〈論 文〉

活性汚泥による窒素化合物の硝化および除去

Nitrification and Nitrogen Removal by Activated Sludges

佐藤孝彦* 小瀬洋喜*
Takahiko SATO Ose YOUKI

Abstract

The nitrification and removals of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ by activated sludge were examined.

1) When $\text{NH}_3\text{-N}$ was added, $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulated with correspondence to the decrease of $\text{NH}_3\text{-N}$. When glucose or sodium acetate was added simultaneously, $\text{NH}_3\text{-N}$ and Inorganic-N (total amounts of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$) decreased rapidly. When xylose was added simultaneously, the decrease rate of these substances was not larger than those with glucose or acetate.

In alkaline range, $\text{NH}_3\text{-N}$ decreased and $\text{NO}_2\text{-N}$ accumulated. $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulated in neutral and alkaline range. Inorganic-N was removed around neutrality.

2) When $\text{NO}_2\text{-N}$ was added, $\text{NO}_2\text{-N}$ changed to $\text{NO}_3\text{-N}$, and the effect of carbon sources was small. In acidic range, $\text{NO}_2\text{-N}$ decreased and $\text{NH}_3\text{-N}$ increased. $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulated in neutral and alkaline range.

3) When $\text{NO}_3\text{-N}$ was added, this substance decreased slowly. When glucose and sodium acetate was added simultaneously, the decrease rate of $\text{NO}_3\text{-N}$ became larger, but the effect of xylose was not large. $\text{NO}_3\text{-N}$ decreased rapidly in acidic range. $\text{NH}_3\text{-N}$ increased in acidic range and $\text{NO}_2\text{-N}$ did in acidic and alkaline ranges, especially in alkaline range accumulation of $\text{NO}_2\text{-N}$ was large.

1. は し が き

下水、排水中の窒素は放流水域で、水稻の徒長、河川、湖沼の富栄養化等の問題を生じ、その除去は現在重要な問題になってきている。

窒素除去には種々の方法があるが、最も代表的な方法は生物学的脱窒素法であり、アンモニア性窒素($\text{NH}_3\text{-N}$)および亜硝酸性窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)を硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)に酸化する硝化プロセスと $\text{NO}_3\text{-N}$ を窒素ガス(N_2)に還元する脱窒プロセスの2つのプロセスからなっている。

このように窒素の除去のためには嫌気性分解による脱窒が必要といわれている。確かにし尿処理の場合のように非常に高濃度のアンモニアを含む場合には嫌気性分解による脱窒が必要であろう。し尿消化処理液の $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度は平均 4,240ppm と報告されているので¹⁾、仮に20

倍希釈されて二次処理されたとすると二次処理装置への流入水の $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度は約200ppmとなる。

しかし、活性汚泥による酸化過程でも $\text{NH}_3\text{-N}$ は硝化されると共に、活性汚泥のバクテリアの細胞組織中に摂取されて取り除かれる。このような窒素除去はバクテリア同化法²⁾と名づけられている。

下水中の窒素含量は各処理場によってかなり違うが、分流式の一部およびし尿投入がなされている処理場を除くと $\text{NH}_3\text{-N}$ で10ppm前後、 $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ はほとんど含まれ無い³⁾。このように窒素濃度が低い場合はバクテリア同化によりある程度の窒素は除去され得るであろう。また、下水の場合のように窒素濃度が低い場合は嫌気性に保つと、かえって汚泥の分解等により窒素化合物が増加するおそれもある。

* 岐阜県科大学環境衛生学教室 502 岐阜市三田洞東5丁目6-1 Department of Environmental Hygiene, Gifu College of Pharmacy (5-6-1, Mitahora-higashi, Gifu City, Japan 502)

硝化細菌は自栄養性細菌であり、硝化には汚泥負荷が小さい方がよい。一方、活性汚泥への窒素化合物の取り込みは炭素源が共存する方が、細胞形成が促進されより大きくなると考えられる。

Sawyer⁴⁾ は下水にグルコースを加えると、 $\text{NH}_3\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去が増大することを見ており、田中ら⁵⁾ も有機物は硝化作用を阻害するが、有機物が無いと、有機栄養細菌の自己酸化が始まり、 $\text{NH}_3\text{-N}$ の除去という点からすると、ある程度有機物が有する方がよいと述べているが、より詳細な実験が好気性下における活性汚泥による窒素除去について必要と思われる。

著者らは、活性汚泥による窒素化合物の硝化および除去に対する共存炭素源および pH の影響について実験を行った。

2. 実験材料

岐阜市北部下水処理場より採取した返送汚泥を合成下水⁶⁾ に数週間馴致し、実験に使用した。この汚泥のフロック形成状態は良好で、顕微鏡で観察すると多量の *Zoo-gloea* 様細菌を含み、COD 除去率も良好であった⁶⁾。

残存する窒素化合物、合成下水等の影響を除くため、実験前日に必要量を取り、放置沈殿後上澄を傾斜により除き、水道水を添加する操作を繰り返すことにより5～6回洗浄し、合成下水を添加することなく一夜曝気し、実験に使用した。活性汚泥の上清の濁りが大きい時は実験当日汚泥をもう一回水道水で洗浄した。

3. 実験方法

3-1 実験操作

1 l のポリビーカーを曝気槽として使用し、市販のバブラーで曝気を行った。この時、各ポリビーカー中の曝気が十分で、しかもほぼ同程度の曝気量になるように注意した。曝気時の汚泥液の DO 濃度はほぼ飽和近くの値を示した。MLSS は 2,000～5,000ppm の間になるように努めたが、MLSS 測定には時間が必要であり、外観より実験開始時の MLSS を調整したので、実際の測定値は、はるかにこの範囲の値より大きい場合があった。

添加窒素化合物は $\text{NH}_3\text{-N}$ として NH_4Cl 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ として NaNO_2 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ として KNO_3 を使用した。実際には N として 1,000ppm の原液を作成し、規定濃度になる様に活性汚泥に添加した。グルコースまたは他の炭素源も高濃度の原液を作成し、規定濃度になるように添加し

た。

実験開始後、一定時間間隔で50mlの汚泥混合液を採取し、初め東洋ろ紙No. 2、次いでNo. 5 Cで濾過し、このろ液について $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の定量を行ない、またグルコース添加時には糖の定量も行なった。なお実験は室温で行なった。

3-2 定量法

- (1) $\text{NH}_3\text{-N}$ …… インドフェノール法⁷⁾
- (2) $\text{NO}_2\text{-N}$ …… スルファミン・ナフチルエチレンジアミンによる定量法⁸⁾
- (3) $\text{NO}_3\text{-N}$ …… サリチル酸ナトリウム法⁹⁾
- (4) グルコース……アンスロン法¹⁰⁾
- (5) MLSS……実験開始直前の汚泥につきろ紙法¹¹⁾で測定し、基質と汚泥混合後の濃度に換算した。

3-3 pH 調整

pH の影響を調べる実験では HCl 液と NaOH 液を使用し、一定の pH に活性汚泥を調節した。曝気を始めると pH が変動し、ことにアルカリ側は中性側に移動するので、実験開始後8時間までは30分間隔で pH 補正を行ない、実験開始時の pH を保つようにした。緩衝液は窒素化合物の変動に影響を及ぼす可能性を考え使用しなかった。

4. 実験結果

4-1 $\text{NH}_3\text{-N}$ 添加実験

4-1-1 グルコースの影響

10ppm $\text{NH}_3\text{-N}$ に 0, 10, 100, 1,000ppm のグルコースを同時添加し、窒素化合物およびグルコース量の変化を測定した。結果をFig. 1に示す。

グルコース無添加の時は $\text{NH}_3\text{-N}$ の減少は小さく、 $\text{NH}_3\text{-N}$ のアンモニアガスとしての揮散および細胞中への取り込みは小さいことがわかる。一方、添加したグルコース濃度が大きくなると $\text{NH}_3\text{-N}$ は減少し、グルコース濃度が大きいほどこの減少速度は大きい。また $\text{NO}_2\text{-N}$ はグルコース濃度が大きい時出現した。 $\text{NO}_3\text{-N}$ はすべての場合に増加したが、グルコース濃度が大きいと、一時増加し、後減少に転じた。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計量（以下 Inorganic-N と呼ぶ）はグルコースが同時添加され無い時はやや増加している。これは栄養が無いため、汚泥の分解が起こり、窒素分が遊離してきた可能性が考えられる。しかし同時に添加したグルコース量が多いほど Inorganic-N は減少しており、炭素源が共存すると細菌中に取り込まれやすいことがわかる。

Fig. 1 Effect of glucose concentration on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NH}_3\text{-N}$ was added (1) (MLSS=3,736 ppm).

Fig. 2 Effect of glucose concentration on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NH}_3\text{-N}$ was added (2).

なお、グルコースは非常に速く消失し、100ppm 以下では30分以内に、1,000ppm添加でも30分後に100ppmに減少し、1時間で消失した。

次にグルコース濃度を200, 500および 2,000ppmとして実験を行なった。結果をFig. 2に示す。

添加グルコース濃度が200および500ppmの時は $\text{NH}_3\text{-N}$ が初め急激に減少するが、一定時間後減少はゆるやかになる。この時 $\text{NO}_3\text{-N}$ が生成されるので、Inorganic-N は24時間後でもかなりの量が残存している。また、添加グルコース量が多いほど、残存 $\text{NH}_3\text{-N}$ および Inorga-

nic-N は少なく、添加グルコースが多いほど、汚泥形成に大量の窒素が使用されることがわかる。

一方、2,000ppmグルコース同時添加では、 $\text{NH}_3\text{-N}$ は時間と共に減少し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が生成されたが、24時間後には $\text{NO}_3\text{-N}$ および Inorganic-N も非常に小さくなっている。この時はグルコースの減少が遅く 24 時間後でも、約 1,000ppmが残存した。

添加する $\text{NH}_3\text{-N}$ とグルコースの濃度比率を変え、 $\text{NH}_3\text{-N}$ および Inorganic-N の減少を調べ減少率 (mg-N/hr·g of sludge) の計算を行った。 $\text{NH}_3\text{-N}$ および

Fig. 3 Effect of glucose/ $\text{NH}_3\text{-N}$ ratio on the decrease rates of $\text{NH}_3\text{-N}$ and Inorganic-N.

Inorganic-N の減少は厳密に直線ではなく、また測定誤差を小さくするため、8時間までの減少量より減少率を計算した。もし8時間前まで $\text{NH}_3\text{-N}$ または Inorganic-N が0に近ずいた時はその時間までの減少量を使用し、計算を行なった。

前実験の結果を整理した値も付け加え、結果をFig. 3に示す。

使用汚泥が異なると減少率はかなり異なるが、グルコース/ $\text{NH}_3\text{-N}$ 比が大きくなるほど、 $\text{NH}_3\text{-N}$ および Inorganic-N の減少率が大きくなる。また、 $\text{NH}_3\text{-N}$ の減少率が Inorganic-N の減少率より大きい。これは

$\text{NH}_3\text{-N}$ の一部が $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ になり、全部の $\text{NH}_3\text{-N}$ が汚泥中に取り込まれるわけでは無いためである。

4-1-2 種々の炭素源の影響

炭素源として酢酸ナトリウムおよび活性汚泥でより分解されにくいキシロース¹²⁾を使用し、グルコースの場合と比較した。 $\text{NH}_3\text{-N}$ は10ppm、炭素源は1,000ppmであった。結果をFig. 4に示す。

$\text{NH}_3\text{-N}$ はグルコースおよび酢酸ナトリウム添加ではほぼ同じようによく減少し、次がキシロース添加時である。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は酢酸ナトリウムを同時添加した時にわずかに出現した。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は炭素源無添加では増加し、キシロース、酢酸ナトリウム添加時ではほぼ一定、グルコース添加時には初めはほぼ一定であるが、24時間後ではかなり消失した。Inorganic-N はグルコース添加時が最も早く減少し、次に酢酸ナトリウム添加、キシロース添加の順であり、炭素源無添加時には増加した。このように窒素化合物の除去に役立つ炭素源はグルコース、酢酸ナトリウムのような活性汚泥細菌に利用されやすい物質で、キシロースのようなより利用されにくい物質は窒素源除去をあまり促進しない。

4-1-3 pH の影響

活性汚泥の窒素除去に対する pH の影響を検討した。アルカリ性では $\text{NH}_3\text{-N}$ は揮散による物理的除去でも減少すると考えられる。実際の活性汚泥は pH が中性から弱アルカリ性であるが、 $\text{NH}_3\text{-N}$ のみ添加した時の減少が小さいことより (Fig. 1 および Fig. 4)、アンモニアストリッピングは小さいと考えられる。

Fig. 4 Effect of carbon sources on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NH}_3\text{-N}$ was added.

Fig. 5 Effect of pH on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NH}_3\text{-N}$ was added (MLSS=8,134 ppm).

Fig. 6 Effect of pH on the change of nitrogen compounds when $\text{NH}_3\text{-N}$ and glucose were added (MLSS=2,928 ppm).

10ppm $\text{NH}_3\text{-N}$ 添加時の pH の影響をFig. 5に示す。
pH が大きいほど $\text{NH}_3\text{-N}$ の減少は早い。しかし、 $\text{NO}_2\text{-N}$ が4時間まではアルカリ側で増加しており、アルカリ性における $\text{NH}_3\text{-N}$ の減少がアンモニアストリッ

ピングによるより $\text{NO}_2\text{-N}$ への変換によることがわかる。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は pH 7—9の間で増加しているが、Inorganic-N は中性付近で最も除去されている。

10ppm $\text{NH}_3\text{-N}$ と 1,000ppm グルコースを同時添加し

た時の pH の影響をFig. 6 に示す。

この時は測定した pH の範囲が狭かったので、pH の違いによる特徴は明確でなかった。しかし $\text{NH}_3\text{-N}$ はアルカリ性でより早く減少し、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は 1 時間後に最大となり、その後減少する。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は時間と共に増加している。 Inorganic-N は時間と共に減少し、pH の影響はあまりないが、中性付近でやや減少が大きい。これらの結果は $\text{NH}_3\text{-N}$ 単独添加の結果と類似する。

4-2 $\text{NO}_2\text{-N}$ 添加実験

4-2-1 グルコースの影響

10ppm $\text{NO}_2\text{-N}$ と種々の濃度のグルコースを同時添加した時の各窒素化合物の変化をFig. 7 に示す。

この時は $\text{NO}_2\text{-N}$ が経時的に減少し、その減少量だけ $\text{NO}_3\text{-N}$ が増加している。これより $\text{NO}_2\text{-N}$ の減少は $\text{NO}_3\text{-N}$ への酸化であることがわかる。 Inorganic-N はほぼ一定またはわずかに減少した。またこの実験ではグルコース添加の影響は認められなかった。

次に、10ppm $\text{NO}_2\text{-N}$ に 2,000ppm グルコースを同時添加した時の結果をFig. 8 に示す。

この時も $\text{NO}_2\text{-N}$ の減少と共に $\text{NO}_3\text{-N}$ が生成し、 Inorganic-N は徐々に減少した。24 時間後には各窒素化合物も減少し、 Inorganic-N も 2 ppm 以下になった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 添加時の実験を数回繰り返したところ、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の減少率は 0.10~1.08 mg/hr·g of sludge と汚泥によりかなりの違いを示し、グルコース濃度の影響は小さかった。また、この時の Inorganic-N の減少率は 0~0.20 mg/hr·g of sludge であり、やはりグルコース添加の影

響は少なかった。

4-2-2 種々の炭素源の影響

10ppm $\text{NO}_2\text{-N}$ と 1,000ppm 各種炭素源を同時添加した時の結果をFig. 9 に示す。

$\text{NO}_2\text{-N}$ の減少はどの場合でもほぼ同じように進む。一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積が認められ、この $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成量は炭素源無添加の場合が一番大きく、炭素源を加えた場合は少ない。これは $\text{NO}_2\text{-N}$ より生成された $\text{NO}_3\text{-N}$ の一部が炭素源によりバクテリア形成に利用されるためと考えられる。

Inorganic-N は炭素源無添加の場合に減少が認められなかったが、炭素源を加えると減少が認められた。しかし 3 種の炭素源の間にあまり大きな差はなかった。

4-2-3 pH の影響

10ppm $\text{NO}_2\text{-N}$ を添加した時の pH の影響をFig. 10 に示す。

$\text{NO}_2\text{-N}$ は酸性側で減少するが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は中性およびアルカリ側で生成蓄積する。これより酸性側ことに pH 4 では $\text{NO}_2\text{-N}$ または $\text{NO}_3\text{-N}$ の揮散が行なわれている可能性も考えられる。この $\text{NH}_3\text{-N}$ の酸性側での生成の原因は不明であるが、 $\text{NH}_3\text{-N}$ を $\text{NO}_2\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化する *Nitrosomonas* および *Nitrobacter* の最適 pH は 7.0~8.6 および 7.0~8.3 でアルカリ側であり¹³⁾、汚泥内部の微少嫌気部分で $\text{NO}_2\text{-N}$ から形成された $\text{NH}_3\text{-N}$ が酸化されずに蓄積する可能性も考えられる。なお、 Inorganic-N は酸性側でわずかに低く、アルカリ側で高くなっている。

Fig. 7 Effect of glucose concentration on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NO}_2\text{-N}$ was added (MLSS=1,835 ppm).

Fig. 8 Change of nitrogen compounds when 10 ppm of NO₂-N and 2,000 ppm of glucose were added (MLSS=2,363 ppm).

4-3 NO₃-N 添加実験

4-3-1 グルコースの影響

10ppm NO₃-N と種々の濃度のグルコースを同時添加した時の各窒素化合物の変化をFig.11に示す。

グルコース濃度が 100ppm以下の時は NO₃-N はほとんど変化せず、ほぼ一定に保たれていた。しかし 1,000 ppmグルコース添加では NO₂-N が実験初期に出現し、また NO₃-N の減少が観察された。しかしこの減少は大きくない。

次に10ppm NO₃-N に 2,000ppmのグルコースを同時添加した時の結果をFig.12に示す。

Fig. 9 Effect of carbon sources on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of NO₂-N was added (MLSS=2,320 ppm).

この時は NO₃-N は徐々に減少し、24 時間後には約 1.5ppm まで減少した。また、初期に少量の NO₂-N の生成が認められた。数回の実験を行ったところ、NO₃-N の減少率は 0~0.15mg NO₃-N/hr·g of sludge であり、Inorganic-N の減少率は 0~0.22mg N/hr·g of sludge であった。グルコースの影響は NH₃-N の場合と比べて小さかった。

4-3-2 種々の炭素源の影響

NO₃-N と各種炭素源を同時添加した時の結果を Fig. 13に示す。

この時も NH₃-N 添加の場合と同じく、NO₃-N および Inorganic-N はグルコースと酢酸ナトリウムのような活性汚泥細菌に利用されやすい炭素源を同時添加した時は減少し、キシロースのような利用されにくい炭素源を同時添加した時は減少が悪い。炭素源無添加では減少がほとんど認められなかった。

4-3-3 pH の影響

10ppm NO₃-N を添加した時の pH の影響をFig.14に示す。

この場合も NO₂-N 添加の場合と類似し、NH₃-N は酸性側で増加している。NO₂-N は酸性、アルカリ性の両側で増加し、ことに pH 10 での増加が大きかった。NO₃-N は酸性で減少、中性およびアルカリ性で増加を示している。Inorganic-N は全体的に増加しているが、pH 10 でこの増加が特に著しい。NH₃-N の酸性側における増加は NO₃-N の減少と対応しており、この生成原因は NO₂-N 添加の場合と同一であろう。一方、pH 10

Fig. 10 Effect of pH on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NO}_2\text{-N}$ was added (MLSS=7,208 ppm).

Fig. 11 Effect of glucose concentration on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NO}_3\text{-N}$ was added (MLSS=4,516 ppm).

での $\text{NO}_2\text{-N}$ の生成は、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の減少がなく、 $\text{NO}_3\text{-N}$ からの還元は考えられないので、汚泥等の分解により窒素化合物が遊離し、これが $\text{NO}_2\text{-N}$ の形で蓄積すると考えられる。このことはまた Inorganic-N の生成が pH10 で大きいことと一致する。

5. 考 察

Porgesら¹⁴⁾はスキムミルクを含む合成下水に馴化した活性汚泥の構造式として $\text{C}_8\text{H}_7\text{NO}_2$ を示している。さきに著者の一人佐藤¹⁵⁾は活性汚泥の構造式を $\text{C}_8\text{H}_7\text{NO}_2$ とすると炭水化物および脂肪酸等の分解および汚泥形成は次の式に従うことを示した。

各係数は次のようになる。

$$\left. \begin{aligned} v &= \left(a + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} \right) \beta \\ w &= x = \frac{1}{5} \left(a + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} \right) (1 - \beta) \\ y &= \frac{b}{2} - \frac{2}{5} \left(a + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} \right) (1 - \beta) \\ z &= a - \left(a + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} \right) (1 - \beta) \end{aligned} \right\} \dots (2)$$

ただし、 β は基質が酸素消費に使用される割合である。

グルコースにおいては $a = c = 6$, $b = 12$ なので

Fig. 12 Change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NO}_3\text{-N}$ and 2,000 ppm of glucose were added (MLSS=2,363 ppm).

$a + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} = 6$ となり、(2)式は次のようになる。

$$\left. \begin{aligned} v &= 6\beta \\ w &= x = \frac{6}{5} (1 - \beta) = 1.2(1 - \beta) \\ y &= 6 - \frac{12}{5} (1 - \beta) = 2.4\beta + 3.6 \\ z &= 6 - 6(1 - \beta) = 6\beta \end{aligned} \right\} \dots (3)$$

$\text{NH}_3\text{-N}$ とグルコースの比は(1)式より次のようになる。

$$\frac{\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6}{\text{NH}_3\text{-N}} = \frac{1}{w} = \frac{1}{1.2(1 - \beta)} \dots (4)$$

ppm単位に直すと

$$\frac{1}{1.2(1 - \beta)} \times \frac{180}{14} \dots (5)$$

佐藤¹⁵⁾はワールブルグ検圧計を使用し、グルコースを基質とした時は β が17.9—22.5%, 平均20.0%, 果糖を基質とした時は25.0—26.8%, 平均26.0%となることを測定している。

これよりグルコース基質の場合(5)式の値は次のようになる。

$$\frac{1}{1.2(1 - 0.2)} \times \frac{180}{14} = 13.4 \dots (6)$$

$\text{NH}_3\text{-N}$ とグルコースが同時添加された時は、汚泥形成に使用される割合がより増加し、酸素消費に使用される割合 β は低下するであろう。もし添加されたグルコースが全部汚泥形成に使用されるとすると $\beta = 0$ となり(5)式の値は次のようになる。

Fig. 13 Effect of carbon sources on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of $\text{NO}_3\text{-N}$ was added (MLSS=3,003 ppm).

Fig. 14 Effect of pH on the change of nitrogen compounds when 10 ppm of NO₃-N was added (MLSS=5,991 ppm).

$$\frac{1}{1.2} \times \frac{180}{14} = 10.7 \quad \dots (7)$$

実際の β は両値の間になると思われる。またグルコースのBODとしてはHeukelekian and Rand¹⁶⁾の抄録に記載されている値を平均すると 0.68 ± 0.13 となる。この値を使用し(6)および(7)式の値をBOD値に換算すると9.1および7.2である。これより10ppmのNH₃-Nが活性汚泥により利用される時必要な炭素源はBODとして約70—90ppmとなる。

一方、Helmersら^{17,18)}はcotton kierung, rag rope, brewery工場からの廃液で実験を行ない、活性汚泥の窒素必要量は一定であり、供給される窒素量が少ない時は流出水の窒素量が非常に小さくなるが、より以上の窒素源が供給される時には、流出水がかなりの量の無機窒素を含むことを認めている。彼らはこの汚泥の必要窒素量をmaximum nitrogen requirementと名づけ、除去されるBOD 100に対し5—6と述べ、これが現在普通にいわれる活性汚泥の必要栄養バランスBOD:N=100:5の基礎となっている。

この値より計算すると10ppmのNH₃-Nに対しBOD約200ppmとなり、この値は前の理論値よりやや大きい。

前述のように下水中のNH₃-Nの濃度は約10ppmであり、一方BODは約100—300ppmである³⁾。これより下水中のNH₃-Nをバクテリア同化法で除くことは理論的にも可能であることがわかる。一方、し尿消化脱離液ではNH₃-N濃度4,240ppmに対し、BODは1,700ppmしか無く¹⁾、この場合バクテリア同化法による窒素除去は

不可能である。

なお、Fig. 3よりグルコース/NH₃-N比100でNH₃-Nの減少率が大きくなっており、理論比よりはるかに大きいグルコース量がNH₃-Nの分解取込みを促進していることがわかる。しかし、実際上はBOD/Nの比がこのように大きくなると糸状菌が増加し、汚泥のバルキングが起こるため⁹⁾処理場で長期間運転を行なうことは不可能である。

6. ま と め

活性汚泥に種々の窒素化合物(NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N)を加え、その硝化と除去を調べた結果を得た。

1) NH₃-Nを添加した時はNH₃-Nの減少に伴い、NO₃-Nの生成が認められ、グルコースを同時添加するとNH₃-NおよびInorganic-N(NH₃-N, NO₂-NとNO₃-Nの合計量)の減少は大きくなる。

また、NH₃-NおよびInorganic-Nの除去の増大は酢酸を添加した時はグルコース添加時と同程度で大きく除去されたが、キシロース添加時の除去はよりゆるやかであった。pHの影響はアルカリ性側でNH₃-Nの減少が大きいが、NO₂-Nの生成も大きく、NO₃-Nは中性およびアルカリ性で生成した。Inorganic-Nでみると中性付近で最も除去された。

2) NO₂-Nを添加した時は、NO₂-NはNO₃-Nに変わり、この時はグルコースおよび各種炭素源添加の影響は小さく、またInorganic-Nの減少も小さかった。

pH の影響をみると $\text{NO}_2\text{-N}$ は酸性側で減少するが、 $\text{NH}_3\text{-N}$ が酸性側で増加し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は中性およびアルカリ性で蓄積する。

3) $\text{NO}_3\text{-N}$ を添加した時、その減少はあまり大きくない。添加グルコース量が多いと減少はやや大きくなる。また $\text{NH}_3\text{-N}$ 添加の場合と同じく、グルコース、酢酸を同時添加した場合が一番減少が速く、次にキシロース添加、炭素源無添加の順であった。

pH の影響は $\text{NO}_3\text{-N}$ が酸性側で減少した。 $\text{NH}_3\text{-N}$ は酸性で増加、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は酸性とアルカリ性の両側で増加したが、アルカリ性側で特に大きな増加を示した。

(原稿受理：昭和54年7月14日)

引用文献

- 1) 遠矢泰典 (1970) 生物学的脱窒素法に関する研究 (I)——硝化作用の支配因子に関する検討——, 下水道協会誌, 7(74): 21-41.
- 2) 竹中勝信 (1975) アメリカにおける水質保全対策としての下水の高度処理研究状況について, 第8部生物学的脱窒素2, 水, 17(6) 19-23.
- 3) 日本下水道協会 (1975) 昭和48年度版 公共下水道統計, 第30号 (水質編).
- 4) Sawyer, C.N. (1944) Biological engineering in sewage treatment, Sewage Works J., 16, 925-935.
- 5) 田中芳雄, 鈴木重之 (1968) 活性汚泥における窒素除去について, 第5回下水道研究発表会講演集, p. 222-224.
- 6) 佐藤孝彦, 渡辺紀子 (1969) 活性汚泥の栄養要求について, 下水道協会誌 6(57), 2-14.
- 7) 日本薬学会編 (1973) 衛生試験法注解 p. 705.
- 8) 7) — p. 706-707.
- 9) 7) — p. 707-708.
- 10) 秋山高, 渡辺紀子 (1967) 汚水中の炭水化物定量法の検討, 用水と廃水, 9, 841-846.
- 11) 日本下水道協会 (1974) 下水試験方法, p. 378-379.
- 12) 佐藤孝彦 (1969) 活性汚泥の酸素消費速度に対する基質濃度の影響, 下水道協会誌, 6(62) 33-38.
- 13) 遠矢泰典 (1971) 生物学的脱窒素法の歴史的考察—その1—, 用水と廃水, 13, 1362-1374.
- 14) Porges, N., Jasewicz, L. and Hoover, S.R. (1956) Principles of biological oxidation, Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Vol. 1 (ed. McCabe, B.J. & Eckenfelder, W.W. Jr.) p. 35, Reinhold Publ. Corp., New York.
- 15) 佐藤孝彦 (1970) 活性汚泥の酸素消費の時間的経過について, 水処理技術, 11(7), 7-15.
- 16) Heukelekian, H. and Rand, M.C. (1955) Biochemical oxygen demand of pure organic compounds, A report of the research committee, FSIWA, Sewage Ind. Wastes, 27, 1040-1053.
- 17) Helmers, E.N., Anderson, E.J., Kilgore, H.D. Jr., Weinberger, L.W. and Sawyer, C.N. (1950) Nutritional requirements in the biological stabilization of industrial wastes I. Experimental method, Sewage Ind. Wastes, 22, 1200-1206.
- 18) Helmers, E.N., Frame, J.D., Greenberg, A.E. and Sawyer, C.N. (1951) Nutritional requirements in the biological stabilization of industrial wastes II. Treatment with domestic sewage, Sewage Ind. Wastes, 23, 884-899.