

人工下水散布によるライシメーター中の窒素の挙動について(第2報)

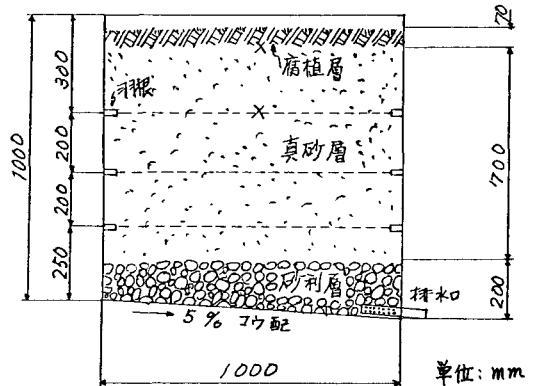
広島大学・工 正員 寺 西 靖 治
 広島大学・工 正員 山 口 登 志 子
 日水コン 正員 ○ 藤 田 俊 雄
 広島大学・工 学生員 大 上 幸 治

1. はじめに

排水の土壌処理法は、適正に運用されれば処理効率是非常に高く、また浄化水の再利用という観点に立てば、水源の確保にも役立ち、都市における水循環を質と量の両面より補うことができよう可能性を秘めている。しかし適正な負荷速度は、実験的・経験的に決められており、合理的な負荷速度の決定が望まれる。今回は、前報¹⁾にひき続き、主として窒素成分の動向を追跡し、窒素の適正負荷速度の決定方法について一考察を加える。

2. 実験方法

本実験は、窒素負荷量の差による影響をみるために第1報¹⁾に示したライシメーター2基と、図-1に示すライシメーター4基を使用し、人工下水と塩素滅菌池より採水した2次処理水を毎日散布して浸透流出水の水質変化を経日的に調べた。各ライシメーターへの散布水の種類・濃度・水量を表-1に、散布期間中の2次処理水の水質を表-2に示す。なお、ライシメーターは、腐植およびマサ層から成り、前実験と同様、地表面には植物は育成していない。浸透水の分析は、3日に一度、昭和53年1月より1週間おきに、N、P、COD、ORP、PHなどについて行なっている。



(幅1m, 長さ1m)

図-1 No. 1～No. 4のライシメーター

表-1 散布水の種類・濃度および水量

ライシメーターNo.	散布水の種類	散布濃度	散布水量
No. 1	2次処理水	18.7 mg-N/L * 0.599 mg-P/L	10 L/m ²
No. 2	2次処理水	18.7 mg-N/L * 0.599 mg-P/L	30 L/m ²
No. 3	人工下水	30 mg-N/L	30 L/m ²
No. 4	人工下水	30 mg-N/L	60 L/m ²
No. 5	人工下水	30 mg-N/L	10 L/m ²
No. 6	人工下水	10 mg-N/L	10 L/m ²

* 2次処理水の水質は平均値である。

表-2 2次処理水の水質 (mg/L)

	平均水質	最大値	最小値		平均水質	最大値	最小値
PH	7.23	8.02	6.72	NO ₃ -N	0.030	0.370	—
T-N	18.7	57.2	7.13	T-P	0.599	1.59	0.121
Org-N	4.80	35.7	0.11	SS	32.0	470	0.40
NH ₄ ⁺ -N	13.8	26.7	5.51	COD	22.8	143	4.33
NO ₂ -N	0.016	0.170	—	ORP	417	578	56

— は定量限界以下

3. 結果と考察

2次処理水の分析項目のうち、経日的に変化の激しいものはT-N、Org-N、NH₄⁺-N、SS、CODであり、比較的安定しているものはT-P、pH、ORP、NO₃⁻-Nで、NO₂⁻-Nはほとんど検出されなかった。

流出水中のOrg-Nの流出率(流出Org-N/投入Org-N)は各ライシメーターともに5～10%とほぼ一定となり、人工下水散布のNo.3および4は散布初期に多量のOrg-Nの流出がみられ、これは土壌中の微生物の活性や土層が安定していないことなどが原因と考えられるが、2次処理水の場合には散布初期よりその流出量は一定している。流出濃度については負荷量による差はみられず、各ライシメーターともほぼ同一の値を示した。NH₄⁺-Nについては、図-2に2次処理水とNo.1～4についての示す。No.1、No.2について、散布下水のNH₄⁺-Nの変化は流出水の濃度には全く影響を与えない。これ

は NH_4^+-N が土壌粒子に吸着保持されているためと考えられるので No. 2 について、その吸着容量に達する日時を Freundlich の吸着等温式より算出し、散布時の NH_4^+-N の飛散量を考慮すれば 1 月 8 日頃（散布後 55 日）となり、実験結果とほぼ一致する。従って NH_4^+-N の流出は動的平衡の上に成り立っているのではあるが、 Freundlich の吸着等温式によって流出時間を概算できることが確かめられた。各ライシメーターとも好気状態に保たれている（ORP は平均 450~480）ので硝化作用は着実に進行しており、図-3 に示されるように NO_3^--N は経日的に増加してゆき、No. 3 ではその 1 日の散布量に平衡している。T-N は、 NO_3^--N が大部分であるので NO_3^--N と同様な動向を示している。P は、散布量の 97~99% が除去された。そして、処理水の COD の経日的変化は、流出水の COD に影響せず、COD の除去率は 80~90% に達した。

ここで、Ogawa (1961)²⁾ が示した有機物の供給・分解に関する理想モデルを利用して、供給速度の決定についての一考察を行う。一定の供給速度 V で被分解物質が連続的に供給され、時刻 t における土中での集積量を m とし、それが一定の分解率 μ で分解されてゆくとすれば、 $m = V \{1 - \exp(-\mu t)\} / \mu$ となり $t \rightarrow \infty$ とすれば、 $M = m$ $t \rightarrow \infty = V / \mu$ となり、最大集積量 M が存在し、ここでは、供給速度と分解速度がつり合っている。従って、絶対最大集積量 M と分解率 μ が何らかの方法で決定されるならば、最大供給速度 V は $V = \mu M$ により決定できる。しかし、この場合重金属等の有害物質、植物の水分・養分の要求量等の条件により、 V を下まわることとは十分に考えられ、 V を大きくするためにはそれらは、今後解決しなければならない問題である。表-3 に、各ライシメーターの窒素分解率 μ_N (Org-N , NO_2^--N , $\text{NH}_4^+-\text{N} \xrightarrow{\mu_N} \text{NO}_3^--\text{N}$) と最大集積量および M の 95% 集積に要する時間とを示す。処理水の分解率は、人工下水のそれより小さく、最大集積量は、負荷速度に比例している。

4 おわりに

植物・有害物質の土壌への蓄積、流失などを考えれば $V = \mu M$ より決定された V を下まわることとは十分考えられ、例えば植物が V の制限要因となる場合でも M , μ を知ることは地下水への影響を考える上でも重要な事柄であると思われる。〈参考文献〉 1) 寺西, 他, 才 29 回土木学会中国四国支部講演概要集, P. 55 (1977) 2) H. Ogawa, et al., Nature & Life in S. E. Asia 1, P. 21~157

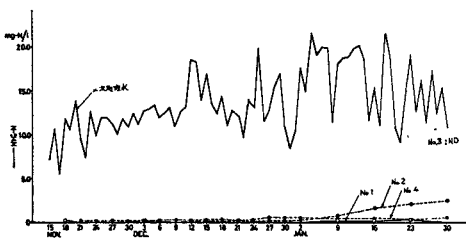


図-2 アンモニア性窒素の経日変化

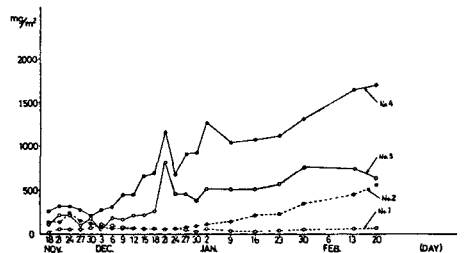


図-3 硝酸性窒素の流出量の経日変化

表-3 各ライシメーターの分解率・最大集積量

	V (mg/day)	M (mg)	μ_N (1/day)	T ₉₅ (day)
No. 2	561	40000	0.0129	233
No. 3*	900	40000	0.0225	133
No. 4*	1800	90000	0.0200	150
No. 1*	33	1500	0.0200	136

※は人工下水（尿素）

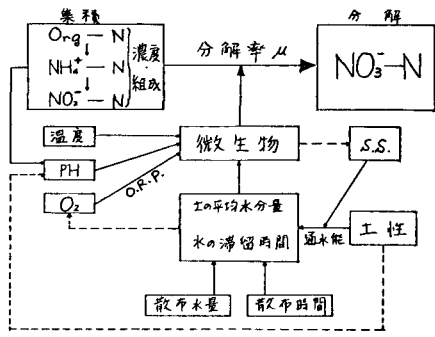


図-4 分解率 μ に関与する要因の模式図