

微生物脱臭装置と活性汚泥浄化槽による 密閉型強制発酵装置排気の処理に関する試験

田邊眞・川村英輔・加藤博美・青木稔¹、柿市徳英²、代永道裕³
(¹神奈川県東部家保、²日本獣医生命科学大学、³(独)畜産草地研究所)

Studies on Treatment of Waste Gas from Composting Machine
by Deodorization system and Activated Sludge Process

Makoto TANABE, Eisuke KAWAMURA, Hiromi KATO, Minoru AOKI,
Norihide KAKIICHI and Michihiro YONAGA

豚ふんを処理する密閉型強制発酵装置の排気を微生物脱臭装置で脱臭し、脱臭液は豚舎汚水と同時に活性汚泥浄化槽で処理するシステムを考案し実証した。

密閉型強制発酵装置の排気には豚ふん 1 kg あたり約 3.3g のアンモニアが含まれ、そのアンモニアの 94.3~99.7%を微生物脱臭装置で除去できた。脱臭液のアンモニア負荷を 25g/m³・日程度とし土壌改良材を投入することで、脱臭液に捕捉されたアンモニアの一部を硝酸まで硝化できた。活性汚泥浄化槽は、窒素容積負荷 0.15kg/m³・日以下、かつ BOD/N 比 2.6 以上の条件で、浄化機能を低下させずに豚舎汚水と脱臭液を同時に処理できた。肥育豚 1,000 頭規模の既存養豚場に本システムの導入を試算したところ、汚水の BOD/N 比が 4.0 以上であれば導入可能であった。

キーワード：家畜ふん、強制発酵装置、微生物脱臭、活性汚泥浄化槽

当センターでは、経済的で省力的な畜舎汚水処理施設を開発し、全自動運転型活性汚泥法浄化槽として実証した¹⁾²⁾³⁾。その結果、神奈川県の畜産農家では、畜舎汚水処理施設として活性汚泥浄化槽が普及している。

家畜ふんを堆肥化する際には、アンモニアを多量に含む臭気が発生し、悪臭問題や環境汚染の原因となっている。農林水産省によると畜産経営に起因する苦情のうち、悪臭関連は約 6 割となっている⁴⁾。そのため、神奈川県では都市と共存する畜産を実現するために臭気対策が緊急の課題となっている。しかし、脱臭施設については経済性や維持管理上の問題から十分に普及していない。

当センターでは、密閉型強制発酵装置から排出される高濃度のアンモニアを含む臭気を脱臭する微生物脱臭装置を開発した⁴⁾。この微生物脱臭装置は、高率にアンモニア臭気を脱臭するが、高濃度

の窒素成分を含む脱臭液が廃液として発生するため、環境負荷をかけない廃液処理方法が求められている。

川村らは、高窒素負荷による活性汚泥の影響を検討し、活性汚泥浄化槽による脱臭液の処理が可能であると報告した⁵⁾。

当センターでは、微生物脱臭装置と家畜用活性汚泥浄化槽を用いて、密閉型強制発酵装置の排気を処理するシステムを考案した。本試験では、密閉型強制発酵装置、微生物脱臭装置、活性汚泥浄化槽からなるミニプラントを用いてこの処理システムを実証した。

材料及び方法

1. 実証施設

本システムの概要を図 1 に示した。実証にあたっては、密閉型強制発酵装置、微生物脱臭装置、

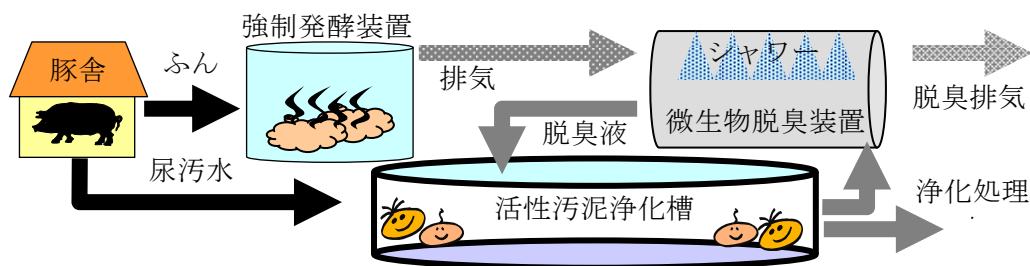


図1 密閉型強制発酵装置排気の処理システム

活性汚泥浄化槽からなるミニプラントで行った。

(1) 密閉型強制発酵装置

発酵槽実容積 8.8m^3 の縦型強制発酵装置で、当センターの豚舎から排出される豚ふんを処理した。

豚ふんは、毎日 13 時頃に投入した。

(2) バイオスクラバー

バイオスクラバーは、直径 2.3m、長さ 8.0m、容積 33m^3 の横型円筒形で、内部は下部の脱臭液槽と上部の気液接触槽からなる。脱臭液槽は、 16m^3 の脱臭液を貯留しエジェクターで攪拌した。運転開始時、家畜用浄化槽の放流水を投入し脱臭液とした。気液接触槽は、容積 17m^3 で、水中ポンプでくみ上げた脱臭液を槽上部から散布し、臭気と気液接触させた。また、気液接触槽にはファンで外気を風量 $1\text{m}^3/\text{分}$ で導入した。また、脱臭液の硝化を進めるため、微生物担体として珪藻土を焼成した土壤改良材 ($\phi 4\text{mm}$) を脱臭液中に 1m^3 投入した。

(3) 活性汚泥浄化槽

曝気槽は、長さ 10m、幅 2m、高さ 0.75m、容積 12m^3 でエジェクター2基により曝気した。当センターの豚舎汚水を 1 日あたり最大 2.0m^3 処理し、沈殿 1 時間、放流・投入 1 時間の回分式運転を行った。当初は連続曝気で運転したが、2005 年 7 月から 1 時間曝気、1 時間静置の間欠曝気に変更した。

豚舎汚水と脱臭液の同時処理では、汚水希釈水の代わりに脱臭液を $0.4\sim 1.8\text{m}^3/\text{日}$ 浄化槽に投入し、同量の浄化処理水をバイオスクラバー脱臭液に戻した。

(2) 調査内容

密閉型強制発酵装置とバイオスクラバーの排気中のアンモニアは、検知管法あるいはホウ酸トラップ法により測定し、アンモニア量は排気風量から計算した。

バイオスクラバー脱臭液の性状として、pH、電気伝導度(EC)、イオンクロマトグラフ法によるアンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸性窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸性窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) を測定した。イオン態窒素は、

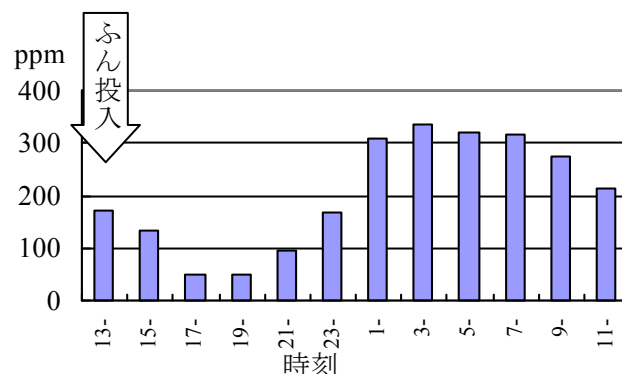


図2 強制発酵装置排気中のアンモニア濃度

$\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計 (Total-N) とした。

活性汚泥浄化槽の運転状況として、活性汚泥沈降率 (SV)、活性汚泥浮遊物質 (MLSS)、浮遊物質 (SS)、COD、BOD を下水試験方法⁶⁾に準じて測定した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ はイオンクロマトグラフ法、全窒素 (TN) は紫外線吸光光度法で測定した。

結果及び考察

1. 強制発酵装置

(1) 排気中のアンモニア濃度

強制発酵装置排気中のアンモニア濃度の日内変化を図2に示した。アンモニア濃度は、ふんを投入してから 6 時間後までは低下し、8 時間後以降は上昇して 16 時間前後にピークを示した。最高濃度と最低濃度では、6 倍以上の差がみられた。

この結果を利用して、周辺環境を考慮してふん投入時刻を調整したり、排気中の臭気濃度が高い時間帯に脱臭装置を運転して運転経費の低コスト化を図るなど経済的かつ効果的な臭気対策を実施できると考える。

(2) 豚ふんの堆肥化によるアンモニア発生量

強制発酵装置では、試験期間中に豚ふんを 1 日あたり平均で 431kg 投入し、堆肥が 107kg 生産された (表 1)。

強制発酵装置排気中のアンモニア量は、平均で

1,444g/日で、豚ふん1kg・1日あたり3.3g、窒素量では2.8gであった。豚ふんの水分を75%とし、原田らの報告から⁷⁾、豚ふんの窒素含量を乾物あたり3.61%と仮定すると、豚ふん1kg中に窒素が9.0g含まれることから、本装置での堆肥化処理では豚ふん中の窒素の約31%がアンモニアガスとして揮散することがわかった。

2. 微生物脱臭装置

(1) アンモニアの除去効果

微生物脱臭装置でのアンモニア除去状況を表2に示した。入気中のアンモニア濃度は216～516ppm、

アンモニア量は247～734g/日であった。一方、排気中のアンモニア濃度は0.5～14.8ppm、アンモニア量は1.2～39g/日で、アンモニア除去率は94.3～99.7%となり、高いアンモニア脱臭性能を示した。

簡易な微生物脱臭装置でアンモニアを効率よく脱臭できることが示された。この微生物脱臭装置は、自家施工可能な装置であることから、畜産農家向けの簡易な脱臭装置として普及が期待できる。

(2) 脱臭液性状とアンモニア除去効果

脱臭液を交換せずにバイオスクラバーを運転したところ、アンモニア除去率は脱臭液交換後152

表1 強制発酵装置での豚ふん処理状況と排気中のアンモニア量

2004年度	投入豚ふん	生産堆肥	排気中のアンモニア			ふん1kg・1日あたりの排出量	
	kg/日	kg/日	ppm	g/日	gN/日	アンモニア g/kg・日	窒素 gN/kg・日
6～8月	405	114	340	1,635	1,346	4.0	3.3
9～11月	435	83	293	1,410	1,161	3.2	2.7
12～2月	453	123	267	1,286	1,059	2.8	2.3
平均	431	107		1,444	1,189	3.3	2.8

表2 バイオスクラバーでのアンモニア除去

		入気		排気		アンモニア除去率	アンモニア負荷量 g/m ³ ・日
		ppm	g/日	ppm	g/日		
平成16年度	夏期(7-8月)	516	734	9.5	25	96.6%	45.9
	秋期(9-11月)	478	679	14.8	39	94.3%	42.4
	冬期(12-2月)	330	469	8.0	21	95.5%	29.3
平成17年度	夏期(5-7月)	216	247	0.8	2.1	99.1%	15.4
	秋期(9-11月)	340	390	0.5	1.2	99.7%	24.4

表3 バイオスクラバーでのアンモニア除去と脱臭菌液性状

菌液交換後の経過日数	入気		排気		アンモニア除去率	脱臭菌液			
	ppm	g/日	ppm	g/日		pH	EC mS/cm	TN	mgN/l
116	280	398	7.5	19.7	95.1%	7.6	34.5		3,178
137	430	611	10.0	26.2	95.7%	6.7	43.9		4,864
152	220	313	9.0	23.6	92.4%	6.6	59.4		7,414
159	230	327	12.0	31.5	90.4%	6.6	67.0		8,994

表4 バイオスクラバー脱臭菌液の性状

土壌改良材なし (アンモニア負荷量 55g/m ³ ・日)							土壌改良材あり (アンモニア負荷量 25g/m ³ ・日)						
経過日数	pH	EC mS/cm	形態別窒素			mg/l	経過日数	pH	EC mS/cm	形態別窒素			mg/l
			NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	N計				NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	N計
1	7.1	2			50	50	14	6.9	1	61	0	109	170
14	6.1	4	71	97	43	210	21	5.9	3	162	0	215	377
25	5.7	10	360	388	54	802	28	5.4	9	345	0	409	754
34	6.7	16	840	803	72	1,714	35	6.4	4	281	0	339	620
45	6.1	14	730	740	51	1,521	42	6.0	5	439	0	503	942
56	6.0	22	1,167	1,185	67	2,419	49	6.2	6	448	0	563	1,011
67	6.0	24	1,387	1,949	209	3,545	56	5.0	8	552	13	681	1,246
75	6.1	33	1,911	1,873	199	3,983	63	5.4	8	588	76	653	1,317

日目及び159日目に、それぞれ92.4%、90.4%と低下した。その時点での脱臭液のTNは、それぞれ7,414mg/l、8,994mg/lであった(表3)。

本多らの報告では²⁾、脱臭液のTotal-Nが5,000mg/lでもアンモニア脱臭性能の低下はみられていない。しかし、この結果から脱臭液のTNが7,000mg/lを超えると脱臭性能が低下することが推察された。脱臭効果を安定的に発揮するには脱臭液のTN濃度を指標にバイオスクラバーの運転管理を行う必要がある。

(3) 脱臭液の性状

脱臭液のアンモニア負荷量55g/m³・日の条件下は、脱臭液交換後75日目のイオン態窒素は、NH₄-N 1,911mg/l、NO₂-N 1,873mg/l、NO₃-N 199mg/lで、脱臭液中で硝化が起こったものの、NO₂-Nまでしか酸化が進まなかった(表4)。

川村らは、高濃度の窒素成分を活性汚泥浄化槽で浄化機能を低下させずに処理するためには、窒素成分のNH₄-Nを一部硝化する必要があると報告している⁵⁾。

そこで、脱臭液中で硝化を促進させるため、アンモニア負荷量を25g/m³・日に下げるとともに、微

生物担体として土壌改良材を脱臭液中に投入したところ、脱臭液交換後63日目ではNH₄-N 588mg/l、NO₂-N 76mg/l、NO₃-N 653mg/lと硝化が促進された。

以上から、アンモニア負荷量の調整と微生物担体の添加により、脱臭液中で硝化を進めることができた。

3. 活性汚泥浄化槽

(1) 通常運転での処理状況

表5に活性汚泥浄化槽の運転状況を示した。脱臭液を投入せず連続曝気による処理を2005年5~7月に行ったところ、BOD容積負荷0.27kg/m³・日、窒素容積負荷0.05kg/m³・日、BOD/N比5.31の運転状況でSS、BOD、COD、TNの除去率はそれぞれ81%、91%、85%、50%で、TN除去率を除き高い浄化機能を示した。

(2) 間欠曝気による通常運転

窒素除去効率を上げるため、7~8月は間欠曝気で運転した結果、BOD容積負荷0.45kg/m³・日、窒素容積負荷0.09kg/m³・日、BOD/N比5.15の運転状況で、SS、BOD、COD、TNの除去率はそれぞれ79%、93%、83%で、いずれも高い浄化機能を示すと同時に、TN除去率は間欠曝気により82%に上

表5 活性汚泥浄化槽の運転処理状況と処理水の形態別窒素割合

項目		夏期 (5-7月)	夏期 (7-8月)	秋期 (9-11月)	冬期 (12-2月)	
運転 状況	曝気方法	連続	間欠	間欠	間欠	
	脱臭液の処理	なし	なし	あり	あり	
	水温	23.9℃	31.1℃	20.4℃	9.0℃	
	MLSS mg/l	3,613	7,687	6,654	6,413	
	BOD容積負荷 kg/m ³ ・日	0.27	0.45	0.40	0.17	
	窒素容積負荷 kg/m ³ ・日	0.05	0.09	0.15	0.11	
BOD/N		5.31	5.15	2.64	1.66	
処理 状況	SS kg/日	汚水	1.6	3.4	3.6	1.7
		処理水	0.3	0.7	0.5	0.5
		除去率	81%	79%	86%	71%
	BOD kg/日	汚水	3.2	5.4	4.8	2.1
		処理水	0.3	0.4	0.4	0.2
		除去率	91%	93%	92%	90%
	COD kg/日	汚水	1.3	4.1	3.4	1.8
		処理水	0.2	0.7	0.5	0.5
		除去率	85%	83%	85%	72%
	T-N kg/日	汚水	0.6	1.1	1.8	1.3
		処理水	0.3	0.2	0.4	0.6
		除去率	50%	82%	78%	54%
処理 水 窒素の 形態別 割合	NH ₄ -N	8%	28%	19%	24%	
	NO ₂ -N	0%	3%	17%	1%	
	NO ₃ -N	92%	69%	64%	75%	

昇した。

川村らは、回分式活性汚泥浄化槽での間欠曝気運転による窒素除去効果を報告したが⁸⁾、我々も同様の結果を得た。

(3) 豚舎汚水と脱臭液の同時処理

9～11月の秋期は、間欠曝気運転で豚舎汚水に加えて、BOD/N比が2.6程度になるよう脱臭液を投入して処理した。運転状況はBOD容積負荷0.40kg/m³・日、窒素容積負荷0.15kg/m³・日、BOD/N比2.64であった。SS、BOD、COD、TNの除去率はそれぞれ86%、92%、85%、78%で、TN除去率がやや低下したが、浄化機能を維持することができた。

12～2月の冬期は、水温が9.0℃に低下したことからBOD容積負荷を0.17kg/m³・日に下げるとともに、窒素容積負荷0.11kg/m³・日で窒素負荷割合を高めBOD/N比を1.66にした。その結果、SS、BOD、COD、TNの除去率はそれぞれ71%、90%、72%、54%となり浄化能力の低下がみられた。

以上から、豚舎汚水と脱臭液を同時処理する場合、窒素容積負荷0.15kg/m³・日、BOD/N比2.6の条件下では浄化機能を維持しつつ同時処理できることがわかった。この結果から、BOD/N比及び窒素容積負荷を指標に浄化槽を運転管理することで、浄化機能を維持しつつ豚舎汚水と脱臭液を処理することが可能であると考えられる。

(4) 浄化処理水のイオン態窒素

通常運転では曝気槽では硝化が進み、NO₂-Nはほとんど検出されなかった(表5)。一方、同時処理を開始した秋期には処理水中のNO₂-Nの割合が17%と高くなった。

川村らは、高窒素負荷時に活性汚泥への曝気量を増加させると硝化が促進することを明らかにした⁵⁾。そこで、間欠曝気の停止時間を少なくし、全体で曝気量を約10%増やしたところ、冬期にはNO₂-Nの割合が1%まで低下し、曝気量増加による硝化促進効果が認められた。

4. 同時処理システムの構築

肥育豚1,000頭規模の畜産経営において豚舎汚水と臭気の同時処理システムを構築した(図3)。なお、システムの構築にあたり、必要な基礎数値は家畜ふん尿処理施設の設計・審査技術⁹⁾を参考にした。

(1) アンモニア臭気の発生量

肥育豚のふん排せつ量を2.1kg/頭とし、豚ふん1kgから堆肥化時に発生するアンモニア量を3.3gとすると、肥育豚1,000頭の豚ふん2100kgを堆肥化すると臭気としてアンモニア6.93kgが排出され、アンモニア除去率95%の微生物脱臭装置において

脱臭液にアンモニアが6.59kg/日、窒素として5.43kgN/日蓄積される。

(2) 微生物脱臭装置

脱臭液中で硝化を進めるためにアンモニア負荷量を25g/m³・日とすると、脱臭液が277m³必要となる。気液接触槽を菌液槽と同容積とすると、微生物脱臭装置は、約540m³もの容積が必要となる。今後、普及にあたっては、シャワーリング方法の検討による脱臭効率や硝化方法の検討による硝化効率の向上により、微生物脱臭装置の容積を減らすことが必要と思われる。

(3) 豚舎汚水と脱臭液の同時処理

肥育豚1,000頭規模の浄化槽では、汚水15m³/日、BOD42.5kg/日を処理する必要がある。浄化槽のBOD容積負荷を0.30kg/m³・日とすると、曝気槽容積は142m³となる。変動幅があるものの畜舎汚水のBOD/N比を平均4.0とすると、この浄化槽では豚舎汚水の窒素を10.63kg/日処理することとなる。

一方、脱臭液から、窒素5.43kg/日が浄化槽に投入される。脱臭液にはBODはほとんど含まれないので、同時処理により浄化槽の負荷はBOD42.5kg/日、窒素16.06kg/日で、運転条件はBOD容積負荷0.30kg/m³・日、窒素容積負荷0.12kg/m³・日、BOD/N比2.65となる。これは、今回、ミニプラントで実証した窒素容積負荷0.15kg/m³・日、BOD/N比2.64の負荷条件と比べてBOD/N比はほぼ同様、窒素容積負荷ではやや低い値である。この結果から、浄化槽での同時処理が可能であると試算された。

一方、今回のミニプラントでの実証から、豚舎汚水のBOD/N比はかなり変動することがわかった。表6に汚水のBOD/N比が変化した場合、浄化槽で脱臭液由来の窒素をどの程度処理できるかを示した。

表6 汚水のBOD/N比の違いによる窒素量と脱臭液由来窒素の処理可能な割合

汚水のBOD/N比①	汚水由来の窒素量② kg	処理可能な窒素量③ kg	脱臭液由来窒素の処理可能な割合④
2.5	17.00	-0.94	不可
3.2	13.28	2.78	51%
4.0	10.63	5.43	100%
4.7	9.04	7.02	129%
5.5	7.70	8.63	154%

注) 浄化槽負荷条件; BOD42.5kg、BOD/N比2.64、脱臭液由来窒素量5.43kg

②; 42.5kg÷①、③; 16.06kg-②

④; ③÷5.43kg

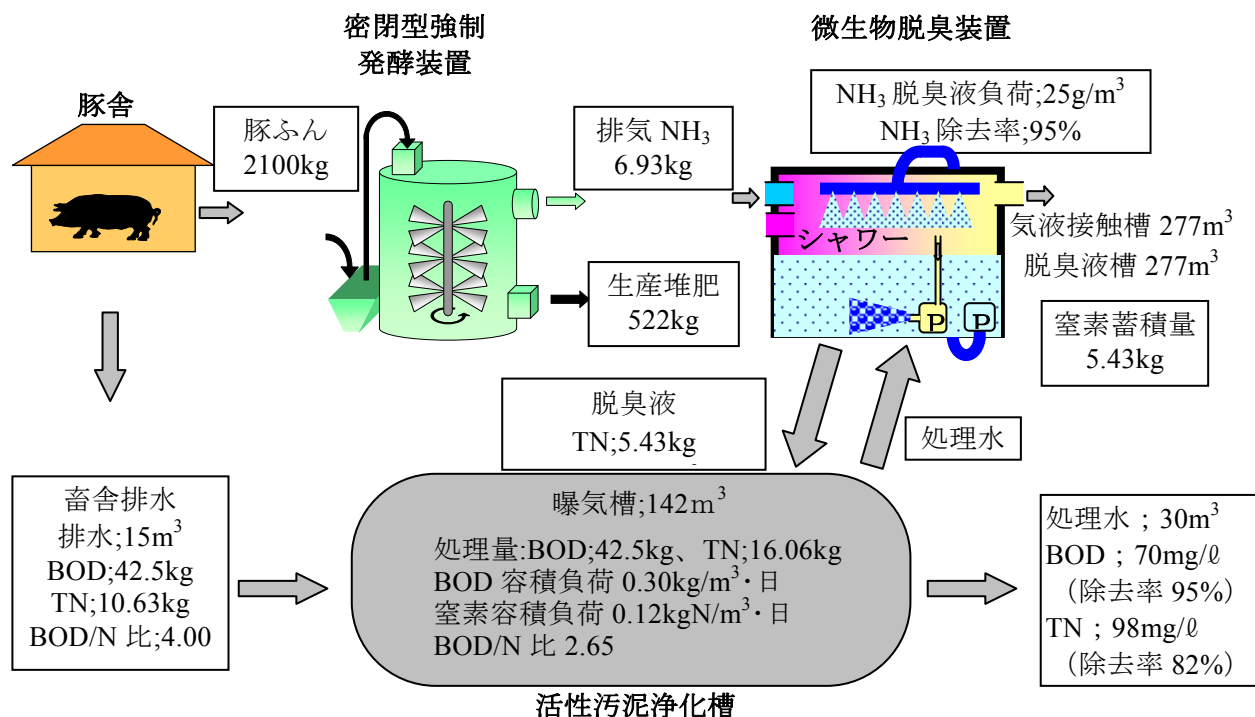


図3 既存浄化槽を活用した畜舎汚水と臭気の同時処理システム (肥育豚 1,000 頭規模)

汚水の BOD/N 比が 4.0 の場合、脱臭液の窒素を 100% 処理することが可能であるが、BOD/N 比が 3.2 に低下すると、脱臭液の処理可能な量は 51% となり、BOD/N 比が 2.5 では、処理できないと試算された。

以上から、本システムを実施する場合は、浄化槽の負荷状況や運転状況を綿密に把握するとともに、汚水の BOD/N 比を指標としたきめ細かい運転管理を的確に行うことが重要である。

謝辞

本研究は、先端技術を活用した農林水産研究高度化事業の助成を得て実施したことを記して感謝いたします。

引用文献

- 1) 本多勝男. 活性汚泥法に関する研究(第一報). 神奈川県畜産試験場試験調査成績報告, 第 47 号: 1~4. 1970.
- 2) 本多勝男. 活性汚泥法に関する研究(第二報). 神奈川県畜産試験場試験調査成績報告, 第 56 号: 4~15. 1971.
- 3) 本多勝男. 自動運転型活性汚泥法による養豚尿汚水の処理試験. 神奈川県畜産試験場研究報告, 第 59 号: 101~113. 1972.

4) 本多勝男・川村英輔・倉田直亮. バイオフィルターによる高濃度アンモニア臭気の脱臭試験. 神奈川県畜産研究所研究報告, 第 87 号: 23~27. 1998.

5) 川村英輔・田邊眞・加藤博美. 活性汚泥を用いた畜舎汚水と臭気の同時処理技術の開発. 神奈川県畜産研究所 平成 17 年度試験研究成績書(畜産環境・経営流通・企画調整), 22~25. 2006.

6) 下水試験方法. 日本下水道協会, 1997.

7) 原田靖生. 畜産環境対策大辞典第 2 版. (社)農山漁村文化協会編, 5~16. 2004.

8) 川村英輔・青木稔・藤井八月. 畜産汚水における環境負荷物質の低減技術の開発. 神奈川県畜産研究所 平成 14 年度試験研究成績書(畜産環境・経営流通・企画調整), 25~29. 2003.

9) 家畜ふん尿処理施設的设计・審査技術. (財)畜産環境整備機構, 2004.

