

山梨大学工学部 正員 中村文雄
山梨大学工学部 学生員 三村永治

1. はじめに ; 長期的平均水質の推定および有害水質の存在の有無の検出の為に河床付着泥を利用することが可能かを検討する目的で、主として付着泥中の重金属類と水質との関連性を検討した。前項、付着泥中金属と化学的手法により5つのフラクションに分画し、各フラクションの金属量と水質との関連性を検討し、両者に有意の相関関係が存在することを認めた。そこで、分画定量値を用いた平均水質の推定とその問題点について、3の検討をおこなった。

2. 実験方法および平均水質の推定。

1). 付着泥の採取と金属の分画定量 ; 付着泥はモデル水路と河川より採取した。藻類が着生している 50 x 100 mm の付着板をセットしたモデル水路 (図1) を5組作り、ここに Cu ; 0.2, Mn ; 0.25, Co, Cu, Ni, Pb, Zn ; 0.5 mg/l 含む水と、この4, 2, 1, 1/4 倍濃度の水を流下・循環させた。この水は1週間単位で更新した。一方、山梨県の5つの小河川中に設置した 190 x 190 mm の付着板および小石より付着泥を採取すると共に水質も測定した。採取した付着泥を定容後、クロロフィル-a (Chl-a), SS 等を測定すると共に、金属も5つのフラクション (F₁ : H₂O, F₂ : CH₃COOH, F₃ : NH₄OH・HCl, F₄ : H₂O₂, F₅ : HCl + HNO₃ + HClO₄ + HF) に分画定量した。

2). 平均水質の推定 ; コーパートメントモデルを適用した。すなわち、付着泥中濃度を X_1 (mg/g), 水中濃度を X_0 (mg/l), 摂取速度を K_0 , 排泄速度を K_{10} とすると、 $\frac{dX_1}{dt} = K_0 X_0 - K_{10} X_1$ (1)。 X_0 が一定、 $t = 0$ で $X_{1(0)} = X_{10}$ とし (1) 式を解くと、 $X_{1(t)} = (\frac{K_0}{K_{10}}) X_0 (1 - e^{-K_{10}t}) + X_{10} e^{-K_{10}t}$ (2)。 一方、平衡時には $X_{1(00)} = (\frac{K_0}{K_{10}}) X_0$ (3)

3. 実験結果

図2はモデル水路付着板上に付着・濃縮された Ni の経日変化である。金属含有試水の循環開始後急速にその濃度が増大し、約2週間後には平衡に達し、しかも平衡値は外圍水中濃度に比例する傾向が認められる。この傾向は他の金属にも共通に認められる傾向である。たゞ、0 ~ 2 週間の経日変化をみると、付着濃縮速度が一且低下する傾向がある。図3は単位クロロフィル-a 当りの金属量の経日変化を普通目盛りにプロットしたものである。どの金属においても、付

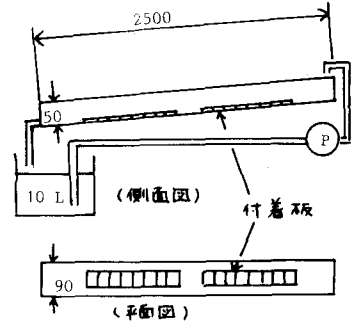


図1. 実験装置

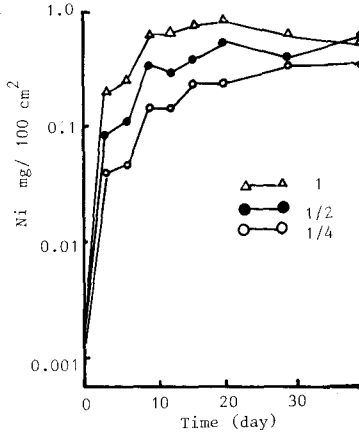


図2. Ni付着濃縮の経日変化

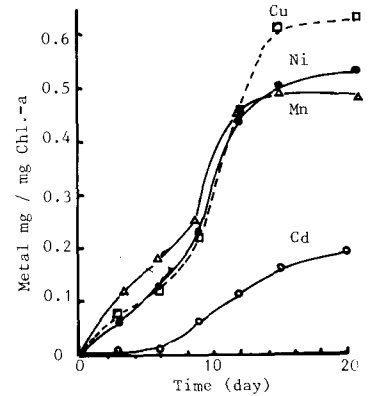


図3. Chl-a当りの金属量

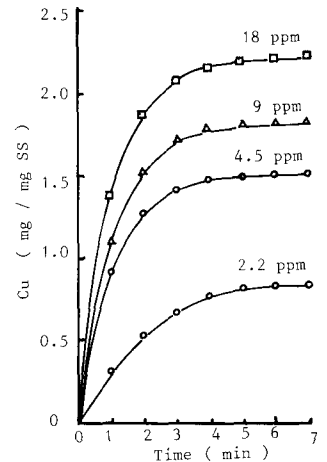


図4. Cuの付着泥への吸着

着・濃縮量は実験開始後ゆるやかに増大し、約1週間後に急増することが認められる。一方、図4は206 mgの付着泥と含有系に Cu^{2+} と $\sim 18 \text{ mg/l}$ 添加したときの、 Cu^{2+} の付着濃縮(吸着)の経時変化を示している。記録計に逆起電力イオンメーターにより計測したものである。 Cu^{2+} が付着泥に接触すると比較的短時間の内に水→付着泥への移行がおこり、平衡に達することが認められる。Ca についても全く同様の傾向が得られている。したがって、金属含有試水の循環・流下を開始した時点で、まず吸着がおこり、次いで、しばらくの馴化期間の後に生物学的濃縮が卓越してくるものと考えられ、図2に示される付着濃縮速度の低下は、この吸着と生物濃縮との中間期に対応するものと思われる。

なお、図5は平衡時の単位SS当りの付着量(実験開始してから15日以後の付着量の平均値)と水中溶存金属の平均濃度との関係を示しているが、どの金属でも両者は直線関係にあることが認められた。また、溶存率の高い Co, Ni, Mn 等では両者が Langmuir の吸着等温式にも適合することが認められた。

一方、表1は単位クロロフィル-a 当りの金属付着濃縮量の経日変化を式(1)に当てはめて求めた各金属の移行速度の平均値を示している。また、図6は、求められた移行速度定数を用いて、式(2)より求めた X_1 の経日変化を示している。求めた X_1 の経日変化は、吸着と馴化期間と考えられる0～1週間の実験値とは一致しているが、生物学的濃縮が卓越すると考えられる1週間以降の安全金属付着濃縮値とはほぼ一致しており、この期間の金属濃縮過程はこのモデルによりほぼ近似できるといえる。

図7はモデル水路実験での平衡時における付着泥中金属の分画定量値($F_2 + F_3 + F_4$)を用いて、式(3)に基づいて計算した水値(X_0)と実測平均水値との関係を示している。両者の比をとると、Cuの1倍濃度の場合のように3.1になる場合もあるが、各金属における比の平均値は約1.4であり、計算値は実測平均値にほぼ近い値となっている。

図9は、同様に、自然河川水中付着泥の分画定量値を用いたときの計算値と実測値との対応を示している。モデル水路での推定精度より劣るが、計算値は水値変動範囲内にある。このように、改良バクテリアは残っているが、分画定量値とコンパートメントモデルに適用して、平均水値を推定いうる可能性は高いものと考えられる。

本研究は科学研究費(文部省)によるものである。

1). 中村、三村; 土木学会年術講演会

概要集、07回、II-84, 38回、II-323

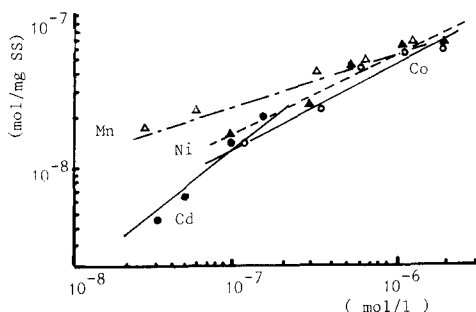


図5. 付着泥および水中濃度との関係

表1. 移行速度定数

	K ₀₁	K ₁₀
Cd	0.227	0.124
Co	0.163	0.119
Cu	0.285	0.120
Mn	0.358	0.103
Ni	0.118	0.119
Pb	0.301	0.120
Zn	0.322	0.119

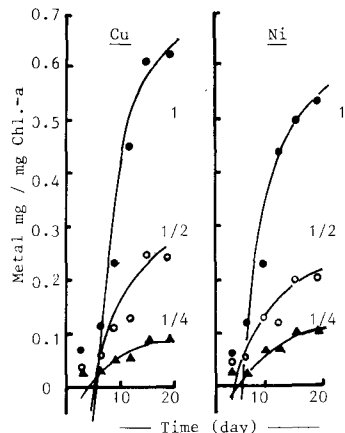


図6. 計算値と実測値との対応

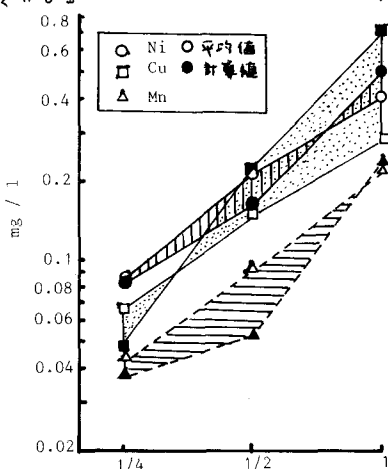


図7. 平均水値と計算値(モデル水路)

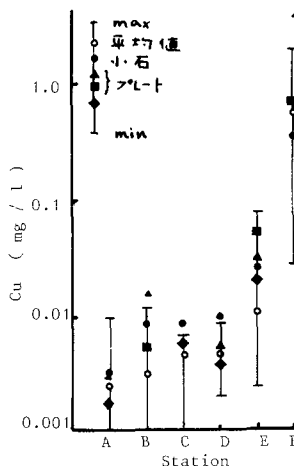


図8. 平均水値と計算値(河川)