



日本中央競馬会
特別振興資金助成事業

畜産汚水の処理技術マニュアル

—処理の基本から高度処理まで—



平成30年3月



一般財団法人 畜産環境整備機構

目次

畜産汚水の処理技術マニュアル	1
1 本マニュアルの目的	6
2 関係法令	12
(ア) 家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（略称「家畜排せつ物法」）	12
(イ) 水質汚濁防止法	12
① 法律の概要	12
② 届出	12
③ 排水基準	13
④ 上乘せ基準	15
⑤ 暫定基準	15
⑥ 自主測定義務	15
⑦ 総量規制	16
(ウ) 肥料取締法	16
3 汚水処理技術の基本編	17
(ア) 排せつ物中の汚濁物質量	17
(イ) 汚水発生量	18
(ウ) 汚水水質	19
① 豚舎におけるふん分離率が水質に及ぼす影響	19
② 前処理固液分離（篩別）での水質変化	20
③ 前処理としての凝集剤添加固液分離での水質変化	21
④ 上水の混入・希釈による水質変化	21
⑤ 季節による水質変化	22
(エ) 活性汚泥法の原理	22
(オ) 活性汚泥法施設設計の基本	24
① 前処理（篩別による固液分離）	24
② 前処理（凝集剤添加を伴う固液分離）	24
③ 曝気槽	24
④ 余剰汚泥処理	24
⑤ 消毒設備	26
⑥ 汚水処理施設的设计・施工にあたっての留意点	27
A. 水温の維持	27
B. 凍結防止	27
C. 機器の故障対応	27
D. 修理作業を考慮した施工	27
(カ) 維持管理の基本	28
① 曝気槽の活性汚泥濃度管理	28
② 曝気槽の溶存酸素濃度（DO）管理	28
③ 沈殿槽の管理	29
④ 余剰汚泥処理	30
⑤ 窒素化合物の濃度把握	31
⑥ 処理水の消毒等	32
⑦ 稼働状態の遠隔監視	33
4 高度処理技術編	34
(ア) 膜分離活性汚泥法	34
① 膜分離活性汚泥法の概要	34
A. 基本的特徴	34

B.	窒素・リン除去の観点からの膜分離の特性.....	34
C.	汚泥処理の観点からの膜分離活性汚泥法の特性	34
D.	膜分離活性汚泥法の留意点	34
E.	膜分離活性汚泥法に使用される膜分離装置の種類と特徴.....	35
②	膜分離装置の設計・維持管理	36
A.	浸漬型.....	36
B.	外付け型	38
③	膜分離活性汚泥法の維持管理	45
A.	MLSS の管理.....	45
B.	ろ紙ろ過法による汚泥性状評価.....	46
C.	膜分離活性汚泥法における放流水の消毒	46
(イ)	窒素除去.....	47
①	窒素除去の原理	47
②	窒素除去対応活性汚泥法の詳細.....	49
A.	循環式硝化脱窒法.....	49
B.	メタノール添加循環式硝化脱窒法	54
C.	間欠曝気活性汚泥法	57
③	試験段階あるいは未普及の窒素除去手法.....	59
A.	有機性廃液添加による BOD/N 比の改善.....	59
B.	硫黄脱窒法.....	59
C.	紙脱窒法	63
D.	アナモックス菌による脱窒法.....	65
(ウ)	リン除去.....	65
①	リン除去の原理	65
②	リン除去技術の詳細.....	66
A.	凝集沈殿法.....	66
B.	凝集剤添加活性汚泥法.....	67
C.	凝集膜分離法	68
③	試験段階あるいは未普及のリン除去技術.....	69
A.	MAP 法.....	69
B.	ドロマイト石灰法.....	69
(エ)	色度除去.....	70
①	色度除去の原理	70
②	色度除去技術の詳細.....	71
A.	凝集法	71
B.	オゾン酸化法	71
③	試験段階あるいは未普及の色度除去技術.....	73
A.	逆浸透法	73
B.	活性炭吸着法	73
C.	リサイクル炭吸着法	74
D.	ドロマイト石灰法.....	74
(オ)	銅・亜鉛への対応	75
5	酪農関係污水处理編.....	76
(ア)	酪農における污水处理の特性.....	76
(イ)	水量と水質.....	76
(ウ)	処理技術.....	77
①	簡易処理法	77
②	活性汚泥処理.....	77
(エ)	留意点	77
6	参考資料編 (JRA 事業での成果概要)	78
(ア)	外付け型膜分離法の開発	78

①	平膜モジュールを用いた槽別置き型膜分離法.....	78
A.	試験の目的.....	78
B.	装置の概要.....	78
C.	運転試験の経過.....	80
D.	長期稼働後の膜ろ過性能実績.....	84
E.	膜浸漬槽内活性汚泥性状.....	84
F.	汚水および処理水の水質.....	85
②	中空糸膜モジュールを用いたケーシング型膜分離法.....	86
A.	日量 4 m ³ 規模での試験（栃木プラント）.....	87
B.	日量 20 m ³ 規模での試験（福島プラント）.....	96
③	中空糸膜の閉塞成分に関する基礎検討.....	113
④	膜分離による有害微生物除去の基礎検討.....	115
A.	大腸菌.....	115
B.	クリプトスポリジウム.....	116
⑤	膜分離活性汚泥法における汚泥濃度評価手法の検討.....	119
A.	SV 測定による評価.....	119
B.	10 倍希釈 SV 測定による評価.....	121
C.	ろ紙ろ過量による評価.....	121
D.	濁質モニターによる評価.....	122
⑥	採用に至らなかった膜分離モジュールに関する評価結果.....	127
A.	内圧ろ過形式の中空糸膜モジュール.....	127
B.	加圧ろ過形式の中空糸膜モジュール.....	128
(イ)	窒素除去促進に向けた検討.....	130
①	BOD/N 比改善に向けた基礎調査.....	130
A.	栃木汚水処理施設.....	130
B.	福島汚水処理施設.....	134
C.	千葉汚水処理施設.....	135
D.	山形、千葉（長生郡）、愛知の汚水処理施設（追加調査）.....	136
②	BOD/N 比改善に向けた自動制御手法の考察と予備試験.....	137
③	紙脱窒法に関する検討.....	141
A.	室内試験.....	141
B.	現場実証試験.....	145
(ウ)	JRA 事業実施において用いた主な水質分析手法.....	147
7	引用文献.....	148
8	用語解説.....	151
9	謝辞.....	153
(ア)	硝酸性窒素等規制強化対応高度浄化処理技術開発普及事業推進委員.....	153
(イ)	養豚農家.....	153
(ウ)	メーカー.....	153
(エ)	各種機関.....	153

はじめに

「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」が平成 11 年に施行されて以来汚水浄化施設の設置も進み、汚水浄化の必要な農家のほぼ全てが何らかの浄化施設を保有しているのが現状である。これにより、素掘貯留等といった不適切事例はほぼ根絶されたものの、排水基準の強化や周辺住民の環境への意識の高まりとともに、放流水質についても一層の安定化および高度化が求められている。

当機構においては、このような技術需要に応えるべく、汚水浄化技術の高度化に資する検討を継続的に実施してきたところである。平成 27 年度から 29 年度の 3 カ年については、「日本中央競馬会特別振興資金助成事業（JRA 畜産振興事業）」により「硝酸性窒素等規制強化対応高度浄化処理技術開発普及事業」を推進し、既存汚水浄化施設の水質高度化を主眼とした技術の開発と普及に取り組んだ。

本マニュアルは、この成果を中心とし、さらに汚水浄化技術の基本および高度化技術全般の情報も網羅したマニュアルとして作成を行ったものである。この資料が畜産農業分野の環境対策の推進の一助になることを期待する。

平成 30 年 3 月

一般財団法人 畜産環境整備機構

1 本マニュアルの目的

本マニュアルでは、関係法令の概略、汚水処理の基本となる発生原単位・水質、および汚水処理施設の設計と維持管理について解説する。これらを基盤として、さらに下記に記載する現状の課題の改善に役立つ技術（高度処理技術）を紹介する。

すでに各種成書に記載のある事項については、紙面の制約によりその概要について紹介するにとどめる。詳細については各引用文献を参照いただきたい。

汚水処理施設には相場より格安のものや管理不要のものは無い。原理に則った施設はどうしてもあるレベルの価格になるし、いくらしっかりと作られた施設でも使用者が目配り気配りをして手をかけないと必ず水質悪化を招くことになる。中途半端な施設を設置すると、改造に余計な出費を強いられ、その上水質悪化に悩まされ、対応に四苦八苦することになる。

畜産農家にとって、環境対策は収益に結び付く事項ではないが、畜産が地域と共存し発展していくための基盤投資であるという発想を持つことが重要である。

【汚水処理技術の現状の課題】

汚水処理は多くの養豚農家にとって不可欠な技術であり、活性汚泥法を基盤とする処理施設が普及している。しかし、以下の基本的な事項について未だに課題を抱えている。

・沈殿処理

最終沈殿槽は、重力沈殿に基づく単純な装置である。しかし、現実には汚泥の沈降性悪化や底部へ過剰蓄積した汚泥の浮上やスカム形成といった現象に悩まされ（図 1）、汚泥流出に至らないようにするため日々対応に頭を痛める状況が多くみられる。



図 1 沈殿槽のスカム蓄積トラブルの事例

・窒素除去

養豚汚水は窒素濃度が高いのが大きな特徴である。このため、処理目標濃度によってはいくつかのプロセスを効率的に組み合わせるなどの対応が必要になる。しかし、状況に応

じてこれらのプロセスを適切に調整しながら目標濃度を維持するのは、農家にとっては困難である。一方で、窒素関連の規制は図 2 に示すように年々厳しさを増してきており、現状を把握し、必要な対応策を講ずることは、排水を放流している全ての畜産農家にとって避けて通れない課題となっている。

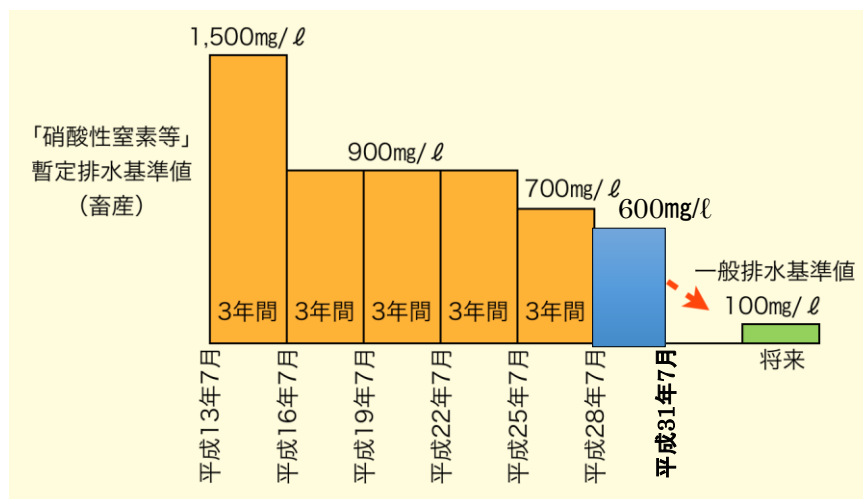


図 2 水質汚濁防止法による「アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物」(略称：硝酸性窒素等)の暫定基準値の推移

硝酸性窒素等の排出濃度の現状について、業界団体による集計データとして公表された度数分布 [環境省, 2016]を見ると、一般基準値の 100 mg/l をクリアしている農家戸数の累積度数は約 60% となっている。しかし、この集計は、基本的に各農家 1 個のデータに基づくものであることに注意を払う必要がある。1 個のデータ値がその農家の年間の水質レベルを代表すると言える確証は無いと考えられる。

畜産環境整備機構畜産環境技術研究所が 7 戸の農家で水質変化を経時的に追跡した調査結果から、農家ごとの硝酸性窒素濃度値の累積度数分布を整理した。この結果、図 3～図 9 のように個々の農場で数値に大きな変動があり、100mg/l 未満のデータの累積%が 50～90% に達している農家でも、最高値は 300～600mg/l に達する事例が多いことがわかる。結果として、7 戸の農家のうちで、調査期間中に常に一般基準の 100 mg/l 以下を維持した事例はゼロであった。

従って、環境省が公表した度数分布は、個々の農家内での水質変動の分布を反映している可能性も示唆される。仮にこの推察が正しいとすると、「60%の農家は、一般基準値 100mg/l を、年間を通じて、クリアしている」というデータ解釈以外にも、「農家の多くは、年間の 60%の期間は、一般基準値 100mg/l を、クリアしている」という解釈も成り立つ可能性が有る。仮に後者が実態であるならば、一般基準を畜産全体としてクリアするには、今後多くの農家が年間変動の上限を一層引き下げる努力を払っていく必要がある。

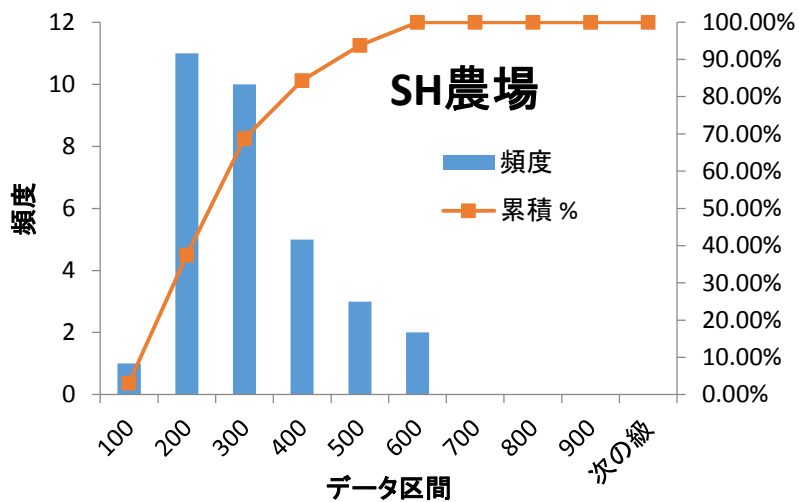


図 3 SH 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

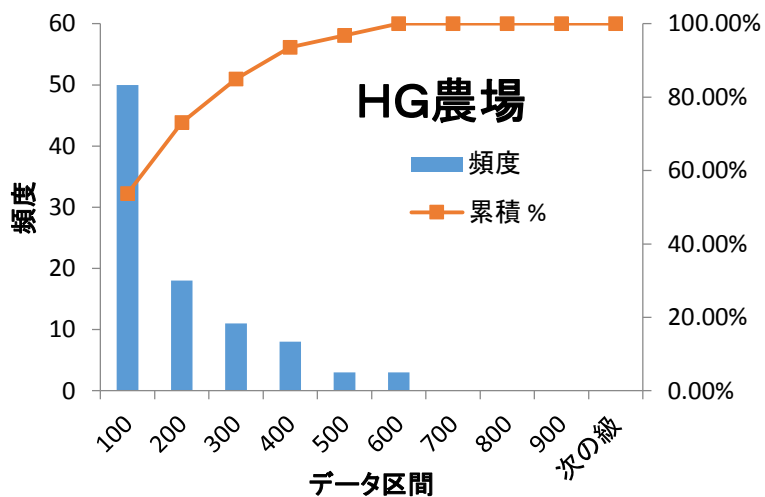


図 4 HG 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

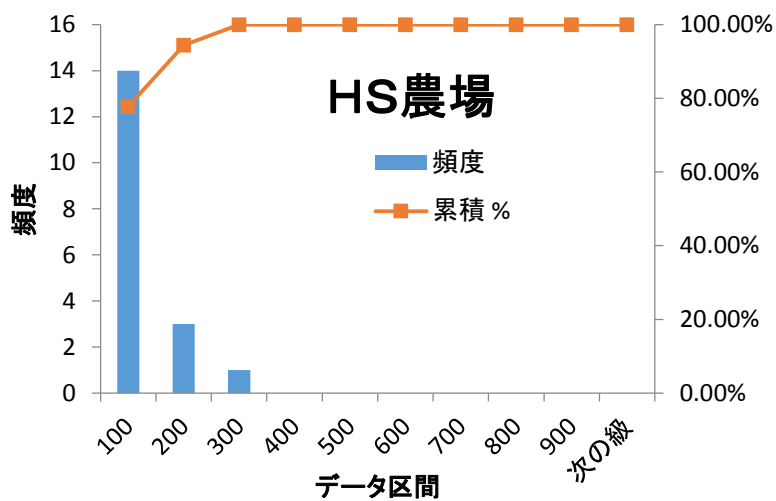


図 5 HS 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

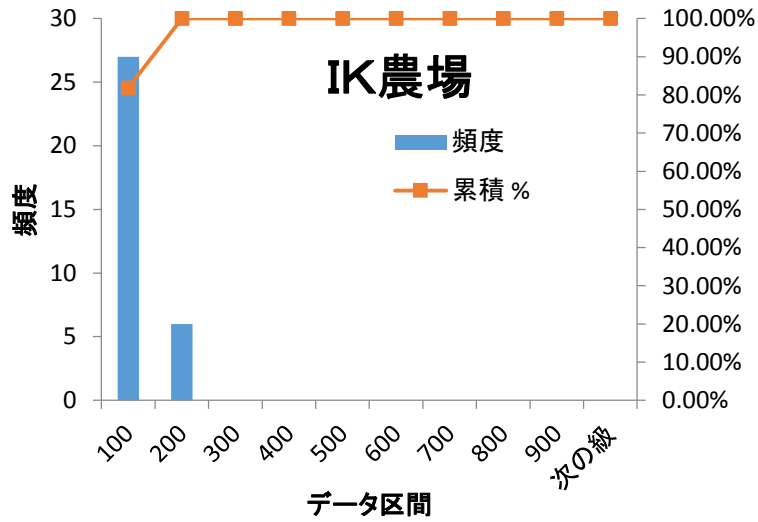


図 6 IK 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

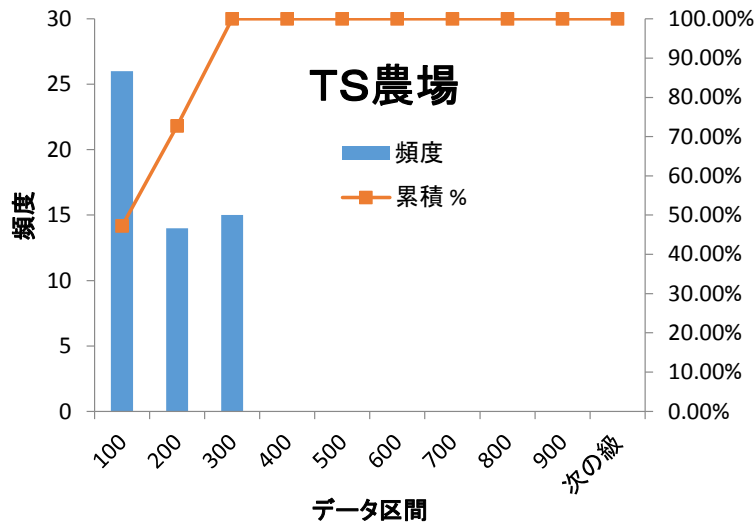


図 7 TS 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

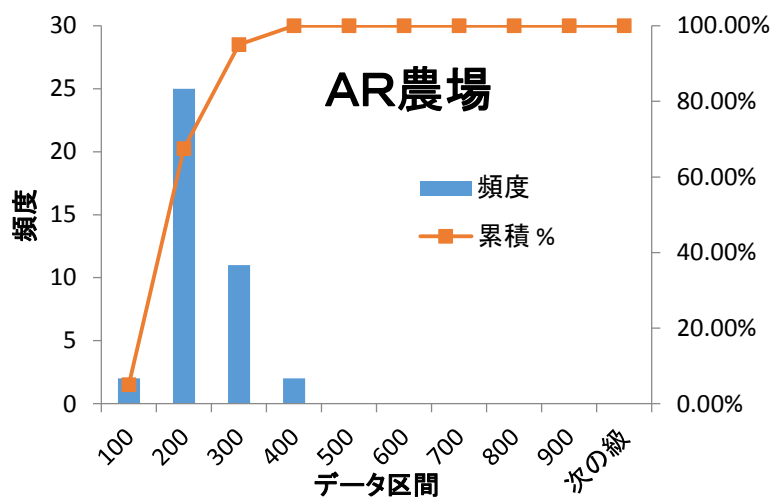


図 8 AR 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布

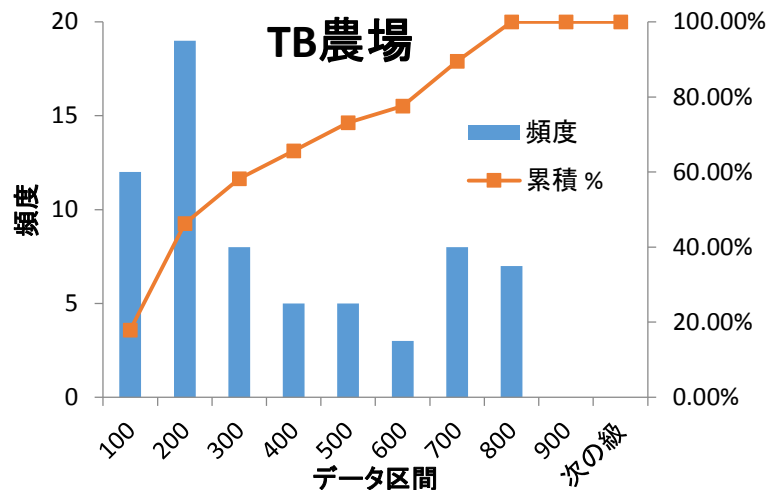


図 9 TB 農場での硝酸性窒素等濃度の累積度数分布
(注：処理水は自家農地に散布)

硝酸性窒素等が大きく変動する原因についての詳細は後述するが、季節による汚水性状の変化、処理槽水温の変化、上水混入量の変化などが主要因として挙げられる。このような変動を背景としつつ、十分な曝気状態でのアンモニアの硝化、無酸素状態での硝酸の窒素ガス化をバランスよく進めるには窒素除去の原理と手法を確実に理解した上で、污水处理施設の稼働状況を常時把握しながら、施設の運転調整を行っていくことが求められる。これは、硝酸性窒素等の規制導入以前に比較して污水处理が格段に難しくなったことを意味する。規制導入前と後での施設管理面の相違点を表 1 にまとめた。

表 1 硝酸性窒素等の規制導入以前と以後での污水处理管理の変化

	ふん尿分離	活性汚泥処理	水温
規制導入前	ふんは徹底的に分離する	十分な曝気を常時維持	極端に低下しなければ対応可能
規制導入後	脱窒用の有機物が不足しないように <u>適量のふんを混入させる</u> ことが必要	<u>好気環境と無酸素環境</u> を適切なバランスで組み合わせることが不可欠	硝化に必要な水温を下回ると窒素除去は不可能になる

・悪臭対策との連携

悪臭苦情は未だに苦情原因の第一位を占めており、その対応は重要である。各種対応策の選択肢があるが、その中で脱臭装置の設置も効果的対応策の一つである。しかし、脱臭装置からは窒素を高濃度に含有する廃液が発生する。この廃液は污水处理施設に流入させるのも選択肢の一つであるが、十分な配慮のもとに実施しないと污水处理の不具

合発生を招く。また、処理水の窒素濃度上昇をもたらすことになるので硝酸性窒素等の規制を考慮すると悩ましい問題である。悪臭対策と汚水処理対策の両立を如何に進めていくかは重要な課題である。

・リン除去

リン規制の厳しい地域ではリン除去も求められる場合もある。ある県では条例により排水量 10 m³以上の畜産事業場に対して 16 mg/l（日間平均 8 mg/l）の厳しいリン規制が適用されている。

リン除去技術としては無機凝集剤による凝集沈殿法が一般的であるが、注入量の管理、発生凝集汚泥の処分などは畜産分野での対応は容易とはいえない。

・色度除去

畜舎汚水は、良好な処理がなされても茶褐色の着色（色度）が残留する場合が多い（図 10）。この色度成分は無害ではあるが、感覚的な汚濁感が強いことから放流の支障になる場合もある。このため、色度除去も重要な技術であるが、現状で適用可能な技術はコストが高く、導入は少数にとどまっている。なお、色度は、BOD を高めることは無いが、COD 成分の一つではある。このため、BOD に代わって COD が規制項目になる海域に放流する場合、COD 規制値クリアを目的とした色度除去が必要な場合もある。



図 10 活性汚泥法で良好な処理がなされていても着色が残留している事例

2 関係法令

(ア) 家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（略称「家畜排せつ物法」）

家畜排せつ物は、野積みや素堀といった不適切な管理によって、悪臭の発生要因となったり、河川や地下水へ流出して水質汚染を招くなど、環境問題の発生源としての側面を有する一方で、堆肥化など適切な処理を施すことによって、土壌改良資材や肥料としての有効活用が期待されるなど、農村地域における貴重な資源としての側面も有する。

このため、野積み・素堀を解消し家畜排せつ物の管理（処理や保管）の適正化を図りつつ、家畜排せつ物の利用促進を図ることにより健全な畜産業の発展に資する目的で、「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」が平成 11 年に制定、施行された。

同法では、家畜排せつ物管理施設の管理基準が定められており、汚水処理に関連する基準としては、「液状の家畜排せつ物の管理施設は、不浸透性材料で築造した貯留槽とすること」とされている。すなわち、過去に見られたような素堀池に汚水等を貯留する行為は禁止されている。また、施設の管理の方法に関する基準も定められている。

(イ) 水質汚濁防止法

① 法律の概要

水質汚濁防止法では汚水を発生する各種施設を「特定施設」として指定し、この特定施設を設置する事業者（「特定事業場」）は管轄自治体に届出を行わねばならない。特定事業場には排水量や放流先水域に応じて水質規制が課せられる。畜産関連の特定施設としては、総面積 50 平方メートル以上の豚房、総面積 200 平方メートル以上の牛房、および総面積 500 平方メートル以上の馬房が指定されている。

② 届出

特定施設を設置する事業者（農家）は、法令で定める事項を都道府県知事等に届け出なければならない。また、設置後に特定施設の構造や排水量を変更する場合には変更の届け出が必要である。これらの届出は、怠ると罰則が科せられるので注意が必要である。

特定施設の設置準備から廃止までの一連の手続きおよび義務事項の概要は図 11 に示した。また設置届の提出の際に必要な添付資料の概略は表 2 のとおりである。

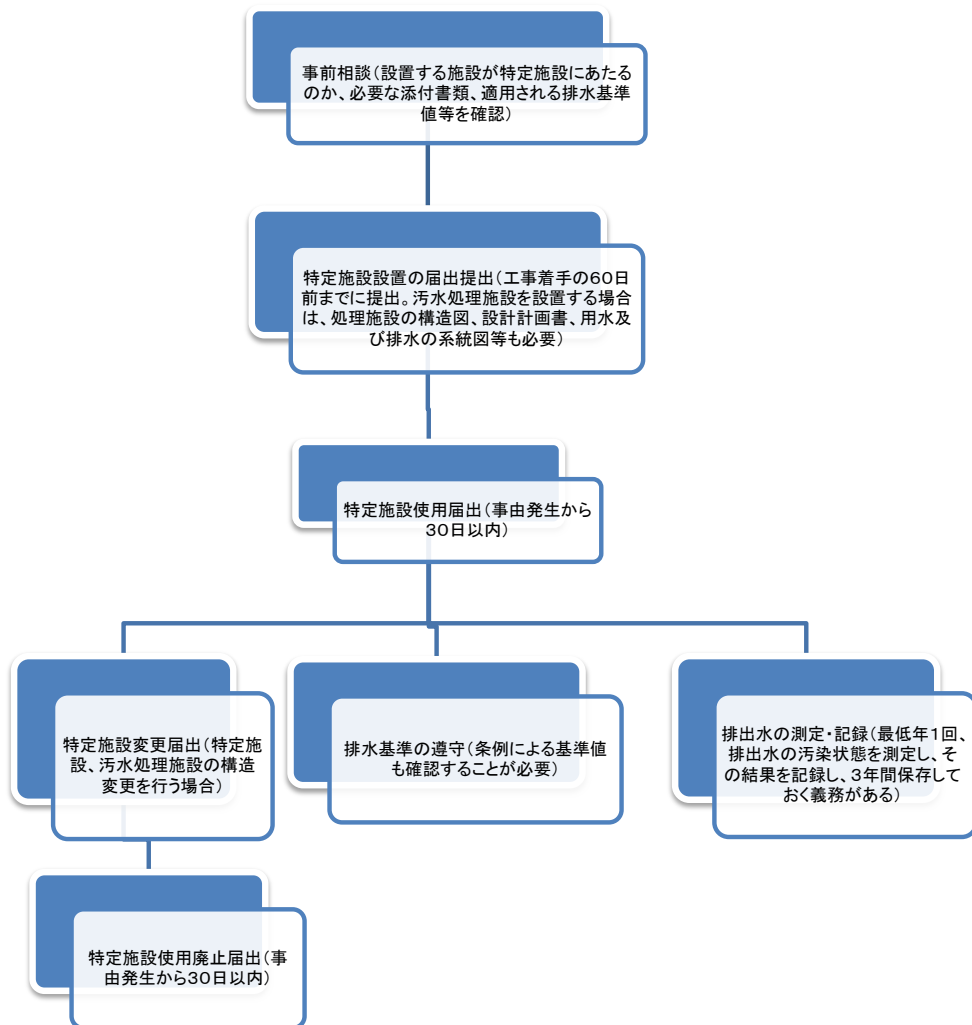


図 11 水質汚濁防止法関連の手続きおよび義務事項の概略

表 2 特定施設設置届の際に必要な資料

資料番号	資料の名称
資料 1	農場案内図
資料 2	特定施設等・汚水等の処理施設及びこれら に関連する主要施設の配置図
資料 3	特定施設等の構造図・仕様書・カタログ類
資料 4	特定施設等を含む操業の系統
資料 5	用水及び排水の系統図
資料 6	汚水等の処理施設の構造図・仕様書・カタ ログ類
資料 7	汚水等の処理の系統
資料 8	汚水等の処理施設の設計計算書

③ 排水基準

環境省資料によれば、排水基準により規定される物質は大きく 2 つに分類されており、一つは水の汚染状態を示す項目（生活環境項目）、もう一つは人の健康に係る被害を生ずるおそれのある物質（有害物質）を含む排水に係る項目である。

生活環境項目については、15 項目の基準が設定されており、1 日の平均的な排水量が 50 m³以上の特定事業場に基準が適用される。畜産に関する項目は表 1 のとおりである。これらの項目のうち、窒素とリンについては、環境大臣が定める湖沼、海域、及びこれらに流入する公共用水域に排出される排水水に限って適用される。

表 3 生活環境項目の排水基準

項目	排水基準	備考
水素イオン濃度 (pH)	5.8~8.6	海域に排出される場合 5.0~9.0
生物化学的酸素要求量 (BOD)	160 mg/ℓ (日間平均) 120 mg/ℓ)	放流先が淡水域の場合に適用
化学的酸素要求量 (COD)	160 mg/ℓ (日間平均) 120 mg/ℓ)	放流先が海域の場合に適用
浮遊物質 (SS)	200 mg/ℓ (日間平均 150 mg/ℓ)	
大腸菌群数	3000 個/ml	日間平均
窒素	120 mg/ℓ (日間平均 60 mg/ℓ)	放流先が告示により定められた湖沼および海域の場合に適用。海域の場合、畜産農業（豚房を有するものに限る）に対しては暫定排水基準（170mg/ℓ）が設定されている（平成 30 年 9 月末日まで）。
リン	16 mg/ℓ (日間平均 8 mg/ℓ)	放流先が告示により定められた湖沼および海域の場合に適用。海域の場合、畜産農業（豚房を有するものに限る）に対しては暫定排水基準（25mg/ℓ）が設定されている（平成 30 年 9 月末日まで）。
銅	3 mg/ℓ	
亜鉛	2 mg/ℓ	

有害物質については 27 項目の基準が設定されている。生活環境項目と異なり、有害物質は排水量に関係なく基準が適用される。畜産に関係する有害物質は、「アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物」（以下「硝酸性窒素等」と略す）のみである（表 4）。

表 4 有害物質の排水基準

項目	排水基準	備考
アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物	100 mg/ℓ (畜産農業に対しては平成 31 年 6 月末まで 600 mg/ℓの暫定基準が適用されている。それ以降は未定)	・アンモニア性窒素×0.4 +亜硝酸性窒素+硝酸性窒素で濃度を算出。 ・排水量に関係なく適用される。

排水基準に適合しない排水水を排出した場合は、故意・過失を問わず違反者に対して罰則が科せられる。また、排水基準に適合しない排水水を排出するおそれのある事業場に対しては改善命令又は排出一時停止命令が出され、これに従わない場合にも罰則が科される。

④ 上乘せ基準

全国レベルで適用される一律排水基準だけでは水質汚濁防止が不十分な地域では、都道府県が条例によってより厳しい基準（上乘せ基準）を定めることができる。この上乘せ基準の一部として、「排水量の裾下げ」もある。これは、1 日の平均的な排水量が 50 m³未満の事業場に生活環境項目の基準を適用できるようにすることであり、同じく条例で定める。上乘せ基準は地域により異なるので自治体に確認する必要がある。

⑤ 暫定基準

一般排水基準を達成することが技術的に著しく困難な業種については、暫定排水基準が設けられ、その時点で達成可能な数値が当面の基準とされる。暫定基準は一定期間ごとに見直しが行われ、できる限り速やかに一般基準に移行することが求められる。

⑥ 自主測定義務

水質汚濁防止法に基づき特定施設の届出を行っている畜産農家は、排水水の汚染状態を年に 1 回以上測定し、その記録を保存しなければならない。測定項目は、排水量が 50 m³以上の場合は生活環境項目と有害物質の両方、50 m³未満の場合は有害物質（硝酸性窒素等）のみとなる。測定結果は 3 年間保存する必要がある。自主測定を実施していない場合や結果の記録をしていない場合、また記録の保存をしていない場合または虚偽の記載をした場合は、30 万円以下の罰金が科せられる。

分析は公定法（環境省の告示で定められた方法）により行う必要がある。農家自身で公定

法による分析ができない場合は、計量法の登録を受けた計量証明事業者等に依頼し、公定法による分析を行う必要がある。計量証明登録がなされていない機関による公定法での分析結果については、水質測定記録表に加え、測定に伴い作成したチャートその他の資料が添付されていれば原則として有効となるが、この点の取り扱いについては自治体により異なるので管轄自治体に確認する必要がある。

⑦ 総量規制

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の流域においては、日平均排水量 50 m³以上の事業場から排出される排出水のCOD、窒素及びりん（濃度×水量）の許容限度が定められている。

(ウ) 肥料取締法

肥料取締法は、「肥料の品質等を保全し、その公正な取引と安全な施用を確保するため、肥料の規格及び施用基準の公定、登録、検査等を行い、もって農業生産力の維持増進に寄与するとともに、国民の健康の保護に資すること」を目的としている。

肥料取締法では、肥料を「特殊肥料」と「普通肥料」の2つに大別している。「特殊肥料」とは、魚かすや堆肥等、農林水産大臣が指定したもので、「普通肥料」とは、特殊肥料以外のものをいう。

家畜ふんから製造された堆肥は通常は特殊肥料に該当し、生産事業場の所在地を管轄する都道府県知事への届出を行う必要がある。ただし、自らが使用するために生産する場合は届出の必要はない。逆に、無償であっても他者に譲渡する場合は、届出が必要となる。

特殊肥料の内の、「堆肥」と「動物の排せつ物」について、平成 12 年 10 月から、「特殊肥料の品質表示基準」に基づく品質表示が義務づけられた。表示項目の「主要な成分の含有量等」については、含有される成分量を保証する「保証値」ではなく、実際に含有されている量を示す。

平成 29 年 11 月以前は、脱水用凝集材が混入した家畜ふんが原料に含まれる堆肥は、普通肥料として農林水産大臣の登録を受けることが必要であった。しかし平成 29 年 11 月に公定規格の改正があり、指定された凝集促進剤であれば混入後も特殊肥料として扱えることとなった。指定凝集促進剤は以下のとおりである。

ポリアクリルアミド系高分子凝集促進材

ポリアクリル酸ナトリウム系高分子凝集促進材

ポリアクリル酸エステル系高分子凝集促進材

ポリメタクリル酸エステル系高分子凝集促進材

ポリアミジン系高分子凝集促進材

アルミニウム系無機凝集促進材

鉄系無機凝集促進材

3 汚水処理技術の基本編

(ア) 排せつ物中の汚濁物質

豚と牛の成畜 1 頭あたりの排せつ物量の原単位は表 5 に示した [家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989]。

表 5 家畜の汚濁物質排せつ量

家畜 (区分)	排出量 Kg/日	BOD		SS		COD _{Mn}		N		P		
		濃度 mg/L	負荷量 g/日	濃度 mg/L	負荷量 g/日	濃度 mg/L	負荷量 g/日	濃度 mg/L	負荷量 g/日	濃度 mg/L	負荷量 g/日	
豚	ふん	1.9	60,000	114	220,000	418	27,000	51	10,000	19	7,000	13.3
	尿	3.5	5,000	18	4,500	16	3,300	12	5,000	18	400	1.4
	混合	5.4	24,000	130	80,000	430	12,000	63	6,800	37	2,700	14.7
牛	ふん	30	24,000	720	120,000	3,600	12,000	360	4,300	129	1,700	51
	尿	20	4,000	80	5,000	100	3,000	60	8,000	160	150	3
	混合	50	16,000	800	74,000	3,700	8,400	420	5,800	290	1,100	54

汚濁負荷量:1日当たりの汚濁物質

([家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989]より引用)

なお、この原単位は 1989 年時点までの測定事例の集約であることに注意する必要がある。その後の飼料性状の変化等により原単位数値も変化している可能性はある。2017 年発行の「日本国温室効果ガスインベントリ報告書」([温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編、環境省地球環境局総務課低炭素社会推進室監修, 2017]) では、[築城幹典・原田靖生, 1997]の報告に基づき豚の窒素負荷量について以下の原単位が記載されている。

表 6 日本国温室効果ガスインベントリ報告書による豚の窒素排せつ量

		窒素負荷量(g/日)
肥育豚	ふん	8.3
	尿	25.9
	混合	34.2
繁殖豚	ふん	11.0
	尿	40.0
	混合	51.0

([築城幹典・原田靖生, 1997]に基づく)

最近では窒素排せつ量が低減される飼料の普及も始まっている (図 12)。[須藤立・長田隆・荻野暁史・羽成勤, 2016]は、4 種類の結晶アミノ酸 (Lys, Met, Thr, Trp) を添加して調製した「アミノ酸バランス改善飼料」を給与すると、肥育豚の尿中排せつ窒素量が慣行飼料の場合に比較して 57.6%低減したと報告している。また、汚水浄化処理水中の硝酸性窒素等 (アンモニア

性窒素×0.4+亜硝酸性窒素+硝酸性窒素)の濃度は慣行飼料区で206±102 mg/lであったのに対し、改善飼料区では80±18 mg/lにまで低減したと報告されている。このように飼料改善による窒素排泄量低減は浄化処理における窒素除去の負担低減に有効であり、今後の普及が期待される。

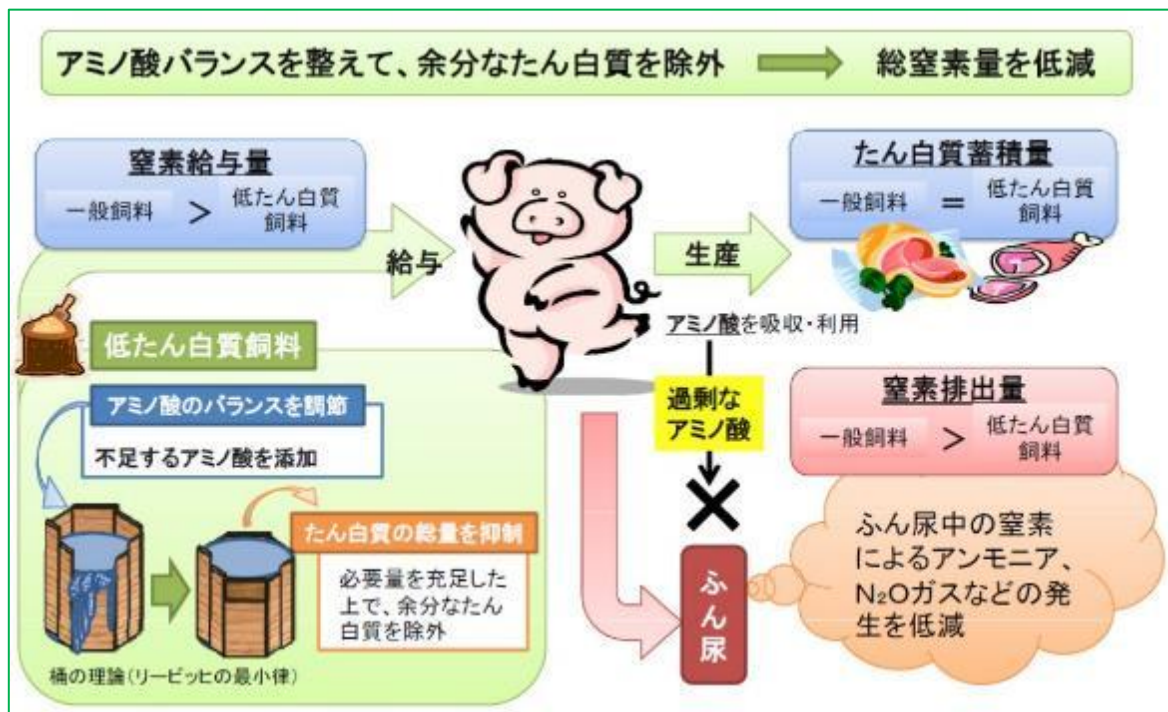


図 12 アミノ酸バランス改善飼料の窒素低減効果 (農水省資料より転載)

(イ) 汚水発生量

標準的ふん尿分離率と管理水量を想定した場合の肥育豚 1 頭当たりの汚水発生量と汚濁物質発生量の概算値は表 7 のとおりである [畜産環境整備機構, 2004]。この尿汚水量は家畜を飼養するに十分な水量を意味し、これ以上の汚水量が排出される場合は雨水の混入、給水器の故障、不必要な水使用があるためであり、汚水量の設定数値を増大させるのではなく、汚水量の低減に向けた改善が必要であると指摘されている。また、BOD、SS の実測濃度は採取の場所、時期、汚水量等により著しく異なるため、実測値よりも表 7 の濃度値を設計諸元にする方が安全と指摘されている。

表 7 肥育豚 1 頭あたりの汚水量と汚濁物質質量 ([畜産環境整備機構, 2004])

畜種	尿汚水量	BOD 量	SS 量
肥育豚	15l/頭・日	50 g/頭・日	80 g/頭・日

実際の農場では各生育段階の家畜が混在し、生育段階によって汚水量が異なる。そこで、生育段階ごとに肥育豚に換算し、それらを合計して肥育豚換算頭数を求め、表 7 から発生汚水量と汚濁物質質量の設計値を求める。また、一貫経営の場合は、簡略な計算法として母豚数の 10 倍を

肥育豚換算頭数とすることが一般的である（表 8）。

表 8 各生育段階の豚の肥育豚への換算方法（〔畜産環境整備機構, 2004〕）

哺乳中の子豚と母豚は合わせて肥育豚 3 頭分に換算
離乳後体重 30～40kg 程度までの子豚は肥育豚 1/3 頭分に換算
繁殖豚は雄も雌も肥育豚 2 頭分に換算
一貫経営の場合は繁殖母豚の数を 10 倍して処理対象肥育豚頭数に換算

なお、汚水と雨水の分離が確実になされていない農場では雨天時に汚水量が著しく増大する場合がありますので注意が必要である。このような場合は雨水が浄化施設に流入しないように施設の改善を図ることが大事であるが、雨水の排除が完全にはできない場合には雨水の混入量も勘案した設計が必要になる。膜分離活性汚泥法では、処理可能水量の上限が膜面積によって限定されてしまうことから雨水混入量の算定は特に重要である。

(ウ) 汚水水質

豚舎で発生した排せつ物が汚水として処理施設に到達するまでには、管理水、こぼれ水、雨水等の混入、ふん尿分離、前処理固液分離、さらに場合によっては希釈水混入等の諸段階を経ることになる。これらの状況は農家ごとに異なる上に、同じ農家でも時期により状況が変化する。以下に要因ごとに具体的な影響を述べる。

① 豚舎におけるふん分離率が水質に及ぼす影響

ふんの除去率の違いによる汚濁負荷量の変化は表 9 で示される（〔家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989〕）（窒素とリンについては今回計算して追加）。この表中の、除ふん率と BOD/N 比との関係を図で示すと図 13 のようになる。従来の汚水処理の手引きでは 70% 以上のふん除去率が目標とされてきたが、これに従うと BOD/N 比は約 2.2 以下になり、窒素除去に必要とされる 3 以上に比べて格段に低くなってしまふことがわかる。BOD/N 比を 3 にするには除去率をおよそ 50% 程度に抑える必要がある。現状で窒素除去が良好な処理施設は、たまたま除ふん率が 50% 程度に低下しているケースもあると推測される。

しかし、除ふん率を低くすると BOD 負荷が増大することになり、曝気槽の過負荷で処理に不具合が生ずるリスクも高まる。従って、BOD/N 比の適正化を図ろうとする場合には、曝気槽の DO 濃度を綿密に測定しながら徐々にふんの混入率を上げていき、DO の異常低下が生じないかどうか確認しながら行うことが重要である。

表 9 ふんの除去率と汚濁負荷量の関係（成畜 1 頭 1 日当たり）

		ふんの除去率			
		0%	50%	70%	90%
排出量	ふん(kg)	1.9	0.95	0.57	0.19
	尿(kg)	3.5	3.5	3.5	3.5
	合計(kg)	5.4	4.45	4.07	3.69
BOD	ふん(g)	114	57	34	11
	尿(g)	18	18	18	18
	合計(g)	130	75	52	29
	濃度(mg/L)	24000	17000	13000	8000
SS	ふん(g)	418	209	125	42
	尿(g)	16	16	16	16
	合計(g)	430	225	141	58
	濃度(mg/L)	80000	51000	35000	16000
窒素	ふん(g)	19	9.5	5.7	1.9
	尿(g)	18	18	18	18
	合計(g)	37	27.5	23.7	19.9
	濃度(mg/L)	6851	6180	5823	5393
	BOD/N比	3.5	2.7	2.2	1.5
リン	ふん(g)	13.3	6.65	3.99	1.33
	尿(g)	1.4	1.4	1.4	1.4
	合計(g)	14.7	8.05	5.39	2.73
	濃度(mg/L)	2722	1809	1324	740

(排出量、BOD、SSは「家畜尿汚水の処理利用技術と事例」より引用
窒素、リンは今回計算。)

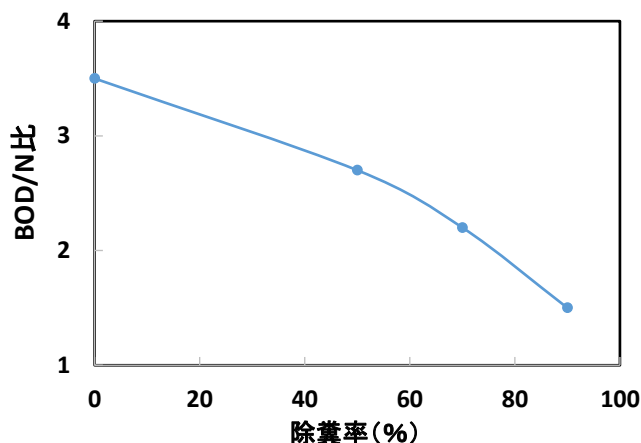


図 13 除ふん率と BOD/N 比の関係

なお、表 9 のリン濃度は実際の豚舎汚水の測定事例に比較してかなり高い値であるが、これは豚舎から出た汚水が浄化施設に流入するまでの間に汚水ピットや配管中でリンが不溶化し沈殿または付着する割合が高いことが原因と推定される。なお、汚水中のリン酸態リンは、pH8.5 以上では、カルシウム成分と反応して HAP 結晶に変化したり、アンモニウムイオンとマグネシウムイオンと反応して MAP 結晶になることが知られている。

② 前処理固液分離（篩別）での水質変化

豚舎から流出した汚水が浄化槽に投入されるまでには水質変化が 3 種類のプロセス、すなわち、夾雑物除去のための固液分離、前処理としての凝集剤添加固液分離、上水の混入・希釈、

により生ずる。これらのプロセスの状況は農家により異なる。

夾雑物除去に伴う水質変化については、[畜産環境整備機構, 2013]により傾斜スクリーン型固液分離機（目開き 0.5 mm）とベルトスクリーン型固液分離機（目開き 0.71 mm）での事例が報告されている。これによると、傾斜スクリーン型では BOD 除去率 10%、TN 除去率 5% で、BOD/N 比は処理前 6.8、処理後 6.4 で大差なかった。また、ベルトスクリーン型では、BOD 除去率 27%、TN 除去率 22% で、BOD/N 比は処理前 6.8、処理後 6.4 でやはり大差なかった。

③ 前処理としての凝集剤添加固液分離での水質変化

固液分離の際に高分子凝集剤（ポリマー）を添加し前分離と同時に余剰汚泥の脱水処理を行うケースも多く採用されている。この場合には、凝集剤により微細な懸濁物まで除去されるので水質の変化が大きくなる。ベルトスクリーン型固液分離機で凝集剤添加を行った場合には、BOD 除去率 79%、TN 除去率 58% で、BOD/N 比は処理前の 6.8 から処理後は 3.4 にまで低下したと報告されている [畜産環境整備機構, 2013]。[社団法人中央畜産会, 2010]では凝集処理で BOD が 60 g/日・頭から 24 g/日・頭に減少し、全窒素が 24 g/日・頭から 14 g/日・頭に低下した事例が紹介されている。この場合 BOD/N 比は、2.5 から 1.7 に低下したことになる。このように凝集剤を使用した前処理は BOD/N 比の低下をもたらす。曝気槽の BOD 負荷を低下させる観点からは凝集剤添加固液分離は効果的な手法であるが、今後は窒素除去の観点から BOD/N 比が極端に低下しないように凝集剤の添加量を適宜調整することも必要となる。

④ 上水の混入・希釈による水質変化

豚舎から流出する時点での汚水の水質は、飲水器からのこぼれ水や遊び水さらに洗浄等の管理水の混入量によって影響される。また、汚水処理では処理施設への流入段階または流出段階で加えられる希釈水の有無およびその量によっても影響される。なお、本書では便宜的に、豚舎内で非意図的に汚水に混入する上水を「混入水」と呼び、汚水処理段階で意図的に加えられる上水を「希釈水」と呼ぶ。

混入水、希釈水ともにその混入量に応じて汚濁物質濃度は低減する。また、混入水の場合には、単純な希釈効果に加えて、豚舎内でのふん除去率にも影響を及ぼすことが後述の基礎調査の結果から推察される。すなわち、混入水の量が多くなると豚ふんに水が浸みこみ、含水率が上昇し、結果的に豚房下部でのふん尿分離性が悪化し汚水へのふんの混入量が増大するものと考えられる。ふんの混入量増大は BOD/N 比の上昇をもたらす、窒素除去面で有利になるが、過剰な混入は汚水処理施設の BOD 過負荷を引き起こし、正常な処理が不可能になる。従って、混入水量の意図的な調節は、今後の汚水処理では非常に重要な管理事項となる。希釈水の場合にはこのような BOD/N 比への影響は無いと考えられる。

なお、混入水の量は、豚房から排出された段階での汚水の塩素イオン濃度を測定することで把握できる。後述のように混入水ゼロの場合の塩素イオン濃度はおよそ 1600mg/l であることから、実際の塩素イオンが仮に 800 mg/l であれば混入水で 2 倍に希釈されたことが推定できる。また、希釈水の量は、豚房から排出された汚水と放流水の塩素濃度を比較することで把握可能である。各養豚農家において排水の窒素対策を考える場合、汚水処理プロセスで窒素化合物がどのような挙動をしているかを把握することが不可欠となるが、この際に混入水および希釈水の流入状況を把握することも重要である。

⑤ 季節による水質変化

混入水量は季節により大きく変動することが知られている。これは、高温期には、豚が飲水器からの水を体にかけて暑さを凌ごうとする行動が顕著になりいわゆる「遊び水」が増大するためである。このため、汚水中の汚濁物質濃度と BOD/N 比は気温に応じて変動することになる。さらに、雨水と汚水の分別が完全でない場合は、初夏から秋までの間、梅雨や台風により雨水混入量が増えることになる。

さらに、飼養頭数が季節的に変わると当然ながら発生汚水の量と水質が大きく変わることになる。

(エ) 活性汚泥法の原理

好気性条件で自然に増殖する微生物（細菌、原生動物、後生動物）を活用するのが汚水浄化の基本である。生物学的な汚水浄化法の中でも、畜産分野では活性汚泥法が最も一般的な手法として普及している。活性汚泥法は、汚水に空気を吹き込んで攪拌していると自然に形成される微細な微生物集塊（フロックと呼ばれる）を利用するのが特徴である。一定時間通気した後にフロックを沈殿させると浄化された上澄水（処理水）が得られる。この上澄水を放流し、沈殿したフロックはまた新たな汚水に接触させるというサイクルを繰り返して汚水浄化を連続的に進めるのが活性汚泥法である。なお、後述の膜分離活性汚泥法では、沈殿の代わりにろ過膜で活性汚泥を分離して処理水を得る。このため、フロックの沈降性良否は性能に影響を及ぼさない。

活性汚泥法施設の最も基本的な形式は、曝気槽と沈殿槽からなる連続式である（図 14）。この形式では沈殿槽で沈降した活性汚泥が常に曝気槽に返送され所要濃度の活性汚泥量が維持される。微生物の増殖により増えた分の汚泥は、余剰汚泥として引き抜き、脱水を経て堆肥化施設に投入する。

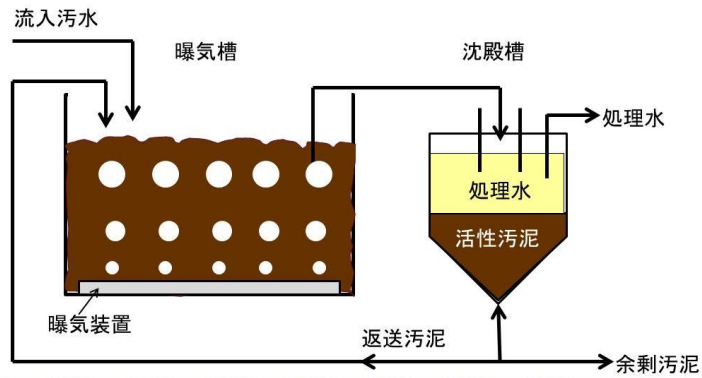


図 14 連続式活性汚泥法施設の概要

図 15 は回分式活性汚泥法の概要である。回分式は沈殿槽が無い代わりに曝気槽を一定時間停止し活性汚泥を沈降させ、上澄みを放流水として引き抜く。

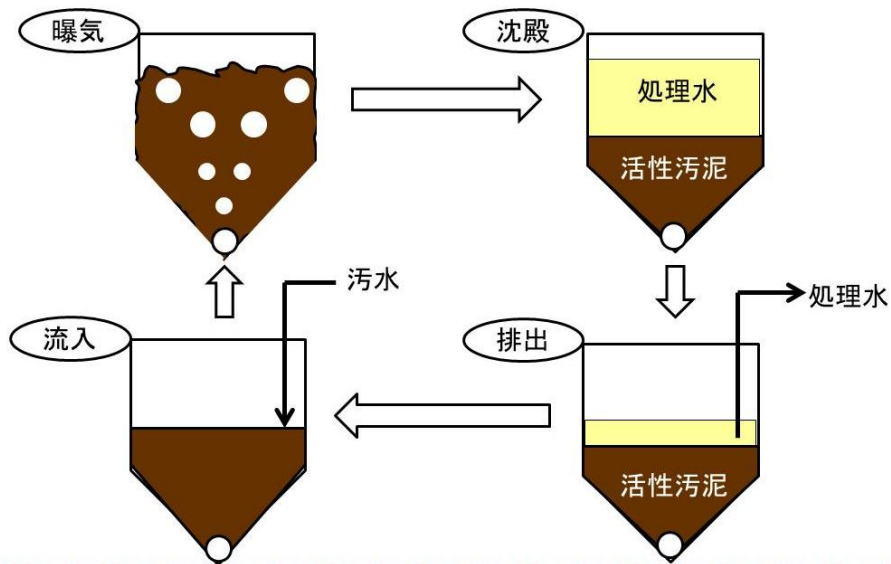


図 15 回分式活性汚泥法の概要

市販の活性汚泥法施設は上記のいずれかのタイプを基盤としつつ、曝気槽の形状や曝気装置の種類、設計 BOD 負荷量などが異なる多様な形態のものがある。設計の基本が妥当であればどの製品でも一定の性能が期待できるが、それぞれ長所および短所があるので、その特徴を熟知したうえでの選定が重要である。

なお、どのような施設でもすべての面で優れている物はなく、長所と短所が必ず並存する。たとえば、設計 BOD 負荷を小さい値で設計した施設は汚水水質が変動しても安定した処理が期待できる一方で、施設容量が大きくなるので建設費は嵩むことになる。また、設備費が安価な施設は、維持管理に大きな労力が必要なるリスクもある。それぞれの農家がどの点を重視するかを認識し、その要望に合致した施設を選択することが重要である。

各種製品の特徴については [畜産環境整備機構, 2004] に紹介されているので参考にされたい。

(オ) 活性汚泥法施設設計の基本

窒素除去をも目的とする污水处理施設の設計についての詳細は後の章で述べることとし、ここでは、污水处理施設設計の最も基本的な事項のみに触れる。

① 前処理（篩別による固液分離）

ポンプ送液や膜分離の支障となる豚毛、飼料残渣、プラスチック片等の除去は、污水处理をスムーズに行うために必要不可欠である。一般に目開き 1mm 前後の網目による篩別を行う [畜産環境整備機構, 2004]。この目的に使用される固液分離機としては、振動篩、傾斜スクリーン、ベルトスクリーン、ドラムスクリーン等がある。これらの詳細は [家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989] および [畜産環境整備機構, 1997] を参照のこと。

② 前処理（凝集剤添加を伴う固液分離）

高分子凝集剤の添加を伴う固液分離（脱水）は、多くの場合余剰汚泥の脱水処理に利用されるが、流入污水の前処理と余剰汚泥の脱水を兼ねて利用される場合もある。この場合、污水貯槽に余剰汚泥を合流させ、合流後の混合液に凝集剤を添加し凝集塊（フロック）を形成させ、脱水用固液分離機で脱水分離を行う。この脱水分離液を曝気槽に流入させる。凝集剤添加と脱水に用いる機器類は後述の余剰汚泥処理の場合と同様である。

③ 曝気槽

活性汚泥法浄化施設の設計において最も重要なのは、発生する污水の有機物量に見合った容量の曝気槽にすることと、その容量に見合った通気量を確保することである。発生有機物量は飼養頭数と豚舎での徐ふん率によって決まる。

豚舎での徐ふん率を 70% と想定した場合、曝気槽の所要容積はごく大まかに見積もって肥育豚 1 頭当たり 0.13 m³ 程度となる。ただし、徐ふん率は現場ごとに大きく異なるので所要容積の見積もりは各現場の状況調査に基づいて慎重に行うとともに、できるだけ余裕をもたせることが重要である。詳細は [畜産環境整備機構, 2004] を参照のこと。

曝気は污水中の有機物の分解、アンモニアの硝化、槽内の攪拌混合という 3 種類の目的のために必要となる通気量で行う。おおよその目安としては、曝気槽 1 m³ あたり 1~1.5 m³/時間とされている（家畜ふん尿処理施設・機械選定ガイドブック（污水处理編））。

④ 余剰汚泥処理

活性汚泥法では污水中有機物の分解に伴い微生物が増殖し、汚泥濃度が常に増大する。この濃度が限界以上に達すると曝気槽の溶存酸素が低下し浄化能力がダウンする。このため適宜汚泥を引き抜くことが活性汚泥法の重要な管理作業となる。引き抜いた汚泥はスラリー状なので、堆肥化施設に投入するためには脱水して運搬可能な粘土状にする必要がある（脱水ケーキと呼ばれる）。脱水では高分子凝集剤を汚泥スラリーに添加した後に緩速攪

拌し、形成されたフロックを脱水機により分離回収する（図 16）。

高分子凝集剤は通常カチオン系が使用される。同じカチオン系でもカチオン度、分子量、粘性の異なる多くの仕様の製品がある。汚泥の性状により効果が異なるので、あらかじめ凝集試験を行って選定することが重要である。凝集剤メーカーに汚泥サンプルを送付して選定を依頼することもできる。

凝集剤は乾燥粉末で購入するケースが多いが、粉末品を利用する場合には溶解時に注意が必要である。攪拌機付きタンクの上部から袋の中の凝集剤を手で投入して溶解させている農家もあるが、この方法では投入時に凝集剤の粉末同士が塊を作って溶けにくくなってしまいう割合が多い。このため、投入量の割に凝集効果が上がりにくく、結果的に本来必要な量よりも使用量が多くなってしまふ。汚水処理コストの大部分は電気代と凝集剤代であることから、凝集剤はできるだけ効率よく使用することが大事である。また、膜分離を導入している施設で過剰な凝集剤使用を続けていると、曝気槽混合液の粘性が上昇し、膜ろ過性能の低下を引き起こすこともあるので注意が必要である。

上記のように、人手で凝集剤溶解を行う場合、労力負担は大きい一方で凝集剤の無駄遣いにつながりやすい。この点を改善するには、凝集剤自動溶解装置の導入が望ましい。この装置では、凝集剤ホッパーに定期的に粉末凝集剤を補充するだけで、後は設定濃度に従って自動的に凝集剤が溶解攪拌槽に定量移送され攪拌溶解される。自動溶解装置の導入ができない場合は粉末の代わりに液状の製品を利用すべきである。

脱水機には、陰圧吸引型、多重円盤型、スクリュウプレス型など多様な製品が市販されている。単位時間当たりの処理能力、脱水ケーキの含水率、所要メンテナンス等の仕様がそれぞれ異なるので農場の状況に合致した製品を選定することが重要である。脱水ケーキの含水率は堆肥化にも影響を与えることから、堆肥化施設に余裕が無い場合はできるだけ含水率を下げられる脱水機を選定が好ましい。

固液分離機は、導入後に処理能力が不足すると対応が困難なので余裕を持った機種選定が必要である。一般的にはメーカー公表処理能力に対して 10～20%程度の余裕を持って機種選定する必要がある【畜産環境整備機構, 2004】。

余剰汚泥の脱水処理が適切に行われないと汚水処理施設全体が不調になる。汚泥処理はともすると軽視され、不十分な設備で対応している事例も多いが、「汚水処理はすなわち汚泥処理である」ということを肝に銘じて施設導入と管理に万全を期す必要がある。

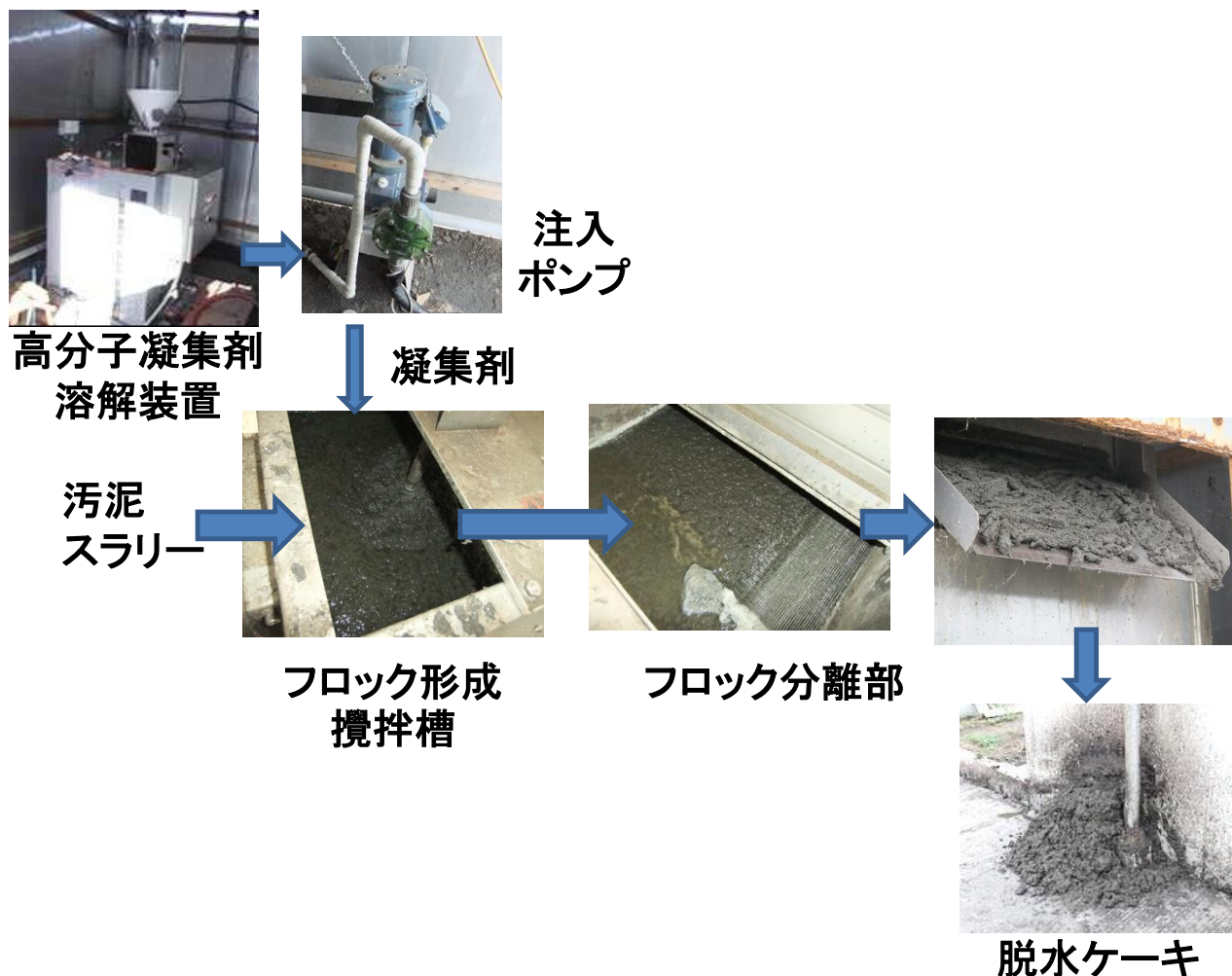


図 16 汚泥脱水工程

⑤ 消毒設備

水質汚濁防止法では大腸菌群 3000 個/ml の規制値が定められている。活性汚泥法が良好な状況であれば、特段の消毒措置を行わずとも大腸菌群 3000 個/ml 以下になっている場合もある。また、人用浄化槽では、硝化が進んでいる処理水ほど大腸菌群数は少ない傾向があるとされている [桜井敏郎, 1988]。しかし、大腸菌群数を日常的に確認することは不可能なので、膜分離活性汚泥法でない場合、塩素消毒は常に実施することが無難である。

処理水の消毒には、有効塩素 70%程度 of 市販固形塩素消毒剤を用い、処理水の流路に錠剤を充填したプラスチック製の薬筒を置き、処理水を薬筒下部の塩素剤と接触させて連続的に溶解させる。処理水中に塩素として 3~10 ppm 程度溶け込む量、もしくは消毒後 0.2 ppm 程度の残留塩素を検出する量が必要であり、処理水 1 m³あたり約 7 g の市販消毒剤を使用し、処理水が 5~10 分程度滞留する容積の消毒槽を設ける [畜産環境整備機構, 2004]。

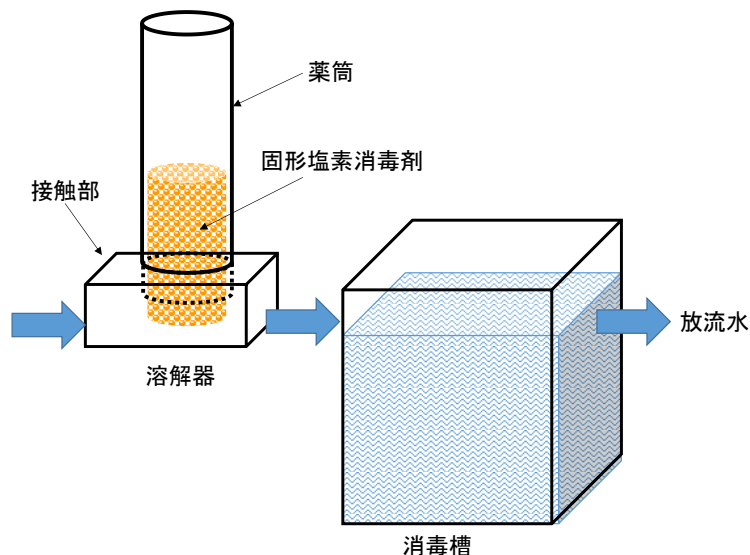


図 17 塩素消毒設備の概要

⑥ 汚水処理施設の設計・施工にあたっての留意点

A. 水温の維持

東北、北海道をはじめとする寒冷地域では冬期の水温保持が重要である。このため、まず地温による加温を図るため施設を地下方式または半地下方式にする必要がある。また、曝気槽には放冷を防ぐためカバーを設ける必要がある。さらに、モーター熱が汚水に直接伝わるよう水中曝気装置にしたり、ブロワのモーター熱を曝気槽に伝達し加温に利用する工夫をする必要がある。ただし、これらを実施すると夏季には水温が上がりすぎる場合があるので、カバーは夏季には取り外せる構造にしておく必要がある。

B. 凍結防止

寒冷地では冬期に配管が凍結し処理に支障をきたす場合がある。これを防止するためには、配管の径に余裕を持たせる、通水停止時には管内の液が自然に抜けるよう配慮する、凍結が予想される箇所に保温材を施工する、必要に応じて凍結防止ヒーターを取り付ける、などの対応が重要である。

C. 機器の故障対応

ブロワ、汚泥返送ポンプ等の重要機器については、できれば複数台の設置とし、万一トラブルが発生しても残りの機器で最低限の運転が継続できるようにしておく。可能であれば予備機を準備しておくことも効果的である。

D. 修理作業を考慮した施工

汚水処理施設の施工にあたっては、経年劣化による機器の修繕や交換の際の作業が容易

に行えるよう細部の配慮が必要である。特に、主要な機器類の据付においては十分なメンテナンス用空間を確保するとともに、修理や交換が容易に行えるように配慮する。

ある農家の事例では、散気装置を交換しようとしたところ、曝気槽の液を完全に抜かない限り取り外しができない施工がなされていたため交換ができず、新たな送気管を設置して新規散気装置を取付けざるおえない状況があった。曝気槽の施工の際には散気装置が容易に交換できるような配慮も重要である。

(カ) 維持管理の基本

① 曝気槽の活性汚泥濃度管理

汚泥濃度は MLSS で評価されるが、農家自前での測定は困難である。このため、SV が簡易指標として利用される。この SV 値で汚泥濃度を把握し (図 18)、適切な濃度が維持されるように引抜き量を調整することが管理の基本である。SV の測定は、1ℓ のメスシリンダーに曝気槽内液を 1ℓ 投入し、30 分間で沈殿した汚泥量を測定して次式により SV を算出する (図 18)。

$$SV (\%) = \text{沈殿汚泥量 (ml)} \div 1000 (\text{ml}) \times 100$$



図 18 SV 測定の状態

一般的に SV 値は 30~60% の範囲で運転されることが多いが ([畜産環境整備機構, 2004])、最適 SV 値は施設により異なるので日常的に SV 値と処理水透視度の測定を行い、良好な処理水が得られる SV 値を把握する必要がある。

なお、測定に当たっては 30 分の間に沈殿中の汚泥が浮上してしまうなどの不具合が起こる場合も多い。さらに、膜分離活性汚泥法のように MLSS が 8000 mg/l を上回る場合には 30 分静置してもほとんど沈殿せず測定不能のケースもある。このような場合には、既述のような携帯式 MLSS 計の利用も選択肢となる。

② 曝気槽の溶存酸素濃度 (DO) 管理

曝気槽の DO は少なくとも 1~2 mg/l の濃度を保つことが基本となる。DO 低下の原因と対策について、 [畜産環境整備機構, 2004] では以下のように記載されている。

【酸素消費量の増加】

処理頭数の増加、ふん尿分離率の悪化、前処理工程における BOD 除去率の悪化等が原因として考えられる。原因を究明して対策を実施する。

【酸素供給量の減少】

酸素供給量の減少はブロウの能力低下と散気装置の目詰まりが原因であることが多い。定期的なオーバーホールや交換を実施しなければならない。多くの施設で用いられている散気式曝気の場合は、散気装置の目詰まりが避けられないため、年に一度の清掃、数年ごとの交換作業を必ず実施しなければならない。

なお、携帯式の DO 計は数万円程度のものもあるので、備えておくのが望ましい。

③ 沈殿槽の管理

沈殿槽から流出する処理水の良否は濁りでおおよその判断が可能である。濁りの程度を簡易かつ定量的に測定する方法として透視度は最も適切である。透視度と BOD の間には一定の関係があるので、透視度測定により規制値をクリアしているかどうかのおおよその判断が可能である。[家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989]によれば、透視度 10 で BOD 40mg/l、透視度 20 で BOD 20 mg/l、透視度 25 で BOD 15 mg/l 程度とされている。透視度計 (図 19) は簡略な器具であり、安価でもあることから是非常備すべきである。

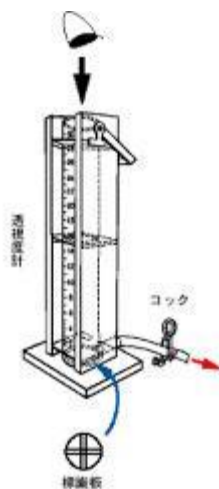


図 19 透視度計

透視度の測定は以下の手順で行う [日本下水道協会, 2009]。

- ・ 試料を透視度計に満たし、上部から底部を透視しながら下口から試料を徐々に流出させ、底部の二重十字が、はじめて明らかに識別できるとき (図 20) の水面の目盛を読み、これを透視度とする。

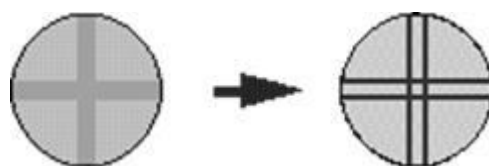


図 20 透視度測定時の二重十字の目視状況変化

・透視度の測定は、周囲の明るさ、光源の種類によって非常に影響をうけるので、原則として昼光のもとで直射日光を避けて行う。

透視度が悪化した場合は沈殿槽の管理が適正になされていない可能性があるため以下の事項について、確実な管理を行う（〔畜産環境整備機構, 2004〕）。

【沈殿汚泥の適正な返送】

汚泥返送量は流入汚水の量や SS 濃度、曝気槽や返送汚泥の MLSS 濃度の変化に伴って調整が必要になる。しかしこれらの変動要因の測定は困難なので、流入汚水量の 50%前後を目安として汚泥を返送し、沈殿汚泥が処理水に混ざって越流しそうな場合に返送汚泥量を増加させ、改善が見られない場合には余剰汚泥として適正な量を引き抜くようにする。ただし、バルキング現象を起こした軽い汚泥が処理水に混ざって越流する場合は返送汚泥量を増加させても越流を防止することはできない。

【余剰汚泥の引き抜き】

沈殿汚泥の流出を防止する程度に汚泥引き抜きを行う。この場合、バルキングが起きている場合には際限のない引き抜きを招き、活性汚泥微生物の減少につながってしまうので、正常な汚泥が多すぎるために沈殿汚泥が越流しているのか、汚泥が軽いために越流しているのかを見分けることが大切である。

【浮上スカムの除去】

沈殿汚泥が発生ガスの浮力によりスカムとして浮上し、処理水とともに越流して放流水質を悪化させる場合がある。このような場合は越流堰の手前にバフフルを設けて越流を防止する。また、シャワー水によりスカムに衝撃を与えガス抜きをして再沈殿させる方法もある。さらに、スカムスキマーによって水面に浮上した汚泥を吸引し曝気槽に返送する手法もある。

④ 余剰汚泥処理

汚泥脱水に使用する凝集剤は、既述のように凝集剤自動溶解装置で溶解することが基本である。この装置ではホッパーに粉末凝集剤を投入するが、投入後に湿気を帯びると水中への投入に支障が生ずるのでホッパー内にはシリカゲルを詰めたネット袋を投入しておくが良い。また、凝集剤粉末の移送に使用する空気もシリカゲルで乾燥させるので、このシリカゲルの交換を怠らないようにする。

凝集剤の溶解濃度は通常 0.2%とする。汚泥スラリーへの適正添加率は 0.5~1.5%（汚泥乾物重あたり）とされている〔本多勝男, 2001〕。汚泥スラリーの濃度測定は現場では不可能なので、実際的には脱水分離液の濁りの程度を目視確認して調整する。凝集剤の注入量を徐々に上げていくと脱水ろ液の濁りが完全に消えて、ほぼ清澄になる。この注入量より僅かに下げて、やや濁りがある程度が適正添加量である。適正添加量は汚泥濃度で変化するのででき

るだけ頻繁に調整を行う。

脱水ケーキはふんと混合して堆肥化を行うが、この際には含水率と発熱量が堆肥化施設設計諸元として重要となる。含水率は脱水機の種類により異なるが、一般的には85%前後(83~87%)とされる【畜産環境整備機構, 2004】。また、【阿部佳之・小島陽一郎・澤村篤, 2010】によると、養豚での調査事例として、余剰汚泥脱水ケーキの含水率は87.6%、発熱量は17.2 MJ/kg 乾物であったと報告している。堆肥化施設の設計にあたっては、ふんと脱水ケーキの混合比を算定し、混合後の含水率と発熱量を計算して堆肥化施設の所要面積を求める。

⑤ 窒素化合物の濃度把握

放流水の有機物(BOD)濃度面での良否は、目視での清澄度合いで直感的に把握できる。また、透視度測定を行えば簡易に定量的な変動も把握できる。しかし、硝酸性窒素等については目視での把握が不可能であり、非常に清澄な放流水でありながら硝酸性窒素等が高いという状況も多く発生する。硝酸性窒素等を低減させるためには、まずは放流水のアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素濃度を知ることが出発点となる。放流水の窒素が大部分アンモニアの場合は硝化が進行していない場合で、硝酸または亜硝酸が高濃度に検知されてアンモニアが低濃度の場合は脱窒が進行していないことを示す。この把握結果に応じて、適切な対応策を決めることが可能になる。窒素化合物の残留状況に応じた対応策の詳細は【畜産環境整備機構, 2013】に記載されているので参照のこと。ただし、この文献で紹介されている畜産用硝酸性窒素簡易測定キットは現状では製造中止になっている。

窒素化合物濃度の正確な測定は機材の整った実験室でないと不可能であるが、おおよその値は簡易比色法または試験紙法で把握することができる。簡易比色法は、パック化された試薬により発色をさせ、色見本と比較して濃度を判断する方法である。チューブ(試験管等)で発色操作を行い、カラーディスク(円板上の色見本)等で比較するものや、試薬が封入されたチューブに試料を吸い込み、発色操作後、色見本紙と比較することにより濃度を測定する方法がある(【日本下水道協会, 2012】)。

試験紙法は、試薬が塗布された試験紙を適宜希釈した試料に浸して発色させ、指定時間後に標準色と比較することで測定を行う。

簡易比色法、試験紙法ともに、測定可能な濃度範囲は畜産排水に比較してかなり低い。このためかなり高い倍率での希釈が必要である。希釈液に井水を使用する場合、井水にわずかでも硝酸性窒素が含まれると希釈率を乗ずることから大きな誤差が生ずる可能性もある。このため、水道水で希釈する方が好ましい。井水を使用する場合にはあらかじめ井水だけで測定して硝酸性窒素が検出されないことを確認しておく必要がある。

表 10 簡易比色法の製品事例（[日本下水道協会, 2012]より引用）

測定項目	A 社（チューブ式/比色式）		B 社（比色板）		C 社（比色板）	D 社（試験紙）
	測定方法	測定範囲(mg/ℓ)	測定方法	測定範囲(mg/ℓ)	測定範囲(mg/ℓ)	測定範囲(mg/ℓ)
アンモニア性窒素	インドフェノール青法	0.2-10	ネスラー法	0.1-3	0-1	0-6
亜硝酸性窒素	ナフチルエチレンジアミン法	0.005-0.5	ジアゾ化法	0.01-0.5	0-0.3	0-3
硝酸性窒素	還元ナフチルエチレンジアミン法	0.2-10	カドミウム還元-ジアゾ化法	1-50	0-1	0-50

⑥ 処理水の消毒等

塩素錠剤溶解器の薬筒の中を定期的に確認し塩素錠剤を補充する。また、定期的に塩素溶解後の処理水の残留塩素濃度を簡易測定キットで把握し、所定濃度になるように溶解器を調整する。

クリプトスポリジウムは水質汚濁防止法での規制は無いが、家畜が感染すると汚水に混入することもあるので、畜舎汚水処理でも注意を払うべきである。[厚生労働省]によるとクリプトスポリジウムは以下の特性を有している。

- ・感染すると、腹痛を伴う水様下痢が3日～1週間程度持続し、嘔吐や発熱を伴うこともある。感染しても症状が出ない場合もあるが、いずれの場合も、感染者のふん便からは、数週間オーシストの排出が続く。
- ・免疫不全者では重症、難治性の下痢症となり、長期化すると致死的となる。一方、健常者では免疫機構の働きによりやがて自然治癒する。
- ・遊離塩素濃度 1 mg/ℓで 1,600 分(約 27 時間)もの処理時間を要するので、塩素消毒では十分な消毒効果は期待できない。
- ・オゾン遊離塩素に比べクリプトスポリジウムの不活化に有効である。20℃以上であれば残留オゾン濃度 1 mg/ℓに 2～3 分間接触させることにより、オーシストを 99%程度不活化できる。
- ・精密ろ過膜の細孔は最大径が原虫より 1 ケタ小さく、限外ろ過膜の細孔はさらに 1 ケタかそれ以上小さいため、いずれもオーシストの除去には有効。

上記の知見によれば、塩素消毒はクリプトスポリジウムには効果が無く、物理的な除去である膜分離が有効ということになる。膜分離活性汚泥法の処理施設では、分離膜の破損によって処理水に濁りが生じていないかどうかの確認が重要である。

沈殿分離形式の通常の活性汚泥法においても、良好な管理がなされている施設であればクリプトスポリジウムはかなり除去ができるとされている [岸田直裕, 2011]。ただし、活

性汚泥のバルキング（汚泥が膨化し沈殿しにくくなる現象）発生等により沈殿槽での固液分離能が低下すると、除去率が著しく低下することが指摘されている [岸田直裕, 2011]。このため、特に SS の除去能に注意を払い、安定した処理性能を維持することが重要である。

⑦ 稼働状態の遠隔監視

浄化施設の稼働状態監視は日常的に目視で実施するのが基本であるが、長時間現場を離れる際に遠隔監視の手段があれば安心して外出が可能となる。遠隔監視の手法には多くの選択肢があるが、一番簡略なのは沈殿槽または放流口に監視カメラを設置し、スマートフォンで画像をみられるようにすることであろう。これにより処理水に異常があれば早めに現場に戻ることができる。

より高度な監視法としては、施設の重要箇所に流量センサー、圧力センサー、水質センサー等所要のセンサーを設置し、その測定データをデータロガ（図 21）に取り込み、データロガーに接続した通信モジュール内蔵ルーターを通じて外部のパーソナルコンピュータまたはスマートフォンで運転データを確認する手法もある（図 22）。これを行う場合には、プロバイダ業者に IPS サービス契約を行い、さらにデータ通信サービス会社にダイナミック DNS サービスの契約を行う必要がある。



図 21 データロガと通信モジュール内蔵ルータ（左）および通信用アンテナ（右）



図 22 外部のパソコンでのデータロガ監視画面

4 高度処理技術編

(ア) 膜分離活性汚泥法

① 膜分離活性汚泥法の概要

A. 基本的特徴

膜分離活性汚泥法は、活性汚泥と処理水の分離を従来の重力沈殿ではなく膜分離で行うのが特徴である。膜分離活性汚泥法は、畜産汚水処理施設をはじめとして、産業廃水処理施設、人用浄化槽（[フジクリーン工業株式会社第一開発部, 2002]）、下水処理場（[下水道膜処理技術会議, 2011]）等で幅広く利用されている。

[膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004]によれば、膜分離活性汚泥法の特徴は以下のとおりである。

- ・曝気槽内に高濃度の活性汚泥を維持できるので、処理する BOD 量が一定ならば、必要曝気槽容積を小さくすることができる。
- ・従来法のような沈殿槽から曝気槽への汚泥返送が不要であり、汚泥管理が容易である。バルキングやスカム発生の問題も無くなる。
- ・SSに加えて、大腸菌やクリプトスポリジウムなどの有害微生物が除去できる。

B. 窒素・リン除去の観点からの膜分離の特性

窒素およびリン除去の観点からの膜分離活性汚泥法の利点として、「下水道施設計画・設計指針と解説」には以下の点が上げられている。

- ・ SRT が長い場合、処理過程で硝化反応が起こりやすい。
- ・凝集剤添加により高度なりん除去が可能である。また、処理水中に SS が含まれない分、処理水リン濃度が低下する。

C. 汚泥処理の観点からの膜分離活性汚泥法の特性

- ・反応タンク（曝気槽）内の MLSS 濃度が高いため、余剰汚泥は反応タンクから直接引抜いて脱水することが可能であり、汚泥濃縮タンクは省略することができる。
- ・ SRT が長い場合、余剰汚泥発生量は通常の活性汚泥法より減少する。

D. 膜分離活性汚泥法の留意点

一方、留意点としては以下が挙げられる。

- ・流入原水中の粗大固形物は前処理段階で十分に除去する必要がある。
- ・中空糸膜の場合、豚毛が絡み付くと閉塞が引き起こされるので、曝気槽には豚毛が流入しないよう前処理を念入りに行う必要がある。

- ・シリコン系消泡剤の混入は膜に悪影響を及ぼすので、アルコール系を使用する。
- ・高分子凝集剤は膜ろ過性能を低下させる場合もあるので過剰使用を避ける。
- ・水量負荷を適切に制御する必要がある。
- ・膜の薬剤洗浄を定期的に行う必要がある。
- ・処理水の色を除去することはできない。

E. 膜分離活性汚泥法に使用される膜分離装置の種類と特徴

膜分離活性汚泥法では膜の設置法により2方式、すなわち膜を曝気槽内に浸漬する「浸漬型」と、膜を曝気槽の外部に設置する「外付け型」に大別される。さらに、外付け型は、膜浸漬専用のタンクを曝気槽外に設置する「槽別置型」と、プラスチック容器内に膜を装填したモジュールを曝気槽外に露出状態で取り付ける「ケーシング型」の2種類に分けられる。

浸漬型は、新設浄化施設で膜分離法を導入する場合には通常の実施方法であり、現状では畜産分野で利用されている膜分離活性汚泥法施設のほとんどがこのタイプである。一方、既設浄化施設に膜分離を後付で導入する場合には外付け型も選択肢になる。なぜなら、既設の曝気槽に浸漬膜を設置するのが構造的に困難な場合もあるからである。また、膜の維持管理を容易にしたい場合にもケーシング型は有利である。各膜分離形式の長所、短所と適切な利用形態は表11にまとめた。

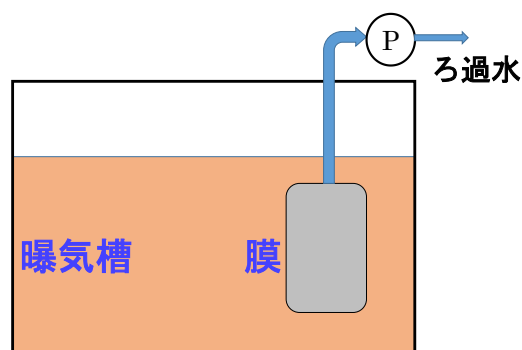


図 23. 浸漬型

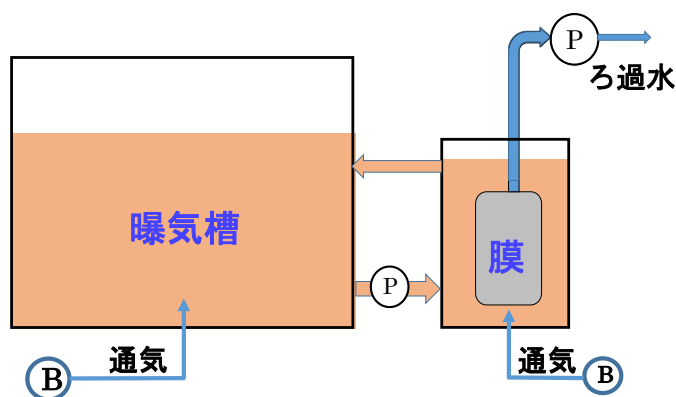


図 24. 外付け型（槽別置型）

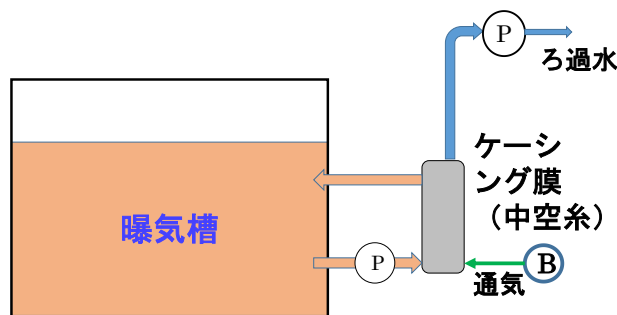


図 25. 外付け型（ケーシング型）

表 11 各膜分離形式の特徴

分類	種類	長所	短所	主な適用形態
一体型	浸漬型	<ul style="list-style-type: none"> ・省面積 ・装置フローがシンプル 	<ul style="list-style-type: none"> ・薬液浸漬洗浄やメンテナンスの際は曝気槽から引き上げることが必要。 	污水处理施設新設の場合の通常 の選択肢
外付け型	槽別置き型	<ul style="list-style-type: none"> ・樹脂粒流動法による閉塞抑制が可能。 ・既設污水处理施設への導入が容易。 	<ul style="list-style-type: none"> ・設置スペースが必要 ・水槽の増設が必要 	既設污水处理施設で、スペースに 余裕がある場合
	ケーシング型	<ul style="list-style-type: none"> ・省面積 ・既設污水处理施設への導入が容易。 ・薬液洗浄が容易（自動化可能） ・膜モジュールのメンテナンスが容易 	<ul style="list-style-type: none"> ・豚毛等異物流入に注意が必要 	<ul style="list-style-type: none"> ・既設污水处理施設で、スペースに余裕が無い場合 ・薬液洗浄の手間を省きたい場合

② 膜分離装置の設計・維持管理

A. 浸漬型

浸漬型の膜を組み込んだ浄化施設の設計については、[膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004]に詳細が記載されている。この手引きに記載されている主要事項は下記のとおりである。

i 平膜利用の場合

a 平膜の所要枚数

$$\text{膜カートリッジ枚数} = Q_{\max} \div S \div F$$

Q_{\max} : 日最大原水量 ($\text{m}^3/\text{日}$)

洗い水、希釈水、プロセス用水等を含めた最大原水量

S : カートリッジ 1 枚当たりの有効膜面積 ($\text{m}^2/\text{枚}$)

F : 透過流束 (フラックス) ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$)

試験確認の上決定することが望ましい。

b 膜の設置

曝気槽と膜分離槽は2槽に分けることが望ましい。曝気槽でBODを低減し、その後膜ユニットと設置した膜分離槽で固液分離を行う。膜分離槽から曝気槽へは汚泥返送を行い、汚泥濃度を均一化する。返送量は2Q～5Q程度とする。

c 膜分離槽の曝気

膜ブロワは曝気槽との兼用を避け、専用ブロワとする。所要空気量は膜カートリッジ1枚あたり0.01 m³/分とする。また、膜ユニットの基数が多い場合、メンテナンス時を考慮し膜分離槽を複槽に分割し系列運転することが望ましい。



図 26 平膜の事例（左：単位膜、中央：膜モジュール、右：曝気槽に浸漬されたモジュール）

ii 中空糸膜利用の場合

a 基本設計条件

- ・膜ユニット容積あたりの処理水量
 $10 \text{ m}^3/\text{m}^3$ （膜ユニット容積）・日以上
- ・曝気槽MLSS濃度
6000～15000 mg/l
- ・脱窒槽・硝化槽容積
 - ①BOD容積負荷 $0.6 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$
 - ②T-N容積負荷 $0.24 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$①と②で算出した数値のうち大きいほうの数値を脱窒槽と硝化槽1：1で容積配分する。
- ・硝化槽から脱窒槽への返送
目標窒素除去率から次式により循環比を求める。
除去率（%）= $(R / (1 + R)) \times 100$
 R （循環比）= 硝化液循環量/流入水量
ただし、循環比は脱窒槽が脱窒に適した状態を保持できる範囲とする。

- ・脱リン

無機凝集剤添加によりリンを除去する。

b 膜ユニット

- ・吸引ポンプ

ろ過は定流量ろ過方式で行う。運転は間欠運転とし、吸引時間 13 分以内、停止時間 2 分以上とする。

- ・膜ユニットの曝気

膜洗浄に必要な曝気空気量は次式で求める。

$$\text{空気量} = 70 \sim 150 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{時}$$

(m^2 : 膜ユニットの上部投影面積 (内寸))



図 27 中空糸膜の事例 (曝気槽に浸漬する前のモジュールの状況)

B. 外付け型

既設浄化施設に膜分離を導入する場合、上記の記載に則って曝気槽内に膜ユニットを浸漬する選択肢もちろんあるが、既設施設の構造上の制約により浸漬膜の設置が困難な場合もある。そのようなケースでは、既設曝気槽の外部に新たに膜を設置する「槽別置型」および「ケーシング型」が選択肢となる。

槽別置型は、浸漬型と原理的には同一であるが、既設の曝気槽に隣接して新たに小容量の膜分離槽を設置するので、コンパクトでしかも管理の容易な膜モジュールの選択が重要である。後者のケーシング型は槽が不要であり、円筒形の膜モジュールを曝気槽近傍に取り付けるだけで済むことから、設置スペースが狭隘な場合に有効な選択肢と言える。また、ケーシング型の場合、薬液洗浄の際の薬液が少量で済むというメリットもある。以下に、これら二方式の外付け型膜分離法の詳細を述べる。

i 槽別置き型膜分離法

a 基本フロー

基本フローは図 28に示した。外付け型としての利点を引き出すためには、膜浸漬槽をできるだけコンパクトにするとともに、装置構造や運転管理を容易にする必要がある。装置は膜浸漬槽、原液供給ポンプ（P1）、吸引ポンプ（P2）、曝気用ブロワ（B）からなる。

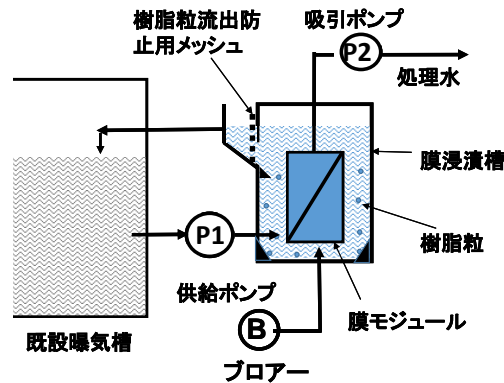


図 28. 槽別置き型膜分離装置の基本フロー

b 使用膜モジュール

膜モジュールには膜の集積度が高く、また膜の柔軟性により曝気で揺動し閉塞が抑制される特徴の有るダイセン・メンブレン・システムズ社製平膜モジュールを使用する。親水性ポリエーテルスルホン製の各平膜シートは厚さ 2 mm と薄く、しかもシート間の間隙は 8 mm なのでモジュール容積当たりの膜面積を大きくできる特徴がある。膜モジュールは平膜を中央集水管で貫き固定し積層させた構造を有する（図 29）。膜モジュールは散気筒も含めて一体化されており、膜浸漬槽に吊り降ろしてエア配管と吸引配管を接続すれば使用できる。



図 29. 平膜モジュールの内部構造

c 膜浸漬槽

膜浸漬槽の所要サイズは、膜面積 50 m²モジュール（想定処理能力約 30 m³/日）の場合で水深 1.8 m、容積 1.6 m³、膜面積 100 m²モジュール（想定処理

能力 60 m³/日) の場合で水深 1.8 m、容積 3.2 m³である。

d 閉塞抑制対策

膜浸漬槽には膜閉塞抑制用に専用の樹脂粒 (ダイセン・メンブレン・システムズ製、MC P、熱可塑性ポリウレタン製、直径 4~5 mm、比重 1.05 mm) (図 30) を曝気槽容積 1 m³あたり 8~16 kg 投入する。

樹脂粒が曝気により槽内を円滑に流動するように、浸漬槽底部のコーナ一部にはハンチングを設け樹脂粒の滞留を防ぐ。液流出口には樹脂粒の流出を防ぐため穴径 3 mm のステンレспанチングメタルまたは目開き 3 mm のウエッジワイヤースクリーンを設置する。所要面積 (m²) は、液循環量 (m³/h) /30 で求める。ただし、最小開網率 50%の場合である。スクリーンは槽内側に 1~3 度傾斜するように取り付け、内側面に気泡および樹脂粒が衝突し付着物を剥離させるようにする。スクリーン部の閉塞を防ぐための所要通気量はスクリーン幅 1m あたり 3 - 5 m³/時間とする。

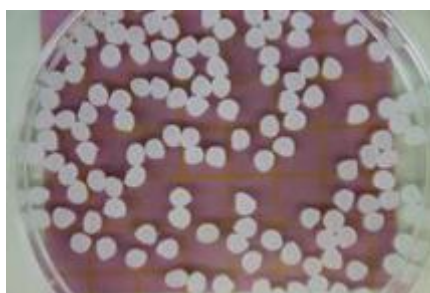


図 30 膜閉塞防止用樹脂粒

e ろ過量の制御

膜ろ過はインバーター可変速方式吸引ポンプによる吸引方式とし、電磁流量計で計測された流量により PID 制御を行い設定したろ過流量を自動的に維持させる。設定透過流束は、0.576 m³/日以下とする。

f 曝気量

曝気空気量は 10 m³/m³・時間とし、活性汚泥混合液の循環流量はろ過流量の 2 倍とする。

g ろ過サイクル

膜差圧の上昇を抑制するため、ろ過と吸引停止のサイクル運転とする。最適サイクル時間は状況により異なるが、一例としては、8.5 分ろ過を行った後に 1.5 分の吸引停止時間を設ける。

h ろ過差圧

通常時のろ過差圧はおよそ 10~20 kPa とする。差圧が 35 kPa を越える場合には膜のダメージを防ぐため吸引を自動停止する。

i 薬液洗浄

膜の閉塞が進むと流量は変わらずに差圧が上昇する。30 kPa を越えたら薬液による洗浄を行う。薬液洗浄は、膜モジュールより高い位置に設置した薬液タンクからの自然流下によるインライン洗浄法で行う。

薬液には、次亜塩素酸ソーダ (100~1000 mg/l)、またはクエン酸 (0.5~1.0%) を用いる。浸漬時間は 30~120 分 (標準 60 分) とする。

通常はインライン洗浄のみで対応可能であるが、装置故障や予期せぬ負荷により過剰な膜ファウリングが起きた場合は薬液浸漬用タンクを準備し、モジュールを浸漬することで浸漬洗浄を行う。

ii ケーシング型膜分離

a 基本フロー

装置はプラスチック円筒型膜モジュール、原液循環ポンプ、吸引ポンプ、曝気用ブロワ等からなる (図 31)。

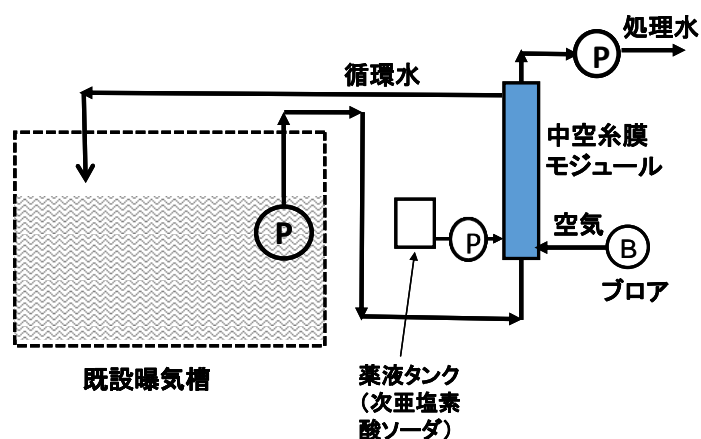


図 31. ケーシング型膜分離装置の基本フロー

b モジュール

膜モジュールは、プラスチック筒に中空糸膜の束を上下固定して装填したものを用いる。モジュールには下部から原液と空気を供給し、上部から排出する (図 32)。中空糸は通過気泡により揺動し閉塞が抑制される。中空糸は外径 2 mm、孔径 $0.1 \mu\text{m}$ とする。膜の素材は PTFE (四フッ化エチレン樹脂) 製のため、高強度で耐久性が高く、耐薬品性にも優れており、4~5% 苛性ソーダによる洗浄も可能である。また、高い拡張力を保持しており、液中での膜の揺れや繰り返しの曲げに対しても優れた素材である。

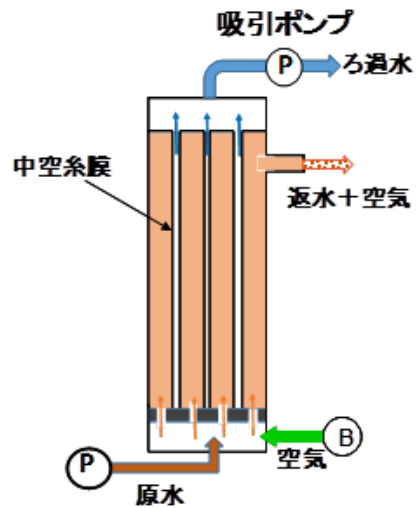


図 32. 外圧中空糸膜（吸引ろ過）モジュールの基本構造

モジュールの詳細仕様は表 12 に示した。モジュールの所要本数は設計処理水量に応じて決定する。

表 12 ケーシング型モジュールの仕様

膜材質	四フッ化エチレン樹脂 (PTFE)
カラム材質	ABS 樹脂
ノズルその 1	原水供給・通気空気供給用、サイズ 6 5 A
ノズルその 2	ろ過水出口、サイズ 6 5 A
ノズルその 3	循環水・空気排出用、サイズ 5 0 A
中空糸取出し	必要に応じてカラムから取出し可
孔径	0.1 μ m
膜径	外径 ϕ 2 mm
実膜長	2000 mm
膜面積	32 m ²
カラム径	8 インチ
膜本数	2548 本



図 33 使用する膜モジュール（直径 24cm×2m）
（左：外筒部、右：装填する中空糸束）



図 34 膜モジュールの設置状況

c 運転および維持管理

- ・ 吸引ろ過は、設定流量による流量一定制御とする。流量は電磁流量計で計測し、その流量に基づく PID 制御で吸引ポンプの回転数を周波数制御し流量を一定に維持させる。膜の閉塞が進むと吸引差圧が上昇する。

- ・ 設定透過流束

ろ過の透過流束は 0.3 m/日を標準とする。ただし、MLSS が高く差圧が上昇しやすい場合には適宜設定透過流束を下げる。

- ・ 原水供給量

原水の供給量はろ過流量の 5~8 倍程度を目安とする。

- ・ ろ過サイクル

膜の閉塞を抑制するため、ろ過 9 分、停止 1 分の繰り返しとする。停止時間の割合はさらに高めても良い。

- ・ 高分子凝集剤使用時の留意点

前分離で高分子凝集剤を使用する場合、脱水性に影響の無い範囲でできるだけ粘性の低いものを選定する。注入量は必要最低限になるように、凝集剤は溶解機で完全に溶解させて効率を上げる。曝気槽混合液のろ紙ろ過量が低下した場合には凝集剤の過剰注入の可能性があるので注入量の点検を行う。

- ・ ろ過差圧

差圧は通常時は 30 kPa を上限とし、上限に近づいた際には薬剤洗浄を行う。ろ過差圧が 55 kPa に達した場合は吸引ポンプを停止させる。

- ・ 通気量

通気流量は、膜モジュール断面積 1 m²あたり 4.4~6.6 m³/分とする（膜モジュール 1 本当たり 200~300 l/分）。通気流量が設定流量の 60%未満になった場合は吸引ポンプを停止する。

- ・ 通常の薬液洗浄

薬液洗浄は次亜塩素酸ソーダ溶液で行う。濃度は 2400 mg/lとし、浸漬時間は 1 時間とする。タイマーによる自動注入で毎日 1 回または数日に 1 回行う。間隔は差圧の変化状況に応じて適宜設定する。冬季に浸漬液の水温が下がると効果が低下するので浸漬時間を長くするか、薬液濃度を高める。また、可能であれば浸漬液を加温する。

- ・ ろ過能力低下時の対応

次亜塩素酸ソーダで洗浄しても差圧が低下しない場合は不溶化したカルシウムが膜面に付着した可能性があるので 5%クエン酸溶液または希塩酸により 30~60 分浸漬して洗浄する。これでもろ過能力が回復しない場合は凝集剤が付着している可能性があるので 4~5%の苛性ソーダに 5000 mg/lの次亜塩素酸ソーダを混合した溶液をモジュールに注入して 12 時間浸漬する。

- ・ 凍結防止

寒冷地では冬期の凍結トラブルを防ぐため、凍結の懸念のある配管に凍結防止用ヒーターを取り付ける。

- ・ 豚毛流入への対応

豚毛がモジュールに流入すると中空糸に絡まって蓄積し、最終的にモジュールの通水が阻害される。このため、前処理にスクリーニングを導入し豚毛をできるだけ除去する。なお、上述の 4~5%苛性ソーダはモジュール内に蓄積した豚毛を溶解させる効果を有するので、予防的な措置として苛性ソーダ・次亜塩素酸ソーダ混液での洗浄を定期的に行うのは効果的である。

d 設置費用（既設浄化施設に膜分離を導入することを想定）

設置費用は浸漬型（曝気槽内に膜モジュールを設置）の設置費用とほぼ同等と推定される。ただし、浸漬型は既設浄化施設の構造によっては曝気槽の大幅な改造が必要になる場合もあると考えられ、費用の振れ幅が大きいことが想定される。一方、ケーシング型は既設浄化施設の改造が不要のため、設置費用は既設施設の構造にほとんど影響を受けないと考えられる。

③ 膜分離活性汚泥法の維持管理

A. MLSS の管理

膜分離活性汚泥法では MLSS を 6000～15000 mg/l 程度、またろ紙ろ過量を 10 ml 程度以上に維持するのが一般的である。しかし、膜分離活性汚泥法は汚泥流出の懸念が無いことから余剰汚泥の引き抜きが不十分となり MLSS が高くなりすぎる場合がある。

一般的な活性汚泥法では SV を簡易な汚泥濃度指標に用いるが、膜分離活性汚泥法のように高い MLSS 濃度の場合、汚泥がほとんど沈降しないため SV 測定は不可能となる。このため、膜分離活性汚泥法に適した汚泥性状把握法が必要である。

表 13 に示したように、携帯式の MLSS 計は比較的安価（15～30 万円）に入手可能であり、測定操作も容易であり、日常の維持管理には利用価値が高い。

現場設置式で連続的モニタリングおよび自動制御に利用できる MLSS 計も各種の原理に基づくものが市販されているが（表 13、図 35）、いずれも下水処理場などでの利用を想定したものであり高額であるとともに定期的なメンテナンスが不可欠である。このことから、畜産分野への導入には不向きと考えられる。

表 13 市販 MLSS 計の事例

タイプ	検液との接触	方式	価格
携帯式	接触	吸光光度法	20～30万円
	接触	透過光方式	38万円
	接触	近赤外パルス光測定方式	15万円
	接触	近赤外透過光方式(水深同時測定)	20～23万円
	接触	近赤外パルス透過光方式	22万円
現場設置式	接触	赤外線散乱光測定方式	(参考)赤外線散乱光方式で148万円の事例あり
	接触	透過光方式	
	接触	近赤外光・交流発光方式	
	接触	近赤外光による散乱光比較方式	
	接触	近赤外パルス透過光測定法	
	接触	透過光散乱光比較方式	



図 35 現場設置式 MLSS 計の事例

B. ろ紙ろ過法による汚泥性状評価

膜分離活性汚泥法では、ろ過に関する汚泥性状の評価としてろ紙ろ過法が利用される。ろ紙ろ過量の測定法は、図 36 のように「ろ紙 5 C」に 50 ml の試料液を注ぎ入れ 5 分間のろ過量を測定する。一般にろ紙ろ過量が 5 ml 以下の場合にはろ過性能が悪化する可能性があるとされている。[膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004]によれば、ろ紙ろ過量による状況判断方法として以下のように記載されている。「ろ紙ろ過量が 10ml /5 分以上であれば、活性汚泥のろ過性に問題はなく、ろ過圧力が上昇した場合には膜が汚染されたと考える必要がある。この場合は膜洗浄でろ過圧力の回復が見られる。ろ紙ろ過量が 5 ml /5 分以下であれば、膜そのものが汚染されたと考えるより活性汚泥のろ過性が悪いため一時的にろ過圧力が大きくなったと判断される。この場合は、膜洗浄を実施してもそれほど効果が得られない。活性汚泥のろ過性を改善する必要がある」。活性汚泥のろ過性改善として、汚泥引抜による汚泥濃度低減、高分子凝集剤の適正量使用が重要である。



図 36. ろ紙ろ過量測定状況

C. 膜分離活性汚泥法における放流水の消毒

膜分離により大腸菌、クリプトスポリジウムなどの微生物は除去できるが、膜破損時の対応を考慮しておく必要がある。[下水道膜処理技術会議, 2011]では、「膜分離活性汚泥処理水について常時の消毒設備は必要ないが、膜破損等緊急時の対応として、塩素注入等の措置が可能なよう配慮すること」と記載されている。この記載のように通常の場合消毒措置は不要であるが、膜ろ過水に濁りが見られた場合は膜の破損により大腸菌群数が規制値を上回るリスクもあることから塩素消毒が必要となる。

(イ) 窒素除去

① 窒素除去の原理

畜産汚水中の窒素は大部分がアンモニアである。窒素除去は、図 37 に示すように、汚水中窒素の主成分であるアンモニアをまず好気性条件で硝化菌により亜硝酸または硝酸に酸化し（硝化工程）、次に無酸素条件で亜硝酸および硝酸を脱窒細菌で窒素ガスに還元して揮散させる（脱窒工程）。

硝化菌は溶存酸素を利用してアンモニアおよび亜硝酸を硝酸にまで酸化し、その際に獲得するエネルギーにより炭酸を同化し有機物を合成する独立栄養微生物である。

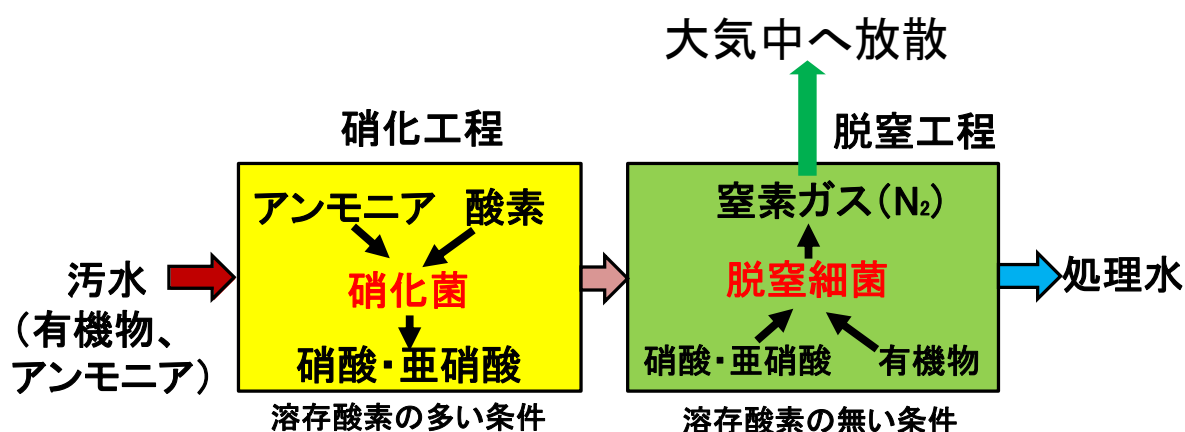


図 37 窒素除去の原理

硝化菌を活性汚泥中に保持し、硝化工程を円滑に進めるためには、以下の条件が必要となる。

第一に、増殖速度の遅い硝化菌が曝気槽の活性汚泥中に蓄積できるように活性汚泥の槽内滞留時間（固形物滞留時間：SRT）を長くする必要がある。SRT が短いと硝化菌の増殖速度よりも汚泥とともに槽外に引き抜かれる速度が上回り、結果的に硝化菌は存在しなくなってしまう。なお、SRT は下式で求められる [日本下水道協会, 2009]。

$$\begin{aligned} \text{SRT (日)} &= \text{汚水処理系内に存在する活性汚泥量 (kg)} / \text{1日当たり系外に排除される} \\ &\quad \text{活性汚泥量 (kg/日)} \\ &= (\text{反応タンク容量 (m}^3\text{)} \times \text{MLSS 濃度 (mg/l)}) / (\text{余剰汚泥量 (m}^3\text{/日)} \times \text{余} \\ &\quad \text{剰汚泥濃度 (mg/l)}) \end{aligned}$$

[日本下水道協会, 2009]によれば、硝化に必要なとされる SRT は、水温 20℃で約 6 日以上、水温 10℃で約 10 日以上とされている。SRT を高めるには余剰汚泥の引抜を少なくし MLSS 濃度を高めれば良い。ただし、MLSS 濃度が高すぎると、沈殿槽から越流したり曝気槽の溶存酸素の不足に陥ったりするので注意が必要である。

第二に、硝化反応に必要な溶存酸素の濃度を高く保つことである。 [日本下水道協会, 2009]

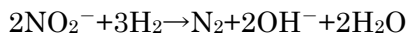
によれば、水温 22℃以上において、溶存酸素 1 mg/l では硝化速度 1.2mgN/(gMLSS・hr)であるのに対して、溶存酸素 0.5 mg/l では硝化速度は 0.4 mgN/(gMLSS・hr)と 3分の1程度にまで低下するとされ、硝化のためには好気槽末端の溶存酸素濃度を 1.5～2.0 mg/l程度に管理することとされている。

第三に、水温を高く保つことである。[井出哲夫, 1993]によると、亜硝酸菌（アンモニアを亜硝酸に酸化する硝化菌）の最適水温は 35℃近傍にあり、15℃以下では温度が低下するほど急速な活性低下を示す。最大活性に比較して、20℃では約 50%、10℃では約 20%、3℃では 4%となる。このため、10℃以下では現実的な硝化活性は期待できず、結果的に窒素除去は困難となる。冬季であっても曝気槽の水温が 15～20℃程度を維持できるよう施設設計の段階で十分に配慮する必要がある。曝気槽を地下式にする、曝気装置のモーター熱を加温に利用する等が選択肢となる。

第 4 に適正 pH を維持することである。[井出哲夫, 1993]によると、亜硝酸菌の最適 pH 域は 7.8～8.8 の範囲にあり、最適域での最大活性の 50%に低下する pH は、酸性側で 6.4、アルカリ側で 9.2 とされている。硝化だけが進んで脱窒が進まないと、アルカリ度（アルカリ成分の総量を示す）が不足し pH が 6.4 以下に低下する場合があります、このような際には硝化活性が低下する。脱窒が進めばアルカリ度が供給され pH を元に戻すことが可能である。

脱窒工程では、脱窒細菌の硝酸呼吸、あるいは亜硝酸呼吸を利用して、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素を下式の還元経路に従って窒素ガスに還元する [井出哲夫, 1993]。

- ・ 亜硝酸呼吸



- ・ 硝酸呼吸



これらの式の H₂ は、微生物内の呼吸酵素系を經由して、有機物から与えられる。多くの脱窒細菌は有機物を利用する従属栄養細菌に属する。また、自然界や活性汚泥中に存在する従属栄養細菌の多くが、溶存酸素存在下では酸素を利用して有機物酸化を行い、酸素欠乏下で亜硝酸または硝酸が存在するとそれらを利用して有機物分解を行う脱窒機能を有する。

脱窒工程が進むためには上記のように有機物の存在が不可欠である。この有機物としては汚水中の有機物を利用することになるが、脱窒に先立つ硝化工程ではアンモニアの硝化と同時に有機物の分解も進むため、脱窒工程で十分な有機物が残留するためには、流入汚水中の有機物量が窒素量に対して十分に多くなければならない。一般には窒素除去が順調に進むためには、汚水の BOD/N 比が 3 倍以上であることが必要とされている。この条件の維持が窒素除去を進める上で現実的には最も難しい点である。

[井出哲夫, 1993]によると、脱窒活性の最適水温は 37～39℃であり、20℃の活性に対して 10℃では約 50%であり、硝化に比較すると比較的低温下でも反応が進行する。最適 pH は約

9 とアルカリ側に最適域がある。

硝酸性窒素等の規制が導入される以前は有機物（BOD）さえ低減できれば目標が達成できたことから、BOD の塊ともいえるふんは豚舎内でできる限り分離し、汚水処理施設ではとにかく十分な曝気を行って BOD 除去を進めるというわかりやすい対応で済んだ。しかし、窒素除去も目的にすると、豚舎でふんを分離をし過ぎると処理施設の脱窒工程が十分に進まず、硝酸性窒素が高濃度に残留する事態となる。かといって過剰量のふんを汚水に混入させると曝気槽が過負荷状態になり硝化が順調に進行しないばかりか BOD の除去もままならなくなる。有機物（BOD）と窒素を同時に規制値以下に低下させるためには、汚水発生段階から微妙な対応を迫られることになる。この点について如何に安定・確実に対応したら良いかが畜舎汚水処理技術の最大の課題である。

なお、窒素除去を意図せずに設計された施設でも、運転法や構造上で好気と無酸素の条件が自然に共存するような場合もあり、予想以上に窒素除去が良好な事例も存在する。たとえば、曝気槽の曝気強度によっては、部分的に脱窒可能な DO レベルになり単一の曝気槽で硝化と脱窒が進行するようになる。楕円形の曝気槽に混合液を周回させるオキシデーションデイチ法(OD法)ではこのような条件ができやすいという指摘もある【社団法人中央畜産会, 2010】。この条件を意図的に作り出す手法として制限曝気法と呼ばれる手法も提案されているが（[中西弘・石川宗孝, 1985]、[長田隆・羽賀清典・原田靖生, 1989]）、DO の微妙な制御が必要になることから、現在のところ畜舎汚水処理には適用困難と考えられる。

前述のように、硝酸性窒素等の規制に於いては、アンモニア性窒素は 0.4 を乗ずることが定められている。これにより、処理水中の窒素がすべてアンモニアの場合、窒素濃度が 250 mg-N/l でも硝酸性窒素等の一般基準値 100 mg/l をクリアすることになる。このため、硝化を抑制しできるだけアンモニアの状態での放流を図ろうとする試みもある。しかし、硝化抑制のために溶存酸素濃度を下げると、有機物分解が阻害されて処理水に高濃度の BOD が残留するリスクもある。よって、意図的にアンモニア態として放流しようとすることは現実的ではないと考えられる。

② 窒素除去対応活性汚泥法の詳細

A. 循環式硝化脱窒法

i 原理

処理槽は、曝気を行う硝化槽と、曝気は行わずに攪拌のみを行う脱窒槽とに分け、循環ポンプを硝化槽出口に設置して前段の脱窒槽に液の循環を行う窒素除去法である。脱窒槽では有機物を豊富に含む汚水が硝酸・亜硝酸を含有する循環液と接触し脱窒が起こる。

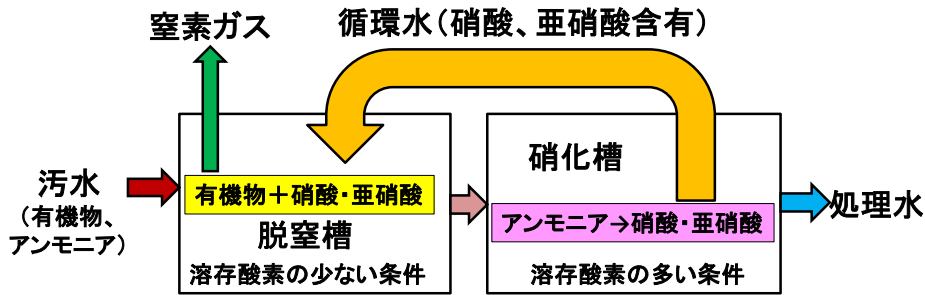


図 38. 循環式硝化脱窒法の原理

ii 基本フロー

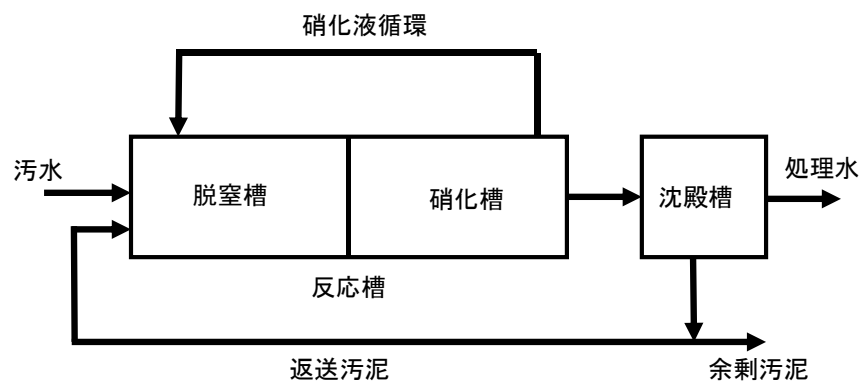


図 39 循環式硝化脱窒法の基本フロー図

iii 槽容量

硝化速度および脱窒速度は水温低下の影響を受ける。このため、月間平均の最低水温を想定して設計計算を行う必要がある。

[日本下水道協会, 2009]によれば、所要槽容積は、まず BOD-MLSS 負荷の観点から硝化槽と脱窒槽の合計容積 V を下式で算出する。

$$V = (C_{\text{BOD, in}} \cdot Q_{\text{in}}) / (L_{\text{BOD/X}} \cdot X)$$

ここに、

$C_{\text{BOD, in}}$: 流入水 BOD 濃度 (mg/ℓ)

Q_{in} : 流入水量 ($\text{m}^3/\text{日}$)

$L_{\text{BOD/X}}$: BOD - MLSS 負荷 ($\text{kgBOD}/(\text{kgMLSS} \cdot \text{日})$)

X : MLSS 濃度 (mg/ℓ)

なお、畜産汚水処理の場合、BOD - MLSS 負荷は $0.1 \sim 0.2 \text{ kg}/\text{kgMLSS}$ に設定し、MLSS は $3000 \sim 6000 \text{ mg}/\ell$ に設定される [畜産環境整備機構, 2004]。

次に、硝化槽の容積 V_A を下式で算出する。

$$V_A = Q_{\text{in}} \times \theta_{\text{XA}} (a \cdot C_{\text{S-BOD, in}} + b \cdot C_{\text{ss, in}}) / ((1 + c \cdot \theta_{\text{XA}}) \times X)$$

ここに、

Q_{in} : 流入水量(m^3 /日)

θ_{XA} : 好氣的固形物滞留時間 (日)

a : S-BOD (溶解性 BOD) に対する汚泥転換率 ($gMLSS/gS-BOD$)

$C_{S-BOD,in}$: 流入水溶解性 BOD 濃度(mg/l)

b : SS に対する汚泥転換率 ($gMLSS/gSS$)

$C_{ss,in}$: 流入水 SS 濃度 (mg/l)

c : 活性汚泥微生物の内生呼吸による減量を表す係数 (1/日)

X : MLSS 濃度(mg/l)

ただし、

$$a=0.4\sim0.6、b=0.9\sim1.0、c=0.03\sim0.05$$

また、

$$\theta_{XA} = \delta \cdot 20.65 \exp(-0.0639T)$$

ここに、

δ : 水量変動に対する補正係数 1.2~1.5

T : 水温 ($^{\circ}C$)

脱窒槽所要容積 V_{DN} (m^3) は下式で求められる。

$$V_{DN} = V - V_A$$

ここに、

V : 合計容積 (m^3)

V_A : 硝化槽容積 (m^3)

以上で所要容積の理論的な設計ができるが、[東京都環境保全局, 1992]では、硝化槽と脱窒槽の容量比は 3 : 1 にすることという目安が示されている。

iv 脱窒槽の攪拌

脱窒槽には汚泥の沈降を防ぎ、また汚水と循環液の接触を促進するため攪拌装置を設置する。攪拌装置としては、水中モーター式攪拌装置または横軸水中羽根式、を用いる。粗大気泡のエアレーション装置を設置し、DO が上昇しない程度に間欠運転する手法もある [日本下水道協会, 2009]。

v 硝化槽の所要送風量

硝化槽への通気では BOD 酸化、活性汚泥微生物の内生呼吸、およびアンモニア酸化を同時に進めるための十分な酸素量を供給しなければならない。[畜産環境整備機構, 2004]と [日本下水道協会, 2009]を参考にして、所要酸素量を以下のように求める。

まず、BOD 酸化と、内生呼吸に必要な酸素量は下式により求められる

$$\text{BOD 酸化酸素量 } D_B \text{ (O}_2 \text{ kg/日)} = (\text{Lr} - (\text{L}_{\text{NO}_X, \text{DN}} - \text{L}_{\text{NO}_X, \text{A}}) \cdot \text{K}) \cdot \text{A}$$

ここに、

Lr : 除去 BOD 量 (kg/日)

L_{NO_X,DN} : 脱窒槽への NO_X-N 負荷量(kgN/日)

L_{NO_X,A} : 脱窒槽からの NO_X-N 流出量(kgN/日)

K : 脱窒により消費される BOD 量=2.86(kgBOD/kgN)

A : 除去 BOD 当りに必要な酸素量=0.6~1.0 (kgO₂/kgBOD)

$$\text{内生呼吸酸素量 } D_E \text{ (O}_2 \text{ kg/日)} = b S$$

ここに、

b=0.03 (呼吸作用係数)

S=硝化槽内の総 MLSS (kg)

アンモニアの硝化に必要な酸素量は下式で求められる。

$$\text{硝化酸素量 } D_N \text{ (kg/日)} = C \times ((\text{流入窒素量 kg/日} - \text{流出窒素量 kg/日}) - \text{余剰汚泥による窒素減量})$$

$$= C \times ((C_{\text{KN}, \text{in}} - C_{\text{KN}, \text{out}}) \times 10^{-3} \times Q_{\text{in}} - (a \cdot C_{\text{S-BOD}, \text{in}} + b \cdot C_{\text{SS}, \text{in}} - c \times \tau \times X) \times 10^{-3} \times Q_{\text{in}} \times N_X)$$

ここに、

C : 窒素 1kg の硝化に消費される酸素量=4.57 (kgO₂/kgN)

C_{KN,in} : 流入窒素濃度(mg/l)

C_{KN,out} : 流出窒素濃度(mg/l)

Q_{in} : 流入水量 (m³/日)

a : 溶解性 BOD に対する汚泥転換率=0.5 (gMLSS/gBOD)

C_{S-BOD,in} : 流入水溶解性 BOD 濃度(mg/l)

b : SS に対する汚泥転換率=0.95 (gMLSS/gSS)

C_{SS,in} : 流入水 SS 濃度(mg/l)

c : 活性汚泥微生物の内生呼吸による減量を表す係数=0.04 (1/日)

τ : 水理的滞留時間(日)

X : MLSS 濃度(mg/l)

N_X : 余剰汚泥の窒素含有率=0.08 (gN/gMLSS)

以上の必要酸素量から、必要空気送風量は下式により求められる。

$$\text{空気送風量 (m}^3 \text{/日)} = (D_B + D_E + D_N) \div 0.28 \div 0.06$$

ここに、

0.28 : 20°Cの空気 1 m³に含まれる酸素の量 (kg)

0.06 : 水への酸素溶解率

なお、以上の計算式は単純化されたものであり、厳密にはさらに複雑な計算が必要となる。しかも係数設定が様々な条件によって異なり、特に畜舎污水处理では正確な設定が困難な状況にある〔畜産環境整備機構, 2004〕。このため、ブロウの容量には余裕を見込む必要がある。計算で求めた送風量よりも 10%程度の余裕を考慮してブロウを選定すべきとされている（〔畜産環境整備機構, 2004〕、〔日本下水道協会, 2009〕）。

vi 適正循環比

〔日本下水道協会, 2009〕によると、硝化槽から脱窒槽への循環量と流入水量との比（循環比）により窒素除去率 E_N が決まることになる。具体的には下式で計算される。

$$E_N = (R / (1 + R)) \times 100$$

ここに、

R : 循環比

$$R = (Q_r + Q_c) / Q_{in}$$

ここに、

Q_r : 返送汚泥量 (m³/日)

Q_c : 循環水量 (m³/日)

Q_{in} : 流入水量 (m³/日)

仮に汚水の窒素濃度が 1000 mg/l で、100 mg/l まで低減させるとすると、90%の除去率が求められる（余剰汚泥としての窒素除去分を無視した場合）。この場合、循環比は 9 となる。事業場廃水処理の場合、循環水量は一日平均処理水量の 3～4 倍以上とされている。畜産污水处理において処理水窒素濃度を 100 mg/l にするにはかなり高い循環比が必要といえる。

vii 留意事項

- ・脱窒槽を設置しない標準活性汚泥法より反応槽の容量が大きくなる。
- ・脱窒槽ではスカムが発生しやすいので（図 40）スカムの破碎、除去のための装置（図 41）を設置する。



図 40 脱窒槽に蓄積したスカムの状況



図 41 スカム破碎装置の事例

・MLSS は標準活性汚泥法より高く保つ必要があるため、沈殿槽の設計水面積負荷を小さくしたり、水深を深くする等の対応が必要である。この観点から、水面積負荷は $15 \sim 25 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ 程度、有効水深 $3.5 \sim 4 \text{ m}$ 程度とする。またスカム除去装置を設ける。

B. メタノール添加循環式硝化脱窒法

i 原理

循環式硝化脱窒法を採用しても、汚水の BOD/N 比が 3 以下の場合には脱窒が不十分になり硝酸性窒素が残留する場合がある。このような場合に BOD 源としてメタノールを脱窒槽に添加する手法がある。メタノールは汚水中有機物と同様に脱窒に効率的に利用される。メタノールの所要量理論値は硝酸性窒素 1 g あたり 2.47 g とされている。

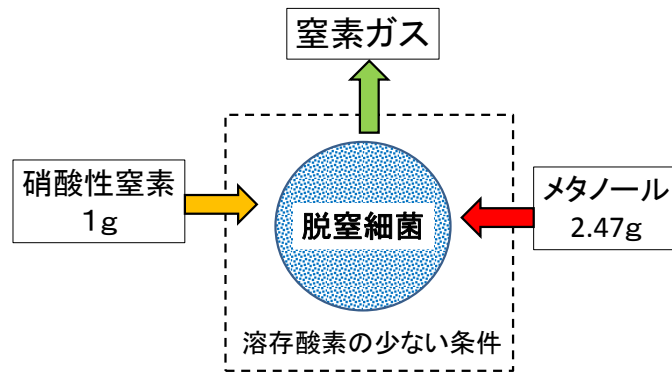


図 42. メタノール添加による脱窒の原理

ii 基本フロー

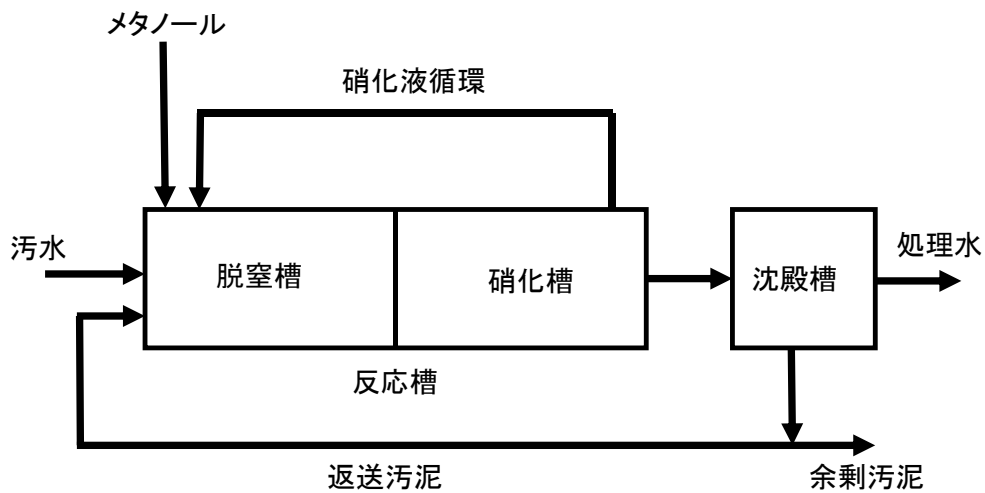


図 43 メタノール添加循環式硝化脱窒法のフロー図

iii 適正処理法

メタノール溶液を定量ポンプで脱窒槽に滴下する。実際に養豚農家でメタノール添加を実施した際の機器の事例を図 44、図 45、図 46 に示した。



図 44 メタノール溶液貯留用タンク



図 45 メタノール添加用定量ポンプ



図 46 メタノール添加用チューブ
(塩ビ管の下部の直径約 1cm のチューブ)

養豚汚水処理での実施事例は少ないが、[小堤悠平, 2014]は、排水量 2 m³/日の循環式硝化脱窒法処理施設での実施結果を報告している。これによると、50%メタノール溶液を 16.3 l/日添加したところ 600 mg/l 程度あった無機態窒素濃度が最少 15 mg/l まで低下した。一方、メタノールのコストは 2429 円/日（50%メタノール単価を 149 円/l として算出）と算定された。BOD をすべてメタノールで補うのはコスト面で現実的ではなく、流入汚水中の有機物をできるだけ効率的に脱窒に利用し、足りない分をメタノールで補うことが基本と指摘している。

iv 留意点

a 取り扱いに関する法規制

メタノールは、第 4 類アルコールの危険物であり、貯蔵量が 400L を超える場合は消防法の危険物施設として届出が必要となる。また毒劇物取締法では劇物の指定がなされている。50%品であれば消防法の適用は受けない。

b 余剰メタノールの分解

過剰添加した場合には放流水の BOD が上昇してしまうので、硝化槽でメタノ

ールが十分分解される添加量に抑える。

c 余剰汚泥量の増加

メタノールを有機源とした微生物の増殖が起きるので余剰汚泥発生量が増加する。

C. 間欠曝気活性汚泥法

i 原理

曝気槽の曝気を数時間サイクルでオン、オフさせる方式。曝気時にはアンモニアの硝化が進み、停止時に溶存酸素が低下すると脱窒が進む。既存の浄化施設への導入は比較的容易である。

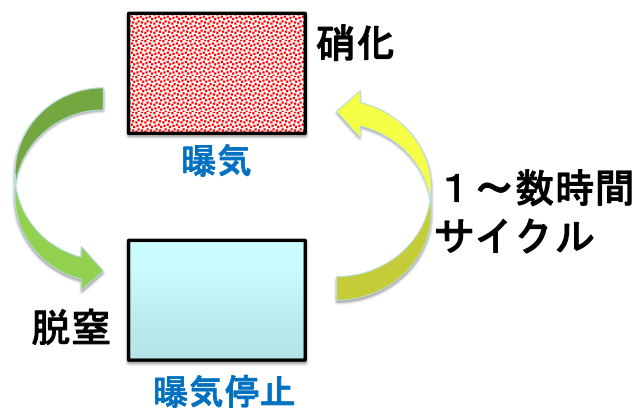


図 47 間欠曝気による窒素除去の原理

ii 基本フロー

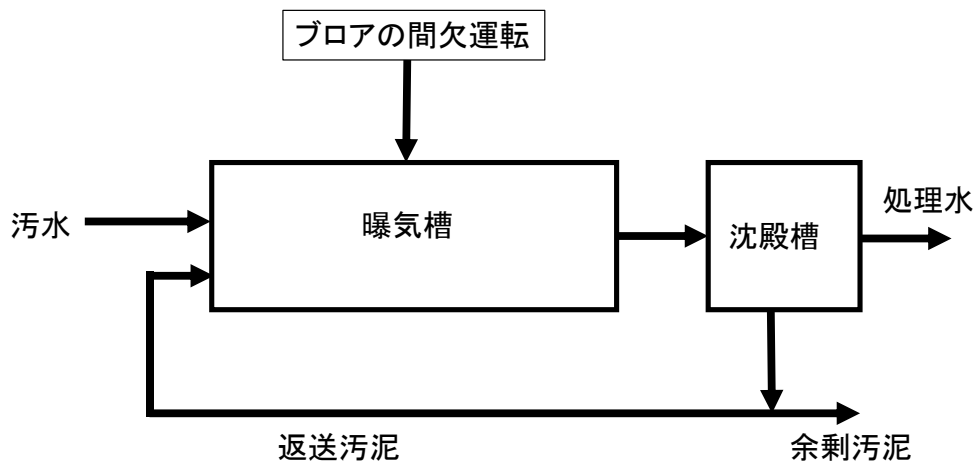


図 48 間欠曝気法の基本フロー

iii 適正サイクル時間

通常の場合、曝気時間と停止時間の比は1 : 1に設定する。理論的には曝気・停止の1サイクルの時間が短いほど窒素除去率は上昇し、除去率を80%以上にするためには曝気・停止の合計時間を4時間以下にする必要があるとされている

[東京都環境保全局, 1992]。ただし、空気ブロワの寿命の面では起動・停止の回数は少ない方がよいとも指摘されている [東京都環境保全局, 1992]。

養豚汚水での試験事例としては、曝気および停止それぞれ 1 時間 [須藤立・大林康信・井上雅美・矢萩久嗣, 2015]、同じく 1~3 時間 (Osada, Haga, & Harada, 1991)、同じく 1~4 時間 [須藤隆一・徐開欽・稲盛悠平・山田一裕・中井裕, 1997] などがあり、曝気・停止それぞれについて 1~4 時間 (曝気・停止の 1 サイクル時間として 2~8 時間) が通常といえる。

曝気停止直前に汚水の流入を集中させ脱窒速度を高める修正法もある [東京都環境保全局, 1992]。この場合、曝気と停止の時間比は 3 : 1 にすべきとされている [東京都環境保全局, 1992]。

iv 適正 BOD/N 比

[東京都環境保全局, 1992]によれば N/BOD 比が 0.45 (BOD/N 比 2.2) では窒素除去率 75%程度であるが、N/BOD 比 0.3 (BOD/N 比 3.3) では 90%以上の除去率であった事例が紹介されている。従って、間欠曝気活性汚泥法でも BOD/N 比は少なくとも 3 以上であることが必要と推測される。

v 所要槽容量

循環式硝化脱窒法に比べると内生呼吸に依存する脱窒の割合が多くなるため、脱窒に長い時間を必要とする。このため、循環式硝化脱窒法の槽容積 (硝化槽と脱窒槽の合計容積) の 1.5 倍必要とされている [東京都環境保全局, 1992]。ただし、修正法では循環式硝化脱窒法と同じ容積で良いとされている [東京都環境保全局, 1992]。

vi 所要送風量

空気を供給できる時間が短くなるので、その分ブロワの必要能力が大きくなる。[東京都環境保全局, 1992]によれば、循環式硝化脱窒法の場合の 2 倍の送風量が必要とされている。ただし、修正法では 1.3 倍とされている。

vii 留意点

曝気停止時に、散気筒の目詰まりが発生したり、空気配管に液が逆流し曝気再開時に通気を阻害したりすることがあるので曝気停止時に液の逆流が生じないような散気器具への交換が必要になる場合もある。また、空気を供給できる時間が半分になるのでブロワの能力を高めることが必要になる場合もある。

③ 試験段階あるいは未普及の窒素除去手法

A. 有機性廃液添加による BOD/N 比の改善

i 原理

メタノールに代わる液状炭素源として、食品製造工場等からの副産物を利用する検討がなされている。そのうちのいくつかの事例を表 14 に示した。

これら以外に、廃食油の利用を検討した事例もあり、汚水量に対して 0.3 %以下では水面に油滴が残ることはないが、それ以上では未分解の油分が処理水に含まれる恐れがあるので留意すべきとされている（[社団法人中央畜産会, 2010]）。

表 14 脱窒用代替液状炭素源の事例

種類	入手先	BOD濃度
廃シロップ	缶詰工場	48,000 mg/L
焼酎蒸留廃液	焼酎工場	6,000～20,000 mg/L
廃グリセリン	バイオディーゼル工場	90万～100万 mg/L

これらの副産物が近くで入手できるのであれば、有効な選択肢になる可能性もある。

ii 利用法

利用法はメタノールの場合と同様である。適正注入量は廃液の BOD を測定し計算によって算定する。

iii 留意点

廃液の種類によっては貯留中に腐敗することもあるので注意を要する。また、廃食油は低温で固化するものもあり、送液ラインの加温が必要になる場合もある。

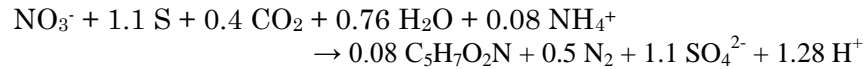
B. 硫黄脱窒法

i 原理

排水中の NO_3^- -N および NO_2^- -N を低減する方法には、従属栄養脱窒細菌を利用した生物学的脱窒法が一般的に利用されている。この方法では、脱窒細菌が有機物を利用して、無酸素条件下で NO_3^- -N および NO_2^- -N を窒素ガスにして低減する。窒素が過剰になりやすい畜産汚水処理では有機物が不足し、十分な脱窒効果が得られない場合がある。

このような場合に、有機物の代わりに硫黄を用いる脱窒技術（硫黄脱窒法）がある（図 49）。この方法は、独立栄養細菌の一種である硫黄酸化脱窒細菌が、無酸素

条件下で硫黄を酸化しながら NO_3^- -N および NO_2^- -N を窒素ガスに還元する働きを利用したもので、以下の反応式に従い窒素が低減される。



硫黄酸化脱窒細菌を用いる利点として、有機物を添加しないことから水質悪化の問題がないこと、またあらかじめ処理槽に多量の硫黄を充填するので窒素の変動が生じても特段の調整操作が不要で管理が容易なことがあげられる。流入窒素量に応じた分だけ硫黄が消耗するため、資材の無駄がなく、消耗した際の充填も容易である。ただし、既存浄化処理施設でアンモニアの硝化が進行していることが前提条件となる。

なお、硫黄脱窒は生物学的な反応のため、水温低下により速度が低下する。一般に硫黄酸化脱窒細菌は $10\sim 40^\circ\text{C}$ で活性を発現し、 10°C 以下では活性が顕著に低下することが報告されている。従って、冬期の温度低下をできるだけ防ぐことが通年利用の観点から重要である。

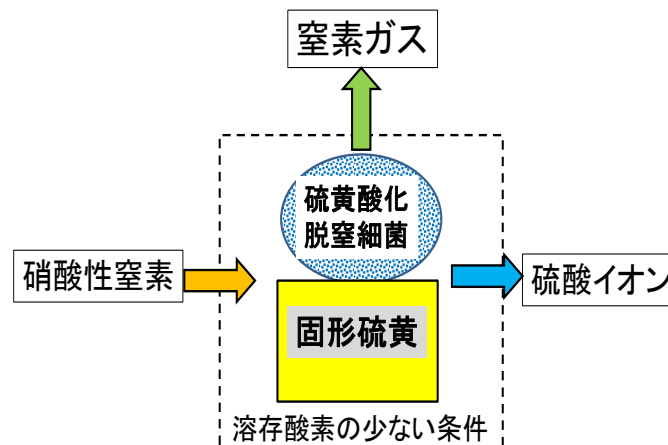


図 49. 硫黄脱窒法の原理

ii 開発の経緯

硫黄脱窒の原理は古くから知られ、1990年代には実用化を目指した検討が行われた（[三好康彦、嶋津暉之、木村賢史, 1991]、[東京都環境保全局, 1992]）。[東京都環境保全局, 1992]によれば、硫黄および炭酸カルシウムは粒径 5mm 程度のものを用い、均等に混ぜたものを充填高さ 2m 程度に投入すると記載されている。また、定期的に逆洗水で資材層を洗浄することとされている。しかし、純粋硫黄は可燃物としての規制対象物質であることからその運搬や貯蔵に制約が課せられる上に、粒状硫黄は脱窒活性が持続しないという試験報告もある（[諏佐尚哉・森弘, 2016]）。

その後、加熱溶融硫黄に炭酸カルシウム粉末を混合分散させたのちに放冷固化させて粉砕した資材が開発され、不燃性であることや単一資材の投入で済むうえに硫黄と

炭酸カルシウムの消耗がバランスを持って進む利点などから各方面での利用が進み、畜産分野でも利用試験が多く進められた（[陳昌淑・田中康男, 2001]、[新日鐵化学（株）技術開発本部開発企画部, 2004]、[和波一夫・嶋津暉之・羽田一幸・谷田貝敦, 畜舎汚水を対象とした高度処理に関する研究, 2006]、[和波一夫・嶋津暉之・羽田一幸・谷田貝敦, 畜舎汚水を対象とした高度処理に関する研究—硫黄酸化菌による窒素除去等, 2007]、[手島信貴・水田一枝, 2009]）。この資材には長所もある一方、畜産分野では資材層に懸濁物が蓄積して閉塞する可能性や長期間の使用により資材同士が固着してしまうことも難点であった。

これらの問題を改善するため、多孔質で軽量のパーライト粒の表面に硫黄と炭酸カルシウムをコーティングし通気逆洗が容易に行えるようにした資材が開発され基礎的検討が行われた [Tanaka, Masujima, Waki, Yokoyama, Yatagai, 2007]。しかし、市販にまでは至らなかった。

その後、粉末硫黄に界面活性剤コーティングを行って親水化し炭酸カルシウムを配合した資材が開発され [田中康男・長谷川輝明・笠原和久, 2017]、土木用ノッチタンクを転用した水平迂流方式の処理槽に投入して利用する方法について可能性が実証された [長谷川輝明, 田中康男, 笠原和久, 長田隆, 2017]。ただし、この資材も長期間の使用により部分的に固化が生ずる傾向が見られた。

その後、固化防止のため炭酸カルシウムの代わりに炭酸マグネシウムを界面活性剤コーティング硫黄粉末と配合した資材が開発され、上向流方式の小型リアクターでの試験が行われ脱窒性能の発現が確認された [加藤大幾・長谷川輝明・笠原和久・田中康男・長田隆, 2018]。

iii 使用資材

少量の界面活性剤をコーティングして親水化した粉末硫黄と結晶性炭酸マグネシウム粉末を混合した資材（図 50）を使用する。なお、界面活性剤のコーティングは乾燥硫黄粉末と界面活性剤液を混練することで行う。

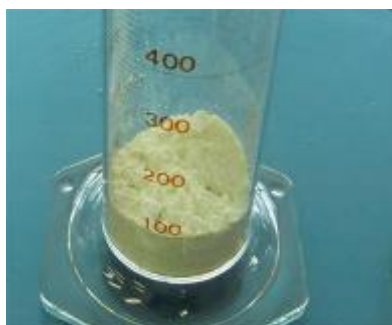


図 50 硫黄含有脱窒資材
(界面活性剤コーティング硫黄粉末+炭酸マグネシウム粉末)

iv 適正処理条件

粉末硫黄・炭酸カルシウム混合資材を投入したノッチタンクによる実証試験 [長谷川輝明, 田中康男, 笠原和久, 長田隆, 2017]によると、窒素負荷量 0.17~0.40 kg/ton-資材・日、槽内水温 5.5~23.9°Cにおいて平均除去率は 64.6% (処理水中 NO₃-N 平均濃度 88.5 mg/l) という結果が得られている。

粉末硫黄・結晶炭酸マグネシウム混合資材を用いた上向流方式リアクターによる脱窒の試験が、国立研究開発法人農研機構畜産研究部門、千葉県畜産総合研究センター、および一般財団法人畜産環境整備機構の共同で進められている。リアクター構造は図 51 に示した。実証規模リアクターの事例は図 52 に示した。この事例の場合、逆洗は週に数回コンプレッサーにより加圧空気を 15 秒間吹き込む設定とされている。上向流リアクターの適正処理条件はまだ確定されておらず今後の課題となっている。

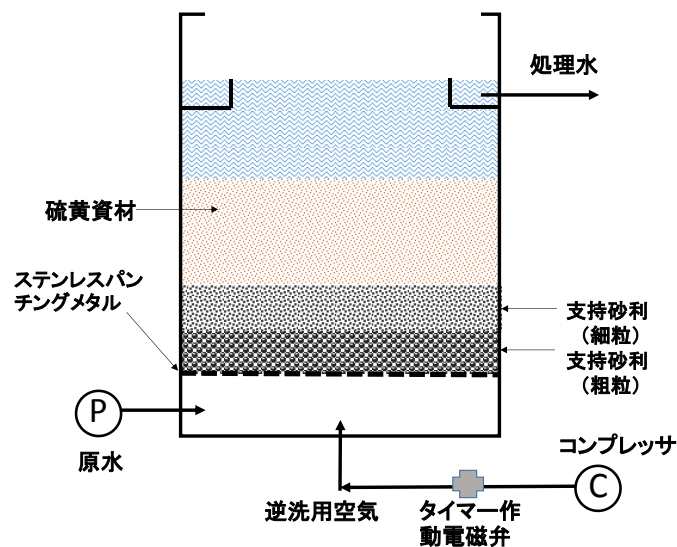


図 51 上向流式硫黄脱窒装置の構造



図 52 上向流式硫黄脱窒槽の事例 (硫黄資材投入前)

V 留意点

a 水温保持

脱窒性能は低温では低下するので処理槽には保温性のある蓋を取付けること。また、通常の場合活性汚泥処理水の水温は気温より高めであるので、活性汚泥処理水を硫黄脱窒槽に導水する配管には保温材を施行し、できるだけ槽内水温を高く維持するよう配慮すること。

b 処理停止時の硫黄臭抑制

硫黄を充填した脱窒槽は通水条件下では特段の臭気は発生しないが、通水停止状態で放置すると、それまでに生成した硫酸イオンと残留有機物が硫酸還元反応を起こし硫化水素臭が発生することがある。従って、長時間停止させる場合は、停止前に清水を通水して硫酸イオンと有機物を流出させることが必要である。

c 放流水中硫酸イオンの環境影響

水質汚濁防止法では硫酸イオン濃度に関する規制は無い。しかし、放流先が農業用水の場合は硫酸イオン濃度に関するガイドラインの有無を確認する必要がある。また、放流水域が有機物の多い沼など停滞水域の場合は底泥と硫酸イオンが反応して硫化水素臭が発生する可能性があるので注意が必要である。常時流水のある河川などの方が放流に適する。

d 資材の取扱い

純粋な固形硫黄は可燃物であり消防法の規制対象となるが、炭酸カルシウムと混合された資材は不燃性となり規制対象外となる。炭酸マグネシウムとの混合資材については今後検討されることになる。

C. 紙脱窒法

i 原理

脱窒用の汚水由来 BOD が不足する場合、固形状の電子供与体として、高級脂肪酸 [村澤浩一郎、納村和美、森崎久雄、佐野明美、寺田剛史、田井中善雄, 2002] や生分解性ポリマー [橘川泰憲、佐藤順一、本田善則, 1997] を利用する手法も検討されている。しかし、これらは価格面で畜産分野での利用には難点がある。

紙の主成分であるセルロースは、上記固形有機物と同様に脱窒の電子供与体に利用可能であることが従来から報告されており、新聞古紙や製本工場由来廃紙粉を使用した脱窒処理の報告がある ([Volkita, Belkin, Abeliovich, Soares, 1996]、[田中康男・小堤悠平・畠中哲哉・道宗直昭, 2016])。この脱窒法の原理は、セルロースをセルロース分解細菌が加水分解し、生成した単糖類、二糖類等の可溶性糖類を炭素源と

して脱窒細菌が硝酸・亜硝酸を還元して窒素ガスにするものと考えられる（図 53）。古紙を粉碎した資材は水処理の脱水助剤用途に市販されており安価であり、かつ入手が容易である。また、紙は取扱い上の安全性に優れていることなどから畜産分野での窒素除去に適する可能性がある。

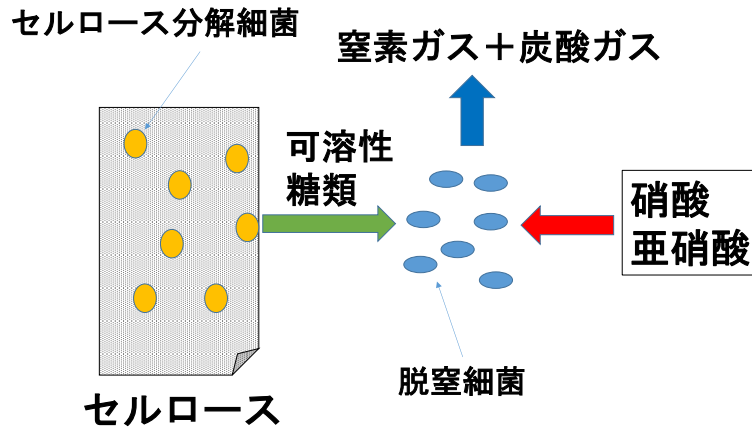


図 53 紙脱窒法の原理

ii 装置

粉碎古紙は液中に投入すると浮上する性質がある。この性質を利用し、脱窒処理槽内で浮上した紙層の上部から活性汚泥処理水を滴下し、紙層を浸透通過した液を槽底部から集水し処理水として流出させる処理装置を考案した（図 54）。

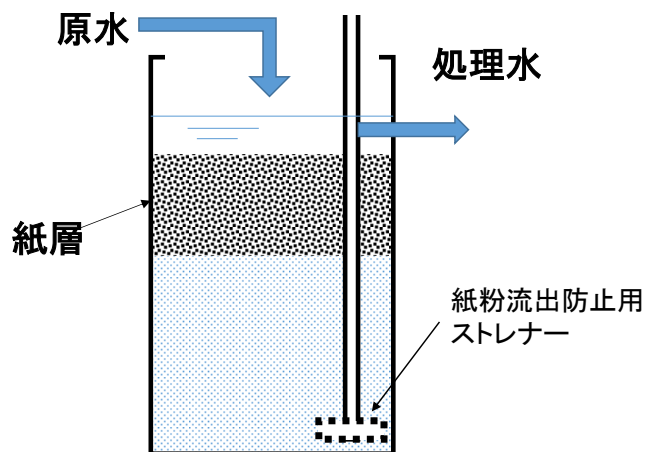


図 54. 古紙脱窒法の装置事例

iii 留意点

室内小型リアクター試験および現場ベンチスケールリアクター試験のいずれにおいても脱窒性能が確認された。しかし、適正処理条件や紙の追加補充速度等の基本的な諸元はまだ未解明であり今後の課題である。

D. アナモックス菌による脱窒法

近年発見されたアナモックス菌を活用する脱窒法（図 55）は、仮に実用化すれば効率の良い窒素除去技術になるものと予想される。このため、現在各方面で実用化に向けた検討が進んでいる。しかし、[和木美代子, 2015]によれば、畜産分野での利用についてはまだ多くの課題が残されている。

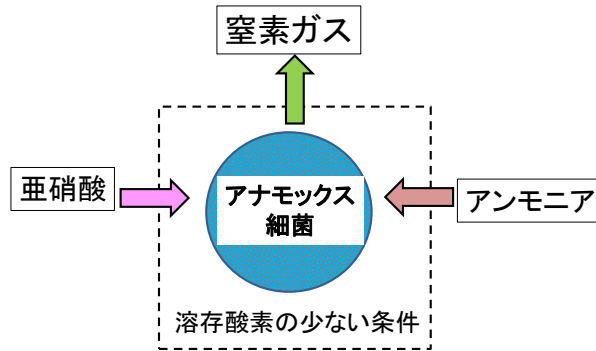


図 55 アナモックス法の原理

(ウ) リン除去

① リン除去の原理

生物学的なリン除去法としては「嫌気好気活性汚泥法」（図 56）もあるが、窒素除去も同時に行おうとすると循環式硝化脱窒法と組み合わせた「嫌気無酸素好気法」（図 57）を採用することが必要になる [日本下水道協会, 2009]。この方法は、各槽の条件を適正に制御する必要があり、条件が大きく変動する畜舎污水处理への適用は困難と思われる。

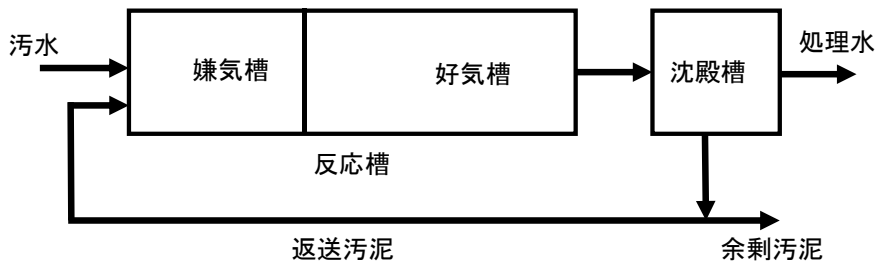


図 56 嫌気好気法の基本フロー

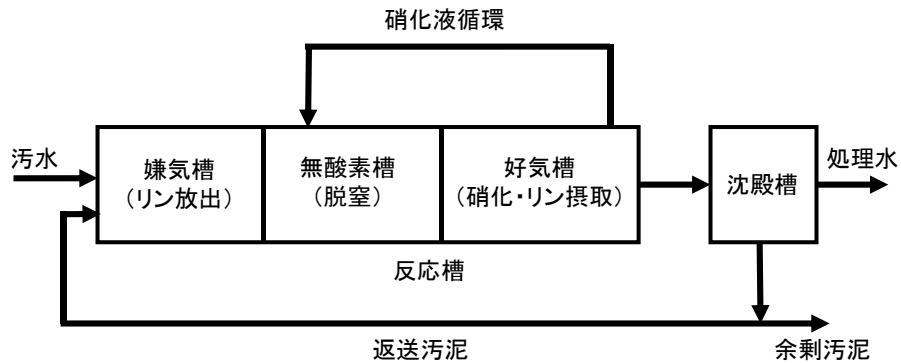


図 57 嫌気無酸素好気法のフロー

このため、畜産汚水処理では、アルミ系または鉄系の凝集剤でリンを不溶化し、沈殿または膜ろ過で分離する手法が選択肢となる。

なお、高分子凝集剤による汚水の脱水処理はリン低減に一定の効果があると報告されている [川村英輔・田邊眞, 2009]。このことから、汚水と余剰汚泥を混合して脱水処理し、その脱水ろ液を曝気槽に流入させる前絞り工程はリン除去の観点からメリットがあると考えられる。

② リン除去技術の詳細

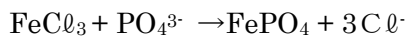
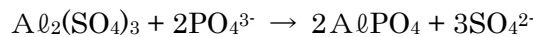
A. 凝集沈殿法

i 原理

アルミニウムイオンおよび鉄イオンはリン酸イオンと結合して不溶性の沈殿物を生成する性質がある。このため、硫酸バンド、PAC 等のアルミ系凝集剤または塩化鉄等の鉄系凝集剤を使用して沈殿除去することができる。

ii 適正添加量

アルミニウム系凝集剤の場合は、原水中の P に対するモル比で 3 倍以上の Al、鉄系凝集剤の場合は 4 倍以上の Fe を注入する [東京都環境保全局, 1992]。アルミおよび鉄とリン酸との反応は下式で示される。



iii 基本フロー

凝集沈殿法のフローは、凝集剤を急速に流入水中に均一拡散させるための急速攪拌槽と、凝集したフロックを大きく成長させるための緩速攪拌槽と、成長したフロックを沈殿分離する沈殿槽とからなる (図 58)。

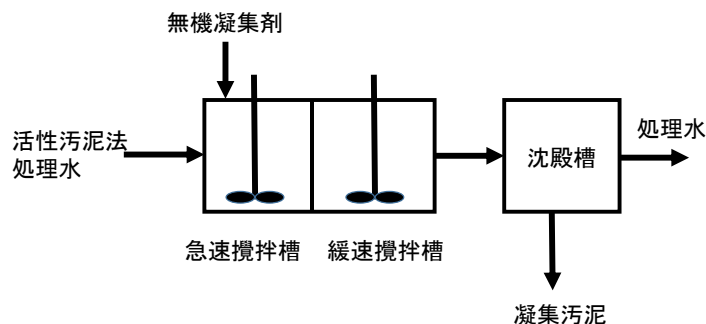


図 58 凝集沈殿法の基本フロー

iv 留意点

凝集沈殿で発生する沈殿汚泥は濃縮性が悪く、重力濃縮後の汚泥濃度は通常の活性汚泥処理の余剰汚泥の 1/10 程度にとどまる [東京都環境保全局, 1992]。通常は余剰

活性汚泥と混合して脱水処理をすることになるが、余剰汚泥だけの場合に比べて高分子凝集剤の添加率を変化させる必要がある。

凝集沈殿後の pH を放流水の水質基準に適合させるため中和が必要になることがある [東京都環境保全局, 1992]。

B. 凝集剤添加活性汚泥法

i 原理

通常の活性汚泥法の処理施設に無機系凝集剤を添加してリンの除去率を向上させる手法であり、他のリン除去プロセスと比較して施設の増設が少なく済むという利点を有している [酒井憲司・三羽宏明, 1980]。

ii 基本フロー

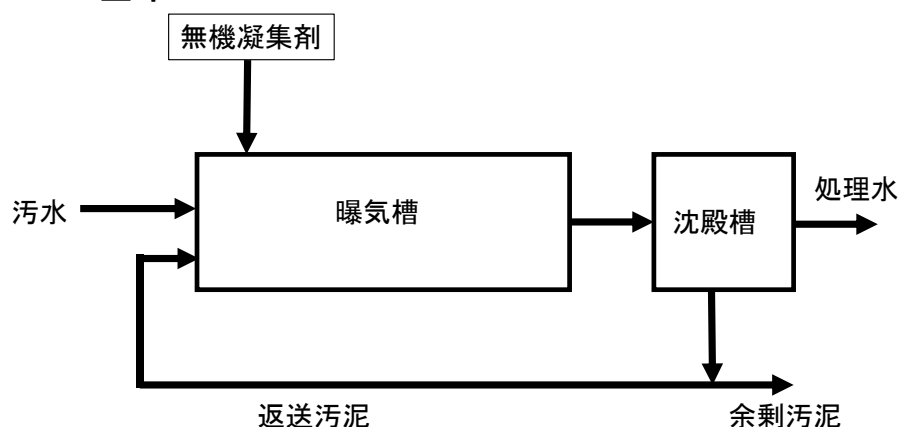


図 59 凝集剤添加活性汚泥法の基本フロー

iii 凝集剤の添加

曝気槽への凝集剤添加を行う場合、硫酸バンドは曝気槽末端付近、硫酸第 1 鉄では曝気槽入り口付近が効果的であったとする報告があるが [酒井憲司・三羽宏明, 1980]、これは下水処理場での検討であるので養豚汚水処理では最適位置を事前に検討する必要がある。

iv 留意点

MLSS を凝集剤無添加の場合と同程度に保つとすれば、余剰汚泥が増える分だけ SRT が短くなる。このように、凝集剤添加活性汚泥法では MLSS を低めにし、SRT の短い条件で運転する方が効果的なので、SRT を長くしたり MLSS を高くすることが必要となる場合には不適なプロセスとなる [酒井憲司・三羽宏明, 1980]。この点を勘案すると、SRT を長くすることが不可欠な窒素除去との両立を図ることは難しい可能性がある。

C. 凝集膜分離法

i 原理

膜分離活性汚泥法において曝気槽に凝集剤を所要量滴下するとリンが不溶化し、膜で分離されるため処理水のリン濃度を低減することが可能である。〔日本下水道協会, 2009〕も、膜分離活性汚泥法では「凝集剤添加により高度なりん除去が可能である」と指摘している。

ii 基本フロー

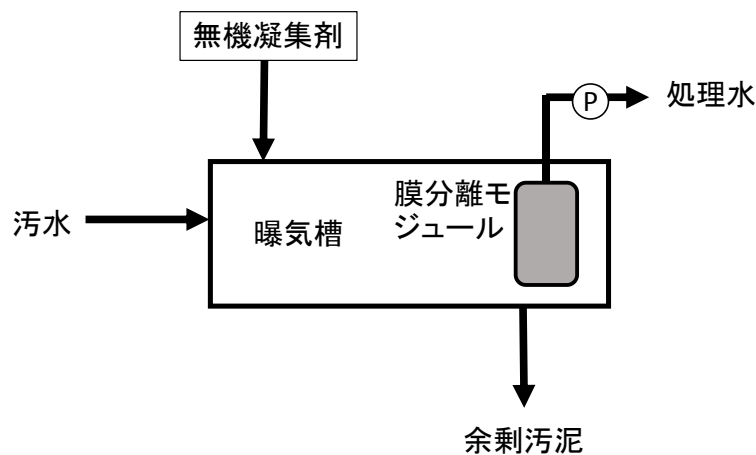


図 60 凝集膜分離法の基本フロー

iii 適正添加量

適正添加量は凝集沈殿法と同様であるが、凝集沈殿法のように沈降性の良い大型フロックを形成させる必要がないことから、添加量はやや少なくて済むと考えられる。

iv 留意点

無機系凝集剤は、適正量を大きく超えない添加量ならば問題ないが、凝集剤原液が膜に接触すると凝集剤中の金属が膜面に付着、閉塞するおそれがあるため、凝集剤をあらかじめ10～100倍程度に希釈し、膜分離装置から離れた場所で添加すべきと指摘されている〔フジクリーン工業株式会社第一開発部, 2002〕。無機凝集剤を添加する場合は、無機物が膜細孔内や内側に沈着することがあり、そのような場合はシュウ酸等の有機酸を洗浄剤に使用することとされている（〔膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004〕）。ただし、カルシウムを多量に含む排水処理に使用した膜カートリッジをシュウ酸で洗浄すると、シュウ酸カルシウムを形成し逆効果となる（〔膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004〕）。

③ 試験段階あるいは未普及のリン除去技術

A. MAP 法

i 原理

豚舎汚水にはリン酸イオン、アンモニアイオン、マグネシウムイオンが含まれており、pH が 8 以上になるとこれらのイオンが結合してリン酸アンモニウムマグネシウム (MAP) と呼ばれる結晶が生成することが知られている [田中康男・他, 1999]。この反応を利用してリン酸を結晶化し汚水から除去する技術が MAP 法である。

ii 装置構成

[鈴木一好, 2010]によると、装置構成等は以下のとおりである。既設の流量調整槽の一部を区切り曝気設備を敷設して簡易な MAP 形成槽とすることができる。形成された結晶は後段の沈殿槽で有機性浮遊物とともに沈殿分離する。なお、この形成槽にステンレス金網を架台に多数枚取り付けたユニットを浸漬しておき、形成された MAP を金属表面に析出させることで結晶成分を回収することも可能である。析出した MAP 結晶は、定期的にユニットを引き上げてハンマー等で打撃することで回収できる。回収物は肥料としての有効利用も可能とされている。

iii 適正処理条件

[川村英輔・田邊眞・竹本稔・上山紀代美・鈴木一好, 2011]によると、ふん尿分離型豚舎汚水を対象とした場合、曝気強度 $45 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{時}$ 、水理的滞留時間 1 時間で、30% 塩化マグネシウム溶液を汚水量に対して 0.1% 添加の条件で処理したところ、水溶性リンの結晶化率は 60~69% であった。また、pH は 8.3 以上に上昇させる必要があるとしている。[脇屋裕一郎・鶴橋亨・高柳典弘・ト部大輔・河原弘文・永渕成樹, 2013]によると、塩化マグネシウムの添加量は Mg/P 比を 1.5 以上にする必要がある。

iv 留意点

リン除去率を高めるためには滞留時間を長くするとともに、処理槽を流出する微細な MAP 結晶を分離することが求められる。高濃度リン酸を一定レベルまで低減するには適しているが、低濃度になると効率が低下するので目標リン酸濃度が低い場合には不向きとなる。

B. ドロマイト石灰法

i 原理

畜舎の消毒などに噴霧塗布して利用される市販資材のドロマイト石灰は、スラリー

状にして薬注ポンプで活性汚泥処理水に添加するとリンを不溶化することができる。消石灰でも同様な効果があるが、噴霧用ドロマイト石灰は微細粉末のため、スラリー化した際に通気攪拌を行うことで均一化でき、しかも薬注ポンプの閉塞トラブルが少なく、消石灰より利用が容易と思われる。

ii 適正処理条件

活性汚泥処理水に 0.1% (1 kg/m³) 添加し、専用沈殿槽で沈殿分離を行うことで 100%近いリン除去ができる [長谷川輝明・田中康男・長田隆, 2016]。なお、添加量によっては pH が 9 程度になるので、場合によっては中和が必要になる。曝気槽に直接滴下する手法も検討の余地がある。

iii 留意点

添加により pH が上昇するので、規制値の上限を超えない程度の添加量に抑えるか、または中和装置を導入する。なお、曝気槽に添加した場合には曝気槽混合液の緩衝能により自然に中和される可能性もある。この点は今後の検討課題である。

(エ) 色度除去

① 色度除去の原理

水質汚濁防止法には色度に関する規制は無い。しかし、いかに良好な処理がなされていても茶褐色の着色を帯びた放流水は処理不良という誤解を受けやすく近隣トラブルの要因になりやすい。また、放流先が海域の場合 COD が規制項目になり、色度は COD 成分の一つでもあることから、色度の除去処理が必要になる場合もある。

色度成分の実態については確実な解明事例は無いのが現状であるが、「膜分離型畜舎排水処理装置の手引き」によれば、畜舎排水の着色成分の主体はフミン質（腐食物質の一種）とされている。フミン質は各種有機物の分解代謝産物であり、生物学的な分解はほとんど期待できない。また、[押田敏雄、柿市徳英、羽賀清典, 2012]は、フミン質に加えて、タンパク質やアミノ酸のアミノ基が還元糖と反応して生成するメラノイジンの関与も指摘している。さらに、血中ヘモグロビンの分解代謝産物であるビリルビンはヒトの尿の黄色成分であることから、豚でも排泄物に含まれる処理水の着色に関与する可能性が推測される。

[杉本清美・長谷川輝明・山下恭広・田中康男, 2013]によると、養豚汚水の処理水の色度は 2.1~2910 度の範囲で、平均では 528 度と報告されている。この場合、放流水として望ましい色度は一般的に 100 度以下とされていることから、約 80%以上の色度除去が望ましいということになる。

色度の除去は物理化学的手法しか選択肢が無い。畜産分野では色度除去を行っている事例は少ないが、他分野での色度除去手法として最も一般的なものはオゾン酸化と活性炭吸着で

ある。また、リン除去に用いる凝集沈殿法でもある程度色度が低減される。

② 色度除去技術の詳細

A. 凝集法

i 原理

リンの凝集除去に主に利用される無機系凝集剤は一定程度の色度低減効果も有する。色度のみの除去を目的とした適用例は少ないが、リン除去に付随した効果として色度低減が期待できる。

ii 処理条件

【森達摩・崎元道男, 2000】によれば、活性汚泥処理した養豚排水 1 m³あたり 60%塩化第二鉄溶液を 0.5 l 添加したところ、色度が約 30%除去された。

iii 留意点

塩化第二鉄を添加すると pH が低下するため、中和が必要になる。【森達摩・崎元道男, 2000】は中和剤として 2%水酸化カルシウム溶液を使用した。

B. オゾン酸化法

i 原理

【社団法人日本下水道協会, 2009】によれば、オゾンは着色原因物質の発色部位（不飽和結合）を酸化分解するため脱色効果が高い。反応速度は非常に大きく、脱臭効果も有する。また、【社団法人日本下水道協会, 2009】によれば、オゾンは不飽和結合と優先的に反応するため、二重結合を有する物質や求核類との反応性が高い。付随的な効果として細菌・ウイルス・クリプトスポリジウム等の広範囲な微生物に対して消毒効果がある。また、放流水中にはほとんど残留しないため放流水域への影響は少ないとされている（【日本下水道協会, 2009】）。

ii オゾン発生装置

オゾン発生装置は無声放電法が広く利用されている。この方法では、一對の電極間にガラスあるいはセラミックなどの誘導体をはさみ、原料ガス（酸素含有気体）を電極間に流しながら交流高電圧を印加する【日本下水道協会, 2009】。

iii オゾン注入装置

オゾン注入装置はオゾン溶解効率や維持管理性、経済性の観点から、一般にディフューザー方式が多く採用されており、反応タンク内にオゾン配管を設置し、多孔質セ

ラミック製の散気筒または散気板をタンク底部に設ける [日本下水道協会, 2009]。気泡径は小さいほど溶解効率が良いことから、微細気泡発生ノズルを使用した例もある [脇屋裕一郎、松尾俊徳、高柳典弘、卜部大輔、河原弘文、永渕成樹, 2013]。

iv 反応タンク

オゾンの溶解効率は、水深が大きいほど高くなるが、接触水深が増加するのに伴って、オゾン発生装置内の圧力が増大し、オゾン発生効率が低下する。また、オゾンを注入する動力費も増大する。そこで、タンクの水深は4～6 mが適当とされている [日本下水道協会, 2009]。

v 消費電力

オゾンを微細気泡化することで被処理水との接触を効率化させた装置の事例では、オゾン発生量 10 g/h で 1.2 kW、25 g/h で 2.3 kW、50 g/h で 7 kW とされている。

vi 適正処理条件

[脇屋裕一郎、松尾俊徳、高柳典弘、卜部大輔、河原弘文、永渕成樹, 2013]によれば、活性汚泥処理水について 4 m³の接触槽を用い微細気泡化したオゾンとの接触時間 40 分、オゾン添加量 80～120 mg/l の範囲で処理を行ったところ、色度は 80.9 から 5.8 にまで低下したことを報告している。なお、下水道でのオゾン添加率は 5～15 mg/l とされており [日本下水道協会, 2009]、養豚排水では高い添加率が必要といえる。

vii 留意点

亜硝酸態窒素濃度が 50 mg/l 以上になると脱色効率が低下することが報告されており ([脇屋裕一郎、松尾俊徳、高柳典弘、卜部大輔、河原弘文、永渕成樹, 2013])、亜硝酸の蓄積を防ぐ運転管理を行うことが重要である。 [日本下水道協会, 2009]によれば、亜硝酸態窒素はオゾンにより速やかに酸化され、理論上、亜硝酸態窒素 1 mg/l の酸化にオゾン 3.4 mg/l を消費する。

オゾン発生設備が屋内に設置されている場合は、万一オゾンが漏えいした場合でもオゾンが滞留しないよう換気設備を設けるとともにオゾン濃度計により環境オゾン濃度を常時監視することが望ましい [日本下水道協会, 2009]。オゾン接触槽が屋内にある場合も同様である。なお、オゾンの労働環境における許容濃度は 0.1 ppm とされている。

③ 試験段階あるいは未普及の色度除去技術

A. 逆浸透法

i 原理

膜分離法の一つで、逆浸透膜を使用した高圧ろ過で色度成分を分離除去する。逆浸透膜は、膜分離活性汚泥法で使用される精密ろ過膜とは全く性状が異なり、イオンまで分離する能力を有する。この特性を生かして海水の淡水化用途等に大規模に利用されている。

色度成分は逆浸透によりほぼ完全に除去される。しかし、あくまで濃縮処理であり、色度の除去された処理水と同時に色度成分が高濃度に濃縮された廃液も発生する。

ろ過には高圧が必要になるため、高圧ポンプが使用される。[日本下水道協会, 2009]によれば、ろ過圧力は精密ろ過で 100~500 kPa であるのに対して逆浸透では 500~10000 kPa となる。このために消費電力は他の膜分離に比べて格段に大きくなる。逆浸透より低脱塩率でろ過圧を低めたものはナノろ過と言われている。この場合ろ過圧力は 500~2000 kPa となる。

ii 適正処理条件

前処理として精密膜ろ過が必要である。このため、膜分離活性汚泥法との併用が妥当である。

iii 留意点

- ・高濃度の色度成分と塩類を含む濃縮液が発生する。この液の処分または利用法をあらかじめ決めておくことが不可欠である。
- ・逆浸透膜は定期的な薬液洗浄が必要である。
- ・消費電力が大きい。

B. 活性炭吸着法

i 原理

[社団法人日本下水道協会, 2009]によれば、活性炭はヤシガラ、木材、石炭、亜炭、石油ピッチなどを原料とし、高温で炭化し、水蒸気等で活性化したものである。活性炭は、1~10.5nm と広い分布の多くの微細孔を持つ多孔質構造で、重量当たりの表面積がきわめて大きく、この微細孔が吸着能力を持っている。ただし、活性炭は除去対象物質でしだいに飽和され、除去率が低下する。これを破過と言ひ、破過点に達したら活性炭の再生を行う必要がある。再生方法としては、加熱して吸着物質を離脱さ

せる加熱再生法が通常である（〔日本下水道協会, 2009〕）。

ii 適正処理条件

畜舎汚水処理分野では実施事例が少なく、適正処理条件も明らかではない。このため、適用するには必ず実排水で予備試験を行う必要がある。活性炭は、原料や製造方法によって吸着特性が異なるので、まず吸着性能試験やカラムテストなどを実施して、活性炭の種類を選択する（〔日本下水道協会, 2009〕）。次に、選択した活性炭で連続処理試験を行い、単位資材量当たりの色度吸着能を把握し、それに基づいてコストを算出する。

iii 留意点

一定量の処理により吸着能が低下（破過）するので、定期的な活性炭の入れ替えが必要になる。使用済みの活性炭は熱処理により再生することも可能ではあるが、メーカーに依頼する必要があるので費用がかかる。一方廃棄する場合にも産廃としての処分が必要になるので費用がかかる。この点を勘案すると、活性炭吸着法は技術として確立されてはいるものの、畜産汚水処理には不向きと考えられる。

C. リサイクル炭吸着法

活性炭ではないが各種廃資材の炭化物も弱いながら色度吸着能を有する場合があります、活性炭に代わる安価な吸着資材としての利用が検討されている。

そのなかで、籾殻燻炭を利用した色度除去の検討事例があり〔三浦泰忠・池岡進, 2008〕、養豚汚水の処理水 0.6 m³/日を 0.5 m³の籾殻燻炭でろ過処理した場合、色度除去率 28～60%が 2 か月間維持され色度は 200 度以下であったことが報告されている。使用後の籾殻燻炭の有効利用用途を見出すことが課題と思われる。

〔石崎重信・大泉長治・岡崎好子, 2005〕は、鶏ふん炭、豚ふん炭、牛ふん炭の脱色性能を検討し、一定の効果は得られるものの資材容積の 1.3 倍量程度の汚水の送液で脱色率は開始時の 1/2 程度に低下してしまうことから実用性はないと推察している。

この他に、ダンボール炭化物の利用に関する試験事例もある〔福田憲和・小山太, 2002〕。

D. ドロマイト石灰法

i 原理

リン除去の項に記載したドロマイト石灰添加法は、色度についても効果を発揮する。これは石灰成分による色度成分（フミン質等）の凝集によるものと考えられる。

消石灰でも同様の効果が確認されているが、リン除去の項で述べたようにスラリー状にして薬注ポンプで添加することを考慮すると微細粉末化（粒径 10~100 μm ）されているドロマイト石灰の方がハンドリング性に優れており実用的である。

ii 適正処理条件

添加方法等はリン除去への適用の場合と同様であり 10 wt/v%以下のスラリーにして薬注ポンプで添加する。添加率 0.1%（1 kg/m³）で脱色率 80%程度の性能が得られる [長谷川輝明・田中康男・長田隆, 2016]。また、添加率をさらに高めることで色度はさらに低減する。

iii 留意点

リン除去の場合と同様、pH が上昇するので規制の上限値を越えないように配慮する必要がある。添加率 0.1%（1kg/1 m³）では pH は 11.5 まで高まる [長谷川輝明・田中康男・長田隆, 2016]。よって、中和処理が必要になる。中和法としてはいくつかの選択肢が考えられるが、炭酸ガス通気は過剰注入による pH 低下のリスクが無い点で好ましい。

(オ) 銅・亜鉛への対応

[独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構, 2013]によると、豚の飼養において銅が欠乏すると成長低下、神経障害、骨形成異常、鉄欠乏性貧血を招くとし、鉄含量の 10%程度の銅添加が推奨されている。また、亜鉛が欠乏すると発育や飼料効率が低下し、しかも植物性飼料では亜鉛が不足しやすいため、炭酸塩、硫酸塩、酸化物として補うのが普通であるとされている。

以上のような背景から、養豚汚水には銅、亜鉛が含有されることになる。通常の場合、銅、亜鉛をターゲットとした特別な処理は不要であるが、以下のような調査報告を参考にして濃度が高まらないよう配慮するべきである。

[鈴木良地、増田達明、中谷洋、原田英雄, 2008]らは、原汚水中において亜鉛及び銅の大部分を占める懸濁態は、浄化処理の過程で SS と共に除去され、その結果として放流水中の亜鉛及び銅の総量が減少し排水基準値以下になると報告している。このため、ふん尿分離により浄化槽へのふんの混合を避けること、前処理で SS と共に懸濁態の亜鉛及び銅を除去すること、曝気槽や沈殿槽の適切な管理により放流水中への SS の混入を避けることなどが重要と指摘している。

一方、[鈴木良地、増田達明、中谷洋、原田英雄, 2009]らは、処理水の pH が硝酸性窒素の蓄積などで低下すると溶存態亜鉛が増加するので、浄化槽において亜鉛を効果的に低減するには、NO_x-N の蓄積等による pH の低下を防止し、溶存態亜鉛濃度の増加を抑制することも重要と指摘している。

5 酪農関係汚水処理編

(ア) 酪農における汚水処理の特性

酪農関係の汚水処理も基本原理は養豚汚水処理と共通である。しかし、養豚とは汚水性状および排水量が大きく異なることから、酪農に適した処理技術が求められることになる。

酪農では、牛舎で発生する尿汚水もあるがその量は少ないことから通常は圃場への液肥としての散布などで対応可能であり、浄化処理施設が必要になる事例は多くない。一方、ミルクングパーラー排水は多頭化による排水量の増加と、水質規制の強化もあり処理施設の必要性が高まっている（[佐藤克昭, 2010]）。

しかし、[吉田周司・阿部正八郎, 2006]は、パーラー排水の浄化処理は、設計計算の諸元数値が明らかとなっておらず、一部の酪農家では人用浄化槽を応用したり膜処理技術などで対応しているものの水質やコスト面で十分な機能を果たしていない状況があると指摘している。

このような状況下であり、情報は不足しているが、暫定的に酪農関係の汚水およびパーラー排水の処理について以下にまとめた。

(イ) 水量と水質

[畜産環境整備機構, 2004]によると、牛舎汚水浄化処理施設の規模算定に用いる設計諸元数値は表 15 のとおりである（一般的な畜舎内ふん尿分離を前提とし、尿汚水量には牛乳処理室排水が含まれる）。これに基づく汚水の BOD 濃度は約 5800 mg/l となる。

表 15 牛舎汚水浄化処理施設の規模算定に用いる設計諸元値（経産牛 1 頭当たり）

尿汚水量	BOD 量	SS 量
60L/頭・日	350g/頭・日	350g/頭・日

なお、処理対象頭数の設定については以下の換算方法により経産牛の頭数として把握する。

「子牛、育成牛の場合は体重の割合とし、例えば体重 200 kg の育成牛は経産牛の 1/3 頭とし、体重 60 kg の子牛は経産牛の 1/10 頭とするが、乾乳牛は経産牛 1 頭として計算する。」[畜産環境整備機構, 2004]

[北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム, 2004]は、待機室、搾乳室、牛乳処理室などから排出される汚水を「牛舎排水」と定義し、ふん尿の混入度合により以下の 2 種類の汚水に区分している。

汚水①：機械室、搾乳室の作業通路、牛乳処理室から排出されたふん尿混入の少ない汚水。SS 濃度は 1000 mg/l 以下、BOD は 1500 mg/l 以下、窒素は 60 mg/l 以下、リンは 5 mg/l 以下。

汚水②：汚水①および搾乳ストール、牛用通路の洗浄水などふん尿混入の多い汚水。SSは1200 mg/l以上、BODは1500 mg/l以上。

ミルクパーラー排水（パーラー排水）の場合、[佐藤克昭, 2010]は、9か所のパーラー排水の調査事例に基づき、搾乳牛1頭当たりの排水量とBOD量を以下のように策定することを提案している。搾乳頭数20～50頭規模で排水量90ℓ、BOD量75g、51～100頭規模で60ℓ、50g、101～150頭規模で50ℓ、40g、151～200頭規模で50ℓ、35g、201頭以上の規模で50ℓ、35g。

(ウ) 処理技術

① 簡易処理法

中小規模向けの低コスト処理施設として、猫本らは容量1.6 m³の円形枡を3個直列に並べて沈殿処理を行う簡易処理システムを提案している[猫本健司・河合沙織・干場信司・内田泰三・森田茂, 2017]。この施設で分離できるのは不溶性成分だけであり、全窒素除去率は約3割（滞留日数4日以上）とされている。浄化性能は高くはないものの、中小規模酪農場が多く立地する地域で全戸に導入できれば地域全体での汚濁物質の流出抑制に寄与している。

[北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム, 2004]は、前述の汚水①については接触曝気槽を中心とした簡易浄化処理施設による浄化処理、汚水②についてはスラリーとの混合処理（液肥化）が妥当としている。

② 活性汚泥処理

[佐藤克昭, 2010]によれば、パーラー排水を活性汚泥処理法で浄化処理を行う場合の施設諸元は以下のとおりである。

- ・前処理：目開きを変えた2段の網カゴ（1段目1.5 mm程度、2段目0.75 mm程度）により大型固形物を除去。
- ・曝気槽による処理：BOD容積負荷0.3 kg/m³・日の回分式曝気槽とする。曝気空気量は0.236 m³/分。
- ・余剰汚泥処理：引抜が必要になったらバキュームカーで引き抜き、飼料畑に農地還元。

(エ) 留意点

生乳のBODは103000 mg/lとされており[用水廃水便覧編集委員会, 1973]、生乳わずか1ℓでも1～3頭分のBOD量に匹敵することになり、その混入の影響は非常に大きい。よって、浄化処理施設へ廃棄乳を投入することは論外であり、万一それをした場合には、処理施設は過負荷により処理能力を喪失することになる。

6 参考資料編（JRA 事業での成果概要）

本試験事業では既設污水处理施設の窒素対応の促進を目標とした。窒素除去を向上させるためには、曝気槽の汚泥濃度を高めて硝化菌を充分量保持することが第一条件となる。しかし、既設施設で汚泥濃度を高めると沈殿分離が不十分になり、放流水の水質が悪化するリスクも出てくる。このリスクを防ぎつつ充分量の汚泥を保持するためには膜分離が有効な選択肢である。既設施設でも容易に膜分離装置が導入できるようになれば、窒素対応と同時に放流水の外観向上にもつながり、水質汚濁による苦情発生の防止にも有効と考えられる。

以上のような考えのもとに、本事業では既設污水处理施設用の外付け型膜分離施設の開発を中心テーマに掲げて各種試験を実施した。また、脱窒工程での BOD 不足が生じる場合の改善技術として、古紙を活用した脱窒技術の検討を実施すると同時に、汚水中 BOD/N 比の決定要因とその改善を目指した基礎調査を実施した。

これらの成果の要点は前半の「マニュアル編」にも記載したが、この「参考資料編」では試験内容の詳細を記し、今後のさらなる開発推進の基盤とする。

(ア) 外付け型膜分離法の開発

① 平膜モジュールを用いた槽別置き型膜分離法

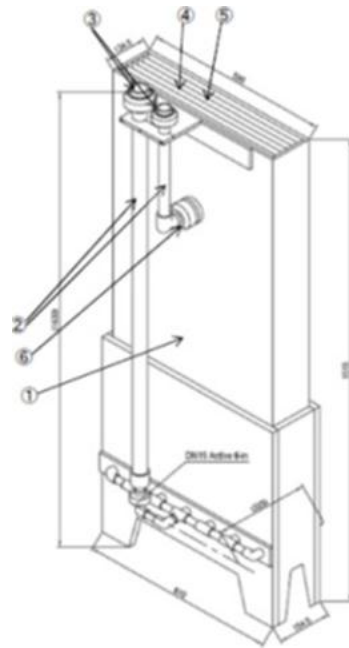
A. 試験の目的

槽別置き型膜分離を実用化するためには、槽ができるだけコンパクトで、また薬液洗浄等のメンテナンス負担をできるだけ小さくすることが求められる。この観点から使用膜モジュールを選定し実証運転を行った。

B. 装置の概要

平膜モジュールにはダイセン・メンブレン・システムズ（株）製 BC XS-1 型を使用した。このモジュールの膜面積は 10 m²で、モジュールの外寸は、奥行き 747 mm、幅 280 mm、高さ 1515 mm、乾燥重量は 45 kg である。膜材質はポリエーテルサルフォンで、孔径は 0.04 μm である。モジュールに装填されている平膜は厚さ 2 mm の袋状膜で、この平膜が 8 mm の間隙で配列されている。モジュールに装着された平膜は中空糸と同様に曝気のバブリングで揺動し汚泥の付着を抑制するようになっている。

この揺動性と、高集積度、および膜ファウリング抑制に流動性樹脂粒を利用できる点が大きな長所とされている。これらの点が、槽別置き型膜分離に求められる、小容量、省管理の目標に合致すると考えた。モジュールの外観は図 61 に示した。



番号	名称	材質
①	ハウジング	PVC、ポリエチレン
②	パイプ	PVC
③	接続部	SUS
④	膜	PES
⑤	スペーサー	ポリエステル
⑥	シーリング	EPDM

図 61 平膜モジュールの外観

槽別置き型膜分離方式の実証を目的とし、日排水量約 20 m³の膜分離活性汚泥法浄化施設（千葉県内）の曝気槽（図 62）に隣接して、平膜モジュールを浸漬した槽容積 1 m³の膜分離装置（ろ過能力 3～4 m³/日）を設置した（図 63）。膜分離用活性汚泥混合液は実施設曝気槽から引き抜き、循環液は引抜と同じ地点に返送した。

装置の概略フローは図 64 に示した。装置の主要機器は、原水循環ポンプ（0.4 kW）、吸引ポンプ（0.2kW）、ブロワ（0.3 kW）（図 65）であり、消費電力は 21.6 kWh となる。電気料金を 1 kWh 当たり 15 円とすると、1 日あたり電気代は 324 円となる。単位処理水量当たりの電気代は約 56 円となる。



図 62 槽別置き型膜を設置した汚水処理施設（左：全景、右：既設膜浸漬槽）



図 63. 槽別置き型膜分離の試験装置 (左: 全体、右: 膜モジュール)

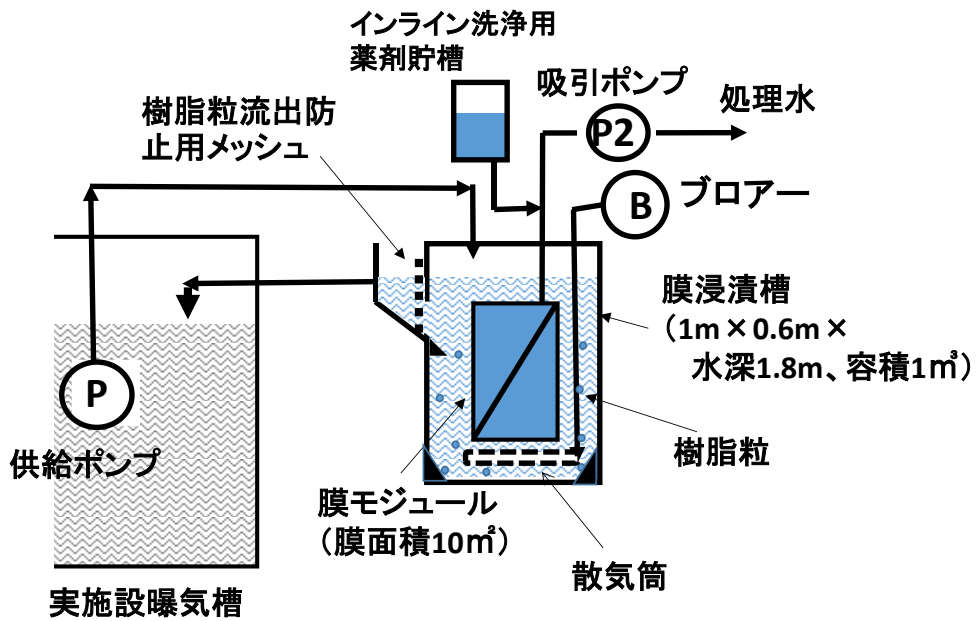


図 64 試験装置フロー図



図 65 吸引ポンプ (左) およびブロワ (右)

C. 運転試験の経過

稼働開始直後は樹脂粒を投入せず、設定透過流束 0.576 m/日で運転開始した。運転開始時のろ過差圧は 23 kPa であったが、3 か月後には差圧が 35 kPa まで上昇し装置停止に至った (図 66)。



図 66. 樹脂粒無添加での閉塞発生状況
(下縁が定流量ろ過時のろ過差圧の変化を示す)

この閉塞を解除するため、2016年8月18日に約8kgの樹脂粒(図67)を投入した。使用した樹脂粒(ダイセンメンブレン製、MCP)は熱可塑性ポリウレタン製で直径4~5mm、比重1.05mmである。この樹脂粒の効果に関する基礎的知見は[中村ジョン, 2016]により報告されている。



図 67. 添加した樹脂粒(8kg)

樹脂粒投入直後約1時間で吸引差圧は30kPaから25kPaに改善された。その後1.0ℓ分(0.114m/d)で継続運転を行ったところ、約10日間で吸引差圧は20kPaから13kPaまで改善した。そこで、9月16日に設定水量4.0ℓ分(透過流束0.576m/日)の運転に戻したところ、それ以降は18~20kPaの範囲で安定した運転ができた。

その後、12月6日以降に急激に差圧が上昇し、再度閉塞傾向を示した(図68)。膜浸漬槽1Lあたりの樹脂粒個数は11月21日までは120~230の範囲内であったものが12月9日には2個にまで低下した。この樹脂粒消失により差圧が上昇したものと考えられる。樹脂粒消失の原因は流出防止用ステンレス金網に歪みが生じて間隙ができたためであった。

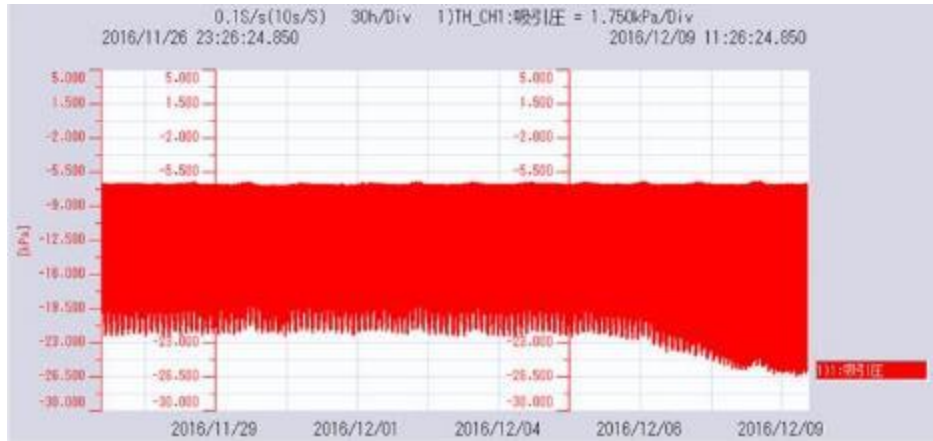


図 68. 樹脂粒添加後の閉塞再発生の状況
(下縁が定流量ろ過時のろ過差圧の変化を示す)

このため、金網を穴径 3 mm のパンチングメタル（図 69）に交換し、樹脂粒を初期投入時と同量の 8.3 kg 追加投入したところ、投入直後 1 時間でも改善傾向がみられ（図 70）、その後 12 月 13 日までに 18 kPa 程度まで差圧が低下した（図 71）。



図 69 樹脂粒流出防止用パンチングメタル



図 70. 樹脂粒添加後 1 時間における定流量時ろ過差圧の変化

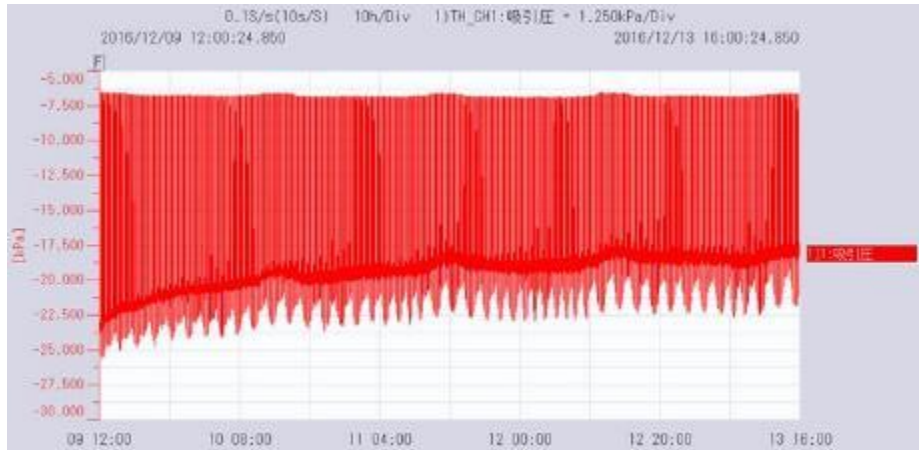


図 71. 樹脂粒添加後のろ過状況の変化
(下縁が定流量ろ過時のろ過差圧の変化を示す)

パンチングメタル取り付け後には樹脂粒の個数はほぼ一定に保たれた (図 72)。なお、数値の変動はサンプリング誤差によるものと思われる。樹脂粒の摩耗を把握するため 1 個当たりの重量の変化を追跡したところ、約 200 日の間でほぼ一定であった (図 73)。この結果から摩耗による消耗はごくわずかと言える。

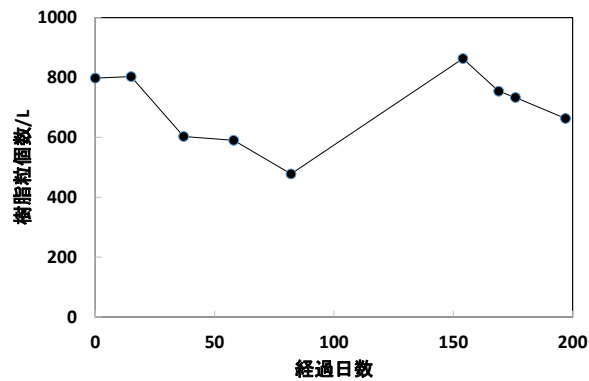


図 72. 投入後の樹脂個数の変化

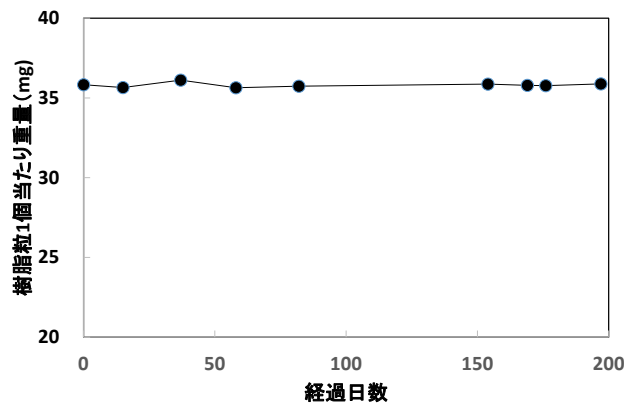


図 73 樹脂粒 1 個当たり重量の変化

D. 長期稼働後の膜ろ過性能実績

2016年3月下旬の稼働開始から約1年半経過した2017年9月22日時点での膜ろ過状況を図74に示した。ろ過8.5分、停止1.5分のろ過サイクルにおいて、ろ過中のろ過差圧は約20kPa、透過量から計算した透過流束はおよそ0.58 m/日であった。これより透過流束/ろ過差圧を求めると、 28.8×10^{-3} m/日・kPa となった。この値は、後述の栃木の中空糸膜モジュールの場合の 26.6×10^{-3} m/日・kPa にほぼ等しかった。

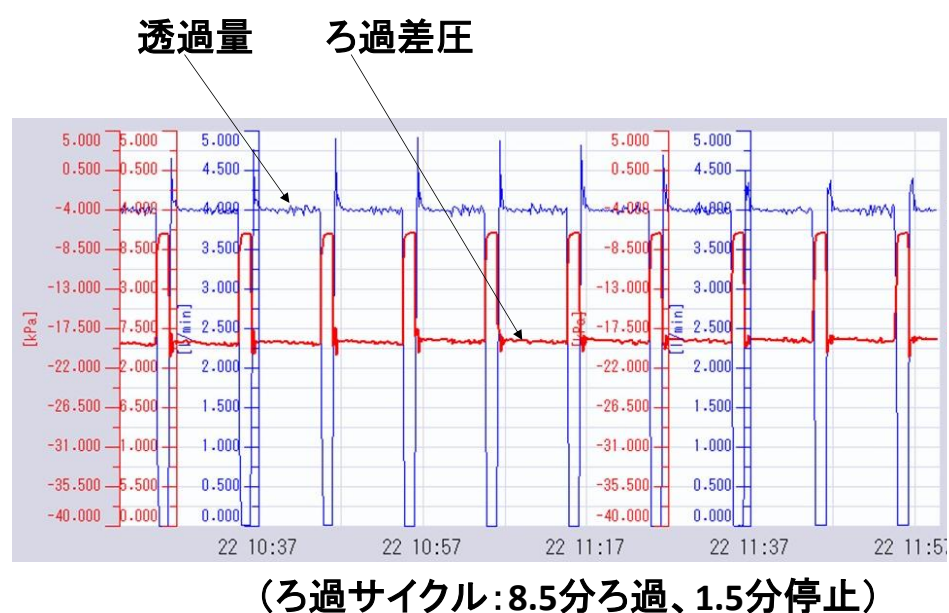


図 74 18 か月稼働後の膜ろ過状況

E. 膜浸漬槽内活性汚泥性状

膜浸漬槽の MLSS 濃度はおよそ 5000~18000 mg/l の範囲で変化した。このように MLSS が大きく変動したにもかかわらず、ろ紙ろ過量は 10~35 m³/5 分の良好な値を維持した。良好なろ過能力が維持されたのはこのように汚泥性状が良好だったことも一因と推測される。

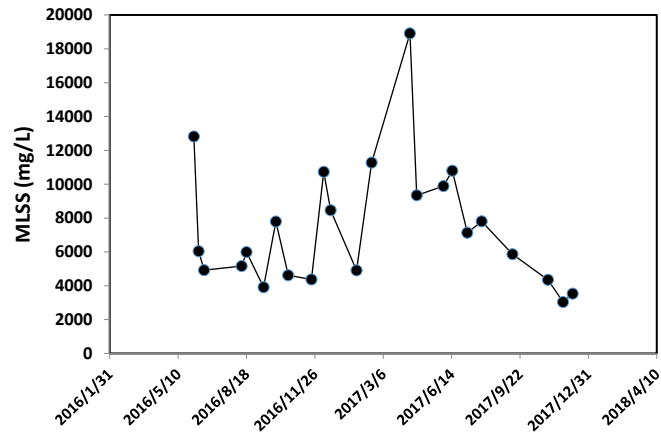


図 75 膜浸漬槽 MLSS 濃度の変化

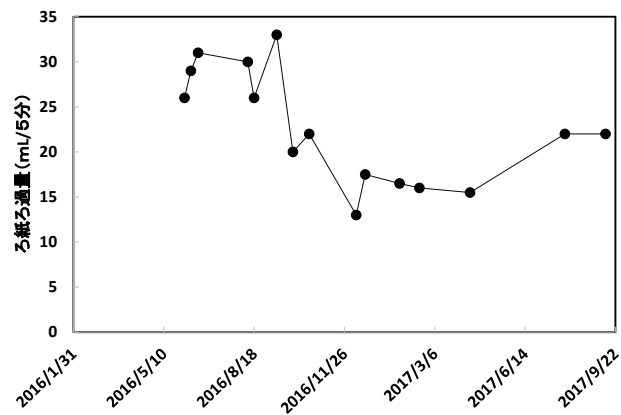


図 76 ろ紙ろ過量の経時変化

F. 汚水および処理水の水質

試験装置での処理水量は農家実施設の処理量の 1/4 程度であったことから、膜処理と水質との関係性は低い。参考までに、稼働開始後の SS、BOD、窒素化合物の変化を図 77、図 78 および図 79 に示した。

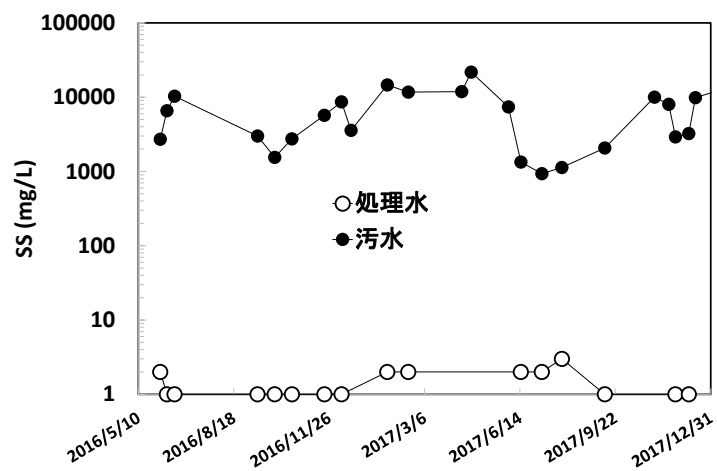


図 77 ろ過水 SS 濃度の変化

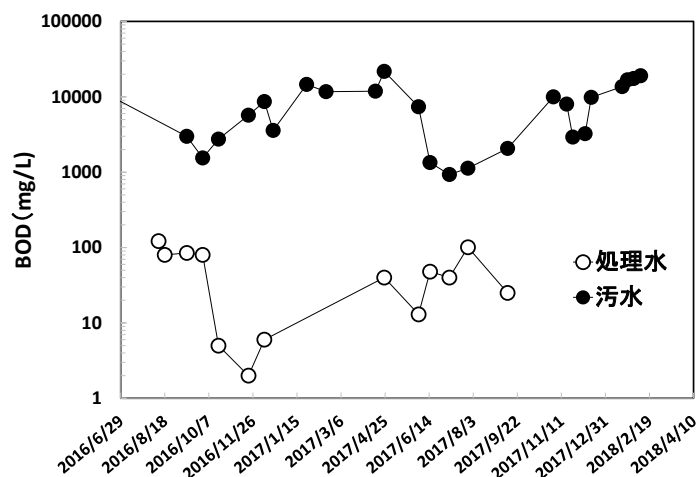


図 78 BOD 濃度の変化

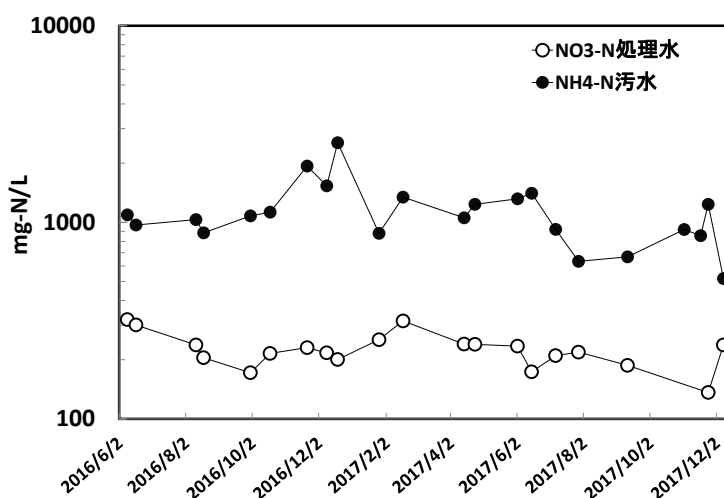


図 79 汚水、処理水の無機態窒素濃度の変化（汚水は $\text{NH}_4\text{-N}$ のみ、処理水は $\text{NO}_3\text{-N}$ のみ検出）

② 中空糸膜モジュールを用いたケーシング型膜分離法

ケーシング型膜分離法は、槽の設置が不要で円筒形プラスチックのモジュールを曝気槽の近傍に所要本数設置し、曝気槽の液を水中ポンプでモジュールに循環させることで既設施設を沈殿槽不要の膜分離活性汚泥法に改修できる。この簡略性の故に、技術が確立されれば活用範囲は広いものと予測される。

このようなタイプの膜分離を畜産汚水処理に適用した事例は過去に無かったことから、本事業ではまず排水量 4 m^3 の小規模の養豚農家に試験用膜モジュールを設置し、膜モジュールの適正膜孔径と内部構造、膜モジュールの適正使用条件（循環水量、通気量、ろ過差圧、等）について把握した。

この把握結果に基づき、排水量 20 m^3 規模の養豚農家に実用規模膜モジュールを設置し、その稼働試験と、稼働中に生じた問題点の改善対応を行い、実用化の基盤となる知見を得た。

以下に、それぞれの試験の詳細を記す。

A. 日量 4 m³規模での試験（栃木プラント）

i 装置の概要

平均処理水量 4 m³/日の循環式硝化脱窒法活性汚泥浄化施設（栃木県）（図 80）内の沈殿槽に隣接して全量処理用膜分離装置を設置した（図 81）。



図 80 膜分離装置を設置した浄化施設

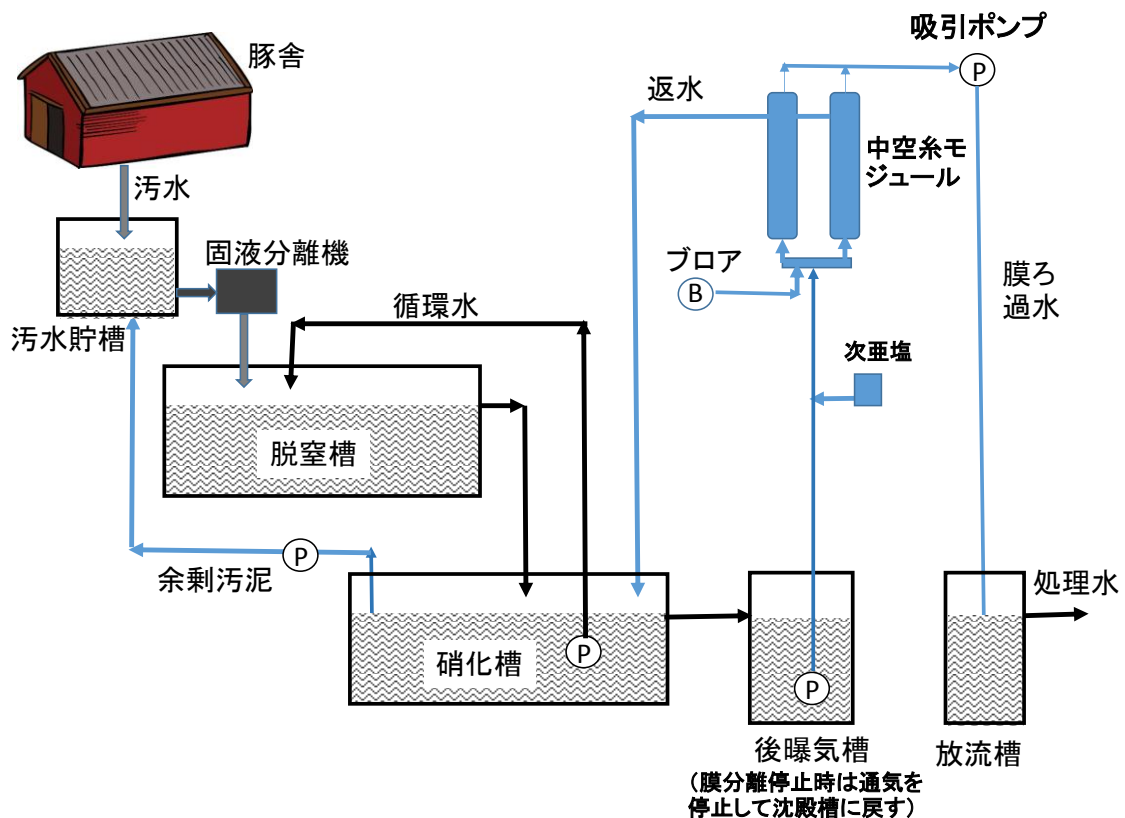


図 81 膜分離設置後の浄化施設フロー（青色部分が膜設置に伴う部分）

膜モジュールは直径 4 インチ、長さ 1 m、膜面積 5 m²の円筒形モジュール（図 82）を 2 本並列で設置した（図 83）。

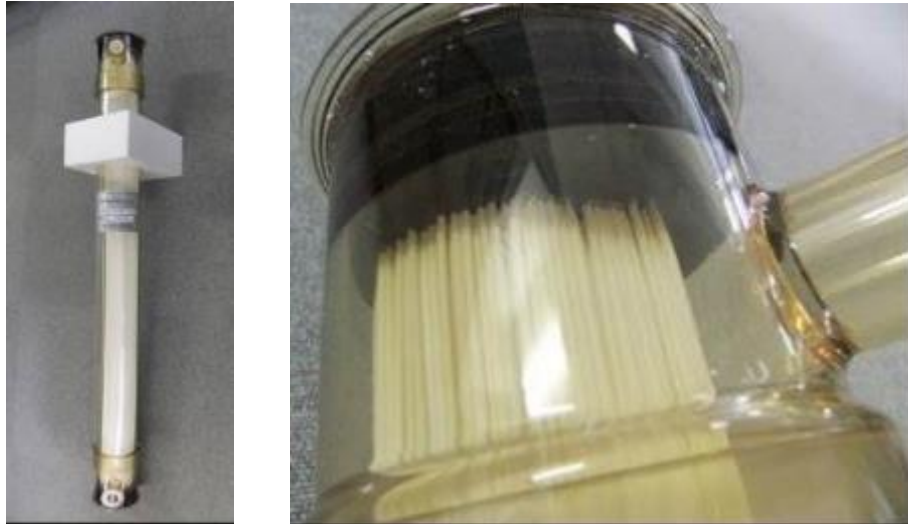


図 82 栃木污水处理施設に設置したケーシングモジュール
(左：全体形状、右：上部末端)

浄化施設の旧沈殿槽に曝気を行い、そこから活性汚泥混合液を引き抜き、膜モジュールに送液した。膜分離の処理量はモジュールあたり 1.4 l/分とし、原液循環量はモジュールあたり 10~15 l/分、通気量はモジュールあたり 40~50 l/分とした。

ろ過は 9 分吸引、1 分吸引停止のサイクルで行い、逆洗は行わなかった。次亜塩素酸ナトリウムによる薬液洗浄は 1 日に 1 回 1 時間として、タイマーによる自動制御により行った。循環液は硝化槽の上流に返送した。

ii 適正な膜孔径の検討

2016 年 11 月 9 日に、A ライン（左側）に孔径 $0.1 \mu\text{m}$ 膜モジュール、B ライン（右側）に孔径 $0.8 \mu\text{m}$ 膜モジュールを取り付け、性能比較の運転を開始した。



図 83. 外圧中空糸膜（吸引ろ過）モジュールの試験状況

運転開始当初は $0.8 \mu\text{m}$ 膜モジュールの方が格段に透過性能が優れていたが、約 1 か月経過して性能が安定した後のろ過性能は、 $0.1 \mu\text{m}$ 膜モジュールが差圧 22 kPa でろ過量 1.6 l/分であったのに対し、 $0.8 \mu\text{m}$ 膜が差圧 34 kPa でろ過量 1.2 l/分で

あった(図 84、図 85)。従って、長期的には $0.1\mu\text{m}$ 膜の方が高性能と推定された。

このような差が生じた原因は明らかではないが、中空糸膜の目視観察によると $0.8\mu\text{m}$ 膜は徐々に伸長してモジュール内で弛んだ状態になり、揺動が鈍くなる傾向が見られた。揺動強度は膜性能に強く影響することから揺動の鈍化はろ過性能の悪化原因になったことが推定される。また、明らかではないが、 $0.8\mu\text{m}$ 膜は汚水中の微細粒子が孔に詰まりやすかった可能性も考え得る。

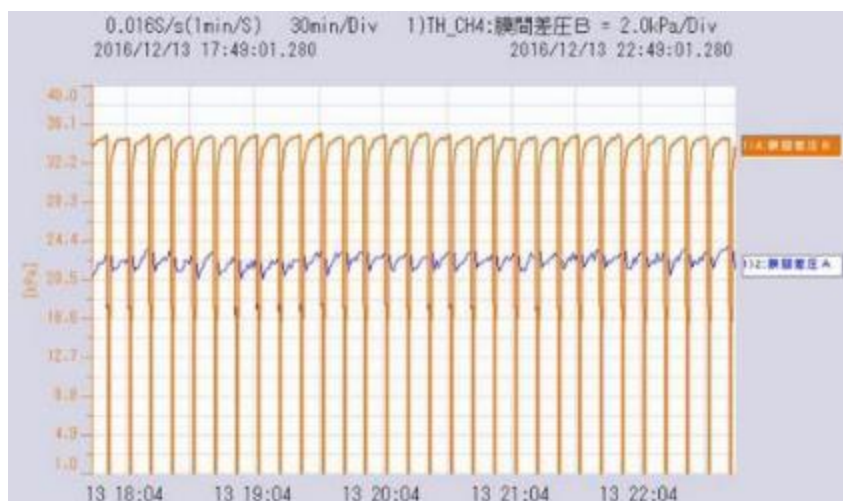


図 84. 外圧中空糸膜(吸引ろ過)モジュールのろ過差圧に対する孔径の影響

(A:孔径 $0.1\mu\text{m}$ 、B:孔径 $0.8\mu\text{m}$)

(モジュール A は青線、モジュール B は赤線の上縁)

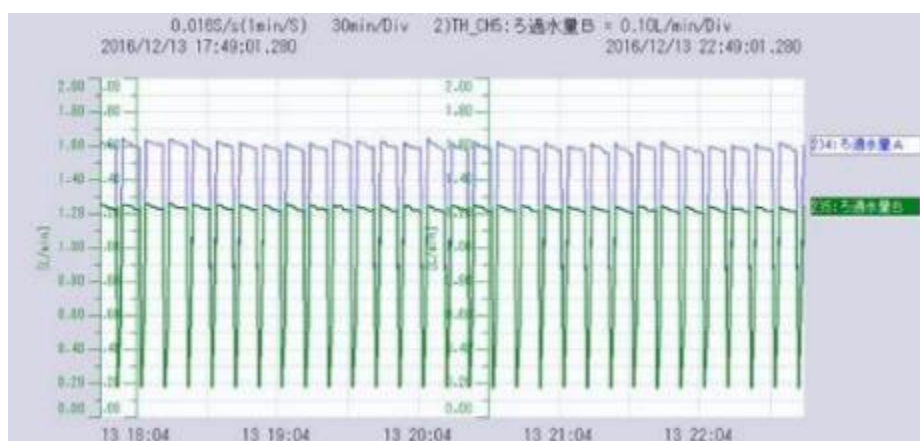


図 85. 外圧中空糸膜(吸引ろ過)モジュールのろ過水量に対する孔径の影響

(A : 孔径 $0.1\mu\text{m}$ 、B:孔径 $0.8\mu\text{m}$)

(モジュール A は青線の上縁、モジュール B は緑線の上縁)

iii 循環液流出ノズル部の構造に関する検討

使用したモジュールは底部から曝気槽液が流入し、下部側面ノズルから中空糸揺動用空気が流入し、気液混合物が上部側面ノズルから流出する構造となっている(図 32)。上部側面ノズルの取付部には中空糸が出口を塞ぐかたちで並んでいる。運転中

に、この部分の中空糸が気液流によってノズル内部に引き込まれ数本が切断するトラブルが生じた。



図 86 ノズル内に引き込まれて切断した中空糸

このトラブル発生後は、ノズル基部と中空糸束の間のクリアランスを大きくした構造に改善するとともに、引込を防止する部材（図 87）をノズル内に設置するようにした。その後、中空糸の切断トラブルは防止できた。



図 87 モジュール上部流出ノズル内に挿入した中空糸引込防止具

iv 適正通気量の検討

通気ラインが凍結で徐々に閉塞した際の、通気流量変化を図 88、ろ過差圧変化を図 89 に示した。通気量減少に伴ってろ過差圧が顕著に上昇したことが分かる。2 時間ごとの値をグラフにプロットしたところ図 90 のような関係が見られた。これによると $200 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{時間}$ 以上の通気量では低いろ過差圧が保たれるが、 $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{時間}$ では膜の閉塞が進むことが示唆された。そこで、適正通気量は $200 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{時間}$ 以上と推定された。

浸漬型（一体型）の中空糸膜では一般的な適正通気量は $70 \sim 150 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{時間}$ (m^2 : 膜ユニットの上部投影面積) とされている [膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会, 2004]。これに比較すると高めの通気量である。

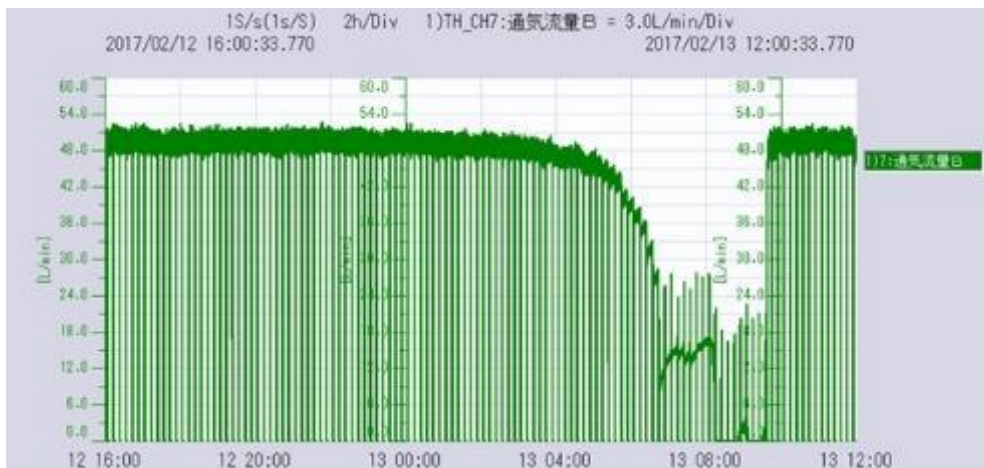


図 88. 通気ライン閉塞時の通気流量変化
(緑線の上縁)

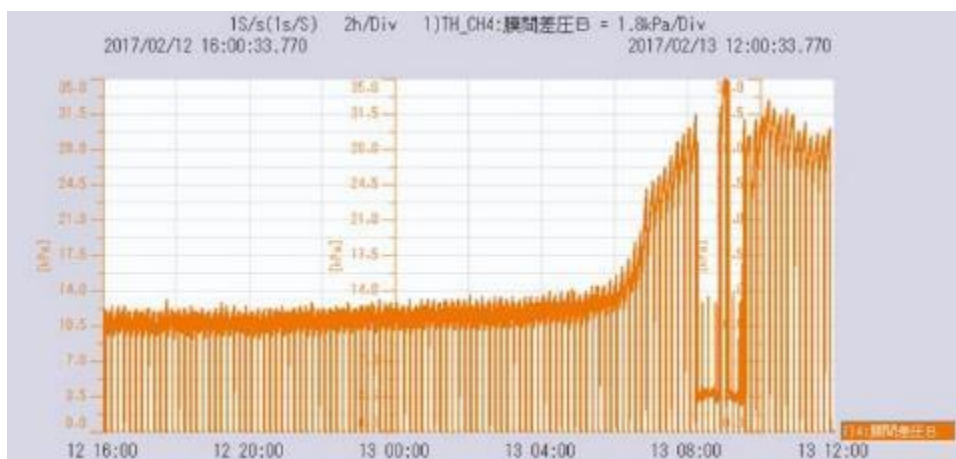


図 89. 通気ライン閉塞時のろ過差圧の変化
(赤線の上縁)

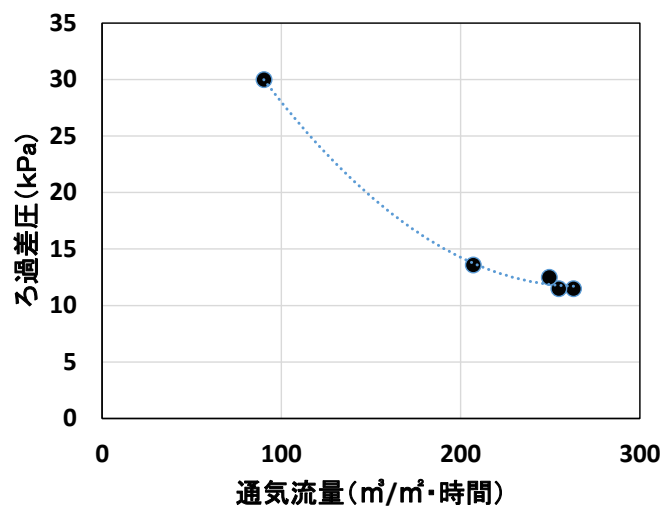


図 90. 通気ラインの凍結閉塞時の通気流量とろ過差圧の関係

v 孔径 0.1 μ m 中空糸膜モジュールの長期運転

上記の結果を受けて、2016年12月21日にA、B両ラインとも構造を改善した0.1 μ m 膜モジュール（膜面積 5 m²）を取り付けてモジュール当たり 1.40/分（透過流束 0.4m/日）の設定ろ過量で長期連続運転を開始した。

運転開始後2か月目の2016年2月21日の時点では差圧 12~15 kPa で安定していた（図 91、図 92）。

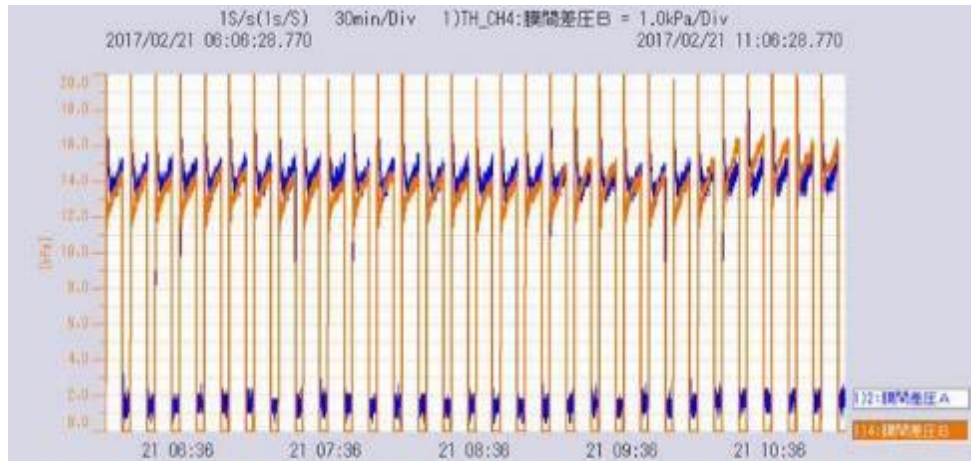


図 91. 孔径 0.1 μ m 外圧中空糸膜（吸引ろ過）モジュールの安定運転時ろ過差圧（14kPa 付近の歯状ライン）

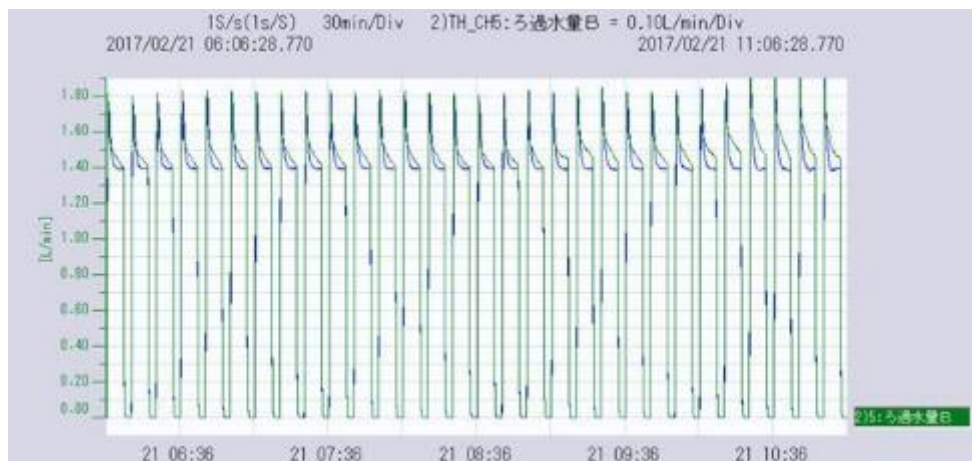
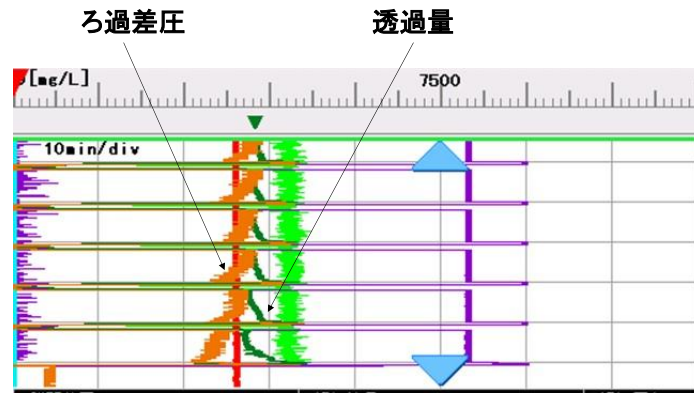


図 92. 孔径 0.1 μ m 外圧中空糸膜（吸引ろ過）モジュールの安定運転時流量（1.4L/分付近のピーク基部ライン）

さらに、0.1 μ m 膜モジュールの使用開始から約 14 か月経過した 2018 年 3 月 12 日時点での膜ろ過状況を図 93 に示した。透過流束 0.42 m/日でのろ過差圧は約 15.8 kPa で、2016 年 2 月とほぼ同じ値であり安定した稼働が確認された。透過流束/ろ過差圧を求めると、 $26.6 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{日} \cdot \text{kPa}$ となった。



(ろ過サイクル:9分ろ過、1分停止)

図 93 23 か月稼働後の膜ろ過状況

vi 活性汚泥性状

曝気槽の MLSS はおよそ 4000~11000 mg/l で推移した。ろ紙ろ過量は 5~30 m^l/5 分の範囲であった。

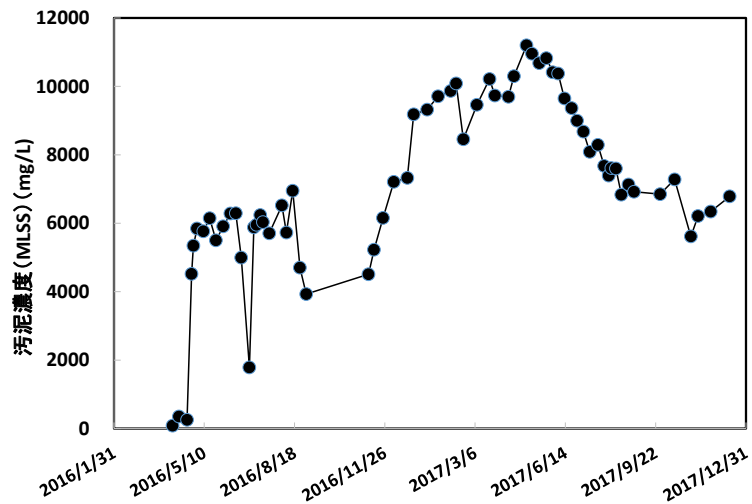


図 94 曝気槽 (旧沈殿槽) の MLSS 濃度経時変化

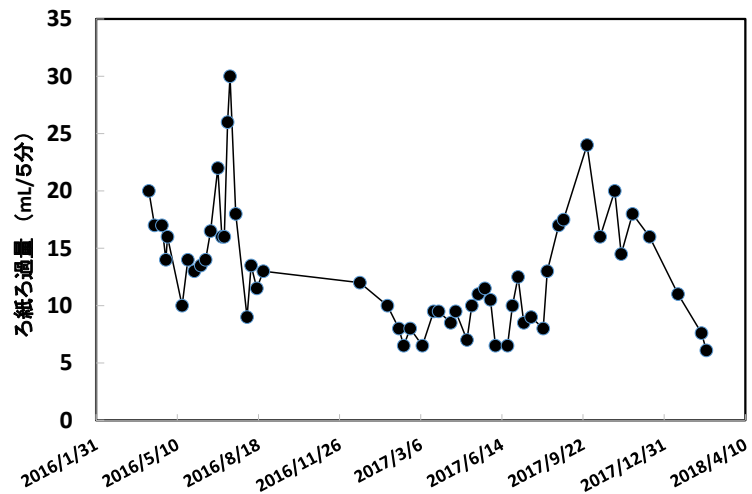


図 95 ろ紙ろ過量の経時変化

vii 活性汚泥中の原生動物相

中空糸膜分離連続稼働開始から半年経過し、汚泥濃度が約 10000 mg/l に達した時期の活性汚泥微生物相を顕微鏡観察した（図 96、図 97）。なお汚泥採取時の状況は、水温 15.3℃、硝化槽溶存酸素 4.4 mg/l、脱窒槽溶存酸素 0.2 mg/l であった。観察の結果以下の特徴が明らかになった。

- ・活性汚泥フロックのサイズは 50~100 μm と小さかった。これは、BOD 汚泥負荷が小さいことおよび曝気槽での曝気に加えて膜モジュール部分での通気もあって総合的な曝気強度が高くなっていたことが影響しているものと思われる。

- ・ *Vorticella*, *Opercularia*, *Carchesium*, *Epistylis* 等の *Peritrichida* (縁毛目) 原生動物は皆無。

- ・ *Trachelophyllum*, *Amphileptus*, *Litonotus* 等の *Gymnostomatida* (裸口目) 原生動物は皆無。

- ・ *Colpoda*, *Paramecium* 等の *Trichostomatida* (毛口目) 原生動物は皆無。

- ・体長 10 μm 前後で前後に 1 本ずつの長い鞭毛を有し、活性汚泥フロックの周囲を飛び跳ねるように遊泳する原生動物が優占的。[須藤隆一・稲盛悠平, 1983]の記載を参考にすると、この原生動物は *Pleuromonas* 属であると推定される。[須藤隆一・稲盛悠平, 1983]によると本属は細菌食性であり、優占的に増殖しても処理水が劣化することは少ないとされている。

- ・後生動物、環形動物、および節足動物は皆無。余剰汚泥発生量を削減する観点からこれらの生物が存在した方が好ましい。発生させるためには多孔性担体の投入も選択肢にはなるが膜分離に支障を及ぼす可能性もある。

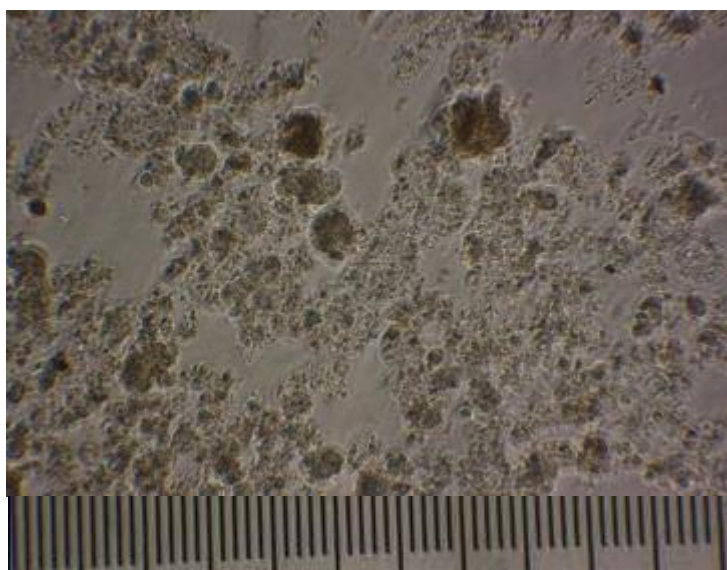


図 96. 対物 20 倍での観察画像 (1 目盛 10 μm)

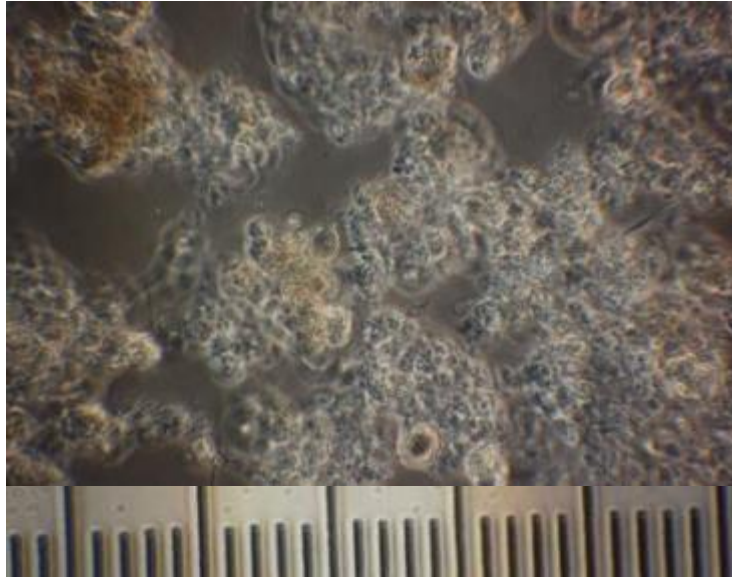


図 97. 対物 40 倍での観察画像 (1 目盛 10 μ m)

viii 水質の変化

処理水の SS と BOD の変化は図 98 と図 99 に示した。処理水の SS は 2 mg/l 以下の場合が多く、高くても 5 mg/l 程度であった。高い値は、サンプリングを行った処理水貯槽内面に発生したスライムに由来したものと推測される。

BOD は冬期にはゼロに近いレベルであったが、春期に徐々に上昇し、夏期には 60 ~ 80 mg/l の値を示した。夏期に高まるのは汚水へのふんの混入率が高まり溶解性 BOD の濃度が高まるためと推測される。

窒素化合物は高温期に低下し、低温期に上昇する明確な周期変動を示した。硝酸性窒素等の濃度は高温期には 100 mg/l を下回ることも多かったが、低温期には 600 mg/l 前後まで高まった。この大きな変動の要因については後述する。

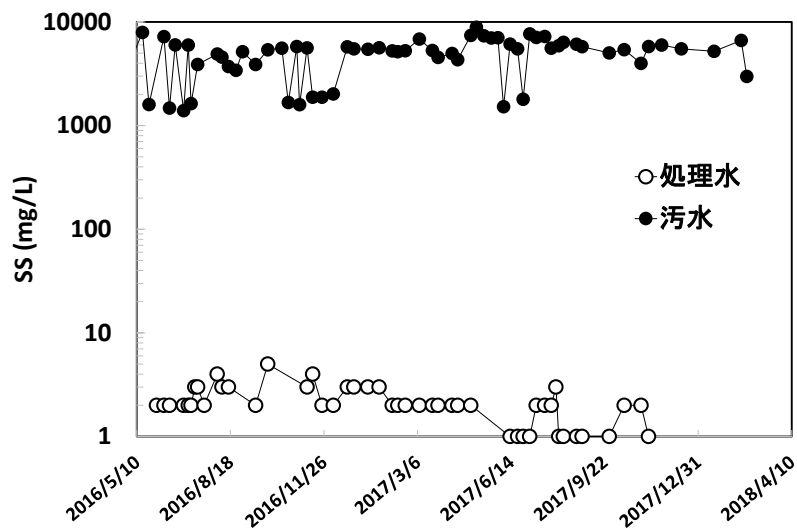


図 98 SS の継時変化

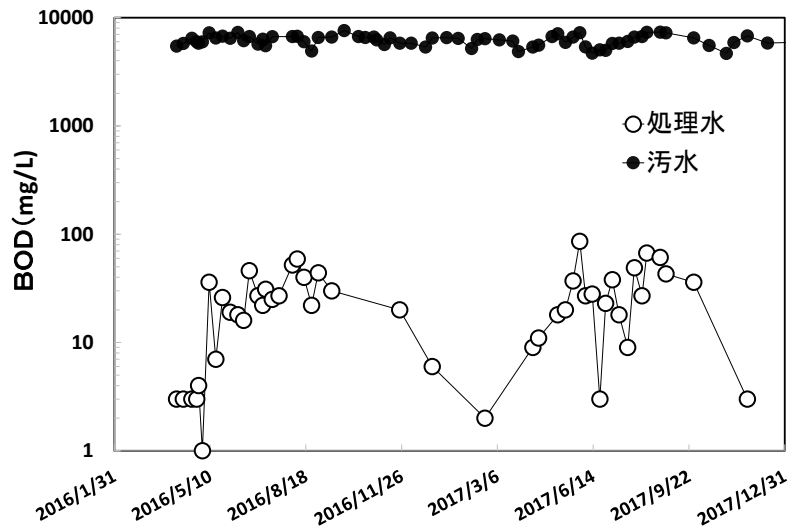


図 99 BOD の経時変化

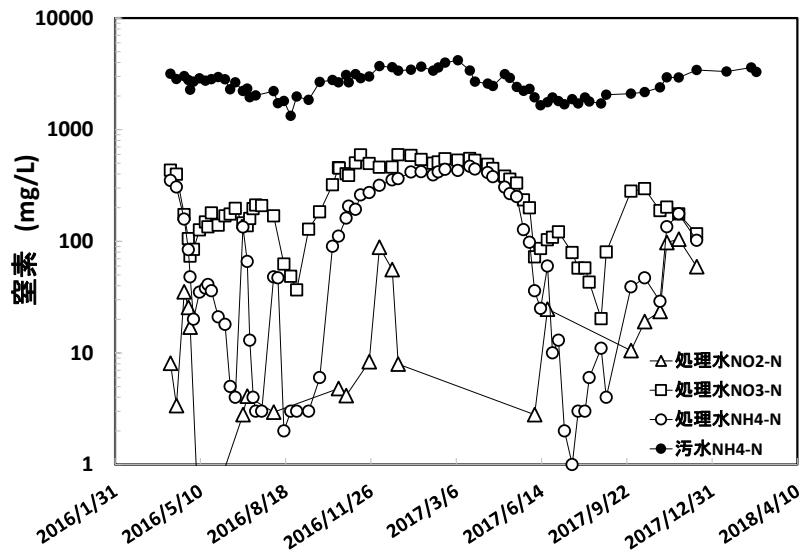


図 100 各態窒素濃度の経時変化

B. 日量 20 m³規模での試験（福島プラント）

i 装置の概要

母豚頭数 250 頭一貫経営の農場の浄化施設（日排水量 20～25 m³）（図 101）内に、1 本あたり膜面積 32 m²のモジュールを 3 本設置し全量ろ過を行った（図 102）。膜分離装置設置後も沈殿槽は元のままの状態にしており、膜分離がトラブルで停止した場合には自然に沈殿方式に戻るフローとした（図 103）。

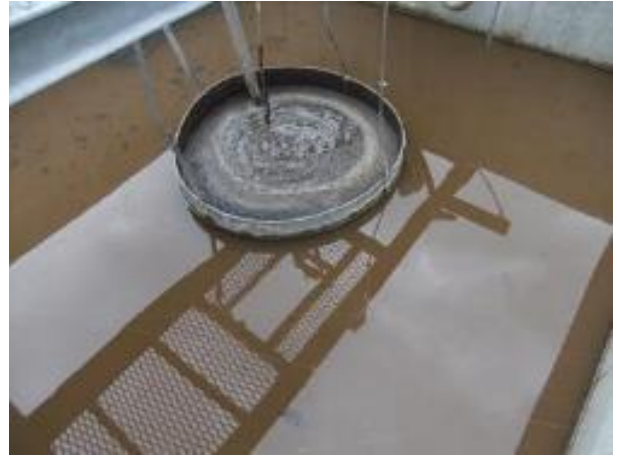


図 101. 膜分離装置を設置した汚水処理施設
(左：曝気槽、右：沈殿槽（膜分離設置後は不使用）)



図 102. 外圧中空糸膜モジュール（吸引ろ過）方式の 20 m³/日規模膜分離装置の外観

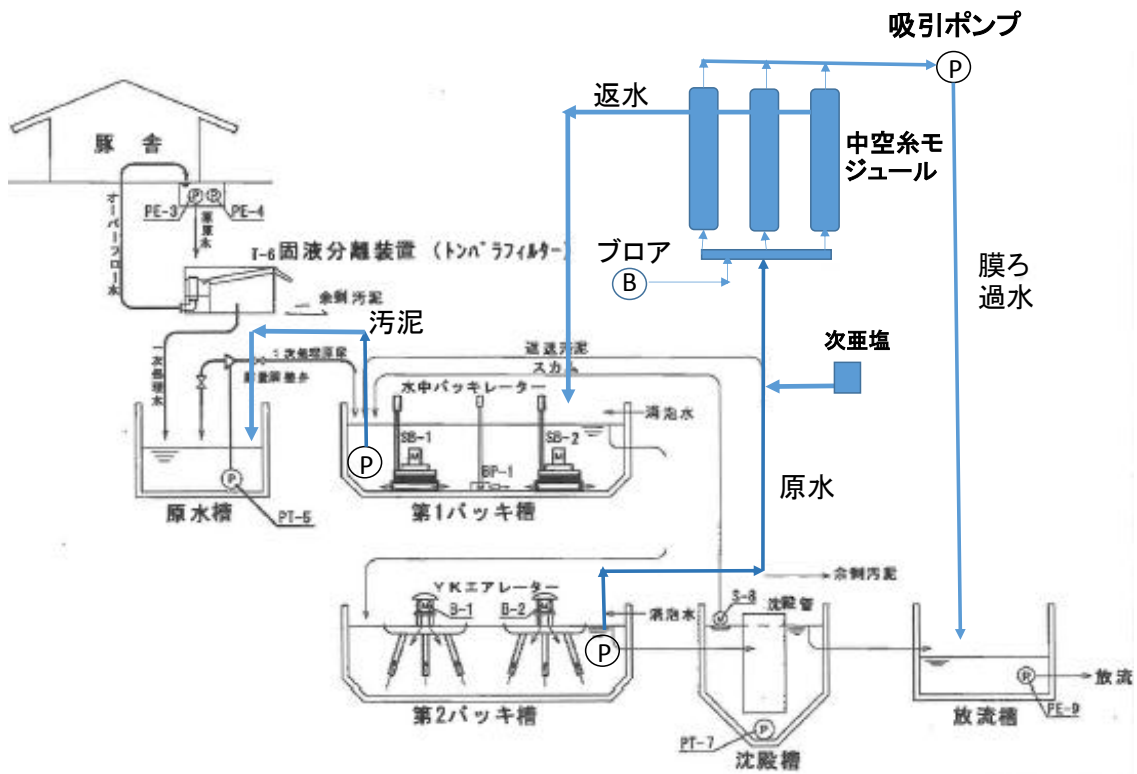


図 103. 福島での膜分離施設の設置フローシート (青色が新設部分)

本装置の主要機器は、原水循環ポンプ (0.75 kW)、吸引ポンプ (0.3 kW)、フロア (1.5 kW) であり (図 104)、1 日あたり消費電力は 61.2 kWh となる。電気料金を 1 kWh 当たり 15 円とすると、1 日あたり電気代は 918 円、単位処理水量当たりの電気代は約 37 円となる。

沈殿槽方式活性汚泥処理における処理水量 1 m³あたりの電力+薬剤費は 12 事例の平均で 218 円であったという報告がある (畜産環境整備機構, 2004)。これに対して、ケーシング型膜分離の電力費は 15%程度に相当する。



図 104 福島プラントの主要機器類

(左：原水循環用水中ポンプ、中央：ろ過用吸引ポンプ、右：フロア)

薬液洗浄は1日1回1時間の次亜塩素酸ソーダ注入を基本とした。井水貯槽からの井水送液ラインは薬液混合器（ドサトロン）を經由してモジュール下部に接続されている（図 105）。注入操作はタイマーによる自動運転となっており、井水がポンプにより送液されると、ドサトロンが水流を駆動力として12%次亜塩素酸ソーダをビニールチューブにより吸引し設定混合比で井水に混合し、この液がモジュールに注入される。注入液の次亜塩素酸ソーダ濃度は2400 mg/lとした。

なお、冬期には貯留中に井水の水温が低下し次亜塩素酸ソーダの洗浄効果が低下することから、タンク内にはヒーターを設置し厳冬期でも水温を16℃程度以上に保つようにした。[福崎智司・浦野博水・高橋和宏・山田貞子・高木明彦, 2006]によれば、次亜塩素酸ナトリウムの酸化作用に起因する洗浄速度はArrhenius型の温度依存性を示すとされ、水温上昇の効果が示唆されている。



図 105 福島プラントの自動薬液洗浄システム
(左：薬液注入用井水貯槽、中央：薬液混合器、右：12%次亜塩素酸ソーダ)

ii 膜モジュール

使用した膜モジュール3本の内、1本は中空糸の状況が目視できるように外筒の一部を透明樹脂製にした。また、モジュール内の中空糸本数は、2548本とした（図 106）。モジュール単位断面積当たり7.2本/cm²ということになる。この単位断面積当たり本数は、鹿沼プラントの実績をベースにし、スケールアップに伴うリスクを見込んで若干少なくしたものである。また、鹿沼のモジュールで使用したノズル部引込防止部材は使用せず、代わりに上部ノズル取り付け位置付近の中空糸束を取り囲む形で多孔リング（穴径1cm）を装着しノズルへの引込防止を図った。



図 106. 設置された中空糸膜モジュールの外観と内部の状況（製作途中）

iii 膜分離の稼働経過

a 異物流入トラブル

曝気槽には種々のプラスチック片が汚水経路または風による舞い込みで混入する。これらの異物が水中ポンプによって膜分離装置に流入すると、配管のバルブ部に詰まって流量変動を誘発したり（図 107）モジュール内に蓄積し（図 108）モジュール内の液流を阻害するようになる。



図 107 配管に閉塞していたプラスチック片



図 108 モジュールの液流出部に付着していたプラスチック片

このような異物流入を防止するため、6 mm 径の孔の開いたステンレスパンチングメタル製円筒カゴ（図 109）を上端が曝気槽液面上に露出するように吊り下げ、その中に水中ポンプを挿入した。この措置により図 107 のようなプラスチック片の流入は防がれるようになった。円筒カゴの孔の閉塞が懸念されたが、設置後 5 か月後の時点では閉塞の兆候は見られていない。なお、当初取り付けたカゴは長さ 62 cm であったが、現状では長さを 102 cm に延長し（図 111）、水中ポンプの設置水深を確保できるように改善した。



図 109 異物混入防止用に取り付けたパンチングメタルカゴ



図 110 水中ポンプ稼働時の吊下げ状況



図 111 長さを延長したパンチングメタルカゴ

b 豚毛のモジュール内蓄積による通液障害

稼働から 5 か月後に送液および通気の圧力が顕著に増大し、最終的には 1

本のモジュールへの送液と通気が不可能な状態になった。そこで、3本のモジュールをユニック車で吊り下して分解調査を行った(図 112)。その結果、モジュール下部の中空糸束への豚毛蓄積は僅かであった(図 113)。一方、モジュール上部の流出口付近には、中空糸に絡みついた豚毛がフェルト状に圧縮されて中空糸束が全体に膨化した状況になり(図 114)、液および空気の流出を阻害する状況になっていた。付着した豚毛は手作業により取り除くことが可能ではあったが(図 115)、モジュールの吊り下し、分解、豚毛除去の一連の作業は労力的な負担が大きく、日常的なメンテナンスとして位置付けることは困難と考えられた。



図 112 モジュールの分解調査状況



図 113 モジュール下部中空糸束への豚毛の付着状況



図 114 モジュール上部の豚毛付着状況



図 115 中空糸束中の豚毛除去作業

本来、豚毛は曝気槽に流入しないように前処理で除去を図るのが浄化施設設計の常識であり、スクリーン装置などでの処理が基本である。膜を設置した浄化施設は汚水と余剰汚泥を同時凝集処理した分離液を曝気槽に投入するフローが採用されており、この工程で豚毛も大部分除去される。しかし、脱水機のスクリーン間隙を通過してしまう豚毛もあり、長期間の間にはそれら豚毛が曝気槽に流入し、最終的に膜モジュール内に蓄積する懸念もある。そこで、曝気槽に隣接して豚毛除去専用スクリーンを設置し、曝気槽混合液を水中ポンプで常時スクリーンに循環させ豚毛を除去するようにした。



図 116 曝気槽内豚毛除去用スクリーンの稼働状況



図 117 スクリーンで除去された豚毛

上記スクリーンを用いても、豚毛の 100%除去は困難であり、長期間の間には豚毛の蓄積が進行するものと予測される。従って、モジュールに流入した豚毛が

過度に蓄積しないうちに何らかの手段で簡略に除去する手法を確立する必要があると考えられた。既述のようにモジュールを分解して取り除くのは日常作業としては不可能と考えられることから、化学的な溶解除去を図るのが現実的と考えられた。

豚毛の主成分であるケラチンは、苛性ソーダで溶解することが知られている。このため、実用的な苛性ソーダ濃度を把握することを目的として、上記のモジュールから取り出された豚毛（湿重5 g）を用いて、ピーカーテスト規模で100mL苛性ソーダ溶液による溶解試験を行った。この結果5%では約2時間、4%および3%では約3時間で大部分の豚毛が目視確認できなくなった。一方、2%では16時間後も約半分の豚毛が残存していた。この結果より、3～5%の苛性ソーダをモジュールに注入して数時間浸漬すれば豚毛が溶解除去できる可能性が示された。苛性ソーダは5%以上では劇物に該当すること、また3%では注入した際のモジュール内残液での希釈により溶解効果が低下する懸念があるため、現実的には4～5%が最適と考えられた。

なお、使用した膜の薬品洗浄の手法の一つとして、4%苛性ソーダでの12時間浸漬が推奨されていることから、12時間以内であればモジュール素材へのダメージの懸念はない。また、【膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会、2004】によれば、4%苛性ソーダに次亜塩素酸ソーダを加えた薬剤での洗浄法が記載されており、4%苛性ソーダの利用はそれほど特殊な選択ではないと考えられた。

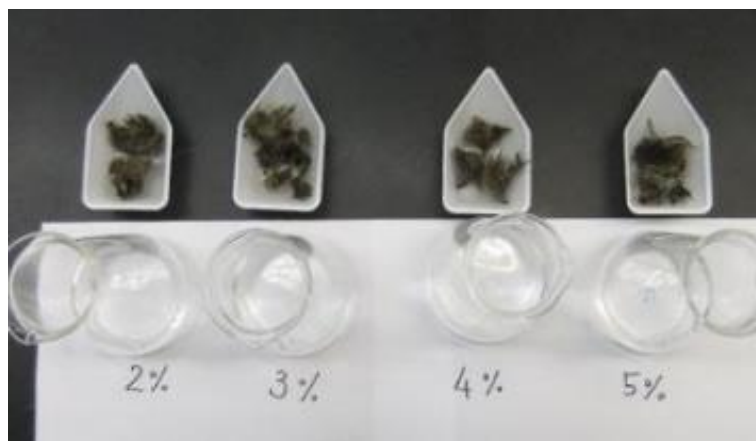


図 118 苛性ソーダによる豚毛溶解テスト（豚毛投入前）

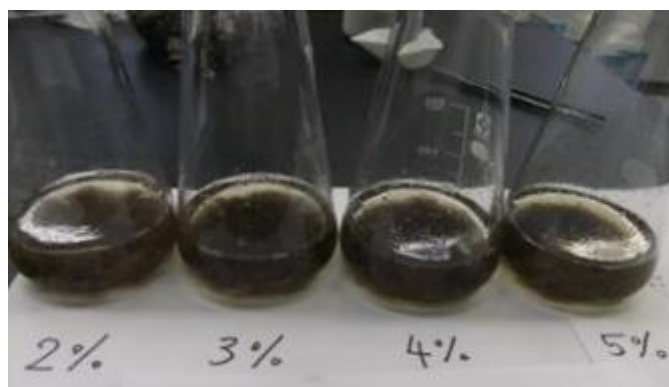


図 119 投入後 5 分目の状況

4%苛性ソーダは劇物ではないが、皮膚や眼に有害であることから、安全に使用できるようにするための配慮が重要である。この観点から、バルブの開閉とポンプの ON、OFF のみの操作で安全に洗浄できるようなラインを設置し実施した。具体的な操作手順は以下のとおりである。

- ① モジュール内の汚水をバルブ操作でマンホール内に排水 (図 120)。
- ② 100 ℓステンレスタンクに所要量の上水 (モジュール 1 本あたり約 40 ℓ。順番に洗浄を行うのであれば 40 ℓ作成すればよい) を投入した後に 4%相当の苛性ソーダフレークを投入し塩ビパイプでゆっくり攪拌 (図 121)。この際に熱の発生はほとんど無いが、刺激性のヒュームが発生するのでタンクに顔を近づけないこと。またマスク、ゴーグル、ゴム手袋を着用すること。
- ③ モジュール下部のアルカリ合流バルブを開け、ポンプ電源を入れてアルカリ溶液を注入 (図 122)。
- ④ アルカリ液は分岐用ヘッダー管 (図 123)、モジュール下部合流バルブを経由して (図 124) モジュール内に注入される。モジュール上部からの液流出ホースからの流下を目視したら注入停止。
- ⑤ 数時間浸漬。
- ⑥ アルカリ回収用バルブを開けてモジュール内の液を自然流下 (図 125) でステンレスタンクに戻す (図 126)。
- ⑦ 回収したアルカリ液は次回の洗浄時に再利用するので、タンクに蓋をした後そのまま保管。何回までアルカリ液の再使用が可能であるかは今後の検討課題である。

なお、苛性ソーダフレークは劇物に該当し、また溶解時には上記のように刺激性のヒュームが発生することから、作業をより安全にするためには薬品メーカーから 4~5% 苛性ソーダ溶液を購入した方が良いと思われる。既述のように 5% 以下の苛性ソーダ溶液は劇物には該当しない。



図 120 モジュール内汚水の排出状況



図 121 100 φステンレスタンクと投入した苛性ソーダフレーク



図 122 苛性ソーダ溶液注入用ポンプ（モノフレックスポンプ）



図 123 各モジュールへの分岐用ヘッダー管



図 124 モジュール下部サクションホースへの合流部



図 125 洗浄後アルカリ液の排出状況



図 126 排出苛性ソーダ溶液のステンレスタンクへの回収状況
(排出液の色を見るために排出管を持ち上げているが
通常は底部まで挿入した状態で行う)

c 透過性悪化トラブル

膜ファウリングへの対応については、既述のように 2400mg/l の次亜塩素酸ソーダによる 1 時間の浸漬を毎日自動的に行うことを基本とした。

この洗浄を続けても長期的には徐々に透過流束が低下する。次亜塩素酸による透過流束回復が見られなくなった場合はカルシウムを含む不溶性成分が蓄積した可能性があることから次亜塩素酸ソーダの代わりに 5~10% クエン酸溶液を

ドサトロンで希釈注入して 30～50 分の浸漬洗浄を行った。

2017年10月に農家が前分離用凝集剤の種類を変更した後に膜の透過性能が著しく悪化したケースがあった。ろ紙ろ過量の継時変化を見てみると、この時期に 1m ℓ /5 分程度まで低下したことが分かる。

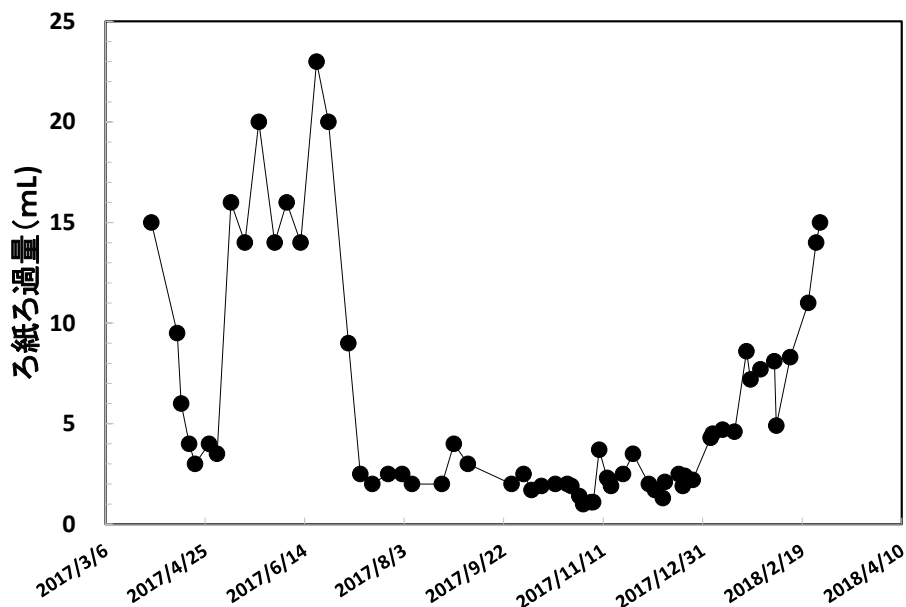


図 127 福島浄化施設におけるろ紙ろ過量の継時変化

変更した凝集剤の仕様は以下のとおりであった。また、この凝集剤使用時の曝気槽混合液の粘度は 110mPa・s であり、MLSS 9800 mg/ ℓ での粘度としてはかなり高いものであった。なお、膜メーカーからの情報では、MLSS が 10000 mg/ ℓ でも汚泥粘度は 10mPa・s 以下が通常ということであり、いかに高い粘度であるかが推察された。また、[フジクリーン工業株式会社第一開発部, 2002]によれば 100mPa・s 以下であればろ過し易い性状とされており、その数値を超えている場合は高分子凝集剤の悪影響の可能性があるとされている。因果関係は明らかではないが、今回の場合も凝集剤が曝気液の粘性を極端に高め、透過性能を悪化させた可能性があると推測した。

成分	カチオン度	分子量	水溶液粘度 (0.2%)	水溶液粘度 (0.3%)
アクリレート系	高	750 万	150-250 mPa・s	270-370 mPa・s

上記のような経緯から、栃木浄化施設で問題なく使用されている凝集剤に変更した。この凝集剤はポリアクリル酸エステル系で、0.2%水溶液の粘度は 400 mPa・s 以下であった。この凝集剤に変えた後はろ紙ろ過量が徐々に改善傾向と

なった。凝集剤の仕様と膜ろ過性能の関係は今後さらに検討の必要がある。

一般的に高分子凝集剤は膜ろ過には悪影響を有することから、その利用は必要最低限に止める必要がある。一方では汚泥脱水を確実にを行うためには、所要量の注入を確実にを行う必要がある。福島浄化施設ではこれまで 3 m³の攪拌機付きタンクの上から粉末高分子凝集剤を投入し、溶解した凝集剤を底部から定量ポンプで引き抜いて脱水機に送る方式であった。この場合、水中に投入後の攪拌は緩速であるため、未溶解のママコになるものが多く、このママコが凝集剤送液ホースを閉塞させ脱水不良を引き起こしたり、汚泥に均一に混合されずにママコのまま脱水機を通過し、その後曝気槽内で徐々に溶解し、結果的に曝気混合液の粘度上昇を引き起こしていた可能性がある。凝集剤の使用量を必要最低限にとどめると同時に確実な汚泥脱水を進めるため、高分子凝集剤溶解装置の導入を行った（図 128）。



図 128 導入された高分子凝集剤溶解装置

次亜塩洗浄およびクエン酸洗浄でも透過流束が回復せず、しかもろ紙ろ過量が 5ml 以上である場合は膜面に高分子凝集剤が付着した可能性がある。この場合には 4～5%の苛性ソーダと 5000mg/lの次亜塩素酸ソーダの混液による浸漬洗浄を行う。浸漬時間は 12 時間を基本とするが、長時間の浸漬が困難な場合は 3～5 時間程度とする。この薬品洗浄では豚毛の溶解も同時に進行するため、膜モジュールの長期的な保守の観点から定期的を実施することが適切と推定される。

iv 安定稼働時の膜ろ過性能実績

2017 年 3 月上旬の稼働開始後、各種トラブル対応を終えて安定稼働ができるようになった 2018 年 3 月 30 日時点での膜ろ過状況を図 129 に示した。ろ過 9 分、停止 1 分のサイクルにおいて、透過量から計算した透過流束は 0.27m³/日であった。一方、ろ過差圧は約 30 kPa であった。これより透過流束／ろ過差圧を求めると、 9.3×10^{-3} m³/日・kPa となった。この値は、栃木の場合の計算値 26.6×10^{-3} m³/日・

kPa に比較してかなり低い。この差が生じた原因は明らかではないが、モジュールの長さが栃木では 1 m に対し、福島では 2 m と 2 倍であることが何らかの影響を与えている可能性もある。

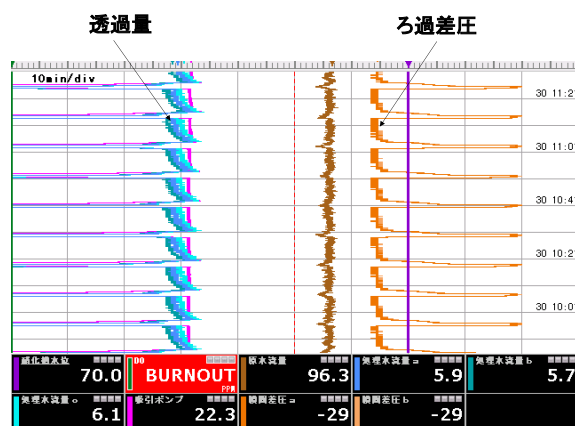


図 129 12 か月稼働後の膜ろ過状況

v 活性汚泥性状

膜分離稼働直後（2017 年 3 月）に、既設沈殿槽に過剰堆積した汚泥の全量を曝気槽に移送した。これにともない曝気槽の汚泥濃度は最大 2 万 mg/l 程度にまで上昇したが、膜分離性能には特段の影響は無かった。この結果より使用したモジュールは汚泥濃度 2 万 mg/l 程度までは適用可能と推測される。

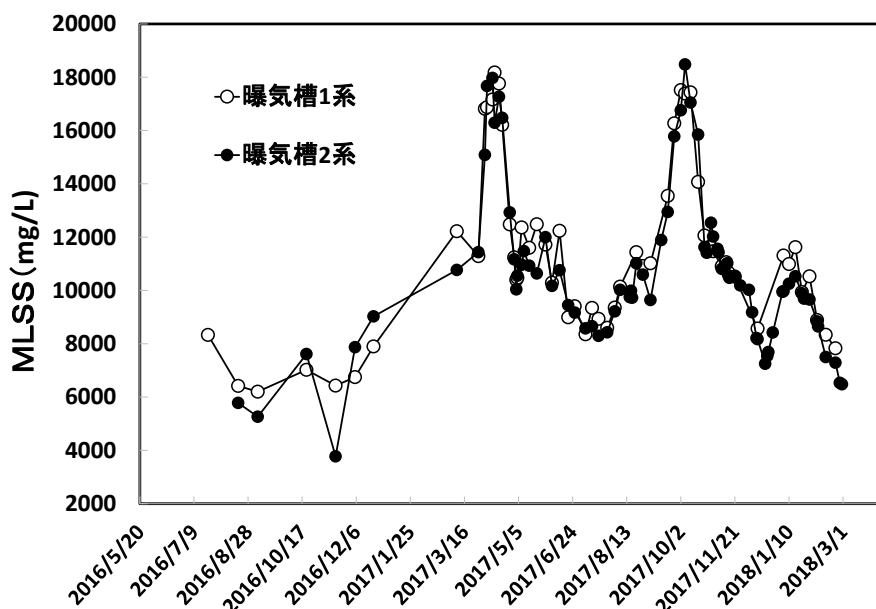


図 130. 膜分離設置後の曝気槽汚泥濃度 (MLSS) の変化

vi 水質の変化

膜分離導入前の沈殿槽流出水（希釈水合流前）と導入後のろ過水 SS についてみると、導入前は 10~750 mg/l の範囲で大きく変動したが、膜分離導入によって安定して 1~2 mg/l の低い値を示した（図 131）。

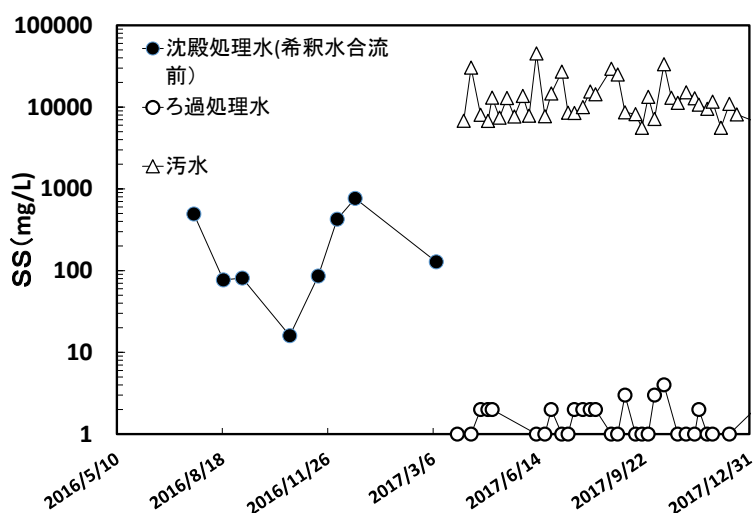


図 131. SS の変化

BOD は、膜分離導入前は 200 mg/l 程度まで高まることがあったが、導入後は 100 未満に抑えられた。導入後の変化をみると前記栃木の場合と同様夏期に高まり冬期に低下する傾向が見られた。

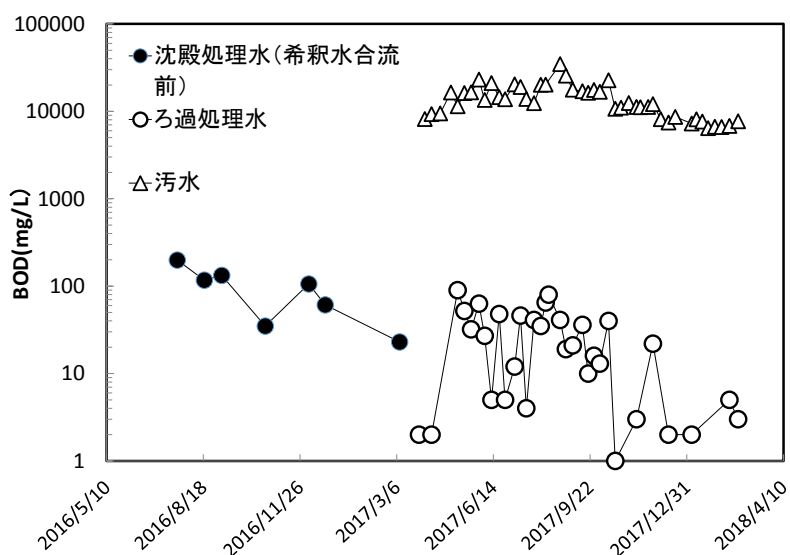


図 132 BOD の変化

アンモニア性窒素濃度は、膜分離導入後に高まる傾向が見られた(図 133)。この原因は汚泥処理用固液分離機の凝集剤注入設備の不具合が頻繁に発生し、MLSS が高すぎる事態が継続したため曝気不足になったためと考えられる。

亜硝酸性窒素も膜分離導入後に高まった(図 134)。この原因はやはり曝気不足による不完全硝化のためと推測される。

硝酸性窒素濃度は、汚泥処理施設が順調に稼働するようになった 2017 年 12 月以降の MLSS 濃度の減少に反比例して上昇傾向を示した(図 135)。これは、MLSS 濃度の減少により曝気槽の溶存酸素濃度が回復し硝化が活発化したためと推測される。

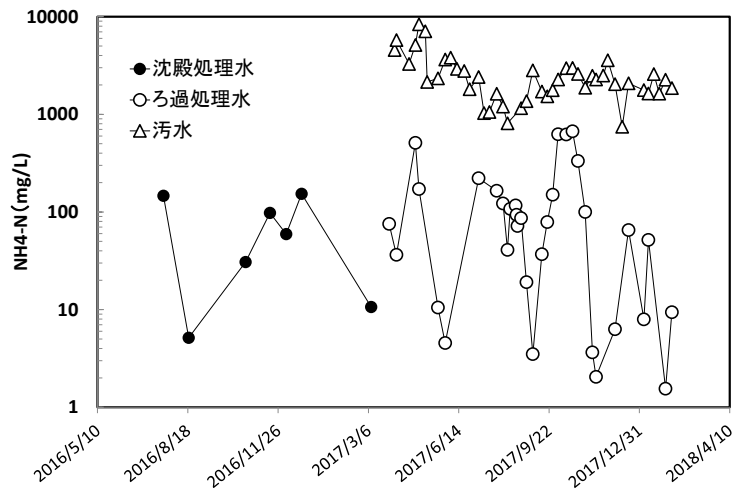


図 133 NH₄-N 濃度の変化

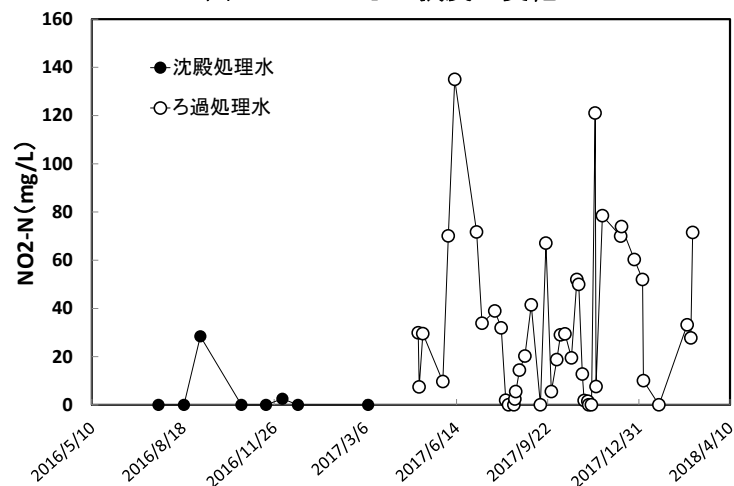


図 134 処理水の NO₂-N 濃度の変化

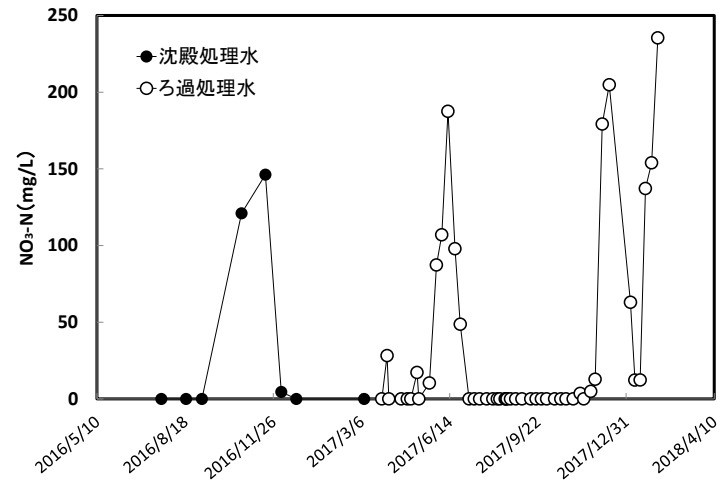


図 135 処理水中の NO₃-N 濃度の変化

処理水の硝酸性窒素等 ($\text{NH}_4\text{-N} \times 0.4 + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) は、膜分離導入前は 200mg/l以下、導入後は 400 mg/l以下となり、現状規制値の 600 mg/lより低いレベルではあるが、膜分離導入後の方が若干上昇した。これは、膜分離で悪化したということではなく、汚泥処理設備の不調に起因する既述のアンモニア性窒素の増大が影響したものと考えられる。

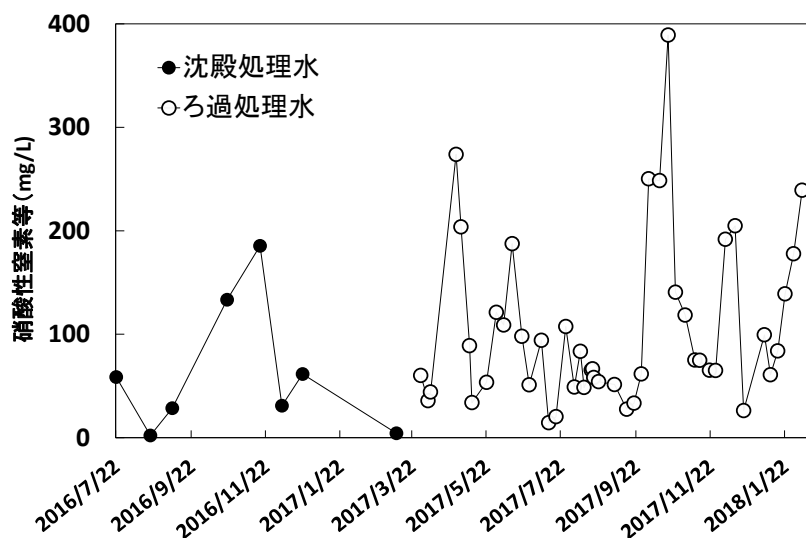


図 136. 膜分離導入前後の処理水中硝酸性窒素等 ($\text{NH}_4\text{-N} \times 0.4 + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) の変化

③ 中空糸膜の閉塞成分に関する基礎検討

膜の閉塞進行後の薬液洗浄の効果を確認するため、栃木プラントで使用後の $0.1 \mu\text{m}$ の外圧中空糸膜について、水洗いした後、まず有機物除去用洗浄剤の次亜塩素酸ナトリウム (3000 mg/l) + 苛性ソーダ (3%) に 20°C で 5 時間浸漬し、膜表面を走査電子顕微鏡で観察した。また、比較のために未使用膜についても走査電子顕微鏡で観察した。

未使用膜では膜基材の網目状構造 (図 137) が観察できるのに比べて、使用後の膜は表面が有機物と思われる平滑な物質で覆われ網目状構造は全く見えなかった (図 138)。しかし、薬液洗浄後は未使用膜に近い状況にまで復活していた (図 139)。この結果より有機物汚染は次亜塩とアルカリ混液で効果的に除去できたといえる。

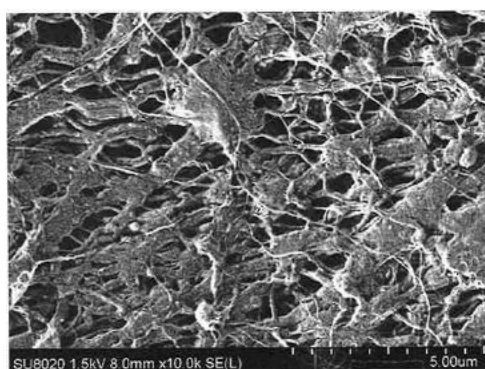


図 137. 未使用 $0.1 \mu\text{m}$ 膜の走査電子顕微鏡観察画像

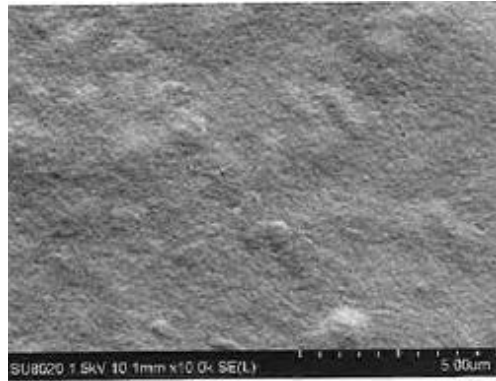


図 138. 使用後 0.1 μm 膜（水洗浄後）の走査電子顕微鏡観察画像

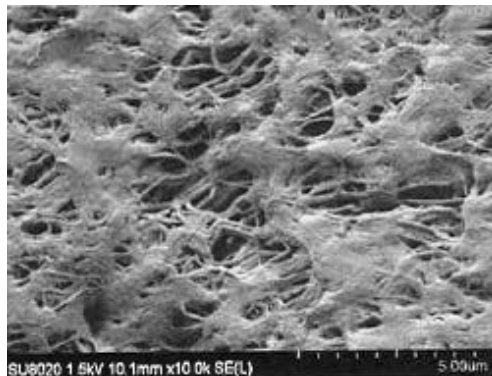


図 139. 使用後 0.1 μm 膜（次亜塩素酸ソーダ+アルカリ洗浄後）の走査電子顕微鏡観察画像

無機成分の付着状況について検討するため、上記の薬品洗浄後にさらに硫酸（3%）に 20℃で 5 時間浸漬し、浸漬前後の付着物質の定性的な元素組成分析を SEM-EDX 分析装置で行った。この結果、洗浄前はカルシウムが 56.9%と高い割合を示したのに対し、洗浄後は未検出となった。この結果より、膜上に付着する無機成分はカルシウムが主であり、硫酸浸漬で完全に除去できることが推測された。なお、C、O、F は膜基材成分である。

表 16. 使用後 0.1 μm 膜（次亜塩素酸ソーダ+アルカリ洗浄後および硫酸洗浄後）の元素分析結果

元素名	wt. %	
	硫酸浸漬前	硫酸浸漬後
C	11.68	24
O	21.34	6.03
F	0.45	63.71
Na	1.31	0.55
Mg	0.39	0
Si	0.27	0
P	1.93	0
S	1.34	1.6
Cl	0.48	0
Ca	56.9	0
Pd	1.3	3.46
Pt	2.61	4.58

カルシウム成分は液の pH が弱アルカリ性になると不溶化することが知られている。膜ろ過水の実測値は夏期に pH8 以上に高まることが把握されている。閉塞の解析を行った膜は、夏期に使用したものであるため、高 pH で不溶化したカルシウムが膜面に付着したと推定される。

④ 膜分離による有害微生物除去の基礎検討

A. 大腸菌

栃木での外圧中空糸膜（加圧ろ過）の試験において、ろ過前後の大腸菌数を住友 3M 製ペトリフィルム培地 EC プレートを用いて計数した（図 140）。各試料について 2 枚のプレートを用い、1 プレートあたり無希釈試料 1 ml を接種後、35℃で 24 時間培養し、気泡の随伴する青色コロニーを大腸菌（*E. coli*）として計数した。なお、試料水は 6 月 20 日までは孔径 0.1 μm 膜ろ過水、6 月 29 日以降は孔径 0.8 μm 膜ろ過水を用いた。

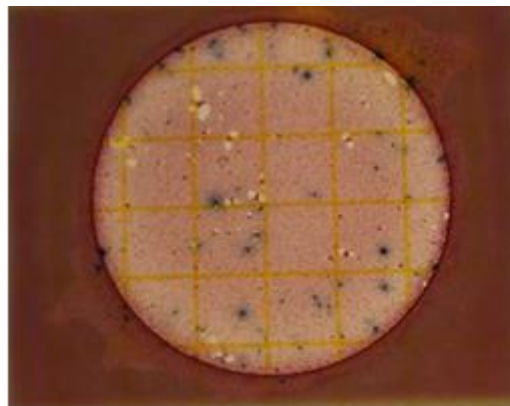


図 140. ペトリフィルム培地 EC プレートによる大腸菌計数状況

図 141 に計数結果を示した。孔径 0.1 μm、0.8 μm のどちらでもろ液では大腸菌は未検出であったことから、確実な除去が可能と推定された。

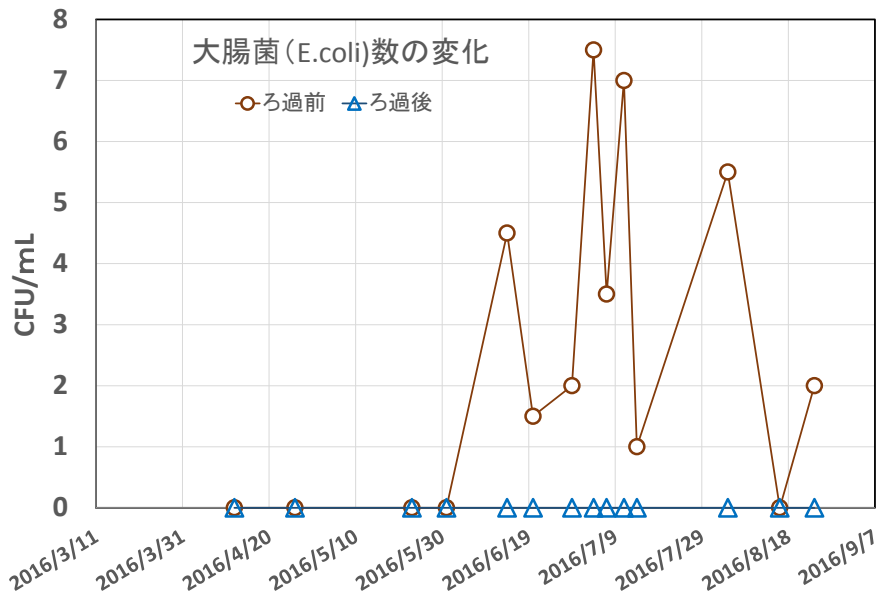


図 141. 原水および処理水中の大腸菌数変化

なお、水質汚濁防止法で規制項目となっている大腸菌群は、[日本下水道協会, 2012]によれば、試料がふん便によって汚染されている疑いを示す公衆衛生的な指標として、実用面から定義されたものであり、大腸菌 (*E. coli*)、*Citrobacter* 属、*Enterobacter* 属、*Klebsiella* 属等が含まれる。また、一部を除いて大腸菌群自体は必ずしも人体に有害ではない。

大腸菌群は膜ろ過水が流下する配管や貯槽の内壁で自然増殖する可能性も有り、膜ろ過での細菌除去能の指標としては不適切と考えられた。このため、今回の試験では大腸菌 (*E. coli*) の計数で細菌除去能を把握した。

B. クリプトスポリジウム

i 目的および方法

既述のように、感染性の原虫の一種であるクリプトスポリジウムは塩素消毒が困難であることから膜ろ過はクリプトスポリジウム対策に有意義な技術とされている。今回汚水処理試験に用いた精密ろ過膜が、実際にクリプトスポリジウム除去能を有するかどうかの確認試験を以下のように行った。

クリプトスポリジウム生体を試験に用いるのは、安全性および防疫の観点から困難であることから、膜ろ過性能の確認用として市販されているクリプトスポリジウム代替トレーサー (水道技術研究センター製) を用いた (図 142)。

トレーサーの粒径は $3.1 \mu\text{m}$ で、粒径と比重がクリプトスポリジウムのオーシストに類似させてある。また検出を容易にするために蛍光染色が施してある (図 143)。製品は純水中に 10^{10} 個/ℓの粒子が懸濁している。これは「水道用大孔径ろ過膜モジュール規格」 [膜分離技術振興協会, 2010]において性能評価用として指定されて

いるものである。なお、クリプトスポリジウムは宿主の外、つまり環境水中ではオーシスト（囊包体、直径約4~6 μ m）の形態で存在し、増殖することはないとされている [日本下水道協会, 2012]。



図 142. 試験に使用したクリプトトレーサーM

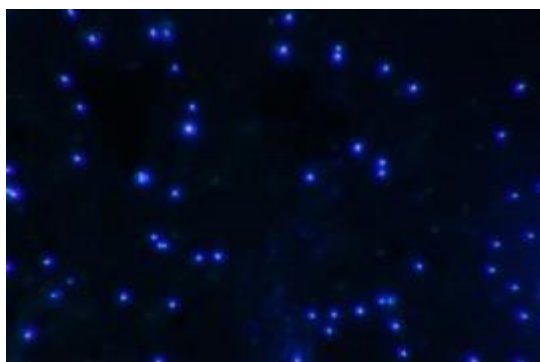


図 143. 原液をろ過したメンブレンフィルターの蛍光観察画像

試験は、原液槽に約125 ℓ の水道水を投入し、クリプトトレーサー懸濁液を1.25m ℓ 滴下した。まず、この原液から分取した液をミリポアHAメンブレンフィルターでろ過し、フィルター上のトレーサー粒子数を落射蛍光顕微鏡（図144）で計数し、原液中個数を算定した。



図 144 クリプトトレーサーの計数に使用した落射蛍光顕微鏡

この原液を 20 l ずつ、3 回または 4 回、室内型膜分離試験装置（図 145）に取り付けたテスト用膜分離モジュールでろ過した。各回のろ液について、原液と同様にトレーサー個数を計数した。



図 145 室内型膜分離試験装置

試験には、平膜がダイセン・メンブレン・システムズ社製 BIO-CEL Lab（膜面積 0.34m^2 、孔径 $0.04\ \mu\text{m}$ 、親水性ポリエーテルスルホン製、千葉の平膜プラントに使用した膜と同じ素材）（図 146 左）、中空糸膜が住友電工製室内試験用ポアフロンモジュール PM-X276（内圧型、中空糸内径 5mm 、孔径 $0.8\ \mu\text{m}$ 、栃木および福島プラントの外圧型中空糸膜と同じ素材だがプラントでは孔径 $0.1\ \mu\text{m}$ を使用）（図 146 右）を用いた。

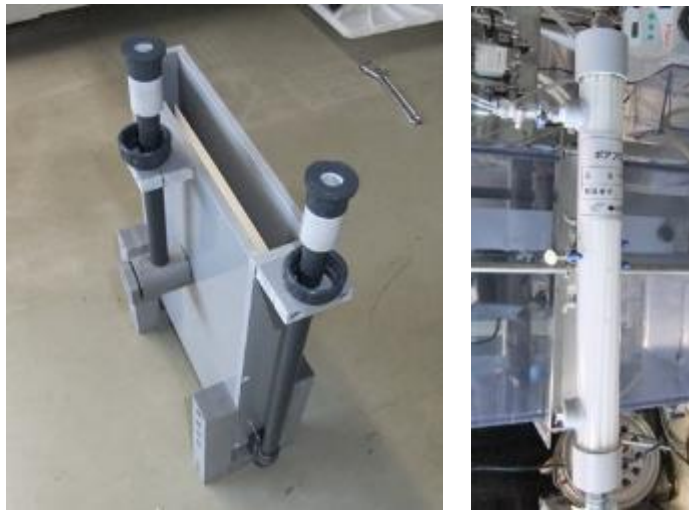


図 146 クリプトトレーサー除去試験に用いた膜モジュール
（左：平膜、右：中空糸膜）

ii 試験結果

平膜による除去率は 1 回目から水道用膜の規準値である 99.999% を上回り、その後も回数を経るにしたがって除去率が上昇した（図 147）。従って、十分な除去性能を有するものと評価される。回数とともに除去率が上昇したのは膜面のファウリングによる閉塞が進行したためと推定される。

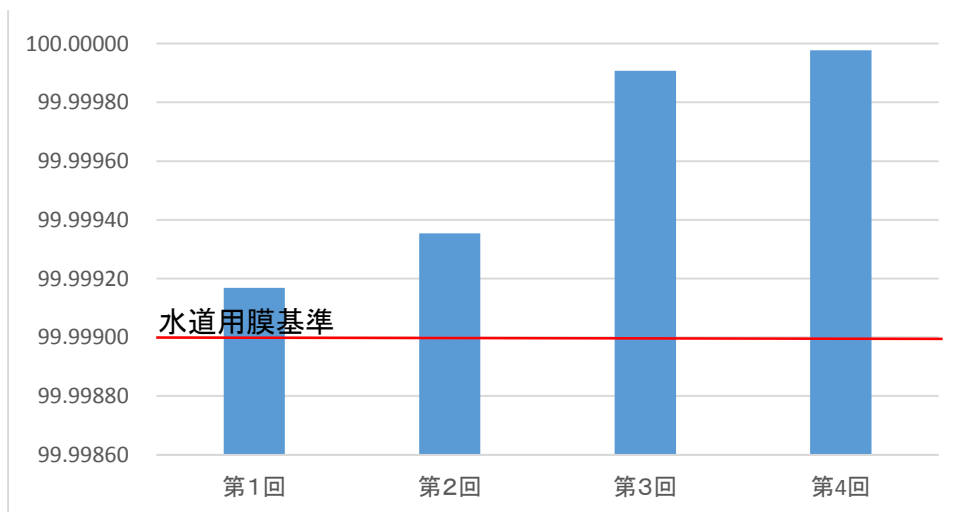


図 147. 平膜(0.04 μm)によるクリプトトレサー除去率

中空糸膜による除去率は、1回目は 99.9985%で水道用膜の規準を僅かに下回ったが、2回目と3回目は 99.999%以上で規準値をクリアした (図 148)。よって、中空糸膜もクリプトスポリジウムに対して十分な除去性能を有していると評価できる。なお、平膜と比較すると除去率が低かったが、これは平膜の孔径が 0.04 μm に対して中空糸膜の孔径が 0.8 μm と 20 倍大きいことが影響しているものと推定される。なお、栃木と福島の中空糸膜の孔径は 0.1 μm であったので、除去率は 0.8 μm より高いと推定される。

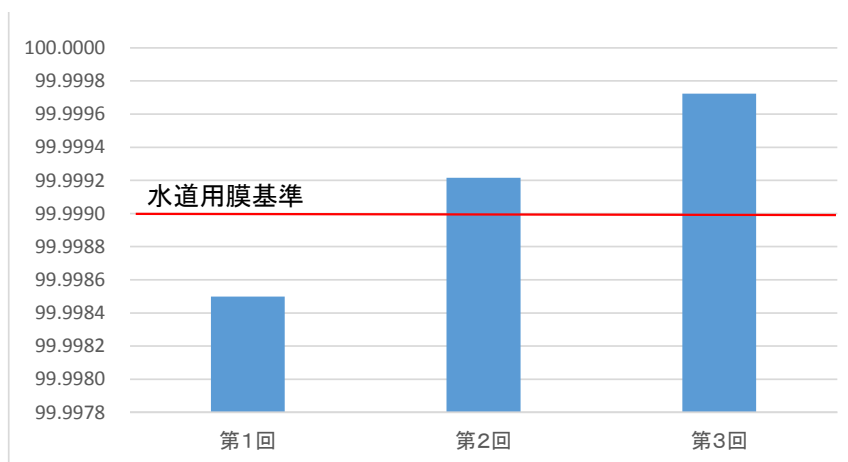


図 148. 中空糸膜 (0.8 μm) によるクリプトトレサー除去率

⑤ 膜分離活性汚泥法における汚泥濃度評価手法の検討

膜分離活性汚泥法は通常の活性汚泥法に比べて MLSS を高く維持するのが一般的である。高濃度の MLSS を簡易に評価する手法について以下検討した。なお、市販の MLSS 計を購入すれば、もちろん活用可能である。MLSS 計の種類や価格については既述のとおりである。

A. SV 測定による評価

SV 測定は曝気槽混合液 1 l をメスシリンダーに投入し 30 分静置後の汚泥容量を測定す

るだけで非常に簡易な汚泥濃度把握手法である。しかし、一般に膜分離活性汚泥法では汚泥濃度が高すぎるため SV は汚泥濃度の評価に利用できないとされている。この点を確認するため、3か所の膜分離活性汚泥法浄化施設で SV と MLSS の関係を見たところ、いずれも MLSS が 6000 mg/l を超えると SV は 98% 以上となり汚泥濃度との関係は見られなくなった (図 149、図 150、図 151)。この結果から、やはり膜分離活性汚泥法では SV による MLSS 評価は不可能と結論される。

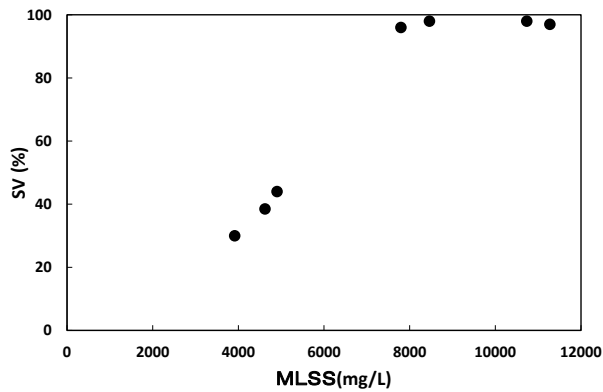


図 149. 千葉汚水処理施設における SV と MLSS の関係

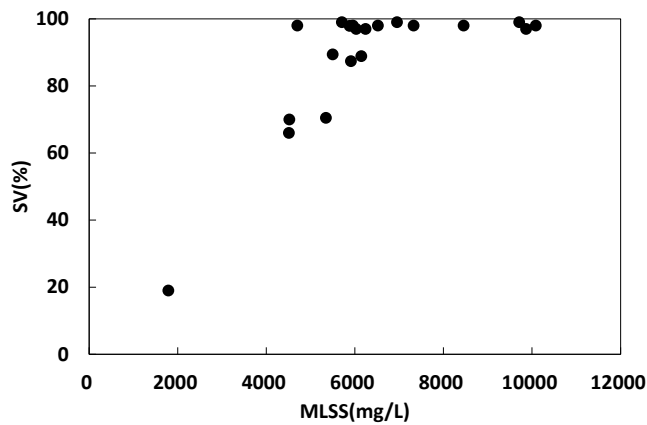


図 150. 栃木汚水処理施設における SV と MLSS の関係

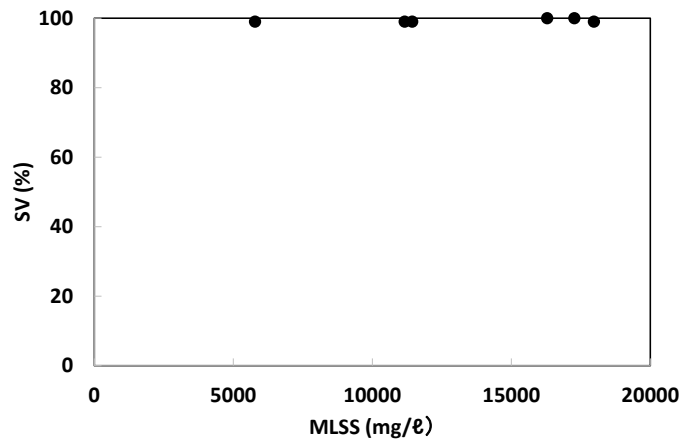


図 151 福島汚水処理施設における SV と MLSS の関係

B. 10倍希釈SV測定による評価

SV測定ではほとんど沈殿しない場合にも10倍希釈するとSVが測定できるようになる。この10倍希釈SV値が汚泥濃度の評価に利用できるかどうかについて検討した。

栃木（図152）では一定の傾向が見られなかったが、福島（図153）ではばらつきは大きいものの一定の傾向はみられた。よって、施設によってはMLSSのおおよその値を推定するために10倍希釈SVが利用できると思われる。

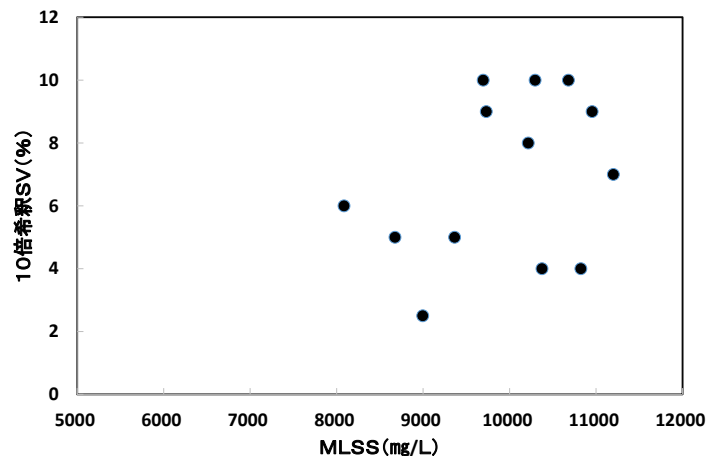


図152. 栃木における10倍希釈SVとMLSSの関係

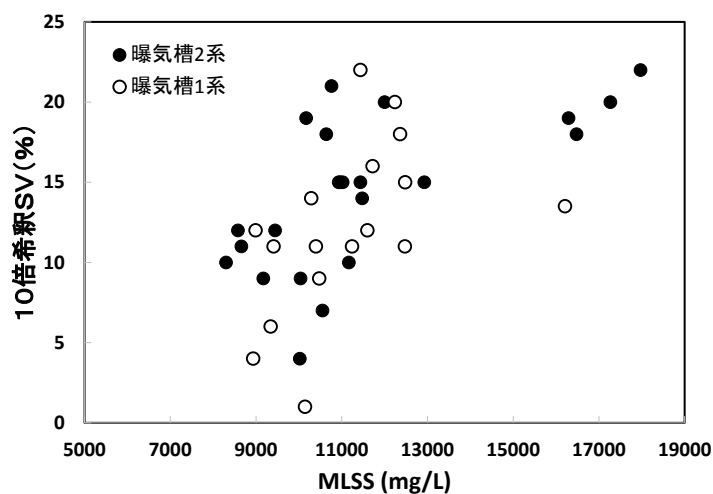


図153. 福島污水处理施設における10倍希釈SVとMLSSの関係

C. ろ紙ろ過量による評価

千葉、栃木および福島の污水处理施設でろ紙ろ過量とMLSSの関係を見た（図154、図155、図156）。その結果、千葉と栃木では両者に相関が見られ、MLSSが低いほどろ紙ろ過量が高まる傾向が確認された。ただし、同程度のろ紙ろ過量であってもMLSSはかなり相違する場合があります、MLSSの指標に用いるには無理がある。また、福島ではばらつきが大きく、しかもMLSSが10000 mg/l以下であっても5 ml/5分以下の低いろ紙ろ過量を示す場合が多く見られた。福島污水处理施設では汚泥脱水用の高分子凝集剤の注入

量が過剰であったため、曝気槽に高分子凝集剤が流入し、粘性を高めていたことがろ紙ろ過量低下の原因と考えられる。このように MLSS 以外の要因によってもろ紙ろ過量は変動することからも、膜ろ過性の評価としては有効であっても MLSS の評価には利用できないと結論される。

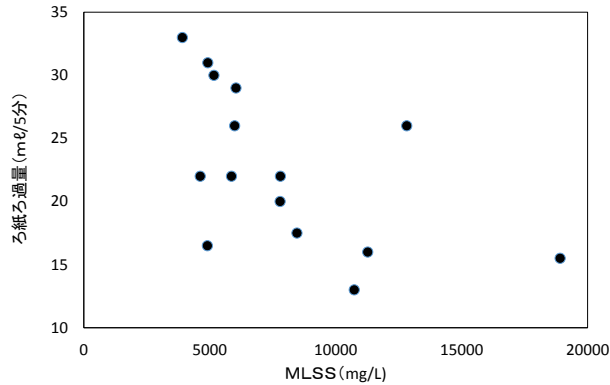


図 154. 千葉污水处理施設におけるろ紙ろ過量と MLSS の関係

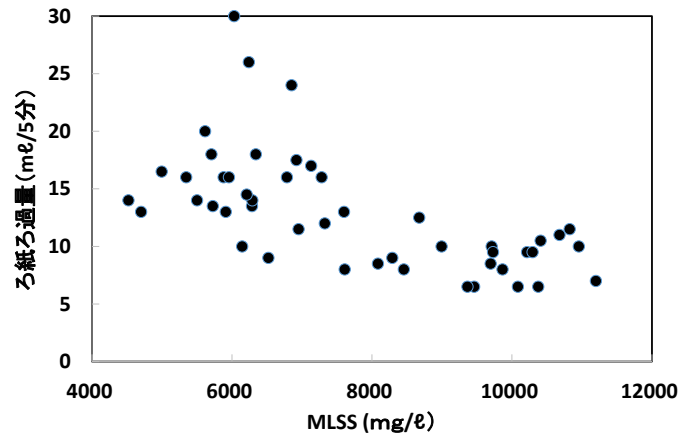


図 155. 栃木污水处理施設におけるろ紙ろ過量と MLSS の関係

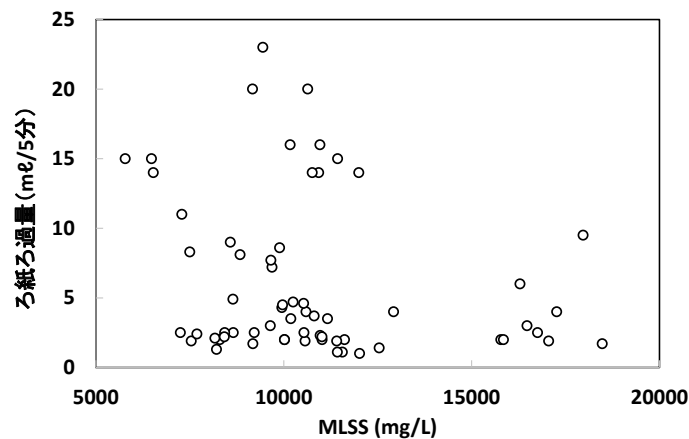


図 156 福島污水处理施設における MLSS とろ紙ろ過量の関係

D. 濁質モニターによる評価

今後現場設置が可能で自動制御システムへの組み込みも可能な簡易な汚泥量把握計器が

開発されれば、膜分離活性汚泥法の維持管理の向上に寄与する可能性がある。そこで、市販の安価なセンサーを利用した簡易濁質モニターの開発・評価を行った。

この手法は、農業・特定産業技術総合研究機構と大阪府とが共同保有している特許 [田中康男、他, 2011] を基盤とし、検水をノズルから流下させ流下水の側面から光束を照射して濁質の存在量を非接触で把握する (図 157)。ただし、特許技術は RGB 発光素子と受光素子を落下水流の両側に対向させ吸光度を測定する方式を採用しているのに対し、今回は市販の安価なセンサーで実施可能にする観点から、照射部と受光部が一体化された素子を用い、反射光強度により流下水の濁質を認識できるセンサーを用いた (図 158)。この場合、光軸合わせが不要で外光の攪乱も受けにくく、一層簡易で安定性が高まる。さらに、特許技術では検水の定流量流下のためにヘッダータンク方式が採用されているが、構造の簡略化のため T 字型配管部材による分枝方式を採用した。

この手法の試作機を製作し、室内試験と現場試験で評価を行った。

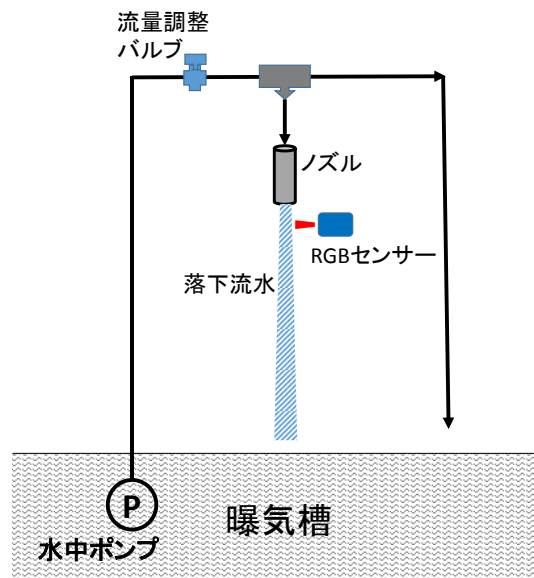


図 157. 濁質モニターフロー図



図 158. RGB センサーによるモニタリング状況

i 室内試験による評価

センサーには KEYENCE 製 SUPER RGB センサー(アンプ部:KEYENCE DIGITAL RGB SENSOR CZ-V21A、センサーヘッド: CZ-H35S) (図 159) を使用した。このセンサーは、赤、緑、青の LED 光源と受光部が内蔵されている。投光部には光ファイバーが使用されている。照射スポット径は 4.5 mm で、照射距離は 40 mm である。また、光沢部分での反射光をキャンセルするフィルターを内蔵しているため、計測の安定度が高いのが特徴である。



図 159. 使用した RGB センサー (上: センサーヘッド、下: アンプ部)

試験では、容量 30 l のプラスチック容器に活性汚泥混合液を投入し、容器上部に試作した測定器を設置した。小型水中ポンプを投入し、バケツ上部に固定したノズルから混合液を落下させた(流水の直径 8 mm ϕ) (図 160)。この流水から 4 cm 離れた位置に RGB センサーのヘッドを固定し側面から光を照射した (図 161)。



図 160. 室内試験の状況



図 161. 試作した濁質モニターの外観と内部構造

栃木の浄化施設で曝気槽混合液を採取し段階的に清水を加えて希釈しながら濁質モニター表示値を記録した。この結果表示値と MLSS 実測値の間に良好な直線の関係が得られた (図 162)。

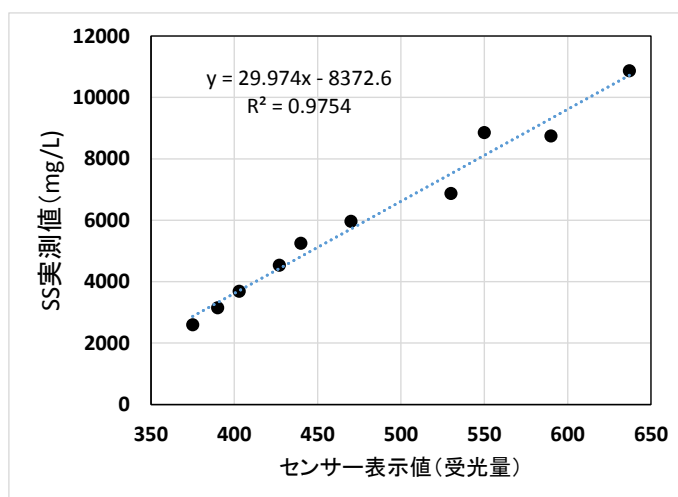


図 162. 栃木混合液での濁質モニター表示値と MLSS 実測値の関係

福島浄化施設混合液でも以下のような良好な関係が得られた (図 163)。

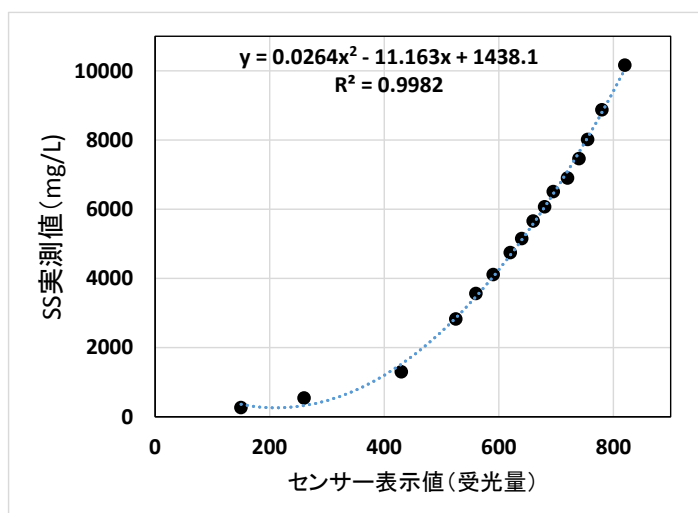


図 163. 福島混合液での濁質モニター表示値と MLSS 実測値の関係

ii 現場曝気槽での評価

福島浄化施設の曝気槽上部に装置を設置し（図 164）、定期調査の際に水中ポンプを起動させてセンサー表示値を記録した。同時に曝気槽混合液を採取し MLSS を測定した。この結果、センサー表示値と MLSS は 2 本の直線で近似された（図 165）。この関係により曝気槽の MLSS 濃度を 7000～10000 mg/l で維持しようとする場合、指示値が 600 を超えた時点で余剰汚泥の引抜を開始し、指示値が 400 まで低下した時点で引抜を停止すれば良いと考えられる。



図 164. 濁質モニターの設置状況

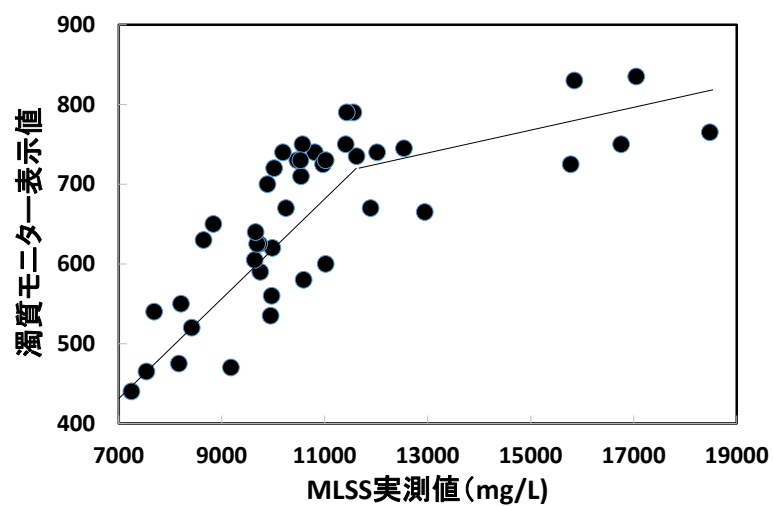


図 165. 濁質モニター表示値と MLSS 実測値の関係

iii 自動制御への組み込み法に関する考察

開発した濁質モニターに使用したセンサーは4-20mAの出力信号が取り出せる仕様のもも有る。インバーターの多くは4-20mAの入力信号により周波数を調整する機能を有しており、この機能を利用して濁質モニターの表示値に応じてポンプの回転数を制御することが可能と考えられる(図166)。

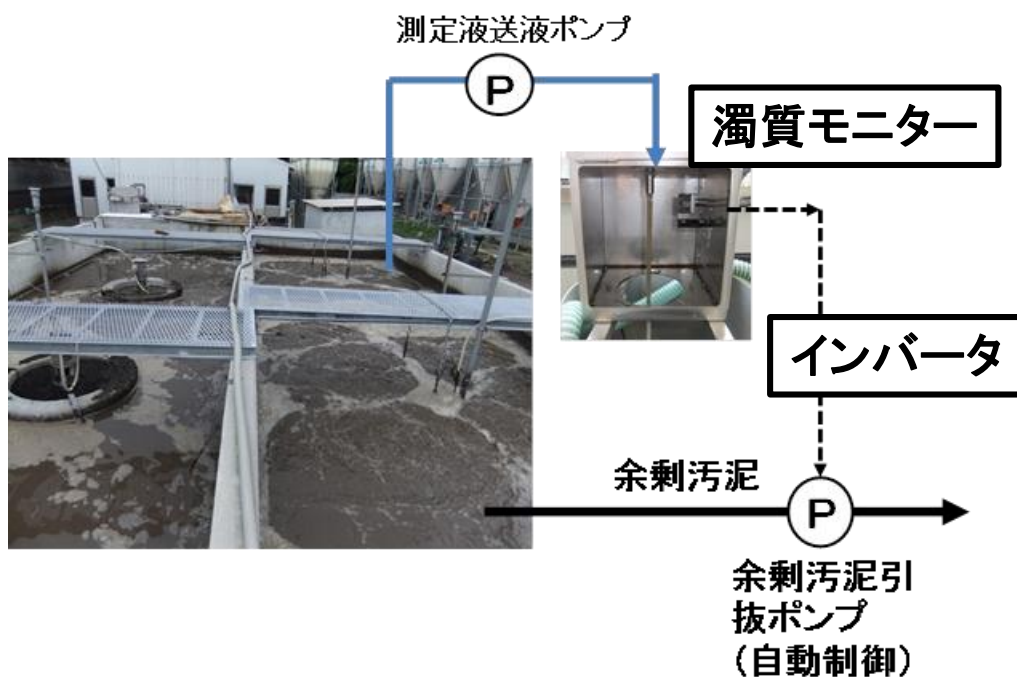


図 166 濁質モニターによる余剰汚泥引抜の自動制御イメージ

⑥ 採用に至らなかった膜分離モジュールに関する評価結果

事業において試験を行ったものの実用性無しと評価されたケーシング型膜分離モジュールについても、今後の参考のためにその評価内容を以下に紹介する。

A. 内圧ろ過形式の中空糸膜モジュール

内圧型中空糸モジュールでは、曝気槽混合液をPTFE製中空糸膜の中空内に通水し、膜内面から外面に向けてろ過を行う(図167)。通水流速を2m/Sにすることで、膜面に剪断力を発生させ汚染を防ぐ。所要の通水速度を得るためには定格容量の大きい循環ポンプが必要になる。ろ過圧は循環ラインの膜出口側に調圧バルブを設けて通水抵抗を生じさせることにより発生させる。

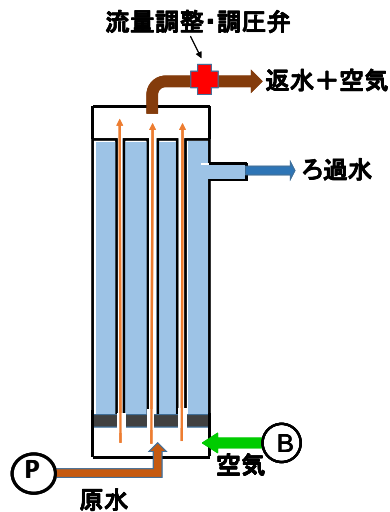


図 167 内圧中空糸モジュールの構造

内圧膜は、直径 5mm の PTFE 製中空糸 90 本を装填した長さ約 1m、直径 12cm のモジュール 2 本を並列に配置して用いた（総膜面積 3 m²）（図 168）。膜内にはコンプレッサーにより通気を行ったが、通気目的は揺動発生ではなく膜内を循環液と共に通過させることで浮遊物により膜内が閉塞するのを防ぐためである。



図 168 内圧中空糸膜の試験状況

本法では原水循環ポンプの動力が外圧中空糸（吸引型）の場合のおよそ 10 倍（0.4 kW⇒4 kW）にまで高まりその分電力費が割高になる。また、約半年間の運転後に透過流束が顕著に低下した。このため、モジュールを外して中空糸の端面を観察したところ、7 割程度の中空糸が汚泥で閉塞していた。以上のような理由により、内圧膜は利用不可能と結論された。

B. 加圧ろ過形式の中空糸膜モジュール

このろ過方式では、モジュールからの吐出ラインにバルブを設け、バルブで流路を狭めることで発生する圧力でろ過を行う（図 169）。また、下部から通気も行うことで中空糸を揺動させ閉塞を防止する。

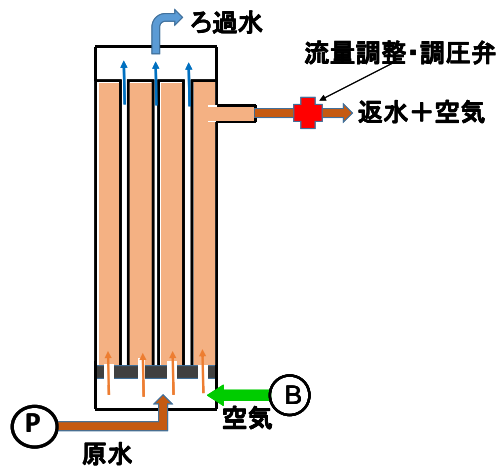


図 169 外圧中空糸膜（加圧ろ過）モジュールの構造



図 170 外圧中空糸膜（加圧ろ過）モジュールの試験状況

直径 4 インチ、長さ 1m のモジュール（図 170）を用い、循環通水量は 5～10 l/分、通気量 10～20 l/分で約半年の運転を行った結果、この方式には以下の問題点のあることが把握され、利用は不可能と結論された。

- ・ろ過条件の最適化が困難

ろ過圧力の調整と連動して循環流量も変化してしまうのでそれぞれ別個に最適化することができない。

- ・流量調整バルブの閉塞

バルブで流路が狭まるため循環液中の浮遊物がバルブ部分で詰まり、循環流量低下を起ししやすい。

- ・通気圧力が過大

モジュール内部の圧力が上がるためブロワの送気圧では通気不能であり、送気圧の強いコンプレッサーの設置が必要になる。コンプレッサーの場合通気量に限界があり、中空糸の揺動が不十分になる。

- ・ 流出ノズルへの中空糸の引き込み

上部ノズルからの液と空気の流出に伴い中空糸がノズルに引き込まれ切断が生じた。

(イ) 窒素除去促進に向けた検討

既述のように、膜分離では SS、大腸菌、クリプトスポリジウムがほぼ完全に除去されることから、処理水外観および衛生面は安定して改善されることが確認された。しかし、硝酸性窒素等については、膜分離導入だけで改善されるものではない。理論的には膜分離導入は硝化促進に寄与するはずであるが、その効果が発現されるためには、汚水の性状と活性汚泥処理施設の管理が硝化および脱窒に適した状況になっていることが前提条件である。

そこで、本事業においては、新規膜分離技術の開発と並行して、汚水の発生段階で窒素除去に適した水質（BOD/N 比）に調整する可能性を検討するとともに、膜分離活性汚泥法で硝酸性窒素が残留する場合にピークカット目的で適用する新たな簡易脱窒促進技術（紙脱窒法）の検討を行った。以下その成果について詳述する。

① BOD/N 比改善に向けた基礎調査

A. 栃木污水处理施設

一般に窒素除去が十分に進むためには汚水の BOD/N 比が 3 以上であることが必要とされている。BOD/N 比を左右する要因を具体的に明らかにし、効率的な BOD/N 比改善方法を探ることを目的とし、栃木の循環式硝化脱窒方式污水处理施設を対象とした基礎調査を行った。

まず汚水の BOD/N 比の継時変化を整理したところ、図 171 のように明瞭な季節変化が見られ、7～9 月の高温期に 3.5～4.5 程度まで高まり、12～3 月の低温期に 1 程度まで低下した。BOD/N 比と無機態窒素除去率との関係を見ると、一般的に言われているように 3 以上の比では除去率 80% 以上となり、比が 1 では除去率は 50% まで低下した（図 172）。この結果より栃木の施設では高温期には BOD/N 比が上昇して窒素除去が良好に進み、低温期には BOD/N 比が低下して窒素も除去しにくくなるという季節変化が確認された。

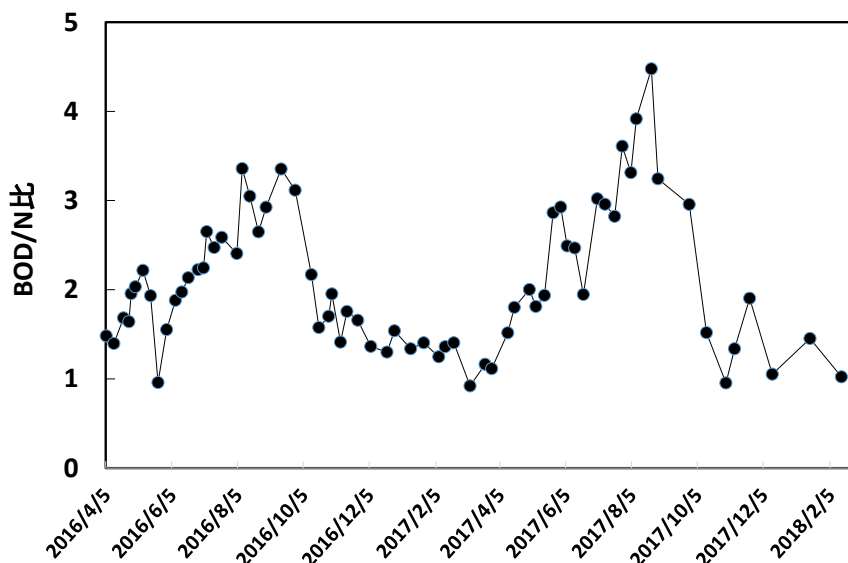


図 171 栃木污水处理施設での汚水中 BOD/N 比の継時変化

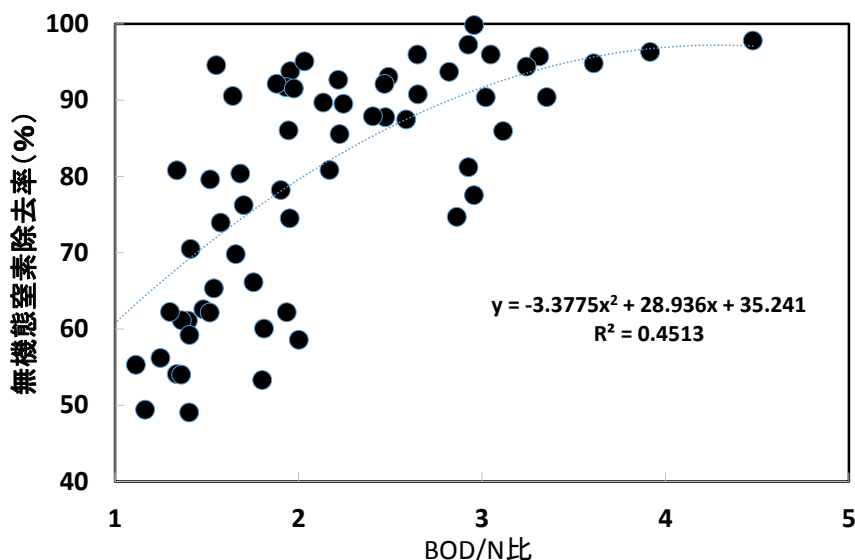


図 172 栃木污水处理施設での BOD/N 比と窒素除去率の関係

なぜこのような季節変動が生ずるのかを検討するため、上水（雨水も含む）混入量の指標となる塩素イオン濃度の継時変化を見たところ高温期に低く、低温期に高まり、最大 4 倍程度の差が見られた（図 173）。冬期の最大値は 1600 mg/l 程度であった。

飼料中塩素含有濃度は肥育豚用で約 0.2%、母豚用で 0.3% 程度と推定される。一方、豚尿および豚ふんの塩素濃度について、杉本らの調査結果【杉本清美・石田泰之・押木市郎，2014】を参考に試算すると塩素の大部分は尿中に存在しその現物中濃度は肥育豚で 0.13%、母豚で 0.34 % である（表 17）。一貫経営を想定すると、母豚頭数 1 に対して肥育豚頭数 10 であり、尿量は母豚 7 kg、肥育豚 3.6 kg なので無希釈の場合の汚水中塩素濃度は 1640 mg/l と推定される。この数値は上記栃木の最大塩素濃度とほぼ一致することから、冬期には上水混入がほとんど起きていなかったものと推定される。一方、高温期には最大で汚水の 3 倍量程度の上水および／または雨水の混入

があったものと推定される。この混入の原因として以下が考えられる。

第一に、豚房内での豚の行動変化が上げられる。栃木の農家によると、夏期には豚が暑熱を緩和しようとして飲水器の水を浴びる行動をとるため、こぼれ水の量が増大するという。図 174 に示したように一般に豚の飲水器は鼻先でレバー等を押すと流れるようになっており、豚は高温で不快になると水浴び用にも水を流出させる。この傾向は[家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989]によっても指摘されている。

第 2 に、高温期には排尿量が多くなるとされており [家畜ふん尿処理利用手引製作委員会, 1989]、これも夏期の塩素イオン濃度低下の一因と考えられる。

第 3 に、高温期には梅雨、雷雨、台風などにより雨量が高まることから、雨水と汚水の分離が確実でないと雨水混入量が多くなる可能性がある。

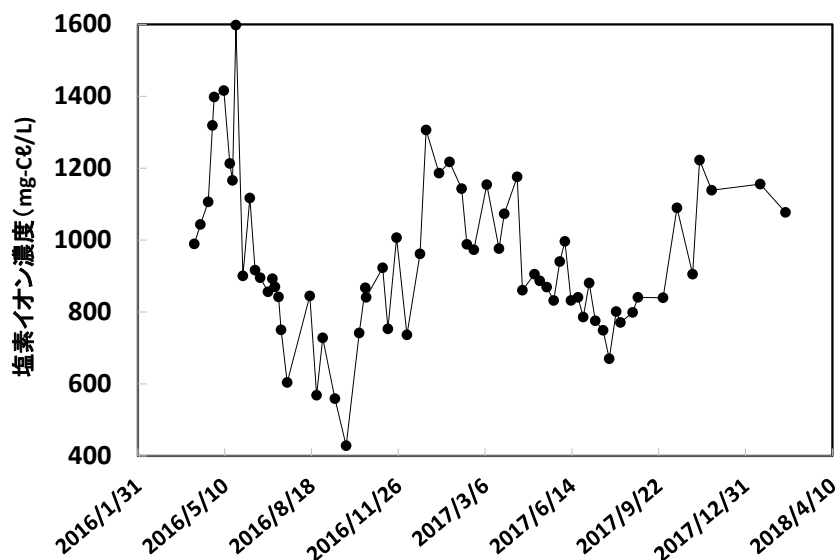


図 173. 栃木汚水処理施設での汚水中塩素イオン濃度の変化

表 17 豚排泄物中塩素濃度 (杉本らの報告より試算)

種別	排泄物区分	塩素濃度(現物%)
肥育豚	ふん	0.039
	尿	0.13
母豚	ふん	0.013
	尿	0.34



図 174. 飲水器の事例

以上のように季節による上水・雨水混入量の大幅な変動の生ずる傾向が示唆されたことから、高温期には上水・雨水の混入による希釈効果で窒素濃度が相対的に低下すると考えられた。

しかし、塩素イオン濃度と BOD/N 比の間には図 175 のように明確な関係が見られることから、上水の混入は単なる希釈効果だけでなく BOD/N 比にも影響することが判明した。豚房床面に上水が流れると床に落ちているふんが溶解し、さらに床下の除ふん機でのふんの分離性が悪化し、結果的に汚水へのふん混入率が高まり BOD/N 比が高まるものと推測される。

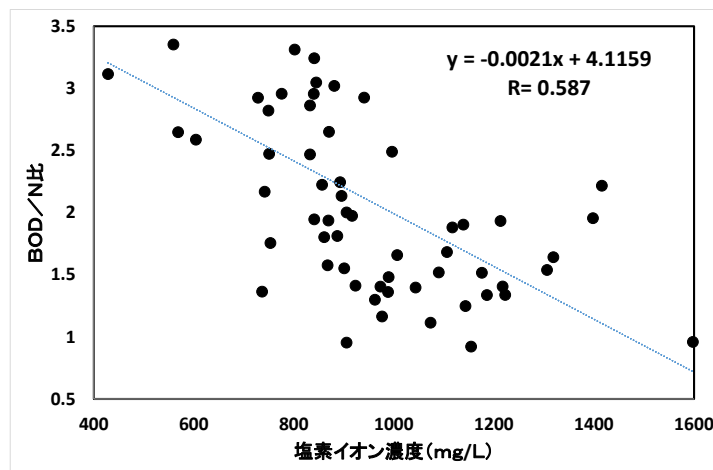


図 175. 栃木污水処理施設での汚水中塩素イオン濃度と BOD/N 比の関係（凝集前分離後）

以上のような解析結果から考えると、栃木の冬季における高い窒素濃度を低減するには、何らかの方法で意図的に夏期と同程度に上水の混入と除ふん率低下を誘起させれば良いと考えられる。BOD/N 比と窒素除去率の関係式と、表 9 に示された各除ふん率と BOD/N 比の値を用いて、各除ふん率と希釈率における処理水中全窒素濃度をシミュレートすると図 176 のようになった。ただし、このシミュレーションでは、循環式硝化脱窒法施設で BOD 負荷に余裕がありかつ硝化が十分進行する状態を前提とした。除ふん率 0% では上水混入倍率 2 倍で窒素濃度は約 100 mg/l に低下するが、除ふん率 50% では約 8 倍、また 70 以上の除ふん率では 8 倍以上の混入倍率でないと 100 mg/l まで低下しないと推定された。

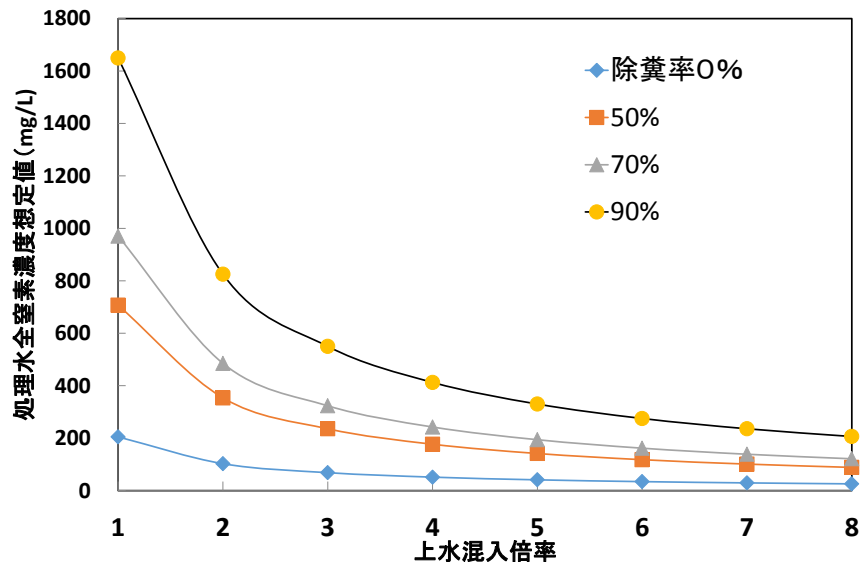


図 176 栃木污水处理施設での各除ふん率における希釈倍率と処理水全窒素濃度の想定関係図

硝酸性窒素等の規制が導入される以前は除ふん率をできるだけ高めることにより BOD 負荷を下げるのが浄化施設の設計・維持管理の基本とされ、少なくとも 70% 程度の除ふん率にすることが推奨されてきた。しかし、窒素除去を重視しなければならぬ現状の汚水浄化では除ふん率を高めることが如何に不利に作用するかをはっきり示すものといえる。

B. 福島污水处理施設

福島污水处理施設でも塩素イオン濃度を考慮した水質の解析を行ったところ、まず塩素イオン濃度はやはり夏期に低下し冬季に高まることが確認された（図 177）。次に、塩素イオン濃度と BOD/N 比の関係をプロットしたところ図 178 のように栃木と同様の傾向が見られた。

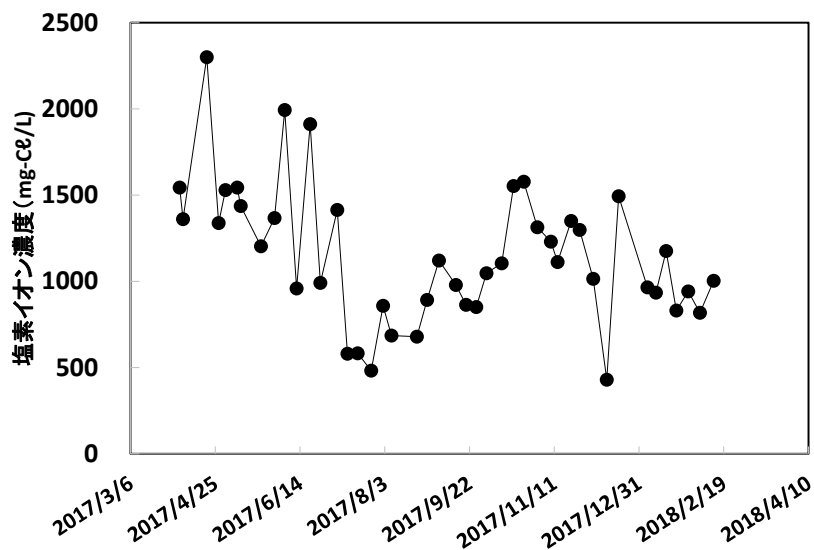


図 177 福島浄化施設における汚水（肥育豚舎）中塩素イオン濃度の変化

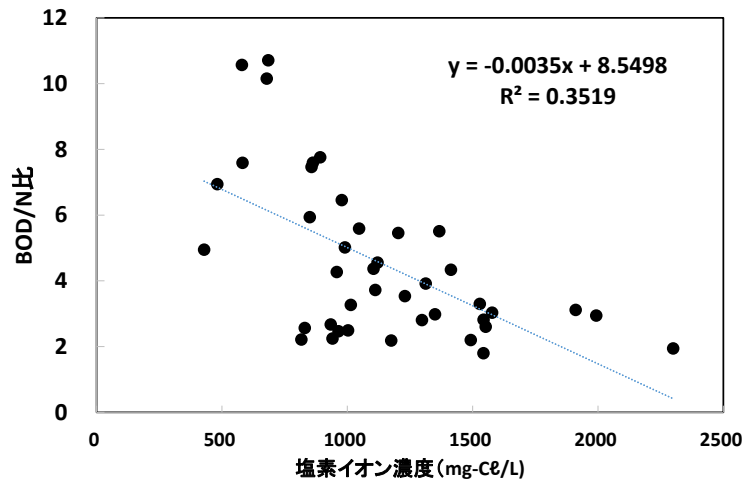


図 178 福島浄化施設での汚水中塩素イオン濃度と BOD/N 比の関係（肥育豚舎汚水）

C. 千葉污水处理施設

千葉污水处理施設は5戸の養豚農家の共同利用施設であることから、変化の要因が複雑であり、詳細な解析はできなかったが、栃木、福島と同様に、塩素イオン濃度は低温期に高まり（図 179）、塩素イオン濃度と BOD/N 比の間に一定の関係の有ることが確認された（図 180）。

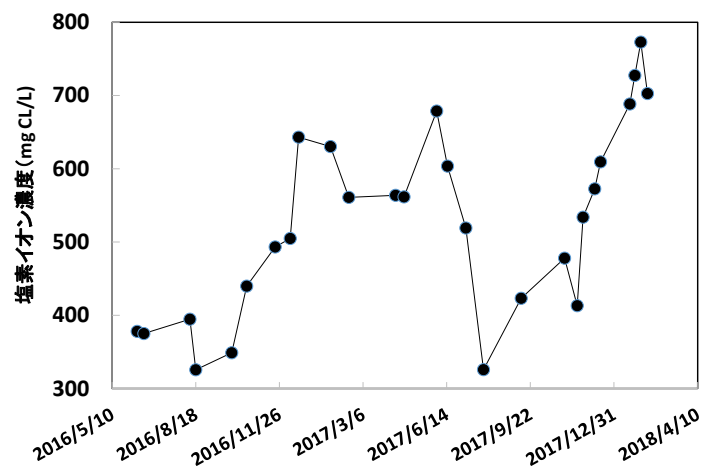


図 179 千葉污水处理施設での汚水中塩素イオン濃度の変化

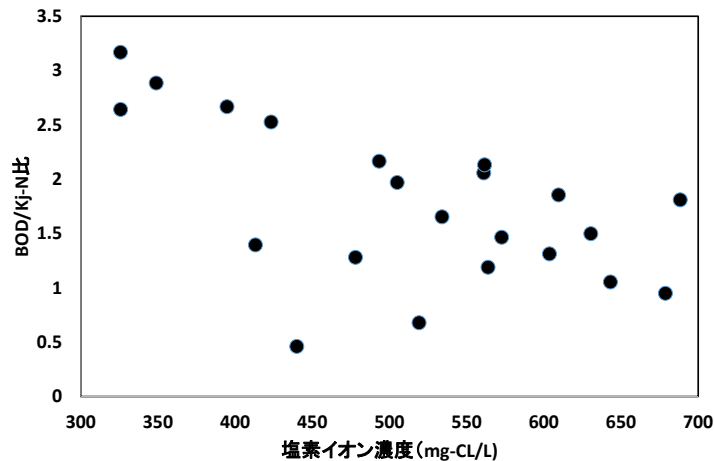


図 180 千葉汚水処理施設における塩素イオン濃度と BOD/N 比の関係

3施設における処理水中塩素イオンと硝酸性窒素等の関係（図 181）をみると、硝酸性窒素等が安定して 100 mg/l以下になる塩素イオン濃度は約 300 mg/l以下であり、上水による希釈率が 5～7 倍になると安定して一般基準をクリアできると考えられる。

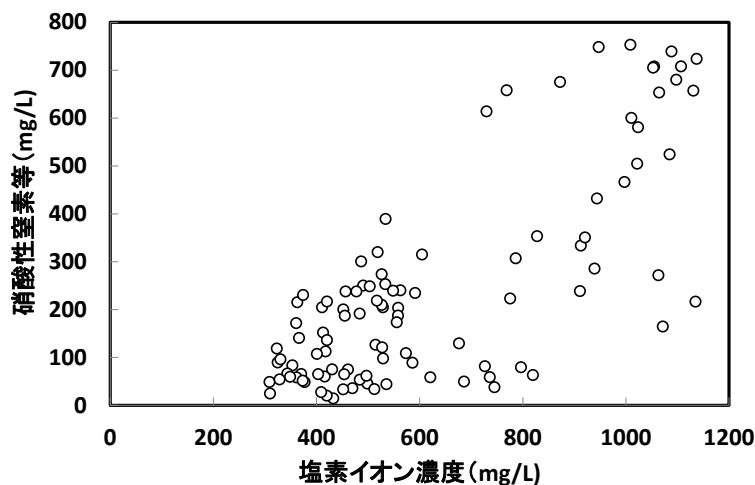


図 181 3施設における処理水中塩素イオンと硝酸性窒素等の関係

以上のように、ふんの混入率次第で窒素除去の状況は大きく左右されることから、ふんの混入率を人為的に高めて窒素除去を推進する方向も選択肢となる。ただし、混入率の上昇は処理水の BOD を高めることにもつながる。このことは千葉、栃木、および福島の汚水処理施設において夏期に特異的に処理水中 BOD が上昇していることから明らかである（図 78、図 99、図 132）。

処理水の BOD が一定以上に高まらないようにしつつ、窒素除去に十分なふん混入率を維持するには何らかの自動制御手法の導入が有効であろう。この点は今後の検討課題である。

D. 山形、千葉（長生郡）、愛知の汚水処理施設（追加調査）

本事業の最終年度後半に、さらに3戸の農家の協力を得ることが可能になり、冬

季のみ水質調査を実施した。この結果については表 18 に示すとおりである。

汚水の BOD/N 比をみると、D 養豚が 2.4~3.2、H 養豚が 2.7~3.7 と良好な値を示した。このため、硝化・脱窒が順調に進行し処理水の硝酸性窒素等濃度は 100 mg/l 前後の良好な値を示した。D 養豚、H 養豚の汚水中塩素イオン濃度は 500~800 mg/l であり、豚房内での上水混入により 2~3 倍の希釈が起きていたと考えられる。

処理水の塩素イオン濃度は D 養豚では汚水とほぼ等しかったことから希釈水は使用されていなかったと考えられる。一方、H 養豚では処理水の塩素イオン濃度が汚水よりかなり低下しており、最大 4 倍程度の希釈水混入があったと推定される。このため、H 養豚の方が処理水硝酸性窒素等が低下していた。

M 養豚は BOD/N 比が 7.5 とかなり高い値を示した。一方、汚水 BOD は 30900mg/l と非常に高く、ふんの全量が汚水に流入しているため BOD/N 比が高くなったものと考えられる。M 養豚では BOD/N 比が高いにも関わらず窒素除去率は低かった。アンモニア濃度は見かけ上半減してはいるが、塩素イオン濃度の変化から推察するとこの低減は上水混入による希釈で生じたものであり、実質的にはアンモニアの除去も起きていなかったと考えられる。BOD が過負荷状態で曝気槽が酸素不足になり、硝化が全くおこらず窒素除去が進行していなかったと思われる。

3 農家における以上の追加調査の結果より、汚水の BOD/N 比が 3 前後では良好な窒素除去が実現していたが、7.5 にまで達すると有機物の過負荷により窒素除去が停止する状況が見られた。BOD/N 比はただ高ければ良いわけではないと結論される。

表 18 3 戸の養豚農家の汚水・処理水の水質調査結果

農家略称	採水日	BOD-汚水	CL-汚水	NH4-N-汚水	TN-汚水	BOD/N比	pH-処理水	SS-処理水	BOD-処理水	CL-処理水	NH4-N-処理水	NO2-N-処理水	NO3-N-処理水	硝酸性窒素等	TN-処理水
D養豚 (山形県)	2017/10/30	4910	561	910	1510	3.3	7.8	<10	20.7	712	18	4.3	114	125.5	133
	2017/11/28	4040	643	1200	1510	2.7	8	<10	<5	668	<7.8	<2.5	147	152.6	140
	2017/12/19	3330	566	1200	1370	2.4	7.8	<10	9.8	710	29	7.4	63	82	105
	2018/1/23	3710	588	1100	1450	2.6	7.8	<10	<5	774	34	5.1	63	81.7	119
	2018/2/27	3610	515	910	997	3.6	8.1	<10	<5	678	11	<2.3	135	141.7	138
H養豚 (千葉県 長生郡)	2017/11/7	4240	471	850	1150	3.7	7.5	<10	7.9	181	<7.8	7.9	48.4	59.42	59.3
	2017/11/28	3190	506	770	963	3.3	8	<10	6.9	173	<7.8	<2.5	58.3	63.92	79.3
	2017/12/21	3410	758	1200	1270	2.7	7.5	<10	6	305	10	<2.5	132	138.5	136
	2017/1/30	3120	679	950	1150	2.7	7.8	<10	6.2	195	12	16.5	55.4	76.7	94.8
	2017/2/26	5920	780	1200	1310	4.5	8	22	17.2	189	<7.8	7.3	56.8	67.22	77.5
M養豚 (愛知県)	2017/11/30	30900	1230	2100	4100	7.5	8.7	<10	22.9	650	1000	<2.5	<3.5	406	1010

② BOD/N 比改善に向けた自動制御手法の考察と予備試験

上記のように、豚舎内での混入水量が増えるほど、ふんの混入率が上昇し、そのために BOD/N 比が高まり、結果的に窒素除去に有利な汚水水質になることは、一般的な現象で

あることが示唆された。一方で、ふんが過剰に混入すると過負荷状態になり、正常な汚水処理が不可能になる。適正な混入量を維持するには何らかの自動制御システムの適用が有効な可能性がある。

MLSS の簡易評価用に開発した濁質モニターを豚舎汚水流出地点に設置し、その表示値を利用して除ふん機の上部から水を適量滴下する制御システムが考えられる（図 182）。

また、前分離凝集脱水において、脱水分離液の状況を濁質モニターで把握し、凝集剤注入定量ポンプの吐出量を制御するシステムも、過剰薬注率での脱水による BOD/N 比低下を防ぐために効果を発揮する可能性がある（図 183）。

後者のシステムについては、福島プラントに実際に機器を設置し、可能性を検証する予備試験を行った。センサーの投光・受光部（防水仕様）は脱水分離液を貯槽に流下させる塩ビパイプの上部に設置し（図 184、図 185）、パイプ内の流下水面に照射し反射光強度を連続的に計測した（センサー光源部は図 186）。この計測値をセンサー用コントローラー（図 187）で 4–20 mA 信号に変換し、この信号をインバーター（図 187）に入力し、入力値により凝集剤注入ポンプ（図 188）の運転周波数を制御するシステムとした。凝集剤は汚水・余剰汚泥混合液に混合槽で滴下され（図 189）、後段の攪拌槽でフロック形成が行われる（図 190）。なお、使用したセンサーの投光スポット径は 6mm で、検出距離は $70 \pm 20\text{mm}$ である。制御開始後日が浅いためまだ十分な検証はできていないが、現在までのデータを見る限りでは制御開始前より脱水分離液の SS 値が安定したように見える（図 191）。本格的な評価は今後の課題である。

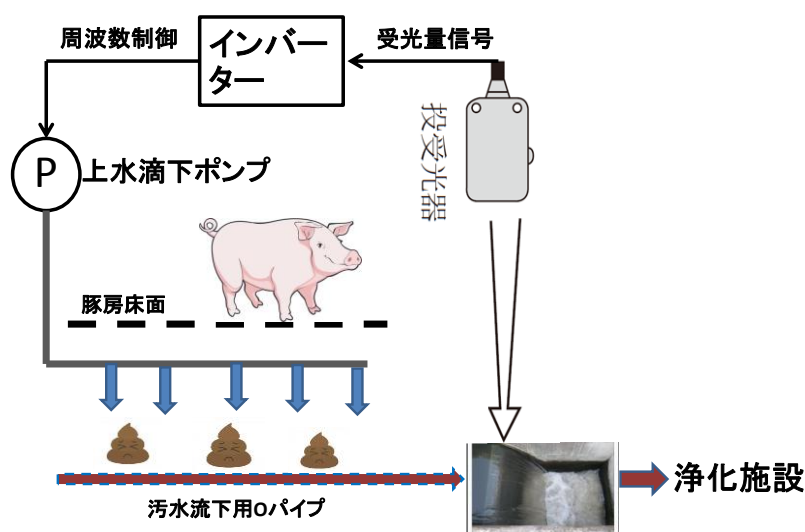


図 182 濁質モニターによるふん尿分離部水滴下自動制御の想定図

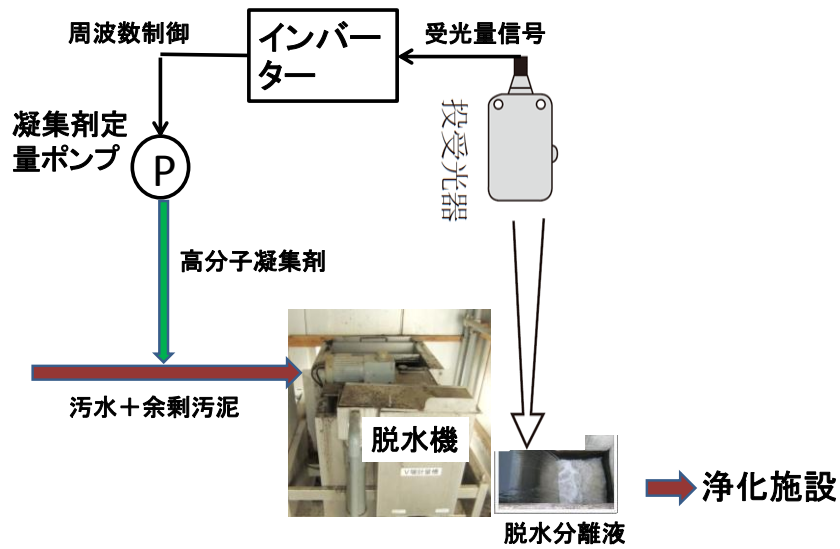


図 183 濁質モニターによる前分離凝集用高分子凝集剤注入量制御のフロー図



図 184 センサーを設置した脱水分離液流出口（上部の円形蓋の裏側にセンサーを固定）



図 185 センサー（防水型照射・受光用ヘッド（IP67））の取付け状況



図 186 センサー光源部の状況（本体とヘッドの間は光ファイバーで接続）



図 187 受光強度出力（4-20 mA）用コントローラ（黄色矢印）と凝集剤注入ポンプ制御用インバーター（赤色矢印）



図 188 自動制御中の凝集剤注入ポンプ



図 189 汚水と凝集剤の合流タンク



図 190 フロック形成用攪拌槽

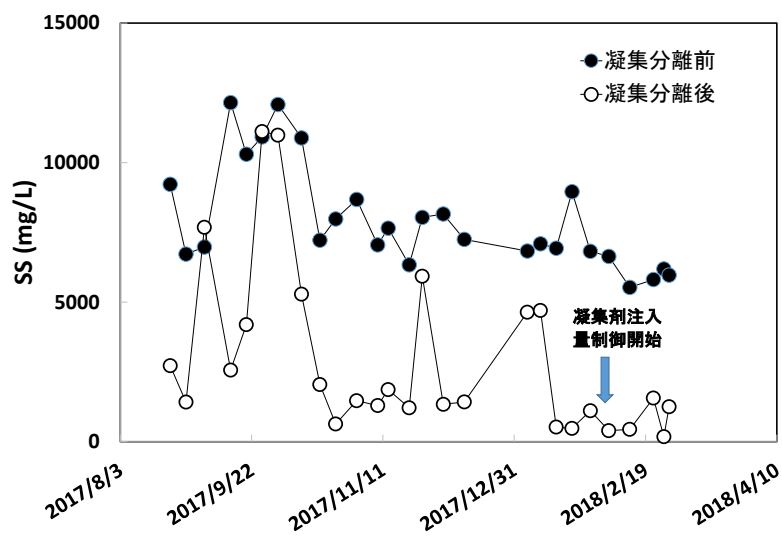


図 191 凝集剤注入量制御開始前後の SS 分離状況

③ 紙脱窒法に関する検討

A. 室内試験

紙を脱窒の炭素源に利用できるかどうかを室内試験で検討した [田中康男・小堤悠平・畠中哲哉・道宗直昭, 2016]。以下にその概要を記す。

i 材料および方法

有効容積約 48 ℓの円筒型リアクターに原水を水理的滞留時間 (HRT) 約 20 日で連続投入した (図 192)。また、懸濁物の沈殿を防ぐため常時緩速攪拌を行った。

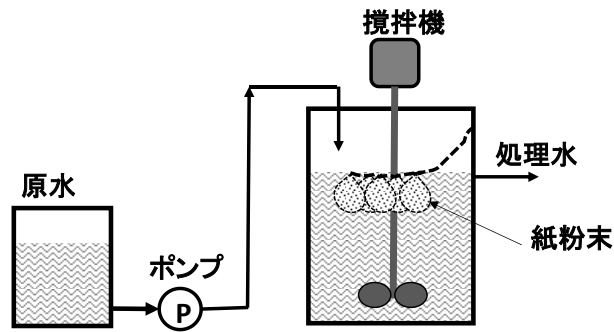


図 192. 室内試験に使用したリアクター

原水には独立行政法人家畜改良センター（福島県西白河郡西郷村）内の乳牛舎汚水処理施設(回分式活性汚泥法式)で採水した放流水を用いた。この放流水は汚濁成分がかなり低濃度であり、BOD 濃度および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は両者とも 10 mg/l 程度以下であった。また、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 濃度も低くそのままでは脱窒試験には不向きであったことから、 KNO_3 または NaNO_3 を添加して $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 濃度を $200 \sim 300 \text{ mg-N/l}$ に調整して実験に供した。

廃紙粉（株式会社エコ兼子製）（図 193）480 g（リアクター水量に対して重量比で 1%）を 5 個の生ごみ用水切りフィルターに充填し（図 194）リアクター上部に紐で吊下げて浸漬した。



図 193. 使用した古紙粉末



図 194. 古紙浸漬用不織布袋

ii 結果

2015 年 10 月 30 日（0 日目）に無加温で通水開始した。その後 11 月 12 日（13 日目）にヒーターを設置し加温を開始し 20°C に維持した。12 月 4 日（35 日目）に

サーモスタットのトラブルのため水温が一時的に 47℃まで異常上昇した。このため、12月7日（38日目）にサーモスタットを交換し 20℃での温度制御を再開した。この結果、図 195 に示したように、通水開始後約 2 週間の低温（15~20℃）とサーモスタットトラブル時の一時的な 47℃を除いてはほぼ 20℃で維持された。

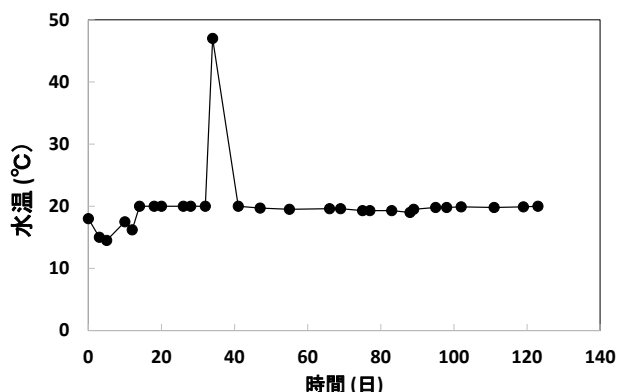


図 195. 試験中の水温変化

NO_3^- -N 負荷率の変化を図 196 に示した。容積あたり負荷率は、0.01~0.02 $\text{kg-N}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ であった。一方、浸漬紙粉乾重（実験開始時）あたりの負荷率は 1~2 $\text{kg-N}/\text{t} \cdot \text{d}$ であった。

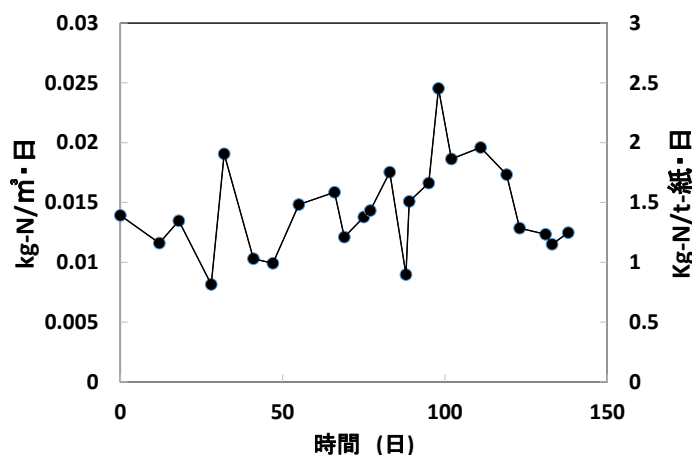


図 196. NO_x -N 負荷の変化

図 197 に各態窒素濃度の変化を示した。15 日以降に NO_3^- -N の低下と NO_2^- -N の上昇が始まった。25 日以降は NO_2^- -N も低下に転じた。図 198 に NO_x^- -N 除去率の変化を示した。 NO_2^- -N の低下が始まった 25 日以降に NO_x^- -N 除去率が顕著に高まり、32 日目で除去率は約 75% になった。その後、ヒーター故障による異常高温により除去率は一時的に 50% まで低下したが、55 日目には 80% にまで回復した。その後徐々に低下し、80 日目には約 40% にまで下がった。これは紙粉の分解が進み脱窒効果が低下したためと推定される。紙粉の追加投入を行った 85 日以後には除去率が上昇に転じた。この追加投入の際には除去率の上昇が比較的に早かったことか

ら、紙粉は早期に脱窒に利用されたといえる。これは、セルロース分解菌がすでにリアクター内に蓄積していたためと考えられる。

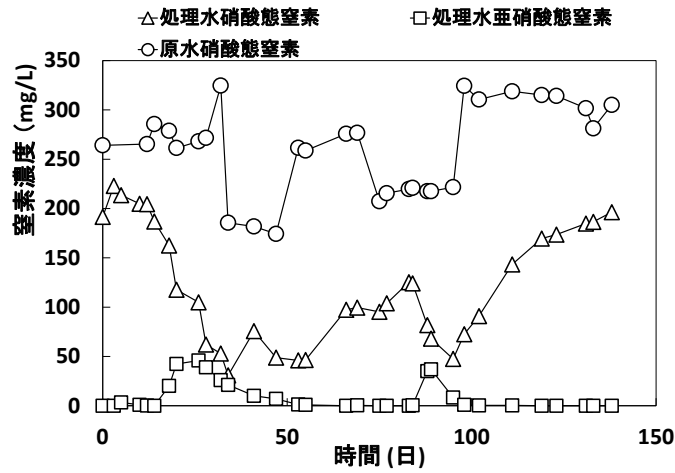


図 197. NO_2^- -N および NO_3^- -N 濃度の変化

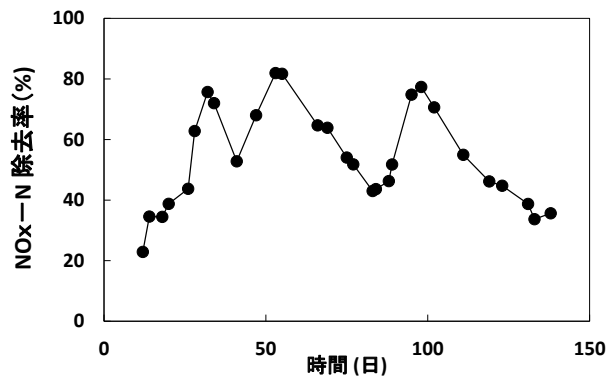


図 198. NO_x^- -N 除去率の変化

BOD 濃度は、図 199 に示したように、原水で 10 mg/l 未満であった。一方、処理水は最大 25 mg/l 程度まで上昇した。これはセルロースの加水分解によって生じた糖類が残留し BOD 上昇につながったものと推測される。実用化では、循環式硝化脱窒施設の脱窒槽に廃紙粉を投入すれば、余剰 BOD 成分が生じても好気性の硝化槽で分解されるので最終処理水の BOD が高まる懸念は少ないと予想される。

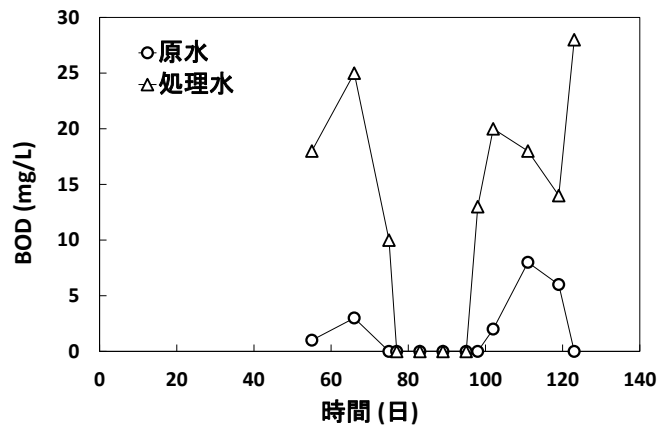


図 199. BOD 濃度の変化

B. 現場実証試験

上記室内試験で紙脱室の可能性が確認されたことから、リアクターをスケールアップし農家の実排水（膜分離活性汚泥法処理水）を原水とした連続処理試験を実施した。以下にその概要を記す。

i リアクターの概要

粉碎古紙（図 200）は浸漬後かなり長期間浮上する性質を考慮し、浮上紙層の上部から原水を散布し、紙層を下向きに浸透した液を底部から流出させる方式のリアクターを試作した（図 201）。リアクターの諸元は以下のとおり。

- ・形状：断面 0.5 m×0.5 m、水深 1 m
- ・投入紙：ジャパンプリエティブルファイバー（排水処理補助材）（株式会社ジャパンプリエティブル製）
- ・紙投入量：10 kg、層厚 30 cm

原水は紙層上部に配置した分枝チューブで 8 ポイントから滴下し紙層全面に均一に浸透するようにした。底部にはポリエチレンネット袋を置き、ネットを通過した液を処理水として排出するようにした。沈降した紙粉末はネットにより流出が抑止され、リアクター内に保持されるようにした。



図 200 使用した粉碎古紙



図 201. 紙脱窒実証リアクター

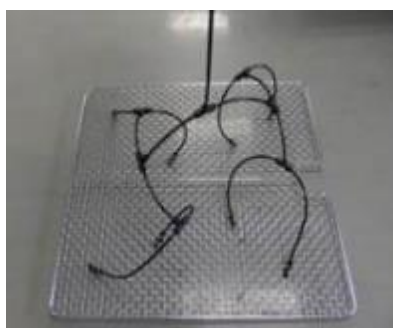


図 202 原水の分枝滴下用チューブ

ii 処理条件

栃木膜分離ユニットのろ過水を紙層上部より 8 点に分散して滴下。流量は 216 l/日で、水理学的滞留時間は 1.2 日。処理水は、ネット袋で紙粉末の流出を防ぎながら底部から自然流下で流出させた。水温は 20～30℃前後であった。

iii 窒素除去性能

当初は別のリアクター構造で 2017 年 5 月 8 日から開始したが、安定した通水ができず、種々の改良を段階的に行い、最終的な構造での試験は 2017 年 8 月 1 日から開始した。この時に紙は入れ替えなかったため、紙はすでに排水中に 3 か月浸漬された状態であった。

データ数はまだ少ないが、改善された構造のリアクターで 15 日間は $\text{NO}_x - \text{N}$ 除去率 100%が達成された (図 203)。その後除去率の低下が始まり、約 40 日目には脱窒性能が消失した。これは、投入した紙の消耗が進んだためと推測される。59 日目に紙 3 kg、87 日目に紙 5 kg を追加投入したところ脱窒性能は回復した。従って、適宜新しい紙を補充していくことで継続的な脱窒性能の維持が可能になることが予想された。今後さらに試験を継続し、紙の消耗速度を把握することで適切な運転手法を確立する予定である。

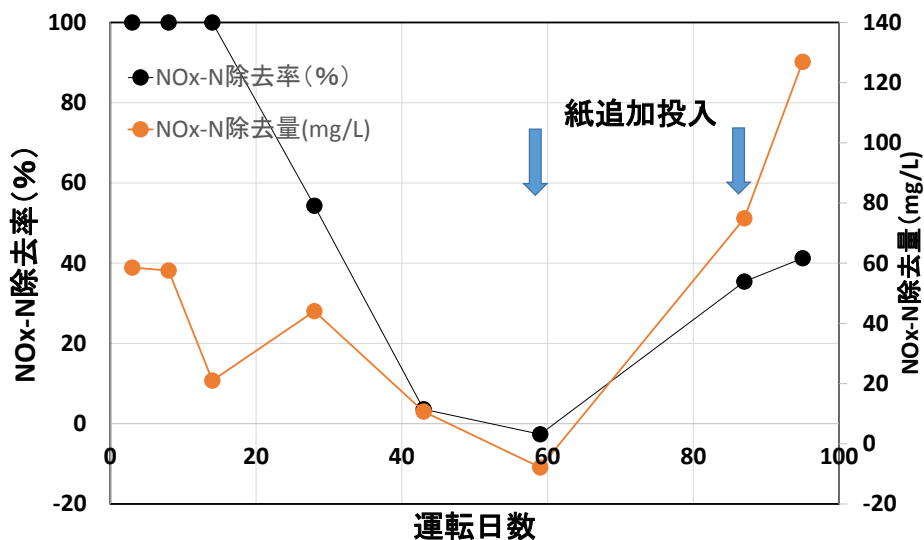


図 203. 紙脱窒実証装置の窒素除去性能

iv 評価

紙を炭素源（電子供与体）とする脱窒を単純な構造の装置で進めることの可能性は確認された。今後実用性を評価するには、さらに処理槽容積あたりの許容窒素負荷量、および紙の消耗速度の少なくとも 2 点を定量的に明らかにする必要がある。また、冬季の水温低下時に活性が維持できるかどうかも重要な点である。今後機会があればこれらの事項の検討を行っていききたい。

(ウ) JRA 事業実施において用いた主な水質分析手法

事業実施に当たっての水質分析は必要に応じて外部分析機関に委託して対応したが、内部でも分析を行った。その際の測定方法は以下のとおりである。

SS：ガラス繊維ろ紙法

MLSS：ガラス繊維ろ紙法

BOD：自動測定器を使用した 20℃ 5 日法、硝化抑制剤添加。

アンモニア性窒素：蒸留-中和滴定法、またはイオンクロマト法

亜硝酸性窒素：イオンクロマト法

硝酸性窒素：イオンクロマト法

全窒素（汚水）：ケルダール法-中和滴定法

塩素イオン：イオンクロマト法

大腸菌数：住友 3 M 製ペトリフィルム培地 EC プレートを使用

7 引用文献

- Osada, T., Haga, K., & Harada, Y. (1991). *Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process*. *Water Research* 25(11):1377-1388.
- Tanaka Y, Masujima H, Waki M, Yokoyama H, Yatagai A. (2007). Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium containing sulfur, CaCO₃ and Mg(OH)₂. *Bioresource Technology* 98: 787-791.
- Volokita M, Belkin S, Abeliovich A, Soares M.I.M. (1996). Biological denitrification of drinking water using newspaper. *Wat. Res.* 30:965-971.
- フジクリーン工業株式会社第一開発部. (2002). 維持管理Q & A【膜処理特集】. フジクリーン工業株式会社.
- 阿部佳之・小島陽一郎・澤村篤. (2010). セメント製造燃料にするための豚ふんの固液分離処理および発酵乾燥処理. 参照日: 2018年3月10日, 参照先: 畜産草地研究所 2010年の成果情報: <http://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/nilgs/2010/nilgs10-21.html>
- 井出哲夫. (1993). 水処理工学—理論と応用— (第二版). 技報堂出版株式会社.
- 押田敏雄, 柿市徳英, 羽賀清典. (2012). 新編畜産環境保全論. 養賢堂.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編, 環境省地球環境局総務課低炭素社会推進室監修. (2017). 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立研究開発法人国立環境研究所.
- 下水道膜処理技術会議. (2011). 下水道への膜処理技術導入のためのガイドライン[第2版]. 下水道膜処理技術会議.
- 加藤大幾・長谷川輝明・笠原和久・田中康男・長田隆. (2018). 硫黄と炭酸マグネシウムの混合資材を充填した上向流処理装置による畜舎排水の硝酸性窒素等低減の検討. 日本畜産学会第124回大会講演要旨集.
- 家畜ふん尿処理利用手引製作委員会. (1989). 家畜尿汚水の処理利用技術と事例. 財団法人中央畜産会. 環境省. (2016年3月22日). 畜産分野の暫定排水基準の見直しに係る検討結果. 参照先: 環境省ホームページ: <http://www.env.go.jp/press/files/jp/29578.pdf>
- 岸田直裕. (2011). 人および家畜のクリプトスポリジウムの保有状況と排水処理施設での除去性について. 平成23年度家畜ふん尿処理利用研究会 (ページ: 37-53). 独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構畜産草地研究所.
- 吉田周司・阿部正八郎. (2006). ミルキングパーラー排水の簡易浄化処理施設 (第2報). 参照先: 平成17年度試験成績報告書: 35: <http://www.pref.oita.jp/uploaded/attachment/12620.pdf>
- 橘川泰憲, 佐藤順一, 本田善則. (1997). 生物学的脱窒への生分解性固形材料の利用. 土木学会第52回年次学術講演会. 310 - 311. .
- 厚生労働省. (日付不明). クリプトスポリジウム(*Cryptosporidium parvum*)の生物学的性状等について. 参照日: 2018年3月11日, 参照先: 厚生労働省: 水質関係情報: <http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/jouhou/suisitu/c2betu1.html>
- 佐藤克昭. (2010). ミルキングパーラー排水の原単位と低コスト浄化処理施設. 一般財団法人畜産環境整備機構.
- 桜井敏郎. (1988). 浄化槽処理水の消毒. *水質汚濁研究*, 11(5): 287-289.
- 三浦泰忠・池岡進. (2008). 粃殻燻炭を利用した水処理技術. 鳥取県中小家畜試験場研究報告 第58号: 17-21. .
- 三好康彦, 嶋津暉之, 木村賢史. (1991). 硫黄酸化菌を利用した脱窒法. 東京都環境科学研究所年報 1991:165-169.
- 社団法人中央畜産会. (2010). 畜産環境保全支援指導マニュアル. 社団法人中央畜産会.
- 手島信貴・水田一枝. (2009). 硫黄-カルシウム資材および独立栄養細菌を用いた脱窒法 (SLAD法) による畜舎排水中の硝酸性窒素除去技術. 福岡県農業総合試験場研究報告: 28: 79-83.
- 酒井憲司・三羽宏明. (1980). 凝集剤添加活性汚泥法によるリン除去. *用水と廃水*, 22(8):63-68.
- 小堤悠平. (2014). 既存の汚水処理施設の簡易改修による硝酸性窒素濃度低減例. 畜産技術, 2014年5月号: 1-5. .
- 新日鐵化学(株)技術開発本部開発企画部. (2004). 硫黄カルシウム剤による脱窒法. 化学工業日報社.

- 森達摩・崎元道男. (2000). 塩化第二鉄による凝集処理と黒ボク土カラム処理を併用した畜産排水の脱色. 大阪府立農林技術センター研究報告, 36号: 5-7.
- 諏佐尚哉・森弘. (2016). 硫黄脱窒における塊状硫黄と親水性硫黄の脱窒能力比較試験. 日本養豚学会第105回大会講演要旨.
- 須藤立・大林康信・井上雅美・矢萩久嗣. (2015). 畜舎排水処理施設における汚水中の硝酸性窒素等除去の検討. 茨城畜研報第47号.
- 須藤立・長田隆・荻野暁史・羽成勤. (2016). アミノ酸添加低タンパク質飼料を給与した肥育豚尿の汚水処理過程から発生する環境負荷ガスの排出量低減効果. 日本畜産学会報 87(4): 373-380.
- 須藤隆一・稲盛悠平. (1983). 生物相からみた処理機能の診断. 産業用水調査会.
- 須藤隆一・徐開欽・稲盛悠平・山田一裕・中井裕. (1997). 間欠曝気方式による畜舎汚水の窒素除去方法の開発に関する研究. 1997年度研究成果報告書概要 (KAKENHI-PROJECT-0755460).
- 杉本清美・石田泰之・押木市郎. (2014). セメント製造原燃料用豚ふん堆肥生産方法の検討. 千葉県畜産総合研究センター研究報告 第14号: 37-43.
- 杉本清美・長谷川輝明・山下恭広・田中康男. (2013). 千葉県内養豚場における汚水処理施設の実態調査(短報). 千葉県畜産総合研究センター研究報告 第13号: 77-78.
- 石崎重信・大泉長治・岡崎好子. (2005). 家畜ふん炭化物の脱臭性能、畜産汚水脱色性能、および、生ふんの通気性改善効果. 千葉県畜産総合研究センター研究報告, 5: 37-42.
- 川村英輔・田邊眞. (2009). 汚水脱水機を活用することで曝気槽へのBOD負荷等が低減できる. 参照日: 2018年3月12日, 参照先: <http://www.pref.kanagawa.jp/uploaded/attachment/550092.pdf>
- 川村英輔・田邊眞・竹本稔・上山紀代美・鈴木一好. (2011). 簡易型リン回収装置の回分式活性汚泥浄化槽への適用. 日豚会誌, 48(2): 58-67.
- 村澤浩一郎、納村和美、森崎久雄、佐野明美、寺田剛史、田井中善雄. (2002). 高級脂肪酸を水素供与体として用いた水路の直接脱窒. 水環境学会誌, 25: 737-742.
- 築城幹典・原田靖生. (1997). 家畜の排泄物量推定プログラム. システム農学 (J、JASS)、13(1): 17-23.
- 畜産環境整備機構. (1997). 家畜ふん尿処理・利用の手引き. 財団法人畜産環境整備機構.
- 畜産環境整備機構. (2004). 家畜ふん尿処理施設・機械選定ガイドブック(汚水処理編). 財団法人畜産環境整備機構.
- 畜産環境整備機構. (2004). 家畜ふん尿処理施設的设计・審査技術. 財団法人畜産環境整備機構.
- 畜産環境整備機構. (2013). 畜舎汚水浄化処理施設窒素対応管理マニュアル. 畜産環境整備機構.
- 中西弘・石川宗孝. (1985). 単一曝気槽における脱窒. 水質汚濁研究, 8(3): 13-16.
- 中村ジョン. (2016). 高性能浸漬型平膜モジュールによるMBRの省エネルギー化. 製品&技術 (Products Spotlight): 膜(MEMBRANE), 41(4), 189-192.
- 長谷川輝明、田中康男、笠原和久、長田隆. (2017). 界面活性剤をコーティングした粉末硫黄と炭酸カルシウム粒からなる新規脱窒用粉末資材と土木用市販ノッチタンクによる養豚排水の硫黄脱窒実証試験. 日本畜産環境学会会誌.
- 長谷川輝明、田中康男. (2017). 界面活性剤をコーティングした粉末硫黄と炭酸カルシウム粒からなる新規脱窒用粉末資材と土木用市販ノッチタンクによる養豚排水の硫黄脱窒実証試験. 畜産環境学会誌.
- 長谷川輝明・笠原和久・田中康男. (2016). 養豚排水の硫黄脱窒処理に利用する高性能資材の開発. 日本畜産環境学会会誌 No.15(1): 44-50.
- 長谷川輝明・田中康男・長田隆. (2016). 市販ドロマイト石灰を用いた養豚排水の高度処理技術. 関東畜産学会代71回大会講演要旨集.
- 長田隆・羽賀清典・原田靖生. (1989). 制限曝気式回分活性汚泥法による豚舎汚水中の窒素の除去. 水質汚濁研究, 12(2): 50-58.
- 陳昌淑・田中康男. (2001). 硫黄酸化反応による畜舎汚水の窒素除去と脱色. 用水と廃水 43: 1053-1059.
- 陳昌淑・田中康男. (2001). 硫黄充填反応槽を用いた嫌気性処理後の畜舎汚水の窒素除去と脱色. 日本水処理生物学会誌, 37(3): 93-98.
- 田中康男・小堤悠平・畠中哲哉・道宗直昭. (2016). 製本工場由来廃紙粉による畜舎排水中硝酸性窒素の除去. 畜産環境学会会誌.
- 田中康男・他. (1999). UASBリアクターと散水ろ床を組み合わせた処理システムの豚舎汚水処理性

能. . 日本水処理生物学会誌、177-188.

田中康男・長谷川輝明・笠原和久.(2017). 特許番号: 脱窒用硫黄資材. 特願 2017-237558.

東京都環境保全局.(1992). 東京湾富栄養化対策技術手引. 東京都.

独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構.(2013). 日本飼養標準 豚 (2013年版). 中央畜産会.

日本下水道協会.(2009). 下水道施設計画・設計指針と解説(後編) —2009年版—. 社団法人日本下水道協会.

日本下水道協会.(2012). 下水試験方法上巻—2012年版—. 公益社団法人日本下水道協会.

猫本健司・河合沙織・干場信司・内田泰三・森田茂.(2017). 搾乳関連排水の低コスト管理に関する検討 —越流式沈殿槽による汚濁負荷流出の低減—. 日本畜産環境学会誌 No16(1):42-49.

福田憲和・小山太.(2002). ダンボール炭化物を利用した簡易な畜舎排水脱色装置の開発. 参照先: farc.pref.fukuoka.jp/farc/seika/h13_2/h13b-15-3.pdf.

福崎智司・浦野博水・高橋和宏・山田貞子・高木明彦.(2006). 次亜塩素酸ナトリウムの洗浄・殺菌効果に及ぼす. 平成18年度センター報告(技術資料).

北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム.(2004). 家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004. 北海道立畜産試験場.

本多勝男.(2001). 汚水処理施設の設計と維持管理、施設設計計算書の審査・検討法. 平成13年度畜産環境アドバイザー養成研修会資料【汚水処理施設の設計・審査技術研修】:65-212(財団法人畜産環境整備機構).

膜分離技術振興協会.(2010). 水道用大孔径ろ過膜モジュール規格. 膜分離技術振興協会.

膜分離型畜舎排水処理装置の手引き作成委員会.(2004). 膜分離型畜舎排水処理装置の手引き. 農林水産省農林水産技術会議事務局・畜産草地研究所.

用水廃水便覧編集委員会.(1973). 用水廃水便覧(改訂二版). 丸善株式会社.

鈴木一好.(2010). 養豚で発生する汚水に含まれるリンを除去回収し再利用する技術. tokugikon 2010.1.29. no.256:44-48.

鈴木良地、増田達明、中谷洋、原田英雄.(2008). 愛知県内養豚浄化槽の排水中における亜鉛及び銅濃度. 愛知農総試研報 40:163-169.

鈴木良地、増田達明、中谷洋、原田英雄.(2009). 養豚浄化槽における亜鉛低減要因の解明. 愛知農総試研報 41:145-149(2009).

和波一夫・嶋津暉之・羽田一幸・谷田貝敦.(2006). 畜舎汚水を対象とした高度処理に関する研究. 東京都環境科学研究所年報 2006, pp144-149. 東京都.

和波一夫・嶋津暉之・羽田一幸・谷田貝敦.(2007). 畜舎汚水を対象とした高度処理に関する研究—硫酸化菌による窒素除去等. 東京都環境科学研究所年報 2007, pp85-93. 東京都.

和木美代子.(2015). 窒素を除去するアナモックス菌 —畜産における可能性—. 畜産環境情報 第56号:1-14(畜産環境整備機構).

脇屋裕一郎、松尾俊徳、高柳典弘、卜部大輔、河原弘文、永瀧成樹.(2013). 微細気泡オゾンを利用した畜産排水処理水の脱色効果. 日豚会誌, 50(1):1-7.

脇屋裕一郎・鶴橋亨・高柳典弘・卜部大輔・河原弘文・永瀧成樹.(2013). 畜産排水の活性汚泥処理水を対象としたMAP法によるリン除去・回収技術. 日豚会誌, 50(3):128-136.

8 用語解説

i BOD（生物化学的酸素要求量）

水の有機物による汚濁の指標の一つで、生物化学的酸素消費量ともいう。20℃において、水中の有機性汚濁物質が生物化学的に酸化されるとき、5日間で消費される酸素量を mg/l で表す。特に微生物によって分解されやすい有機物量の指標となる。

ii SS（浮遊物質）

水の濁りを示す重要な指標の一つであり、SS が高いほど水は濁っている。水中に浮遊または懸濁している物質を孔径 1 μm のガラス繊維ろ紙でろ過し、ろ紙上に残った物質の量を mg/l で表す。

iii MLSS（活性汚泥浮遊物質）

活性汚泥法において、曝気槽混合液の活性汚泥量（微生物量）を示す指標。曝気槽内混合液の浮遊物質濃度を mg/l で表す。

iv SRT（汚泥滞留時間）

活性汚泥が処理施設（曝気槽、沈殿槽など）に滞留する時間であり、設計および運転管理指標となる。硝化菌量を増やしてアンモニアの硝酸への酸化を活発に進めるには SRT をできるだけ長くする必要がある。SRT を長くするためには曝気槽の汚泥濃度を高めることが必要となり、膜分離活性汚泥法はこの点で有利な処理法である。

v 硝化

アンモニアが亜硝酸または硝酸に酸化される反応で、好気的な環境において硝化菌（アンモニア酸化菌および亜硝酸酸化菌）によって反応が進む。脱窒の前段階の反応過程であり、硝化が進まない限り後段の脱窒は進行しない。

vi 脱窒

亜硝酸又は硝酸が無酸素条件下で脱窒細菌によって還元され、窒素ガスに変化し、液中から除去される反応。この反応が進むためには、有機物または硫黄などが必要とされる。

vii 活性汚泥法

汚水を浄化する機能を持ち、沈降性の優れた微生物の塊（フロック）を活用した汚水処理法。活性汚泥法では、細菌、原生動物、後生動物など多種類の好気性微

生物が数多く含まれている。

viii 中空糸膜

分離膜の一種で、中空の糸状に成形された膜。内径は3～5 mm 以下。

ix 平膜

分離膜の一種で、平面状に成形された膜。

x 曝気

活性汚泥法においては活性汚泥微生物による有機物分解のために汚水中に酸素を供給する必要がある。また、活性汚泥が曝気槽中に均一に流動する必要もある。このためにブロワにより空気を吹き込む。これを曝気という。なお、膜分離においても膜モジュールの下部から空気が吹き込まれるが、これは膜の閉塞を抑制する目的での曝気である。

xi 膜分離活性汚泥法

活性汚泥法で最終沈殿槽の替りに膜分離法によって活性汚泥と処理水を分離する方法。分離膜には精密ろ過（MF）膜が主に用いられる。

xii 精密ろ過膜

0.05～10 μ m 程度の微粒子（細菌を含む）の除去を目的とした膜。濁質はほぼ完全に除去できるのでろ液は清澄になるが、溶解成分は除去できないので色度の改善は見込めない。

xiii 余剰汚泥

活性汚泥法においては、有機物の分解に応じて微生物が増殖する。増殖が続くと曝気槽の活性汚泥濃度が過剰になり溶存酸素が欠乏する事態になるので、適宜増殖分を引き抜いて処分する必要がある。これを余剰汚泥という。余剰汚泥は高分子凝集剤を添加した後に脱水機で絞って非流動性の脱水ケーキにした後にふんの堆肥化施設に投入するのが一般的である。

xiv 凝集剤

凝集剤には主にリンの除去に利用される無機凝集剤と、余剰汚泥の脱水に使用される高分子凝集剤（ポリマーと略称される）とがある。無機凝集剤にはリン酸と結合する鉄塩、またはアルミニウム塩が含まれる。高分子凝集剤はアクリルアミド、アクリル酸等を重合して製造される。2017年11月より、これらの凝集剤（指定されたものに限られる）を含む汚泥が原料として混入した堆肥でも特殊肥料として取り扱えることになった。

9 謝辞

(ア) 硝酸性窒素等規制強化対応高度浄化処理技術開発普及事業推進 委員

本事業は下記 5 名の推進委員の方々のご指導・ご助言により進めたものである。ここにお名前を記し感謝の意を表します。

柿市 徳英 日本獣医生命科学大学 名誉教授

鈴木 一好 国立研究開発法人農研機構 畜産研究部門 畜産環境研究領域 領域長

仁木 圭三 公益財団法人日本環境整備教育センター調査・研究グループ
リーダー

長谷川 輝明 千葉県畜産総合研究センター 企画研究室 研究員

松村 昌雄 一般財団法人日本養豚協会 理事

(あいうえお順、敬称略)

(イ) 養豚農家

本事業を進めるに当たっては 6 件の養豚農家のご協力を得た。個人情報保護の観点から御氏名等は伏せさせていただくが、これら農家の方々のご協力およびご助言が無ければ事業は成り立たなかった。深く感謝の意を表します。

(ウ) メーカー

膜分離の試験を実施するに当たっては、下記のプラントメーカー、膜メーカー、機器メーカーの協力を得たことを記し謝意を表します。

株式会社モリプラント、群立機器株式会社、住友電気工業株式会社、中野企画

(あいうえお順)

(エ) 各種機関

独立行政法人家畜改良センター 企画調整部管理課の橋谷田豊技術専門役および管理課職員の方々には試験試料の採取にご協力いただいたことを記し謝意を表します。農研機構畜産研究部門の長田隆ユニット長には研究推進に各種ご協力をいただいたことを記し謝意を表します。

お願い

本マニュアルの内容には暫定的な部分もあり、今後の技術の進展により逐次内容の見直しが必要と考えます。このため、今後当機構のホームページ (<http://www.chikusan-kankyo.jp/>) 上に本マニュアルのオンライン版を掲載し、必要に応じて更新を行っていく予定です。このオンライン版も今後参考にしていただけるようお願いいたします。

また、内容についてのご指摘およびご要望事項があれば、ilet@chikusan-kankyo.jp宛にメールをいただけるようお願いいたします。

マニュアル取りまとめ担当：畜産環境技術研究所 研究参与 田中 康男

**畜産汚水の処理技術マニュアル —処理の基本から高度処理まで—
平成 30 年 3 月 30 日発行**

発行：一般財団法人 畜産環境整備機構

〒105-0001 東京都港区虎ノ門 5-12-1 (ワイコービル 3 階)

TEL 03-3459-6300/ FAX 03-3459-6315

編集および連絡先：一般財団法人 畜産環境整備機構 畜産環境技術研究所

〒961-8061 福島県西白河郡西郷村大字小田倉字小田倉原 1

TEL 0248-25-7777/ FAX 0248-25-7540

メールアドレス：ilet@chikusan-kankyo.jp

ホームページ：<http://www.chikusan-kankyo.jp>