

(46) 瓦破砕材の傾斜土槽法への適用

斉藤 卓弥^{1*}・徳永 亮平²・米田 稔¹・森澤 眞輔¹・新井 貴史³

¹京都大学工学研究科都市環境工学専攻 (〒615-8540京都市左京区京都大学桂4)

²松下電工株式会社 (〒571-8686 門真市大字門真1048番地)

³ (株) 國陽 (〒612-8245京都市伏見区横大路下三栖宮ノ後92-1)

* E-mail: saito@risk.env.kyoto-u.ac.jp

瓦破砕材を傾斜土槽法の充填材として使用した場合の有効性について検討した。その結果、粒径1~2mmの瓦破砕材を用いた場合は、赤玉土や鹿沼土を用いた場合よりも、より好氣的反応が活発に起こる条件を作成可能であること、その反応は10℃ほどでも機能し得ること、本研究の条件では、アンモニア性窒素とリン酸性リンの除去は、吸着によるものが主であると考えられること、吸着による除去能力は瓦破砕材よりも赤玉土や鹿沼土の方が大きいと考えられること、瓦破砕材の粒径を調整することなどによって、脱窒機能が強化された槽も作成可能であることなどがわかった。よっていくつかのタイプの傾斜土槽を組み合わせることによって、高度処理型の傾斜土槽を作成することが可能と考えられる。

Key Words : roof tile, slant soil layer method, synthetic sewage, TOC, nitrogen

1. はじめに

安価で簡易な水質浄化の手法として土壤浸透処理法が研究されている¹⁾。土壤浸透処理においては通常、各種砂、赤玉土、鹿沼土など比較的透水性のよい土壤の中から様々な性質の土壤が濾材として試され、土壤のもつ化学的吸着能力も考慮して、もっとも処理効率のよいものが採用される。しかし、特に団粒構造をもった土壤を利用した通水型の処理装置では、長期間の使用にともなう団粒構造の破壊・劣化による透水性の低下や、水みちの発生が生じ、これにともなう処理効率が低下することが問題となる。一方、瓦を小粒径に破砕したものは透水性がよく、また、写真1に示すように破砕された粒子自体に、瓦製造時に生じた0.数ミクロンから数十ミクロン大の小空隙を多数有していることから、保水性もよい。また、これらの小空隙は微生物の住処としても有効なものであり、このため適当な大きさに瓦を破砕、あるいは成型したものは、よく団粒構造の発達した透水性のよい土壤と同じような構造をもっている。さらに瓦破砕材の持つこの構造は土壤の団粒構造に比べて強固であるため、長期間の使用による構造の劣化も生じず安定した性能の継続が期待でき、また、篩い操作などによる濾材としての性能の再生も可能であると考えられる。さらに産業廃棄物として大量に廃棄される廃瓦の再生利用を可

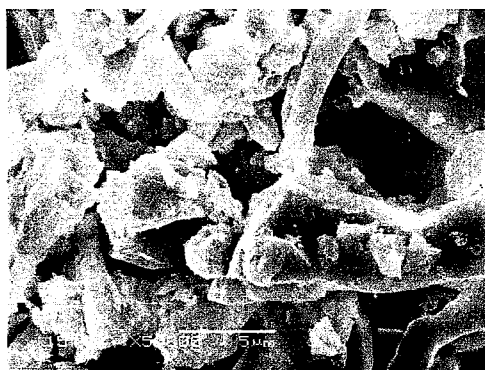


写真1 黒色粘土瓦表面部の走査電子顕微鏡写真
(上500倍, 下5000倍)

能とするため、瓦破砕材の利用は環境保全という観点からも有意義であると考えられる。よって本研究では、土壤浸透処理法において、0. 数ミクロンから数十ミクロンオーダーの間隙を多数有する粘土焼結材料としての瓦破砕材を微生物の住処である微生物担体として利用することの有効性について検討する。

土壤浸透処理法としては、傾斜土槽法²⁾を採用した。傾斜土槽法は四電技術コンサルタントが特許を有する処理方式であり、処理のために電力などのエネルギーを必要とせず、維持管理も容易で処理効率もよい、すぐれた方法である。特にエネルギー確保が困難な開発途上国などへ導入すれば、河川水質などの大きな改善が期待できるのではないかと考えられる。傾斜土槽法による土壤浸透処理装置においては、通常、鹿沼土が用いられる²⁾。本研究ではこの鹿沼土の代わりに瓦破砕材を用いた場合の人工下水の処理効率を、鹿沼土を用いた場合、および赤玉土を用いた場合と比較することにより確認し、特に脱窒、脱リンといった高度処理能力についても検討する。

2. 瓦破砕材および土壌の特性

今回実験で用いたものは、廃棄された黒色粘土瓦を粒径 1~2mm に破砕したもの、栃木県産上質小粒赤玉土、栃木県産上質粉抜き鹿沼土の3種類である。土壌の性質を知るために、飽和透水係数、土壤中 TOC 量、陽イオン交換容量、リン酸イオンの陰イオン交換容量、リン酸イオンの分配係数を求めた。以下に結果を示す。

(1) 飽和透水係数

定水頭法で測定した結果を表 1 に示す。3つとも純砂に相当する非常に高い透水性を示している。その中でも鹿沼土が他の2つに比べて5倍程度の透水係数を示した。しかし、瓦以外は脆い構造のため、水質浄化に用いた場合、経年的に細粒化し、透水係数は小さくなっていくと考えられる。

表 1 飽和透水係数

サンプル	飽和透水係数 k(cm/sec)
瓦破砕材(1~2mm)	0.011
赤玉土	0.011
鹿沼土	0.053

(2) 土壤中の TOC

試料中全有機炭素量(TOC)を全有機炭素計及び固体試料燃焼装置(島津, SSM-5000A, TOC-V CSH)を用い

て測定した。測定結果を表 2 に示す。赤玉土、鹿沼土の順に TOC は大きかったが総じて含有 TOC は少ない。よって、TOC に起因する吸着メカニズムはあまり期待できないと思われる。

表 2 瓦破砕材または土壌中 TOC

サンプル	TOC (mgC/kg)
瓦破砕材(1~2mm)	1.8
赤玉土	11.0
鹿沼土	5.3

(3) 陽イオン交換容量 (CEC)

CECの測定については、村本等³⁾による簡便法で測定した。測定結果を表3に示す。CECの値として粘土や腐食では通常、数 meq/100g~100 meq/100gを超える値であることから、本実験で用いた材質のCECは非常に小さく、イオン交換性の吸着はあまり期待できない。

表 3 瓦破砕材または土壌の CEC

サンプル	CEC (meq/100g)
瓦破砕材(1~2mm)	0.32
赤玉土	0.18
鹿沼土	0.11

(4) 陰イオン交換容量 (AEC)

AEC は CEC と異なり、その全量の変異荷電で、その値は陰イオン種、平衡溶液の pH および濃度に依存する。本研究では簡略化された繰り返し平衡法⁴⁾を用いてリン酸イオンについての AEC を測定した。pH7 付近で添加した K_2HPO_4 による AEC の測定結果を表 4 に示す。どの試料においても、 PO_4^{3-} の交換容量は小さく、陰イオン交換型の吸着はあまり期待できない。

表 4 瓦破砕材または土壌の AEC

サンプル	K_2HPO_4 濃度 (mM)	AEC (meq/100g)
瓦破砕材(1~2mm)	0.40	1.9
	0.13	1.8
	0.04	1.5
赤玉土	0.40	1.3
	0.13	1.4
	0.04	1.4
鹿沼土	0.40	1.3
	0.13	1.3
	0.04	1.8

(5) 分配係数

分配係数とは、土壌である固相と水溶液である液層の間で、物質がどの比で分配しているかを示すものである。分配係数を比較することで、イオン交換容量とは異なり、不可逆に吸着されるイオンも含めた、物質の試料への吸着を比較することが出来る。本研究では後述する人工下水の成分である TOC(スクロース)、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} の分配係数を求めた。結果を表 5 に示す。これより、TOC については瓦が、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} については赤玉土や鹿沼土の分配係数が大きいことがわかる。CEC や AEC で得られた結果と合わせて考えると、瓦破砕材はアンモニウムイオンやリン酸性リンを不可逆的に吸着し難いことを示していると考えられる。

表 5 瓦破砕材または土壌の分配係数(L/mg)

サンプル	TOC	NH_4^+	PO_4^{3-}
瓦破砕材(1~2mm)	1.3×10^{-3}	7.0×10^{-4}	2.6×10^{-3}
赤玉土	3.3×10^{-4}	4.6×10^{-3}	5.0×10^{-2}
鹿沼土	7.4×10^{-4}	7.0×10^{-3}	4.8×10^{-2}

3. 実験方法

(1) 人工下水

人工下水としては、次の二種類を用いた。ひとつは、汚濁物質を分解する微生物を土壌中に育て、馴致させるため、初期段階において用いたもの(人工下水 A)，もうひとつは、本実験で実際に処理能力を見るために用いた人工下水で、より単純な成分構成のもの(人工下水 B)である。それぞれの成分を表 6 に示す。どちらも、イオンメーターや TOC 計で測定しやすい成分⁵⁾を採用した。なお、人工下水 B については、大和川流域の河川水中の平均 C/N 比、約 0.57⁶⁾を参考としている。

表 6 人工下水の成分

人工下水 A		人工下水 B	
成分	濃度	成分	濃度
NH_4Cl	2.90mM	スクロース	1.39mM
NaHCO_3	7.14mM	$(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$	2.44mM
K_2HPO_4	0.40mM	K_2HPO_4	0.40mM
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.41mM		
NaCl	1.25mM		
CH_3COONa	3.60mM		
理論 TOC 値	86.4mgC/L	理論 TOC 値	200 mgC/L
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	40.6mgN/L	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	68.3mgN/L
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	12.4mgP/L	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	12.4mgP/L

(2) 実験装置

傾斜土槽法に用いる土槽の構造を図 1 に、また、土槽に土壌を入れ、人工下水を流した時の図を図 2 に示した。図のように、傾斜土槽には 6cm の遮水板を設けた。これは、底部に湛水部を作ることにより、滞留時間を増加させ、水平方向の偏流を防止する効果があり、また、湛水部に嫌気条件が出来ることを期待したものである。図 2 のように、土壌を土槽の上部 2cm のところまで詰めた。使用した充填土壌は前節に述べた、瓦破砕材(1~2mm)、赤玉土、鹿沼土である。

図 1 の傾斜土槽を各土壌につき 3 つ用意し、図 2 のように、土槽を流入口と流出口が左右交互になるように積み重ねた。実験時は冬季で気温が 10℃を下回ることも多かったため、装置を設置した部屋には電気ヒーターを入れると共に、傾斜土槽全体を電気毛布で覆って、低温処理での実験を除いては、処理水温が 15℃を下回ることがないようにした。

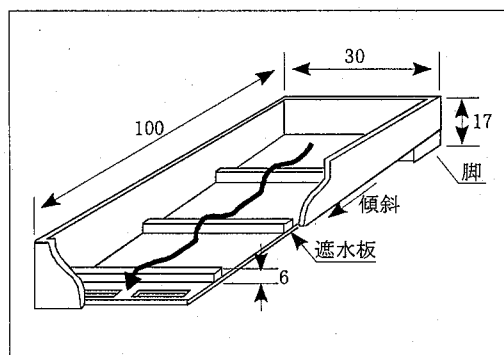


図 1 傾斜土槽の構造 (図中数字の単位 cm)

(参考文献 2) 中の図を参照して作成)

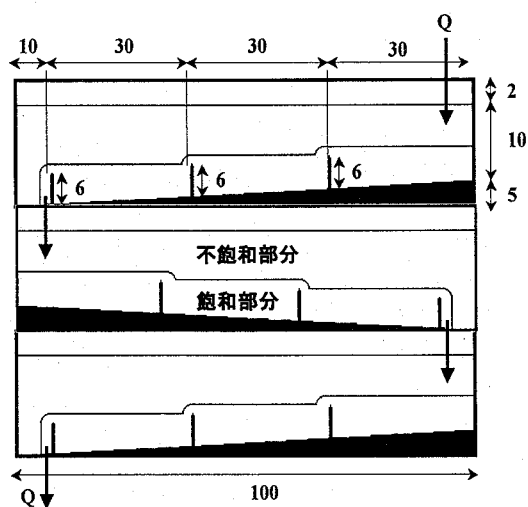


図 2 使用時の傾斜土層の様子 (図中数字の単位 cm)

(3) 用いた菌群

生物処理において必要となる微生物には、瓦破砕材、鹿沼土、赤玉土に從前から存在していた菌種に加えて、淡水魚の水槽水浄化のために販売されている主として好気性菌群などがパックされたもののいくつかを、実際に小規模の土槽に添加して処理効率を測定し、処理効率の高かった菌群を全ての実験において使用した。この菌群を各土槽に添加し、人工下水をおよそ10日間流下し続けることにより、人工下水に対して馴致した菌群の成長を行った。

(4) 土槽中の含水量

馴致後の土槽の最下段から出てくる人工下水を排水し、丸1日放置後、各土槽の土槽につき1段ずつ、その重量を測定した。測定後、各土槽1段ずつに約0.4ml/sで人工下水を流しっぱなしにしたときの、土槽1段の重量も測定した。予め測定しておいた土槽容器と乾燥土壌の重量を差し引いて、下水が流れていない時（静止時）の土槽の含水量と、流れている時（流れ時）の含水量を求めた。結果を表7に示す。静止時の含水量はさほど異ならないが、流れ時の含水量は大きく異なり、赤玉土と瓦破砕材では倍近く異なることがわかる。飽和透水係数の測定値では鹿沼土が最も大きかったから、この含水量の違いは必ずしも飽和透水係数の値を反映しているわけではない。また、静止時の土壌含水量は、今の場合、人工下水を流していた状態から一度排水し、静置の後測定したことから、pF値が大きく粒子に強く結合している水分は静止時も排水されていないと考えられ、流れ時と静止時の土壌含水量の差は、ほとんどはpF値が小さく、粒子との結合が弱い水分、つまり流れやすい成分に起因すると考えられる。よって、赤玉土の場合、同じ流量でも滞留時間が長くなることが予想され、処理効率にも影響してくるものと考えられる。

表7 土槽中の含水量（槽の容量以外は3槽分の値）

	瓦	赤玉土	鹿沼土
1槽当たり容量(L)	38	38	38
乾燥土壌量(kg)	91	64	48
静止時の土壌含水量(kg)	22	29	23
流れ時の土壌含水量(kg)	25	48	34

(5) 人工下水通水条件

人工下水Bの成分で、 K_2HPO_4 の入っていないもの（人工下水C）を80Lずつ、最上段から約2.7L/minで通水した。これを12時間から36時間ほどの間隔を空けて数回繰り返した。また、これらの通水の間では、流出水を傾

斜土槽の最上部にゆっくりした速度で循環させるという処置をとっている。連続通水実験では、各土槽につき40Lの人工下水Bを、流量0.38ml/s、1.13ml/s、2.27ml/s、面積負荷量にして、40.4L/m²/day、121L/m²/day、242L/m²/dayで流した。流し始めから1時間ごとに採水し、TOC（島津TOC計5000A）、硝酸性窒素（TOA-DKK、N-2031で測定）、アンモニア性窒素（TOA-DKK、AE-2041で測定）、リン酸性リン（セントラル科学HC-1000で測定）を測定した。処理水は循環させず排水した。その他の測定項目と実験条件について表8に示す。なお、各実験の間ではかなり時間が空く場合があったので、適宜人工下水Cを80Lほど供給し、傾斜土槽内で循環させておいた。実験1～4は、処理流量（面積負荷）と処理効率の関係を解明しようとしたものである。実験1では窒素の物質収支をとるために、流し終わった直後の7時間後の最下段の処理水の全窒素を測定した（HACH DR2000で測定）。また、実験2、4では、滞留時間を求めるため、濃度の違うNaClを添加し、流達するCl⁻濃度を、実験2においては1時間おきに、実験4においては30分おきに測定した。実験4では、室内の電気ヒーターをオフにし、電気毛布を土槽から取り払い、室温を外気温度とほぼ同じになるようにして行った。人工下水の入ったポリタンクを氷水に浸して、人工下水を2～3℃に保って土槽に供給した。

表8 人工下水通水条件

項目	流量 ml/sec	追加物質と測定	その他の実験条件
実験1	1.13	—	—
実験2	2.27	NaCl (44mgCl/L), 30 min 毎の処理水 Cl	—
実験3	0.38	—	—
実験4	0.38	NaCl (89mgCl/L), 1 hr 毎の処理水 Cl	土槽温度: 10～11℃, 流入下水温度: 2～3℃

4. 実験結果および考察

(1) 塩素イオン濃度の経時変化

図3に、実験2における、土槽からの処理水中の塩素イオン濃度の推移を、図4に、実験4における、土槽からの処理水中の塩素イオン濃度の推移を示す。供給水の初期塩素イオン濃度がそれぞれ44mg/l、89mg/lであることを考えると、両者において、どの場合でも、流れが全て新たに流した人工下水の処理水に十分置き換わっているとは言いきれない。しかし、実験4の低速の場合には瓦と赤玉土では、供給水の初期濃度の半分ほどの値ではあるが、7時間以降はほぼ平衡濃度となっている傾向が認められる。また、図4の鹿沼土の場合では塩素イオン

濃度の立ち上がりがはっきりしないことから、水の流れにくい成分との混合など、複雑な流れの様子を反映していると考えられる。本実験では塩素イオンをトレーサーとして水の流れの様子を観測しようとしたが、実験結果は土槽内の複雑な水の流れと混合、陰イオン吸着や他の陰イオンとの交換反応、あるいは不動水との間でのイオンの移動といったメカニズムも考慮しなければならない可能性を示しており、塩素イオンを単純なトレーサーとみなすことはできないことを示していると考えられる。本実験の場合、さらに不飽和流れによる寄与も考えられ、表 7 に示す流れ時の土壌含水量を考慮したとしても、今回の塩素イオン濃度の変化から有効空隙率などを推定することは困難であると考えられる。

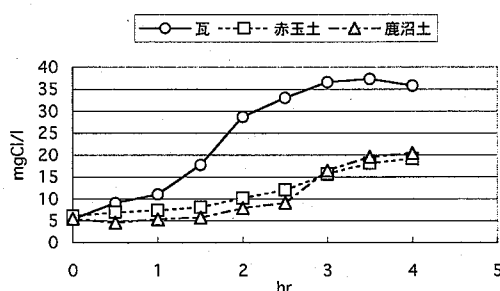


図3 実験2での流出端塩素イオン濃度変化

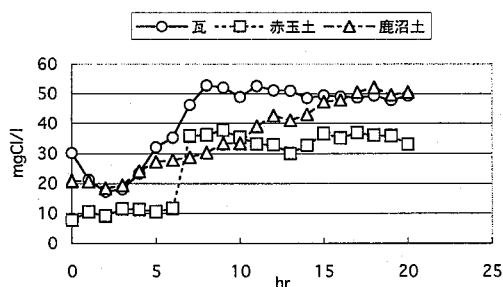


図4 実験4での流出端塩素イオン濃度変化

(2) TOC および栄養塩濃度の経時変化

表 8 における実験 1～実験 4 で、実験 1 と実験 2 の結果は大きくは変わらなかった。実験 2 と実験 3 について、傾斜土槽流出端における TOC、アンモニア性窒素、硝酸性窒素、リン酸性リンの濃度の推移をそれぞれ図 5、図 6 に示す。なお、実験 1 での測定結果より、窒素分のほとんどはアンモニア性窒素か硝酸性窒素であること、また、濾過サンプルと非濾過サンプルの比較より、粒子状の成分は無視できる程度であることを確認した。

図 5[a] に示す実験 2 の TOC の変化は瓦以外はまだ平衡

状態に達していない上に残留率もかなり高くなっている。瓦以外では流速が速すぎて、TOC の処理が十分行われない状態になっているものと考えられる。瓦では TOC は 85%ほどが処理されている。図 5[b] を見ると、まず瓦において硝酸性窒素の初期濃度が供給水のアンモニア性窒素濃度の 5 倍ほどになっており、極めて高い。これは実験間に人工下水を供給して循環させている間に、アンモニア性窒素が硝酸性窒素に硝化され、これが循環水の中に蓄積していった結果である。赤玉土や鹿沼土ではこのような硝酸性窒素の蓄積が見られないが、これは後述するように、脱窒によるよりも、アンモニア性窒素が土壤中に吸着して蓄積されているためだと考えられる。図 5[b] では、瓦の硝酸性窒素濃度が供給水のアンモニア性窒素濃度よりも低濃度側へどんどん減少し続けている。やはり瓦においても流れが速すぎて、アンモニア性窒素の硝化にまで D0 が消費される時間がないことを示している。図 5[c] を見ると、瓦以外ではアンモニア性窒素濃度は初期値からそれほど変動していないが、全窒素として見た場合、原水に比べて 2 分の 1～3 分の 1 ほどに減少している。この原因としては主に、

1. 脱窒による窒素分の減少
2. アンモニア性窒素の吸着による減少

が考えられる。赤玉土や鹿沼土においては、常に硝酸性窒素は低濃度となっており、また TOC 濃度が増加していること、後述するように赤玉土や鹿沼土では、アンモニア性窒素の吸着による保持がかなり大きいと推定されることと合わせて考えると、赤玉土や鹿沼土では瓦に比べると好氣的反応による処理効率は大きくないと考えられる。

一方、図 5[d] に示すリン酸性リン濃度は赤玉土と鹿沼土では常にほとんど 0 となっているが、瓦の場合は増加傾向を示している。このことは 2. の(5)で述べたように、赤玉土と鹿沼土の場合には、リン酸イオンの大きな分配係数のため、ほとんどが吸着除去されるが、瓦ではリン酸イオンの十分な除去ができないことを示している。

図 6 に示す実験 3 は、傾斜土槽内での十分な処理時間を確保することを期待して、より低速で処理させた場合の結果である。図 6[a] では期待通り、全ての場合で TOC の残留率が下がり、良好な処理効率を示している。図 6[b] の硝酸性窒素濃度は瓦では上昇傾向にあるが、赤玉土と鹿沼土ではかえって減少している。これは瓦の方が赤玉土や鹿沼土よりも好氣的状態が強く、硝化が進みやすいことを示していると考えられる。なお、瓦の硝酸性窒素濃度が供給水のアンモニア性窒素濃度より高くなるのは、初期状態でかなりの窒素分が傾斜土槽内に残留していたためだと考えられる。一方、図 6[c] のアンモニア性窒素濃度は常に原水の 3 分の 1 から 2 分の 1 程度の

値となっている。ここでも瓦については硝化反応が、赤玉土や鹿沼土ではアンモニア性窒素の吸着が寄与していると考えられる。なお、図 6[d] に示すリン酸性リン濃度はやはり赤玉土や鹿沼土ではほぼ濃度 0 となっており、土への吸着が強いことがわかる。ただし瓦においても供給水中リン濃度の 4 割程度に減少しており、ある程度の吸着反応の寄与があると推定される。ただし図 5[d] に示した実験 2 の場合の初期濃度はほぼ供給水と同じ濃度であったことから、不可逆的な吸着というより、可逆的な吸着による濃度減少で、条件次第では吸着したリンが再び溶出してくる可能性を持っていると考えられる。

図 7 に示す実験 4 は、水温を下げることによって、生物処理の効率を落とした場合の影響を見たものである。なお、実験 4 の全ての場合において、流入水の温度は 2 ～ 3℃ であったが、流出水の温度はほぼ 10℃ ほどであった。

図 7[a] を見ると TOC は鹿沼土のみで残留率が大きく増加している。しかし、瓦と赤玉土では依然良好な結果を示しており、10℃ ほどの水温があれば十分な好氣的分解が起こりうることを示している。図 7[b] の硝酸性窒素濃度の傾向は全ての場合で実験 3 の場合とほぼ同じであったが、図 7[c] のアンモニア性窒素濃度の場合には、鹿沼土において、実験 3 の場合よりも濃度の減少が見られた。低温にすることで、鹿沼土の場合、TOC の分解に DO が消費されなかったことや、分配係数の温度や pH など各種条件への依存性が関係している可能性があるが、はっきりしたメカニズムについては、今後の課題である。また図 7[d] のリン酸性リン濃度の場合、やはり赤玉土と鹿沼土では流出端リン濃度は 0 となっている。瓦の場合は実験 3 の場合よりも濃度が上昇しており、ここにも吸着係数の温度依存性などが関係していると考えられる。

以上より、特に瓦においては、赤玉土や鹿沼土に比べ、DO の供給が盛んに行われ、好氣的分解が進みやすく、アンモニア性窒素の硝化も進みやすいと考えられる。また、TOC の除去性能やアンモニア性窒素の硝化能力は 10℃ ほどの温度条件においても十分な値を示している。しかし、リン酸性リンの吸着能力に関しては、瓦は赤玉土や鹿沼土に劣り、本研究で使用した傾斜土槽では、赤玉土や鹿沼土がほぼ 100% の除去能力を持っているのに対し、瓦は数十% 程度の除去能力となっている。このため、実際に瓦を用いて脱リン機能を持った処理設備を作成する場合でも、最後に赤玉土や鹿沼土の層を通過させるようにした方が好ましいと考えられる。

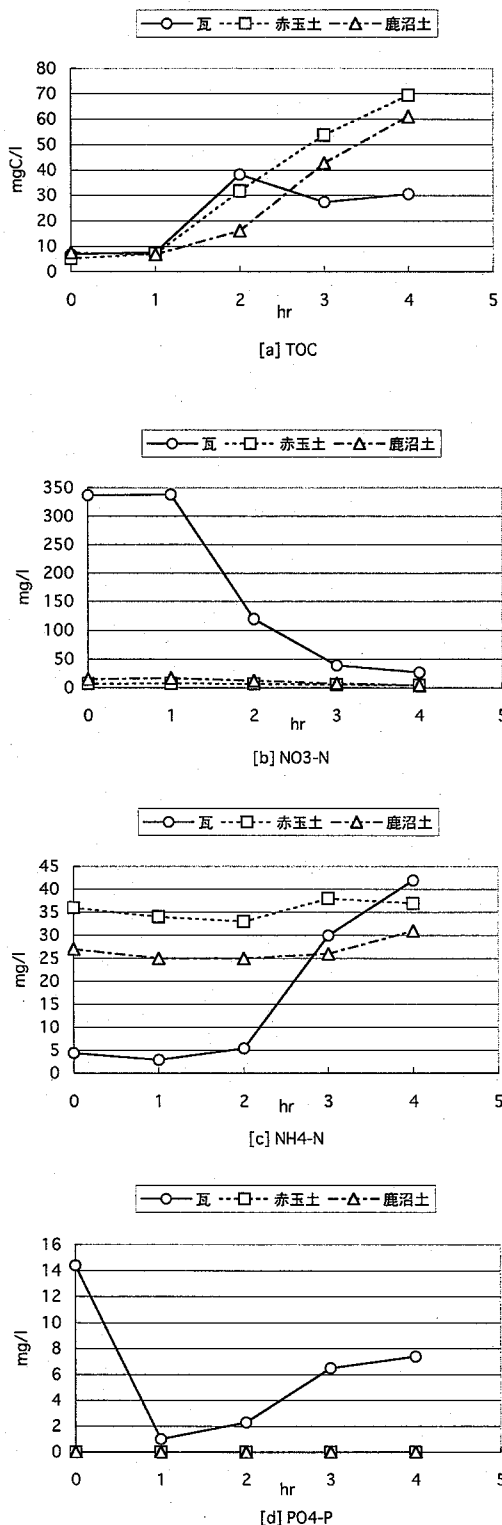


図 5 実験 2 での流出端 TOC, N, P 濃度変化

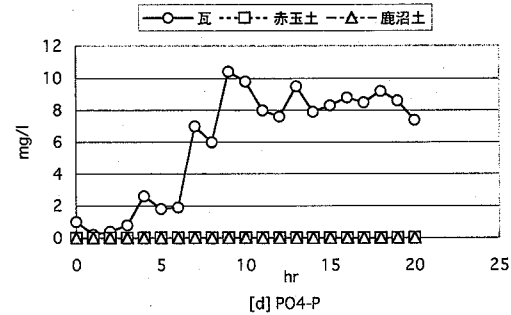
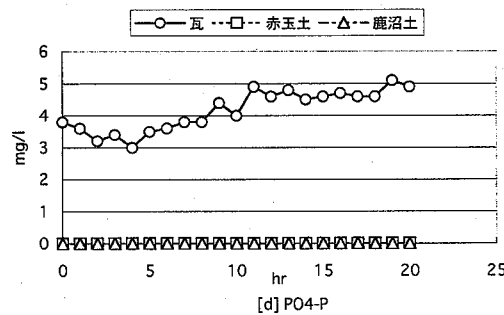
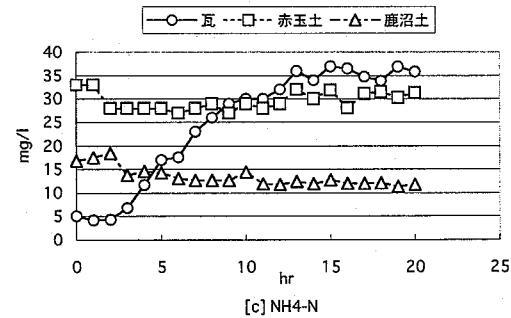
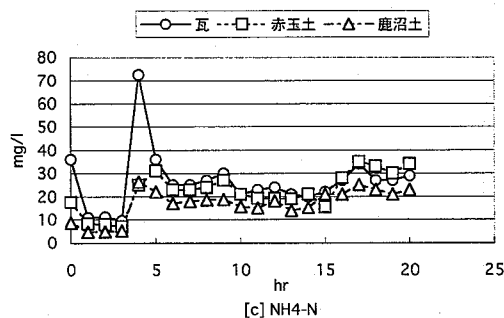
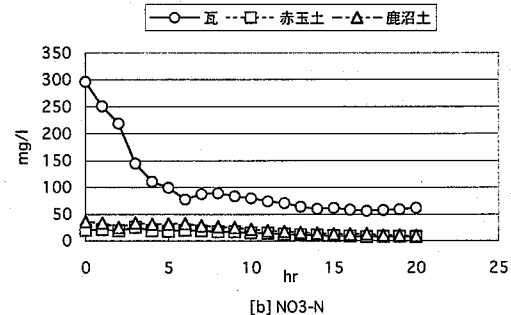
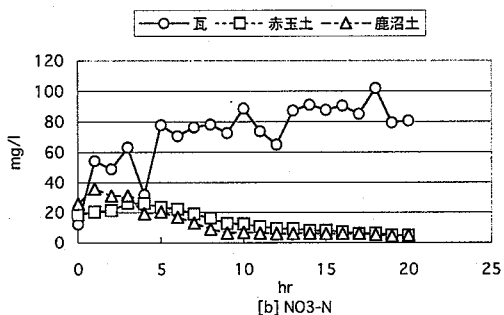
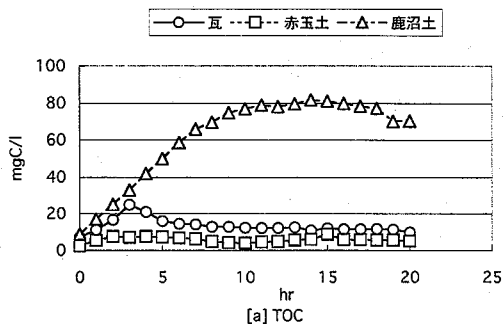
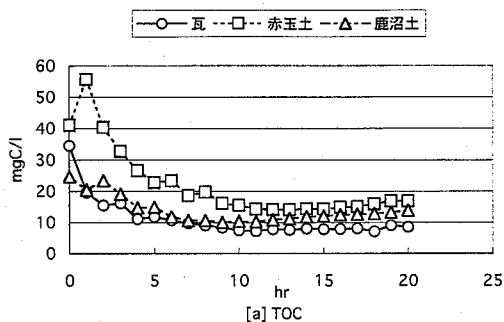


図6 実験3での流出端 TOC, N, P 濃度変化

図7 実験4での流出端 TOC, N, P 濃度変化

5. 窒素の除去機構に関する検討

(1) 長期間循環水の水質

実験4の終了後、流出してくる処理水を貯留槽に溜め、その貯留槽に溜まった処理水をそのまま流入部に返送し、長期間、処理水を循環させた場合の水質を調べた。流量は実験4と同じであり、傾斜土層中に実験4開始前に含まれていた水分を除くと、循環させていた人工下水の量は約40Lである。また、温度はほぼ10℃前後であった。結果を表9に示す。2週間後では亜硝酸性窒素の測定も行っている。すると実験1などではほとんど検出されなかった亜硝酸性窒素が赤玉土と鹿沼土ではかなりの濃度で検出された。このことより、赤玉土や鹿沼土での硝化反応は瓦の場合ほど強くないこと、亜硝酸イオンの測定も窒素の動態を検討する上で重要であることを示している。また、瓦や赤玉土での硝酸性窒素濃度は、原水中のアンモニア性窒素濃度68mg/Lよりもかなり高濃度となっている。これは実験4以前の試験においてアンモニア性窒素が土壌に吸着し、これが2週間という長期間の間に亜硝酸態、あるいは硝酸態に硝化されて、溶液に出てきたことが原因と考えられる。その後、各傾斜土槽を循環している溶液にスクロースを加えてみたが、硝酸性窒素濃度の減少は見られなかった。よって、本研究の実験条件下における傾斜土槽法でのアンモニア性窒素の除去は、脱窒というよりも吸着による土壌粒子へのアンモニア性窒素の保持が支配的なのではないかと考えられる。そして土壌等に吸着したアンモニア性窒素は、硝化細菌の働きで硝化が進むことで硝酸化し、後に土壤溶液中へ再び溶出するものと考えられる。このように傾斜土槽法での栄養塩の挙動を検討する場合は、吸着現象を重要視しなければならないと考えられる。なお、リン酸性リン濃度は瓦の場合でも2週間後では、ほぼ0に近い。このことは瓦の場合でも、間隙中溶液と瓦粒子との十分な接触が行われれば、吸着によるリン除去が行われることを示している。

(2) 脱窒反応の可能性

3. (2)と同じ構造の傾斜土槽で、充填する瓦破砕材

のみ粒径1mm以下のものに変えたものを1槽新たに作成した。そして、この上に実験1～4で使用していた瓦の傾斜土槽を1槽載せたもの、および実験1～4で使用していた残り2つの瓦の傾斜土槽を積み重ねた、計2つの2段の傾斜土槽を作成した。ただし、両傾斜土槽とも下段の槽の瓦破砕材を充填した部分の上面は、上段の槽から処理水が落ちてくる部分を除いて、サランラップを敷き詰めて、土壌空気と大気とのガス交換がしにくいようにした。この状態で両傾斜土槽に以前の実験の処理水を循環させ、新たに作成した傾斜土槽へ微生物の移植を行った。適宜、人工下水Cを供給し、処理水を循環させた後、スクロースのみを人工下水の初期濃度程度になるように加えて、処理水の循環を続けた場合の結果を図8に示す。ここでは、今までの測定項目に加えて、pHとDOの測定結果も示している。なお、このときの処理水の水温は、室温が上がっていたこともあり、以前の実験よりも高い、23℃程度であった。この実験の場合、粒径1mm以下の瓦破砕材を用いた方では、時間とともに硝酸性窒素濃度やDOの減少がみられることや、硝化反応が進むと下がってくると考えられるpHの値が高いままであることなどから、傾斜土槽内に嫌氣的な状態が形成され、脱窒反応が進行している可能性が高い。図8[c]で特に小粒径の土槽の方で見られる亜硝酸性窒素の上昇も脱窒過程の進行を意味していると考えられる。図8[b]では12時間後から24時間後にかけて40mgほどの硝酸性窒素の減少が見られる。この減少が脱窒反応によるものとする、脱窒反応が完全に進むと一般に硝酸性窒素6モルに対し、TOCが5モル消費されるので、TOCは29mgほどが減少することになる。図8[a]では同期間にTOCが73mgほど減少しており、図8[c]に見られるように、脱窒までいかず、亜硝酸性窒素としてとどまっている窒素成分も存在するが、上部の土槽でTOCの好氣的分解も生じていると考えられるので、TOCの減少量としては妥当な値ではないかと考えられる。図8[g]のDO濃度には嫌氣的状態になっているというほどの減少が見られないが、傾斜土槽の流出端でも酸素の供給は起こると考えられ、土槽内部のDO濃度はもっと低いのではないかと考えられる。このように本実験では小粒径の土槽では

表9 実験4終了時と2週間循環後の水質

単位: mg/l	TOC		NH ₄ ⁺ -N		NO ₂ ⁻ -N		NO ₃ ⁻ -N		PO ₄ ³⁻ -P	
	実験終了時	2週間後	実験終了時	2週間後	実験終了時	2週間後	実験終了時	2週間後	実験終了時	2週間後
瓦	9.9	7.2	27.9	10.0	—	0.06	13.9	170	7.4	1
赤玉土	5.1	2.1	24.3	28.0	—	21.6	1.8	106	0	0
鹿沼土	70.4	4.0	9.2	6.0	—	29.7	2.2	64	0	0

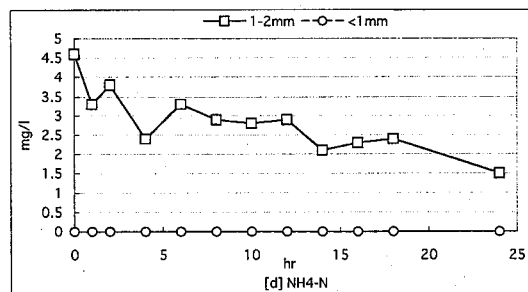
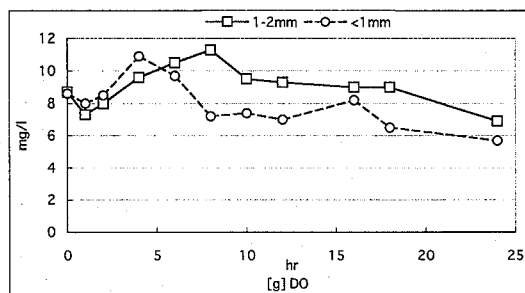
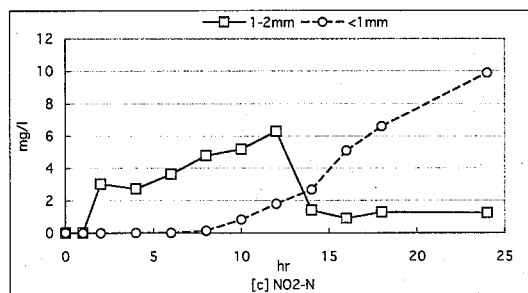
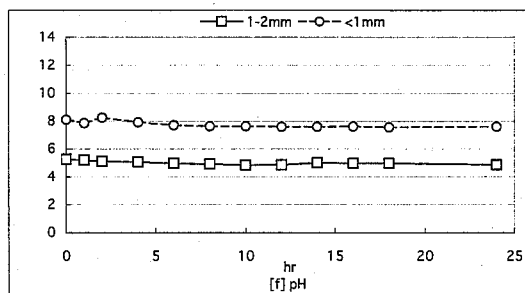
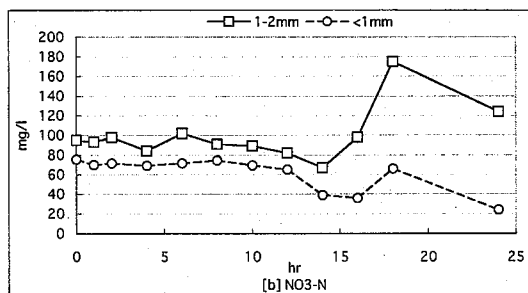
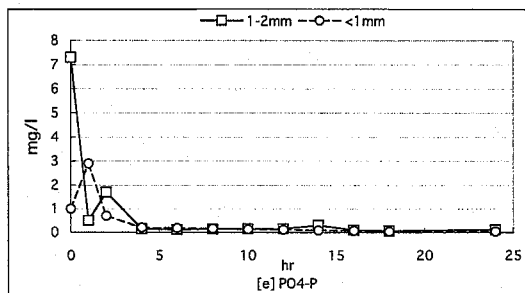
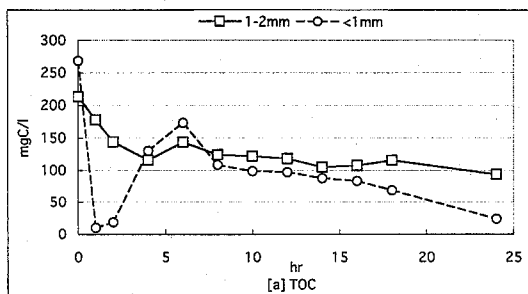


図8 土槽に充填する瓦破砕材の粒径の違いによる処理水質変動の違い

脱窒反応が生じていると考えられることから、傾斜土槽に充填する土壌の粒径や大気との接触状態を調整することによって、脱窒反応が進行しやすい槽も作成することが可能であると考えらる。

なお、鹿沼土、赤玉土においても土壌空気と大気とのガス交換を制限することにより、嫌気的条件を強くして脱窒機能を向上させられる可能性があり、今後の検討課

題である。

6. 結論

本研究では、瓦破砕材を土壌浸透処理の一手法である傾斜土槽法の充填材として使用した場合の有効性につい

て検討した。その結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) 粒径 1~2mm の瓦破砕材を用いた場合は、赤玉土や鹿沼土を用いた場合よりも、より好氣的反応が活発に起こる条件を作成可能と考えられる。
- 2) 瓦破砕材を用いた場合の好氣的反応は 10℃ほどでも機能し得る。
- 3) 本研究で使用した傾斜土槽、および充填材の条件では、アンモニア性窒素とリン酸性リンの除去は、吸着によるものが主であると考えられる。
- 4) 吸着による除去能力は瓦破砕材よりも赤玉土や鹿沼土の方が大きいと考えられる。
- 5) 瓦破砕材の粒径を調整することなどによって、脱窒機能が強化された槽も作成可能と考えられる。

瓦破砕材は粒径の調整が容易であることから、傾斜土槽法に脱窒機能など望ましい機能を強化させることが容易であるなどの利点があると考えられる。一方、赤玉土や鹿沼土には、アンモニア性窒素吸着能力やリン酸性リン吸着能力が高いなどの利点もある。土壤浸透処理では大腸菌群はそのほとんどが土壤に吸着除去されることも知られている⁷⁾ことから、粒径の異なる瓦破砕材を用いた槽や鹿沼土などを用いた槽を組み合わせることによって、より処理能力の高い安価な高度処理型土壤浸透処理装置を作成可能であると考えられる。

本研究では、土壤細菌の馴致プロセスや前の実験の結果、土壤へ吸着したままとなっている各種成分の量が不明であることなどから、各種成分のマスバランスによる解析を行うことができなかった。今後、各種成分の濃度変化のみでなく、マスバランスを解析できる実験を行うことにより、傾斜土槽内での反応をより正確に推定する

必要があると考えられる。

謝辞：本研究の実施には、日本生命財団環境問題研究助成の援助を受けた。ここに感謝の意を表する。

参考文献

- 1) 環境技術研究協会：特集 2・土壤浸透浄化法による汚水の浄化，環境技術，vol.31, No.12, pp.942-972, 2002
- 2) 生地正人：傾斜土槽法による生活雑排水処理，環境技術，vol.31, No.12, pp.963-968, 2002
- 3) 村本穰司・後藤逸男・蛭木翠：振とう浸出法による土壤の交換性陽イオンおよび陽イオン交換容量の迅速分析，日本土壤肥料科学雑誌 第 63 巻 第 2 号，1992
- 4) 日本土壤肥料学会監修・土壤環境分析法編集委員会編：土壤環境分析法，博友社，1997
- 5) D de Beer, JC van den Heuvel, and SPP Ottengraf : Microelectrode Measurements of the Activity Distribution in Nitrifying Bacterial Aggregates, Appl. Envir. Microbiol., 59, 573-579, 1993
- 6) 大和川水質汚濁防止連絡協議会：平成 14 年度大和川水質汚濁調査報告書，2004
- 7) 稲森悠平・清水康利・稲森隆平・水落元之：水と物質の循環からみた土壤浸透浄化法の意義と展望，環境技術 Vol. 31 No. 12, 2002

(2006.5.26 受付)

Application of Crushed Roof Tiles to Slant Soil Layer Method

Takuya SAITO¹, Ryohei TOKUNAGA², Minoru YONEDA¹,
Shinsuke MORISAWA¹ and Takashi ARAI³

¹Dept. of Urban and Environmental Engineering, Kyoto University

²Matsusita Electric Works, Ltd.

³Kokuyo Corp..

Experiments were executed to make clear the effectiveness of crushed roof tiles as the packing material of slant soil layer method. The following conclusions were obtained from the results. 1) Aerobic reaction could happen more actively in the case using crushed roof tiles than in the case using Akadama soil or Kanuma soil. 2) The reaction could happen at about 10 degrees Celsius. 3) The removal of ammoniac nitrogen and phosphoric acid phosphorous was mainly caused by absorption. 4) The nitrogen and phosphorous removal ability of Akadama soil and Kanuma soil was superior to that of crushed roof tiles. 5) A high denitrification ability of a slant soil layer could be obtained by adjusting the particle size of crushed roof tiles. Therefore, it is possible to make an advanced sewage treatment slant soil layer system by combining some types of slant soil layers.