

活性汚泥に及ぼす重金属の影響に関する二、三の考察(討議)

—主に銅と鉛の濃縮について—

京都大学 北尾 高嶺

近年工場排水の下水道への排出によって、重金属類をはじめとする各種の有毒・有害物質による活性汚泥の浄化機能阻害が問題となる場合が多発するに至ったことは周知の事実である。しかしながら、こうした問題に関する従来の研究は、実際の処理場での現象記述的なものや、パイロット・プラントによる実験の結果から、重金属等の影響を総括的に把握するといった性格のものが多く、種々の影響因子について別個に掘下げた研究は非常に乏しい。そういった意味で、寺町氏の報告は活性汚泥に対する重金属の影響を本格的に取扱った研究として高く評価される。

しかしながら、筆者は本研究に対して、以下に述べるような点に関して疑問を持たざるを得ない。第1には、寺町氏は活性汚泥に対する阻害物質の阻害度を、

$$\text{阻害度}; I_i = \log \frac{L_{ti}}{L_t} \quad (1)$$

なる式で定義し、実験の結果に対する考察をこの定義に基づいて行っておられるが、ここに定義された阻害度なるものの必然性、さらには従来行われて来た基質除去活性度、呼吸活性度の低下の度合に基づく方法に対する優越性等に対しては全く言及されていない。筆者の考えるところでは、寺町氏の定義は以下のような矛盾を含んでいるものと思われる。すなわち、本来阻害という用語は活性汚泥の機能の低下に対して与えられたものであり、したがって阻害度という指標は活性汚泥の機能の低下の度合と最も密接な関係を有するものでなければならない。しかるに(1)式によって示された阻害度は活性汚泥の機能低下の度合と無関係ではないにしても、時間の影響を非常に大きく受けており、現象との関連性が乏しいという点から受け容れ難いものとなっている。

例を挙げて述べるならば、論述を単純化するために、重金属の存在により、活性汚泥の浄化機能が常に $1/k$ に低下した場合を考えて見よう。その場合、重金属が存在しないときには、基質と時間との関係は、

$$L_t = f(t) \quad (2)$$

によって表わされるとすれば、重金属の阻害を受けるときは、

$$L_{ti} = f(t/k) \quad (3)$$

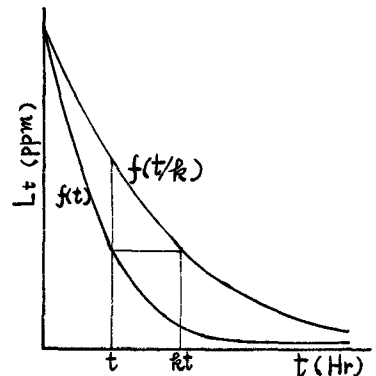
となる。(図-1)

$$I_i = \log \frac{L_{ti}}{L_t} = \log \frac{f(t/k)}{f(t)} \quad (4)$$

とすれば、 I_i の変化は図-2のように上に凸な曲線を示す。一方、

$$I_i = \frac{t}{t/k} = k \quad (5)$$

図-1. 基質の時間的变化



とすれば、現象に忠実に一定値を保つ。このように、(4)式すなわち(1)式による I_i は、活性汚泥が阻害物質によってどの程度活性度が低下したかとは無関係に、初期には零であって、阻害を受けない場合の基質濃度が減少し切った付近で最大値を示し、以後減少しはじめるというパターンを示す。一方(5)式による I_i は阻害の度合に等しく、これを仕様の時点で微小時間中に対して求めれば、基質除去速度の比較に帰着する。

(4)式に対して強い意味を求めるならば、実験開始よりある時点までの、阻害影響の集約的把握とも考えられるが、こういった目的には、多少の異なる意味は異なるが、同一時間における基質濃度の比較よりも、同一基質濃度に達する時間の比較の方がより正しいと思われる。

第2に、寺町氏は重金属イオンの阻害作用に影響を及ぼす因子のうちで、3つの因子を最も重要な因子として指摘し、pH、温度、酸素量等を第二義的なものと見なしておられるが、筆者はpHは前者と同等ないしは金属の種類によってはそれ以上に重要であると考え。なぜなら、一般に重金属は水溶液中で、



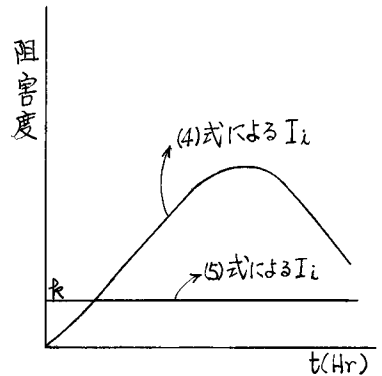
なる平衡を保ち、そのうちで活性汚泥生物の細胞内へ浸透し、阻害作用の原因となるのは M^{n+} の形の重金属イオンであるからである。実際の廃水中では共存イオンの影響等もあり、単純ではないが、(6)式の平衡関係を最も大きく左右するのは OH^- イオンの濃度、すなわちpHであることは言うまでもない。1例として、 Cu^{2+} のpH 7.2における濃度は、 $Cu(OH)_2$ の溶解度積から計算して0.2~0.3 ppm程度と考えられ、これ以上銅を加えても Cu^{2+} の濃度は一応増加しない。したがって、氏が指摘されているように、0.2 ppmの銅イオンに馴致された活性汚泥が8 ppmの銅に対しても何ら阻害を受けなかったことは驚くに当たらないと思われる。実際には、 Cu^{2+} 以外の溶解性銅イオン、アンモニウムイオンの共存による錯塩形成、さらには氏が指摘しておられる共存有機物の影響なども無視し得ないが。

また、筆者ら⁽¹⁾も重金属の活性汚泥に対する阻害作用について研究し、阻害度とpHとの関係について検討した。その結果、阻害度は一般に低pH領域では低く、pHの上昇とともに増加し、重金属が水酸化物を形成しはじめるpHに達すると急に阻害度が低下しはじめることを認めている。

さらには、グルコースを基質として用いた回分処理実験では、グルコースの分解による中菌生成物として、有機酸が生成され、処理の途中でpHが著しく低下することはよく経験する事実である。氏の実験において使用されたリン酸緩衝液の緩衝能力がどういったものかは不明であるが、実験の途中でpHの低下が生じれば、そうしたことも阻害度の時間的变化に影響していることは考えられないことではない。また重金属の活性汚泥生物体への蓄積についても、細胞内に蓄積された場合と、単に水酸化物の形で活性汚泥フロック中に共存している場合とでは、その有る意義は非常に異なる。筆者らも実験に際してこの点に最も苦慮した。

以上のように、重金属の阻害作用を論じる場合には、pHの影響は非常に大きな因子として取扱わ

図-2. 阻害度の時間的变化



ねばならない点であると考えられ、この点を含めた検討が行なわれなければ、研究の意義も普遍性を失う場合もある。

- (1) 岩井，北尾，尾原：重金属類が活性汚泥の代謝活性に及ぼす影響，第24回土木学会年次学術講演会概要，545～546，昭和43年10月

図-3. 銅の阻害度とpH (1)

