【 論 文 】

海面埋立廃棄物処分場酸化池内水中 BOD
および窒素濃度の変動解析

西 尾 孝 之*・芳 倉 太 郎*・山 本 攻*・福 永 勲*†

【要 旨】 海面埋立廃棄物処分場では、埋立後期に酸化池の残存水面が狭小になるため、BOD や COD など有機成分とともに窒素成分が高濃度になる傾向にあるので、計画的な運用が必要となる。実測データを用いて、海面への廃棄物投入量から BOD 成分および窒素濃度の挙動を再現するため、溶出および分解に関わる諸係数を求めた。次に、得られた諸係数値を用いて、連続埋立および間欠埋立モデルのシミュレーションを行い、間欠的な埋立工法が BOD 成分や窒素濃度の上昇抑制に有効であることの裏付けを行った。

キーワード：海面埋立、水質予測、BOD、窒素濃度

1. は じ め に

海面埋立廃棄物処分場内水の汚濁の程度は一般に、埋立終末期に BOD や COD など有機成分とともに窒素成分が高濃度になる傾向にある。これは、埋立開始直後は処分場全体が酸化池として機能するために廃棄物浸出水による汚濁の程度は著しくないが、酸化池の容積が狭小となるにつれて汚濁負荷率が高まるためである。酸化池の機能をできるだけ長期間維持するためには、廃棄物の計画的な埋立や酸化池の効率的な運用が求められる。

従来、海面埋立の計画を立てる際には、廃棄物の海面部分への投入に伴い排出される余水の発生量や廃棄物層から浸出する有機物対策を目的としてこれらの変動予測調査が行われてきた¹⁻¹¹⁾。海域における窒素およびリンの環境基準および排水基準が 1993 年に定められ、海面埋立廃棄物処分場余水についても、余水吐きにおける排水基準が設けられた。閉鎖性水域である大阪湾では、窒素リンの排水総量規制が平成 16 (2004) 年度を目標と

して実施されており、従来より一層厳しい水質管理を行う必要がある。

一般廃棄物焼却残渣を主体として埋め立てている、大阪市北港処分地南地区の管理型埋立区画においては、廃棄物により築堤した結果できたポンドの内部を埋め立てるポンド埋立や、間欠的な埋立工法などを採用することにより BOD や COD などの有機汚濁成分を比較的低濃度に抑制することができた。

海面埋立処分場の場合、広大な酸化池内水面全域にわたって溶存酸素や水温を制御することはできないので、自然条件下での受動的な再曝気に依存せざるをえない。そこで、海面部への廃棄物の投入が続いたり、海面投棄の停止期が長くなるとそれぞれ嫌気的条件と好気的条件のみが続くことになり、硝化あるいは脱窒反応が律速となり全窒素濃度が上昇する。大阪市の北港処分地南地区においては、廃棄物の海面部への投入と停止を繰り返すことで、排水の窒素処理工程における間欠曝気と同様の効果により窒素濃度を制御することができたが、運用経過時間とともに濃度の上昇が認められる。埋立後期には酸化池の残存水面が狭小になり、微生物処理にとって必要な処理条件を十分確保することが困難になるので、計画的、効率的な運用が求められる。

そこで本報では、埋立廃棄物からの窒素成分の浸出と、酸化池内水に滞留する期間中に微生物学的に処理される速度を予測し、窒素濃度の制御に役立てようとした。

原稿受付 2002. 9. 4 原稿受理 2004. 11. 5

* 大阪市立環境科学研究所

*† 現在 大阪人間科学大学

連絡先：〒543-0026 大阪市天王寺区東上町 8-34

大阪市立環境科学研究所 西尾 孝之

E-mail: takayuki.nishio@iphes.city.osaka.jp

まず、DO 消費に影響を及ぼし脱窒反応における電子供与体ともなる BOD 濃度の変動を、海面部へ埋め立てた廃棄物の種類と投入速度から予測し、その結果をもとに、海面部への埋立間隔が窒素成分の濃度変動に及ぼす影響を予測した。基本的な計算方法は前報⁸⁾に従ったが、生物処理過程における溶存酸素などの基質濃度律速の影響を考慮した。また、濃度予測の計算には、海底地盤の沈降による処分場の増容量と降雨による希釈の影響を考慮した。次に、得られた諸反応速度係数を用いて埋立モデルのシミュレーションを行い、効率の良い埋立方法について検討した。

2. 酸化池残存容積および内水量の計算

2.1 北港処分地の埋立の経緯および測定したデータ

Fig. 1 に、検討を行った廃棄物処分場の見取り図を示す。管理型埋立区画（1区）酸化池放流口側の一部を、開口部を有するコンクリート製堰板で区切り、6基のエアレーターにより表面曝気を施している区画を高率酸化池と称し、それ以外の区画を自然酸化池と称している。なお、2・3区は水底土砂を、4区は陸上建設残土をそれぞれ埋立処分する安定型埋立区画である。先行埋立とは、埋立処分場基盤安定化を目的とした自然酸化池全面にわたる焼却残滓の埋立処分を指し、バージ船を用いた薄層撒き出し工法により行われた。第1層目埋立とは、先行埋立後に投入押し工法により処分場の片側から順次海面部分に廃棄物を投入処分することをいう。また、

海面部分が陸地化した上にさらに埋め立てることを、第2、第3層目埋立と称す。搬入量は搬入時の水分を不飽和に含んだ廃棄物（以下、湿潤廃棄物とする）の重量（ton）が種類ごとに（Fig. 2 (1)）、各埋立層への投入量は

Fig. 2 Annual changes in monthly amount of disposed solid waste materials (1) and cumulative accomplished area of the landfill site (2)

Fig. 1 Study area of Hokko sea-based solid waste disposal site south district

Table 1 Empirically introduced apparent densities of solid wastes

	Business waste	Sewage sludge ash	Water treatment plant sludge	Incineration residue	Incombustible waste
$d_b^{(1)}$	1.0	1.2	1.3	1.4	(1.4) ⁽³⁾
$d_s^{(2)}$	1.4	1.3	1.4	1.7	(1.7) ⁽³⁾

(ton m⁻³)

- 1) Bulk density of water-unsaturated waste: weight of wet solid waste was divided by apparent volume.
- 2) Bulk density of water-saturated waste: weight of water filling the vacant space after the waste was dumped in the water was taken into account. Porosity as the volumetric rate of water that can be absorbed to vacant space to wet solid waste is given by $\varepsilon = (d_s - d_b)/\rho_w$.
- 3) These values were hypothetically introduced in this study.

層別埋立完成面積 (m²) (Fig. 2 (2)) として月ごとに集計された。また、焼却残滓 (incineration residue), 事業系廃棄物 (business waste), 下水道汚泥 (water treatment plant sludge) および下水道汚泥焼却灰 (sewage sludge ash) について、湿潤廃棄物の密度 $d_b \equiv W_{sw}/V_{us}$ (ton m⁻³) と水中密度 $d_s \equiv (W_{sw} + \varepsilon V_{us}\rho_w)/V_{us} = W_{sw}/V_{us} + \varepsilon\rho_w = d_b + \varepsilon\rho_w$ (ton m⁻³) が経験的に得られている (Table 1)。ここで、 V_{us} : 湿潤廃棄物の体積 $V_a + V_{sw}$ (m³), V_a : 湿潤廃棄物の空隙の体積 (m³), V_{sw} : 湿潤廃棄物に含まれる水および固体の体積 (m³), W_{sw} : 湿潤廃棄物の重量 (ton), ε : 湿潤廃棄物の空隙率 $V_a/(V_a + V_{sw})$, ρ_w : 水の密度 (以下, $\rho_w = 1$ ton m⁻³ とした)。

2.2 残存容積の計算

本稿では、DL=0 (設計上の基準水位) 以下の酸化池の容積を残存容積とし、内水量は蒸発により水位が DL=0 以下になることを考慮して別個に計算した。廃棄物を水中に投じた際に空隙を満たす水は酸化池内水と混合されないため、以下の濃度計算に影響を与えないと仮定し残存容積の計算から除外した。廃棄物の第1層目埋立により廃棄物が水中で占める埋立体積 $V_{us} = W_{sw}/d_b$ (m³) を廃棄物の種類ごとに求めた。下水道汚泥は埋め立てられた期間が短く、下水道汚泥と区別した埋立面積の記録がないことから、上下水道汚泥をまとめ、不燃性廃棄物 (incombustible solid waste) は埋立量が比較的少なく、比重も焼却残滓に近いと考えられることから焼却残滓に含めて計算を行った。本報では、BOD および窒素の溶出負荷が低いと考えられる焼却残滓と不燃性廃棄物をまとめたものとそれ以外の2成分とし、以下それぞれ、残滓および汚泥と称す。次に、各層の埋立完成面積の比率から先行埋立および第1層目埋立に用いられた残滓および汚泥の重量を推定して、それぞれの V_{us} に

相当する第 i 月の月間埋立体積 $Vz(i)$ (m³) および $Vs(i)$ (m³) を求め、式(1)により酸化池の第 i 月の月初めにおける残存容積の内、混合に与る部分の容積 $V(i)$ (m³) を求めた。ここで i は、埋立を開始した1985年6月を1とした月数を意味する。

$$V(i) = V(i-1) - (Vs(i-1) \cdot (1-\varepsilon_s) + Vz(i-1) \cdot (1-\varepsilon_z))\Delta t + (600850 - S(i-1))R_H\Delta t \quad (1)$$

ここで、 Δt : 計算間隔 = 1 month, $S(i)$: 第 i 月の月初め陸化面積 (m²), 600,850: 埋立開始時点の自然酸化池の表面積 (m²), R_H : 自然酸化池の水底沈下速度 = 0.012 m month⁻¹ (一定とした)。埋立開始時点の自然酸化池および高率酸化池の表面積は、それぞれ 600,850 m² および 39,750 m² であった。本稿では特に示さない限り、自然酸化池と高率酸化池を併せて酸化池とする。埋立開始時点の自然酸化池の水深は約 9 m あったが、層厚 2.4 m の先行埋立を行った後徐々に水底が沈降し、2002年現在、水深は約 8 m を保っている。先行埋立直後2年間の沈下観測では、緩やかな曲線を描き沈降したことが判っているが、ここでは毎月 1.2 cm 直線的に沈下した後、1995年以降沈下しなくなったものと仮定して容積の補正を行った¹²⁾。計算開始時点の酸化池の残存容積 $V(0) = 600850 \times 9 + 39750 \times 9$ (m³) である。

2.3 内水量の計算

酸化池の内水量は、廃棄物の第1層目埋立により排除される水および降雨と蒸発により変動する。酸化池内水は、内水位が DL=0 になるように排水されているが、埋立廃棄物量は月単位で統計が取られているので、DL=0 を超えた内水は月末にまとめて排出されると仮定して計算を行った。まず、廃棄物の第1層目埋立によって排除される水の体積 $V_{sw} = V_{us}(1-\varepsilon)$ (m³) を廃棄物の種類毎に求めた。ここで $\varepsilon = (d_s - d_b)/\rho_w$, $V_{us} = W_{sw}/d_b$ なので、 $V_{sw} = W_{sw}(1 - (d_s - d_b)/\rho_w)/d_b$ である。それぞれの月間水排除体積 V_s と V_z の経月変化を Fig. 4-1 にプロットし、線で結んだ。第 i 月の月初めおよび月末の内水量 (m³) をそれぞれ $Wi(i)$ および $Wf(i)$ とすると、 $Wf(i) = Wi(i) + Q_R(i)$ (m³) である。また、 $V(i) < Wf(i-1)$ の時は $Wi(i) = V(i)$, $V(i) > Wf(i-1)$ の時は $Wi(i) = Wf(i-1)$ とすると、 $i=1$ から順次計算を行うことで $Wi(i)$, $Wf(i)$ を求めた。ここで、 $Q_R(i)$ (m³) は、降雨量から蒸発量を差し引いた第 i 月の月間合計降雨残差であり、式(2)により求めた。降雨量は大阪管区気象台の第 i 月の月間降雨量 $P(i)$ (mm), 海面における蒸発量は大阪管区気象台による1943年から

1965 年までの月間蒸発量の月別平均値 $E(i)$ (mm) を用いた²⁾。雨水の地下浸透によるごみ埋立層から汚濁物質の洗い出しの影響を考慮する必要があるが、本埋立処分場では、埋立完了部分の水硬性のある鉱滓を用いて覆土を行ったため、雨水の地下浸透は少なかったと考えられる。ここでは、第 i 月の月初め陸化面積 $S(i)$ (m^2) における降雨のうち、蒸発しなかった雨水は埋立廃棄物層に浸透せずに内水に合流するものと仮定し、陸上部分における蒸発量は文献 1, 2, 7) を参考にして海面部の $1/2$ として計算した。

$$\begin{aligned} Q_R(i) &= 0.001 \times (P(i) - E(i)) \\ &\quad \times (600850 + 39750 - S(i)) + 0.001 \\ &\quad \times (P(i) - E(i)/2) \times S(i) \end{aligned} \quad (2)$$

2.4 モデル妥当性の確認

次に 1985 年 6 月の埋立開始当時を $i=1$ とし、 $16,700 \text{ g m}^{-3}$ あった内水中の塩素イオン濃度 (C_{Cl}) 3 月移動平均値を初期値として与え、雨水により希釈される様子を式(3)に従って計算し、内水量計算の妥当性を検討した。ここで $C_{Cl}(i)$ は第 i 月の月末の値を示す。

$$\begin{aligned} C_{Cl}(i) &= C_{Cl}(i-1) \times W_i(i) \div W_f(i) \\ &= C_{Cl}(i-1) \times W_i(i) \div (W_i(i) + Q_R(i)) \end{aligned} \quad (3)$$

1992 年以降、塩素イオン濃度実測値の 3 月移動平均値が希釈される速度は緩やかになったが、シミュレーションではほぼ一様に減少し、実測値との乖離が大きくなった (Fig. 3)。一般廃棄物の焼却残滓は塩化物を多く含むが¹³⁾、海水の塩分濃度が元々高く、埋立廃棄物層

から浸出する塩素イオンの影響は少ないことを実験で確認した。他の原因として、当時、1 区に隣接する 2・3 区が築堤の嵩上げを行った結果、1 区との水位差が約 10 m に達していたことから、2・3 区の内水が地下を浸透して流入している可能性が考えられた。1 区内水はこの地下浸透水の影響を受けていると考え、2・3 区築堤の嵩上げが行われた 1992 年 4 月以降は式(3')を用いた補正を行い、地下浸透水量の推定を行った。

$$\begin{aligned} C_{Cl}(i) &= (C_{Cl}(i-1) \times W_i(i) + 16000 \times W_p) \\ &\quad \div (W_i(i) + Q_R(i) + W_p) \end{aligned} \quad (3')$$

ここで 16,000 は、1992 年から 2001 年までの 2 区内水中塩素イオン濃度 (g m^{-3}) の平均値であり、 W_p は推定月間 (合計) 地下浸透水量 (m^3) で、月によらず一定とした。検討の結果、月間 (合計) 地下浸透水量を $54,000 \text{ m}^3$ と仮定したとき、塩素イオン濃度の推定値は実測値の推移を最も良く再現することができた。

3. 廃棄物の海面埋立量と BOD 濃度の変動

3.1 BOD 濃度の変化モデル

難分解性有機物を多く含むと考えられる残滓と易分解性の有機物を多く含むと考えられる汚泥由来の BOD 成分は、それぞれ異なる分解過程をたどることから、本報では、濃度の加算が成り立つとの仮定のもとに濃度変化を個別に求めた。残滓および汚泥由来の BOD 濃度をそれぞれ C_{BODz} および C_{BODs} とし、廃棄物投入量から予測される溶出量から、酸化池内で処理される BOD 量と廃棄物投入に伴い排除される余水に含まれる BOD 量を差し引くことで物質収支が取れるとすると、式(4)および(5)になる。内水の BOD 濃度 C_{BOD} は、両者を合計したものの $C_{BOD}(i) = C_{BODz}(i) + C_{BODs}(i)$ とする。前報⁹⁾では第 2, 3 層目埋立からの溶出も検討したが、先行埋立や第 1 層目埋立からの溶出に比べて無視できる量であることがわかったので、本報でも第 2, 3 層目埋立からの溶出は考慮しなかった。ただし、前月に埋め立てられた廃棄物の影響を検討した結果、10% が影響するものとして翌月に算入することにした。また、地下浸透水により洗い出される第 1 層目埋立層地下保有水は、硫化物、還元状態の鉄やマンガンなどの還元物質を多く含み BOD 濃度は高いと考えられるが、溶存酸素を含む酸化池内水と混合すると速やかに酸化されると考えられ、その挙動を推測することは困難であった。本項では 2・3 区からの地下浸透水の影響を考慮しなかったが、前月埋立層からの寄与 10% の中に一部含まれていると考えられる。

Fig. 3 Annual changes in chloride concentrations in a facultative pretreatment pond. Heavy, light, and broken lines indicate observed, calculated from rain precipitation and land reclamation by disposed materials (Eq. 3), and calibrated with seawater percolated from sections nearby (Eq. 3'), respectively.

$$C_{BODz}(i) \times Wf(i) = C_{BODz}(i-1) \times Wi(i) + a_{BODz} \times (Vz(i) + 0.1 Vz(i-1)) - Y_{deBODz}(i) \quad (4)$$

$$C_{BODs}(i) \times Wf(i) = C_{BODs}(i-1) \times Wi(i) + a_{BODs} \times (Vs(i) + 0.1 Vs(i-1)) - Y_{deBODs}(i) \quad (5)$$

ここで、 $C_{BODz}(i)$ と $C_{BODs}(i)$ はそれぞれ、第 i 月の月末の残滓および汚泥由来の BOD 濃度 (g m^{-3})。 a_{BODz} と a_{BODs} は、残滓および汚泥からの BOD 成分溶出率 (g m^{-3})。 $Y_{deBODz}(i)$ と $Y_{deBODs}(i)$ はそれぞれ、第 i 月の残滓および汚泥由来 BOD 成分の月間除去量 (g) であり、BOD 濃度に関して次の一次式で表すことができるとした。

$$Y_{deBODz}(i) = \left(\frac{C_{DO}(i) + \alpha}{K_{DOc} + C_{DO}(i)} + \beta \right) \times Krz \theta^{(T(i)-20)} \times C_{BODz}(i-1) \times Wi(i) \quad (6)$$

$$Y_{deBODs}(i) = \left(\frac{C_{DO}(i) + \alpha}{K_{DOc} + C_{DO}(i)} + \beta \right) \times Krs \theta^{(T(i)-20)} \times C_{BODs}(i-1) \times Wi(i) \quad (7)$$

ここで Krs と Krz は、汚泥および残滓由来 BOD 成分の 20°C における分解速度係数 (month^{-1})、 $T(i)$ は第 i 月の月間平均水温 ($^\circ\text{C}$)、 θ は BOD 成分分解に関わる温度係数で、文献から 1.04 の値を用いた²³⁾。また、BOD 分解速度は溶存酸素 (DO) による律速を受けることを考慮し、右辺 1 項目を用いた。ただし、DO が無い時でも BOD の分解は進行することを考慮して、右辺第 1 項の α または β に 0 から 0.2 までの値を代入して検討した結果、 $\alpha = 0.1$ 、 $\beta = 0$ を採用した。また、 K_{DOc} は BOD 成分の分解反応に関する半飽和定数であり、文献値より $0.2 (\text{g m}^{-3})$ を用いた²³⁾。 $C_{DO}(i)$ は第 i 月の月間平均 DO 濃度で、その値は Streeter and Phelps の式(8)を用いて推定した。

$$D(i) \equiv C_{DOsat}(i) - C_{DO}(i) = \frac{(K_{dz} + K_{ds} \cdot C_{BOD}(i-1))}{K_2 - (Bz(i-1) + Bs(i-1))} \cdot (e^{-(Bz(i-1) + Bs(i-1)) \Delta t} - e^{-K_2(i-1) \Delta t}) + D(i-1) \cdot e^{-K_2(i-1) \Delta t} \quad (8)$$

ここで $D(i)$ は、第 i 月の月間平均不足溶存酸素濃度 (g m^{-3})、 K_d は脱酸素係数 (month^{-1})、 $Bz(i) + Bs(i)$ は、式(6)、(7)に示した残滓および汚泥由来 BOD 成分の DO と水温の影響を考慮した BOD 除去速度定数の合計の第 i 月の月間平均値 $\left(\frac{C_{DO}(i) + \alpha}{K_{DOc} + C_{DO}(i)} + \beta \right) \times (Krz + Krs) \times$

$\theta^{(T(i)-20)}$ (month^{-1}) を用いた。 K_2 は、水温の影響を考慮した再曝気係数 (month^{-1})、 $K_2 = K_{La} \theta^{(T-20)}$ 。 θ は 1.04 から 1.15 の値をとるとされているが、ここでは 1.04 を用いることにする。 K_{La} は総括酸素移動容量係数で、現地における実験により求めた。

容量約 60 L ($60 \times 40 \times 25 \text{ cm}$) のプラスチックコンテナを自然酸化池の水面に位置するように沈め、窒素をバージすることによりできる限り脱酸素を行った後、定期的に分取した試料中溶存酸素の測定を行った結果、水温 27°C における値 $K_{La} = 0.072 \sim 0.089 (\text{hr}^{-1})$ を得た。自然酸化池の平均水深は約 8 m であり、実験に用いたコンテナの水深 25 cm との比率から計算を行い¹⁴⁾、 20°C の値として $1 \sim 2 (\text{month}^{-1})$ の値をとるものとして検討の結果、最終的に $K_{La} = 1.5 (\text{month}^{-1})$ の値を採用した。埋立開始初期には、残滓による先行埋立が薄層撒き出しにより行われるとともに先行埋立層の沈降に伴う水深の変化があったが、第 1 層目埋立は片押し工法により行われているので水深の変化がほとんどないため、埋立全期間にわたり一定値で近似することにした。

また、飽和酸素濃度 C_{DOsat} は、水温 $T(i) (^\circ\text{C})$ と塩素イオン濃度 $C_{Cl} (\text{g m}^{-3})$ の実測値を用い、次の経験式(9)から求めた。

$$C_{DOsat}(i) = 14.161 - 0.3943 \times T(i) + 0.007714 \times T(i)^2 - 0.0000646 \times T(i)^3 - C_{Cl}/100 \times ((15 - T(i)) \times 0.0003 + 0.0099) \quad (9)$$

なお、時間刻み Δt を 1 月としているので、式(8)から BOD および不足溶存酸素濃度の初期値は常に前月のそれぞれの値 $C_{BOD}(i-1)$ と $D(i-1)$ になる。

水温と塩素イオン濃度の実測値および廃棄物埋立量は 3 月移動平均値を用い、 a_{BODz} 、 a_{BODs} 、 K_{dz} 、 K_{ds} 、 Krz 、 Krs 、 K_{La} の各係数値を仮に代入した。1985 年 5 月の溶存酸素および BOD 濃度実測値の 3 月移動平均値を初期値として与え、得られたそれぞれの値を翌月の式に代入して、順次 BOD および溶存酸素濃度を求めた。得られた BOD 推定値について、実測値との誤差自乗和が最も小さくなる係数の組み合わせを、各係数値を順次変化させながら求めた。溶出率、脱酸素係数および BOD 除去速度定数のとりうる範囲については、残滓を自然酸化池内水に浸漬して溶出実験を行い、溶出物に関して BOD 除去速度と脱酸素速度に関する実験で得た値を参考に想定した。実験を行えなかったものに関しては、文献より係数値のとりうる範囲を想定した¹⁵⁻²²⁾。

3.2 BOD 濃度のシミュレーション結果および考察

あらかじめ想定した係数範囲および、解析の結果得ら

Table 2 List of BOD leaching rate, BOD disintegration coefficient, and O_2 consumption rate for incineration residue and sludge

	BOD leaching rate	BOD disintegration coefficient	O_2 consumption rate	Ref.
	a $kg\ m^{-3}$	kr $month^{-1}$	kd $month^{-1}$	
Incineration residue	0.1 – 7.2	1.5 – 16	1 – 15	14 – 21
sludge	1.5 – 50	2 – 6	3 – 9	
Incineration residue	0.18	0.10	0.30	This study
sludge	2.5	3.6	3.5	

れた係数値を Table 2 に示す。残滓の係数値はいずれも文献に報告されている値よりも小さいが、今回実験で得られたものに近い値となっている。

これらの係数値を用いて計算により得られた BOD の変動は、実測値の細かい周期の変動を再現することはできなかったが、中期的な変動傾向は比較的実測値に近いものが得られた (Fig. 4 (2))。実際の BOD 濃度変動を再現しきれない要因として、第 1 層目の埋立工法が、時期や工区により片押し工法やポンド埋立が混在し複雑な溶出経過をたどったと考えられることや、片押し工法で埋め立てているために埋立地先と余水吐け側では溶出成分の濃度勾配があることおよび、攪拌装置がないために溶存酸素の鉛直方向の濃度勾配があり、自然酸化池全体を一槽式の完全混合処理槽と仮定することに限界があることなどが考えられる。BOD は、COD や窒素成分に比べて生物反応速度が速く比較的速やかに減衰する。そのため、約 1.4 km に及ぶ酸化池の埋立地先と放流口付近の BOD 測定値は、第 1 層目埋立を行った際に濃度勾配が観測されるのに対し、COD や全窒素では顕著ではない。また、BOD を分解する微生物が多様であること、嫌気条件下の反応の予測が困難なことも一因と考えられる。第 1 層目埋立が長期にわたって継続すると、酸化池内水は非常に嫌気的な状態となり、硫化水素やメタンの発生が認められたが、硫化水素や高濃度に蓄積するアンモニアなど生理活性を阻害する要因が影響し、基質濃度に依存した Monod 式による律速様式では再現できなかったものと考えられる。

計算により得られた DO の変動を Fig. 4 (3) に示した。第 1 層目埋立が長期にわたって継続した時期に DO が消失することを再現することはできたが、短期的な変動については実測値と周期が一致しないことがあった。DO は、第 1 層目埋立の影響を受けて BOD よりもさらに著しく変動すること、植物プランクトンの大増殖による影響を受けるため、今回用いた反応速度モデルでは計算値

Fig. 4 Annual changes in monthly amount of disposed solid wastes and concentrations of BOD and DO in the pretreatment. Heavy and light lines in the panel (1) indicate estimated monthly amount of incineration ash and sludge reclaimed in the base and first layer of the landfill site, respectively. Heavy and light lines indicate concentrations of observed and simulated values of BOD and DO, respectively, in the panels (2) and (3), respectively.

を実測値に一致させることは困難であった。

4. 廃棄物の埋立量と窒素濃度の変動

4.1 窒素濃度の変化モデル

BOD と同様の考え方で、窒素濃度の変動予測を行った。海面部への投入廃棄物から一定の割合で窒素成分が溶出する。全窒素の収支は、式(4)(5)と同様雨水による希釈を考慮して、全窒素濃度 $C_{TN}(i)$ ($g-N\ m^{-3}$) と酸化池内水量 $W(i)$ (m^3) から式(10)のように表すことができる。なお、BOD 成分と同様 1 ヶ月前の埋立廃棄物から浸出した窒素成分が積算されたと考えた場合も検討を行い、前月埋立分から 10% だけ次月も浸出すると仮定した。

$$C_{TN}(i) \times Wf(i) = C_{TN}(i-1) \times Wi(i) + a_{Nz} \\ \times (Vz(i) + 0.1 Vz(i-1)) + a_{Ns} \\ \times (Vs(i) + 0.1 Vs(i-1)) - Y_{deN}(i) \quad (10)$$

ここで、 a_{Nz} および $a_{Ns} (g-N m^{-3})$ は残滓および汚泥から溶出する窒素成分の溶出率。 $Y_{deN}(i)$ は第 i 月の脱窒素量 ($g-N$) であり、以下の計算により求まる $R_{deN} \times \Delta t \times Wi(i)$ に等しい。

溶出した窒素成分は、アンモニア化、硝化および脱窒反応を経て内水から除去される。硝化速度 (アンモニア除去速度) は溶存酸素濃度が律速になり、Monod の反応式に従うとされているので式 (11) のように表すことができる¹⁷⁾。なお、アンモニア濃度律速についても検討を行ったが、アンモニアに対しては 1 次式に従うとした方がより実測値に近い値を与えたので、式 (11) を用いた。

$$R_{NOx} = p \times 1.04^{(T(i)-20)} \times C_{NH_3}(i-1) \\ \times \left(\frac{C_{DO}(i-1)}{K_{DO_N} + C_{DO}(i-1)} \right) \quad (11)$$

ここで、 R_{NOx} : アンモニア酸化速度、 $C_{NH_3}(i-1)$: 第 $i-1$ 月の月末のアンモニウムイオン濃度 ($g-N m^{-3}$); $C_{DO}(i-1)$: 第 i 月の月末の DO 濃度 ($g-O_2 m^{-3}$); K_{NH_3} : 硝化反応に関わる半飽和定数 ($g-N m^{-3}$); K_{DO_N} : 硝化反応に伴う DO 消費に関わる半飽和定数 ($g-O_2 m^{-3}$) である。 p は硝化に関する反応速度定数 ($month^{-1}$) とする。

脱窒反応は酸化態窒素 ($NO_2^- + NO_3^-$) 濃度 $C_{NOx} (g-N m^{-3})$ と BOD 濃度 $C_{BOD} (g-O_2 m^{-3})$ により律速を受けるので、式 (11) と同様の式 (12) で表すことができる。なお、酸化態窒素濃度律速についても検討を行ったが、酸化態窒素に対しては 1 次式に従うとした方がより実測値に近い値を与えたので、式 (12) を用いた。

$$R_{deN} = q \times 1.04^{(T(i)-20)} \times C_{NOx}(i-1) \\ \times \left(\frac{C_{BOD}(i-1)}{K_{BOD} + C_{BOD}(i-1)} \right) \quad (12)$$

ここで、 K_{BOD} は脱窒反応の BOD に対する半飽和定数 ($g-O m^{-3}$)、 q は脱窒に関わる反応速度定数 ($month^{-1}$) とする。 K_{DO_N} 、 K_{BOD} は文献¹⁷⁻¹⁹⁾ の値、それぞれ 2.0、0.1 を参考にした。また、 C_{NOx} の値は、酸化態窒素濃度に関する物質収支式 (13) から求めることができる。

$$C_{NOx}(i) \times Wf(i) = C_{NOx}(i-1) \times Wi(i) \\ + R_{NOx} \times \Delta t \times Wi(i) - R_{deN} \times \Delta t \times Wi(i) \quad (13)$$

水温、BOD、溶存酸素濃度の実測値および廃棄物埋立量は 3 月移動平均値を用い、 a_{Ns} 、 a_{Nz} 、 p 、 q 、 K_{DO_N} 、

K_{BOD} の各係数に適当な値を代入した。1985 年 5 月を第 0 月とし、この月の全窒素濃度、酸化態窒素濃度、DO、BOD の 3 月移動平均値、それぞれ 0.13、0.01、7.33、1.4 $g m^{-3}$ を式 (10) (13) に与え、時間刻み Δt を 1 ヶ月として式 (13) により得られた値を順次翌月の式に代入することにより推定された全窒素濃度と、実測値の差の自乗和が最小となるような係数の組み合わせを求めた。

廃棄物からの窒素溶出率は、残滓を用いた溶出実験や汚泥を用いた過去の実験結果からとりうる範囲をあらかじめ想定したが、実測値からも以下のように推定を行った。

溶存酸素がゼロのときは硝化が起こらない結果、脱窒も起こらないと考えられるので、残滓と汚泥からの溶出に伴う全窒素の増加と雨水による希釈のみが起こると考えられる。実際には、前項で述べたように再曝気による酸素供給に伴う硝化および脱窒反応が進行すると考えられるが、過去の埋立期間中 DO が 0.2 以下になった時期、すなわち 1987 年 8 月～89 年 2 月 (ただし、88 年 2 月から 6 月までの期間を除く)、1991 年 11 月～92 年 11 月、1995 年 7 月～96 年 12 月 (ただし、96 年 3～5 月を除く) の投入廃棄物量に伴う全窒素濃度 (C_{TN}) の変化から、溶出係数 a_N を残滓 (a_{Nz}) と汚泥 (a_{Ns}) に分けて求めた。 $a_{Nz} = 10 \sim 50$ 、 $a_{Ns} = 220 \sim 260 g m^{-3}$ のとき、推測値と実測値との差の自乗和が最も小さくなったので、溶出係数の目安とした。また、硝化反応が律速となっていると考えられるこれらの時期の、全窒素濃度に対するアンモニウム濃度の比の平均値は 0.76 ($SD = 0.051$) であったので、全窒素のアンモニア化率を一律 0.76 としてアンモニア濃度を算出した。

4.2 窒素濃度のシミュレーション結果および考察

これらの前提の下に実測値との誤差自乗和が最も小さくなる係数の組み合わせは、 a_{Nz} 、 a_{Ns} 、 p 、 q がそれぞれ 40、290、0.12、1.2 の場合であった。また、 K_{DO_N} 、 K_{BOD} の値はそれぞれ 2、2 を用いた。溶出係数は、実測値から推定した値よりも高くなった。これは、見かけ上溶存酸素がほとんど存在しない条件下でも再曝気に伴う硝化・脱窒反応が進行しており、実測値で捉えられる全窒素濃度の増加以上の溶出があるためと考えられる。 K_{BOD} の値は、文献より大きな値の方が実測値との誤差が少なかった。この理由として、第 1 層目埋立停止期には硝化に伴う酸素消費があり、見かけ上 BOD があっても脱窒を支えるほど十分な有機物はない可能性があることや、好気的条件下での脱窒反応阻害を反応式に反映させていないことおよび BOD 成分分解菌との競合を補った結果と考えられる。脱窒反応そのものの半飽和定数とするに

は検討の余地があるが、脱窒反応を維持するために BOD を保ち水質を管理する上で目安となると考えられる。実際、北港廃棄物埋立処分場において、第 1 層目埋立停止期に BOD が 5 g m^{-3} 程度まで低下すると酸化態窒素の蓄積が認められることから、この期間中は脱窒が律速になっていると考えられる。 K_{DO_N} が K_{DO_C} に比べて大きいことは、嫌気的条件が継続する第 1 層目埋立時期において、再曝気により大気から供給される酸素が BOD 成分の酸化に使われてしまい硝化には回りきらないこと示している。

これらの係数の組み合わせにより得られた、全窒素および各態窒素濃度推定値の変動の様子を Fig. 5 (2) に示す。全窒素濃度の大きな増減の傾向は再現することはできたが、第 1 層目埋立停止期における全窒素濃度減少局面において実測値よりも緩やかな曲線となった。実測値では第 1 層目埋立停止期に硝化・脱窒反応が急速に起こる要因として、大気からの酸素の供給が今回の予測よりも多い可能性があること、溶存酸素の回復に伴う硝化細菌の増殖が著しいこと、あるいは第 1 層目埋立期間中に発生した高濃度のアンモニアや硫化水素が硝化・脱窒活性に抑制的に作用したと考えられ、内水の水質が変化するにもかかわらず生物反応に関わる反応係数を 15 年にわたり単一の値を用いることには限界があること、などが考えられる。

1992 年以降の全窒素濃度の予測値は、実測値より大幅に低い値になった。埋立の最終局面で酸化池の容積が狭くなったことに伴い、上述の要因がより顕著に表れた可能性および、2・3 区からの地下浸透水が、1 区埋立層の地下保有水を洗い出している可能性が考えられる。第 2 章において推定した量の 2・3 区地下浸透水が 1 区地下保有水を洗い出しているとの仮定のもとに、式 (10)' による 1 区酸化池内水中全窒素濃度の補正を試みた。1 区地下保有水中の全窒素濃度は、1985 年 5 月の埋立開始当初から毎月 0.9 g m^{-3} ずつ直線的に増加したと仮定し、1992 年 4 月以降の補正を行った (Fig. 5-(3))。これらの推論が正しければ、2001 年 12 月時点の 1 区地下保有水中全窒素濃度は約 180 g m^{-3} になっていたと考えられるが、これは他の海面埋立廃棄物処分場で報告されている濃度と同程度である²⁶⁾。

$$\begin{aligned}
 C_{TN}(i) \times Wf(i) &= C_{TN}(i-1) \times (Wi(i) \\
 &\quad - X(i)) + a_{Nz} \times (Vz(i) + 0.1 Vz(i-1)) \\
 &\quad + a_{Ng} \times (Vs(i) + 0.1 Vs(i-1)) + 1.3 \\
 &\quad \times 54000 \times I - Y_{den}(i)
 \end{aligned}
 \quad (10)'$$

Fig. 5 Annual changes in concentrations of nitrogen compounds in a facultative pre-treatment pond. Panels 1, 2, and 3 illustrate nitrogen compounds concentrations in observed and simulated case 1 and 2, respectively. Heavy, light, and broken lines represent total-, ammonium-, and (nitrite+nitrate)-nitrogen, respectively in the top 3 panels. Total nitrogen of the observed, simulated cases 1 and 2 were superimposed in the panel 4.

5. 廃棄物の投入間隔と窒素濃度の予測

第 1 層目埋立期、停止期ともに間隔が長くなりすぎると、硝化反応か脱窒反応のどちらかあるいは両方の反応が律速となり、窒素処理が進行しなくなってしまう。

ここでは仮に、1 年毎に第 1 層目埋立を停止して第 2・3 層目埋立を行うことを繰り返した場合 (Fig. 6 (A)) と、第 1 層目埋立を、実際には第 2・3 層目埋立

に用いられたものもすべて第1層目埋立に用いて連続的に行った場合 (Fig. 6 (B)) で、全窒素がどのように推移したはざであるかを予測してみた。先行埋立はどちらの場合も、実際に行われた先行埋立期間中 (1985年6月～1993年3月) の残滓および汚泥それぞれの平均値 $10,664$ および $1,470 \text{ m}^3 \text{ month}^{-1}$ で埋立開始から一律に投入されたとした。第1層目埋立量は、廃棄物搬入量が多かった埋立期間 (1987年4月～1996年3月) の残滓および汚泥それぞれの平均値 $10,277$ および $19,993 \text{ m}^3 \text{ month}^{-1}$ を用いた (Fig. 6 (A)-1, 6 (B)-1)。なお、水温および降雨量は、検討を行った期間中 (1985年～2001年) の自然酸化池における水温および大阪管区気象台における降雨量の月間平均値を、蒸発量は第2章に記した過去データを用いた。第1層目埋立完成面積は月間埋立体積を4.8で除して算出した。4.8は、第2章で推定した月間埋立体積を実際の第1層目埋立完成面積で除して得られた値の平均値である。その他の各係数は、第2章および第3章で求めた値を用いた。

第1層目埋立を間欠的に行った場合、1年間海面部へ汚泥を投入することでBOD濃度は約 15 g m^{-3} 増加する

と推定された。先行埋立が継続している間は第1層目埋立停止期間中もBOD負荷があるので、第1層目埋立停止期間中に分解しきることなく徐々にBOD濃度が上昇するものの、 20 g m^{-3} を超過することはほとんどなく、先行埋立終了後は徐々に減少する (Fig. 6 (A)-2)。エアレータによる曝気を施さなくても、大気からの再曝気による溶存酸素だけで十分BOD処理を行うことができる可能性があることがわかる。一方、第1層目埋立を連続的に行った場合、埋立終末期にBOD濃度の上昇が顕著となり、酸化池残存容積が初期容積の約70%埋め立てられると (1997年1月頃) BOD濃度は 50 g m^{-3} を超過した (Fig. 6 (B)-2)。

全窒素濃度の生物処理はBOD以上に溶存酸素の影響を受けるため、連続的埋立を行った場合、急速に全窒素濃度が上昇し、25%程度埋め立てられた時点で 60 g m^{-3} を超過した (Fig. 6 (B)-3)。埋立停止期間中の全窒素濃度減少率はBODほど顕著ではないため、溶存酸素が回復するように間欠的に埋め立てた場合でも、第1層目埋立の進捗とともに徐々に窒素濃度は上昇した (Fig. 6 (A)-3)。しかし、図には示していないが、全

Fig. 6 Effects of volumetric loading rate of a sea-based land reclamation on concentrations of BOD and total nitrogen. Panels 1, 2, and 3 illustrate annual changes in monthly reclamation, BOD, and total nitrogen when 1st layer reclamation was loaded bi-annually (A) or continuously (B) keeping the monthly loading rate constant

窒素濃度が初めて 60 g m^{-3} を超過するのは第 1 層目埋立進捗率が約 65% に達した時点であり、間欠的な埋立を行うことが、残存容積が狭小になる埋立後期における全窒素濃度の上昇を抑えることに対して有効であると考えられた。間欠的埋立を行うためには、複数の処分場を運用するか、埋立区画を 2 分割して交互に運用する 2 ポンド方式が有効であると考えられる。

6. ま と め

投入廃棄物からの窒素成分溶出速度、硝化・脱窒に関わる係数を求め、酸化池における全窒素濃度の挙動を解析した。得られた溶存酸素に対する半飽和定数 K_{DO_N} と K_{DO_C} の比較から、再曝気による大気からの酸素供給は、第 1 層目埋立停止期には硝化反応に寄与していると考えられた。また、脱窒反応における BOD 消費に関わる半飽和定数 K_{BOD} から、第 1 層目埋立停止期が長くなり BOD が低下すると、脱窒を十分支えきれなくなると考えられた。

得られた係数値を用い、第 1 層目埋立モデルの BOD および全窒素濃度変動を予測した。間欠的埋立法では、埋立て停止期間中に BOD 濃度が減少し、濃度上昇を抑制できた。全窒素濃度は、1 年間の埋立て停止期間中には十分処理しきれず徐々に蓄積するものの、間欠的埋立法が窒素濃度の抑制に有効であることが判った。

【謝 辞】

本研究を行うにあたり、大阪市北港処分地事務所の上田博氏をはじめとして大阪市環境事業局の各位に深甚なる協力を頂いたことを深謝致します。

参 考 文 献

- 1) 福島徳良, 近藤 茂: 海面処分場とその水処理 —— 中央防波堤外側処分場排水処理場の実施計画例について —— (2) 水収支, 都市と廃棄物, 第 9 巻, 第 4 号, pp. 24 - 42 (1979)
- 2) 鍵谷 司, 中島国勝: 海面埋立処分場における汚水の水質および水質予測に関する研究 (1), 環境技術, 第 15 巻, 第 9 号, pp. 741 - 748 (1986)
- 3) 鍵谷 司, 中島国勝: 海面埋立処分場における汚水の水質および水質予測に関する研究 (2), 環境技術, 第 15 巻, 第 11 号, pp. 897 - 904 (1986)
- 4) 鍵谷 司, 中島国勝: 海面埋立処分場における汚水の水質および水質予測に関する研究 (3), 環境技術, 第 16 巻, 第 3 号, pp. 240 - 247 (1986)
- 5) 鍵谷 司, 中島国勝: 海面埋立処分場における汚水の水質および水質予測に関する研究 (4), 環境技術, 第 16 巻, 第 6 号, pp. 450 - 456 (1986)
- 6) 鍵谷 司, 中島国勝: 海面埋立処分場における汚水の水質および水質予測に関する研究 (5), 環境技術, 第 16 巻, 第 11 号, pp. 770 - 775 (1986)
- 7) 岡澤和好, 嵐 一夫, 富岡寛美, 杉本 清, 鍵谷 司, 川西敏夫, 堀井安雄, 益崎守生: 海面埋立処分場における汚水の水質, 水質の挙動 (1) —— 汚水の水質, 水質予測手法の一考察 ——, 第 4 回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp. 445 - 448 (1993)
- 8) 福永 勲, 山本 攻, 井上善介: 海面埋立廃棄物処分場における有機物の溶出と酸化池での除去機構, 廃棄物学会誌, 第 6 巻, 第 2 号, pp. 49 - 56 (1995)
- 9) 高内政彦, 由田秀人: 廃棄物海面埋立に伴う余水の濃度予測などに関する調査研究 —— 丸島地区廃棄物処分場におけるケース・スタディ ——, 環境技術, 第 13 巻, pp. 809 - 816 (1984)
- 10) 山本 攻, 高見澤一裕, 井上善介, 本多淳裕: 水面埋立処分場で発生する汚水の水質予測方法, 環境技術, 第 14 巻, pp. 226 - 232 (1985)
- 11) 寺島 泰, 海面埋立処分場における余水量および水質の予測方法について, 環境技術, 第 14 巻, pp. 767 - 774 (1985)
- 12) 上田 博, 山本英明: 海面埋立ごみの水中 (湿潤) 密度, 環境事業局技術レポート 4, pp. 161 - 168 (1993)
- 13) 廃棄物学会研究委員会, 廃棄物埋立処理処分部会: 埋立地における高塩類問題と技術的対応, 廃棄物埋立処理処分部会報告書 (1996)
- 14) W. W. Eckenfelder, Jr. and D. J. O'Connor: Biological waste treatment, Pergamon Press, Oxford (1961) 岩井重久訳: 廃水の生物学的処理, コロナ社 (1965)
- 15) 花島正孝: 海面埋立処分における埋立法, 環境技術, 第 14 巻, 第 7 号, pp. 561 - 566 (1985)
- 16) 白石 晃, 栃本治久, 浜野信行, 浜崎 実, 土井長之: 海面埋立処分場における水質の予測方法について, 都市と廃棄物, 第 13 巻, 第 12 号, pp. 13 - 22 (1983)
- 17) 山田浩一, 石井宮次, 井上善介, 本多淳裕, 廃棄物埋立に伴う環境汚染防止に関する研究 (I) —— ごみ海岸埋立における汚濁物質の溶出 ——, 用水と廃水, 第 17 巻, pp. 1513 - 1518 (1976)
- 18) 山田浩一, 石井宮次, 井上善介, 本多淳裕: 廃棄物埋立に伴う環境汚染防止に関する研究 (II) —— ごみ海岸埋立における汚水処理 ——, 用水と廃水, 第 18 巻, pp. 996 - 1000 (1976)
- 19) 山田浩一, 福山丈二, 井上善介, 本多淳裕: ごみと下水汚泥の水面埋立モデル実験, 用水と廃水, 第 20 巻, pp. 1293 - 1300 (1978)
- 20) 山田浩一, 井上善介, 本多淳裕: 陸上埋立地における汚水の排出特性, 用水と廃水, 第 20 巻, pp. 1301 - 1309 (1978)
- 21) 本多淳裕, 山田浩一: 海面埋立地における汚水の排出とその処理, 用水と廃水, 第 20 巻, pp. 1310 - 1324 (1978)
- 22) 高見澤一裕, 山田浩一, 井上善介, 本多淳裕: ごみ焼却灰の海面埋立に伴う汚濁物質の生成量, 用水と廃水,

- 第 20 卷, pp. 1347 - 1356 (1978)
- 23) US-EPA : Process design manual for nitrogen control, US-EPA, Technology transfer (1974)
- 24) 関根孝夫, 佐藤茂雄, 富士元英二, 稲森悠平, 砂原広志 : 活性汚泥プロセスにおける硝化の年間安定制御に関する研究, 下水道協会誌, 第 26 巻, pp. 60 - 74 (1989)
- 25) 久住美代子, 小西隆裕, 市川雅英, 豊岡和宏 : 呼吸速度を利用した窒素除去制御について, 下水道協会誌, 第 34 巻, pp. 51 - 59 (1997)
- 26) 大阪湾広域臨海環境整備センター : 処分場地盤環境調査平成 10 年度報告書, pp. 42 - 55 (1999)

Analysis of BOD Substance and Nitrogen Concentrations in a Pretreatment Pond for a Sea-based Solid Waste Disposal Site

Takayuki Nishio*, Taro Yoshikura*, Osamu Yamamoto* and Isao Fukunaga*†

* Osaka City Institute of Public Health and Environmental Sciences

*† Osaka University of Human Sciences

† Correspondence should be addressed to Takayuki Nishio :

Osaka City Institute of Public Health and Environmental Sciences

(8 - 34 Tojo, Tennoji, Osaka, 543 - 0026 Japan)

Abstract

Concentrations of nitrogen compounds and organic matters such as BOD and COD substances in a pretreatment pond tend to increase at the later stages of land reclamation in sea-based solid waste disposal sites. For this reason carefully planning is required for land reclamation with wastes. Relationships between monthly amount of disposed materials and the behavior of BOD and nitrogen concentrations were analyzed and parameters concerning elution and decomposition were determined. Using acquired coefficient values, continuous reclamation and intermittent reclamation models were simulated and the intermittent reclamation model was proven to be effective in controlling BOD and total nitrogen concentrations.

Key words : sea-based land reclamation, simulation of water quality, BOD, nitrogen concentration