

廃棄物堆積層からの浸出水の硝化処理に関する水質モデル

神戸大学工学部 学生員 ○井上 晃介 西日本旅客鉄道株式会社 正会員 田中 健治
 神戸大学大学院 フェロー会員 道奥 康治 神戸市環境保健研究所 非会員 八木 正博
 神戸市環境局 非会員 中道 民広 神戸山手大学 正会員 和田 有朗

1. 目的

一般廃棄物埋め立て処分場からは様々な汚濁物質を高濃度に含む汚染水が浸出し、下流域へ大きな環境負荷をもたらす。リン、有機物の多くは土壤に吸着・除去されて嫌気的な状態で浸出し、アンモニア態窒素を主成分とする浸出水の窒素除去が水質管理上の課題である。対象とする処分場の埋め立ては 30

年以上前に完了して堆積層はほぼ安定化し、全窒素や BOD の濃度は変動しながらも経年的に減少してきた。そのため、水質管理に要する諸経費を勘案すれば、老朽化した現行の集中管理型処理施設を廃止して、持続的水質管理を目指した省力的な浄化システムへと移行することが求められている。著者らはこれまで、マイクロバブル(MB)曝気を用いた硝化、水素徐放材を用いた脱窒を実験的に検討するとともに、硝化については水質モデル¹⁾による室内実験の現象を再現した。本研究では、実機貯留池での硝化実験によって、水質モデルの適用性を検証するとともに、窒素流入負荷が硝化効率に及ぼす影響を分析した。

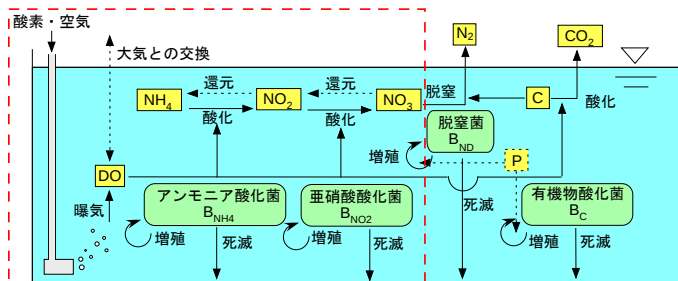


図-1 水質収支模式図

2. 硝化モデルの概要

図-1 に浸出水の硝化・脱窒に関わる諸過程を模式的に示す。本報で対象とする硝化過程を赤の点線で囲んでいる。反応には微生物が介在し、酵素反応に適用される Michaelis-Menten 型の反応速度式を適用する。例えば、アンモニア態窒素濃度 NH_4-N の消滅速度は次のように表される。

$$S(NH_4) = -R_{N1} \cdot f_{N1}(T) \cdot \frac{DO}{D_{N1} + DO} \cdot \frac{B_{NH_4}}{B_{N1} + B_{NH_4}} \cdot \frac{NH_4}{C_{N1} + NH_4} \quad (1)$$

アンモニア酸化

ここに R_{N1} :基準状態におけるアンモニア酸化速度, $f_{N1}(T)$:温度制御関数, DO :溶存酸素濃度, B_{NH_4} :アンモニア酸化菌濃度, NH_4 :アンモニア態窒素濃度, D_{N1} , B_{N1} , C_{N1} :それぞれ DO , B_{NH_4} , NH_4 に関する半飽和定数である。添字 N1 はアンモニア酸化の関連諸量であることを示す。

また、アンモニア酸化菌濃度 B_{NH_4} の増減速度は次のように表される。

$$S(B_{NH_4}) = R_{BN1} \cdot \frac{A}{V} \cdot f_{BN1}(T) \cdot \frac{DO}{D_{BN1} + DO} \cdot \frac{B_{NH_4}}{B_{BN1} + B_{NH_4}} \cdot \frac{NH_4}{C_{BN1} + NH_4} \cdot \frac{PO_4}{P_{BN1} + PO_4} - \frac{R_{DBN1} \cdot f_{DBN1}(T) \cdot B_{NH_4}}{\text{死滅}} \quad (2)$$

増殖

ここに R_{BN1} , R_{DBN1} :基準状態におけるアンモニア酸化菌の増殖, 死滅速度, A :接触面積, V :反応槽容積, $f_{BN1}(T)$, $f_{DBN1}(T)$:温度制御関数, PO_4 :リン濃度, D_{BN1} , B_{BN1} , C_{BN1} , P_{BN1} :それぞれ DO , B_{NH_4} , NH_4 , PO_4 に関する半飽和定数。添字 BN1 はアンモニア酸化菌の増殖, DBN1 は死滅に関する諸量であることを示す。温度制御関数 $f(T)$ は次式で表され, θ :温度補正係数である。

$$f(T) = \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

同様に、酸化に伴う亜硝酸態窒素 NO_2-N , 硝酸態窒素 NO_3-N の収支やそれらを担う微生物の消長, 溶存酸素 DO の収支などが定式化されている。

キーワード 廃棄物, 浸出水, 水質解析, 硝化, マイクロバブル

連絡先 〒657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1 TEL 078-803-6056

流入負荷の影響は、以下の連続式により記述される。

$$C_{t+1} = \frac{(C_t + S \cdot dt) \cdot (V - Q \cdot dt) + C_{in} \cdot Q \cdot dt}{V}$$

ここで、 C_t :時刻 t における各水質濃度、 C_{t+1} : t から dt 時間後の各水質濃度、 S : 反応槽における濃度変化率、 V : 反応槽容積、 Q : 流入量、 C_{in} : 流入濃度である。

3. 硝化モデルによる計算結果と実験値の比較

既報²⁾の通り、浸出水貯留池にエンクロージャー（隔離水塊）を設置し、微生物の付着基盤として PE 製担体（0.02m²/個）を吊下して、MB エアレータで大気

空気を送気して硝化を促進した。図-2 に実験系を示す。実験開始より 158 日目までは流入負荷を与えない完全閉鎖系で実験が実施され、それ以降は隔離水塊内に周囲水（浸出水）を所定流量で供給し同じ量を排水する流水系の実験を実施した。図-3 に各水質濃度に関して解析と実験との比較を示す。閉鎖系、流水系のいずれに関しても各水質濃度の挙動が水質モデルによって良好に再現されている。解析・実験とも、担体量と曝気時間が硝化に及ぼす影響は明確に確認できない。隔離水塊実験の処理対象容量は室内実験のそれよりも相当大きく隔離水塊内の水質が一樣である保証はないが、水質解析では反応槽全体の水質が一樣と仮定している。そのためか硝化が各水質成分の影響を受けにくい設定となっており、特に、流入負荷を与えた硝化実験 II では硝化が実験よりも過大に評価される傾向にある。NO₂-N は不安定な物質であるため NO₂-N の硝化速度を大きく設定したが、それでも、硝化実験 I の初期段階において解析は NO₂-N を残留気味に評価している。これは亜硝酸酸化菌の増殖速度を小さく見積もったためと考えられ、制御パラメータの調整によって再現性が向上すると考えられる。NO₃-N、DO に関する「解析-実験」間のずれは、NH₄-N から NO₂-N への硝化が過大に評価されているためと考えられる。本モデルに脱窒を考慮すれば、NO₃-N の減少や DO の増加が記述され、解析の再現性が向上すると期待される。硝化実験 I では、実験条件の変更時に試料水を入れ替えている。一方、硝化実験 II では流入を中断せずに継続している。硝化は微生物反応であるため、試料水の入れ替えや流入による水中の微生物濃度の一時的減少をモデルで考慮すれば、硝化の鈍化傾向をさらに精度よく再現できると考えられる。

参考文献

- 1) 道奥他：廃棄物堆積層からの浸出水の曝気・硝化過程に関する水質モデル, 水工学論文集, 第 53 巻, pp.1333-1338, 2009.
- 2) 井上他：浸出水貯留池のマイクロバブル硝化処理における水温の影響, 平成 24 年度土木学会関西支部年次学術講演会, 2012.

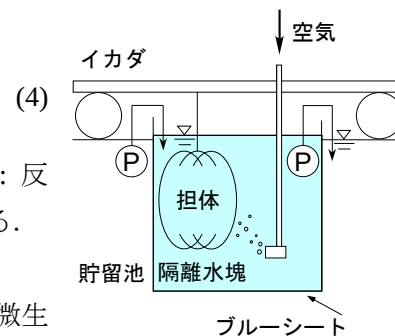
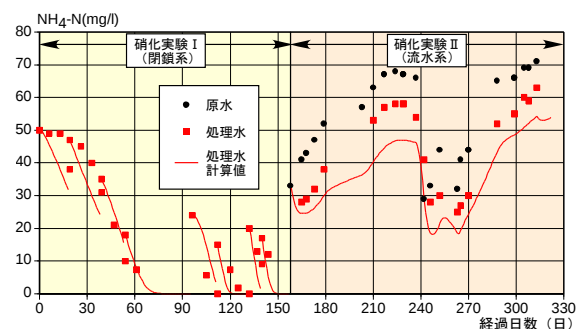
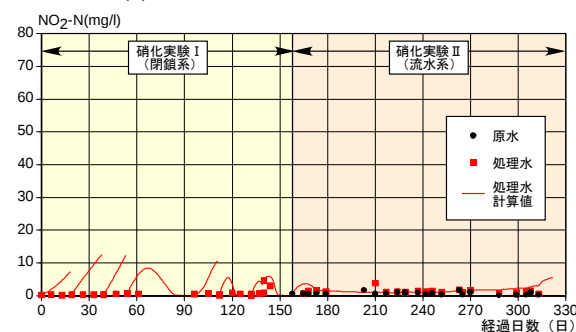


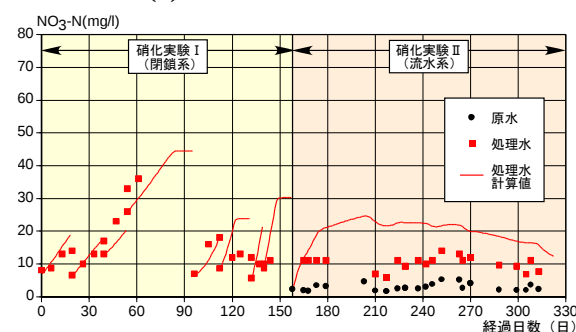
図-2 実験系



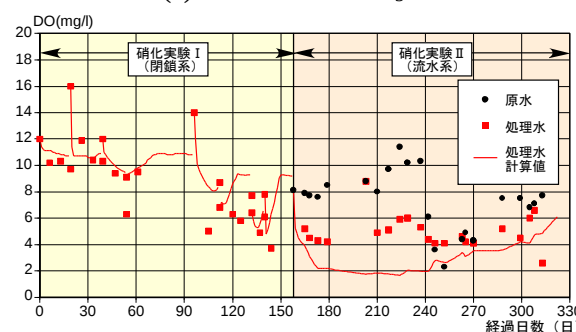
(a) アンモニア態窒素 NH₄-N



(b) 亜硝酸態窒素 NO₂-N



(c) 硝酸態窒素 NO₃-N



(d) 溶存酸素 DO

図-3 各水質濃度の推移