

(36) 糞便の好氣的分解過程における窒素挙動に関する実験

Nitrogen transformation during the aerobic biodegradation of feces

堀田 真也*, 野口 友寛*, 船水 尚行*,

Shinya HOTTA*, Tomohiro NOGUCHI*, Naoyuki FUNAMIZU*

ABSTRACT; We have been proposing an onsite differentiable wastewater treatment system. In the system, black water is treated by non-flushing composting toilet by using sawdust as matrix, and nutrient in feces and urine is recovered as compost. Previous study showed that most of nitrogen volatilized as NH_3 gas during composting process. Since most nitrogen is in urine, separating feces by urine diverting toilet bowl and supplying only feces to the composting toilet contribute to improving nitrogen recovery. In this study, we conducted composting experiments using feces and sawdust and observed the fate of nitrogen during composting process. The experimental results showed that 1) the time lag was observed between the peak time of CO_2 production rate (CO_2PR) and the peak time of ammonium nitrogen volatilization rate (ANVR); 2) composting only feces gave the high nitrogen recovery, i.e. approximately 10% to 20% of nitrogen in supplied feces volatilized as an ammonia gas from the system.

KEY WORDS; composting toilet; fate of nitrogen; aerobic biodegradation of feces

1. はじめに

家庭排水の分離分散型処理において、し尿は他の排水から分離して処理される。これまでの研究からオガクズを担体としたコンポスト型トイレによるし尿処理では、(1)糞便有機物の速やかな安定化、(2)し尿の減容化、(3)し尿中の栄養塩類の回収と再利用、等が可能であることが示された¹⁾⁽²⁾⁽³⁾⁽⁴⁾⁽⁵⁾。し尿は水分、有機物、栄養塩類などが豊富に含まれており、オガクズは多孔性、適度な水分保持能と通気性などに優れた性質を有しているため、本トイレは好氣的な微生物が増殖しやすい環境を作り出すことができる。

従来の家畜糞尿を麦稈等の担体を用いてコンポスト化を行う研究においては、コンポスト化過程でアンモニアガスが揮発するということが報告されており⁶⁾⁽⁷⁾⁽⁸⁾、本トイレにおいても同様の現象が確認されている⁹⁾。本トイレから排出されるアンモニアガスの濃度は、オガクズの攪拌時を除けば人間の嗅覚の閾値限界である 20ppm¹⁰⁾よりも若干低い値であったため通常の運転では悪臭の問題は発生しないと考えられた。しかしアンモニアガスの揮発は、臭気等の問題に加えて有用資源である窒素の回収・再利用の観点から積極的なコントロールが望まれる。

し尿は有機物(炭素)と窒素のバランスである CN 比が $2\sim 3$ ¹¹⁾であり、好氣的な微生物である活性汚泥微生物の CN 比は 5 前後と報告されている¹²⁾⁽¹³⁾。し尿中窒素の約 90%は尿に偏在しており¹⁴⁾、好氣的な微生物の増殖により有機物を分解、安定化させる本システムにおいてし尿を同時に処理した場合、投入した窒素のうち 7~8 割の窒素が、アンモニアガスの揮発として失われることが著者らにより実験的に確認されている⁹⁾。

そこで本研究ではし尿を分離し、オガクズ反応槽へは糞便のみを投入して処理することで反応槽への窒素の負荷を緩和する処理方法の検討を始めた。尿は貯蔵タンクに貯蔵して、定期的なオガクズの交換時期に合わせて回収した後、栄養塩類の回収や微量汚染物質の除去または安定化を行うことを想定している。これまでの測定結果

* 北海道大学大学院工学研究科環境創生工学専攻(Hokkaido University, Graduate School of Engineering, Division of Built Environment)

から、糞便の CN 比は概ね 5～7 の値を取ることが多く、これは活性汚泥微生物の菌体の組成に近い。このため糞便のみを反応槽へ投入して処理した場合、窒素の損失が改善されることが期待される。しかし、オガクズなど担体を用いた有機物の分解に伴う窒素の形態変化と、その損失割合を量的に示した例はなく、有機物の分解過程におけるアンモニアガスの揮発挙動に関する知見は乏しい。そこで本研究では、糞便のコンポスト化過程における窒素の形態変化と、窒素の回収率を実験的に検討することを目的とした。

2. 方法

2.1 実験材料

本研究ではオガクズを用いた糞便の好氣的分解を、実験室スケールの反応槽で再現した。本研究ではし尿分離型処理方式を検討するための知見を得ることを目的としているため、従来型のオガクズとの比較を行うという観点から、実験材料は履歴の異なる二種類のオガクズと糞便とした。糞便はプラスチック製の容器に排便を採取し、冷蔵庫で数日～一週間保存した後実験に供した。オガクズの作成履歴を表 1 にまとめた。

表 1 実験に用いたオガクズの履歴

	採取場所	投入物	運転温度	運転期間
オガクズ A	コンポスト型トイレ	糞便・尿	40～50℃	約 2 年
オガクズ B	実験装置	糞便のみ	室温 (10～25℃)	約半年

オガクズ A は実際に稼動しているコンポスト型トイレより得た。投入物は人間のし尿とトイレットペーパーであり、処理過程では温度を 40～50℃ にコントロールしており、オガクズの攪拌は定期的に行っていた。オガクズ B は、オガクズを用いた実験装置へ糞便のみを投入して調整することで得た。その際温度コントロールは行わず室温での運転とし、攪拌はコンポスト型トイレとほぼ同じ間隔で行った。Lopez らの報告によると有機物の好氣的分解は、温度により有機物の加水分解の速度や、微生物の増殖速度が異なるものの、20℃程度の温度域においても好氣的分解が進むことが示されている。本研究においても調整段階と実験時ではそれぞれの速度は異なるものの、有機物の好氣的分解は進むと仮定した¹⁵⁾。実験に供した糞便とオガクズは、それぞれの含水率を事前に測定し、糞便とオガクズを混合した混合物 (Mixture) の含水率が 60% になるように調整した。含水率の測定方法は、105℃ のオーブンで 24 時間乾燥させた際の重量減少分を含水量として求めた。本研究では糞便のオガクズに対する負荷率は、糞便固形物重量のオガクズ固形物重量に対する百分率で評価し、F/S 比 (Feces Sawdust ratio) と記述する。実験条件を表 2 にまとめた。

表 2 実験条件

	オガクズ	F/S 比	糞便 (g-dry)	オガクズ (g-dry)	初期含水率
RUN1	オガクズ B	18%	18	100	60%
RUN2	オガクズ A	10%	10	100	60%
RUN3	オガクズ B	10%	10	100	60%
RUN4	オガクズ A	5%	5	100	60%
RUN5	オガクズ B	5%	5	100	60%

2.2 実験装置

図1に実験装置を示す。本実験装置では、エアーコンプレッサーを用いて、反応槽（体積：1770ml）下部から通気を行うことで糞便の好気的な分解を再現した^{1),15),16),17)}。反応槽内の気圧は1.25atmとし、通気量は流量計により100ml/minに調整した。反応槽への通気は事前に蒸留水中（体積：600ml）をバブリングさせて適度な湿度を与える事で、通気による Mixture の乾燥を防いだ。排気は1Nの硫酸（体積：300ml）へバブリングさせアンモニアガス（ NH_3g ）の捕集を行った。硫酸びんは適当な間隔で交換され、その際、図1中の①～③に取り付けられているバルブを調整することで、硫酸びん交換時の反応槽内空気の外部への流出を防いだ。本実験では、図1のように O_2 センサー（新コスモス電機、酸素濃度計XO-2000）と CO_2 センサー（飯島電子工業、 CO_2 分析計 LX-710）を設置する事で、反応槽における酸素消費速度（OUR：Oxygen Uptake Rate）と、二酸化炭素生成速度（ CO_2PR ： CO_2 Production Rate）を測定した。反応槽は 50°C の恒温水槽へ浸し反応温度を一定にコントロールした。

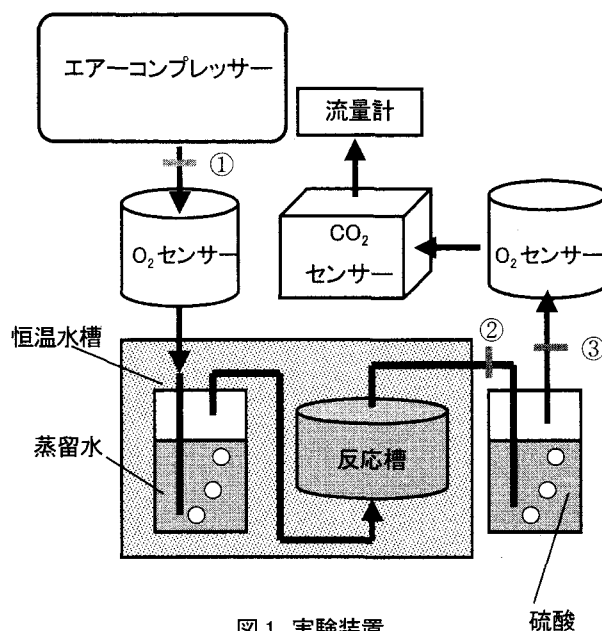


図1 実験装置

2.3 測定項目

本研究では糞便有機物の好気的な分解過程を、OUR 又は CO_2PR の推移から評価した。実験過程における Mixture 中のアンモニア量、Mixture の pH は、実験途中で反応槽から Mixture を適宜採取し分析を行う事で得た。その際反応槽を開放する作業を伴うため、正確な CO_2PR と Mixture 中のアンモニア濃度の推移、両方を得るために本研究では実験装置を二系列用意した。

RUN2～RUN4 では一系列目は反応槽の開放、Mixture のサンプリングを行わず、 CO_2PR ならびに排気中の NH_3g の量を正確に測定した。二系列目は実験の途中で反応槽を開放し、Mixture を適宜採取し、Mixture 中のアンモニア濃度と Mixture の pH、そして含水率を測定した。実験は有機物の分解速度が十分に低下するまでの期間約 100 時間行った。RUN1 においては、二系列いずれも反応槽の開放は行わず OUR による有機物の分解に関する知見のみを得た。

上に述べた CO_2PR と OUR に加え、Mixture の含水率、Mixture の pH、Mixture 中のアンモニア量、Mixture の全窒素量、 NH_3g 揮発量を測定した。 CO_2PR は、 CO_2 センサーによりモニタリングした。OUR は、反応槽前後の通気中酸素濃度の差から反応槽内で消費された酸素量を計算することで求めた。Mixture の pH は、反応槽から採取した Mixture 湿重 5g に対して、50ml の脱イオン水を加えて約 30 分間攪拌し、抽出液を pH メーターで測定するという土壌環境分析法に準拠した¹⁸⁾。pH 測定に用いた抽出水はろ過され、Fraction 1 (F1) を得た。続いて漏斗に残った残渣に 500ml の蒸留水を加えて Fraction 2 (F2) を、更に 500ml の蒸留水を加えて Fraction 3 (F3) を得た。予備実験の結果から三回のろ過により、Mixture 中に存在する全アンモニア量の約 97% は回収されることが確認されている。ろ過残渣は回収し、 105°C のオーブンで 24 時間乾燥させた後、NC アナライザー（島津製作所、SUMIGRAPH NC-1000）を用いて固形物中の全窒素量を測定した。Mixture 中のアンモニア量は F1～F3 をインドフェノール青吸

光光度法に従って測定し、各アンモニア量の総和を Mixture 中のアンモニア量とした¹⁹⁾。本研究においては、Mixture 中のアンモニアの中でも特に分子状のアンモニアを NH_3aq 、アンモニウムイオンを NH_4^+ 、 NH_4^+ と NH_3aq の総和を TA (Total Ammonia)、アンモニアガスを NH_3g とそれぞれ区別して記述し、インドフェノール法により定量されるものは TA とした。また TA の値を Mixture 5g 中の水分量で除して、Mixture の水分中の TA 濃度を計算した。Mixture 中の溶性全窒素量は、F1～F3 をケルダール法に従って測定し、その総和とした²⁰⁾。 NH_3g 揮発量は、硫酸ビン中の TA 量をインドフェノール青吸光光度法に従って測定して求めた。そして、その量を各硫酸瓶が通気を受けた時間で除すことで 1 時間当たりの NH_3g 揮発速度 (ANVR: Ammonia Nitrogen Volatilization Rate) を求めた。

3. 結果と考察

3.1 有機物の好氣的分解について

同じ糞便と同じオガクズ (オガクズ B) からなる Mixture を用いて、二系列を同時に運転した RUN1 における OUR の経時変化を図 2 に示す。実験材料が同じであれば同様の OUR の挙動が得られたことから、有機物の分解は実験装置二系列でほぼ同様に進行することが確認された。図 2 中 OUR がマイナスになっている部分は、センサーの検知限界とし酸素消費量をゼロと考えた。また図 2 上には、逸脱した箇所にもプロットが確認されたが、いずれの場合も二系列同じタイミングで見られたことから、硫酸びんの交換によるノイズであると考えられ、その影響は非常に小さいと考えた。

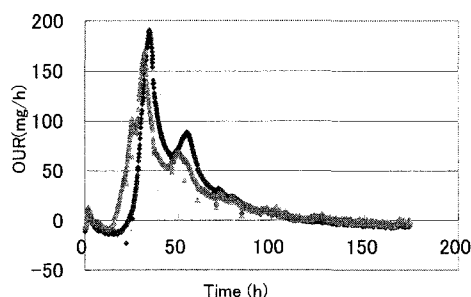


図 2 同じ Mixture における OUR の比較 (RUN1)

有機物の好氣的分解と窒素の揮発の挙動について、RUN2～5 における CO_2PR と ANVR の比較を図 3-1～3-4 に示す。まず CO_2PR が上昇してピークを向かえ、その後 NH_3g の揮発が起こっていることが分かった。すなわち有機物が好氣的に分解される過程において、炭素と窒素はそれぞれ無機化されるが Mixture から揮発して失われるには時間差があることが確認された。また、 CO_2PR のピークの数はいったオガクズによって、一度の場合 (RUN2, RUN4) と二度の場合 (RUN3, RUN5) が見られた。本実験で用いたオガクズ A とオガクズ B は、その調整段階でし尿処理をした場合と、糞便のみを処理した場合とで、それぞれ履歴が異なる。オガクズ A には尿由来の窒素、リンや有機物等がオガクズ B よりも多く含まれており、糞便を好気性微生物が分解していく過程においても何らかの影響が生じる可能性が考えられたが、詳細について今後の課題としたい。

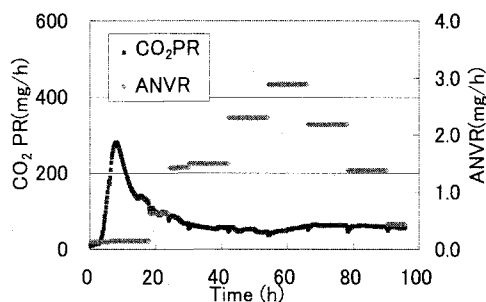


図 3-1 CO_2PR と NH_3 揮発速度の経時変化 (RUN2)

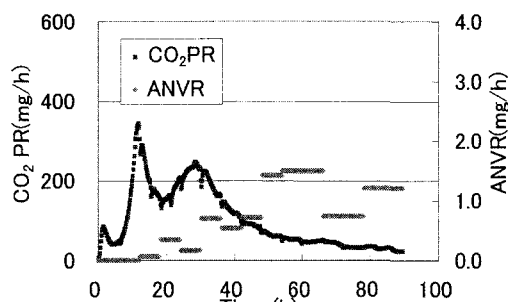


図 3-2 CO_2PR と NH_3 揮発速度の経時変化 (RUN3)

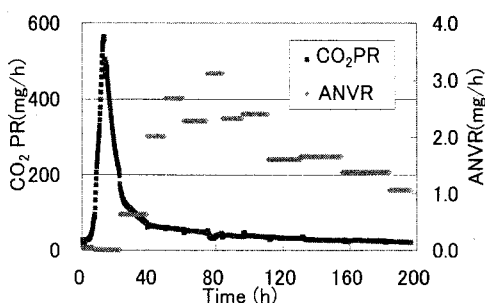


図 3-3 CO_2PR と NH_3 揮発速度の経時変化(RUN4)

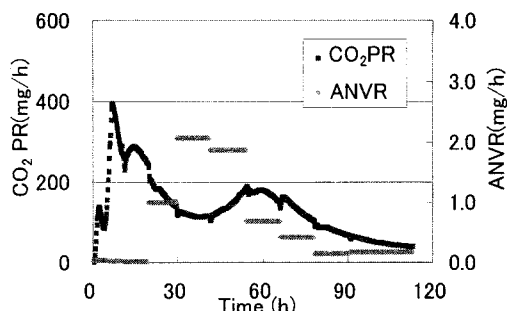


図 3-4 CO_2PR と NH_3 揮発速度の経時変化(RUN5)

3.2 Mixture のTA濃度と Mixture のpHについて

実験過程における Mixture 中の窒素に関する考察については、本研究目的に対して特に顕著な結果が得られた RUN4、RUN5 について行う事とする。まず有機物分解とアンモニア態窒素(TA)生成の関係を検討するために図 4-1(RUN4)、図 4-2(RUN5)に Mixture の TA 濃度と CO_2 生成速度(CO_2PR)の経時変化を示す。有機物の分解に伴って TA 値が増加し、RUN4 は約 40 時間後、RUN5 では約 20 時間後に TA 値のピーク値をとり、 CO_2PR のピーク値が RUN4 で約 20 時間後、RUN5 で 10 時間後にピーク値をとっていたことから、有機物分解のピークから約 10 時間(RUN5)～20 時間(RUN4)の遅れの後、TA 値がピーク値をとった。図 5-1(RUN4)、図 5-2(RUN5)に Mixture の TA 濃度と Mixture の pH の経時変化を示す。pH 値もこの TA 値の増加に対応して上昇した。

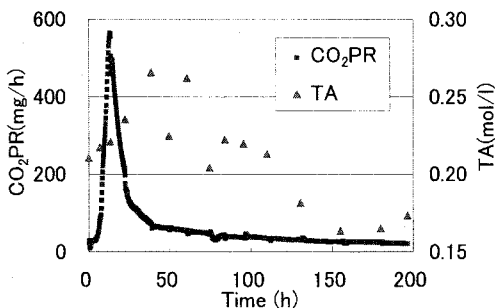


図 4-1 CO_2PR と TA 濃度の経時変化(RUN4)

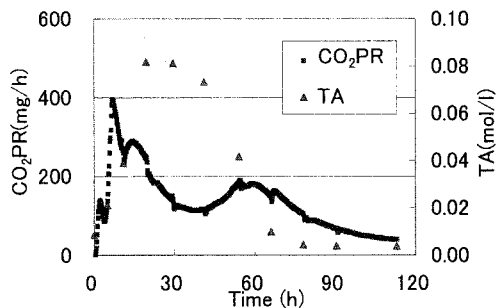


図 4-2 CO_2PR と TA 濃度の経時変化(RUN5)

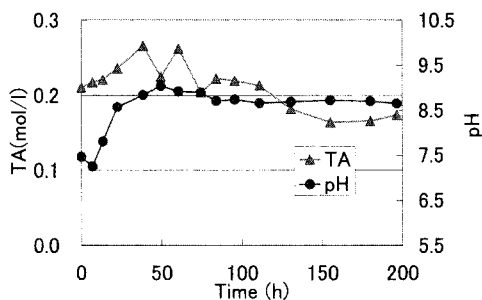


図 5-1 TA 濃度と pH の経時変化(RUN4)

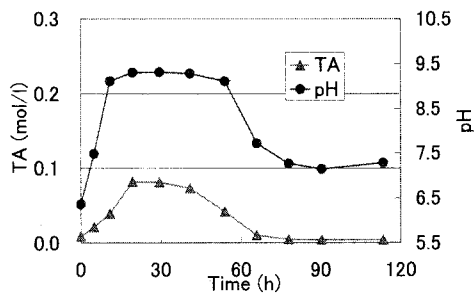


図 5-2 TA 濃度と pH の経時変化(RUN5)

次に Mixture の TA 濃度、Mixture の pH と NH_3g 揮発の関係を検討するために、図 6-1(RUN4)と図 6-2(RUN5)に Mixture の pH と NH_3g 揮発速度 (ANVR) の経時変化、図 7-1(RUN4)、図 7-2(RUN5)に分子状アンモニア(NH_3aq)と ANVR の経時変化を示す。なお、 NH_3aq 濃度は TA の水分子との解離平衡が成立するとして、実測の pH 値、TA 値、 50°C における pKw (13.27)、アンモニアの pKa (4.73)から下記の式(1)より推算したものである。図 6-1、図 6-2 より pH が上昇した後、時間の遅れを伴って ANVR の増加が観察された。 NH_3g の揮発に直接関係すると思われる NH_3aq と ANVR の関係も同様であり、 NH_3aq 濃度の増加の後、時間の遅れを伴って ANVR が増加していた。

$$\text{NH}_3\text{aq} = \frac{\text{TA}}{1 + 10^{(\text{pKw} - \text{pH} - \text{pKa})}} \quad \dots (1)$$

以上のことから、糞便の好氣的分解過程における窒素の NH_3g としての揮発は、1)糞便中有機物の分解による TA の生成、2)pH の上昇と NH_3aq 濃度の上昇、3)ANVR の増加、というプロセスで進行していると整理されるが、これら3つの反応は同時に進行せず、個々のステップ間に時間の遅れが存在することが確認された。本実験装置は反応槽が1770ml、硫酸びんは500mlの体積で、通気量は100ml/minであった。反応槽から硫酸瓶、硫酸瓶から O_2 センサー、 CO_2 センサーを接続しているチューブの体積は無視できる体積である。図 6-1、6-2 と図 7-1、7-2 から得られた時間差は 10 時間以上であったため、この時間差が実験装置の構造によるものとは考えにくい。TA濃度の増加とpHの上昇、pHの上昇と ANVR の増加いずれにおいても時間差をおいて起こる現象はいずれの場合も pH の挙動が大きく影響する。反応槽から採取した数グラムの Mixture の微細系に存在する水分のpHを正確に測定することは困難であり、推算することも塩分強度が非常に高いことなどから特異的な物理化学反応の可能性も考えられ容易ではない。今後、Mixture 中の微細系に存在する水分のpHを測定するための方法を検討し、その pH の値を基に改めて本課題を検討したい。

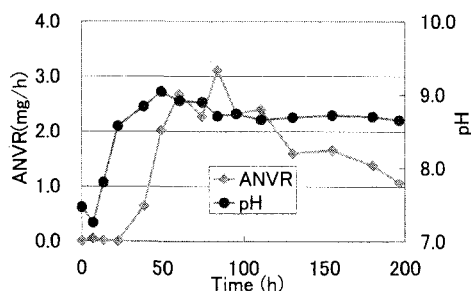


図 6-1 pHとANVRの経時変化(RUN4)

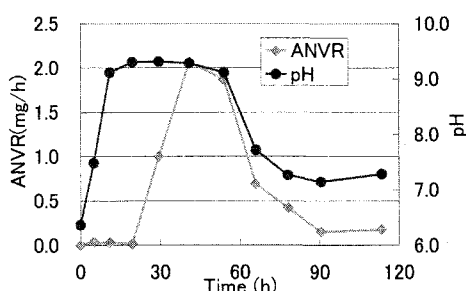


図 6-2 pHとANVRの経時変化(RUN5)

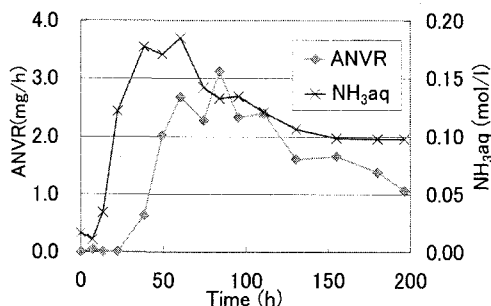


図 7-1 NH_3aq とANVRの経時変化(RUN4)

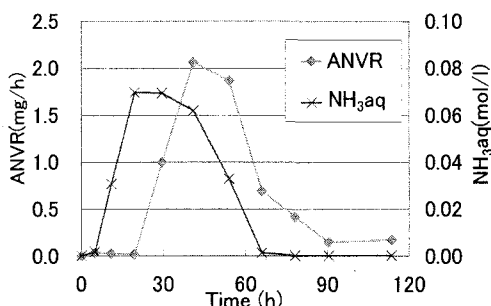


図 7-2 NH_3aq とANVRの経時変化(RUN5)

3.3 窒素の収支

RUN4、RUN5の実験前後における窒素の収支を検討した結果を表1、表2に示す。表中LiquidはMixture中の溶存性窒素量、SolidはMixture中に固形物として存在した窒素量を示す。Organic-N(g)は、ケルダール法により測定した溶存性全窒素量からTA量を差し引いたもので溶存性有機態窒素とした。NH₃gは実験の過程で揮発した窒素量であり、Totalはこれらの総和である。表3、4より、多少の誤差はあるものの実験前後におけるTotal窒素量はほぼ一致していることから、本測定において窒素の収支がほぼ把握できていると判断した。

表3 窒素の存在形態(RUN4)

		Liquid		Solid	Gas	Total
		TA-N (g)	Organic-N (g)	TN in solid (g)	NH ₃ g-N (g)	
Start	Feces	0	—※	0.37	—※	—※
	Sawdust	0.48	—※	0.41	—※	—※
	Mixture	0.48	1.13	0.78	0	2.39
End	Mixture	0.75	0.45	0.62	0.21	2.03

—※:Feces、Sawdust 個別のデータなし

表4 窒素の存在形態(RUN5)

		Liquid		Solid	Gas	Total
		TA-N (g)	Organic-N (g)	TN in solid (g)	NH ₃ g-N (g)	
Start	Feces	0	—※	0.37	—※	—※
	Sawdust	0.02	—※	0.26	—※	—※
	Mixture	0.02	0.20	0.63	0	0.86
End	Mixture	0.01	0.26	0.61	0.06	0.94

—※:Feces、Sawdust 個別のデータなし

これまでの実験結果より、1)糞便中のアンモニア態、硝酸態、亜硝酸態窒素は検出限界以下であること、2)Mixtureの硝酸態、亜硝酸態窒素も検出限界以下であることから、実験開始時のアンモニア態窒素(TA)はオガクズ由来のものと考えられる。有機態窒素はオガクズに存在していたものと、糞便より投入されたものとに分けられ、それぞれ表3、表4のように推算される。

はじめにRUN5について窒素の挙動を検討する。実験開始時にMixture中に0.86gの窒素が存在し、その内0.37gが糞便由来であった。実験過程で揮発したNH₃g量が0.06gであることから、実験終了後のMixtureに0.88g(TAとして0.01g、有機態窒素として0.87g)残存した推算される。従って単純な計算では、投入された0.37gの糞便中窒素のうち約16%に相当する0.06gの窒素が揮発し、残りの窒素はアンモニア態窒素として残存するか難生物分解性の有機物や微生物体の形で固定されたことになる。実際には、実験開始時にオガクズ中に存在した有機物の一部の分解と微生物体の自己酸化により生成したアンモニア態窒素も存在すると考えられることから、糞便中窒素のうちNH₃gとして揮発した割合は16%より小さくすると推測された。

一方、RUN4ではNH₃gとしての揮発量が0.21gとRUN5と比較して大きな値となった。これはRUN4で用いたオガクズAはし尿を分離することなく処理しているコンポスト型トイレから採取したものであり、尿由来の多量の窒素が加えられた事で、初期のTA量がRUN5の0.02gに比べて0.48gと多く、その一部が揮発したためと考えられた。

4. まとめ

糞便のコンポスト化反応における窒素の挙動を実験的に検討した。その結果以下の知見を得た。

- 1) 有機物の好氣的分解の指標である CO_2 生成速度 (CO_2PR) の経時変化と、 NH_3g 揮発速度 (ANVR) の経時変化を比較した結果、 CO_2PR が最大となる時間と ANVR が最大となる時間にはずれが生じており、 CO_2PR が最大となった後、ANVR の最大値が観察された。
- 2) Mixture の TA 濃度と Mixture の pH の測定結果より、a) 糞便中有機物の分解によるアンモニア態窒素 (TA) の生成、b) Mixture の pH の上昇、分子状アンモニア (NH_3aq) 濃度の上昇、c) ANVR の増加という反応には時間的な遅れが存在することが確認された。
- 3) 糞便のみを処理している実験装置から採取したオガクズを回分実験に用いた場合、100 時間程度の短期実験において、有機物の好氣的分解過程で糞便中窒素の約 1~2 割が NH_3g として揮発したと推定された。この結果から、し尿混合処理方式に比べてし尿分離型の方式はオガクズからの窒素の損失を低減できる可能性が示された。

5. 謝辞

本研究は戦略的創造研究推進事業 CREST ((独) 科学技術振興機構) の援助を受けて実施した。記して謝意を表します。本研究を行うにあたり、北海道大学大学院農学研究科の寺沢教授からは実験装置の一部を提供頂き、糞便のみを処理した履歴を持つオガクズを調整することができました。またオルガノ株式会社の成田裕樹氏からは窒素の形態変化を考察する上で、重要な指摘および指導を何度も頂きました。両氏に深く感謝の意を表します。

6. 参考文献

- 1) Lopez M. A., Funamizu N., Takakuwa T. (2004): Modeling of aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38 (5), pp. 1327-1339
- 2) Kitsui T., Terazawa M. (1999): Environmentally friendly toilets for the 21st century, Bio-toilet. Proceedings of the 10th ISWPC. Yokohama, III, pp. 120-121
- 3) Del Porto D., Steinfeld C. (2000): *The composting toilet system book*, Center for Ecological Pollution Prevention (CEEP), Concord Massachusetts, USA
- 4) Horisawa S., Tamai Y., Sakuma Y., Doi S., and Terazawa M. (2000): Effect of moisture content of a wood matrix on small-scale biodegradation system for organic solid waste. *Journal of Wood Science* 46, pp. 317-321
- 5) Bhamidimarri S. M., Pandey S. P. (1996): Aerobic thermophilic composting of piggery solid wastes. *Water Science and Technology* 33 (8), pp. 89-94
- 6) Witter E., Lopez-Real J. (1987): The potential of sewage sludge and composting in a nitrogen recycling strategy for agriculture. *Biological Agriculture and Horticulture* 5, pp. 1-23
- 7) Martins O., Dewes T. (1992): Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource technology* 42, pp. 103-111
- 8) Witter E., Lopez-Real J. (1988): Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite and compost in adsorbing the volatilized ammonia. *Biological Wastes* 23 (4), pp. 279-294
- 9) 堀田真也、寺沢実、船水尚行 (2004): コンポスト型トイレにおけるアンモニアガスの揮発特性に関する基本的研究 *環境工学研究論文集* 41, pp. 79-86
- 10) 平松洋 (2004): オガクズの添加割合がし尿の分解過程で発生する臭気に及ぼす影響 北海道大学農学部森林科学科、卒業論文, pp. 5-10
- 11) Joseph C. J. (1999): *THE HUMANURE HANDBOOK* pp. 57
- 12) 国際水協会編、味埜俊監訳 (2005): *活性汚泥モデル* pp. 92

- 13) 宗宮功、津野洋 (1997): *水環境基礎科学* pp. 94-96
- 14) Haarstad K, Lystad H, Warner W. (2002): Ecological sanitation—a sociotechnical approach. Foredrag og ab-stract, 1. International Conference on Ecological Sanitation, Nanning, Kina, pp. 199-201
- 15) Lopez M. A., Funamizu N., Takakuwa T. (2004): Temperature effect on aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research* 38 (9), pp. 2406-2416
- 16) Lopez M. A., Funamizu N., Takakuwa, T. (2002): Characterization of feces for describing the aerobic biodegradation of feces. *Journal of Environmental Systems and Engineering JSCE* (2No. 720/VII-25) pp. 99-105
- 17) Lopez M. A., Funamizu N., Takakuwa T. (2005): Biological activity in the composting reactor of the bio-toilet system. *Bioresource Technology* 96 (7), pp. 805-812
- 18) 日本土壤肥料科学会監修 : 土壤環境分析法編集委員会編(1997): *土壤環境分析法*
- 19) KEMPERS A. J., ZWEERS, A. (1986): Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 17(7) pp. 715-723
- 20) Scheiner D. (1975): Determination of ammonia and kjeldahl nitrogen by idophenol method. *Water Research* 10(1), pp. 31-36