

# 農業集落排水施設処理水の ATU - BOD・N - BOD 評価と設計・管理因子による影響について

中野拓治 安元 純

琉球大学農学部, 〒903-0213 沖縄県中頭郡西原町字千原 1 番地

## 要 旨

生物膜方式と活性汚泥方式の農業集落排水施設処理水 ATU - BOD・N - BOD について, その処理性能の評価を行いながら, 設計・管理因子による影響と運転管理への反映手法を考察した. 生物膜方式・活性汚泥方式における処理水 BOD 濃度への ATU - BOD と N - BOD の関与状況を定量的に把握することができた. また, 生物膜方式・活性汚泥方式ともに沈殿槽流出水 ATU - BOD には, 槽内流入水 ATU - BOD 濃度, 槽内微生物濃度, 槽内 DO 濃度が影響を与えており, 処理水 ATU - BOD 濃度は, これらの設計・管理因子を説明変数とする ATU - BOD 収支式から推定できることが示唆された. BOD 処理性能の確保・安定を図るためには, 汚水中の ATU - BOD の効率的な低減とともに N - BOD の発生制御を視野に入れた運転管理の重要性が示唆された.

キーワード: 農業集落排水施設, 生物膜方式, 活性汚泥方式, 処理水 ATU - BOD, 処理水 N - BOD, 設計・管理因子

## 1. はじめに

農業集落排水施設は, 浄化槽法上の汚水(し尿と雑排水)を集合して処理する浄化槽に位置づけられており(環境法令研究会, 2006), 生物化学的酸素要求量(BOD)に係る測定については浄化槽法に基づく通達「浄化槽法第7条及び第11条に基づく浄化槽の水質に関する検査の内容及び方法, 検査票, 検査結果の判定等について」(廃棄物・リサイクル法制研究会, 2007)によって規定されている. このBODは, 有機物の一般的な汚濁指標として用いられているものの, 本来の対象である有機物の酸化分解に伴う酸素消費以外に, 窒素化合物の硝化に消費される酸素(N - BOD)も測定してしまう欠点があり, N - BODによる処理水の有機物除去性能への影響が指摘されている(成富, 1989; 北尾, 1993). また, 近年, BOD測定に関してアリルチオ尿素の添加により硝化作用を抑制した手法(ATU - BOD)がJIS K 0102(日本規格協会, 1998)や下水試験法(日本下水道協会, 2008)に採用されていることから, 筆者は嫌気ろ床接触ばっ気方式の農業集落排水施設を対象として, 接触ばっ気槽設計・管理因子と処理水 ATU - BOD・N - BOD の関わりを検討してきた(中野, 2008, 2009). その一方で, 農業集落排水施設には, 活性汚泥法による処理方式も広く採用されているものの, これらの農業集落排水施設について, 設計・管理因子による ATU - BOD と N - BOD への影響とその浄化特性の十分な解明がなされていないのが現状である. このため, 活性汚泥法による処理水の N - BOD の実態把握と N - BOD による BOD 除去性能への影響と設計・管理諸元との関係を明らかにすることを通じて, 活性汚泥法

を含めた農業集落排水施設の BOD 除去性能と設計・管理因子について検証を加え, 農業集落排水施設の適切な設計諸元や維持管理に生かしていくことが必要である.

このような状況の中で, 2009年度までに5,105地区の農業集落排水施設が供用を開始しており, 整備施設の適切な維持管理や更新期を迎えた施設の円滑な改築等が重要な課題となっている. 農業集落排水施設についても, 環境問題への意識の高まりに加えて, 閉鎖性水域での富栄養化防止対策や上乘せ規制の強化等から, 高度な水質をより経済的に確保することが求められている. そこで, 本報では, (社)日本農業集落排水協会(現・(社)地域環境資源センター)の調査データを用いて, これまでの ATU - BOD と N - BOD の BOD 除去性能への関与に係る知見等も含めながら, 農業集落排水施設処理水の ATU - BOD・N - BOD と設計・管理因子について, 考察した.

## 2. 調査施設

調査施設は, 嫌気ろ床接触ばっ気方式(日本農業集落排水協会Ⅲ型: 1,225施設に採用されており, 生物膜法の代表的な処理方式, 以下, 生物膜方式という)と連続流入間欠ばっ気活性汚泥方式(日本農業集落排水協会XIV型: 791施設に採用されており, 活性汚泥法の代表的な処理方式, 以下, 活性汚泥方式という)を対象として(公共投資ジャーナル社集落排水編集部, 2010), 供用率70%以上の17施設(供用人口: 145~2,532人, 平均供用人口: 879人)を選定した(Table 1). 調査施設の処理フローと設計・管理諸元は, Fig.1とTable 2に示すとおりであり, 流入水と処理

水の設計 BOD 濃度は、それぞれ  $200.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $20.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (設計 BOD 除去率 : 90%) となっている (日本農業集落排水協会, 1998a, 1998b). なお, 生物膜方式反応槽の接触ばつ気槽への流入水設計 BOD 濃度は、 $100.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  である.

3. 調査内容

生物膜方式の調査施設においては、汚水計量槽、循環水計量槽、接触ばつ気槽流入部、接触ばつ気槽内、及び沈殿槽流出部で、活性汚泥方式の調査施設では、汚水計量槽、ばつ気槽流入部、ばつ気槽内、及び沈殿槽流出部で Table 3 に示すような水質項目等について測定を実施した. ただし、

接触ばつ気槽及びばつ気槽の流入部 ATU - BOD は、A2 と S2 以外の調査施設では測定していない. また、N - BOD に関しては、測定された BOD 濃度から ATU - BOD 濃度の測定値を差し引いて求めた. 各調査施設とも原則として年間を通じて、Table 4 に示すように月別又は季別等 (1 ヶ月, 2 ヶ月, 3 ヶ月, 6 ヶ月) の頻度で調査を実施した. さらに、サンプリングは、1 日を 3 または 4 区分し、30 分毎に採水した試料を流量比で混合し、その時間区間のコンポジット試料とする方法に従うとともに、コンポジット試料から得られた水質調査結果を平均することにより、1 日 1 データとして整理した.

Table 1 調査施設

Observed rural sewerage facilities

処理方式	施設名 (設置県, 供用人口 (人))	施設数
生物膜方式	O1 (青森, 665), O2 (青森, 930), O3 (青森, 604), Y1 (山形, 2,532), R1 (栃木, 580)	14
	N1 (長野, 424), N2 (長野, 966), E1 (新潟, 830), E2 (新潟, 1,120), T1 (富山, 910)	
	T2 (富山, 520), A1 (愛知, 719), A2 (愛知, 1,834), M1 (宮崎, 1,460)	
活性汚泥方式	T3 (富山, 276), S1 (滋賀, 145), S2 (滋賀, 431)	3

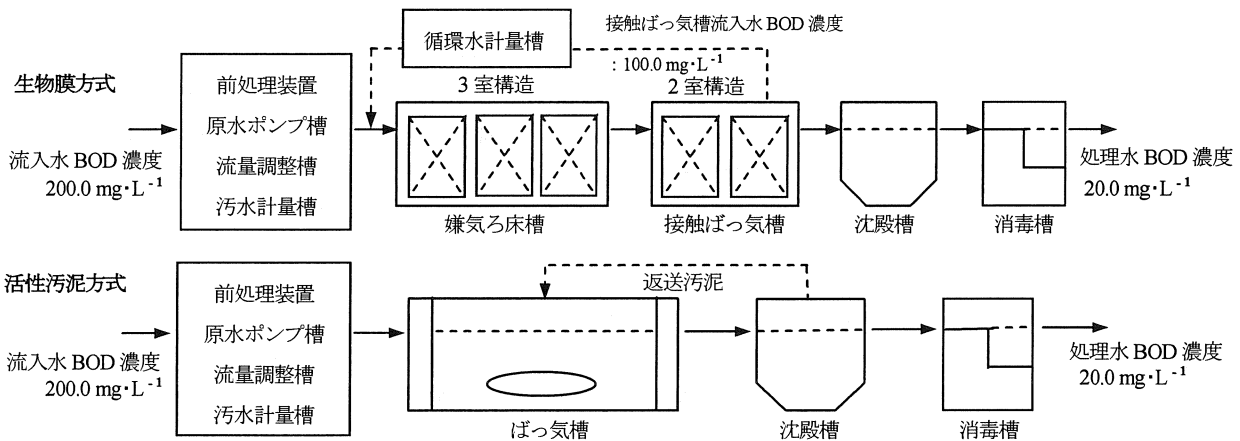


Fig.1 調査施設の処理フロー

Flow diagram on observed rural sewerage facilities

Table 2 接触ばつ気槽・ばつ気槽の設計・管理諸元

Design and operation information of contact aeration tank and aeration tank

処理方式	項目	諸元	項目	諸元	項目	諸元
生物膜方式	構造	2室構造	水理学的滞留時間 (h)	9.0 以上	ばつ気強度 ( $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ )	1室 2.0 以上
	接触ろ材充填率 (%)	55.0 以上	流入BOD濃度 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	100.0	同上	2室 1.5 以上
活性汚泥方式	構造	1室構造	水理学的滞留時間 (h)	27.0 以上	ばつ気強度 ( $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ )	2.0
	MLSS 濃度 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	3,000	流入BOD 濃度 ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	200.0	ばつ気・攪拌サイクル数 ( $\text{d}^{-1}$ )	24

Table 3 調査内容

Contents of investigation

調査位置	汚水計量槽, 循環水計量槽	接触ばつ気槽・ばつ気槽流入部	接触ばつ気槽・ばつ気槽内	沈殿槽流出部
調査項目	流入汚水量, 循環水量 (生物膜方式で測定)	BOD, ATU - BOD, (N - BOD) *	DO, ばつ気強度, ろ材比表面積 (生物膜方式で調査), MLSS濃度 (活性汚泥方式で調査)	BOD, ATU - BOD, (N - BOD) *, $\text{NH}_4 - \text{N}$

注) \*の括弧内のN - BODは、BODとATU - BODの測定値から算定

**Table 4** 調査期間と調査頻度  
Duration and interval of investigation

施設名	調査期間, 調査頻度	施設名	調査期間, 調査頻度	施設名	調査期間, 調査頻度
O1	'92.6.25~'93.5.27, 月1回	O2	'92.8.27~'93.2.24, 6ヶ月1回	O3	'93.6.24~'94.4.21, 2ヶ月1回
Y1	'89.6.13~'90.5.16, 月1回	R1	'92.6.9~'93.5.11, 月1回	N1	'93.6.16~'94.4.13, 2ヶ月1回
N2	'93.6.18~'94.4.15, 2ヶ月1回	E1	'88.9.12~'89.3.29, 3ヶ月1回	E2	'91.6.12~'92.2.25, 3ヶ月1回
T1	'93.8.18~'93.10.26, 3ヶ月1回	T2	'87.12.8~'88.3.31, 6ヶ月1回	A1	'89.6.5~'90.5.8, 月1回
A2	'96.2.20~'97.2.9, 月1回	M1	'93.6.11~'94.4.8, 2ヶ月1回	T3	'95.4.18~'96.3.27, 月1回
S1	'92.5.21~'93.4.16, 月1回	S2	'93.6.15~'94.5.24, 月1回		

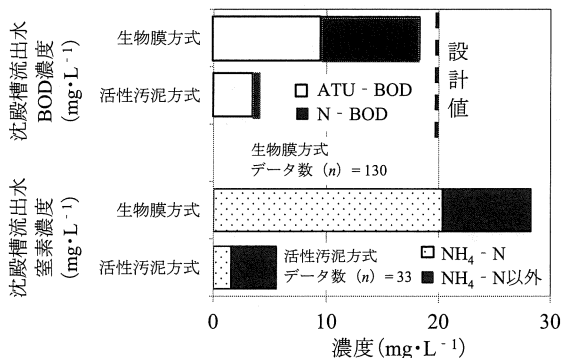
4. 調査結果と考察

4.1 処理水 BOD 濃度への ATU - BOD・N - BOD の影響

処理水 ATU - BOD・N - BOD による BOD 濃度への影響を把握するため、沈殿槽流出水 ATU - BOD と N - BOD の濃度範囲を求めたところ、活性汚泥方式の沈殿槽流出水 ATU - BOD と N - BOD の分布範囲 (標準偏差) は、それぞれ  $1.0 \sim 15.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (標準偏差:  $3.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )、 $0.0 \sim 2.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (標準偏差:  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) と生物膜方式の処理水 ATU - BOD・N - BOD 濃度に比較して小さい値を示している (Table 5)。沈殿槽流出水の N - BOD は、生物膜方式に比べて活性汚泥方式の分布範囲 (標準偏差) は大幅に小さくなっている。また、沈殿槽流出水の BOD に占める N - BOD の比率 (N - BOD/BOD 比率) については、Fig. 2 に示すように活性汚泥方式が 13% である一方、生物膜方式の N - BOD/BOD 比率は 5 割弱を占めており、N - BOD による BOD 濃度への影響は活性汚泥方式に比較して生物膜方式の方が大きくなっている。そこで、沈殿槽流出水 BOD と ATU - BOD の関係を検討した

**Table 5** 沈殿槽流出水 ATU - BOD・N - BOD の分布状況  
Distribution of effluent ATU - BOD・N - BOD concentrations in sedimentation tank

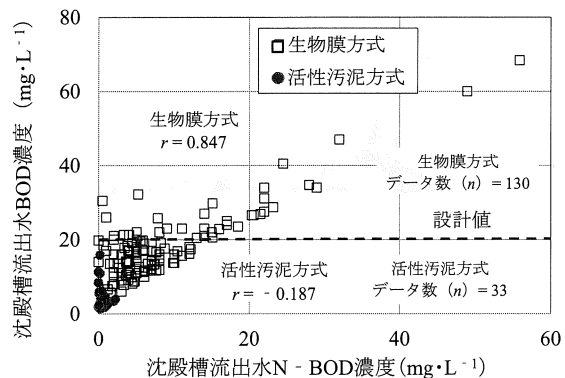
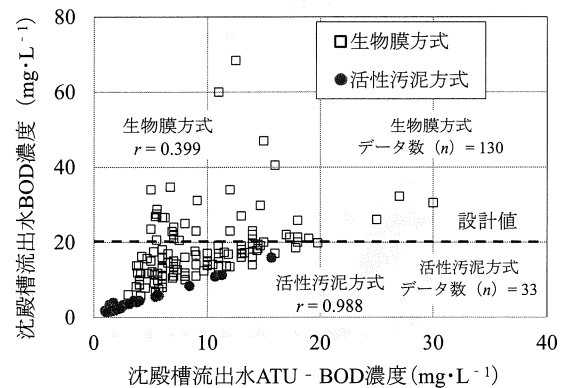
項目 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	生物膜方式	活性汚泥方式
ATU - BOD 濃度	3.0 ~ 30.0	1.0 ~ 15.7
標準偏差	4.9	3.4
N - BOD 濃度	0.0 ~ 55.9	0.0 ~ 2.2
標準偏差	8.5	0.5



**Fig. 2** 生物膜方式と活性汚泥方式における沈殿槽流出水 BOD 濃度と窒素濃度の比較

Comparison of effluent BOD concentration and effluent nitrogen concentration in sedimentation tank of rural sewerage facilities with submerged biological filters and intermittent aerobic suspended-growth

ところ、活性汚泥方式の沈殿槽流出水 ATU - BOD は、BOD 濃度との間で高い正の相関 (相関係数: 0.988) が存在 (0.1% 有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 1,309.52 であり、0.1% 以下の水準で有意) しており、沈殿槽流出水 BOD は ATU - BOD の増加に伴って大きな値を示している (Fig. 3)。一方、沈殿槽流出水 BOD と N - BOD に関しては、生物膜方式の場合には両者の間に正の相関 (相関係数: 0.847) が存在 (0.1% 有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 323.79 であり、0.1% 以下の水準で有意) しており、沈殿槽流出水 BOD は N - BOD に対応して増加しているものの、活性汚泥方式にあつては沈殿槽流出水 BOD と N - BOD の間に明瞭な相関 (相関係数:  $-0.187$ , 0.1% 有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 1.12 であり、0.1% 以下の水準で有意でない) は認められず、N - BOD は沈殿槽流出水 BOD の値にほとんど関与していない。



**Fig. 3** 沈殿槽流出水の BOD と ATU - BOD・N - BOD の関係  
Relation between effluent BOD concentration and effluent ATU - BOD・N - BOD concentrations in sedimentation tank

このように、生物膜方式においては、処理水の BOD 濃度は N - BOD の値に大きく影響されている一方で、活性汚泥方式では N - BOD の発生がほとんどないために ATU - BOD によって処理水の BOD 濃度が左右される結果となったものと考えられる。このため、両方式における沈殿槽流出水中の N - BOD と NH<sub>4</sub> - N について比較検証したところ、生物膜方式の沈殿槽流出水 N - BOD の平均濃度は Fig.2 に示すように 8.7mg・L<sup>-1</sup>と活性汚泥方式 (平均濃度: 0.5mg・L<sup>-1</sup>) に比べて 17 倍程度高くなっている。沈殿槽流出水 NH<sub>4</sub> - N の平均濃度についても、生物膜方式は活性汚泥方式よりも約 13 倍 (生物膜方式: 20.3 mg・L<sup>-1</sup>, 活性汚泥方式: 1.6mg・L<sup>-1</sup>) 高い値を示している。

また、活性汚泥方式の沈殿槽流出水 N - BOD・NH<sub>4</sub> - N のばつ気槽水理学的滞留時間に対する挙動について生物膜方式と比較検討したところ、Fig.4 に示すように生物膜方式では水理学的滞留時間が 10~15h で沈殿槽流出水 N - BOD にピークが生じる一方で、活性汚泥方式の沈殿槽流出水 N - BOD は水理学的滞留時間にかかわらず低い値となっている。沈殿槽流出水 NH<sub>4</sub> - N は両方式とも水理学的滞留時間に対応して低下しており、特に活性汚泥方式においては水理学的滞留時間が 10h 経過する間に NH<sub>4</sub> - N は 10mg・L<sup>-1</sup>程度から 1mg・L<sup>-1</sup>程度までに激減している。生物膜方式においては、沈殿槽流出水 N - BOD は接触ばつ気槽での硝化反応と NH<sub>4</sub> - N 等の窒素化合物が制限因子となって水理学的滞留時間が一定時間 (10~15h 程度) を経過するまでは増加してピーク値が現れるが (中野, 2009), 活性汚泥方式では、ばつ気槽の運転操作を通じて NH<sub>4</sub> - N の硝化が効率的に図られ、水理学的滞留時間の短い段階から硝化が

進行した結果として、沈殿槽流出水 N - BOD の発生が抑えられたものと考えられる。

これらのことから、活性汚泥方式においては生物膜方式のものとは異なり、生物反応槽中等に存在する窒素化合物の硝化反応に伴って生じる N - BOD によって、処理水中の BOD 値をほとんど高めていないことが確認された。BOD が有機汚濁物質に関する指標であるにもかかわらず、N - BOD によって処理水の BOD が高い値を呈するような結果になることは、現行 BOD 測定法の大きな欠陥であると言わざるを得ない (北尾, 2006)。沈殿槽流出水 N - BOD は、NH<sub>4</sub> - N 等の窒素化合物の硝化によって、濃度値を低下させることが可能であることから、生物膜方式の農業集落排水施設においても、活性汚泥方式と同じように硝化促進が図られるような運転操作を通じて N - BOD の直接的な発生因子の窒素化合物を減らすことは重要であるといえる。また、N - BOD には窒素化合物 (NH<sub>4</sub> - N) 以外に生物反応槽内 DO 濃度や沈殿槽流出水 SS 濃度が関与していることから (中野, 2009), これらの運転管理因子の制御を通じて N - BOD の発生を抑えることも必要であると考えられる。

#### 4.2 生物反応槽における ATU - BOD 収支と定式化

活性汚泥方式においては、4.1 で述べたように処理水中の BOD 水質は ATU - BOD の値によって決定づけられている。一方、接触ばつ気槽の ATU - BOD 除去に係る反応速度は 1 次反応であることが筆者の調査研究で確認されていることから (中野, 2009), 活性汚泥方式におけるばつ気槽の ATU - BOD 除去についても、生物膜方式の場合と同じように 1 次反応式が適用できると仮定すると、動力学モデルによる ATU - BOD 収支から次式が成り立つ (井出, 1976; 中野ら, 2000a)。ただし、この ATU - BOD 収支は、通日調査で得られた観測データに基づく各調査毎 (1 日間程度) の物質収支であることから、収支式には汚泥の引抜き等の要素は考慮していない。

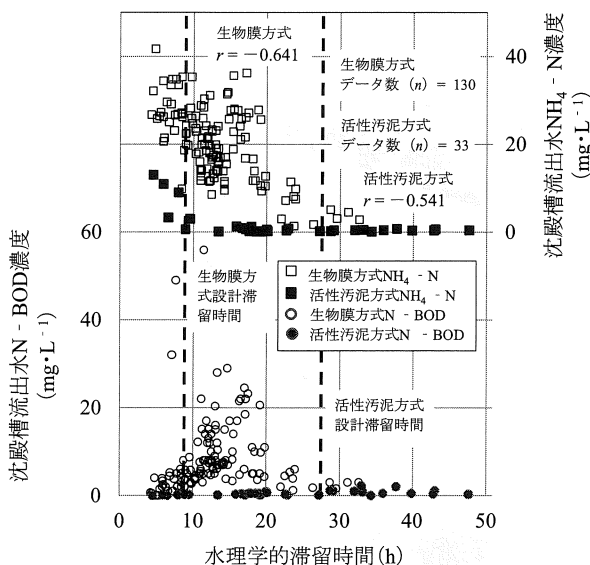
$$-dB_e/dt = q \cdot (B_i - B_e) \cdot V^{-1} \tag{1}$$

$$-dB_e/dt = k \cdot S \cdot B_e \tag{2}$$

$$(B_i - B_e) / B_e = k \cdot S \cdot T \tag{3}$$

ここで、 $B_e$ : 沈殿槽流出水 ATU - BOD (mg・L<sup>-1</sup>),  $B_i$ : 接触ばつ気槽又は、ばつ気槽流入水 ATU - BOD (mg・L<sup>-1</sup>),  $t$ : 経過時間 (h),  $q$ : 流入水量 (m<sup>3</sup>・h<sup>-1</sup>),  $V$ : 有効容量 (m<sup>3</sup>),  $k$ : ATU - BOD 除去速度恒数 (L・mg<sup>-1</sup>・h<sup>-1</sup>),  $S$ : 槽内微生物濃度 (mg・L<sup>-1</sup>),  $T$ : 水理学的滞留時間 (h)。

そこで、(3) 式の  $(B_i - B_e) / B_e$  と  $T$  の間に直線関係が存在すれば、1 次反応式の成立が支持され、ATU - BOD 除去速度恒数に槽内微生物濃度を乗じた値 (ATU - BOD 除去定数と定義し、以下、この用語を用いる) が求められる。この  $(B_i - B_e) / B_e$  と  $T$  の間には、正の相関 (生物膜方式の相関係数: 0.753 (0.1%有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 68.38 であり、0.1%以下の水準で有意), 活性汚泥方式の相関係数: 0.771 (0.1%有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 52.74 であり、0.1%以下の水準で有意)) が得られ、観測値から調査毎に



注: 接触ばつ気槽・ばつ気槽の水理学的滞留時間は、調査施設の供用率や不明水の流入等の影響によって広い範囲に分布。

Fig.4 接触ばつ気槽・ばつ気槽の水理学的滞留時間と沈殿槽流出水の N - BOD・NH<sub>4</sub> - N の関係

Relation between hydraulic retention time in contact aeration tank/aeration tank and effluent N - BOD・NH<sub>4</sub> - N concentration in sedimentation tank

ATU - BOD 除去定数の値を算定し、これの平均を求めて (4) 式を導いた。なお、A2 施設の接触ばつ気槽流入水 BOD と ATU - BOD (データ数: 3) は、それぞれ  $42.7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $40.4\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  である一方、他の嫌気ろ床接触ばつ気方式 (日本農業集落排水協会 II, IV, V 型) の供用施設 (S3 施設 (滋賀県 II 型: 6 データ), S4 施設 (滋賀県 IV 型: 6 データ), H1 施設 (静岡県 V 型: 9 データ)) の接触ばつ気槽流入水 BOD と ATU - BOD についても、それぞれ  $9.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $15.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $20.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (BOD 濃度),  $8.7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $14.7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $19.4\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (ATU - BOD 濃度) の値が得られており、嫌気ろ床槽流出水の ATU - BOD は BOD 濃度の 9 割強を占めていることが確認された。また、S2 施設のばつ気槽流入水 BOD と ATU - BOD (データ数: 12) として、それぞれ  $132.4\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $123.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  の値となっており、流量調整槽流出水の ATU - BOD についても BOD 濃度の 9 割程度であるといえる。このように、接触ばつ気槽・ばつ気槽流入水 BOD と ATU - BOD の実測値の間には大きな差異を生じていないとともに濃度比も一定とみなせることを踏まえ、(4) 式の  $B_i$  は、接触ばつ気槽・ばつ気槽流入水 A2 施設と S2 施設の ATU - BOD 濃度から ATU - BOD/BOD 比率 (A2 施設の ATU - BOD/BOD 比率: 0.946, S2 施設の ATU - BOD/BOD 比率: 0.933) を算定し、この値に他の調査施設で観測された流入水 BOD の実測値を乗じて求めた。

$$Be = Bi \cdot (1 + K_s \cdot T)^{-1} \quad (4)$$

ここで、 $K_s$ : ATU - BOD 除去定数 ( $\text{h}^{-1}$ )、生物膜方式の場合には  $0.39\text{h}^{-1}$ 、活性汚泥方式にあっては  $2.99\text{h}^{-1}$ 。

沈殿槽流出水 ATU - BOD の実測値は、両方式ともに Fig.5 に示すように計算値に対して大きなバラツキが認められる。その要因として、(4) 式中の ATU - BOD 除去定数は一定値として取り扱ったが、観測データから求められた ATU - BOD 除去定数値が大きく変動 (生物膜方式:  $0.01\sim 1.16\text{h}^{-1}$ 、活性汚泥方式:  $0.14\sim 6.48\text{h}^{-1}$ ) しているものと考えられる。このように、活性汚泥方式においても、沈殿槽流出水の ATU - BOD 濃度は生物膜方式と同じように水理学的滞留時間の増加に伴って低下しており、その除去性能は

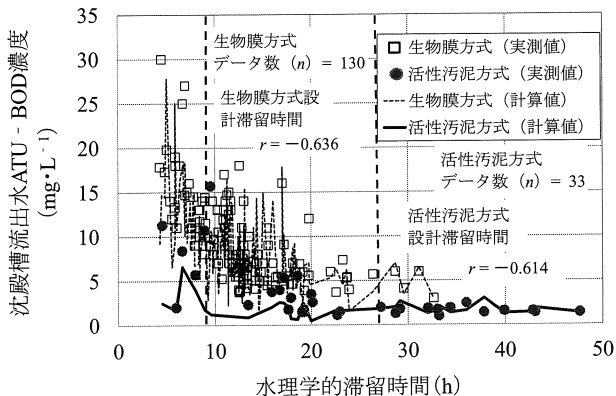


Fig.5 接触ばつ気槽・ばつ気槽水理学的滞留時間と沈殿槽流出水 ATU - BOD の関係

Relation between hydraulic retention time in contact aeration tank/aeration tank and effluent ATU - BOD concentration in sedimentation tank

ATU - BOD 除去定数に左右されていることが確認された。

#### 4.3 ATU - BOD 除去定数と設計・管理因子との関係

接触ばつ気槽の設計・管理因子 (水理学的滞留時間、流入水 ATU - BOD, 接触ろ材比表面積, 槽内 DO 濃度等) による沈殿槽流出水 ATU - BOD への関与を踏まえ (中野ら, 2000b; 中野, 2009), 活性汚泥方式の ATU - BOD 除去定数についても、ばつ気槽流入水 ATU - BOD 濃度, 槽内微生物濃度, 槽内 DO 濃度による影響を生物膜方式と比較検討した。

まず、流入水 ATU - BOD と ATU - BOD 除去定数の間には正の相関 (生物膜方式の相関係数: 0.643 (0.1%有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 89.91 であり, 0.1%以下の水準で有意), 活性汚泥方式の相関係数: 0.794 (0.1%有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 52.91 であり, 0.1%以下の水準で有意)) が存在しており, 活性汚泥方式においても, ATU - BOD 除去定数は生物膜方式と同じように ATU - BOD 濃度に対応して高くなる傾向を示している (Fig.6)。

また、両方式とも槽内微生物濃度と ATU - BOD 除去定数両者の間には正の相関 (生物膜方式の相関係数: 0.495 (0.1%有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 41.79 であり, 0.1%以下の水準で有意), 活性汚泥方式の相関係数: 0.662 (0.1%有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 22.33 であり, 0.1%以下の水準で有意)) が存在しており, ATU - BOD 除去定数は槽内微生物濃度の上昇に伴って高い値を示している (Fig.7)。これは、ATU - BOD 除去定数が ATU - BOD 除去速度恒数に槽内の微生物濃度を乗じたものであることから、槽内微生物濃度の上昇に伴って ATU - BOD 除去定数が高められた結果であると考えられる。なお、接触ばつ気槽内の微生物濃度は、全酸化処理によるベンチスケール試験で得られた付着微生物濃度 ( $181.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) に接触ろ材比表面積比率 (各接触ろ材比表面積値を調査施設の平均接触ろ材比表面積で除した値) を乗じて推定した (橋本ら, 1983)。ばつ気槽内の微生物濃度

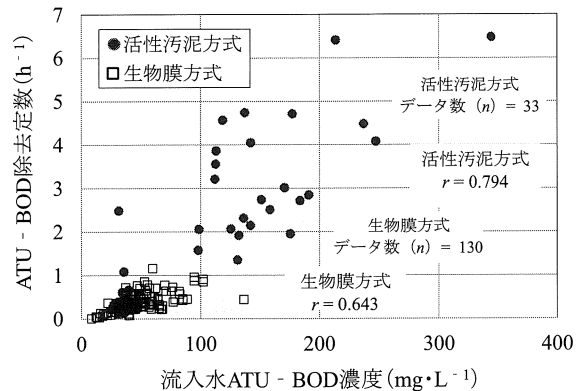


Fig.6 接触ばつ気槽・ばつ気槽流入水の ATU - BOD 濃度と ATU - BOD 除去定数の関係

Relation between influent ATU - BOD concentration and ATU - BOD removal constant in contact aeration tank/aeration tank

値には MLSS 濃度を用いるとともに、槽内微生物濃度は  $92.9 \sim 6,177.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  と広い範囲にまたがっていることから、Fig.7の横軸は常用対数で対数化して表示した(槽内対数微生物濃度と ATU - BOD 除去定数両者の間には正の相関(生物膜方式の相関係数: 0.488 (0.1%有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 40.04 であり, 0.1%以下の水準で有意), 活性汚泥方式の相関係数: 0.695 (0.1%有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 29.01 であり, 0.1%以下の水準で有意))が存在)。生物膜方式の槽内微生物濃度と ATU - BOD 除去定数の間に大きなバラツキが認められるのは、浮遊物質の補足・蓄積や槽内物質の剥離・再溶出作用要因が接触する材比表面積に影響される槽内微生物濃度に比べて卓越したことによるものであると推察される(中野ら, 2001)。

さらに、槽内 DO 濃度と ATU - BOD 除去定数に関しても、正の相関(生物膜方式の相関係数: 0.590 (0.1%有意水準に対応する F 値 (11.34) に対して検定値は 68.37 であり, 0.1%以下の水準で有意), 活性汚泥方式の相関係数: 0.496 (0.1%有意水準に対応する F 値 (13.20) に対して検定値は 13.74 であり, 0.1%以下の水準で有意))が存在しており、ATU - BOD 除去定数は槽内 DO 濃度の上昇に伴って高くなる傾

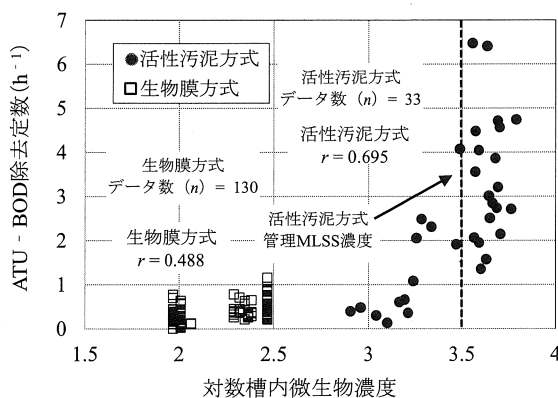


Fig.7 接触ばっ気槽・ばっ気槽の槽内対数微生物濃度と ATU - BOD 除去定数の関係

Relation between microorganism concentration and ATU - BOD removal constant in contact aeration tank/aeration tank

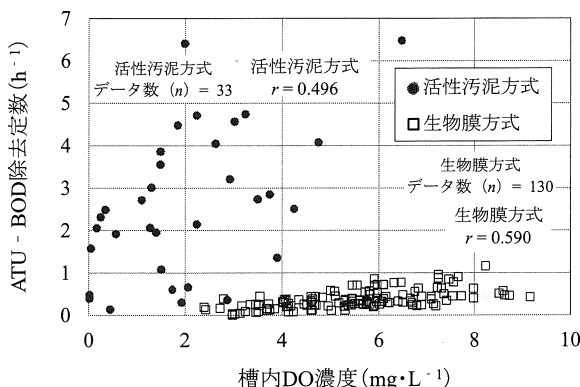


Fig.8 接触ばっ気槽・ばっ気槽の槽内 DO 濃度と ATU - BOD 除去定数の関係

Relation between DO and ATU - BOD removal constant in contact aeration tank/aeration tank

向を示している (Fig.8). これは、これまでの筆者らの調査研究から、槽内 DO 濃度の上昇に伴って槽内微生物への活性度に影響を与えた結果として、ATU - BOD 除去定数の値が大きくなったものと考えられる(中野ら, 2001; 中野, 2006). このように、ATU - BOD 除去定数には、生物膜方式・活性汚泥方式ともに流入水 ATU - BOD, 槽内微生物濃度、槽内 DO 濃度の設計・管理因子が関与していることが確認された。

#### 4.4 生物反応槽の ATU - BOD 定式化に係る評価

生物膜方式・活性汚泥方式ともに ATU - BOD 除去定数には流入水の ATU - BOD 濃度、槽内微生物濃度、DO 濃度が影響していることを踏まえ、ATU - BOD 除去定数について、これらの設計・管理因子を説明変数とする定式化(加法式)を試みたところ、次式が導かれた。

$$Ksb = 0.0052Bi + 0.0007Mo + 0.0108Do + 0.06 \quad (5)$$

$$Ksi = 0.0142Bi + 0.0003Mo + 0.0173Do - 0.31 \quad (6)$$

ここで、 $Ksb$ : 生物膜方式の ATU - BOD 除去定数 ( $\text{h}^{-1}$ )、 $Ksi$ : 活性汚泥方式の ATU - BOD 除去定数 ( $\text{h}^{-1}$ )、 $Mo$ : 槽内微生物濃度 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )、 $Do$ : 槽内 DO 濃度 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )。

(5) 式と (6) 式に係る自由度調整済重相関係数は、それぞれ 0.713, 0.826 であり、これらの式を (4) 式に代入すると次式が導かれる。

$$Be = Bi \cdot (1 + (0.0052Bi + 0.0007Mo + 0.0108Do + 0.06) \cdot T)^{-1} \quad (7)$$

$$Be = Bi \cdot (1 + (0.0142Bi + 0.0003Mo + 0.0173Do - 0.31) \cdot T)^{-1} \quad (8)$$

(7) 式と (8) 式の実測値に対する相関係数として、それぞれ 0.897, 0.953 の値が得られ、計算値と実測値の間には高い相関が存在しており、生物膜方式・活性汚泥方式ともに沈殿槽流出水 ATU - BOD 濃度は槽内水理学的滞留時間、流入水 ATU - BOD 濃度、槽内微生物濃度、槽内 DO 濃度を説明変数とする ATU - BOD 収支式を用いて推定できることが示唆された (Fig.9). 活性汚泥方式の ATU - BOD 除去定数は生物膜方式に比較して 10 倍程度高い値を示しているが、これを槽内微生物濃度で除して ATU - BOD 除去速度恒数を求めると、逆に、生物膜方式の方が活性汚泥方式に比べて約 3 倍高くなるような結果が得られる。生物膜方式と活性汚泥方式ではその処理方式の違いにより、生物反応槽内の微生物濃度の相違に伴って ATU - BOD に係る除去速度が左右されているといえる。沈殿槽流出水 ATU - BOD 濃度は、両方式ともに ATU - BOD 除去定数が高くなるに従って低い値を示しており (Fig.10), 所要の除去性能を発揮させるためには、流入負荷に応じて十分な水理学的滞留時間を確保するとともに、生物膜方式ではばっ気強度の調整を通じた槽内 DO 濃度管理、活性汚泥方式にあつては MLSS 濃度とばっ気空気の適切な設定による DO 濃度管理の重要性が示唆された。

5. まとめ

本研究は、農業集落排水施設処理水 ATU - BOD と N - BOD について、その処理性能の評価を行いながら、設計・管理因子による影響と運転管理への反映手法を考察したものであり、得られた検討結果は以下のとおりである。

- ① 生物膜方式においては、ATU - BOD に N - BOD が加わって処理水の BOD 濃度の変動幅を大きくしている一方で、活性汚泥方式にあつては、N - BOD は処理水の BOD 値にほとんど関わっていないことが確認された。生物膜方式においても、活性汚泥方式と同じように窒素化合物の硝化促進が図られるような運転操作を通じて N - BOD の直接的な発生因子を減らすことは重要であると考えられる。
- ② 生物膜方式・活性汚泥方式ともに沈殿槽流出水の ATU - BOD 濃度は水理的滞留時間の増加に伴って低下しており、ATU - BOD 除去定数には、流入水 ATU - BOD、槽内微生物濃度、槽内 DO 濃度の設計・管理因子が関与

している。また、沈殿槽流出水 ATU - BOD は、接触ばつ気槽・ばつ気槽の水理的滞留時間、流入水 ATU - BOD、槽内微生物濃度 (MLSS 濃度、接触ろ材比表面積)、槽内 DO 濃度を説明変数とする ATU - BOD 収支式から推定できることが示唆された。

- ③ 流入負荷に応じて、N - BOD が生じないように接触ばつ気槽・ばつ気槽の DO 管理を通じた窒素化合物の硝化促進を図るとともに、活性汚泥方式にあつては MLSS の適切な設定等の運転管理によって ATU - BOD 除去性能を向上させることの重要性が示唆された。

本研究で得られた検討結果が、今後、農業集落排水施設の適切な設計諸元の設定や管理手法の確立等に反映されることが期待される。

謝辞：本研究に当たっては、(社) 地域環境資源センターの関係各位に多大の御援助と御協力を頂いたことを記し、深甚の感謝を表します。

引用文献

廃棄物・リサイクル法制研究会 (2007)：廃棄物・リサイクル六法 (平成 20 年版)，中央法規出版，1611-1613。  
 橋本 奨，尾崎保夫，竹内昭二 (1983)：ばつ気循環ろ床法による生活廃水の処理に関する研究，水処理技術，**24**(6)，24-32。  
 井出哲夫 (1976)：水処理工学 - 理論と応用 - ，技報堂，p. 220。  
 環境法令研究会 (2006)：環境六法 (平成 18 年版)，中央法規出版，p.6185，1700。  
 北尾高嶺 (1993)：BOD 測定法の早急な見直しを望む，水と廃水，**35**(9)，p.1。  
 北尾高嶺 (2006)：小型浄化槽の構造および維持管理，日本環境整備教育センター，6-9。  
 公共投資ジャーナル社集落排水編集部 (2010)：農業集落排水事業データファイル 2010 年度版，公共投資ジャーナル社。  
 中野拓治，北尾高嶺，糸井徳彰，堀込英司 (2000a)：嫌気ろ床と接触ばつ気法を組み合わせた農業集落排水施設の BOD 除去性能に関する一考察，水環境学会誌，**23**(8)，46-47。  
 中野拓治，北尾高嶺，糸井徳彰，堀込英司 (2000b)：循環水の返送操作を伴う嫌気ろ床と接触ばつ気法を組み合わせた農業集落排水施設の BOD 除去性能に関する一考察，農土論集，**210**，37-45。  
 中野拓治，北尾高嶺，糸井徳彰，堀込英司 (2001)：嫌気ろ床接触ばつ気方式の農業集落排水施設における接触ばつ気槽の設計・操作因子と BOD 除去に関する一考察，農土論集，**214**，65-74。  
 中野拓治 (2006)：連続流入間欠ばつ気活性汚泥方式の農業集落排水施設の BOD 除去性能とその支配因子，農土論集，**244**，21-28。  
 中野拓治 (2008)：生物膜法を活用した農業集落排水施設における BOD 除去性能の評価とその課題，農業農村工学会論文集，**254**，97-104。  
 中野拓治 (2009)：接触ばつ気槽の設計・管理因子による沈殿槽流出水の ATU-BOD と N-BOD への影響について，農業農村工学会論文集，**262**，95-102。  
 成富武治 (1989)：硝化性酸素消費を含む BOD の測定上の問題点，

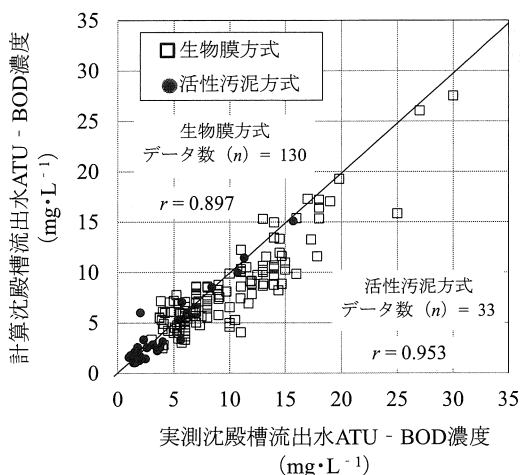


Fig.9 沈殿槽流出水 ATU - BOD 濃度の実測値と推定値の関係  
 Relation between observed effluent ATU - BOD concentration and estimated effluent ATU - BOD concentration in sedimentation tank

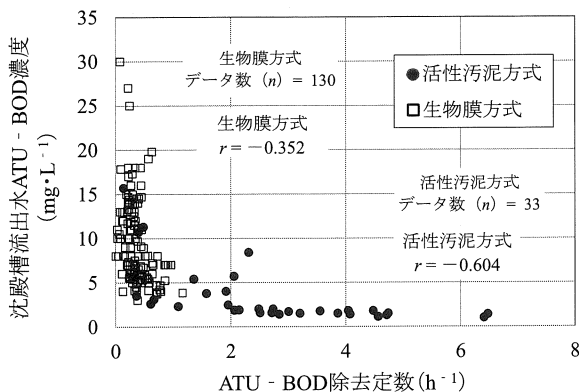


Fig.10 接触ばつ気槽・ばつ気槽の ATU - BOD 除去定数と沈殿槽流出水 ATU - BOD の関係  
 Relation between ATU - BOD removal constant in contact aeration tank/aeration tank and effluent ATU - BOD concentration in sedimentation tank

用水と廃水, 31(7), 602-607.

設設計指針, 43-45.

日本下水道協会 (2008) : 下水試験法, 105-107.

日本規格協会 (1998) : 工業排水試験法, JIS K0102, 48-53.

日本農業集落排水協会 (1998a) : 日本農業集落排水協会Ⅲ<sub>96</sub>型施設  
設計指針, 8-12.

日本農業集落排水協会 (1998b) : 日本農業集落排水協会XIV<sub>96</sub>型施

[2011. 6. 10. 受稿, 2012. 11. 19. 閲読了]

[この研究論文に対する公開の質疑あるいは討議(4,000字以内,  
農業農村工学会論文集企画・編集委員会あて)は, 2013年8  
月24日まで受け付けます.]

## Study on Influence of Design and Operation Factors on Effluent ATU-BOD and N-BOD Concentrations from Sedimentation Tank in Rural Sewerage Facilities

NAKANO Takuji and YASUMOTO Jun

*Faculty of Agriculture, University of the Ryukyus, 1 Senbara, Nishihara, Okinawa 903-0213, JAPAN*

### Abstract

The design and operation factors on the effluent ATU-BOD and N-BOD concentrations in sedimentation tank were investigated by using observed data in the rural sewerage facilities with biofilm process and activated-sludge process. The operational problems with occurrence of N-BOD were also studied on the basis of the results of BOD removal performance obtained from research data of the rural sewerage facilities with both processes. Regarding to effluent BOD concentrations in sedimentation tank with both processes, it was found that the biological nitrification reaction and nitrogenous compound had the considerable influence on the effluent N-BOD concentration in sedimentation tank. The effluent ATU-BOD concentration in sedimentation tank was assumed to be governed by first-order function with complete-mix system of biological treatment process in the rural sewerage facilities with both processes. It was recognized that the effluent ATU-BOD concentration in sedimentation tank with both processes were influenced by the design and operation factors such as influent ATU-BOD concentration, microorganisms (mixed liquor suspended solids/specific surface area of contact filter for fixed bed submerged filter), and average DO in reactor (contact aeration tank/aeration tank). The effluent ATU-BOD concentration in sedimentation tank with both processes were found to be predicted by the empirical formula of hydraulic retention time and the design/operation factors mentioned above. Consequently, it is important that the control in occurrence of N-BOD and operational countermeasure for decrease of ATU-BOD are effective to maintain BOD removal efficiency in the rural sewerage facilities with both processes.

**Key words** : *Rural sewerage facility, Biofilm process, Activated sludge process, Effluent ATU-BOD concentration in sedimentation tank, Effluent N-BOD concentration in sedimentation tank, Design and operation factors*