乾期の埋立地の受水面積における降水量(42,371 m<sup>3</sup>)に対して、覆土での蒸発散の割合が 9 割近くにのぼるなど影響が大きく、埋立層への浸透(涵養)量は 3,219 m<sup>3</sup>と小さくなることが示された。貯留池への流入量(2,833 m<sup>3</sup>)に対して、降水による希釈の効果が大きく、浸出水質の低減効果が期待される。希釈の効果については、同じく乾期に浸出水試料を採取して水質評価を行った第三章の結果において、たとえば電気伝導度や全溶解性物質量の低減の傾向ともほぼ一致することが確認された。最終的な浸出水の排出量は 8,082 m<sup>3</sup> (44 m<sup>3</sup>/日)と小さく、周辺環境に与えるインパクトはきわめて小さくなっていることが推測される。

一方で、雨期においては埋立地への降水量(124,836 m<sup>3</sup>)から内部へ浸透する割合が 35,978 m<sup>3</sup>と高く、貯留池への流入量も乾期の 11 倍程度に増加する。そのため、降水量が多くても希釈の影響は小さく、越流などによる浸出水の環境漏洩の量も多くなるほか、最終的な浸出水の放流量も 33,019 m<sup>3</sup>(181 m<sup>3</sup>/日)と推定されるなど、乾期に比べても環境影響を考慮した総合的な浸出水管理が必要性和高くなると考えられる。

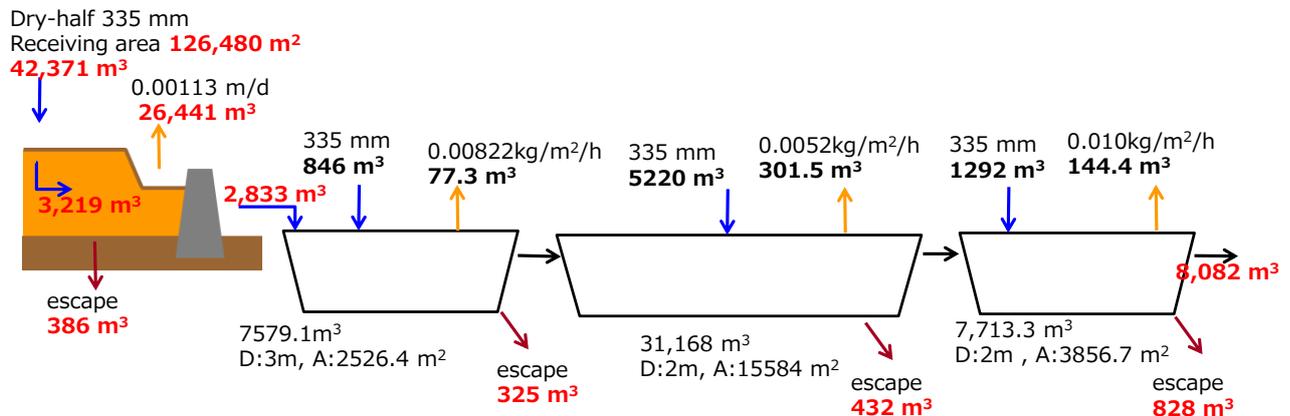


図 7.2 レムチャバン市埋立地における乾期の水収支概要図

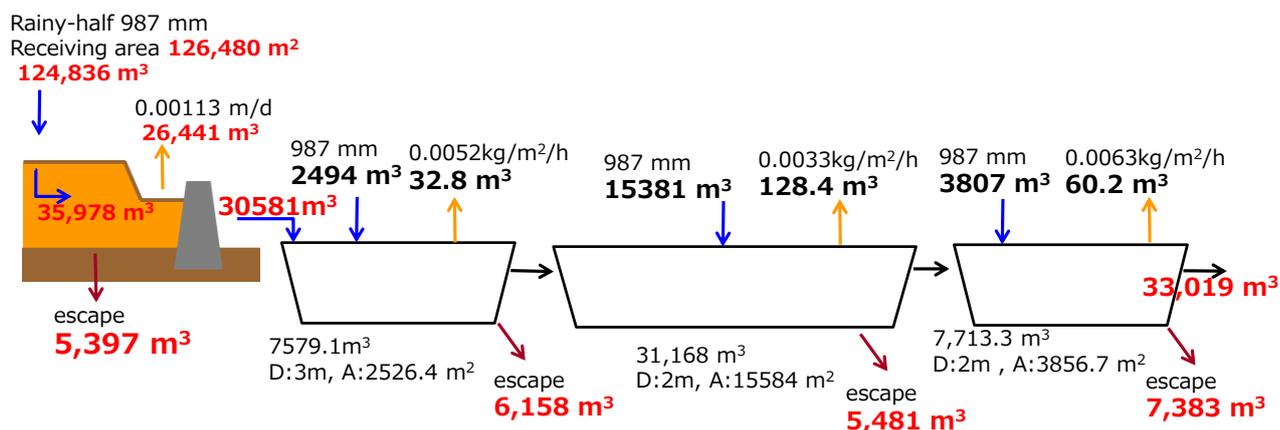


図 7.3 レムチャバン市埋立地における雨期の水収支概要図

#### 7.4 浸出水管理手法と水量削減効果

レムチャバン市埋立地における水収支情報を元に、各種浸出水量削減技術を適用した場合の水量の変化を表 7.1 に示す。なお、人工湿地は三連の調整池の後段に、乾期に発生する浸出水量を処理可能な  $100 \text{ m}^3/\text{day}$  規模の装置を設置することとした。水量削減効果は乾期で 45%、雨季で 35%と仮定した。簡易人工湿地化は調整池面積の 10%が人工湿地の三分の一の水量削減機能を有することとした。また、RO 膜処理および浸出水循環においては  $180 \text{ m}^3/\text{day}$  規模の膜処理装置を設置し、濃縮水が 75%発生し、それを乾期は 1.1 mm、雨季は 0.6 mm までの範囲で埋立層内へ循環させることとした。なお、雨期は浸出水循環のキャパシティはないと考えられるが、参考までに計算値を示した。あわせて、雨期から乾期への移行期における水収支をあわせて示した。人工湿地の設置による蒸発散能力の向上により雨期の未処理放流量は約  $12,000 \text{ m}^3$  削減可能であることが示された。なおここでは人工湿地を経由した浸出水を「処理放流量」として計上したが、処理性能について放流水基準を満たすということではなく、現状の未処理放流とは異なり処理プロセスを経ていることを示している。貯留池の簡易人工湿地化は、安価かつ維持管理が容易な手法として適用可能と考えられるが、水量削減の点では大きな効果は期待できないことが示された。乾期の浸出水循環については、全量が循環可能と考えられ、未処理放流量が達成された。濃縮水による埋立層への水分供給と水質安定化が期待される他、放流水 (RO 処理水) がきわめて良好な水質であることも利点である。一方で、埋立層内の水分量が増加し、埋立層からの地下浸透量が増加することで環境中への漏洩量が増加することが懸念される。雨期においても循環量は制限されるが、未処理放流量の削減には一定の効果を示した。

表 7.1 各種水量削減技術を導入した場合の埋立地水収支( $\text{m}^3/\text{半年}$ )

	乾期			雨期		
	未処理放流量	処理放流量	漏洩量	未処理放流量	処理放流量	漏洩量
現状	8,082	0	1,972	33,019	0	24,419
人工湿地	0	4,445	1,972	14,769	11,863	24,419
貯留池の簡易人工湿地化	7,961	0	1,962	31,863	0	24,239
RO 膜処理・浸出水循環	0	2,021	6,987	11,941	8,213	26,496

## 第八章 アジア現地水処理技術の動向調査および高機能化に関する研究

### 8.1 はじめに

東南アジアの都市における主要な処理方法は直接埋立であるため、発生する浸出水は、腐敗しやすい有機物やアンモニア性窒素を高濃度に含み、黒褐色を呈する腐植物質も多く含んでいる。浸出水処理の現状としては、第六章のタイのノンタブリ埋立地のように処分場のように自然蒸発に依存している場合もあれば、ベトナムのハノイ市のように生物学的処理法とろ過法が、それぞれ単独または併用されており、処理費用は比較的安いものの、十分な処理がされているとは言い難い場合もある。また、処理施設があったとしても、5月～10月の雨期には大量の浸出水が発生するため、処理施設は高負荷状態になり、適切な処理が行えず、埋立処分場の周辺に水質汚濁を生じてしまうこともある (Nguyenら, 2007; 2010)。本章では、インドネシアのPPLi社ならびにベトナムのホーチミン市における埋立処分場での浸出水処理の現地調査の結果をまとめた。

### 8.2 インドネシアでの現地調査

インドネシアの有害廃棄物の公認処理業者は、国内に PT Prasadha Pamunah Limbah Industri (以下 PPLi 社) の 1 社しかない。日本の DOWA グループは、2009 年にこの PPLi 社を買収し、アジアでの事業展開を図っている。PPLi 社が保有するボゴール近郊の埋立地を、2011 年 9 月 16 日に調査した。廃棄物は有毒性に応じて含有量基準クラス I, II に分類され、PPLi 社のクラス分けされた埋立地に処分される。埋立地から発生する浸出水は、埋立地のクラスに関係なく、他の産業廃水とともに処理される。浸出水は 1 カ月に 1000～2000 m<sup>3</sup> 程度発生する。PPLi 社の廃水処理のフローを図 8.1 に示す。浸出水は回分式活性汚泥法 (SBR) による生物処理や活性炭による吸着濾過、中和処理の処理過程を経て、処理の最終段階として人工湿地で処理された後、河川へ放流される。人工湿地は、廃水処理過程としては組み込まれているものの、一部にクサヨシなどが植栽されていたが、全体としては自然湿地に近いものであった。人工湿地の植栽密度や、水量・水流の設計を行えば、窒素や COD をより効果的に除去できると考えられる。人工湿地の処理能を高めることは、SBR などへの負担の軽減により処理コストを下げ、環境負荷を抑える可能性がある。そのためには、導入前に人工湿地の処理能の評価や処理能の維持に関する検討を行う必要がある。PPLi 社の廃棄物や浸出水処理は管理の行き届いたものであった。しかし、インドネシア全体では、浸出水処理を含めたインフラの整備はこれからの課題と言える。維持費用が低く、環境配慮型の処理方法である人工湿地の活用は、この問題の対策として効果的であると考えられるとともに、実用化のための十分な検討を行う必要があると言える。

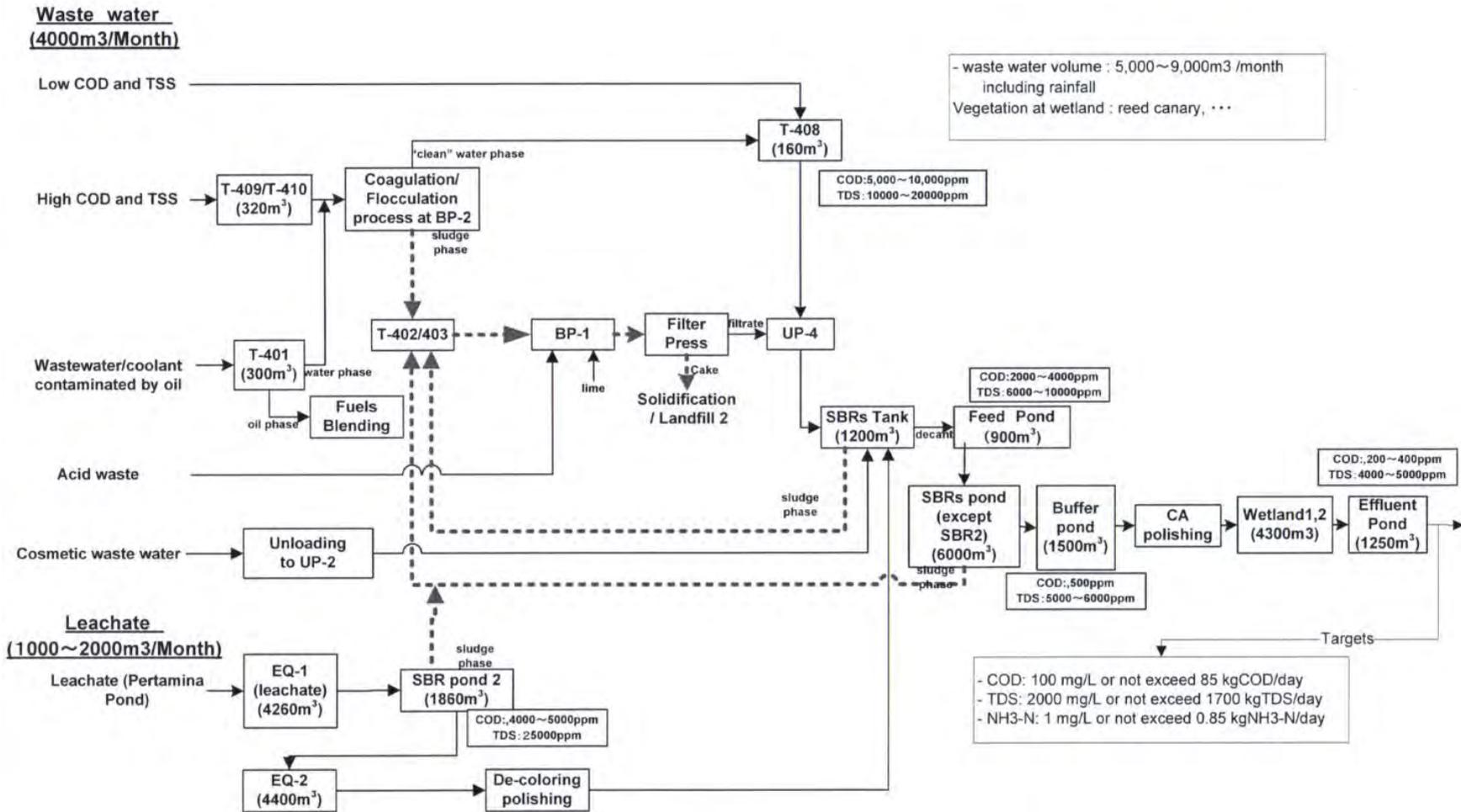


図 8.1 PPLi 社の廃棄物埋立地浸出水の処理フロー

### 8.3 ベトナムでの現地調査

ベトナムは、急激な都市化に伴い、深刻な廃棄物問題に直面している (Nguyen ら, 2010)。都市廃棄物の主要な処理方法は直接埋立であるため、発生する浸出水は、腐敗しやすい有機物やアンモニア性窒素を高濃度を含み、黒褐色を呈する腐植物質も多く含んでいる。浸出水の処理状況は、ハノイ市を例に挙げると、生物学的処理法（活性汚泥法や上向流式嫌気性汚泥床法）とろ過法が、それぞれ単独または併用されており、処理費用は比較的安いものの、十分な処理がされているとは言い難い状況である (石垣ら, 2002 ; 藤田ら, 2003)。また、5月～10月の雨期には大量の浸出水が発生するため、処理施設は高負荷状態になり、適切な処理が行えず、埋立処分場の周辺に水質汚濁を生じてしまうこともある (Nguyen ら, 2007; 2010)。ベトナムのような新興国では、まずは既存の浸出水処理施設を安価で適切に機能させ続けることが重要であるが、最近では先進国と同等の高度な処理技術も導入されつつある。ここではベトナム最大の都市であるホーチミン市の Don Tanh 埋立処分場 (2013年10月)、Phuoc Hiep 埋立処分場、Go Cat 埋立処分場、ならびにビンズオン省にある Nam Binh Duong 埋立処分場 (2012年9月、2013年9月～10月) における浸出水処理施設を調査した。また、ハノイ市の Nam Son 埋立処分場における浸出水処理施設 (2013年3月) を調査した。

#### 1) Don Tanh 埋立処分場

大阪市は平成25年度より、大阪低炭素都市開発支援本部を設置し、ベトナム・ホーチミン市の低炭素都市形成に向けた官民連携の技術協力を開始した。そのプロジェクトチーム (日立造船・大阪市の廃棄物発電プロジェクト) に同行し、ホーチミン市の Don Tanh 廃棄物埋立処分場を視察した。

Don Tanh 処分場 (10,800,000m<sup>2</sup>) は、ホーチミン市の中心地から26km離れた場所に位置している。図8.2に Don Tanh 処分場の浸出水の処理フロー、表8.1に浸出水の水質を示す。衛生的な設計はされておらず、古典的な方式で造成されており、防水ライニン

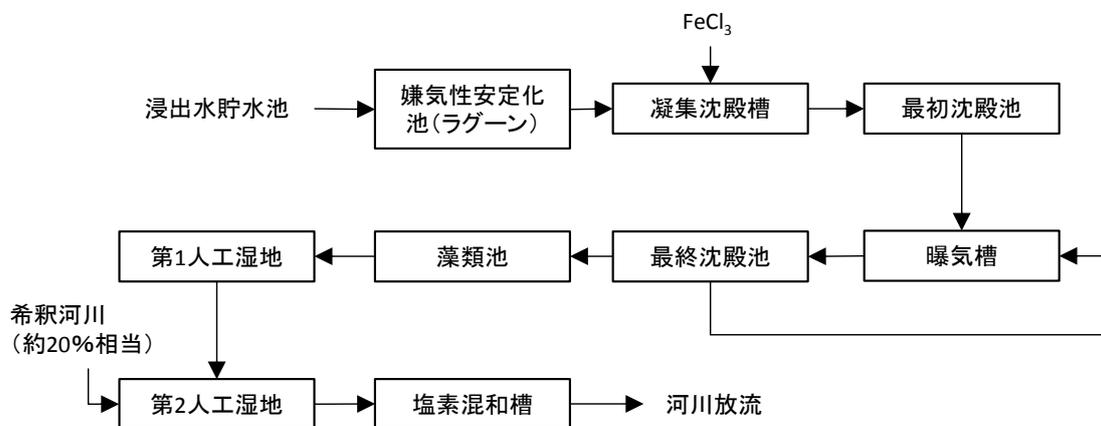


図 8.2 Don Tanh 処分場の浸出水の処理フロー

表 8.1 Dong Thanh 処分場の浸出水の処理水質

	2010年10月		2010年12月		2011年1月		2011年4月	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
pH (25°C)	5.3	2.9	5.7	4.9	6.3	5.7	6.1	3.5
TDS (mg/l)	8190	1700	6640	150	6730	210	5250	540
COD (mg/l)	697	43	389	8	570	22	371	13
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	350	22	203	ND	310	11	180	4
TOC (mg/l)	98	4	69	1	180	6	81	2
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	277	87	210	0	258	3	237	6
Org-N (mg/l)	ND	ND	31	2	39	ND	11	3
Cd (µg/l)	2	ND	1	ND	ND	1	ND	ND
Pb (µg/l)	ND	13	ND	6	ND	5	ND	3
Cr (µg/l)	117	31	120	3	65	2	9	1
Cu (µg/l)	59	28	106	48	71	44	49	41
Ni (µg/l)	5	23	22	7	14	2	17	10
Fe (mg/l)	2138	291	1676	10	977	10	156	1
Coliform (MPN/100ml)	1.5×10 <sup>4</sup>	2.3×10 <sup>2</sup>	4.6×10 <sup>3</sup>	2.3×10 <sup>2</sup>	2.4×10 <sup>3</sup>	1.5×10 <sup>1</sup>	1.1×10 <sup>4</sup>	ND

ND: not detected.

グも発生ガスの収集システムもなく、浸出水は Rach Tra 川に流出している。1991年～2002年まで都市ごみを受け入れ、現在は建設廃棄物のみを受け入れている。埋立地の周囲はコンクリート壁で囲まれ、内側に雨水と浸出水の流出防止のための貯水池が11個ある。浸出水の処理施設がなかったため、2000年に堤防が決壊した際には、周辺地域に大きな被害をもたらした。これまでに浸出水の処理施設の運営を3社が試みたが、排出基準を達成できなかった。2004年に Quoc Viet 社が生物学的処理を中心とする施設で処理に成功した。

#### 1) Phuoc Hiep 埋立処分場

ホーチミン市北部に位置する Phuoc Hiep 埋立処分場 (45 ha) は、CITENCO 社 (ホーチミン市環境会社、City Environmental Company) によって 2003 年から管理・運用が開始され、3,000ton/日の廃棄物を受け入れている。廃棄物を 2.2 m 積み上げ、その上に 20 cm の覆土をしているが、焼却されずに廃棄物が埋められているため、酷い悪臭がしている。また、所々にガス抜き管が設置されており、埋立終了後はメタンガス発電所を建設する計画が予定されている。浸出水は、表 8.2 に示すように pH が若干高く、COD や全窒素の濃度も極めて高く、黒褐色を呈している。現在、Quoc Viet 社と SEEN 社の 2 種の浸出水処理システムを有している。

Quoc Viet 社の浸出水処理システムは 2004 年から稼働しており、排水基準 B1 に適合するように現在は約 1,000 m<sup>3</sup>/day の処理をしている。図 8.3 に示す処理フローによって 45～60 日間の滞留時間で処理されている。Quoc Viet 社の浸出水処理技術は生物学的手法と物理化学的手法を組み合わせている。浸出水は反応池に入り、添加された FeCl<sub>3</sub> と

曝気システムにより混合される。この凝集工程では主に有機物量 (COD) とアンモニア態窒素を処理する。アンモニア態窒素は、pH7.0-8.0 の条件で曝気によってガス態となり、大気に除去される。その後、浸出水は嫌気槽に導入され、pH を約 5.0 に下げため、HCl が添加される。それから浸出水は沈殿池に流れ、続いて酸化池に入り、さらに沈殿池で懸濁物が除去される。その後、水生植物を用いた人工湿地に入り、地下水で適宜希釈され (浸出水 : 地下水 = 6:1)、水路に排出される。なお、この希釈は Urban Environment Company に許可されている。

また、浸出水は、SEEN 社の処理能力 1,000 m<sup>3</sup>/日を有する処理施設で図 8.4 に示す工程で 2009 年 5 月から処理されている。流量調整槽に貯められていた浸出水は、スクリーンで大きな懸濁物質が除去された後、石灰が添加されることで、凝集沈殿が施される。pH をアルカリ性にした状態で、空気を吹き込むことで、アンモニアがガスとなって除去される。中和処理の後、活性汚泥法によって生分解性の有機物が除去され、さらに第一鉄塩と過酸化水素が添加されることによって残存する難分解性有機物は、フェントン酸化反応によって分解される。中和処理後、ポリマーを加えることで酸化鉄が凝集沈殿で除去され、砂ろ過で細かな懸濁物質が除去される。最後に塩素消毒が施され、河川や浄化池に放流されている。凝集沈殿や活性汚泥法で発生した汚泥は、濃縮後に乾燥処理されている。処理された浸出水の水質は、表 8.2 に示すようにベトナムの浸出水排水基準 B1 を十分満たすものであり、ほぼ無色透明な清澄な状態であった。

表 8.2 に Quoc Viet 社と SEEN 社の処理水の水質をまとめた。乾期のほうが水量は少なくなるものの、各物質の濃度が高くなる傾向があった。SEEN 社の処理のほうが高度ではあるため、より高度な水質が得られているが、Quoc Viet 社は地下水で希釈しているため、TDS (total dissolved solids) 濃度は低い値が得られていた。

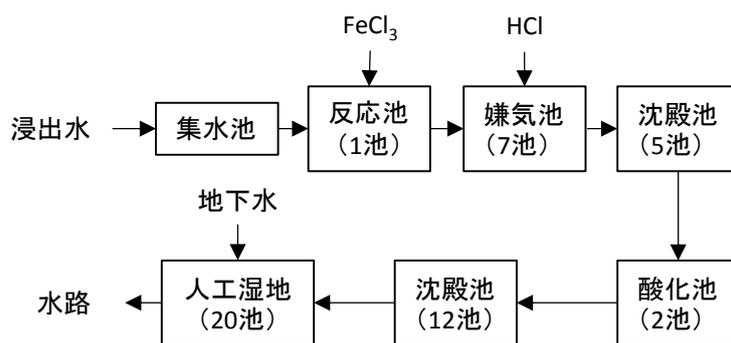


図 8.3 Phuoc Hiep 埋立処分場の Quoc Viet 社の浸出水処理プロセス

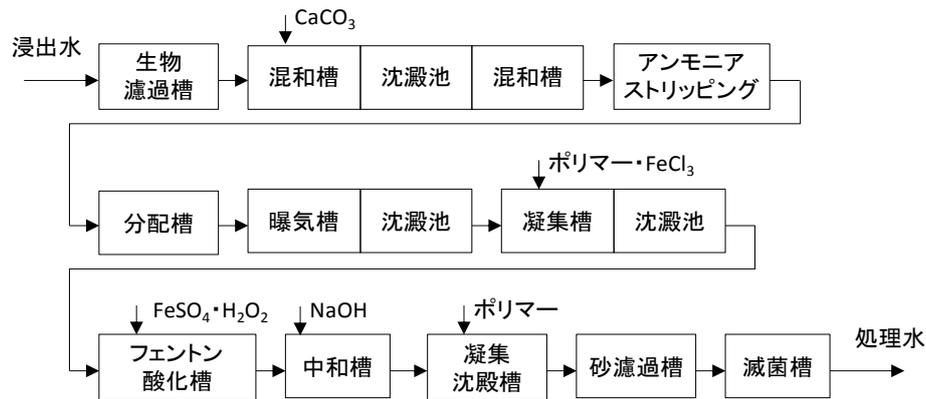


図 8.4 Phuoc Hiep 埋立処分場の SEEN 社の浸出水処理プロセス

表 8.2 Phuoc Hiep 埋立処分場（SEEN 社）と GoCat 埋立処分場の浸出水の水質

	pH (-)	TSS (mg/l)	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	試料採取日
Phuoc Hiep 処分場 浸出水	8.1-8.4	-	1740-3580	-	515-820	-	2012 年 5-8 月 (n=6)
処理水	6.8-7.3	9-15	60-100	12-24	16-23	6.7-13.2	2012 年 8 月 (n=5)
Go Cat 処分場 処理水	6.9-7.4	12-16	70-100	11-22	17-23	8.1-12.9	2012 年 8 月 (n=4)
浸出水排水基準 B1	5.5-9.0	100	400	100	60	25	

### 3) Go Cat 埋立処分場

Go Cat 埋立処分場 (22 ha) は、ホーチミン市の中心部に近い住宅地に隣接している (Nguyen ら, 2007 ; 2010 ; 澤村ら, 2007 ; 児嶋, 2008)。2001 年に運用を開始し、6 年間運用された後、2007 年に閉鎖された。現在は埋められた廃棄物の上に 1.5 m の覆土を被せ、さらに黒いプラスチックシートを覆っている。現在の浸出水処理施設は 2008 年から供用されており、処理量は約 150 m<sup>3</sup>/日と少ないが、その基本構成は、Phuoc Hiep 埋立処分場のものと同じであり、やはりアンモニアストリッピングや活性泥法、フェントン酸化反応が処理の中心を担っている。浸出水は、やはり黒褐色を呈しており、処理前の浸出水の水質データは今回の調査では入手できなかったが、雨季と乾季で水量と水質が大きく変化することが報告されている (Nguyen ら 2007)。

表 8.3 Phuoc Hiep Landfill の浸出水の処理前後の水質

		雨期						乾期								
		2010年8月			2010年10月			2010年12月			2011年2月			2011年4月		
		処理前	処理水*	処理水**	処理前	処理水*	処理水**	処理前	処理水*	処理水**	処理前	処理水*	処理水**	処理前	処理水*	処理水**
pH	-	8.09	6.91	7.39	7.97	6.63	7.06	8.04	5.6	6.98	8.06	5.92	7.22	8.03	6.66	7.25
TDS	mg/l	8,820	1,245	5,450	8,720	411	4,970	8,850	4,680	7,350	11290	2690	8720	8600	547	7100
COD	mgO <sub>2</sub> /l	1406	65	64	1955	16	58	1678	112	74	3336	120	112	2459	19	122
BOD <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /l	330	18	11	330	5	11	600	54	23	1200	37	24	1450	9	44
TOC	mg/l	320.2	18.7	8.9	287.4	1.2	7.4	362	31.2	10.2	545.0	28.7	18.6	645.0	3.0	28.5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	508.2	92.7	4.6	1365	18.8	3.4	813.4	376.6	4.1	1155	208.6	10.9	658.0	29.3	5.5
N-Org	mg/l	82.9	5.9	1.5	119.0	4.8	1.5	53.2	11.2	1.3	329	18.2	4.2	98.0	2.0	ND
Cd	mg/l	0.001	ND	ND	0.001	ND	ND	0.001	ND	ND	0.001	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	mg/l	0.015	ND	0.005	0.016	0.007	0.008	0.011	ND	0.004	0.032	ND	ND	0.008	ND	0.004
Cr	mg/l	0.280	0.010	0.003	0.293	0.005	0.003	0.262	0.024	0.006	0.360	0.007	0.006	0.260	0.002	0.036
Cu	mg/l	0.062	0.036	0.038	0.048	0.030	0.028	0.082	0.046	0.05	0.127	0.039	0.200	0.079	0.053	0.124
Ni	mg/l	0.178	0.003	0.012	0.162	0.002	0.007	0.184	0.004	0.024	0.226	0.004	0.060	0.169	0.003	0.056
Fe	mg/l	7.24	5.72	0.30	15.44	0.90	0.28	4.12	294.5	0.35	30.70	26.46	0.44	3.33	2.15	0.63
Coliform	MPN/100ml	24×10 <sup>4</sup>	23	93	4600	150	23	ND	ND	43	ND	23	ND	ND	ND	23

注: ND: 非検出, -: 未測定; \*: Quoc Viet 社; \*\*: SEEN 社.

Source: the research project: "Research on the effects of the waste landfills (Go Cat, Dong Thanh, Phuoc Hiep) to the aquifers in Ho Chi Minh City" (Department of Science and Technology of Ho Chi Minh City, 2011).

その処理後の水質は、やはりベトナムの基準を満たすものであり（表 8.3）、ほぼ無色透明な状態であった。しかしながら、これらの技術は化学薬剤とエネルギーを多く使い、処理コストが高くなる。施設の維持費用は 1 カ月あたり約 29,500 ドルであり、その内訳は処理費用 22,000 ドル、従業員の賃金として 7,500 ドルとのことである。なお、以前は上向流式嫌気性汚泥床法や、嫌気無酸素好気活性汚泥法、ナノろ過処理などを組み合わせた施設で浸出水は処理されていた(児嶋, 2008)。現在は、その施設は使われていないが、ナノろ過装置が残存している。

#### 4) Nam Binh Duong 埋立処分場

ホーチミン市の北側に隣接しているビンズオン省の BIWASE 社 (Binh Duong Water Supply -Sewage-Environment Company) の Nam Binh Duong 衛生型埋立処分場 (10.4 ha) は、2009 年夏から供用されたばかりであり、現在は 2.4ha の埋立面積であるが、さらに 4.5ha の拡張を計画している。都市廃棄物の埋立処分だけでなく、産業廃棄物の保管庫や小型の焼却炉(処理能力 7300 kg/h)、有害な廃棄物の埋め立てのための安全な一般廃棄物とは別の処分場が存在している。また、廃棄物の固化処理(60 m<sup>3</sup>/h)やコンクリートなどへのリサイクル(10 t/day)が行われており、2013 年からは廃棄物のコンポスト化も開始される予定である。

浸出水処理施設の基本構成は、Phuoc Hiep 埋立処分場のものと同じであり、960m<sup>3</sup>/日の処理能力を有し、全工程の処理時間は約 1 週間である。新しい処分場であるため、SCADA (Supervisory Control And Data Acquisition)による制御システムが導入されていた。供用開始時のサンプルが分析室に保管されており(図 8.5)、処理前は黒褐色を呈した浸出水が、単位処理を施すごとに汚濁物質が除去され、凝集沈殿によって茶色になったものが、フェントン酸化によって、ほぼ無色透明となる様子が展示されている。表 8.4 に示すように、浸出水の COD、BOD、全窒素は最終的にベトナムの浸出水排水基準 A を満たし、極めて清澄な状態になっている。

表 8.4 Nam Binh Duong 埋立処分場の浸出水の水質

	COD (mg/l)	BOD (mg/l)	T-N (mg/l)
浸出水	2450	1028	784
生物処理後	635	52	58
物理化学処理後	220	15	14
フェントン酸化反応後	120	13	11
処理水	48	16	10
浸出水排水基準 A	50	30	15

(A) (B) (C) (D) (E)



図 8.5 Nam Binh Duong 埋立処分場の浸出水と処理水の外観。(A)浸出水、(B)生物処理後、(C)物理化学処理後、(D)フェントン酸化反応後、(E)処理水

### 5) Nam Son 埋立処分場

Nam Son 処分場は Urban Environment Company (URENCO) によって管理されており、ハノイ市から発生する廃棄物を受け入れている。ハノイの中心部から北に 55 km、車で 1 時間 20 分の場所に位置する。表面遮水工の施工と共に浸出水集水管、地下水排水管が施された処分場であり、1999 年から埋立が開始され、敷地面積は 83 ha である。1 個当たり 3-5 ha の埋立セルが 9 個存在し、合計面積 50ha であるが、8 セルが既に満杯となっている。Phuoc Hiep 処分場や Nam Binh Duong 処分場と同様に、廃棄物は焼却されずにそのまま埋め立てられていた。しかし、涼しい気候であったためか、南部の処分場に比べて悪臭はそれほどなく、ハエもあまり存在しなかった。

以前は、活性汚泥法と UASB 法(上昇流嫌気性スラッジブランケット法)の併用による生物学的処理法を主体とした浸出水処理が行われていたが(石垣ら,2002;藤田ら,2003)、図 8.6 に示すように現在の浸出水処理施設は 2005 年から運転を開始し酸性槽→調整槽→アンモニアストリッピング→分配槽→SBR (回分式活性汚泥法) →沈殿→フェントン反応 →UASB →砂ろ過→活性炭吸着→調整槽→塩素消毒→貯留槽→河川放流、の順となっており、大幅に施設が更新されていた。ベトナムの B 排水基準をクリアするように処理が行われており、乾季 1500 m<sup>3</sup>/day、雨季 1800 m<sup>3</sup>/day、平均で 1600 m<sup>3</sup>/day の処

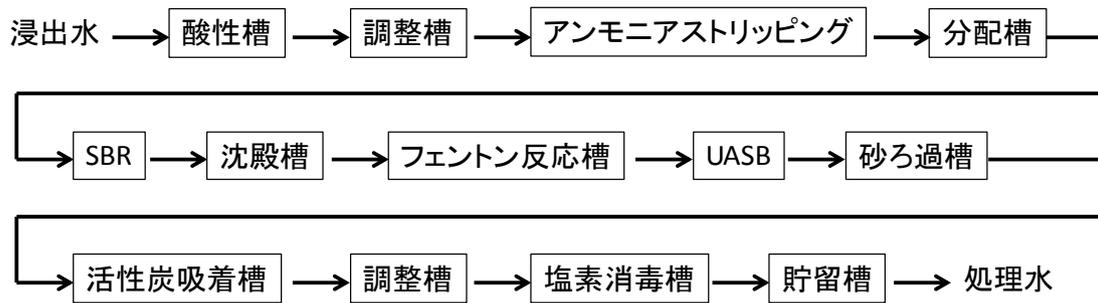


図 8.6 Nam Son 埋立処分場の浸出水処理プロセス。

理能力を有する。これらの処理プロセスは、Nam Binh Duong 埋立処分場と同じような管理システムで制御されていた。

#### 8.4 結論

- (1) 現地調査から、埋立地浸出水処理の主体に生物学的処理法やろ過法が報告されていたハノイ市と比べ、ホーチミン市やその周辺地域では、活性汚泥やフェントン酸化反応や、一部では SCADA システムなど、先進国並みの高度技術が導入されていることがわかったが、これらの施設はエネルギーを消費し、処理費用は決して安くはなく、適正に維持・管理し続けることが課題であると考えられる。ベトナムのような熱帯・亜熱帯に属する新興国では、上向流嫌気性汚泥床法と下向流懸垂型スポンジ法を組み合わせたエネルギー消費の少ない方式（高橋ら 2004）や、人工湿地（神保ら 2011）のようなパッシブ型の処理方式の利用も有望であると推察された。
- (2) 一方で、熱帯地域での人工湿地による浄化の適用方法に関する十分な情報がなく、また、PPLi 社のように、処理プロセスに人工湿地を組み込んでいても、人工湿地の浄化ポテンシャルを活用しきれていない事例もあることから、人工湿地の浸出水処理への適用性の評価を行うことは重要である。
- (3) 人工湿地の設計には、浸出水の水質特性に加え、降水などの地域の特徴を考慮に入れた設計が必要である。また、浄化能を高めるために、人工湿地の多様な除去メカニズムを踏まえた評価が必要といえる。

#### 謝辞

Phuoc Hiep 埋立処分場、Go Cat 埋立処分場、Don Thanh 処分場の調査では、Le Huu Phuc 氏、Tran Minh Quan 氏（ホーチミン市天然資源環境局）の協力を受け、Dinh Tien Phong 氏（ベトナム国立大学ホーチミン市校）と Ho Lai Phuong 氏の協力・通訳を受けた。Nam Binh Duong 埋立処分場の調査では、Nguyen Thanh Phong 氏（BIWASE 社）の協力を受けた。Nam Son 埋立処分場の調査では、Luong Thi Mai Huong 氏（URENCO）の協力を受けた。関係各位に深く感謝の意を表す。

## 参考文献

- 石垣智基, 立田真文, Le Van CHIEU, Cao The HA, Pham Hung VIET, 池道彦, 藤田正憲 ベトナム・ハノイにおける廃棄物最終処分場浸出水の汚染実態調査ならびに促進酸化による有機物および色度除去法の検討. 水環境学会誌. 2002; 25: 629-634.
- 児嶋英樹 大阪府ーベトナム (ホーチミン地区) 間における環境ビジネス調査実施について. 環境技術. 2008; 37: 18-195.
- 澤村啓美, 山田正人, 宮城俊彦, 石垣智基, 池道彦 亜熱帯・熱帯地域の廃棄物埋立地における微生物生態系の調査, 水環境学会誌, 30, 621-628, 2007.
- 神保有亮, 蛭江美孝, 桂萍, 稲森悠平, 徐開欽 生活排水を処理するハイブリッド型人工湿地における STEP 流入による窒素除去性能の向上と N<sub>2</sub>O 排出量の削減. 用水と廃水. 2011; 53 (12): 975-982.
- 高橋優信, 山口隆司, 上村繁樹, 大橋晶良, 原田秀樹 発展途上国に適用可能なエネルギー最小消費型の下水処理プロセスの開発-スポンジ担体散水ろ床 (DHS-G3) リアクターの処理性能-. 環境工学研究論文集. 2004; 41: 175-186.
- 藤田正憲, 池道彦, 石垣智基, 浅野昌弘 ベトナム・ハノイ市における廃棄物処分の現状. 環境技術. 2003; 32: 611-616.
- Nguyen Nhu Sang, 惣田訓, 石垣智基, 清和成, 池道彦 ベトナムホーチミン市における都市廃棄物の埋立処分場の現状. 大阪産業大学人間環境論集. 2010; 9: 277-289.
- Nguyen Nhu Sang, Satoshi Soda, Kazunari Sei, Lam, Minh Triet, Michihiko Ike Performance of lab-scale membrane bioreactor for treatment of leachate from Go Cat landfill in Hochiminh City. Japanese Journal of Water Treatment Biology. 2007; 43: 43-49.

## 第九章 アジア地域の埋立地技術および水処理技術導入効果の評価

国立環境研究所 石垣 智基

### 9.1 はじめに

本章では、複数のアジア巨大都市（タイ・バンコク、インドネシア・ジャカルタ、ベトナム・ハノイを想定）の廃棄物埋立地・浸出水管理の動向について、昨年度までに得られた成果と構築された評価ツールをさらに精査し、環境負荷の発生源単位の作成に向けたデータ整備を実施した。廃棄物管理から処分に至るまでの地域環境および地球環境に与える負荷について、技術・システムの導入による削減効果の定量的な評価を可能とするための評価方法を構築した。

### 9.2 アジア大都市域における廃棄物埋立地および浸出水管理の情報収集

#### 9.2.1 エネルギー消費・生産量

- (1)埋立地における埋立作業に関わる重機台数および使用重機のエンジン排気量を元に、埋立トンあたりのエネルギー消費量を算出した。即日、中間・最終覆土材料に発生土以外の材料を使用する場合には、その採掘もしくは製造に係るエネルギー消費量について情報を取得した。
- (2)浸出水管理における、貯留池の管理や処理施設運転に係る直接エネルギー消費量および薬剤（苛性ソーダ、凝集剤等）の消費に係る間接的なエネルギー消費量を算出した。特に、人工湿地の運転管理に係る直接および間接的なエネルギー消費に関する情報を集積した。
- (3)浸出水の未処理水域放流に係る水質汚濁の程度と将来的な汚濁浄化作業に要するエネルギー量を算出し、水質汚濁負荷あたりのエネルギー消費量として算出した。
- (4)埋立地から発生するメタンガスから得られる電力および熱源利用に基づくエネルギー生産可能量を算出した。

#### 9.2.2 温室効果ガス排出量

- (1)埋立地における埋立作業に関わる重機台数および使用重機のエンジン排気量を元に、埋立トンあたりの温室効果ガス排出量を算出した。また、消費エネルギーあたりの温室効果ガス排出量として代替するとともにその妥当性について検証。即日、中間・最終覆土材料に発生土以外の材料を使用する場合には、その採掘もしくは製造に伴う温室効果ガス排出量について情報を取得した。
- (2)浸出水管理における、貯留池の管理や処理施設運転に係る直接温室効果ガス排出量および消費薬剤（苛性ソーダ、凝集剤等）の製造にかかる間接的な温室効果ガス排出量を算出した。特に、人工湿地の運転管理に係る直接および間接的な温室効果ガス排出に関する情報を集積した。
- (3)浸出水の未処理水域放流に係る水質汚濁の程度とそこからの直接的な温室効果ガス排出量ならびに将来的な汚濁浄化作業時における温室効果ガス排出量を算出し、水質汚濁負荷あたりの温室効果ガス排出量として算出した。
- (4)埋立地から発生するメタンガスから得られる電力および熱源利用に基づくエネルギー生産量に対し代替可能な当該グリッドにおける温室効果ガス排出原単位情報を取得した。

#### 9.2.3 コスト

- (1)埋立地における埋立作業に関わる重機運転ならびに維持管理に係るコスト（人件費を含む）を算出した。また、即日、中間・最終覆土材料に発生土以外の材料を使用する場合には、その調達

費用について情報を取得した。

(2) 浸出水管理における、貯留池の管理や処理施設運転に係る費用（人件費を含む）および消費薬剤（苛性ソーダ、凝集剤等）の購入に係る費用を算出した。

(3) 浸出水の未処理水域放流に係る水質汚濁の程度に対して、将来的に必要となる汚濁浄化作業時に係る事業費用を算出した。

(4) 埋立地から発生するメタンガスから得られる電力および熱源利用に基づくエネルギー生産量に対し、当該グリッドの購入・販売金額に関する情報を取得した。

### 9.3 アジア地域への新たな導入が想定される技術

アジア地域に新たに導入される技術として、準好気性埋立、埋立地ガスエネルギー回収、浸出水循環を伴うバイオリクター型埋立をここでは想定する。各種埋立技術の概要を表9.1に示す。

(1) 準好気性埋立は日本型の技術であり、微節物反応を活用してメタンの発生を抑制する技術であり、さらに浸出水処理により周辺環境への汚染を防ぐ技術である。焼却灰中心の埋立にも対応可能であり、焼却処理との組合せで施設規模を小さくすることも可能である。

(2) 埋立地ガスエネルギー回収は欧米で積極的に導入されている技術であり、埋立ガスの回収・発電利用により廃棄物エネルギーを積極活用を図る技術である。ただし、この場合は浸出水処理における窒素の分解のために追加的な薬品の投入が必要となる場合がある。

(3) 浸出水循環を伴うバイオリクター型埋立は準好気性埋立を応用した技術であり、浸出水を埋立地内部に循環することにより、溶存酸素を埋立地内部に供給し、微生物反応によりメタンガス発生の抑制と浸出水の浄化を図る。高価な浸出水処理施設の建設を伴わずに、微生物反応を最大限に活用して環境対策を図る技術であり、維持管理も容易であることから、アジアにおいて比較的導入しやすいシステムと考えられる。ただし、有害物質に関する環境保全効果は乏しい。

最終処分場構造や浸出水処理施設の諸元は、対象となる埋立ごみ量、埋立ごみ質、地形、地盤条件、降水量等によって左右され、それに基づいてインベントリデータも異なる。また、GHG排出量は国によって排出係数が異なるため一概に規定することはできない。そのため、ここでは上記のシステムについて、エネルギー消費、温室効果ガス排出、コストの面から定性的に評価する。それぞれの原単位算出において参照とした海外事業を表9.2に示す。

表9.1 各種埋立技術の概要および特性一覧

項目		準好気性埋立	埋立地ガス エネルギー回収	バイオリアクター 型埋立	
システム 概要	埋立ガス	埋立地内部への 空気導入を促進 し、好気性微生物 反応によりメ タンガスの発生 を抑制	埋立地内部を嫌気 性に保ち、嫌気性 微生物反応により 発生したメタンガ スを回収し、ガス エンジンを用いて 発電利用	準好気性構造とす るとともに、浸出 水の循環により溶 存酸素を返送水と ともに埋立地内部 に供給し、微生物 反応によりメタン ガスの発生を抑制	
	浸出水処理	浸出水処理施設 により処理後、 放流	浸出水処理施設に より処理後、放流	浸出水を処分場に 散水し、微生物反 応により浸出水の 浄化を図る。	
エネルギー 消費等	埋立作業	重機燃料	同左	同左	
	浸出水 処理	電力	プラント電力	同左	
		薬品	薬品	薬品 ※脱窒のための薬 品が追加的に必要 となる場合がある	なし
	埋立ガス	埋立ガス回避	埋立ガス発電	埋立ガス回避	
温室効果 ガス排出 量	埋立作業	燃料消費に伴う GHG排出	同左	同左	
	浸出水 処理	電力	電力消費に伴う GHG排出は大	同左	
		薬品	薬品消費に伴う GHG排出は小	薬品消費に伴う GHG排出は小。 ※追加的な薬品に 伴うGHG排出が ある場合がある	なし
	埋立ガス	GHG排出は小	発電利用による GHG削減効果	GHG排出は小	
費用	埋立作業	重機損料 重機燃料 人件費	同左	同左	
	浸出水 処理	設備	施設建設費	施設建設費	
		電力	施設稼働電力	施設稼働電力	循環ポンプ稼働電 力
		薬品	薬品代	薬品代 ※追加的な薬品代 が必要となる場合 がある	なし
	埋立ガス	なし	売電収入、クレジ ットなど	なし	

表9.2 CDMプロジェクトにおけるエネルギー生産量および温室効果ガス削減量一覧

CDM-EB Ref	2467
CDMプロジェクト名	Landfill Gas Recovery and Utilization at Bukit Tagar Sanitary Landfill, Hulu Selangor in Malaysia
ホスト国	マレーシア
プロジェクトの種類	メタン回収・利用 (landfillガス回収・発電)
面積	700エーカー (約2,833千m <sup>2</sup> )
埋立容量・規模	・最低3,000 t-solid waste/day ×40年
埋立実績	・平均2000t-MSW/day
発電電力量	17,345MWh/year (2011-2015見込み)
温室効果ガス削減量	219,625 t-CO <sub>2</sub> /year (平均・見込み)

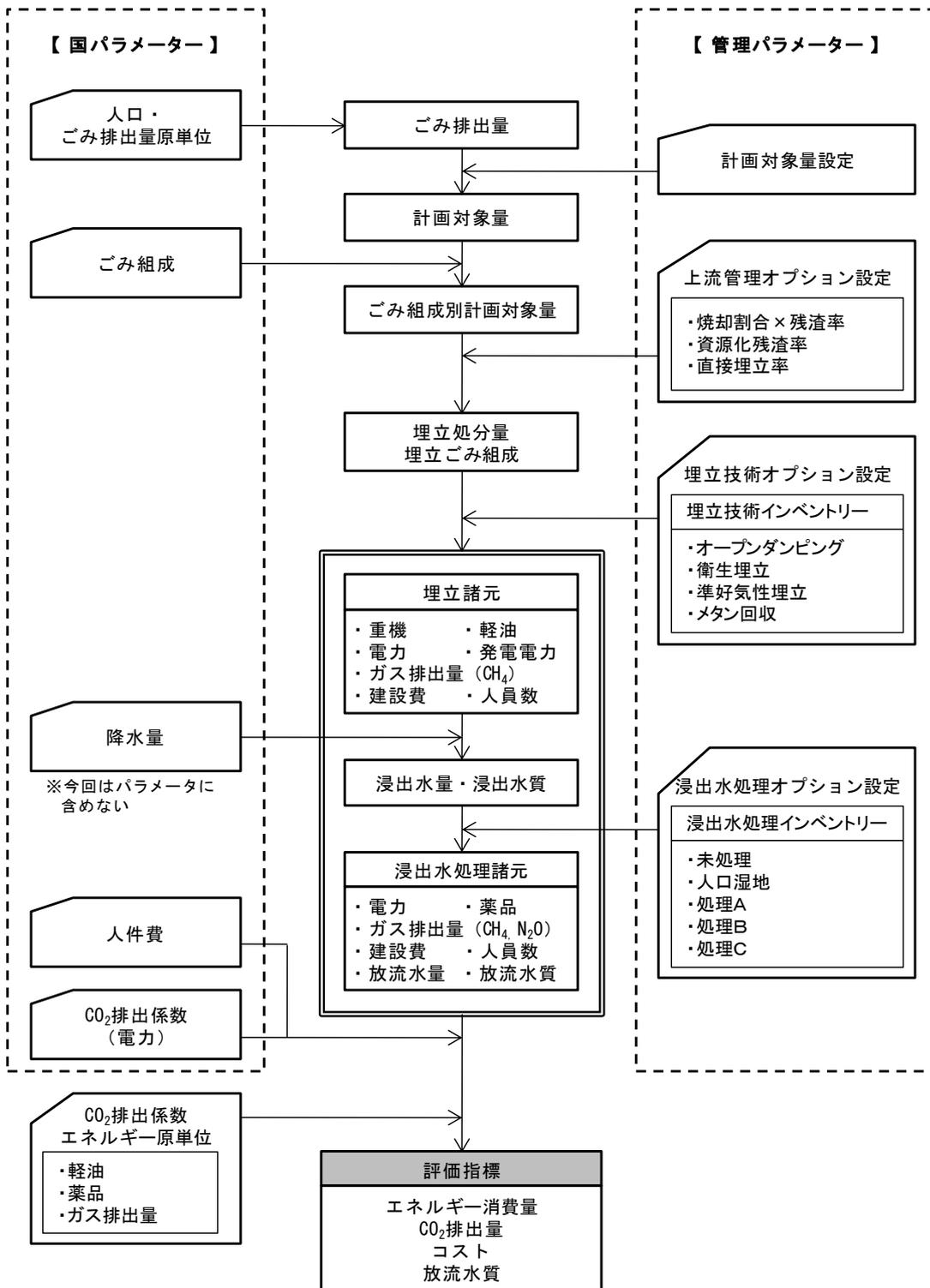
CDM-EB Ref	1664
CDMプロジェクト名	Mianyang Landfill Gas Utilisation Project
ホスト国	中国
プロジェクトの種類	メタン回収・利用 (landfillガス回収・発電)
面積	・ 11.7 ha (1171千m <sup>2</sup> )
埋立容量・規模	・ 2.2Mt (第2エリア)
埋立実績	・ 500~600t/day
年間電力供給量	10,8368MWh.Max (8,661 MWh avg over 10 years)
温室効果ガス削減量	93,539 t-CO <sub>2</sub> /year

CDM-EB Ref	851
CDMプロジェクト名	Daegu Bangcheon-Ri Landfill Gas CDM Project
ホスト国	韓国
プロジェクトの種類	メタン回収・利用 (landfillガス回収・発電)
面積	・ 596.8千m <sup>2</sup> (Total project area : 96,760m <sup>2</sup> )
埋立容量・規模	・ 埋立可能量 (possible landfill capacity) : 1567万t
埋立実績	・ 1990年～現在 : 1470万t-MSW ・ 2005～2026年 : 914万t-MSW (見込み)
ガス供給・発電量	埋立ガス供給量 (消費者向け) : 130 Nm <sup>3</sup> /min 発電 (所内消費向け) : 1.5MW
温室効果ガス削減量	404,872 t-CO <sub>2</sub> / year

## 9.4 導入技術・システム評価ツールのプロトタイプの構築

### 9.4.1 算定手順

導入技術・システム評価ツールの算定手順を以下に示す。評価ツールは、Microsoft Excelベースで作動するワークシート版と、タッチ操作で作動するインタフェースで作動するAndroid アプリ版を用意した。



### 9.4.2 デフォルトデータを用いた評価ツールによる計算例

(1) 選択都市：ヤンゴン、廃棄物管理：金属のみ民間リサイクル、埋立管理：オープンダンピング、浸出水処理：未処理放流

#### ■基礎情報設定

項目	単位	選定値	備考
都市選択	—	1	1:ヤンゴン, 2:ハノイ, 3:ジャカルタ, 4:バンコク, 5:東京, 6:ユーザー設定
日ごみ排出量	t/日	1,958	
計画対象ごみ量	t/日	1,958	※1日あたりごみ排出量を超えないように設定。
計画埋立期間	年	20	
通貨レート	円/\$	100	

#### ■上流管理オプション設定

	焼却	資源化	直接埋立	合計
厨芥	0%	0%	100%	100%
プラスチック	0%	20%	80%	100%
紙	0%	10%	90%	100%
木	0%	10%	90%	100%
布・繊維	0%	10%	90%	100%
金属	0%	40%	60%	100%
ガラス	0%	10%	90%	100%
その他	0%	0%	100%	100%

	焼却	資源化
残渣率	15%	30%

#### ■埋立技術オプション設定

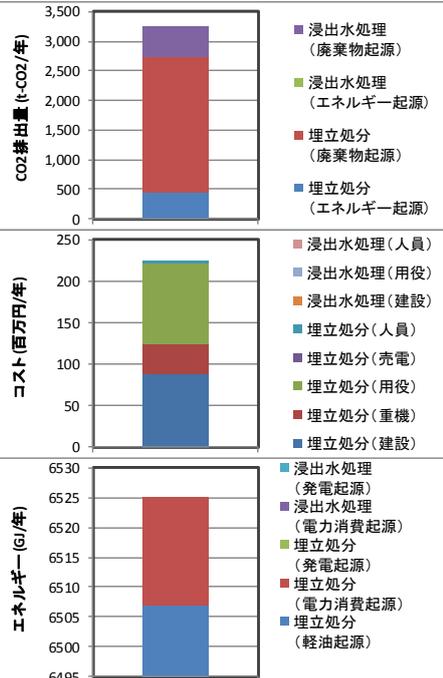
項目	単位	選定値	備考
埋立技術	—	1	1:オープンダンピング, 2:衛生埋立, 3:準好気性埋立, 4:メタン回収

#### ■浸出水処理オプション設定

項目	単位	選定値	備考
浸出水処理	—	1	1:未処理放流, 2:未処理浸出水循環, 3:人工湿地放流 4:人工湿地浸出水循環, 5:処理A, 6:処理B, 7:処理C

#### ■計算結果

項目	単位	値	備考	
入力	埋立処分量	t/日	1,874	
	重機台数	ブルドーザー	台	4
		バックホウ	台	0
		ダンプトラック	台	0
	人員 (埋立)	管理者	人	1
		庶務担当	人	2
		計量事務	人	4
		施設管理	人	2
		埋立作業	人	6
	人員 (浸出水処理)	管理	人	0
機械		人	0	
電気		人	0	
出力	浸出水	m3/日	4,706	
	放流水	m3/日	4,706	
		pH	—	
		BOD	mg/L	108,630
		COD	mg/L	
		SS	mg/L	
		T-N	mg/L	4,345
	ガス	CH4	kg-CH4/日	0.0510
		N2O	kg-N2O/日	0.0010
		発電電力	MWh/日	0
CO2排出量	埋立処分	エネルギー	t-CO2/年	443
		廃棄物	t-CO2/年	2,295
	浸出水処理	エネルギー	t-CO2/年	0
		廃棄物	t-CO2/年	502
	合計	t-CO2/年	3,241	
コスト	埋立処分	建設	百万円/年	89
		重機	百万円/年	35
		用役	百万円/年	97
		売電	百万円/年	0
		人員	百万円/年	3
	浸出水処理	建設	百万円/年	0
		用役	百万円/年	0
		人員	百万円/年	0
		合計	百万円/年	224
		エネルギー消費	埋立処分	軽油
電力	GJ/年			18
浸出水処理	発電		GJ/年	0
	電力		GJ/年	0
	発電		GJ/年	0
合計	GJ/年	6,525		



(2) 選択都市：ハノイ、廃棄物管理：一部の厨芥発生源分別、プラスチック・紙・金属の民間リサイクル、埋立管理：衛生埋立、浸出水処理：未処理放流

■基礎情報設定

項目	単位	選定値	備考
都市選択	—	2	1: ヤンゴン, 2: ハノイ, 3: ジャカルタ, 4: バンコク, 5: 東京, 6: ユーザー設定
日ごみ排出量	t/日	4,355	
計画対象ごみ量	t/日	4,355	※1日あたりごみ排出量を超えないように設定。
計画埋立期間	年	20	
通貨レート	円/\$	100	

■上流管理オプション設定

	焼却	資源化	直接埋立	合計
厨芥	0%	0%	100%	100%
プラスチック	0%	40%	60%	100%
紙	0%	40%	60%	100%
木	0%	10%	90%	100%
布・繊維	0%	10%	90%	100%
金属	0%	40%	60%	100%
ガラス	0%	10%	90%	100%
その他	0%	0%	100%	100%

	焼却	資源化
残渣率	15%	30%

■埋立技術オプション設定

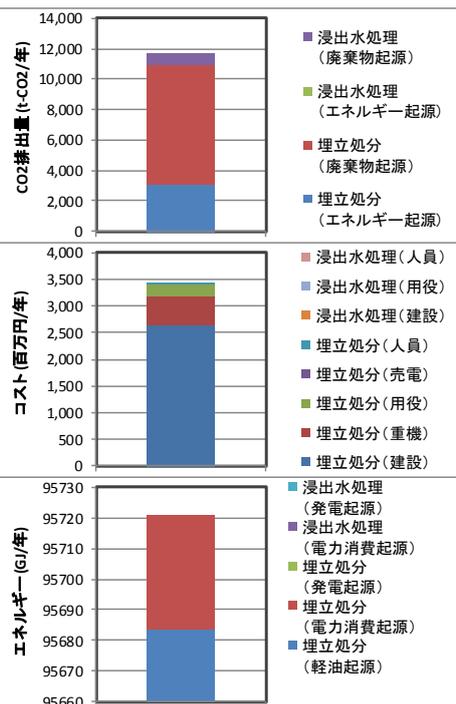
項目	単位	選定値	備考
埋立技術	—	2	1: オープンダンプ、2: 衛生埋立, 3: 準好気性埋立, 4: メタン回収

■浸出水処理オプション設定

項目	単位	選定値	備考
浸出水処理	—	1	1: 未処理放流, 2: 未処理浸出水循環, 3: 人工湿地放流 4: 人工湿地浸出水循環, 5: 処理A, 6: 処理B, 7: 処理C

■計算結果

項目	単位	値	備考	
入力	埋立処分量	t/日	3,867	
	重機台数	ブルドーザ	台	30
		バックホウ	台	21
		ダンプトラック	台	28
	人員 (埋立)	管理者	人	1
		庶務担当	人	2
		計量事務	人	4
		施設管理	人	4
		埋立作業	人	119
	人員 (浸出水処理)	管理	人	0
機械		人	0	
電気		人	0	
出力	浸出水	m <sup>3</sup> /日	6,799	
	放流水		m <sup>3</sup> /日	6,799
		pH	—	
		BOD	mg/L	225,741
		GOD	mg/L	
		SS	mg/L	
		T-N	mg/L	9,028
	ガス	CH <sub>4</sub>	kg-CH <sub>4</sub> /日	0.0736
N <sub>2</sub> O		kg-N <sub>2</sub> O/日	0.0014	
発電電力	MWh/日	0		
CO <sub>2</sub> 排出量	埋立処分	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	3,018
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	7,950
	浸出水処理	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	0
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	726
合計	t-CO <sub>2</sub> /年	11,694		
コスト	埋立処分	建設	百万円/年	2,644
		重機	百万円/年	551
		用役	百万円/年	211
		売電	百万円/年	0
		人員	百万円/年	21
	浸出水処理	建設	百万円/年	0
		用役	百万円/年	0
		人員	百万円/年	0
		合計	百万円/年	3,426
エネルギー消費	埋立処分	軽油	GJ/年	95,684
		電力	GJ/年	37
		発電	GJ/年	0
	浸出水処理	電力	GJ/年	0
		発電	GJ/年	0
		合計	GJ/年	95,721



(3)選択都市：ジャカルタ、廃棄物管理：市内二分割、公共・民間資源リサイクル、埋立地管理：衛生埋立、浸出水管理：人工湿地放流

■基礎情報設定

項目	単位	選定値	備考
都市選択	—	3	1:ヤンゴン, 2:ハノイ, 3:ジャカルタ, 4:バンコク, 5:東京, 6:ユーザー設定
日ごみ排出量	t/日	7,281	
計画対象ごみ量	t/日	3,640	※1日あたりごみ排出量を超えないように設定。
計画埋立期間	年	20	
通貨レート	円/\$	100	

■上流管理オプション設定

	焼却	資源化	直接埋立	合計
厨芥	0%	20%	80%	100%
プラスチック	0%	50%	50%	100%
紙	0%	30%	70%	100%
木	0%	30%	70%	100%
布・繊維	0%	20%	80%	100%
金属	0%	50%	50%	100%
ガラス	0%	20%	80%	100%
その他	0%	0%	100%	100%

	焼却	資源化
残渣率	15%	30%

■埋立技術オプション設定

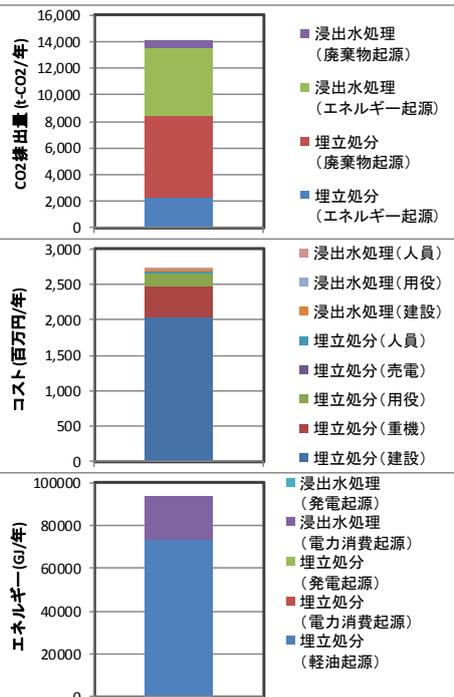
項目	単位	選定値	備考
埋立技術	—	2	1:オープンダンピング, 2:衛生埋立, 3:準好気性埋立, 4:メタン回収

■浸出水処理オプション設定

項目	単位	選定値	備考
浸出水処理	—	3	1:未処理放流, 2:未処理浸出水循環, 3:人工湿地放流 4:人工湿地浸出水循環, 5:処理A, 6:処理B, 7:処理C

■計算結果

項目	単位	値	備考	
入力	埋立処分量	t/日	2,983	
	重機台数	ブルドーザ	台	23
		バックホウ	台	16
		ダンプトラック	台	21
	人員 (埋立)	管理者	人	1
		庶務担当	人	2
		計量事務	人	4
		施設管理	人	4
		埋立作業	人	90
	人員 (浸出水処理)	管理	人	1
		機械	人	1
		電気	人	0
出力	浸出水	m <sup>3</sup> /日	5,244	
	放流水		m <sup>3</sup> /日	4,090
		pH	—	
		BOD	mg/L	8,663
		COD	mg/L	
		SS	mg/L	
		T-N	mg/L	1,039
	ガス	CH <sub>4</sub>	kg-CH <sub>4</sub> /日	0.0568
		N <sub>2</sub> O	kg-N <sub>2</sub> O/日	0.0011
	発電電力	MWh/日	0	
CO <sub>2</sub> 排出量	埋立処分	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	2,330
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	6,102
	浸出水処理	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	5,049
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	560
合計	t-CO <sub>2</sub> /年	14,041		
コスト	埋立処分	建設	百万円/年	2,039
		重機	百万円/年	419
		用役	百万円/年	194
		売電	百万円/年	0
		人員	百万円/年	29
	浸出水処理	建設	百万円/年	33
		用役	百万円/年	0
		人員	百万円/年	2
合計	百万円/年	2,715		
エネルギー消費量	埋立処分	軽油	GJ/年	73,804
		電力	GJ/年	29
	浸出水処理	発電	GJ/年	0
		電力	GJ/年	19,902
		発電	GJ/年	0
合計	GJ/年	93,735		



(4)選択都市：バンコク、廃棄物管理：市内2分割、公共リサイクル、埋立地管理：埋立地ガス回収、  
浸出水管理：浸出水処理A

■基礎情報設定

項目	単位	選定値	備考
都市選択	—	4	1:ヤンゴン, 2:ハノイ, 3:ジャカルタ, 4:バンコク, 5:東京, 6:ユーザー設定
日ごみ排出量	t/日	5,280	
計画対象ごみ量	t/日	2,640	※1日あたりごみ排出量を超えないように設定。
計画埋立期間	年	20	
通貨レート	円/\$	100	

■上流管理オプション設定

	焼却	資源化	直接埋立	合計
厨芥	0%	20%	80%	100%
プラスチック	0%	30%	70%	100%
紙	0%	30%	70%	100%
木	0%	30%	70%	100%
布・繊維	0%	20%	80%	100%
金属	0%	30%	70%	100%
ガラス	0%	20%	80%	100%
その他	0%	0%	100%	100%

	焼却	資源化
残渣率	15%	30%

■埋立技術オプション設定

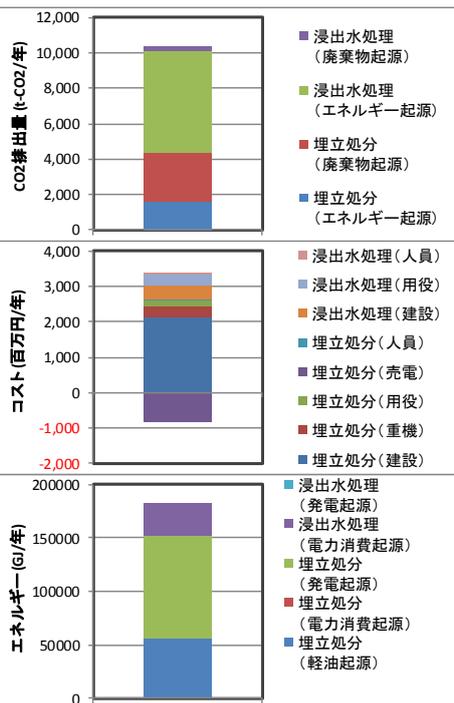
項目	単位	選定値	備考
埋立技術	—	4	1:オープンダンプ、2:衛生埋立、3:準好気性埋立、4:メタン回収

■浸出水処理オプション設定

項目	単位	選定値	備考
浸出水処理	—	5	1:未処理放流、2:未処理浸出水循環、3:人工湿地放流 4:人工湿地浸出水循環、5:処理A、6:処理B、7:処理C

■計算結果

項目	単位	値	備考	
入力	埋立処分量	t/日	2,222	
	重機台数	ブルドーザ	台	17
		バックホウ	台	12
		ダンプトラック	台	16
	人員 (埋立)	管理者	人	1
		庶務担当	人	2
		計量事務	人	4
		施設管理	人	7
		埋立作業	人	68
	人員 (浸出水処理)	管理	人	1
		機械	人	2
		電気	人	1
出力	浸出水	m <sup>3</sup> /日	2,233	
	放流水	m <sup>3</sup> /日	2,233	
		pH	—	
		BOD	mg/L	9,423
		COD	mg/L	
		SS	mg/L	
		T-N	mg/L	754
	ガス	CH <sub>4</sub>	kg-CH <sub>4</sub> /日	0.0242
		N <sub>2</sub> O	kg-N <sub>2</sub> O/日	0.0005
	発電電力	MWh/日	325	
CO <sub>2</sub> 排出量	埋立処分	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	1,668
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	2,655
	浸出水処理	エネルギー	t-CO <sub>2</sub> /年	5,821
		廃棄物	t-CO <sub>2</sub> /年	238
	合計	t-CO <sub>2</sub> /年	10,382	
コスト	埋立処分	建設	百万円/年	2,131
		重機	百万円/年	314
		用役	百万円/年	180
		売電	百万円/年	-831
		人員	百万円/年	35
	浸出水処理	建設	百万円/年	368
		用役	百万円/年	335
		人員	百万円/年	4
	合計	百万円/年	2,536	
エネルギー消費	埋立処分	軽油	GJ/年	54,986
		電力	GJ/年	21
	浸出水処理	発電	GJ/年	-97,538
		電力	GJ/年	30,529
	合計	GJ/年	-12,001	



(4)選択都市：東京、廃棄物管理：市内三分割、可燃物焼却、公共リサイクル、埋立地管理：準好気性埋立、浸出水処理：浸出水処理C

■基礎情報設定

項目	単位	選定値	備考
都市選択	—	5	1:ヤンゴン, 2:ハノイ, 3:ジャカルタ, 4:バンコク, 5:東京, 6:ユーザー設定
日ごみ排出量	t/日	12,843	
計画対象ごみ量	t/日	4,281	※1日あたりごみ排出量を超えないように設定。
計画埋立期間	年	20	
通貨レート	円/\$	100	

■上流管理オプション設定

	焼却	資源化	直接埋立	合計
厨芥	100%	0%	0%	100%
プラスチック	30%	40%	30%	100%
紙	70%	30%	0%	100%
木	70%	30%	0%	100%
布・繊維	100%	0%	0%	100%
金属	60%	30%	10%	100%
ガラス	10%	40%	50%	100%
その他	0%	0%	100%	100%

	焼却	資源化
残渣率	15%	30%

■埋立技術オプション設定

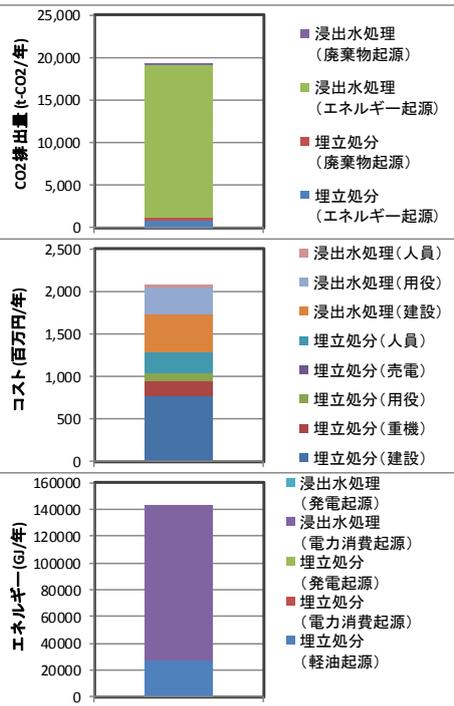
項目	単位	選定値	備考
埋立技術	—	3	1:オープンダンプ、2:衛生埋立, 3:準好気性埋立, 4:メタン回収

■浸出水処理オプション設定

項目	単位	選定値	備考
浸出水処理	—	7	1:未処理放流, 2:未処理浸出水循環, 3:人工湿地放流, 4:人工湿地浸出水循環, 5:処理A, 6:処理B, 7:処理C

■計算結果

項目	単位	値	備考	
入力	埋立処分量	t/日	1,081	
	重機台数	ブルドーザ	台	9
		バックホウ	台	6
		ダンプトラック	台	8
	人員 (埋立)	管理者	人	1
		庶務担当	人	2
		計量事務	人	4
		施設管理	人	4
		埋立作業	人	35
	人員 (浸出水処理)	管理	人	1
		機械	人	3
電気		人	1	
出力	浸出水	m3/日	1,900	
	放流水	m3/日	1,900	
		pH	—	
		BOD	mg/L	55
		COD	mg/L	
		SS	mg/L	
		T-N	mg/L	48
	ガス	CH4	kg-CH4/日	0.0206
	N2O	kg-N2O/日	0.0004	
CO2排出量	発電電力	MWh/日	0	
	埋立処分	エネルギー	t-CO2/年	843
		廃棄物	t-CO2/年	241
	浸出水処理	エネルギー	t-CO2/年	18,127
		廃棄物	t-CO2/年	203
合計		t-CO2/年	19,414	
コスト	埋立処分	建設	百万円/年	773
		重機	百万円/年	161
		用役	百万円/年	118
		売電	百万円/年	0
		人員	百万円/年	225
	浸出水処理	建設	百万円/年	449
		用役	百万円/年	312
		人員	百万円/年	32
		合計	百万円/年	2,070
		エネルギー消費量	埋立処分	軽油
電力	GJ/年			10
浸出水処理	発電		GJ/年	0
	電力		GJ/年	115,593
	発電		GJ/年	0
合計	GJ/年	142,348		



9.4.3 Androidアプリでの入力・出力例

LandfillCalc

### 条件設定

都市

日ごみ排出量 (t/日)

計画対象ごみ量 (t/日)

計画埋立期間 (年)

通貨レート (円/ドル)

埋立技術

浸出水処理

LandfillCalc

### オプション設定(単位:%)

■組成別の処理処分の割合

項目	焼却	資源化	直接埋立
厨芥	50	30	20
プラスチック	50	30	20
紙	50	20	30
木	50	20	30
布・繊維	50	10	40
金属	50	40	10
ガラス	50	20	30
その他	50	0	50

-----

■処理別の残渣率

項目	焼却	資源化
残渣率	15	30

LandfillCalc

入力    出力    CO2排出量    コスト

### 計算結果

入力

-----

埋立処分量	399 t/日
重機台数	
ブルドーザ	1 台
バックホウ	0 台
ダンプトラック	0 台
人員(埋立)	
管理者	1 人
庶務担当	2 人
計量事務	4 人
施設管理	2 人
埋立作業	2 人
人員(浸出水処理)	
管理	人

LandfillCalc

入力    出力    CO2排出量    コスト

### 計算結果

CO2排出量 (単位:t-CO2/年)

-----

埋立処分	
エネルギー	622
廃棄物	627
浸出水処理	
エネルギー	5785
廃棄物	214
合計	7247

## 9.5 アジア地域の埋立地における水処理技術の導入効果の評価

上記の評価ツールを用いて、日量1,000 tの埋立地における20年の維持管理期間全体での温室効果ガス排出量、エネルギー消費、ならびに経済コストを試算した。なお、水域への有機物放流に応じて、20年後の汚濁水域の環境回復事業を想定し、追加コストとして導入した。

### 9.5.1 オープンダンプ型埋立地のライフサイクル評価

原始的なオープンダンプ型埋立地における浸出水管理の導入効果について評価した。温室効果ガス排出量については、現状(BL)に対して高度水処理の導入や人工湿地の導入により維持管理部分の排出量がわずかに増加した(図9.1)。これは、維持管理の運転にかかる二酸化炭素排出や、人工湿地からのメタン、亜酸化窒素の排出の影響であると考えられるが、全体の排出量のうち5%前後の増加に過ぎず影響は大きくない。エネルギー消費量については、現状(BL)ではほとんど消費しないのに対して、水処理の導入は一定のエネルギー消費が発生する(図9.2)。コストについては、

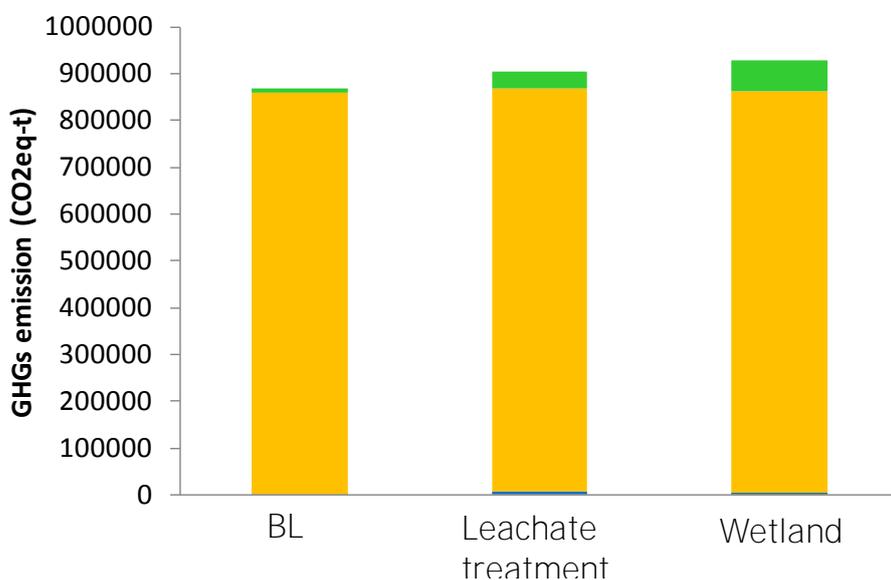


図9.1 オープンダンプ型埋立地への浸出水管理導入による温室効果ガス排出量への影響

青：水処理運転由来CO<sub>2</sub>, 黄：埋立地由来CH<sub>4</sub>, 緑：維持管理由来および水域放流由来GHG

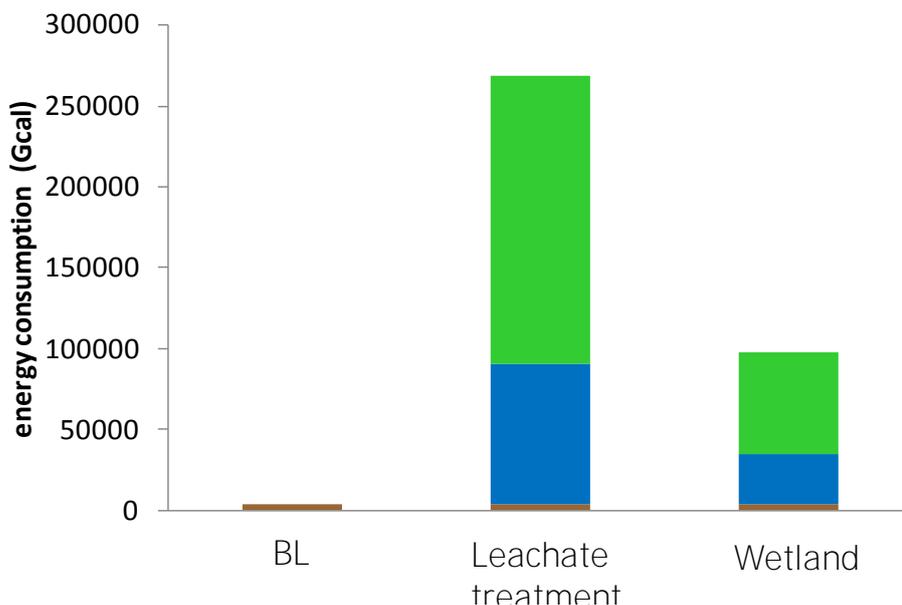


図9.2 オープンダンプ型埋立地への浸出水管理導入によるエネルギー消費量への影響

茶：埋立工事, 青：水処理運転, 緑：維持管理由来

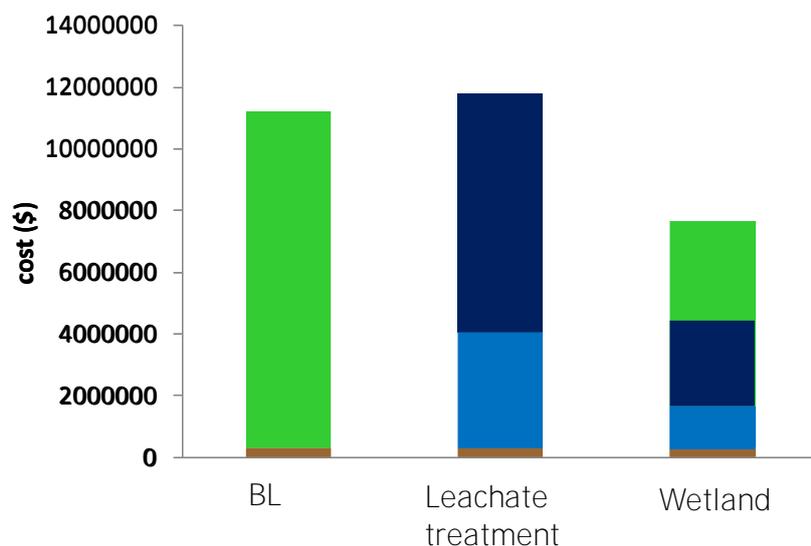


図9.3 オープンダンプ型埋立地への浸出水管理導入によるコストへの影響

茶：埋立工事，青：水処理運転，紺：維持管理由来，緑：汚染回復事業

水処理施設による運転および薬品等のコストは極めて高くなる一方で、将来的な汚染水域の環境回復事業を考慮すると、現状(BL)に係る追加コストも同程度にのぼる（図9.3）。すなわち、運転・維持管理と環境回復の両面から見ると人工湿地型処理が最もコストを抑制できる結果となった。

### 9.5.2 衛生理立地のライフサイクル評価

衛生型埋立地における浸出水管理の導入効果について評価を行った。温室効果ガス排出量については、覆土の設置により埋立地内が嫌氣的になる影響で、オープンダンプと比較すると埋立層からのメタン排出量が多くなっている（図9.4）。エネルギー消費量については、覆土の敷設に伴い内部浸透量が減少することで浸出水量が低下することから、水処理にかかるエネルギー量が大きく減少する（図9.5）。コストについても、処理対象となる水量の削減が運転コストの低減につながる、相対的に現状(BL)の環境回復事業による影響が大きくなっている（図9.6）。ただし、オープンダンプと比較すると半分以下にまで抑制されている。

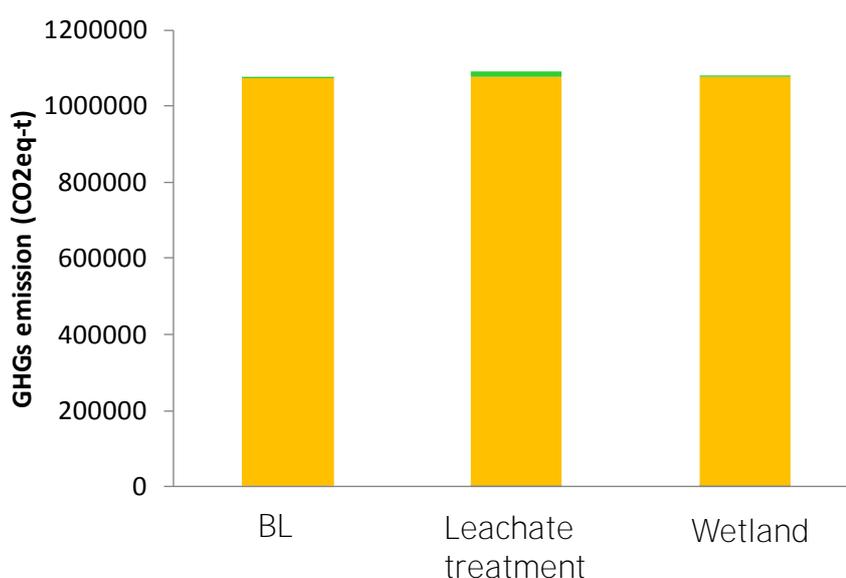


図9.4 衛生理立地への浸出水管理導入による温室効果ガス排出量への影響

青：水処理運転由来CO<sub>2</sub>，黄：埋立地由来CH<sub>4</sub>，緑：維持管理由来および水域放流由来GHG

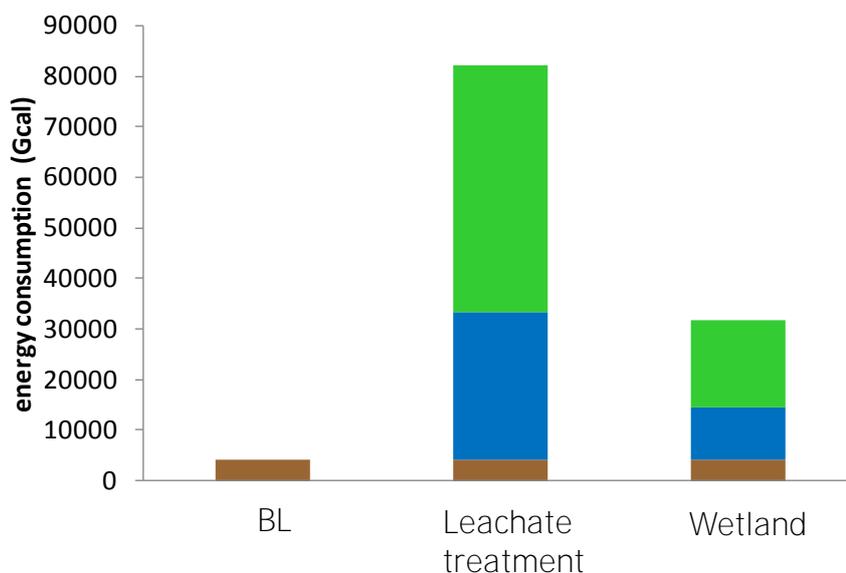


図9.5 衛生埋立地への浸出水管理導入によるエネルギー消費量への影響

茶：埋立工事, 青：水処理運転, 緑：維持管理由来

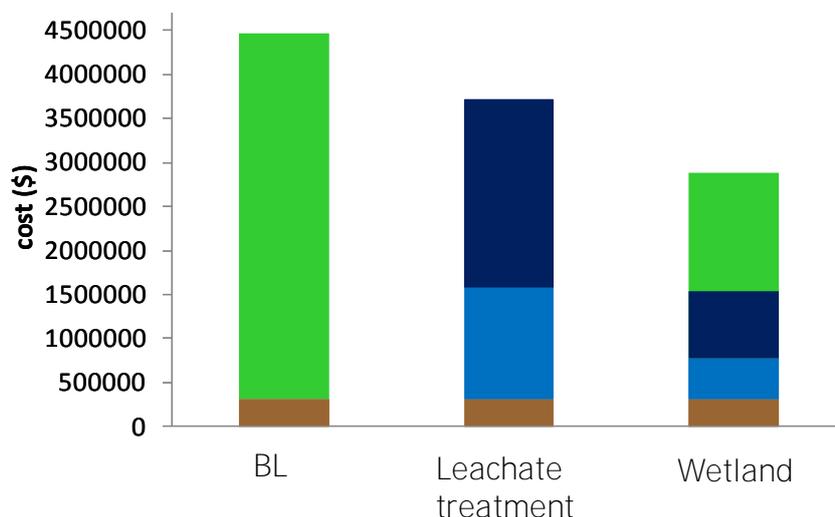


図9.6 衛生埋立地への浸出水管理導入によるコストへの影響

茶：埋立工事, 青：水処理運転, 紺：維持管理由来, 緑：汚染回復事業

### 9.5.3 準好気性埋立地のライフサイクル評価

準好気性埋立地における浸出水管理の導入効果について評価を行った。ここでは、衛生埋立地に追加して、底部遮水工、枝状管渠の集排水管に接続した縦型ガス抜き管を設置することを想定した。温室効果ガス排出量については、埋立地内部が部分的に好気条件になることで、メタンの排出量が減る影響が大きい（図9.7）。エネルギー消費量については、集排水管の敷設により排水量（浸出水発生量）は増加するが、水質の低減効果もあり、エネルギー消費は衛生埋立地よりも抑制される（図9.8）。コストについてはオープンダンプや衛生埋立よりもはるかに圧縮される結果が示された。準好気性埋立においては、埋立層自身での水質改善効果が大きいことから、水域汚濁のポテンシャルが低下することから、現状(BL)における環境回復事業のコスト面での圧迫が小さくなる。つまり本埋立手法に適用する水処理として高度水処理の導入はコスト面からは過剰であるという構造が推測される（図9.9）。

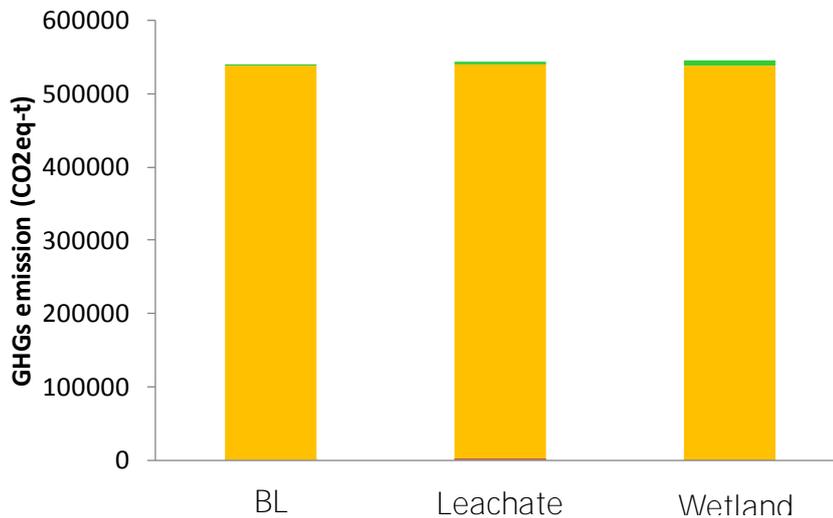


図9.7 準好気性埋立地への浸出水管理導入による温室効果ガス排出量への影響

青：水処理運転由来CO2, 黄：埋立地由来CH4, 緑：維持管理由来および水域放流由来GHG

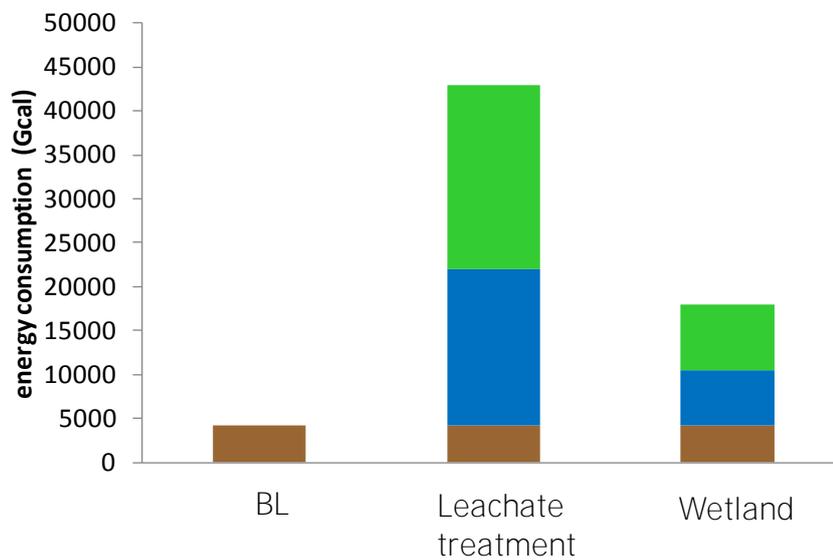


図9.8 準好気性埋立地への浸出水管理導入によるエネルギー消費量への影響

茶：埋立工事, 青：水処理運転, 緑：維持管理由来

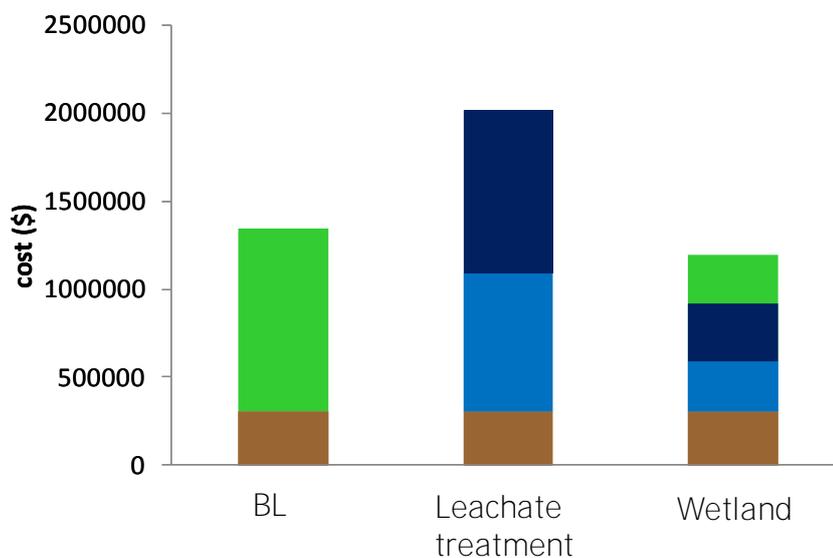


図9.9 準好気性埋立地への浸出水管理導入によるコストへの影響

茶：埋立工事, 青：水処理運転, 紺：維持管理由来, 緑：汚染回復事業

### 9.5.4 埋立地ガス回収型埋立地のライフサイクル評価

埋立地ガス回収型埋立地における浸出水管理の導入効果について評価を行った。ここでは、衛生埋立地に追加して、底部遮水工と埋立完了後の表層部遮水工敷設を想定した。ガス回収・エネルギー利用により温室効果ガス緩和の効果は大きい（衛生埋立の10分の1程度）が、埋立中区画からの排出やエネルギー利用完了後のガス排出により一定の排出は継続する（図9.10）。エネルギー消費量についても、埋立地ガス利用による正味のエネルギー生産が示されている（図9.11）が、維持管理の影響によって高度水処理において40%程度、人工湿地で15%程度は消費される結果が示された（図9.12）。ただしコストについては、密閉による水質の悪化による水処理施設の運転コストと、水域方への未処理放流によるインパクトがきわめて大きくなり、BL（現状）のコストが大きく跳ね上がり、人工湿地でも高度水処理と同程度のコストが生じている（図9.13）。すなわち、エネルギー回収型埋立地においては、高度水処理施設の導入が必要であり、長期的に見るとその設置効果が高いことが推測される。

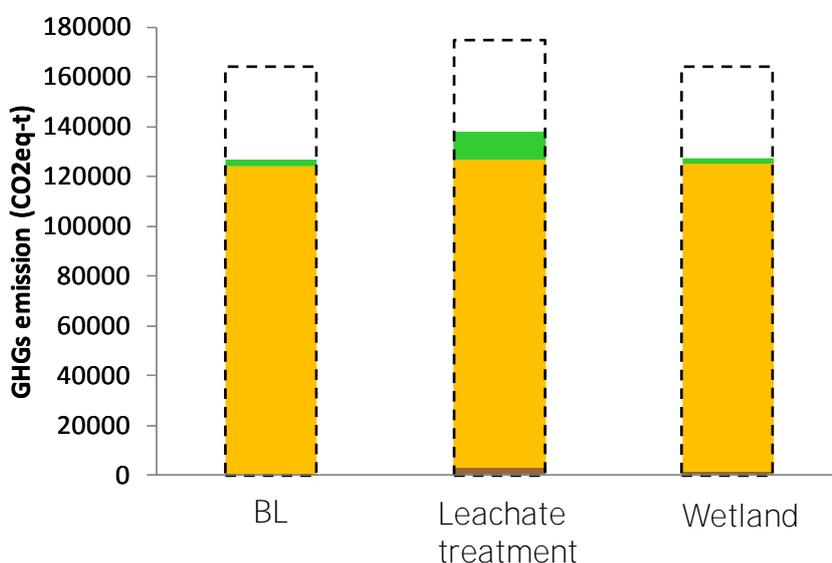


図9.10 エネルギー回収型埋立地への浸出水管理導入による温室効果ガス排出量への影響  
 青：水処理運転由来CO<sub>2</sub>, 黄：埋立地由来CH<sub>4</sub>, 緑：維持管理由来および水域放流由来GHG  
 点線部はエネルギー利用による緩和を含まない場合の実排出量

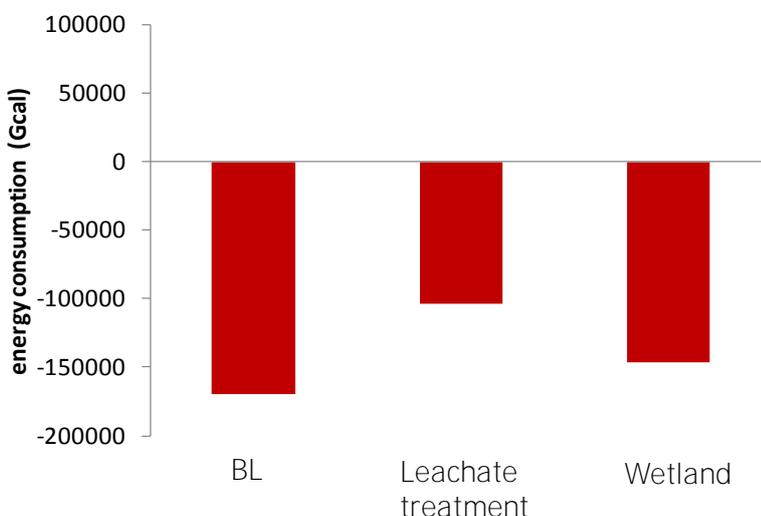


図9.11 エネルギー回収型埋立地への浸出水管理導入による全エネルギー消費量

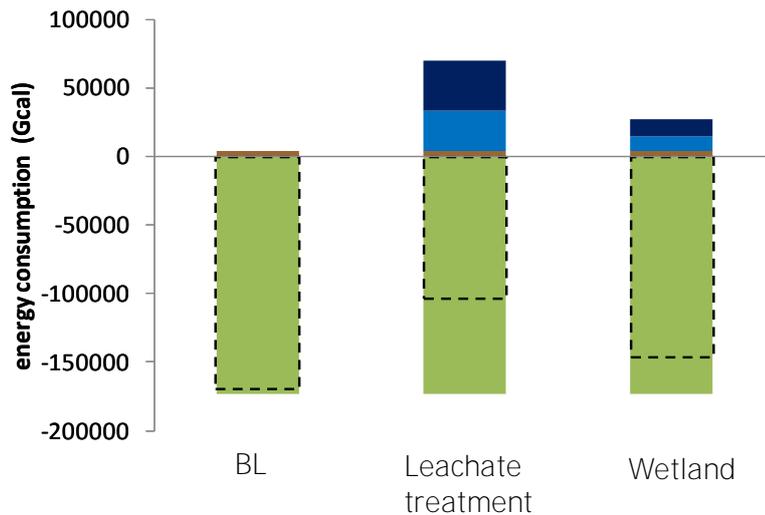


図9.12 エネルギー回収型埋立地への浸出水管理導入によるエネルギー消費量への影響  
茶：埋立工事、青：水処理運転、緑：維持管理由来（主にガスのエネルギー利用）

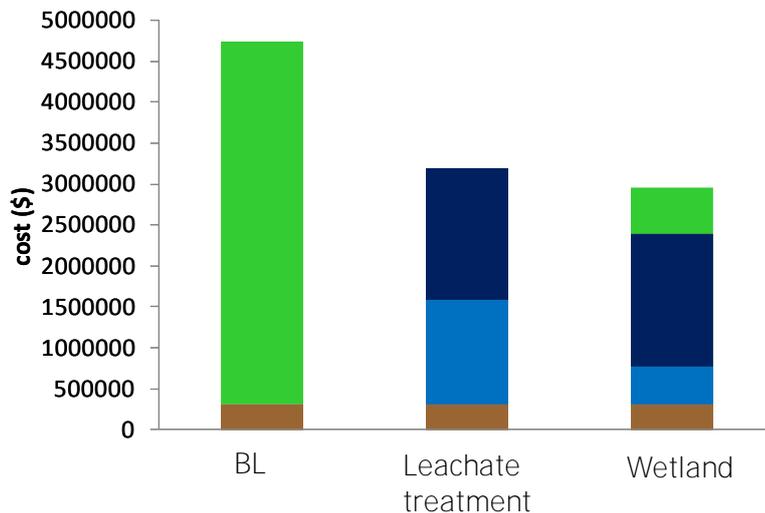


図9.13 エネルギー回収型埋立地への浸出水管理導入によるコストへの影響  
茶：埋立工事、青：水処理運転、紺：維持管理由来、緑：汚染回復事業

## 9.5 結論

- (1) 浸出水の適正管理を含めた埋立地管理手法の環境適正度を評価するツールの構築を目的として、今後のアジア地域適用が期待される技術に関するインベントリデータを収集し、環境負荷を包括的に評価可能なツールを開発した。
- (2) 評価結果の一例として、オープンダンプ型埋立は水環境への負荷が高いために水処理もしくは環境回復のコストが高くなり、衛生理埋は覆土等の施工による埋立メタンの排出量増により温室効果ガス排出量が増加した。準好気性埋立は、温室効果ガス排出削減と水環境負荷の削減に効果があるため、高度な浸出水処理施設の設置が過剰な投資となる場合もあることが示された。エネルギー回収型埋立地は、エネルギー収支の大幅な改善には寄与するが、浸出水質の悪化など水環境負荷が増すことでコスト的な改善には至らない可能性が示された。
- (3) 廃棄物管理、埋立地管理、浸出水管理の技術選択毎の特性を踏まえて、都市に適したシステムを設計、導入することの重要性が明らかにされた。

## 第十章 アジアにおける適正な埋立地および浸出水管理に向けた提案

国立環境研究所 石垣 智基

### 10.1 はじめに

本研究の三年間の検討を踏まえて、アジア湿潤地域における廃棄物埋立地ならびに浸出水管理に求められる開発および技術適用の方向性に関する提案をまとめる。

### 10.2 エネルギー回収型埋立地の管理

アジアの巨大都市における埋立地については、規模が大きく一定の埋立地ガス回収量が見込まれる場合には表層キャッピングの上でガス回収発電が導入されている。嫌気性消化とは異なり埋立地では、原料の入れ替えや攪拌混合など嫌気性消化を促進するための措置はとれない。ガス転換されず埋立層内に固定化される炭素量も多いことから、ガス化効率を高めるための様々な維持管理上の検討が行われている。炭素の可溶化ならびに浸出水としての系外放出を防止するために、埋立地からの地盤浸透だけでなく、埋立地への降雨浸透を防止するための表面遮水構造を設置するのはその一例である。この工法の発祥である欧州では、降水量の少ないことが幸いして成功を収めたが、降水量の多い南米や湿潤アジアでの適用では降水浸透の排除率が充分ではなく、埋立層に大量の水分が浸透し、有機性炭素が損失されることが報告されている。アジアでも乾燥地・寒冷地においてはこの工法の適用性は高く、むしろ反応を促進するために浸出水を埋立層に再循環するなどのバイオリクター型埋立の適用も検討対象となる。

埋立地ガス回収・発電プロジェクトは基本的にはメタンの大気放出量の削減量ベースのクレジット獲得を目的として実施されてきたが、その多くについては計画クレジットに対する実クレジットの割合は4-6割に留まっているのが現状である。この要因としては、1) 発電側の機器整備不良、2) 発生したガスの回収プロセスでの漏洩、3) それぞれの計画ガス発生量の過大評価などが挙げられる。1) については埋立地ガス中の成分(硫化物、シロキサン等)に関する事前準備不足と、ガス精製、腐食部の交換、発電プラグの定期的な洗浄などの維持管理にかかる費用や人員が不足していることが問題であり、技術適用・供与の際の教育、維持管理に対する予算の確保などの技術側の問題が挙げられる。2) についてはキャッピングおよびガス回収配管の接合不良をはじめとする現地技術の限界が挙げられる。施工時のみならず日射による劣化、車両の走行による破損などに伴う破損と同時に、その修繕が実施されないことも回収率が低下する重要な理由である。3) については、そもそも埋立ごみとともに持ち込まれる水分が多いこと、ならびにキャッピング不良の箇所からの降雨浸透が原因で、欧米の埋立地に比して浸出水として系外流出する炭素成分が多いことが問題である。こうして発生する浸出水の性状は伝統的な衛生埋立に比べて水質が悪く、また水質安定化までの期間が長期化することから、長期的な周辺水環境保全を意識した浸出水管理を同時に検討する必要がある。ガス回収発電の事業性が確保できる期間はひとつの埋立区画について長く見積もっても10年から15年であり、埋立地の安定化に要する期間は30年以上と考えられていることから、プロジェクト期間以降の環境保全措置を無視して実施することが持続可能性に欠けることは、第九章の結果からも明らかである。水処理に要する費用については、プロジェクト計画時から長期的な水処理の必要性を考慮に入れたうえで援助資金、自治体予算、および売電利益等から成る予算計画を立てることが肝要である。また温室効果ガス排出について、浸出水由来の温室効果ガス排出量に対して、埋立地由来の排出削減(ガス回収・発電による化石燃料代替)効果を高めるために、上記1)および2)について技術的な改善を進め、

埋立地ガス回収効率・発電効率を高めることが必要である。ひいてはそれが売電量の増加につながり、費用面でも収支を改善する一助となることが期待される。一方で、途上国の気候、建設技術のレベル、廃棄物管理技術者の技能を考慮すると、1) および2) の向上は容易なことではない。エネルギー効率を考える上では、埋立地から消費地までの送電距離、インフラ整備状況、売電単価なども決定因子となる。アジアの都市においても埋立地の立地選定は困難になる一方であり、中心部から埋立地までの距離は増加する傾向にある。埋立地内の複合的な廃棄物処理施設、浸出水処理施設など、ある程度エネルギーを自家消費することが可能であれば、グリッド購入価格との競争ということになる。熱利用であれば、周辺の農業・農産物加工での乾燥用途としての供給など、商業的な活用が可能である。これらの状況も加味したうえで、埋立地ガスのエネルギー化の実用化が困難な場合、技術的には嫌気性消化等やごみ固形燃料化によるエネルギー回収を推進する方が望ましい。一方で有機性ごみの分別に関する困難さは、韓国やタイでも実証済みであり、都市の発展と成熟に併せて適切なシステムと技術を選択する必要があるといえる。

### 10.3 浸出水循環埋立地の管理

浸出水循環技術の始まりは、乾燥し水分が不足する地域の廃棄物埋立地に水分を供給することで、生物分解と安定化を促進する考え方からきており、バイオリクター型埋立の名称で知られる。現在では、ガス回収・エネルギー化とセットで導入されることが一般的であるが、元々は、浸出水の滞留時間を長くすることで水質安定化などの効果も期待されていた。貯留池での長期的な浸出水管理に伴う浸出水の漏洩や越流などの未処理放流量の増加が問題となるアジア湿潤地域において、浸出水循環により水質の安定化、一時的な貯留池水量の削減、あるいは蒸発散に伴う浸出水量の削減などが達成できれば大きな利点である。本研究の成果から、循環する水質の制御としてアンモニアの除去や塩類濃度を一定に抑制する必要性が示されたほか、循環注入する時期、位置、ならびに量に関する提言もなされた（第二章および第三章）。また、硝化・再循環による原位置窒素除去の可能性についても示された（第四章）。本手法の実用化に向けては、実規模に近いレベルでの実証試験を通じた、循環液制御にかかる技術とそのエネルギーとコスト、循環装置（配管等）の設置と循環そのものにかかるエネルギーとコスト、など明らかにすべき技術的要素は多い。

### 10.4 衛生埋立地の管理

巨大都市における過去の廃棄物埋立地および大～中規模都市の埋立地では、衛生埋立地が一般的である。オープンダンピングから発展した形態であり、覆土がされているだけの場合もあれば、遮水工や貯留構造物が設置されている場合もある。オープンダンピングで生じる生活安全上の支障を除去することが目的であることが多いため、地域の状況にあわせて、ごみの飛散、害獣発生、臭気、崩落等を防止するための措置が採られている。直接的な被害が顕在化しやすいこうした問題に対して、水環境の汚濁は問題の顕在化に時間がかかることもあり、対策の優先度が低くなっているのが現状である。浸出水・埋立地保有水の地下浸透、農業用水への混入、飲料水源の汚染など、周辺の水利用形態に応じて対策をとる必要があると考えられる。一義的には、ほとんどの衛生埋立地に設置されている調整池・安定化池の容量の増強が必要である。特に雨期には越流が常態化しており、河川や水路と接続していない場合には、周辺の地盤汚染源となりうることに留意する必要がある。また、埋立地内の内部貯留水量をできる限り削減することは、地下浸透、法面からの漏洩、またそれに伴う構造安定性の低下など、多くの環境リスクを削減する上で効果的である。それは同時に浸出水としての排水量の増加を意味することから、上記の調整池容量の検

討と同時に実施すべき事項である。

一方で、途上国であっても廃棄物埋立地の用地確保は容易ではなく、調整池設計に際しては面積上の限界がある。技術的には調整池の深度を増加させることで容量は確保できるが、水質安定化および表面蒸発による水量削減の観点からは好ましくない。こうした点において、蒸散および蒸発を促進させる手法として、人工湿地、薄層流下、浸出水循環などの適用が効果的であると期待される。既往研究では、人工湿地における流下方法は水質改善の観点で評価されることが多かったが、アジア多雨地域においては水量の削減に効果的な流下方法について検討することが求められる。本研究の成果から、熱帯環境下における浸出水の人工湿処理において3-5割程度水量が削減可能であることが明らかにされた。アジア多雨地域への適用において、安価、簡便な維持管理で効果的に水環境負荷の削減に資する手法として普及が期待される手法であるといえる。また、薄層流下方式については、埋立地から貯留池までの水路の活用や、貯留池近縁でのバイパス的な水路形成などとともに、水路での水質改善に向け壁面光触媒利用を検討するなど、質・量ともに維持管理を必要としない形での適用形態が望ましい。浸出水循環は、埋立地および調整池の水収支を念頭に、乾期および乾期から雨期への移行時期を中心に実施することが想定される。注入方法や位置について考慮することで、蒸発散促進が目的の時期は表面散布、埋立地への水分供給が目的の場合は覆土下への注入など、いくつかのオプションを想定した技術導入が期待される。

## 10.5 オープンダンプ型埋立地の管理

オープンダンプ型埋立地は、そもそも工学的な管理がなされている状況とはいいがたいが、現実に過去の埋立地や現在も多くの小都市および発展途上国において採用されている。一方で、現役のオープンダンプ型埋立地においては、都市の集積が発展途上の都市が多いことから、埋立地と住居密集地域が近接するような事例は必ずしも多くない。従って、ごみの飛散、害虫害獣の発生、臭気など衛生的に問題のある状況を直ちに改善すべき動機がないことが問題改善に向かわない要因となっている。これらの都市においては優先されるのは、街路区の清掃、ごみ回収率の向上、非正規を含む埋立地労働者の安全確保であることから、水環境保全については対策が後回しとなりうる。しかし、地下水および水域の利用形態によって、飲料、食用水産物、観光などの資源価値が見込まれている場合においては、浸出水管理を含めた埋立地改善に向けた措置を講じることが必要である。覆土の施工は雨水の直接浸透を防ぎ、浸透水量を削減することで、地下浸透や浸出水の環境漏洩を削減することができる効果的な方法である。また、過去のオープンダンプ型埋立地付近まで都市が拡大し、結果的に埋立地と近接する状況になった場合、当該の居住者や事業者に対して、水利用形態に関する情報収集と浸出水管理の状況に関する情報開示が必要である。小規模発展途上都市においては、浸出水管理に対する積極的な技術導入は望むべくもないが、ある程度発展した都市において新規の埋立地に技術導入を行う際には、過去の埋立地の環境保全対策についても一定の配慮を検討する必要がある。それは旧埋立地との浸出水管理の共通化や、埋立物の移動と旧埋立地の改修など、新規埋立地を量的な緩衝地として利用することを検討する必要がある。そのためには、新規埋立地の計画時に設計情報として追加できるだけの、旧埋立地における水収支情報を得ておくことが肝要である。また、埋立ごみの移動に際しては、中間処理や資源回収等を通じて量的削減に資するシステムを検討する必要も挙げられる。

## 10.6 準好気性埋立地

埋立地ガス回収とは逆の発想で、埋立地内への空気浸透量を増やすことで、廃棄物の好気的分解を促進する管理方法である。外部動力を用いず、熱対流に伴う外部空気と埋立地ガスの受動的

な交換が主要なメカニズムとされている。我が国では一般廃棄物の最終処分場として標準的に採用されているが、機能を十分に発揮するためには、一定面積ごとの垂直ガス抜き管と十分な排水能力を有する排水管路システムを設置するとともにそれらを接続するという構造だけでなく、管の出口を大気開放する、水位を低く保つなどの適切な維持管理も求められる。アジアで一般的に見られる積み上げ型の埋立地の場合、表層からの大気浸透により好気化の効果は高まることが知られている。逆に掘り下げ型の場合、内部の浸透水が貯留しやすく、ガスと大気の交換能力が低下する。特に、湿潤熱帯アジアへの適用にあたっては、降雨強度の高い時季において底部の主排水管が水没することが想定されるため、ガス交換・大気導入量は低下する。

また、衛生埋立やその他の埋立工法に比べて、浸出水の発生量が増加する傾向にある。これは、埋立層内での貯留期間が短くなるため地盤浸透する量が減少すること、およびガス交換を目的として表層の流体透過性を低くしないために降雨浸透量が増加することなどが原因として挙げられる。すなわち、本埋立工法の環境安全な適用にあたっては、排水される浸出水の適正管理態勢が整っていることが不可欠である。

一方で、この手法の利点としては、好気的な生物分解反応の促進により、発生する浸出水の水质が大幅に改善されていることが挙げられる。その効果により、浸出水処理コストやそれに伴うエネルギー消費量を削減可能であることは第九章に述べたとおりである。温室効果ガス排出量の大幅な削減効果も示されていることから、アジア湿潤地域において本工法の機能を発揮するために適切に維持管理されることで、導入事例は今後も増加していくことが期待される。

## 10.7 アジア地域の廃棄物埋立地における浸出水管理上の留意点

廃棄物埋立地の立地が困難となり、都市から郊外へと追いやられる要因のひとつとして、浸出水による生活環境への悪影響が挙げられる。水環境の汚染だけでなく、悪臭や景観の悪化の一因ともなるが、こうした視認可能な影響だけでなく地盤環境の汚染は潜在的に進行するだけにより深刻な問題となり得る。浸出水の地盤への浸透防止を底部の遮水性能のみで担保するのは限界があり、降雨浸透量と内部貯留を減らすことが重要な対策となる。降雨強度が高い地域では、表層覆土の勾配で降雨浸透を制御するのは困難であり、遮水工による覆蓋は施工と維持管理のコストが莫大となるため、エネルギー回収なしでは実施不可能である。内部貯留を減らすためには、蒸発もしくは排水を促進するための維持管理が必要となる。

排水された浸出水については、酸化池・安定化池において蒸発削減させる管理手法が熱帯地域で広く採用されている。浸出水処理施設を設置する場合でも、浸出水量の季節変動が大きいため、十分な容量の調整槽が必要となる。既存の水処理施設に移行する浸出水量は、蒸発削減量および地盤浸透や環境中への漏出量を考慮すると一部であり、水環境への負荷削減効果は限定的である。特に、曝気や汚泥返送にエネルギーを要する好気性処理は計画処理量を大きくするのが困難であるほか、継続的な薬品や消耗品が必要となる処理方法も廃棄物の受入が終了する前後に運転を停止するケースが多い。浸出水の移送や流入にかかる最低限の動力のみで処理が可能で、維持管理の追加コストが過度な負担にならず、水量の減少による水環境汚染リスクの削減が可能であるなど、アジアの埋立地浸出水の状況に応じた技術開発が必要であると考えられる。人工湿地処理や薄層流下での光触媒による処理などは、水環境負荷の低減に一定の効果が期待される技術の例であるが、浸出水水质や水量は、地域の気候特性、廃棄物性状と管理手法、埋立地工法・管理等によって異なることから、これらに応じた個別のシステムを設計、導入することが重要である。

## 成果発表一覧

### 誌上発表

1. 神保有亮、蛭江美孝、桂萍、稲森悠平、徐開欽 (2011) 生活排水を処理するハイブリッド型人工湿地における STEP 流入による窒素除去性能の向上と N<sub>2</sub>O 排出量の削減、用水と廃水、53(12)、63-70.
2. Tomonori Ishigaki, Osamu Hirata, Takefumi Oda, Komsilp Wangyao, Sirintornthep Towprayoon, Chart Chiemchaisri, Dong-Hoon Lee and Masato Yamada (2011) Integrated Waste Management / Book 2: Greenhouse Gas Emission from Solid Waste Disposal Site in Asia, ISBN 978-953-307-447-4 Sunil Kumar (Ed.), Intech.
3. Ishigaki T., Sawamura H., Ikeda K., Yamada M. (2012) Community Shift of Methane-oxidizing Bacteria in Cover Soil of Waste Landfills Due to Methane Emission. Environment and Pollution, 1 (1), 75-84
4. Nguyen Nhu Sang, Satoshi Soda, Tomonori Ishigaki, Michihiko Ike (2012) Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes. Journal of Bioscience and Bioengineering, 114 (3), 243-250
5. 惣田訓, 岡正雄, 藤井雄太 (2013) ベトナムホーチミン市の廃棄物埋立処分場の浸出水の処理状況. 環境技術, 42, 108-111.

### 学会発表

1. Ishigaki T., Yamada M., Naruoka T. (2011) Anaerobic generation of nitrous oxide in waste landfills. ISWA World Congress 2011 World Congress of International Solid Waste Association, Proceedings of ISWA World Congress 2011 World Congress of International Solid Waste Association
2. Ishigaki T. (2011) Landfill Gas and Leachate in Asia: Co-Beneficial Approach on Management of Waste Landfill. Sardinia 2011 Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Proceedings of the Sardinia 2011
3. 東川拓司, 占部武生, 石垣智基 (2011) 廃棄物埋立地からの温室効果ガス算出に用いられるガス化率の地域性に関する実験的検討. 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会, 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集 2011
4. 石垣智基, 濱田真樹, 池道彦, 井上大介, 澤村啓美, 山田正人, 樋口進, 八木美雄, 東海林俊吉, 花嶋正孝 (2011) 微生物機能分布による廃棄物処分場の安定化進行度評価. 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会, 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集
5. 長森正尚, 渡辺洋一, 山田正人, 石垣智基 (2011) 廃棄物埋立地における亜酸化窒素ガス調査. 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会, 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集
6. 濱田真樹, 占部武生, 石垣智基, 澤村啓美, 池道彦, 清一成, 井上大介 (2011) 安定化促進工に伴う最終処分場の微生物機能分布の変化. 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会, 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集
7. 山田正人, 石垣智基, 遠藤和人, チェムチャイスリチャート, スッタシルノッパリット, ワンヤオコムシン (2011) 熱帯地域における準好気性埋立の機能向上に関する研究. 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会, 第22回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集
8. Jimbo Y., Ebie Y., Inamori Y, Xu K. (2011) GHG Emission Reduction with Improvement of

Denitrification by Step Feed in Constructed Wetlands. The 4th IWA-ASPIRE Conference&Exhibition, Abstracts, 527-528

9. Wangyao K., Towprayoon S., Yamada M., Endo K., Ishigaki T. (2011) Methane Oxidation in Landfill Cover Soil: Case Study in Thailand. 2nd International Conference on Environmental Science and Technology, Abstracts, 6, 269-273
10. 濱田真樹, 占部武生, 石垣智基, 池道彦, 井上大介, 澤村啓美 (2012) 廃棄物最終処分場の中間覆土層が微生物生態系に与える影響. 第33回全国都市清掃研究・事例発表会, 第33回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, 223-225
11. 東川拓司, 占部武生, 石垣智基, 山田正人 (2012) 酸素共存下における埋立地内での廃棄物分解挙動の評価. 第33回全国都市清掃研究・事例発表会, 第33回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, 232-234
12. 神保有亮, 蛭江美孝, 稲森悠平, 徐開欽(2012) ステップ流入を用いた人工湿地における BOD/N 比と脱窒反応の関係解析. 第46回日本水環境学会年会, 同予稿集, 360
13. Y. Jimbo, Y. Ebie, Y. Inamori, KQ Xu (2012) Investigation of Water Budgets in a Vertical Flow Constructed Wetland used for Domestic Wastewater Treatment, 13th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Proceeding in USB.
14. Yamada M., Ishigaki T., Wangyao K., Sutthasil N., Chiemchaisri C., Endo K., Kim J., Ishimori H. (2012) Design of Semi-Aerobic Landfill for Tropical Region. The 2013 Spring Conference of the Korea Society of Waste Management
15. 岡正雄, 惣田訓, 池道彦 (2012) 埋立地浸出水処理に対するラボスケールの人工湿地の適用性の検討. 第49回環境工学フォーラム講演集, pp. 187-189.
16. 岡正雄, 惣田訓, 池道彦 (2012) ラボスケールの人工湿地によるモデル埋立地浸出水の処理. 第12回環境技術学会年次大会予稿集, pp.21-23.
17. Kim H.J., Ishigaki T., Yamada M. (2012) Toxicity reduction evaluation of leachate from a tropical waste landfill. SETAC Asia Pacific 2012, Abstracts, 194-194
18. Nagamori M., Koide T., Wijewardane N.K., Watanabe Y., Isobe Y., Mowjood M.I.M., Ishigaki T., Kawamoto K. (2012) Flux measurements of greenhouse gases from an abandoned open dumping site in Sri Lanka, International Conference on Sustainable Built Environment
19. 村角浩平, 西村文武, 日高平, 後藤宏明, 津野洋 (2012) チオ硫酸含有廃水の ANAMMOX 処理に及ぼす温度および pH の影響, 第49回下水道研究発表会講演集, pp.976-978
20. Ishigaki T., Nakagawa M., Yamada M. (2013) Anaerobic Generation of Nitrous Oxide in Waste Landfills. The 1st IWWG-ARB Symposium
21. Wangyao K., Endo K., Ishigaki T., Chiemchaisri C., Sutthasil N., Towprayoon S., Yamada M. (2013) Behavior of Methane Emissions from Passive Aeration and Conventional Landfilling Methods in Tropical Environment. The 1st IWWG-ARB Symposium
22. 神保有亮, 蛭江美孝, 稲森悠平, 徐開欽 (2013) 垂直流人工湿地における原水流入負荷量と蒸発散量の関係解析, 第47回日本水環境学会年会, 同講演要旨集, p.305
23. 村角浩平, 西村文武, 水野忠雄, 萬泰一, 津野洋 (2013) アンモニア含有廃水の SRT 制御反応器による亜硝酸型硝化, 第47回日本水環境学会年会講演集, p.273
24. 神保有亮, 蛭江美孝, 稲森悠平, 徐開欽 (2013) 垂直流人工湿地における原水流入負荷量と蒸発散量の関係解析, 第47回日本水環境学会年会, 同講演要旨集 p 305

25. 村角浩平, 西村文武, 松田知成, 楠田育成, 水野忠雄, 萬泰一, 津野洋(2013) S R T制御反応器による亜硝酸型硝化と菌叢の推移に関する研究, 第 50 回下水道研究発表会講演集, pp. 913-915.
26. Ishigaki T., Hirata O., Tachifuji A., Matsufuji Y., Yamada M. (2013) Development of leachate/gas emission model regarding with carbon and nitrogen balance. 14th International Waste Management and Landfill Symposium, Abstracts
27. Sutthasil N., Suethep C., Chiemchaisri C., Wangyao K., Endo K., Ishigaki T., Yamada M. (2013) Effect of waste compaction and convective aeration on pollutant reduction from semi-aerobic landfill operated in the tropics. 14th International Waste Management and Landfill Symposium
28. Wangyao K., Ishigaki T., Endo K., Sutthasil N., Chiemchaisri C., Yamada M. (2013) Technical guidance for semiaerobic management of landfills in tropical region, 14th International Waste Management and Landfill Symposium
29. Yamada M., Ishigaki T., Endo K., Ishimori H., Wangyao K., Sutthasil N., Chiemchaisri C. (2013) Numerical analysis of efficiency of semi-aerobic management of landfill, 14th International Waste Management and Landfill Symposium
30. 岡正雄, 藤井雄太, 惣田訓, 池道彦, 石垣智基 (2013) ラボスケールの人工湿地による廃棄物埋立地浸出水中の重金属除去性能の評価, 第 50 回環境工学研究フォーラム, 同講演要旨集 p 154-156
31. 尾形有香, 石垣智基, 蛭江美孝, 神保有亮, Sutthasil N., Chiemchaisri C., 山田正人 (2013) タイ王国ノンタブリ処分場における人工湿地を用いた浸出水処理の開発, 第 24 回 廃棄物資源循環学会研究発表会, 同講演要旨集 p 537-538
32. 岡正雄, 藤井雄太, 惣田訓, 池道彦, 石垣智基 (2013) ラボスケールの人工湿地による廃棄物埋立地浸出水中の重金属の処理, 第 50 回日本水処理生物学会, 日本水処理生物学会誌 別巻 33 p 47
33. 尾形有香, 石垣智基, 蛭江美孝, 神保有亮, Sutthasil N., Chiemchaisri C., 山田正人 (2013) タイ王国ノンタブリ廃棄物埋立地の浸出水を対象とした人工湿地処理の適用性に関する実験的検討, 第 50 回日本水処理生物学会, 日本水処理生物学会誌 別巻 33 p 62
34. Ishigaki T., Sato K., Endo K., Yamada M. (2013) Potential of Anaerobic Biological Gas Generation of Waste in the Landfill under Post Closure Care. The 30th anniversary conference of Korea Society of Waste Management.
35. Nishimura F., Murazumi K., Mizuno T., Tsuno H. (2013) Effects of SRT control on microbial community and effluent quality in a reactor for partial nitrification, Proceedings of 3rd International Conference on Nitrification, p.85.
36. 藤井雄太, 岡正雄, 惣田訓, 池道彦 (2013) ラボスケールの鉛直流式人工湿地を用いたモデル埋立地浸出水からの金属除去, 第 13 回環境技術学会年次大会研究発表会, 同講演要旨集 p 110-111
37. S. Soda, M. Oka, M. Ike (2013) Treatment of Artificial Old and Young Landfill Leachates using Lab-scale Vertical Flow Constructed Wetlands, Abstracts of The 2nd International Conference on Environmental Pollution, Restoration and Management, No. 1209023.
38. 尾形有香, 石垣智基, 山田正人 (2014) ウキクサ科植物の埋立地浸出水処理への適用性に関する実験的検討, 第35回全国都市清掃研究・事例発表会
39. Nishimura F., Murazumi K., Kusuda Y., Mizuno T. (2014) Generation and Extinction of N20 in

ANAMMOX Process, Proceedings of the 11th China-Japan Symposium on Water Environment, pp.4-5.

40. Ogata Y., Ishigaki T., Ebie Y., Jimbo Y., Sutthasil N., Chiemchaisri C., Yamada M. (2014) Construction and Operation of a Pilot-scale Constructed Wetland Treating Landfill Leachate in Thailand, The first 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management.
41. Y. Fujii, M. Oka, S. Soda, M. Ike, T. Ishigaki (2014) Removal of Heavy Metals from Artificial Landfill Leachate by using Lab-scale Vertical Flow Constructed Wetlands. The first 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management..
42. Ishigaki T., Yamaguchi N., Yamada M. (2014) Assessment of Management of Waste Landfills coupled with Leachate in South East Asia. The first 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management.
43. Nishimura F., Hidaka T., Nakagawa A., Tsuno H. (2014) Biological Nitrogen Removal Characteristics from Inorganic Wastewater Containing Reduced Sulfur Compounds, The first 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management.
44. 尾形有香, 石垣智基, 蛭江美孝, 神保有亮, Sutthasil N., Chiemchaisri C., 山田正人 (2014) 熱帯地域の廃棄物埋立地浸出水を対象としたパイロットスケール人工湿地の導入、第48回日本水環境学会、同講演要旨集 p 322
45. 陳小強, 藤原拓, 深堀秀史, 石垣智基 (2014) Factors affecting the adsorptive removal of bisphenol A by high silica zeolite HSZ-385, 第48回日本水環境学会年会
46. 陳小強, 藤原拓, 深堀秀史, 石垣智基 (2014) 高シリカ型ゼオライトHSZ-385による処分場浸出水中のビスフェノールAの吸着除去, 第48回日本水環境学会年会

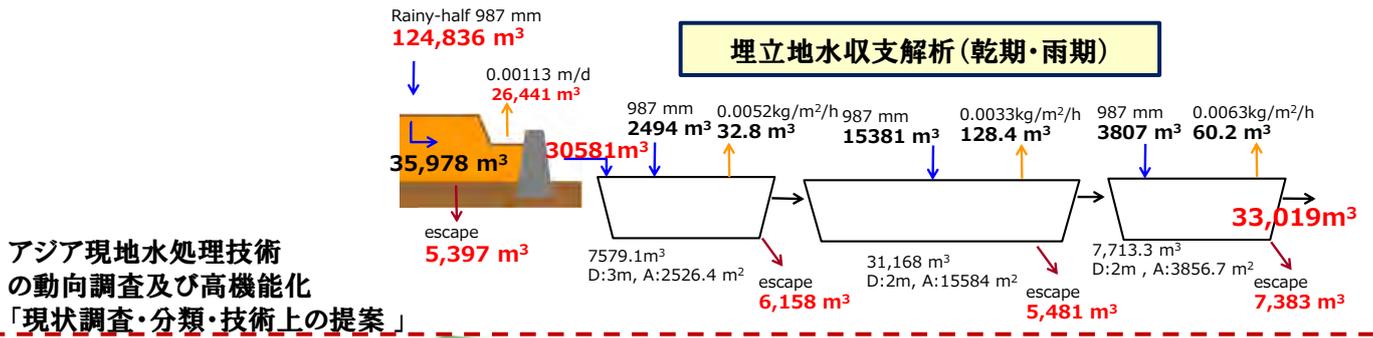
## 知的所有権の取得状況

特になし

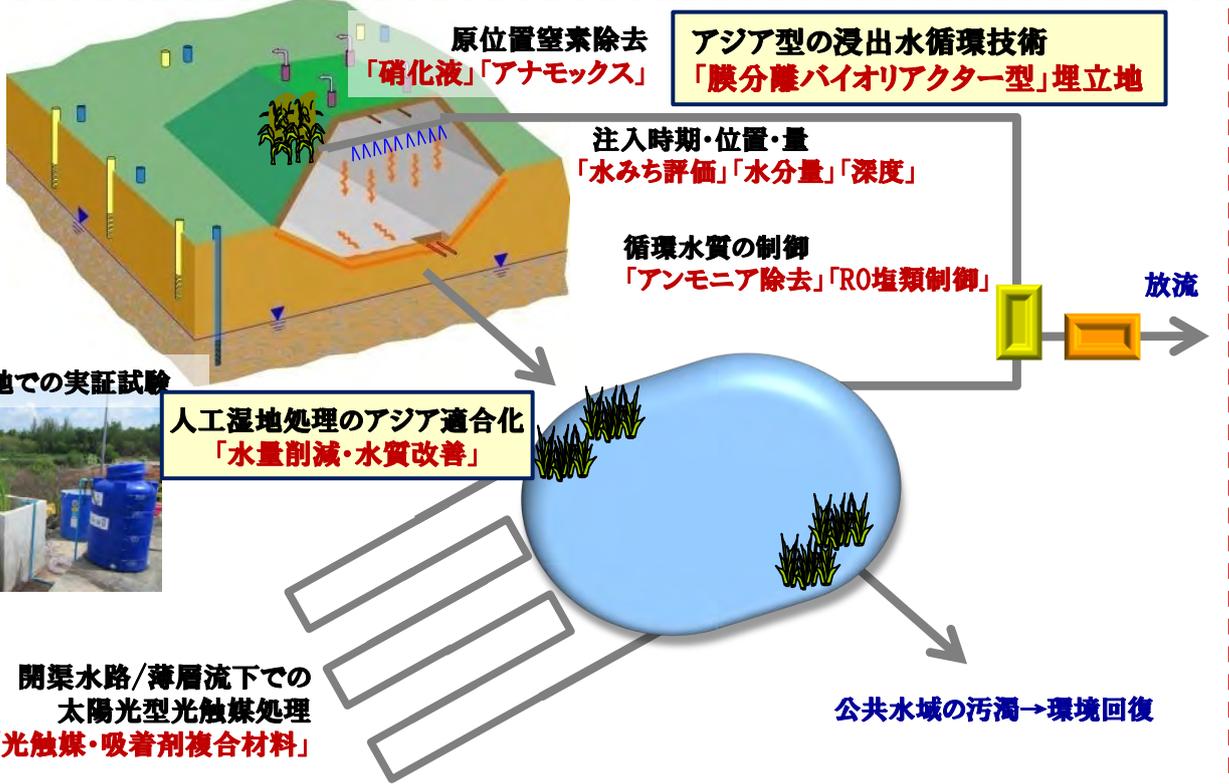
## 受賞等

1. Excellent Research Award for Oral Presentation, Construction and Operation of a Pilot-scale Constructed Wetland Treating Landfill Leachate in Thailand, Japan Society of Material Cycles and Waste Management, The first 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management, 2014

研究概要図

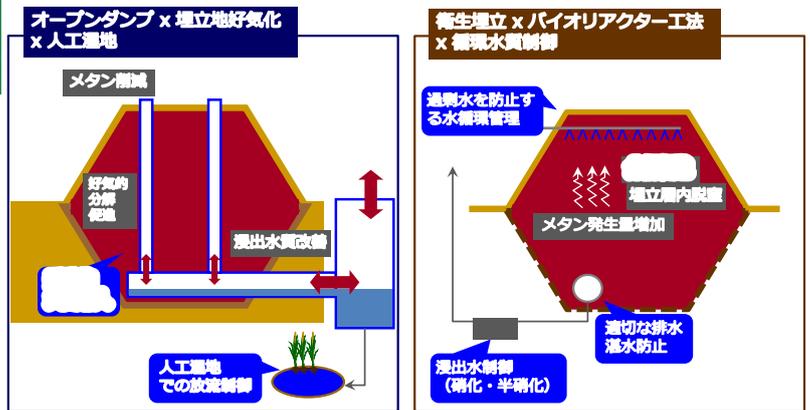


アジア現地水処理技術の動向調査及び高機能化  
「現状調査・分類・技術上の提案」



条件設定		オプション設定(単位%)			計算結果	
都市	ヤンゴン・ミャンマー	項目	焼却	資源化	直接埋立	CO2排出量 (単位:CO2/年)
日ごみ排出量 (t/日)	1958	紙屑	50	30	20	
許容対象ごみ量 (t/日)	1000	プラスチック	50	30	20	埋立処分
許容埋立期間 (年)		紙	50	20	30	エネルギー
埋立技術	オープンタンピング	布・繊維	50	10	40	廃棄物
浸出水処理	未処理放流	金属	50	40	10	エネルギー
		ガラス	50	20	30	廃棄物
		その他	50	0	50	合計
						7247

廃棄物管理体系における浸出水対策のパッケージ化  
「一体型廃棄物管理評価ツール」



既存埋立地の改善と浸出水管理手法導入例

## 英文概要

From the viewpoint of sustainable development, appropriate waste management is crucial for conserving the local and global environments. Improvement of waste management in developing countries must directly relate to preventing environmental pollution and expanding public health services. Appropriate waste management contributes to reducing not only the emission of water/atmospheric pollutants and odors, but also the GHGs emission. Solid waste disposal sites (SWDSs) that include both managed landfills and unmanaged dump sites were recognized as major GHG emission sources in developing countries. GHGs emission as LFG, that strictly means the direct emission from the waste landfill body, would be reduced by the introduction of new landfill management technology. While the boundary for project evaluation was limited on direct LFG emission and projected duration, the project seems to be successfully implemented. But in order to evaluate the net effect of the social development by project implementation, it must be requisite to assess the long-term influence on global and regional environment by the introduction of the new landfill technology and management.

Behavior of leachate production from landfill body is highly depending on the landfilled waste, landfill operation and management, and climate situation. Tropical Asian city would face the similar problem on the quality and quantity of landfill leachate. Advanced water treatment technologies are neither fundamental nor concrete solution on the huge amount of fluctuated quality of landfill leachate in this region. Sustainable leachate management which objects less impact of leachate to natural environment for whole landfill lifetime must require following conditions; easy operation, low maintenance, low cost and labor, effective reduction of leachate impact, etc. One possible candidate suggested in this study was the constructed wetlands. Application of pilot-scale constructed wetlands for real leachate at a landfill in Thailand exhibited the reduction of leachate amount by evapotranspiration. The combination of indigenous cattail and media was effectively works for stable treatment of the landfill leachate. It also contributed to remove the organics, nitrogen and heavy metals from the leachate. The low-cost and low-energy operation of constricted wetlands indicated the feasibility of this technology for leachate treatment of tropical Asian landfill.

Leachate recirculation into landfill was also considered as possible candidate for the applicable technology for landfills in Asia. It is possible to apply this technology for Asian landfills except the rainy season. Since the raw leachate or leachate from pond would be unsuitable for recirculation, several pre-treatment technologies were examined. Coagulation, ammonia stripping, and reverse osmosis treatments had shown to control the recirculates quality. Removal of ammonium from recirculates was strong benefit for reducing the ecotoxicity. The control of ammonium and salinity must be critical to prevent the inhibition for the microorganisms in landfills.

While we have only focused on the leachate management, it may have leachate drainage, enough capacity of lagoon, and leachate treatment plant (LTP). These differences of management will directly relate to the determination of appropriate boundary. For instance, the pollution of aquatic environment caused by landfill leachate must be accounted for a major source of several environmental problems. Direct and indirect emission of GHGs and long-term cost for operation of the prevention/recovery act of environmental pollution should be included. Landfill gas to energy system, which is normally coupled with capped anaerobic bioreactor type management, possesses a large potential of benefit by the energy production. It might reduce the indirect GHGs emission and may improve the cost balance on the landfill management. The drawback of this system must be a long-term pollution of landfill leachate especially in pluvial Asian nations,

since the prevention of the infiltration of waste body would be fail in most cases. Passive aeration must be widely believed as a cost effective management to reduce the GHGs emission and the leachate pollution. However, this system requires to effectively draining the inner leachate of waste layer in order to enhance the gas exchange thorough the ventilation and drainage pipe systems. Therefore in pluvial countries, a large volume of leachate must be generated, and the appropriate management is the most critical problem to prevent secondary problem from the waste landfill. The impact of the introduction of waste landfill technology on the global and local environment should be evaluated with appropriate time scale and boundary. It must be needless to say that the proper and fair comparison must be possible only by the consideration of whole life cycle of landfills management. The environmental impact of the several combination of technologies for landfill and leachate management has been evaluated.

Importance of appropriate leachate management in landfills in pluvial Asia was shown for reducing the impact on aquatic environment. Leachate impacts of sanitary landfills and LFGTE system were ascribed to high concentration of BOD and TN of leachate. These systems must require the advanced LTP for reducing the leachate impacts though its operation will increase GHGs emission. It was revealed that passive aeration systems such as semiaerobic landfill might contribute to reduce both of leachate and GHGs impact.