

陸稲輪作による連作障害軽減効果の機作に関する研究

第1報 陸稲幼苗期における根からの糖, アミノ酸類の分泌*

林 幹夫・平山 力**

Studies on Mechanism of Upland Rice Cropping Effect on Soil Sickness Due to Continuous Cropping

Part I Exudation of Sugars and Amino acids From Seedling Upland rice-root

Mikio HAYASHI, Chikara HIRAYAMA

陸稲根からの分泌物質, あるいは陸稲中のある物質が土壤微生物に関与し, 土壤環境を改善することが陸稲のもつ輪作機能の重要な役割と仮定し, まず始めに微生物の栄養源である糖, アミノ酸類の根からの分泌について幼苗期に無菌条件で試験を実施した。

その結果, 糖類はグルコースの分泌が認められ, しかも播種後最初の1週間で2週間後に認められるグルコースの約9割を分泌していた。また, この分泌は2週間以降認められなかった。アミノ酸類の分泌は窒素肥料の施用により増加する。しかもアンモニア態窒素は, 硝酸態窒素より分泌量を増加させる。また, アミノ酸の種類も測定対象の17種類中16種類が認められた。

I 緒 言

畑作物の多くは連作すると収量の低下, 品質の悪化をまねき, その主たる要因は病虫害によるもの⁵⁾とされている。その対策として, 土壤消毒や農薬の多回数使用などによる対症療法的な手段がとられている。

一方, 茨城県のゴボウ, スイカの産地では陸稲を入れた輪作を行ない, 長く産地を維持している例もある。しかし, 野菜の銘柄産地化や産地間競争の展開により, 単一作物の連作をよぎなくされている。そのため, 土壤消毒などの薬剤施用により連作障害を回避しているが, これらの長期連用は農薬の作物への残留, 土壤蓄積, 大気中への揮散等環境への影響と, 土壤生態系の大幅な改変が懸念される。

そこで, 本研究は陸稲を輪作作物として導入することにより, 野菜等の収量が増加し, 品質が向上する¹⁾ことに着目し, 陸稲のもつこの機能を物質的側面と微生物的側面からアプローチし, その機構を解明しようとするものである。

輪作における陸稲の他作物に対する作用機作については不明であるが, 陸稲根からの分泌物質, あるいは陸稲中のある物質が土壤微生物に関与し, 根圏や土壤微生物相に変化を与え土壤環境を改善していると考えられる。植物の根とその周辺の根圏には, 非根圏より数倍から数十倍の密度で微生物が生息し⁴⁾, 作物根の分泌物質と微生物の関わりが作物生育上大きな関心の的となっている。作物根からの分泌物質に関する研究は, 数多くなされており, Ravira⁶⁾は作物と分泌物質を整理して紹介している。しかしながら, 陸稲に関する知見はほとんどない。本報では陸稲の無菌培養実験から, 陸稲幼苗期にお

* 本報告の一部は1990年日本土壤肥料学会関東支部大会(女子栄養大学)において発表した。

** 現改良普及課

る糖, アミノ酸の分泌を明らかにし, いくつかの知見を得たので報告する。

なお, 本研究は茨城県バイオテクノロジー研究「根圏有用微生物による土壌活性化技術の開発」の一環として1988～1990年に実施したものの一部をとりまとめたものである。

II 明所及び暗所条件下における糖, アミノ酸類の分泌

1) 試験方法

試験管(直径1.5 cm, 長さ18 cm)に, 1%寒天液10 mlを加え, オートクレーブで殺菌する。この培地上に籾殻を除き, 10%次亜塩素酸ナトリウムで種子消毒した陸稲種子(品種: トヨハタモチ)を2粒ずつ播種した。シリコ栓をして2日間30°C恒温槽で発芽させた後, 光合成の影響を調べるため, 一方をアルミホイルで遮光し, 他を明所条件とし, 室内で生育させた。培養の1週間後と2週間後, 未発芽種子や雑菌に汚染されたものを除去したのち, 陸稲を根毛ごと静かに抜取った寒天培地に75%エタノールを培地容量と同量の10 mlを加え, 振とう後ろ過する。再度75%エタノール10 mlで抽出し, ろ液を合せた。10試験管20株のろ液を合せた後, ロータリーエバポレーターでエタノールを除去したものを, 陸稲根からの分泌物質とした。

2) 分析方法

① 糖類の分析⁷⁾

分泌液を陽イオン交換樹脂(アンバーライト I R 120 B(H)+型), 陰イオン交換樹脂(アンバーライト I R A 200 C O³⁻型)を通過させた中性画分を減圧濃縮し, 高速液体クロマトグラフ(島津 LC-6 A)で測定した。分析条件等は次のとおりである。

分析条件

検出器: 示差屈折計

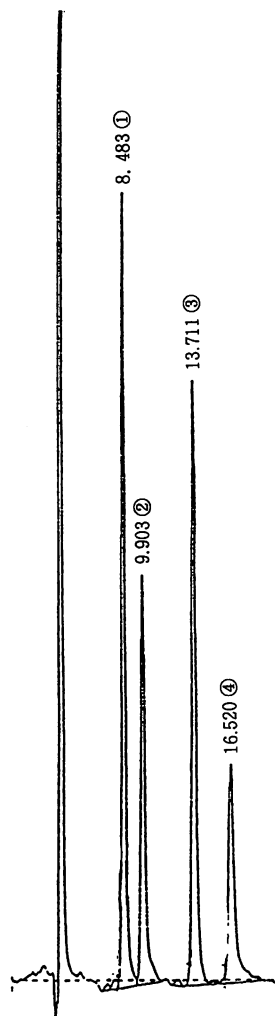
キャリアー液: アセトニトリル: 水 (75: 25)

キャリアーの送液条件: 流速1.0 ml / min

カラム: Zorbax-NH₂ 長さ15 cm, 内径4.6 mm

カラムオープン温度: 40°C

第1図にフラクトース, グルコース, シュクロース, マルトースの標準品のクロマトグラムを示す。この図より最初に六炭糖, 二糖類の順に分離, 溶出してくることがわかる。



第1図 糖類の標準クロマトグラフ

①フラクトース ②グルコース ③シュクロース
④マルトース 各50 μg

② アミノ酸類の分析⁸⁾

分泌液を0.2 μmのフィルターを通じた後, 高速液体クロマトグラフで次のとおり行なった。

分析条件

検出器: 蛍光検出器

波長: 励起波長 (Ex) 348 nm 測定波長 (Em)
450nm

キャリアー液：a液：PH3.2クエン酸緩衝液
 b液：PH10.0クエン酸緩衝液
 c液：0.2N-NaOH溶液

キャリアーの送液条件：流速0.3ml/min

a液を15分間流し、15分から35分にかけてb液が16%になるようにグラジュエント送液し、40分まで保つ。40分から50分にかけてb液が100%になるようにグラジュエント送液し、60分までb液100%を保つ。このあとc液に切り替え65分まで流し、a液にもどして1回の分析が終了する。

カラム：強酸性陽イオン交換樹脂 長さ15cm内径4.0mm

カラムオープン温度：55℃

蛍光反応試薬：(a) ほう酸-炭酸緩衝液 (b) オルトフタルアルデヒド溶液

標準品は和光純薬のアミノ酸混合液H型を用いた。測定の対象としたアミノ酸はアスパラギン酸、スレオニン、セリン、グルタミン酸、プロリン、グリシン、アラニン、シスチン、バリン、メチオニン、イソロイシン、ロイシン、チロシン、フェニルアラニン、ヒスチジン、リジン、アルギニンの17種類である。

3) 試験結果

第1表に明所、暗所の違いによる陸稲の生育と糖、アミノ酸類の分泌量を示した。この培地は蒸留水のみを用いたものであるが、分泌の認められたものは糖はグルコースのみで、播種後1週間で明所0.18mg/株、暗所栽培で0.12mg/株、2週間で明所0.2mg/株、暗所0.13mg

第1表 明所、暗所の違いによる陸稲の生育及び糖、アミノ酸分泌量

処 理 採 取 時 期	草 丈	根 長	グルコース	総アミノ酸	備 考	
	(cm)	(cm)	mg/株	μg/株	調査株数	
明 所	1週間	4.89	7.42	0.18	tr**	18
	2週間	13.18	9.60	0.20	tr	19
暗 所	1週間	7.02	9.92	0.12	tr	20
	2週間	13.48	13.48	0.13	tr	20

* 採取時期：は種してから経過週数（以下同じ）

** tr：痕跡（以下同じ）

／株であり、2週間の培養期間に分泌した量の90%が1週間に内に分泌された。生育は暗所栽培の方が草丈、根長とも明所栽培を上回った。また、アミノ酸はクロマトグラムに微小なピークが認められたものの明所、暗所栽培とも定量するまでには至らなかった。

III 液肥培地培養による糖、アミノ酸類の分泌

1) 試験方法

比較的長期間にわたる分泌を明らかにするため、大型試験管（直径4cm、長さ30cm）に第2表の液肥（大塚ハウス1号、2号混合）を100ml加え、前記した方法で陸稲種子5粒を播種した。室内で生育させ2週間から6週間まで1週間毎にIIの1)の方法により分泌液を採取した。

第2表 液肥の成分

成 分 名	濃 度 (mg/ℓ)
窒 素 全 量	130
内 ア ン モ ニ ア 性	11.25
硝 酸 性	111.25
水 溶 性 り ん 酸	60
水 溶 性 カ リ	180
水 溶 性 苦 土	37.5
水 溶 性 マ ン ガ ン	0.75
水 溶 性 ホ ウ 素	0.75
E D T A 鉄	1.35
p H	5.4
寒 天	10g

2) 分析方法

IIの2)に述べた方法

3) 試験結果

6週間培養した結果を第3表に示す。糖類の分泌はどの採取時期にも認められなかった。陸稲の生育は肥料入り培地であることや室内の窓際であったため、2週間後の草丈が21.8cmと伸長した。

アミノ酸はシスチンを除く16種類の分泌が認められ、セリン、グリシン、グルタミン酸、スレオニン、アラニン、アスパラギン酸が多い傾向にあった。アミノ酸の分泌量が最も多くなるのは、4週間の62.02μg/株であっ

た。しかし、この4週間をピークにして5週間で52.61 $\mu\text{g}/\text{株}$ 、6週間で44.94 $\mu\text{g}/\text{株}$ と低下した。

すなわち、4週間までに分泌したアミノ酸を陸稲は根から再び吸収したことが示唆された。

第3表 液肥培地培養における生育及び糖、アミノ酸類の分泌量

項目	採取時期	2週間	3週間	4週間	5週間	6週間
	生 草丈 (cm)		21.8	24.4	28.4	33.6
根長 (cm)		10.1	12.0	12.3	12.8	13.0
育 葉数 (枚)		2.0	2.5	3.0	3.3	4.0
糖	グルコース ($\text{mg}/\text{株}$)	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
ア ミ ノ 酸	アスパラギン酸	1.38	1.86	5.48	7.78	6.22
	スレオニン	0.99	0.83	5.06	5.96	3.97
	セリン	4.27	4.37	14.59	10.51	12.61
	グルタミン酸	tr	0.74	7.18	8.52	5.64
	プロリン	tr	tr	1.59	1.21	1.15
	グリシン	2.11	2.10	5.92	3.95	3.25
	アラニン	0.65	0.89	3.79	3.40	2.38
	シスチン	0	0	0	0	0
	バリン	tr	0.70	2.05	1.38	1.56
	メチオニン	tr	tr	1.12	tr	tr
	イソロイシン	tr	tr	3.28	1.04	1.09
	ロイシン	tr	tr	2.62	1.21	1.81
	チロシン	tr	tr	2.26	1.43	0.13
	フェニルアラニン	tr	tr	1.65	1.09	1.37
ヒスチジン	0.81	0.78	3.10	2.05	2.06	
リジン	tr	0.73	2.37	0.96	1.71	
アルギニン	0	0	tr	4.31	tr	
計 ($\mu\text{g}/\text{株}$)		10.21	13.36	62.06	52.61	44.94

IV 培地中の窒素形態の違いによる糖、アミノ酸類の分泌

1) 試験方法

糖、アミノ酸類の分泌に及ぼす培地中の窒素形態による差を明らかにするため、窒素をアンモニア態と硝酸態にし、第4表の水耕用培養液¹⁰⁾培地により野外の網室で

第4表 培地組成 (mg/ℓ)

成分	アンモニア培地	硝酸培地	無窒素培地
N	50 (硫安)	50 (硝酸カリ)	0
P ₂ O ₅	50	50	50
K ₂ O	35	35	35
CaO	15	15	15
MgO	15	15	15
EDTA鉄	硫酸マンガン	少量添加	

生育させ2週間から7週間まで1週間毎に分泌液を採取した。試験方法はⅢの1)に準じた。

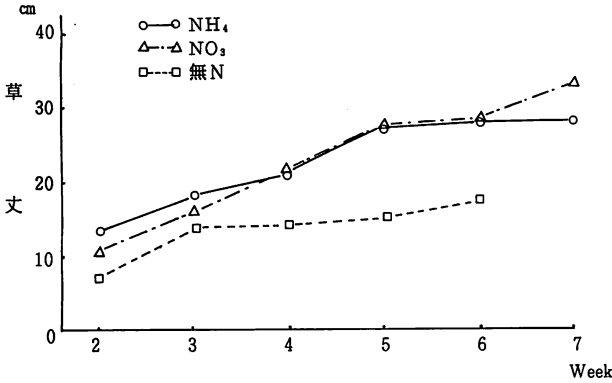
2) 分析方法

Ⅱの2)に述べた方法

3) 試験結果

窒素形態の違いによる陸稲の草丈を第2図に示す。草丈はアンモニア培地が初期にまさり、後半は、硝酸培地がまさった。無窒素培地は3週間でほとんど草丈が伸長しなかった。糖類の分泌はグルコースのみであり、その結果を第5表に示した。これによると、窒素の違いや有無にかかわらず、播種後2週間に最も多く、無窒素培地で0.36 $\text{mg}/\text{株}$ 、アンモニア培地0.35 $\text{mg}/\text{株}$ 、硝酸培地で0.3 $\text{mg}/\text{株}$ 分泌された。しかし3週間以降すべての培地で経時的に減少し播種後5週間経過すると検出限界

以下になった。このことは、播種後2週間までに分泌されたグルコースが陸稲によって再吸収されたことを示唆している。

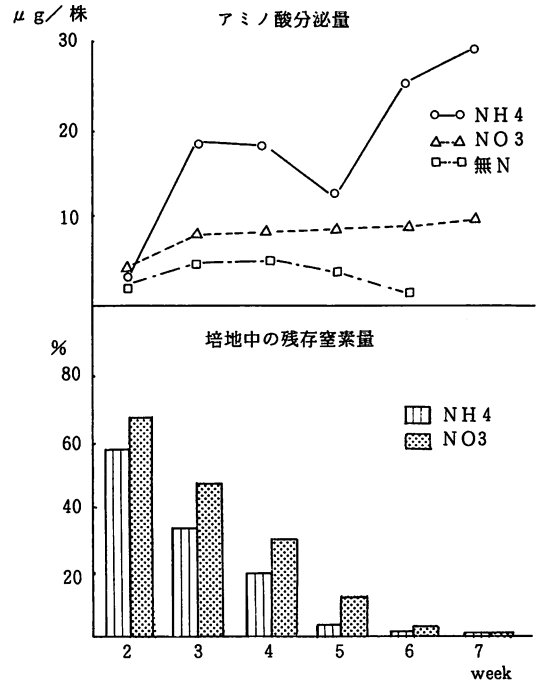


第2図 培地中の窒素形態の違いによる陸稲の草丈

第5表 窒素形態の違いによる陸稲根からのグルコースの分泌量

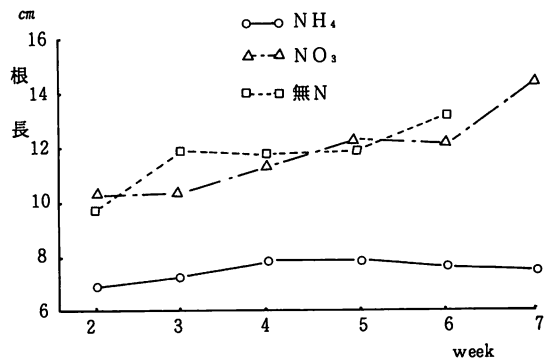
採取時期	アンモニア培地	硝酸培地	無窒素培地
2週間	0.35	0.30	0.36
3週間	0.27	0.14	0.29
4週間	0.07	0.13	0.09
5週間	<0.05	<0.05	<0.05
6週間	<0.05	<0.05	<0.05
7週間	<0.05	<0.05	-

第3図に培地中の残存窒素量とアミノ酸分泌量を示す。陸稲はアンモニア態窒素を速やかに吸収し、播種後2週間で40%、6週間で培地中のほぼ全量を吸収した。これに対し、硝酸態の吸収は緩やかで、播種後2週間で約30%、全量吸収するのに7週間を要した。アミノ酸の分泌量はアンモニア培地が最も多く、播種後2週間から3週間にかけてと、5週間から6週間にかけて増加した。硝酸培地では播種後2週間から3週間にかけて多くなったが、それ以降の増加はゆるやかであった。また、無窒素培地でも少量の分泌が認められた。つぎに、陸稲の最長根長を第4図に示した。硝酸、無窒素培地の主根の伸長は緩やかであるものの、側根、根毛が十分発達したのに対し、アンモニア培地の生育は劣り、根毛はほとんど発達せず、しかも側根の多くは寒天中へ進入することができなかった。



第3図 窒素形態の違いによるアミノ酸分泌量と培地中の残存窒素量*

$$* \text{培地中の残存窒素量} = \frac{\text{培地中窒素量}}{\text{培養前窒素量}} \times 100$$



第4図 培地中の窒素形態の違いによる陸稲の根長

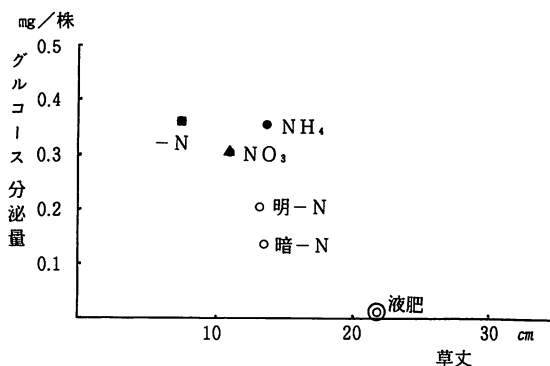
V 総合考察

1) 糖類の分泌について

糖類はグルコースの分泌が認められ、しかも最初の1週間で2週間後に認められるグルコースの約9割を分泌していた。このグルコースは明所、暗所の両条件から分泌が認められることや、窒素をアンモニア態、硝酸態で加えた培地と無窒素の培地で生育させたところからも同

じように分泌されることから、光合成の有無や培地中の成分に関係なく分泌される。このことは、この分泌されるグルコースは陸稲体内で新たに合成されたものでなく種子中のでんぷんに由来することを示唆している。また、分泌量の処理間差が大きいことから、2週間目の草丈とグルコースの関係について調べると、第5図に示したとおり負の相関が認められた。このことから液肥を入れたⅢの試験でグルコースが認められなかったのは、生育量が多かったためと考えられる。また、グルコースの量は2週間でピークにして減少するが、これらの条件はいずれも閉鎖系であることから陸稲が根から再び吸収したと推定できる。以上のように、陸稲根における糖類の分泌は、グルコースが発芽後速やかに行われる。しかし、これは陸稲の生育量によって異なり、生育量が多いと少なく、生育量が少ないと多くなる。

以上のことから、陸稲根からの糖類の分泌は、胚乳中のでんぷんが自己消化によりグルコースに変化したものが、呼吸や体組織を構成する必要以上の余分なグルコースを根から排出することによっておこると考えられる。



第5図 2週間時におけるグルコース分泌量と草丈

2) アミノ酸類の分泌について

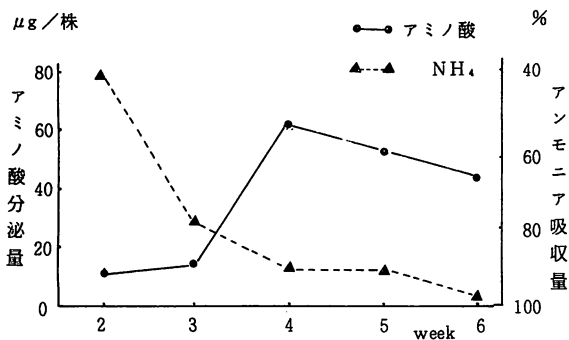
アミノ酸類の分泌は無条件下ではきわめて少ないが、窒素を含んだ培地からは播種後3~4週間に多く認められた。また培地中の窒素形態の違いによるアミノ酸分泌

量はアンモニア態>硝酸態>無窒素の順であり、窒素吸収速度はアンモニア態>硝酸態であった。この窒素吸収とアミノ酸分泌の関係を、液肥培養試験で得られたアンモニア態窒素の吸収とアミノ酸分泌量の経時変化で表わすと第6図になる。陸稲はアンモニアを播種後2週間から3週間目にかけて多く吸収し、アミノ酸は3週間から4週間目にかけて多く分泌した。このことは、アンモニア態窒素を吸収することによって体内でアミノ酸を合成し、過剰なアミノ酸を根外に排出していることを示唆している。一般に、稲が根からアンモニアを吸収すると、根のグルタミン合成酵素の働きにより速やかにグルタミンのアミド基となって同化され、同化された窒素の一部は根にとどまり、残りは地上分泌に転流し、生体の構成成分や代謝回転する蛋白などの補給素材として利用される⁹⁾とされている。

一方、硝酸は作物に吸収されてから硝酸還元酵素によって亜硝酸になり、さらに亜硝酸還元酵素によりアンモニアになってからアミノ酸に同化される⁹⁾とされている。このメカニズムの違いが窒素吸収速度や、アミノ酸分泌量の違いをもたらすと考えられる。以上のようにアミノ酸の根からの分泌は糖分の分泌とは異なり、胚乳中の自己消化によるものは極めて少なく、窒素の吸収によりアミノ酸を合成し、生体の構成成分や代謝回転する蛋白などの補給素材として利用される以上の過剰アミノ酸によって起こると考えられる。

また、アンモニア培地で5週間から6週間目にかけて、培地中の窒素がほとんど吸収されつくしているのにアミノ酸分泌の増加が認められた。これは平岡らが²⁾「過剰なNH₄はリンゴ酸などの有機酸を減少させ、解糖系を攪乱し、代謝系を攪乱された根は生育不良で短く分岐が少なくなる」としている現象がみられ、アンモニア障害により代謝系の阻害が起こり、アミノ酸の分泌が促進されたと考えられる。

これらのことから、一般的な畑状態の陸稲根からの糖、アミノ酸類の分泌は、次のように推定される。陸稲は播種後、発芽条件が整うと胚乳中のでんぷんを自己消化させ、一部をグルコースに変化する。従属栄養期間中はこ



第6図 液肥培地におけるアミノ酸分泌量とアンモニア吸収量

$$* \text{アンモニア吸収量} = \frac{(A) - \text{培地中アンモニア量}}{\text{培養前アンモニア量}(A)} \times 100$$

のグルコースを組織の構成、ATP生成のため使用する。この時期に過剰なグルコースは根外に分泌される。それ以降、根からの分泌が認められなくなるのは、グルコースが光合成によって供給され、組織の構成、ATPの生成、貯蔵に用いられ、生成と消費が一定の平衡状態を保っていると考えられる。

一方、アミノ酸類は、胚乳中のたんぱく質の自己消化による供給が若干あるが、多くは窒素成分、畑状態では硝酸態窒素の吸収によって合成される。硝酸態窒素からアミノ酸の合成は亜硝酸に変化してから、さらにアンモニア変化する還元過程が2段階あるため、代謝バランスを乱すほどの急激な合成は行なわれず、アミノ酸分泌も多くなると推定される。しかし、追肥にアンモニア態窒素を施用すると、陸稲は一時的にアンモニアを吸収し、アンモニアからアミノ酸を合成し、根からアミノ酸分泌を増加させることも考えられる。

VI 摘 要

陸稲の生育初期、すなわち播種から35日まで容器内で無菌的に栽培し、根から分泌される糖、アミノ酸類の測定を行なった。その結果を要約すると次のとおりである。

1) 陸稲根が分泌した糖類はグルコースであり、播種後2週間以内に分泌がおこる。

- 2) 分泌されるグルコースの量は生育量と反比例と、生育が活発だと分泌量は減少する。
- 3) 2週間に降培地中のグルコースは減少し、陸稲根からの再吸収が示唆された。
- 4) 陸稲が分泌したアミノ酸の種類は測定対象の17種類のうちシスチンを除く16種類であった。
- 5) アミノ酸の分泌は窒素の施用によって増加する。
- 6) アンモニア態窒素の施用は硝酸態窒素よりアミノ酸分泌量を増加させる。

謝 辞：この研究は茨城県バイオテクノロジー研究「根圏有用微生物による土壤活性化技術の開発」の一環として実施したものであり、研究の推進にあたり、元場長松田明博士、元副場長長谷芳明氏（現病害虫防除所長）の各位には有益な指導、助言を賜わった。また現場長新妻芳弘氏、副場長海老沢勇氏、環境部長小山田勉氏にはご多忙にもかかわらずご校閲を賜わった。さらに食品試験所の橋本俊郎氏（現工業技術センター）、土壤肥料部の小川吉雄博士にも貴重な助言をいただいた。記して厚くお礼申し上げる次第である。

引用文献

- 1) 坪存ら：果葉菜連作畑における連作害回避技術としての普通作の導入、茨城県農試研報 20号 (1979)
- 2) 平岡潔志・米山忠克：窒素、リン、カリウムの過剰と生理機能、日土肥誌, 61, 315-322
- 3) 堀口毅：作物栄養・肥料学, 文永堂, P82~83
- 4) 松口龍彦：土壤病害と土壤管理, 農業技術大系 5, 農文協
- 5) 農林水産技術会議事務局編：連作障害要因に関する研究, 研究成果 98 (1977)
- 6) Rovira, A.D: Plant-root exudates in relation to the phizosphere microflora
Soil and Fertilizers, 25: 167-172 (1962)
- 7) 島津高速液体クロマトグラフ応用データ集：食品分野への応用, 糖

- 8) 島津高速液体クロマトグラフ取扱説明書: LC-6
A アミノ酸分析システム
- 9) 庄子貞雄・前忠彦: 作物の生態生理, 文永堂, P111
- 10) 東京大学農学部農芸化学教室: 実験農芸化学上巻,
植物栄養試験法, IV水耕法, P 100 ~ 102

土壤中における農薬の動態解明に関する研究

第1報 土壤中におけるTPNの分解要因

中村直美・平山力*

Studies on behaviour of pesticides in soil

Part I Decomposition factors of TPN in soil

Naomi NAKAMURA and Chikara HIRAYAMA

土壤中におけるTPNの分解要因について、土壌の種類、PH調整、有機質資材添加の処理をした培養実験により検討した。その結果土壌の腐植含量の多い黒色土が腐植含量の少ない褐色土に比べ分解能が高かった。また、土壌PHを高めることや、有機質資材を添加することによってTPNの分解が促進され、とくに、高分子凝集汚泥や乾燥豚糞及び完熟堆肥の添加による分解促進効果が顕著であった。

I 緒言

近年、ゴルフ場における農薬問題がマスコミに取上げられ、そこに施用された農薬の挙動に関心が高まっている。

一方、農耕地では畑作物の専作化に伴い、農薬連用の機会が増しており、土壌に施用された農薬の動態やその分解促進法を知ることは重要である。

TPN (2, 4, 5, 6-tetrachloroisophthalonitrile) は、1965年に登録された有機塩素系殺菌剤であり、園芸作物・茶・芝等広範囲の病害に有効で、基幹防除剤として広く使用されている。本剤は化学的に安定であり、茎葉散布後の耐雨性に優れ、熱や紫外線にも安定で残効性が高い。一方、作業者に対する皮膚のかぶれ、魚貝類に対する強い毒性といったマイナス面を持っている^{4, 7)}。また、本剤は、土壌処理剤として畑に直接投入される量が多く、施用後3カ月以上経過しないとトマト幼苗やホウレンソウに葉害を起こす場合のあることが知られている⁷⁾。

TPNが土壌施用されると、糸状菌が著しく低下し、色素耐性菌が増加することが明らかにされている^{3, 5, 8, 9)}。また、奥らは²⁾ TPNの連用によってTPN耐性糸状菌の集積とそれら糸状菌 *Aspergillus luchuensis* 及び *penicillium godlewskii* によるTPNの脱塩素化による分解経路を明らかにしている。

本研究は、TPN 10%粉剤を圃場に施用した場合を想定し、土壌中における分解要因を解明するため、土壌の種類、PH、有機質資材を施用したモデル培養実験により検討したものである。なお、本研究は県単独試験費「土壌残留農薬の分解促進対策試験」のうち1988年から1989年の2か年にわたって実施したものの一部を取りまとめたものである。

II 土壌の種類及びPHの調整とTPNの分解 (培養実験)

1 実験方法

1) 供試土壌

* 現改良普及課

本場畑圃場表層の作土とその下層のローム層とを供試し、その理化学的性質は、第1表に示すとおりである。表層の作土（以下「黒色土」と略す）は黒色（7.5 Y R 2 / 1）で腐植に富み、りん酸吸収係数の高い典型的な

火山灰土で、また、下層のローム（以下「褐色土」と略す）は褐色（7.5 Y R 4 / 6）で腐植含量は作土に比べて低く、りん酸吸収係数が2,000をこえる代表的な火山灰ローム層である。

第1表 供試土壌の理化学性

(乾土100g当り)

土 壤	土 色	pH (KCl)	T-C (%)	T-N (%)	C/N	腐植 (%)	C.E.C (me)	置換性塩基 (mg)			有 効 態 P ₂ O ₅ 吸 収 (Turoge) 係 数	
								Ca	Mg	K ₂ O		
黒色土	7.5 Y R 2 / 1	4.95	5.35	0.35	15.29	9.21	18.1	113.5	23.3	11.3	17.5	2,080
褐色土	7.5 Y R 4 / 6	5.49	1.40	0.13	10.77	1.58	13.2	99.5	31.2	30.1	5.0	2,200

2) 実験の構成

実験区は土壌の種類（黒色土、褐色土）及びpH調整の有無を組合せ2反復とし、TPN添加後その濃度の経時変化を測定した。

3) 処理方法

2mm目のふるいを通した風乾細土50gを300ml容量の三角フラスコに秤取し、pH調整はCaCO₃を黒色土に200mg褐色土には100mgを添加して、原土のpHよりそれぞれ1.0程度高めた。

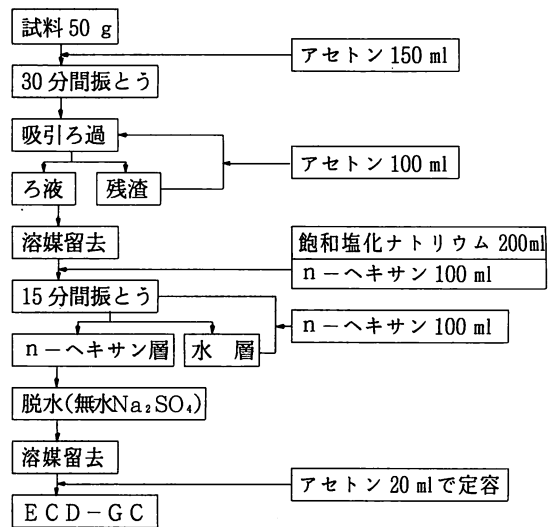
これらの試料に最大容水量の60%相当量の蒸留水を加えて、室温で1週間熟成させ、その後TPNを添加した。TPNの添加は成分を400ppmに調整したアセトン溶液の5mlを土壌表面全体にピペットで滴下し、土壌中のTPN濃度を40ppm相当とした。（40ppmはTPN10%粉剤を通常の2倍量の80kg/10aを作土深さ10cmに混和した場合の土壌中の濃度である。）

培養方法は佐藤らの⁴⁾方法に準拠し、三角フラスコに通気性シリコン栓をし、培養温度を30℃、水分状態は最大容水量の60%の畑状態とした。培養中に減少した水分は随時補給し当初の水分含量に保つように努めた。

4) TPNの分析方法

培養後におけるTPNの分析は第1図に示す操作にしたがった。

ガスクロマトグラフの操作条件は、以下のとおりである。



第1図 TPNの分析法

ガスクロマトグラフは非放射線源式ECD検出器付きガスクロマトグラフ（柳本G-3800EN）で、カラムは内径3mm、長さ1mのガラス管に2%DEGS+0.5%H₃PO₄、Chromosorb, W-AW-DMCSの80~100meshのものを充填したものである。測定時の温度条件は、カラム温度は208℃、検出器温度は275℃、試料注入部は215℃とした。キャリアーガスは高純度Heガスで流量は30ml/minとし、ディスチャージガスは0.9kg/cm²で、CO₂ガスは2.0kg/cm²とした。印加電圧は200mVとした。感度レンジはRange 10²、Att 8と

第2表 土壤中におけるTPN濃度の経時変化

(ppm)

培養 日数	黒色土			褐色土		
	PH無調整	PH調整	平均	PH無調整	PH調整	平均
7日	33.80	24.80	29.30	45.00	35.00	40.00
14	27.80	22.50	25.15	30.00	30.80	30.40
28	24.00	13.50	18.75	33.50	24.00	28.75
50	15.20	6.50	10.85	26.50	17.20	21.85
90	6.98	2.24	4.61	11.80	7.04	9.42
120	5.52	1.11	3.32	12.00	7.74	9.87
150	3.84	0.46	2.15	11.10	4.16	7.63
要因 平均 効果	16.73	10.16		24.27	17.99	
		13.44		21.13		
半減期(日)	44.8	24.8		70.0	47.4	

した。当測定条件における検出限界は0.004 (ppm) であり、回収率は黒色土で92%，褐色土で96%であった。

2 実験結果

各処理における培養後のTPN濃度の経時的変化を第2表に示した。

これらによれば、黒色土・PH無調整土で培養7日後のTPN濃度は33.8 ppmとなり、当初濃度の40 ppmに対して、7日間で15.5%分解した。14日後には27.8 ppm、4週間後の28日には24 ppmで、当初濃度の40%が分解された。50日後では15.2 ppmまで低下し当初濃度の半量以下にまで低下し、本条件下におけるTPNの半減期は44.8日であった。

90日以降についても濃度の低下が認められ、培養150日目で3.84 ppmとなり当初濃度の10%以下に低下した。しかし、90日から150日まで濃度の低下の割合は、前述の50日までのものに比べて低く、分解の速度は緩慢になることがうかがわれた。

黒色土・PH調整土(原土のPHを約1.0上昇)は無調整土に比べ、分解が促進されていることが認められた。7日後に24.8 ppm、14日後には22.5 ppmとなり残存率は33.8%となった。28日後には13.5 ppmになり、当初濃度の1/2以下に低下した。すなわち、PHを1.0高めることによってTPN濃度の半減期はPH無調整土の44.8日であったのに対して約1/2の24.8日に短縮された。

さらに培養150日後の濃度は0.46 ppmで、その残存率も1.2%まで低下し、PHを上昇させることによるTPN分解促進の効果があきらかに認められた。褐色土の場合は、無調整土では7日後の濃度が45 ppmであり理論値の40 ppmをこえ、また、28日後の濃度が14日後の濃度をこえるなど不自然な変動を示した。この原因は、分析操作上の誤差によるものか、土壌の違いによるものか明らかでなかった。

しかし、培養50日後には26.5 ppmとなり、残存率は66.3%となった。

すなわち、黒色土でこれと同等になるまでの日数が約14日であったことからみて褐色土はTPNの分解がきわめて緩慢であることがうかがわれた。

90日以降は11~12 ppmでほとんど変化がみられなかった。

したがって、褐色土・PH無調整土の半減期は70日となり、本実験の中で最長となった。

褐色土・PH調整土は、黒色土でみられたと同様にPH上昇による分解促進効果が認められ、培養日数とTPN濃度の低下パターンは黒色土・PH無調整土に類似していた。すなわち、褐色土のTPN分解能はPHを高めることによってはじめて黒色・PH無調整土なみとなり、半減期は47.4日でPH上昇による半減期短縮の効果は22.6日となった。しかし、黒色・PH無調整土の半減期44.8日に及ばなかった。

以上のように土壌の種類・PHの高低によって土壌中のTPNの分解は大きく異なった。これらの要因の効果について、第2表の平均値でみるとつぎのとおりである。

すなわち、土壌の種類別では、黒色土は13.44 ppmに対して褐色土は21.13 ppmであり、黒色土が褐色土に比べ分解能が約20%高いことが認められた。

PHの上昇効果は、前述のとおり供試した両土壌に認められ、黒色土は無調整土で16.73 ppm、調整土では10.16 ppmであり、PH上昇により、約40%の分解促進効果が認められた。他方褐色土ではPH無調整土は24.27 ppmに対して、調整土では17.99 ppmとなり、

PH上昇によるTPN分解促進効果は25.4%であり、黒色土に比べて低かった。

III 有機質資材添加と土壌中のTPN分解

1. 実験方法

1) 供試土壌

供試土壌はIIで使用した黒色土を用いた。

2) 実験の構成

有機質資材の種類及び量を組合せたもので処理内容は、第3表に、供試資材の化学性は第4表に示すとおりである。なお、有機質資材は風乾後サンプルミルで粉碎し2

第3表 供試有機質資材の種類と添加量

(g/50g soils)

有機質資材名	基準量区	2倍量区	備 考
稲わら	1	2	
乾燥豚糞	2	4	
完熟堆肥	5	10	茨城農試製
高分子汚泥A	5	10	カスミグリーンメイト®
高分子汚泥B	5	10	Newネオユキ®

高分子汚泥A：霞ヶ浦流域下水道事務所製高分子凝集汚泥

高分子汚泥B：日立市下水道部処理センター製高分子凝集汚泥+パーク

第4表 供試資材の化学性

(%)

資 材 名	水 分	T-C	T-N	C/N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
稲 わ ら	14.0	41.0	0.6	69.5	0.1	1.8	0.3
乾 燥 豚 糞	20.0	2.0	2.4	0.8	4.0	0.9	3.1
完 熟 堆 肥	20.0	36.1	1.6	22.0	0.2	1.2	7.9
汚 泥 A	23.0	24.5	3.9	6.3	5.8	0.1	1.2
汚 泥 B	31.0	37.4	2.8	13.4	2.4	0.2	1.1

mm目のふるいを通過したものを使用した。

有機質資材の添加量は10a当たり、稲わら2.5トン、堆肥10トン、豚糞5トン、汚泥10トンを施用するものとし、土壌50g換算値を基準量とした。

3) 操作方法

IIの実験と同様に300ml容三角フラスコに2mm目のふるいを通過した50gの風乾土に前述の有機質資材を添加後CaCO₃200mgを添加してPH(KCl)6.1に調整した。

培養中の温度、水分条件及びTPNの添加量・方法はIIと同様とした。

4) TPNの分析方法

TPNの分析方法はIIと同様であるが、ガスクロマトグラフによる測定に先だって活性化フロリジルPR10gを充填した直径1.5cmのクロマト管にn-ヘキサナーアセトン(99:1)100mlを流下させ、つぎにn-ヘキサナーアセトン(95:5)120mlにて溶出し、クリンアップした。

第5表 有機質資材添加と土壤中TPN濃度の経時変化及び半減期

(ppm)

経過 日数	対照土	稲わら		乾燥豚糞		完熟堆肥		高分子凝集汚泥A		高分子凝集汚泥B	
		基準量	2倍量	基準量	2倍量	基準量	2倍量	基準量区	2倍量区	基準量区	2倍量区
1	29.04	26.00	25.50	30.00	27.80	29.00	20.00	—	—	—	—
3	27.46	23.20	27.20	25.80	19.80	24.80	16.40	—	—	—	—
7	24.80	20.60	23.50	24.00	16.40	17.50	9.30	7.20	0.99	9.50	4.55
14	22.50	12.80	15.80	9.40	2.52	7.80	0.92	0.42	<0.004	1.39	<0.004
30	13.10	12.70	12.00	1.16	0.39	0.69	0.60	0.03	<0.004	0.28	<0.004
60	6.97	4.55	2.50	0.87	0.26	0.30	<0.004	—	—	—	—
半減期	24.8	25.0	17.6	10.5	8.3	8.9	5.4				

対照土：第2表黒色土PH調整土

2 実験結果

TPNの分解に及ぼす有機質資材の影響を知るため、各種有機質資材を添加して培養した。培養期間とTPN濃度の経時的変化を第5表に示した。

これによれば、稲わら添加による影響は基準量では、7日経過で20.6 ppmとなり、14日後では12.8 ppmに低下した。しかし、30～60日経過後のTPN濃度は対照土と差がなく、半減期は25.0日となり、対照土と差がなかった。

稲わら2倍量添加では、30日までは基準量添加と同等であり、60日経過後でTPN濃度は2.5 ppmとなり、基準量の約2分の1まで低下し、分解促進効果が認められた。半減期は17.6日となり基準量の25.0日より7.4日短縮されたに留まった。

乾燥豚糞添加では、基準量で7日後に24.0 ppmに低下したが、対照土と同等であった。しかし、14日以降の減少傾向が大きく14日は9.4 ppm、30日後で1.16 ppm、60日後では0.87 ppmとなり、培養7日目以降にTPNが効率よく分解されたと解され、半減期は10.5日となり、対照土に比べ14日間短縮された。2倍量添加では基準量に比べさらに分解が促進され、7日後に16.4 ppmとなり、これ以後も急速に低下した。すなわち、60日後には0.26 ppmとなり半減期は8.3日となり、基準量に比べ2.2日短縮された。

完熟堆肥では、基準量区では7日後の濃度は17.5 ppmで、14日経過で7.8 ppm、30日後で0.69 ppmとなり、

乾燥豚糞2倍量の推移と類似し、半減期は8.9日で近似した。

2倍量では、基準値に比べ分解促進効果が高く60日で検出限界値の0.004 ppm以下に低下し、半減期も5.4日に短縮された。

高分子汚泥Aでは、7日後の濃度が7.2 ppmに低下し、14日後は0.42 ppm、30日後で0.03 ppmとなり添加有機質資材中最も分解が速やかであった。

2倍量ではさらに分解が促進され、7日後に0.99 ppmとなった。14日以降は検出限界値の0.004 ppm以下に低下し、TPNの分解促進効果が大きかった。

高分子汚泥Bでは前高分子汚泥Aに比べ分解促進能はやや劣るものの、30日後に0.28 ppmとなり、添加有機質資材中で高分子汚泥Aについて分解促進効果が大きかった。

2倍量では基準量を上回る効果が認められ、14日後には検出限界以下に低下した。

以上のように、土壤中のTPNは有機物の添加によって分解が促進され、なかでも高分子凝集汚泥Aの効果が大きかった。

IV 考 察

土壤中における農薬の分解には、土性、粘土鉱物の種類、PH、有機物含量、水分含量等種々の要因が関与することが知られている¹⁾。このうち、生産現場において残存する農薬を早急に分解させる耕種的な手段はPHを

上昇させること及び有機物を施用することである。

本実験で、CaCO₃を添加し、土壌PHを上昇させることにより土壌中のTPNが速やかに分解させることを確認した。従来から石灰質資材の投入が土壌中に残留するアルドリ、ディルドリン等の有機塩素系殺虫剤の分解促進対策⁶⁾の一つとされてきたが、TPNについても石灰質資材の投入によって分解促進が可能であることが明らかとなった。

一方、本実験で腐植含量の多い黒色土が腐植含量の少ない褐色土に比べTPNの分解がすみやかに行われることが認められ、土壌中の有機質の多少によってTPNの分解が影響されることがあきらかとなった。

土壌中でのTPNの分解は、主として土壌微生物によって行われているが^{2, 4)}、佐藤らは⁴⁾TPNの分解は細菌によるものであるとし、D-S培地を用いた培養によって60菌株を分離し、最終的に50菌株を鈍化している。

また、孫らは⁵⁾γ-BHC、TPN連用圃場において下水汚泥の施用が最も分解を促進し、堆肥にも若干の促進効果があるが、稲わらは施用初期に分解を抑制したことを認めている。すなわち、下水汚泥はその中に易分解性有機物を豊富に含みその分解に伴ってTPNの分解が促進されるためであるとし、糸状菌数の増加と活性が高まるとしている。また、稲わらは施用直後にTPNを吸着するため初期に分解を抑制するとしている。

本実験結果でも下水汚泥添加によって、TPNの分解が促進されることが確認され、堆肥の効果も明らかであった。

V 摘 要

土壌中におけるTPNの分解要因について土壌の種類及びPHの調整並びに有機質資材を添加した培養モデル実験により検討した。

1 土壌の種類とTPN分解との関係は腐植含量の多い黒色土壌が腐植含量の少ない褐色土壌に比べてその分解が促進された。

2 土壌のPHを高めることによってTPNの分解が促進された。

3 供試した有機質資材のうち高分子凝集汚泥、乾燥豚糞及び完熟堆肥を添加することによってTPNの分解が顕著に促進され、また、添加量が多いほどその効果が大きかった。

謝辞：本研究にあたり、実験材料の高分子凝集汚泥の提供をいただいた、県霞ヶ浦流域下水道事務所及び日立市下水道部処理センターの方々に厚く御礼を申上げる。

引用文献

- 1) 後 藤 真 康 (1976) : 環境における農薬の代謝分解 農業誌 (特別号) : 1 423-429
- 2) 奥 八 郎ら (1976) : 土壌菌による有機塩素殺菌剤、ダコニールの吸収と脱クロールについて 岡山大学農学部学術報告 : 47 7-13
- 3) 梁 昌 述ら (1976) : 農薬散布の土壌微生物相に及ぼす影響について (第3報) 土肥要旨集 : 22 44
- 4) 佐 藤 匡ら (1986) : 土壌中における殺菌剤ダコニールの微生物的分解 東北大農研報 : 37 93-105
- 5) 孫 鉄ら (1985) : 各種有機質資材の投与が農業連用土壌の微生物相及び活性に及ぼす影響 土肥誌 : 56 31-36
- 6) 末 永 弘 (1973) : 福島県における農薬残留対策 植物防疫 : 27 (10) 24-26
- 7) 日本植物防疫協会 (1989) : 農薬ハンドブック 192
- 8) 高 井 康 雄ら (1974) : 農薬散布の土壌微生物相に及ぼす影響について (第1報) 土肥要旨集 : 20 40
- 9) _____ (1975) : _____ (第2報) 同上 : 21 44

水田の水質浄化機能に関する研究

第3報 広域水田群からの窒素・リン・CODの流出

小山田 勉 ・ 平山 力*

The Effect of Paddy Fields on Water Quality

Part 3 : Outflow of N・P・COD from The Block of Paddy Fields

Tsutomu OYAMADA・Chikara HIRAYAMA

用水の循環利用方式をとっている霞ヶ浦湖岸の401 aの水田群からの窒素・リン・化学的酸素要求量(COD)の収支を調査した。

その結果、稲作期間中(153日)の差し引き排出量は窒素でマイナス657.8g/10aとなり、1日当たりの浄化量は4.3g/10aであった。リンは期間中7.41g/10a, CODは3,104.6g/10aの負荷であった。

I 緒 言

近年、公共用水域の富栄養化による水質汚濁が顕在化し、利水障害が生じ、各種排水の排出規制など法的な整備³⁾がなされている。しかしながら、湖沼・河川の環境基準の達成率は依然として低迷⁴⁾している。

これまで、水田からの窒素・リンの流出あるいは収支に関しては多数の報告例があり、これらを田淵⁸⁾らが集約している。これによれば、系外に排出する場合もあるが逆に浄化することも認められている。しかし、これら報告の多くは単筆田での調査であり、排水路等を含む水田を一体的に捉えたものではない。

そこで、筆者らは工場廃水や家庭雑排水等の影響のない14筆からなる401 aの広域水田を対象に窒素・リンならびに水質汚濁の指標であるCOD(化学的酸素要求量)の流出を調査した。その結果2, 3の見解が得ら

れたので報告する。

なお、本報告は1988年に実施した県環境局霞ヶ浦対策課からの受託調査「水田からの窒素・リン・CODの負荷量原単位調査」⁵⁾の一部を取りまとめたものである。

II 調査方法

1 調査対象田の場所及び面積

調査対象地区の水田は県東部霞ヶ浦湖岸の行方郡玉造町井上、根古屋地区である。調査対象の総面積は401 aであり、内水稲作付け面積340 a, 休耕面積61 aである。灌漑面積は裸地の20 aを含め360 aであり非灌漑面積は41 aである。したがって、水稲の作付率は84.8%となり、休耕率は15.2%である。

2 調査期間

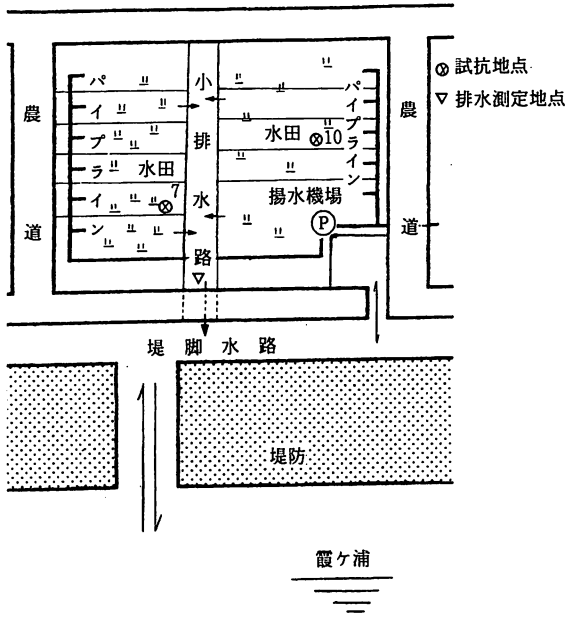
調査期間は1988年4月21日の入水代掻き期から水稲収穫期の9月20日までの153日である。

3 用・排水系統

用・排水系統モデルを第1図に示した。

* 現改良普及課

水田への用水は水田排水と霞ヶ浦湖岸堤の堤脚水路に集水する各種排水の他に霞ヶ浦湖水が混合したものであり、循環灌漑となっている。

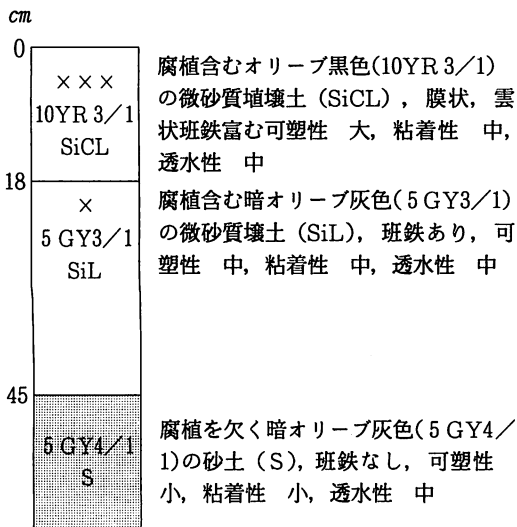


第1図 用・排水系モデル図

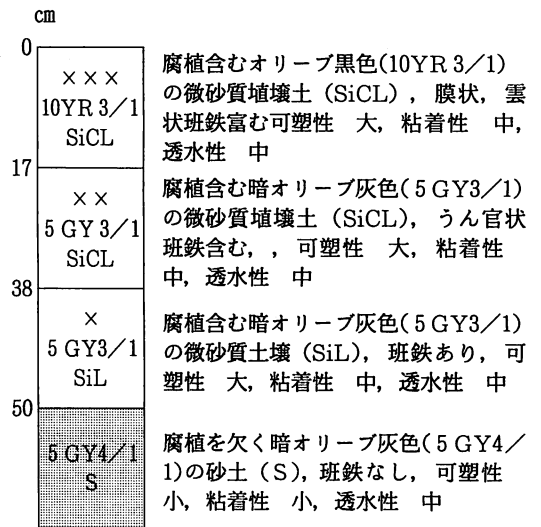
4 土壌条件

調査地区の土壌条件を知るため、地区内2箇所について

Na.7圃場



Na.10圃場



第2図 土壌断面形態

で試坑調査を実施した。これによる土壌断面形態を第2図に示した。

これによれば、両土壌とも中粗粒強グライ土壌であり、作土は腐植を含む微砂質埴壤土であり深さ 45~50 cm に砂層が出現する。

土壌の化学性は第1表に示すとおりである。

すなわち、作土の全炭素(T-C)は1.06~1.28%, 全窒素(T-N)0.11%, リン酸吸収係数は500~600であり、霞ヶ浦湖岸に分布する土壌として標準的な値であった。置換性塩基・有効態リン酸は、石灰・加里が「県耕地土壌の改善基準」⁶⁾を下まわるものの苦土・有効態リン酸が大きく上まわっていた。

5 水収支の測定法

1) 流入水

・降雨量: 玉造町上根古屋地区内玉造第一揚水機場構内に設置した「転倒柵型隔測日記雨量計」(いすゞ製作所製)によった。

・用水: 各水田の灌漑用蛇口にφ50mmのウォルトマン型水道用積算量水計(愛知時計製)を付け必要に応じて随時読み取った。

2) 流出水

・蒸発散量: 雨量計と同一場所にφ1,200mm「大型蒸

水田の水質浄化機能に関する研究

第1表 土 壌 の 化 学 性

圃場 No.	層位 (cm)	PH (H ₂ O)	T-C (%)	腐植 (%)	T-N (%)	C/N	CEC (me)	置換性塩基 (mg)			有効態 リン酸 av-P ₂ O ₅	リン酸 吸収係数
								CaO	MgO	K ₂ O		
7	0-18	5.01	1.06	1.84	0.11	9.64	9.4	170.9	53.1	5.7	20.0	560
	18-45	4.52	0.98	1.70	0.06	16.33	10.3	116.5	26.1	4.5	16.0	320
10	0-17	5.18	1.28	2.21	0.11	11.64	8.9	139.9	41.7	10.9	22.5	580
	17-38	6.01	1.17	2.02	0.10	11.70	8.4	202.0	72.6	6.0	16.2	600
	38-50	5.89	1.91	3.28	0.19	10.05	12.0	287.5	112.9	5.1	3.8	740

(1988年4月15日 採土)

発散計」(LS-30型水位計付)による連続観測によった。

・水田排水量: 調査対象水田の排水路末端に三角ゼキを設置し、この水位をLS-30型水位計(ウイジン工業製)により連続測定しこれから次ぎの算式により得た。

$$Q = 60 \left(1.334 + \frac{0.0205}{\sqrt{H}} \right) H^{2.5}$$

Q = 流量 (m³/min), H = セキ上の水深(m)

6 採 水

・降雨: 雨量計から流出する雨水を1ℓのポリビンに貯留し、随時採水、冷蔵保存した。

・用水: 灌漑用の蛇口から月2~4回採水し、期間中17回採水した。

・水田排水: 水量測定用三角ゼキ設置地点(第1図)から随時必要に応じて採水し、調査期間中32回採水した。

7 分析項目及び方法

1) 分析項目: PH, EC, Kj-N, NH₄-N, NO₃-N, T-P, PO₄-P, COD

2) 分析方法: JIS工場排水試験法¹⁰⁾によった。

8 地区内水稲の耕種概要及び水管理

地区内水稲の耕種概要及び施肥量は各戸別の聞き取り調査によった。

これによれば、水田の耕起はほとんど水稲収穫直後から実施しており秋耕であった。

入水期は4月21日~25日の間であり、田植時期は4

月30日に始まり5月5日であった。

水稲の品種は早生種の『初星』と中生種の『コシヒカリ』の2品種で、初星とコシヒカリの作付率はそれぞれ37%, 63%であった。

施肥量のうち元肥窒素は1.8~5.3 Kg/10aで、平均3.26 Kg/10aであった。リンは1.4~5.8 Kg/10aであり、平均3.41 Kg/10aで窒素・リンとも県耕種基準⁷⁾の施肥量に比べ少なかった。

元肥の施肥法は表層施肥(耕起-施肥-入水-代掻き)が14筆中10筆の水田で行なわれ、残り4筆は全層施肥(耕起-施肥-耕起-入水-代掻き)で水稲作付面積の32%あった。

第1回追肥は、5月16日(分ケツ肥)~7月12日(穂肥)まで広範囲に行なわれ、第2回の追肥は5月25日~8月14日の間に4筆の水田で行なわれた。第3回目の追肥は2筆の水田で行なわれ、6月5日と8月10日であった。

本地区水田の用水はさきに述べたとおり水田排水や家庭雑排水等が流れ込む霞ヶ浦の堤脚水路から揚水されたものであり、これが不足する場合は霞ヶ浦の湖水が補給され、循環灌漑となっている。しかし、揚水機場が運転中の場合には堤脚水路の水量のみでは不足するため、ほとんどの場合湖水が流入していた。

水田の水管理は、入水代掻き田植から6月中旬頃まで常時湛水状態であったが、それ以後は、揚水機場の運転が1日または2日毎となり結果として間断灌漑又は中干

第2表 水収支 (全体)

(mm)

月	期 間 日-日	収 入 (IN)			支 出 (OUT)		
		降 量	用 水	計	蒸発散	排 水	計
4月	1-10						
	11-20						
	21-30	28.0	172.8	200.8	18.0	115.0	133.0
	計	28.0	172.8	200.8	18.0	115.0	133.0
5月	1-10	29.5	68.5	98.0	28.9	71.9	97.0
	11-20	35.0	43.0	78.0	18.9	60.6	79.5
	21-31	43.5	42.3	85.8	13.3	80.8	94.1
	計	108.0	153.8	261.8	58.0	212.5	270.6
6月	1-10	45.5	67.8	113.3	36.0	61.1	97.1
	11-20	12.5	72.1	84.6	29.0	47.2	76.2
	21-30	95.5	12.5	108.0	19.0	63.9	82.9
	計	153.5	152.4	305.9	84.0	172.2	256.2
7月	1-10	3.0	24.6	27.6	34.8	45.3	80.1
	11-20	53.0	0.0	53.0	26.4	94.5	120.9
	21-31	55.5	14.5	70.0	22.8	66.7	89.5
	計	111.5	39.1	150.6	84.0	206.5	290.5
8月	1-10	33.0	112.0	145.0	48.1	70.9	119.0
	11-20	137.5	0.0	137.5	28.6	111.1	139.7
	21-31	150.0	41.1	191.1	33.8	143.6	177.4
	計	320.5	153.1	473.6	110.5	325.6	436.1
9月	1-10	39.5	0.0	39.5	16.5	23.1	39.6
	11-20	37.5	0.0	37.5	6.6	18.8	25.4
	21-30						
	計	77.0	0.0	77.0	23.1	41.9	65.0
全期間合計		798.5	671.2	1469.7	377.7	1073.7	1451.4

となった。

本地区水田に係る揚水機場の運転期間は4月21日から8月31日までであり運転延べ日数は73日間であった。

Ⅲ 調査結果ならびに考察

1 水収支

調査対象水田の水収支について、収入の降雨量と用水、支出の蒸発散量と水田からの排水を調査期間中10日毎に集計し第2表に示した。以下流入・流出水量について述べる。

1) 流入水

・降雨量：1988年はきわめて多雨となり期間中798.5mmであった(前年度は486.5mm)。とくに8月の降雨が多く例年は100mm以下のところ320.5mmであった。

・用水量：各筆毎の量水計から用水量を集計し面積で除した水深で示したもので、稲作期間中の用水量は671.2

mmであった。

霞ヶ浦湖岸の水田の用水量は概ね600mm程度¹⁾であることから、本地区もこれに類似するがうかがわれた。

用水量の推移についてみると当然のことながら4月の代掻き時期に多く、6月下旬から7月中旬の梅雨期に少なかった。

2) 流出水

・蒸発散：蒸発計蒸発散量及び水稻の生育段階別の蒸発散比²⁾から推定した蒸発量は調査期間中377.7mmであった。そのうち8月の蒸発量が多く110.5mmで全体の1/3に相当した。

・水田排水：排水路に設置した三角ゼキの水深から1時間毎に排水量を算出し24時間分を積算して日排水量を求め、これを全水田面積(401a)で除し一日当りの水深で示した。

これによれば、用水量の多い4月の代掻き時期の排水

量が多く、以後降雨の度に排水量が増大した。また、6月末から7月の中干し期には、用水量が少なくなるため、排水量も減少した。すなわち、4月21日～9月20日までの調査期間中の総排水量は1,073.7 mmとなった。

3) 水収支

当地区水田の流入・流出水量をまとめた水収支を第2表に示した。流入水は降雨798.5 mmと用水の671.2 mmで、これを合わせて1469.7 mmとなった。前述のとおり1988年は多雨年であり、流入水量のうち降雨量の割合が54.3%となり用水を上まわった。

4月の流入量は200.8 mm(内用水172.8 mm)であり、用水量が降雨を大きく上まわり、流入水量の86%であった。この時期は代掻きにより一時的に大量に灌漑するためである。しかし、土地改良工事における代掻き時の計画水量は100～120 mmであり、これと比べると大きく上まわっている。5月は用水量が153 mmとなり降雨量の108 mmを上まわったが、6～8月は降雨量が用水を上まわった。とくに、7月の用水量が39.1 mmと少なかったため、用水の割合は35%にとどまった。また、8月は降雨量が例年になく多かったために相対的に用水の割合は低下し、47.7%であった。

流出水量は、蒸発量が期間中377.7 mmとなり、水田排水は1,073.7 mmで流出水量は1,451.4 mmなり、約73%が排水路から流出した。つぎに、収支の全期間合計をみると、支出が収入より18.3 mm不足していた。これは厳密に考えると、蒸発散及び排水以外の支出であり、水量測定の実誤差がなかったとすれば、その行方は地下浸透(深部浸透)である。しかし、この値が18.3 mmときわめて小さいことから、地下水位の高い当地区(1 m以内)では地下への深部浸透はきわめて小さく、水田からの浸透水の大部分は小排水路に集水することがうらざけられた。

2 流入・流出水の水質

1) 降雨の水質

調査期間中(153日)の0.5 mm以上の降雨日数は64日であり、このうち分析・測定可能な容量が得られたものについて18回の分析・測定を行なった。その結果は第3表に示すとおりである。

このうち、全窒素($Kj-N+NO_3-N$)は最高値が6月21日の2.58 mg/lであり、最低値は8月26日と30日の0.21 mg/lで全期間の平均値は0.93 mg/lであった。しかも、変異係数は86.5%であり分析値間のバラツキの大きいことを物語った。しかし、これらの値は田淵ら⁹⁾が集計したものと同等であった。

全リン($T-P$)は0.00～0.63 mg/lであり、平均値は0.17 mg/lであった。変異係数は111.2%であり $T-N$ と同様に分析値間にバラツキの大きいことが認められた。なお、 PO_4-P が検出されたのは、18回中8回であり濃度もきわめて低かった。

化学的酸素要求量(COD)は0.8～5.2 mg/lであり平均値は2.64 mg/lであり、変異係数は47.5%で $T-N \cdot T-P$ に比べ低く、分析値間のバラツキは比較的小さいことがうかがわれた。

2) 用水の水質

用水の水質は、大量に使用する代掻き・田植え時期の4・5月を重点に採水し、揚水機場の運転の終了する8月末まで17回採水した。その結果は第4表に示すとおりである。

$T-N$ は1.08～4.43 mg/lで平均値は1.89 mg/lであった。

月別の推移をみると4月の平均が2.30 mg/lで他の月に比べてやや高く、ケルダール態窒素($Kj-N$)の増加によって高まった。このことは、当地区は循環灌漑をしていることから代掻き・田植え時の排水が用水に混入することによって高まったものと推定された。また、アンモニア態窒素(NH_4-N)は、4・5月にやや高い傾向がみられたが、6月以降は0.5 mg/l以下に低下した。

硝酸態窒素(NO_3-N)は、4・5月に0.2～0.3 mg/lと他の月に比べやや高く、それ以降は、0.1 mg/l以下の低濃度であった。

$T-P$ は、0.09～0.70 mg/lで平均値は0.28 mg/lであった。

月別推移は、4月と8月に高まることが認められた。リン酸(PO_4-P)が検出されたのは17回測定のうち

第3表 降雨量とその水質 (月/平均)

(mg/ℓ)

降雨月日	降雨量 mm	pH	EC μS/cm	T-N ①+②	NH ₄ -N	Kj-N ①	NO ₃ -N ②	T-P	PO ₄ -P	COD
4.29	28.0	5.94	26	1.69	0.70	1.05	0.64	0.01	0.00	4.8
5	108.0	6.27	21	1.59	0.60	1.13	0.47	0.03	0.01	1.9
6	153.5	5.86	26	1.69	0.70	1.19	0.50	0.15	0.07	4.3
7	111.5	5.39	14	0.90	0.20	0.67	0.24	0.04	0.00	2.0
8	320.5	5.40	11	0.30	0.02	0.25	0.05	0.36	0.00	2.2
9	77.0	5.82	20	0.24	0.01	0.20	0.04	0.20	0.00	1.5
最大値		6.67	41	2.58	0.80	1.68	1.04	0.63	0.18	5.2
最小値		4.50	6	0.21	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.8
平均値		5.71	18.4	0.93	0.36	0.74	0.29	0.17	0.02	2.64
標準偏差		0.61	9.1	0.80	0.32	0.53	0.29	0.19	0.04	1.25
変移係数		10.7	49.7	86.5	90.4	71.5	97.4	111.2	233.0	47.5

注) 5～9月は月平均

6回で他は検出されなかった。また、検出された月は4月・6月・8月の3か月であった。CODは、6.4～29.6 mg/ℓで平均値は14.32 mg/ℓで分析値間のバラツキは窒素・リンに比べ小さく変異係数も37.1%であった。月別では4月の測定値間にバラツキが大きい、これは代掻き時の排水混入による影響と考えられた。なお、8月21日の水質がその前後と比べ突出しているが、田面で生成した藻類の流出によって高まったものと推察された。

3) 水田排水の水質

従来の知見では排水の水質は代掻き・田植え時期に肥料成分の濃度が高まる¹⁾ことからこの時期を重点に採水し、9月21日まで32回分析・測定を行なった。その結果は第5表に示すとおりである。

T-Nは、0.39～3.57 mg/ℓであり平均値は1.32 mg/ℓであった。その推移は、4月26日から5月1日まででは2～3 mg/ℓと他の時期に比べ高かった。この時期は代掻き期にあたることからこれの排水によって高まったものと考えられ従来の知見と一致した。この高まりの内容についてみるとKj-NがNH₄-N、NO₃-Nに比べかなり高く有機物に由来することがうかがわれた。したがって、施肥成分の流出よりも代掻き時に流出した

SS態に由来するものであると考えられる。

7月以降は1 mg/ℓ以下となり、4月のピーク時に比べ1/3程度、用水の1/2以下に低下しており、この濃度の低下が水田の水質浄化機能によるものと解される。

なお、追肥と排水中の窒素濃度との関係についてはあきらかでなかった。

T-Pについては、0.06～0.75 mg/ℓであり、平均値は0.30 mg/ℓであった。濃度の推移についてみると、T-Nと同様に代掻き期に高まることが認められた。しかし、T-Nと異なり、8月・9月にも高まることうかがわれた。

PO₄-Pについては、全期間の平均値が0.04 mg/ℓであったが、不検出の場合も多くあった。また、4月は21～30日まで6回採水した中で、30日にのみ検出された。しかし、その濃度は0.1 mg/ℓと低く代掻き時に元肥のリンが水中へ溶出し、流出することはきわめて少ないものと考えられた。

CODは3.2～28.4 mg/ℓで推移し、平均値は13.89 mg/ℓであった。濃度の推移についてみると、4月の入水代掻き後の26日から急上昇しており、水田への入水から排水の過程で負荷されることがうかがわれた。なお、4月以降は徐々に低下し8、9月までに10 mg/ℓ台に低

水田の水質浄化機能に関する研究

第4表 用水の水質

(mg/l)

採水月日	pH	EC μS/cm	T-N ①+②	NH ₄ -N	Kj-N		NO ₃ -N ②	T-P	PO ₄ -P	COD
					①	②				
4.21	7.00	414	1.33	0.47	1.26	0.07	0.36	0.00	7.7	
4.26	6.82	430	3.21	1.12	2.87	0.34	0.39	0.05	14.3	
4.27	7.35	376	1.10	0.14	1.05	0.05	0.09	0.00	6.4	
4.30	6.65	333	3.54	0.57	0.32	0.32	0.38	0.10	29.6	
平均	6.96	388	2.30	0.58	0.20	0.20	0.31	0.04	14.5	
5.2	7.02	380	1.48	0.46	1.40	0.08	0.21	0.00	17.6	
5.4	6.73	350	1.84	0.54	1.61	0.23	0.16	0.00	12.4	
5.6	7.05	337	1.34	0.23	1.19	0.15	0.23	0.00	9.6	
5.11	6.83	341	1.65	0.40	1.47	0.18	0.17	0.00	10.0	
5.26			1.48	0.27	1.47	0.01	0.21	0.00	17.2	
平均	6.91	352	1.56	0.38	1.43	0.13	0.20	0.00	13.4	
6.7	7.04	380	1.08	0.10	1.05	0.03	0.25	0.02	11.2	
6.20	6.67	385	1.93	0.41	1.89	0.04	0.20	0.10	14.8	
平均	6.86	383	1.51	0.26	1.47	0.04	0.23	0.06	13.0	
7.3	6.56	296	1.56	0.92	1.54	0.02	0.30	0.00	12.2	
7.23	7.44	348	1.86	0.35	1.75	0.11	0.17	0.00	15.6	
7.26	6.58	353	1.47	0.22	1.40	0.07	0.19	0.00	14.8	
平均	6.86	332	1.63	0.50	1.56	0.07	0.22	0.00	14.2	
8.9	7.45	370	1.33	0.00	1.33	0.00	0.32	0.02	13.6	
8.21	6.95	385	4.43	0.30	4.41	0.02	0.70	0.22	22.0	
8.23	7.00	333	1.50	0.07	1.47	0.03	0.50	0.07	14.4	
平均	7.13	363	2.42	0.12	2.40	0.02	0.51	0.10	16.7	
最高値	7.45	430	4.43	1.12	4.41	0.34	0.70	0.22	29.6	
最低値	6.56	296	1.08	0.00	1.05	0.00	0.09	0.00	6.4	
全平均	6.95	363.2	1.89	0.39	1.79	0.10	0.28	0.03	14.32	
標準偏差	0.28	32.4	0.91	0.28	0.87	0.10	0.14	0.06	5.31	
変移係数	4.0	8.9	48.0	73.2	48.4	100.0	51.0	169.4	37.1	

下した。

また、用水濃度と比較すると全期間の平均値は13.89 mg/lで用水濃度の全平均値の14.32 mg/lよりわずかに下まわった。

3 物質収支

1) 窒素(N)

窒素の収支については第6表に示すとおりである。

収入は降雨から701.8g/10a, 用水から1,202.7g/10a合わせて1,904.5g/10aであった。その割合は、降雨が36.8%, 用水が63.2%であった。

収入の推移については、4月の代掻き期に多いことが認められ、とくに用水からのものが多い。すなわち、4月の収入は444.7g/10aとなり10日間のみで全収入の23%に及んだ。5月は4月と同様に降雨より用水からの流入量が多いが、全収入窒素は4月より下まわった。6月は降雨からの流入量が用水からの流入量よりわずかに多くなり、用水からは少なかった。

7月は降雨及び用水とも少なく合わせて164.2g/10aで収穫期の9月について少なかった。ただし、6月について降雨からの流入量が用水からのものを上まわった。

第5表 排水の水質

(mg/ℓ)

採水月日	pH	EC μS/cm	T-N ①+②	NH ₄ -N	Kj-N ①	NO ₃ -N ②	T-P	PO ₄ -P	COD
4.19	6.58	534	0.63	0.19	0.56	0.07	0.06	0.00	5.2
4.21	6.73	566	0.61	0.11	0.56	0.05	0.23	0.00	3.2
4.26	6.21	525	2.94	0.67	1.82	1.12	0.33	0.00	22.0
4.27	6.77	450	2.31	0.55	2.10	0.21	0.32	0.00	13.7
4.27	6.66	447	2.05	0.25	2.03	0.02	0.28	0.00	15.6
4.30	6.45	374	3.57	0.62	3.36	0.21	0.61	0.10	25.2
平均	6.57	483	2.02	0.40	1.74	0.28	0.31	0.02	14.2
5. 1	6.46	373	2.37	0.16	2.31	0.06	0.35	0.07	28.4
5. 2	5.68	509	1.65	0.51	1.54	0.11	0.16	0.05	17.6
5. 3	6.07	434	1.75	0.37	1.68	0.07	0.17	0.02	12.8
5. 4	6.56	340	1.25	0.23	1.19	0.06	0.20	0.00	14.4
5. 5	6.55	404	1.30	0.29	1.26	0.04	0.27	0.02	12.4
5. 6	6.42	446	1.60	0.37	1.54	0.06	0.31	0.02	13.6
5. 7	6.38	464	1.47	0.22	1.40	0.07	0.17	0.02	10.4
5.11	6.36	431	0.96	0.37	0.91	0.05	0.13	0.02	8.8
5.12	6.36	276	1.63	0.17	1.47	0.16	0.31	0.12	17.2
5.16	6.41	348	1.54	0.20	1.47	0.07	0.40	0.00	17.6
5.26			1.23	0.67	1.19	0.04	0.27	0.00	14.0
平均	6.33	403	1.52	0.32	1.45	0.07	0.25	0.03	15.2
6. 7	6.86	390	1.28	0.30	1.26	0.02	0.34	0.12	17.2
6.17	6.65	416	1.41	0.44	1.40	0.01	0.10	0.05	16.4
平均	6.76	403	1.35	0.37	1.33	0.02	0.22	0.09	16.8
7. 1	7.03	195	0.81	0.40	0.77	0.04	0.20	0.10	16.4
7. 3	6.50	428	0.91	0.25	0.91	0.00	0.10	0.00	14.6
7.12	6.65	513	0.84	0.25	0.84	0.00	0.20	0.00	13.2
7.23	6.91	524	1.34	0.08	1.33	0.01	0.11	0.00	25.2
7.26	6.86	484	0.50	0.40	0.49	0.01	0.15	0.00	8.8
平均	6.79	429	0.88	0.28	0.87	0.01	0.15	0.02	15.6
8. 9	6.98	386	0.77	0.02	0.77	0.00	0.34	0.05	8.3
8.21	6.32	533	0.95	0.05	0.91	0.04	0.75	0.02	11.4
8.23	6.30	377	1.02	0.12	0.98	0.04	0.55	0.10	11.8
8.27	6.15	285	0.39	0.00	0.35	0.04	0.25	0.10	9.0
8.29	6.23	219	0.60	0.00	0.42	0.18	0.58	0.15	10.6
平均	6.40	360	0.75	0.04	0.69	0.06	0.49	0.08	10.2
9. 3	6.26	517	1.05	0.15	1.05	0.00	0.49	0.00	12.0
9. 9	6.21	540	0.94	0.10	0.91	0.03	0.34	0.00	11.2
9.21	6.21	535	0.45	0.00	0.45	0.00	0.65	0.00	6.4
平均	6.23	531	0.81	0.08	0.80	0.01	0.49	0.00	9.9
最高値	7.03	566	3.57	0.67	3.36	1.12	0.75	0.15	28.4
最低値	5.68	195	0.39	0.00	0.35	0.00	0.06	0.00	3.2
全平均値	6.48	427.8	1.32	0.27	1.23	0.09	0.30	0.04	13.89
標準偏差	0.29	94.9	0.71	0.19	0.63	0.19	0.17	0.05	5.59
変移係数	4.5	22.2	54.0	71.8	51.2	214.3	56.3	128.8	40.2

水田の水質浄化機能に関する研究

8月は用水濃度が高くなったことから、用水からの流入量が多くなり375.8g/10aであった。

9月は降雨のみからであり、雨水中の窒素濃度の低いことと相俟って流入量は極めて少なかった。したがって、水田への窒素の流入は用水を大量に使用し、かつ用水濃度の高まる代掻き時期に大きいこと、ついで、降雨量が多く雨水中の濃度の高くなった6月に大きかった。

つぎに、支出（流出）は、全期間で1,246.7g/10aであり収入の1,904.5g/10aを下まわった。すなわち、差し引き排出量は-657.8g/10aとなり、これが用水及び降雨によって流入した窒素が水田から排水路に流出する過程で浄化されたことになる。

流出の推移は、収入と同様に4月の代掻き時期に多く264.3g/10aが流出し全支出の21%に達した。しかし、

差し引き排出量はマイナスとなり浄化したことになった。それ以降は、旬間概ね100g/10a以下で推移しており、9月の収穫期には極端に減少した。なお、差し引き排出量は収穫期を除いてほとんど負の値となり広域水田における窒素の浄化が確認され、稲作期間153日間で657.8g/10aの窒素を浄化したことになり、これを稲作1日当りにすると4.3g/10aとなった。

以上のように差し引き排出量はマイナスとなり水田の窒素浄化機能が認められたのは、用水が循環利用方式であるために、代掻き時期など水田排水の濃度が一時的に高くなっててもこれが再び用水となるため系外への流出量が少なくなったものと考えられる。したがって、用水の循環利用方式は水資源の有効利用はもとより公共用水域の水質保全の面からも有利であることが確認された。

第6表 全窒素（T-N）の収支

月	期 間 日-日	収 入 (IN)			支出 (OUT)	差引排出量 (OUT-IN)
		降 雨	用 水	計	排 水	
4月	1-10					
	11-20					
	21-30	47.3	397.4	444.7	264.3	-180.4
	計	47.3	397.4	444.7	264.3	-180.4
5月	1-10	70.8	106.2	177.0	115.9	-61.1
	11-20	51.1	71.0	122.1	83.6	-38.4
	21-31	46.1	62.6	108.7	99.4	-9.3
	計	168.0	239.7	407.7	298.9	-108.8
6月	1-10	48.2	73.2	121.4	78.2	-43.2
	11-20	32.3	139.2	171.5	66.6	-104.9
	21-30	181.5	19.5	201.0	70.9	-130.0
	計	262.0	231.9	493.9	215.7	-278.2
7月	1-10	3.6	38.4	42.0	39.0	-3.0
	11-20	40.3	0.0	40.3	79.4	39.1
	21-31	57.7	24.2	81.9	61.4	-20.6
	計	101.6	62.6	164.2	179.8	15.6
8月	1-10	16.2	149.0	165.2	54.6	-110.6
	11-20	49.5	0.0	49.5	95.5	46.0
	21-31	39.0	122.1	161.1	106.3	-54.8
	計	104.7	271.1	375.8	256.4	-119.4
9月	1-10	9.9	-	9.9	23.1	13.2
	11-20	8.3	-	8.3	8.5	0.2
	21-30					
	計	18.2		18.2	31.6	13.4
全期間合計		701.8	1202.7	1904.5	1246.7	-657.8

2) リン (P)

リンの収支は第7表に示すとおりである。

これによれば、収入の合計は341.82g/10aであり、雨から152.75g/10a、用水から189.07g/10aである。降雨と用水の割合はそれぞれ44.7%、55.3%であり用水の割合がやや高かった。収入の推移については、窒素と同様に4月下旬の代掻き時期の流入量が目立っており、この期間のみで53.85g/10aが流入し、しかもその大部分は用水からのものであった。4月以降、5～7月は旬間20g/10a以下の流入量であり、とくに用水量の少ない7月の流入量が少ない。

8月に至り用水と、10日以降の大雨による流入量が多くなり8月の合計は166.44g/10aに達し調査期間中最大となった。

支出については、排水によって349.23g/10aが流出し、流入量の341.82g/10aをわずかに上まわり負荷となった。

流出の推移については、収入パターンとやや類似しており、4月と8月の流出が目立っている。とくに、8月中・下旬の流出量が多く4月と8月を合わせた流出量は全流出量の64.4%に及んでいる。

つぎに、差し引き排出量についてみると、全体では7.41g/10aの負荷である。すなわち、負荷になった時期は5月～6月上旬、7月中下旬、8月中旬、9月中旬であり、これの共通点は用水量が少なく雨の多いことである。このことは、リン濃度の低い雨水が水田に流入し、これが水田から排水となる過程で濃度が高くなるためである。つまり、水田は水質浄化機能はあるものの雨水中のリン濃度よりさらに低めるほどの浄化能はなく逆に負荷したためである。すなわち、水田での水質浄化または負荷(差し引き排出量がマイナスまたはプラス)は流入水のリン濃度の高低によって影響されることが示唆された。

3) 化学的酸素要求量 (COD)

第7表 全リン (T-P) の収支

月	期 間 日-日	収 入 (IN)			支 出 (OUT)	差引排出量 (OUT-IN)
		降 雨	用 水	計	排 水	
4月	1-10					
	11-20					
	21-30	0.28	53.57	53.85	41.40	-12.45
		0.28	53.57	53.85	41.40	-12.45
5月	1-10	1.48	13.70	15.18	16.35	1.18
	11-20	1.05	7.31	8.36	16.97	8.61
	21-31	0.87	8.88	9.75	21.82	12.06
		3.40	29.89	33.29	55.14	21.85
6月	1-10	0.00	16.95	16.95	20.77	3.82
	11-20	3.75	14.42	18.17	4.72	-13.45
	21-30	19.10	3.75	22.85	9.59	-13.27
		22.85	35.12	57.97	35.08	-22.89
7月	1-10	0.30	7.38	7.68	6.80	-0.89
	11-20	1.06	0.00	1.06	18.90	17.84
	21-31	3.33	2.61	5.94	8.67	2.73
		4.69	9.99	14.68	34.37	19.69
8月	1-10	2.31	35.84	38.15	24.11	-14.04
	11-20	48.13	0.00	48.13	61.11	12.98
	21-31	55.50	24.66	80.16	76.11	-4.05
		105.94	60.50	166.44	161.33	-5.10
9月	1-10	11.85	-	11.85	9.70	-2.15
	11-20	3.75	-	3.75	12.22	8.47
	21-30					
		15.60		15.60	21.92	6.32
全期間合計		152.75	189.07	341.82	349.23	7.41

水田の水質浄化機能に関する研究

化学的酸素要求量（COD）の収支は第8表に示すとおりである。

これによれば、11,420.0g/10aの収入に対して14,524.6g/10aの支出で、支出が収入を上まわり3,104.6g/10aの負荷となった。

収入の内訳についてみると、降雨から2,081.9g/10a、用水から9,338.1g/10aでありその割合は、雨が18.2%、用水81.8%で用水からの流入負荷が圧倒的に多かった。

収入の推移は、旬別では4月の代掻き時期に2,640.0g/10aが流入し、旬別で最大の流入量であった。このことは、窒素・リンと同様であり代掻き時期の排水が循

環灌漑によって流入したものと推察された。

支出の推移については、収入と同様に4月下旬の代掻き時期の流出量が1,840.0g/10aであり窒素・リンと同様にこの時期の流出量の大きいことが認められる。

以後旬間1,000g/10a前後の流出であったが、収穫期の9月には極端に低下し、20日間で388.3g/10aの負荷にとどまった。

差し引き排出量はさきに述べたように負荷となり、全期間で3,104.6g/10aであった。差し引き排出量が負となった時期は4月下旬、5月中旬、8月上旬の3旬のみであり、いずれも、比較的COD濃度の高い用水によって流入負荷量が多い場合に限られている。

第8表 化学的酸素要求量（COD）の収支

(g/10a)

月	期 間 日一日	収 入 (IN)			支 出 (OUT)	差引排出量 (OUT-IN)
		降 雨	用 水	計	排 水	
4 月	1-10					
	11-20					
	21-30	134.4	2,505.6	2,640.0	1,840.0	-800.0
	計	134.4	2,505.6	2,640.0	1,840.0	-800.0
5 月	1-10	82.6	904.2	986.8	1,116.3	129.5
	11-20	49.0	430.0	479.0	878.7	399.7
	21-31	91.4	727.6	819.0	1,131.2	312.2
	計	223.0	2,061.8	2,284.8	3,126.2	841.4
6 月	1-10	236.6	759.4	996.0	1,050.9	55.0
	11-20	47.5	1,067.1	1,114.6	774.1	-340.5
	21-30	372.5	152.5	525.0	1,048.0	523.0
	計	656.6	1,979.0	2,635.6	2,873.0	237.4
7 月	1-10	12.0	300.1	312.1	702.2	390.0
	11-20	159.0	0.0	159.0	1,247.4	1,088.4
	21-31	55.5	220.4	275.9	1,133.9	858.0
	計	226.5	520.5	747.0	3,083.5	2,336.4
8 月	1-10	82.5	1,523.2	1,605.7	588.5	-1,017.2
	11-20	357.5	0.0	357.5	1,088.8	731.3
	21-31	285.0	748.0	1,033.0	1,536.5	503.5
	計	725.0	2,271.2	2,996.2	3,213.8	217.5
9 月	1-10	79.0	-	79.0	268.0	189.0
	11-20	37.5	-	37.5	120.3	82.8
	21-30					
	計	116.5		116.5	388.3	271.8
全期間合計		2,081.9	9,338.1	11,420.0	14,524.6	3,104.6

IV 要 約

閉鎖系水域の富栄養化対策の一環として面源（農地：水田）負荷対策の資料を得るため、1988年4月21日～9月20日までの153日間、玉造町井上 根古屋地区の広域水田401a（14筆）からの窒素・リン・CODの流出量（負荷量）について調査した。その結果の要約は以下のとおりである。

1 水田への流入水量のうち降雨量は調査期間中798.5mmであり、とくに8月の雨量は320.5mmと多かった。用水量は671.2mm（対全面積401a）であり降雨量と合わせて1,469.7mmの流入量であった。また、代掻き時期の用水量は172.8mmとなり全用水量の25.7%に相当し、この時期がもっとも多かった。

2 流出水量のうち蒸発散量は雨が多かったために全期間で377.7mmにとどまった。水田から小排水路に流出した排水量は1,073.7mmであった。蒸発散量と排水量を合わせると1,451.4mmとなり、収入水量の1,469.7mmときわめて近似し、地下浸透（深部浸透）の小さいことがうかがわれた。

3 水田への流入水の水質のうち、雨水の窒素濃度（T-N）は0.21～2.58 mg/l で、全期間の平均値は0.93mg/l であった。リン（T-P）の濃度は0.00～0.63mg/l であり、平均値は0.17 mg/l であった。化学的酸素要求量（COD）は0.8～5.2 mg/l であり、平均値は2.64 mg/l であった。

4 用水の水質は、T-Nは1.08～4.43 mg/l で推移し平均値は1.89mg/l であった。

濃度の推移については、4月の代掻き時期及び5月にやや高まる傾向が認められたが、6月以降は0.5mg/l以下に低下した。T-Pは0.09～0.70 mg/l で平均値は0.28 mg/l であり、4月と8月に高まる傾向が認められた。

CODは6.4～29.6mg/l で推移し平均値は14.32 mg/l であり窒素・リンに比べ期間中の濃度の変動幅は小さかった。

5 水田排水の水質は、T-Nは0.39～3.57mg/l で

平均値は1.32 mg/l であった。濃度の推移については、代掻き時期の排水濃度が高く2～3 mg/l であった。7月以降は1 mg/l 以下となりピーク時の1/3、用水の1/2以下であった。T-Pは0.06～0.75 mg/l で推移し平均値は0.30mg/l であった。濃度の推移についてはT-Nと同様に4月の代掻き時期に高まり、その他8・9月にも高まった。

CODは3.2～28.4 mg/l で推移し平均値は13.89 mg/l で、代掻き時期の濃度が高かった。

6 窒素の収支については、収入は降雨から701.8g/10a、用水から1,202.7g/10aであり合わせて1,904.5g/10aの収入であった。支出は排水から1,246.7g/10aであり収入量を下まわった。したがって、差し引き排出量は-657.8g/10aとなり、水田における窒素の浄化が認められた。稲作期間1日当りの浄化量は4.3g/10aであった。

7 リンの収支は、降雨から152.75g/10a、用水から189.07g/10a流入し合わせて341.82g/10aが流入したのに対して、排水から349.23g/10aが流出し、流出量が流入量を上まわった。したがって差し引き排出量は7.41g/10aとなり水田からの負荷となった。

8 化学的酸素要求量の収支については、収入は降雨から2,081.9g/10a、用水から9,338.1g/10a合わせて11,420.0g/10aが流入し、支出は排水から14,524.6g/10aが流出し、差し引き排出量は3,104.6g/10aとなりリンと同様に負荷となり、稲作1日当りの負荷量は20.3g/10aとなった。

謝 辞：本調査を実施するにあたり玉造町並びに地元土地改良区には場所の選定など大変お世話になった。

また、地元地権者の皆様には量水計の設置に快く同意していただいた。さらに、地元高塚勇氏には各種計器の管理及び採水等多大のご協力を賜った。なお、採水・分析の一部を分担して戴いた環境部同僚の各位に記して厚くお礼を申し上げる次第である。

V 引用文献

- 1) 平山力・酒井一(1985) : 水田からの肥料成分の流出とその対策 第1報 水田からの肥料成分の流出 茨城農試研報 第25号 p139
- 2) 石橋豊・田辺邦美・内藤利貞・林弘宣編(1976) : 農業水利演習1 農業水文 コロナ社 p93
- 3) 茨城県(1984) : 霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例
- 4) 茨城県(1989) : 環境白書
- 5) 茨城農試(1989) : 昭和63年度委託事業報告書 1 広域水田群からの窒素・リン・CODの負荷量調査, 2 単位水田からの窒素・リン・CODの負荷量調査
- 6) 茨城県農林水産部改良普及課(1983) : 土壌診断法
- 7) 茨城県農林水産部(1990) : 普通作物耕種基準
- 8) 田淵俊雄・高村義親(1985) : 集水域からの窒素・リンの流出 東京大学出版会 p80 p86
- 9) 田淵俊雄・高村義親(1985) : 集水域からの窒素・リンの流出 東京大学出版会 p19
- 10) 森五郎編(1981) : 工場排水試験法 日本規格協会

下水汚泥の農業利用に関する研究

第4報 汚泥施用が土壌の重金属濃度（特に亜鉛・銅）に及ぼす影響

松本英一・平山力*

The Utilization of Sewage Sludge in the Agricultural Field

Part 4 . Influence on Concentrations of Heavy Metals in soil with Applications of Sewage Sludges

Eiichi MATSUMOTO and Chikara HIRAYAMA

下水汚泥の畑施用が土壌の重金属（亜鉛・銅等）残留性に及ぼす影響について検討した。

下水汚泥の施用によって、土壌中の全亜鉛は増加し、凝集剤の違いに関係なく全亜鉛は汚泥施用により濃度が高まった。1/10規定塩酸可溶亜鉛の濃度は、凝集剤によって反応の違いがみられた。石灰汚泥では汚泥の施用量の増大にともないその濃度は減少するが、高分子処理汚泥では増加する傾向がみられた。

全銅は、高分子汚泥で土壌への蓄積がみられたが、石灰汚泥では判然としなかった。

土壌の層位別分析の結果から汚泥施用区における全亜鉛及び全銅の作土層から次層への移行がうかがわれた。

重金属の形態分析によれば、汚泥施用によって土壌に負荷された亜鉛は酸可溶態・炭酸塩・有機結合態として、また銅は有機結合態・炭酸塩として蓄積されることが示唆された。

I 緒 言

下水道施設の普及にともない処理場から発生する汚泥の量は年々増加し、埋立処分のみでは増大する汚泥の処分は困難な状況になりつつある。一方、農業面では農耕地における有機物の投入量の低下傾向がきざらとなり、有機物増施（地力の増進）が重要な課題としてあげられている。

下水汚泥は窒素・リン酸等肥料成分に富む^{3,15)} 半面、亜鉛・銅等の重金属類も多く含有している。^{3,16)} 本県における下水汚泥の分析調査結果⁹⁾ から、重金属類のなかで、亜鉛と銅の高濃度が目立つ。

一方、農用地の重金属汚染を防止するために環境庁は昭和59年に土壌の管理基準値を定めた。この管理基準の指標重金属元素は亜鉛であり、その許容される表層土壌中の濃度は乾土あたり120 mg/kgである。

近年、下水汚泥の処分方法の一つとして、発酵処理やコンポスト化により、汚泥を肥料取締法に定める特殊肥料として農耕地利用を図る動きがみられる。

このような背景から、本研究は作物に対する下水汚泥の肥料的効果と、汚泥の施用にともなう土壌中の重金属蓄積の検討を目的として開始した。本研究でえられた結果の概要はつぎのとおりである。県内の下水汚泥の理化学的特性の調査⁹⁾ によれば下水汚泥中には加理含量は低いその他の肥料成分、有機物含量は高く重金属濃度

* 現改良普及課

も特に亜鉛で高い。下水汚泥の窒素肥料代替効果は、高分子汚泥が石灰汚泥より高く、汚泥の施用による作物体中の重金属濃度の変化は少ない。¹¹⁾ 汚泥施用が土壌の化学性に及ぼす影響は添加凝集剤の種類により異なり、石灰汚泥施用により土壌の pH は上昇し塩基バランスが劣化した。高分子汚泥では窒素、リン酸の富化が認められた。¹²⁾

本報告は昭和59年～平成2年の7年間にわたる場内のは場における栽培試験の結果から、下水汚泥の畑施用が土壌の重金属（特に亜鉛、銅）濃度に及ぼす影響について検討した。その結果から2,3の知見が得られたの

で報告する。

II 試験材料及び方法

1 試験ほ場

試験場所は茨城農試畑ほ場で、試験ほ場の土壌は厚層腐植質黒ボク土（大津統）であり、その試験開始時における理化学性を第1表に示す。表層0～32cmまで、塩基類、有効態リン酸が富化し肥沃な壤土（L）、32cm以下は上層に比べやや肥沃度の低い埴土（CL）である。リン酸吸収係数はI、II層が2,400前後、III層が2,600ときわめて高く、典型的な火山灰土壌である。

第1表 供試土壌の理化学性

(乾土あたり)

層位・層厚	項目 土性	PH		T-C (%)	T-N (%)	C/N	CEC (m·e)	置換性塩基(mg/100g)			有効態 P ₂ O ₅ (mg/100g)	リン酸 吸収係数
		H ₂ O	KCl					CaO	MgO	K ₂ O		
I 0～17(cm)	L	6.5	6.1	5.5	0.45	12.2	23.4	340	45	7.2	10.4	2,360
II 17～32	L	6.3	6.0	5.1	0.43	11.9	21.0	280	40	6.6	8.4	2,410
III 32～	CL	6.1	6.0	5.3	0.43	12.3	25.2	260	32	4.9	4.3	2,680

注) 有効態P₂O₅: トルオーグ法

2 供試汚泥

下水汚泥（コンポスト）は処理場での添加凝集剤の違いにより高分子処理汚泥と石灰処理汚泥の2つに大別される。本研究で供試した汚泥は高分子系で通常の「高分子処理汚泥」（以下高分子Aと略）及び「バーク入り高分子処理汚泥」（以下高分子Bと略）の2種類と、石灰系の「A処理場産汚泥」（以下石灰Aと略）及び「B処理場産汚泥」（以下石灰Bと略）の2種類の合わせて4種類である。なお、これらの汚泥のうち石灰A以外はコンポスト化されたもので肥料取締法に定める特殊肥料²¹⁾として登録済みのものである。

供試汚泥の化学性を第2表に示す。高分子系汚泥は、全炭素（以下T-Cと略）は22.1～26.6%、加理（以下K₂Oと略）含量0.2%程度であるのに対して、石灰系汚泥は、T-C 5.5～18.0%、K₂O 0.07～0.08%と低濃度である。石灰（以下CaOと略）は当然のことながら石

灰系汚泥の濃度が15～32%と高く、高分子系汚泥の1.4%を大幅にうまわまっている。しかし、同じ石灰系汚泥でも処理場によって、CaO濃度が大きく異なることが認められる。全窒素（以下T-Nと略）、全リン酸（以下P₂O₅と略）については、汚泥の種類によって大幅に異なり、とくに石灰B汚泥は他の汚泥に比べて低い。

重金属濃度は、亜鉛（以下Znと略）は高分子A及び石灰Aが1,000ppm前後と高く、高分子Bは550ppmで前者に比べ約1/2であった。高分子Bで低い濃度を示したのはバークにより希釈されているためと考えられる。石灰Bは110ppmと極端に低い。銅（以下Cuと略）は高分子系汚泥の2種類及び石灰Aで200～239ppmであり、石灰Bの濃度はZn同様に低く43ppmである。

鉛（Pb）、カドミウム（Cd）、水銀（Hg）濃度については汚泥の種類及び処理場によって異なるものの、Zn、Cuに比べて1/10から1/1000と低いことが認

下水汚泥の農業利用に関する研究

第2表 供試汚泥コンポジットの化学性

(市販現物)

種類	(年次)	水分 (%)	T-N (%)	T-C (%)	C/N	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	CaO (%)	Zn	Cu	(ppm)		
											Pb	Cd	Hg
高分子A	(59)	20	4.4	21.2	4.8	3.7	0.25	2.1	940	161	—	1.4	—
	(60)	30	3.1	15.0	4.8	4.6	0.24	1.5	890	190	36.7	1.0	0.6
	(61)	28	3.7	14.4	3.9	5.1	0.20	1.4	875	191	19.3	2.2	0.6
	(62)	23	3.9	24.5	6.3	5.8	0.13	1.2	972	258	52.3	2.8	1.3
	(63)	17	3.9	27.5	7.0	5.0	0.21	1.5	1,008	258	32.8	2.9	0.8
	(1)	24	4.1	24.5	6.0	6.0	0.21	0.9	875	230	22.5	2.1	0.7
	(2)	30	4.2	27.4	6.5	5.0	0.20	1.0	2,114	186	19.8	2.1	0.2
	\bar{x}	25	3.9	22.1	5.6	5.0	0.21	1.4	1,096	211	30.6	2.1	0.7
高分子B	(59)	38	3.2	41.3	12.9	3.4	0.32	2.3	550	200	—	1.4	—
	(60)	40	4.1	31.2	7.7	3.2	0.29	1.4	615	217	23.8	0.7	0.2
	(61)	41	2.2	17.4	7.9	1.2	0.12	0.9	435	144	5.7	0.7	0.1
	(62)	27	2.6	23.9	9.2	1.7	0.13	0.9	559	224	49.8	2.5	0.6
	(63)	31	2.4	21.8	9.1	2.4	0.16	1.1	462	173	35.5	2.7	0.3
	(1)	43	2.7	24.5	9.1	1.7	0.19	1.5	514	198	27.8	1.7	0.8
	(2)	28	2.8	26.3	9.3	2.1	0.21	1.7	744	242	27.6	1.7	0.3
	\bar{x}	35	2.9	26.6	9.3	2.2	0.20	1.4	554	200	28.4	1.6	0.4
石灰A	(59)	50	3.9	19.2	4.9	2.1	0.06	16.2	1,160	221	—	3.0	—
	(60)	30	2.8	14.8	5.4	3.2	0.10	11.9	1,330	329	113.8	13.0	0.6
	(61)	20	2.4	13.6	5.6	3.6	0.11	14.4	1,688	303	93.3	11.0	0.6
	(62)	11	2.6	20.4	7.8	3.0	0.08	17.0	1,173	280	75.8	6.3	0.5
	(63)	11	2.5	20.4	8.2	2.6	0.07	14.9	1,050	216	—	4.4	0.2
	(1)	62	1.2	19.8	16.5	1.4	0.08	14.2	385	86	22.2	1.7	0.3
	\bar{x}	31	2.6	18.0	8.1	2.7	0.08	14.8	1,131	239	58.8	6.6	0.4
石灰B	(61)	34	0.8	3.4	4.3	0.6	0.07	24.2	113	29	4.5	4.4	0.1
	(62)	35	0.8	7.6	9.5	0.7	0.07	40.0	114	56	65.5	4.5	0.1
	\bar{x}	35	0.8	5.5	6.9	0.7	0.07	32.1	114	43	35.0	4.5	0.1

注) 重金属濃度：強酸分解法によって求めた値、値は \bar{x} で示した。

高分子A：高分子処理汚泥，特殊肥料

高分子B：バーク入り高分子処理汚泥，特殊肥料

石灰A：A処理場，石灰処理汚泥

石灰B：B処理場，石灰処理汚泥，特殊肥料

汚泥の性状：高分子A；粒状，高分子B；粉状，石灰A；板状，石灰B；粒状

められる。

下水汚泥は微生物菌体を主体とした有機成分が大部分であるが¹⁷⁾，高分子Bは高分子脱水ケーキ50%，バーク樹皮30%，種子汚泥（返送汚泥）20%の混合比であるため，他汚泥に比してT-Cが高く，重金属濃度がやや低い傾向がみられた。

3 処理内容及び供試作物

汚泥の施用は窒素肥料を汚泥窒素で代替する方法で行った。T-Nのうち一定の期間に無機態窒素に変化する割

合を窒素無機化率と云うが，本研究では既往の試験結果⁹⁾より下水汚泥の窒素無機化率を30%として施用量を決めた。各作物の基肥N量の1/3，2/3及び3/3相当量を各汚泥で代替し，不足分は硫酸で施肥N量を合わせて栽培試験を実施した。

汚泥施用量の計算法は下水汚泥のT-N3.3%の場合，トウモロコシの基肥N量20kg/10aを全量(3/3)代替すると，汚泥の施用量は，20/(0.033×0.3)=2,020kg/10a，代替率1/3，2/3では各々673，1,347

kg/10aとなる。本試験において投入された汚泥量は第3表に示すとおりである。7年間13作で投入された汚泥は、最大17,280 kg/10a (高分子B)であった。

供試作物は、第1, 7, 9, 11及び13作はトウモロコシ、第3作はソルゴー、第5作はダイズとし、冬作の第2, 4, 6, 8, 10及び12作はオオムギとした。各作物の施肥量(N-P₂O₅-K₂O, kg/10a)は県の施

肥基準に準じ、トウモロコシ20-15-20, オオムギ4-10-10, ソルゴー10-10-10, ダイズ2-6-6とし、県の耕種基準に準じて各作物を栽培した。

石灰汚泥の施用は第1~4作には石灰Aを、第5~7作には石灰Bを、同一の処理区に用いた。第8作以降は作物に対する残効及び重金属の推移について調査した。試験規模は1区16㎡で2反復とした。

第3表 試験区の構成と汚泥施用量

処理	栽培作物の種類・汚泥施用量 (kg/10a)											
	1 作				2 作				3 作			
	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b
2.基肥N1/3代替	トウモロコシ	750	-	850 -	オオムギ	200	-	230 -	ソルゴー	320	320	360 -
3. " 2/3 "	"	1,500	800	1,700 -	"	400	210	450 -	"	640	640	730 -
4. " 3/3 "	"	2,250	1,200	2,250 -	"	600	450	680 -	"	960	960	1,090 -
	1~3作計				4 作				5 作			
	A	B	a	b	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b
2.基肥N1/3代替	1,270	1,400	1,440	-	オオムギ	140	140	220 -	ダイズ	60	100	- 270
3. " 2/3 "	2,540	2,790	2,880	-	"	280	280	450 -	"	120	205	- 535
4. " 3/3 "	3,810	4,190	4,320	-	"	420	420	670 -	"	180	310	- 805
	6 作				7 作				4~7作計			
	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b	A	B	a	b
2.基肥N1/3代替	オオムギ	120	205	- 540	トウモロコシ	580	860	- 2,940	900	1,310	220	3,750
3. " 2/3 "	"	240	410	- 1,080	"	1,150	1,710	- 5,830	1,790	2,610	450	7,450
4. " 3/3 "	"	360	615	- 1,620	"	1,730	2,570	- 8,770	2,690	3,920	670	11,200
	8 作				9 作				10 作			
	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b
2.基肥N1/3代替	オオムギ	115	170	- -	トウモロコシ	570	930	- -	オオムギ	115	160	- -
3. " 2/3 "	"	230	345	- -	"	1,135	1,850	- -	"	230	320	- -
4. " 3/3 "	"	345	515	- -	"	1,710	2,780	- -	"	350	480	- -
	8~10作計				11 作				12 作			
	A	B	a	b	作物	A	B	a b	作物	A	B	a b
2.基肥N1/3代替	800	1,250	-	-	トウモロコシ	545	835	- -	オオムギ	110	165	- -
3. " 2/3 "	1,600	2,520	-	-	"	1,080	1,670	- -	"	220	330	- -
4. " 3/3 "	2,410	3,780	-	-	"	1,620	2,490	- -	"	325	500	- -
	13 作				11~13作				全施用量			
	作物	A	B	a b	A	B	a b	A	B	a	b	
2.基肥N1/3代替	トウモロコシ	535	800	- -	1,190	1,800	- -	4,160	5,770	1,660	3,750	
3. " 2/3 "	"	1,060	1,600	- -	2,360	3,930	- -	8,290	11,850	3,330	7,450	
4. " 3/3 "	"	1,595	2,400	- -	3,540	5,390	- -	12,450	17,280	4,990	11,200	

注) A: 高分子A, B: 高分子B, a: 石灰A, b: 石灰B, 汚泥コンポストは施肥前に施用

4 重金属の分析方法とその形態

土壌中の重金属の分析は作土層（0～15 cm）について行い、第6作以降についてはそれ以下の土層についても行った。

汚泥は下水汚泥分析法²⁰⁾、土壌は、土壌環境基礎調査における土壌、水質及び作物体分析法²²⁾によった。

さらに、土壌層位別の重金属の形態分析には、可溶性重金属測定に用いられる水、0.1N塩酸、0.2Mピロリン酸ナトリウム、1%EDTA及び1N酢酸アンモニウムを抽出液として用いた。土壌試料10gに各抽出液50mlを加え1時間振とう後、ろ別ろ液を原子吸光光度計で測定した¹⁴⁾。浸出液の違いによる重金属の形態は第4表のとおりである。

第4表 浸出液の種類と重金属の形態

記号	浸出液	形態
T	硝酸・過塩素酸分解	全量態
H	水	水溶態
S	1/10規定塩酸	酸可容態
Ex	1規定酢酸アンモニウム	置換態
C	1%EDTA-Na	炭酸塩
O	0.2Mピロリン酸-Na	有機結合態

III 試験結果

1 土壌中の重金属濃度

1) 亜鉛 (Zn)

ほ場試験における表層土壌中（深さ0～15 cm）のT-Znと1/10規定塩酸可溶亜鉛（以下S-Znとする）濃度の推移を汚泥の種類別、代替率別に、第1図及び第2図に、13作後の濃度を第5表に示した。

T-Znは7作まで代替率・作付け回数とT-Zn濃度とは必ずしも一致しないが、8作以降作付け回数が増えるに伴い、すなわち汚泥の累積投入量が増加することによって、土壌中のT-Zn濃度が増加する傾向がみられた。T-Zn蓄積の経過は汚泥の種類により異なり、高分子A系列、石灰系列で7作経過時まで汚泥施用の影響が明ら

かではなかったが、高分子B系列では2作後から代替率の高い区ほど蓄積量の増加がみられた。また、高分子系列では10作以降の増加の傾向は、それ以前に比べ顕著であることがうかがわれた。第13作後のT-Zn濃度は高分子系列で高く、高分子Aでは2/3以上で、高分子Bでは1/3以上の代替率において、管理基準値の120 mg/kgをうわまわった。第8作以降汚泥を施用していない石灰系列ではいずれの代替率も90 mg/kg以下と高分子系列より低かった。

作物に吸収可能な1/10規定塩酸可溶亜鉛（S-Zn、第2図）は、高分子汚泥（A及びB）施用によって高まり、とくに高分子B汚泥で代替率が高くなるほど濃度の上昇がみられた。一方、石灰汚泥施用系列では、とくにpHが7前後に高まった第7作以降にS-Zn濃度の低下がみられ、その傾向は代替率の高いほど低下した。

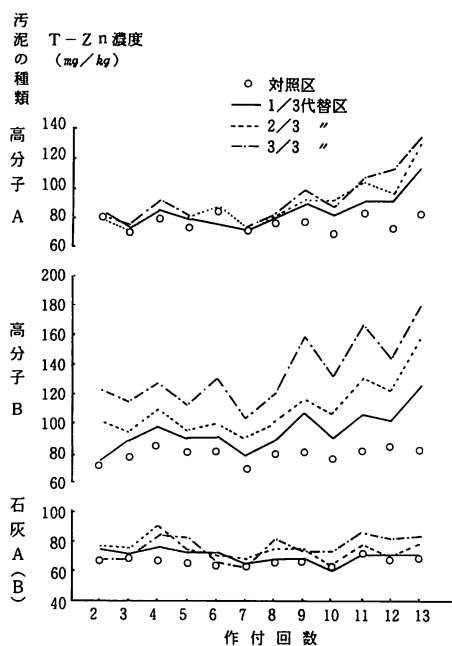
T-Zn中のS-Znの割合（S-Zn/T-Zn）を、第4、7、10及び13作経過時に汚泥別及び代替率別に第6表に示した。これによれば、対照区の割合が10%前後であるのに対し、高分子系列ではとくに高分子B汚泥で代替率に対応しS-Znの割合が高くなり、石灰系列では、S-Znの第7作以降の低下によって、S-Zn/T-Znは対照区より低下した。

以上のように、表層土壌中の亜鉛濃度は汚泥施用を重ねることによって、T-Znは確実に蓄積し、その内に占めるS-Znの割合も高まった。しかし、石灰系列のT-Zn濃度は対照区と大差なく、S-Zn/T-Znは逆に低下した。S-Zn/T-Znが低下したのは、石灰汚泥の施用により土壌のpHが高くなったことからZnの溶出が低下したものと推察される。

2) 銅 (Cu)

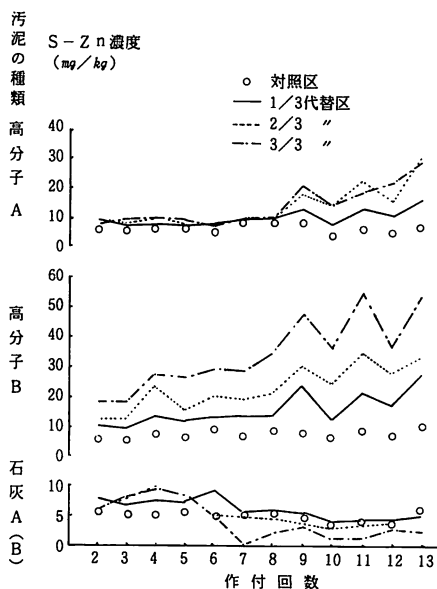
亜鉛と同様に汚泥の種類及び代替率別に、作付け回数と全銅（以下T-Cuとする）濃度の関係を第3図に示した。

汚泥の施用にともなう土壌中のT-Cu濃度の推移は、石灰系列で判然とした傾向がみられなかったのに対し、高分子系列で施用回数の増加にともなう濃度の増加傾向がみられた。この傾向は亜鉛濃度と同様、高分子B汚泥



第1図 全亜鉛 (T-Zn) 濃度の推移

(石灰A(B)は第1～4作に石灰Aを第5～7作に石灰Bを同一区に施用)



第2図 1/10規定塩酸可溶亜鉛 (S-Zn) 濃度の推移

(石灰A(B)は第1～4作に石灰Aを、第5～7作に石灰Bを同一区に施用)

第5表 第13作栽培跡地土壌の重金属濃度

汚泥の種類	代替率	(mg/kg : ppm)					
		Zn		Cu		Cd	Hg
		S	T	S	T	T	T
対照区		8.4	74.9	1.1	36.2	0.26	0.04
高分子A	1/3	16.3	115.2	1.0	36.0	0.26	0.07
	2/3	30.9	130.6	1.2	38.8	0.30	0.10
	3/3	29.5	135.8	1.2	44.8	0.24	0.14
高分子B	1/3	27.8	126.4	1.3	43.2	0.38	0.10
	2/3	33.6	157.6	1.2	46.6	0.32	0.08
	3/3	53.8	180.8	1.1	61.0	0.60	0.12
石灰A(B)	1/3	5.3	62.0	0.6	29.6	0.30	0.05
	2/3	5.2	62.0	0.6	31.4	0.26	0.05
	3/3	2.5	83.2	0.9	33.0	0.38	0.04

注) 表層土壌 (0～15cm)

S : 1/10 規定塩酸可溶態, T : 全量態 (強酸分解)

代替率 : 各作物の基肥窒素のうち汚泥窒素により代替した割合

石灰A(B) : 第1～4作に石灰Aを、第5～7作に石灰Bを同一区に施用。

第6表 1/10規定塩酸可溶亜鉛/全量態亜鉛の比 (S-Zn/T-Zn) (%)

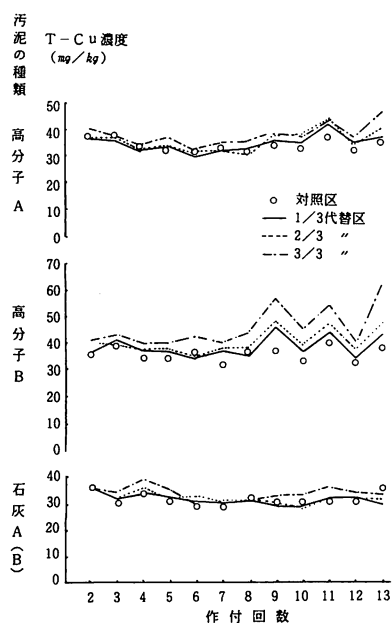
汚泥の種類	代替率	作付回数			
		4	7	10	13
対照区		8.3	10.7	7.1	11.0
高分子A	1/3	9.4	13.8	10.4	14.2
	2/3	11.9	13.1	15.8	23.6
	3/3	11.4	14.8	16.6	21.7
高分子B	1/3	14.1	16.8	13.9	22.1
	2/3	21.4	21.7	23.2	21.3
	3/3	21.7	28.0	27.3	29.7
石灰A(B)	1/3	9.9	8.3	6.2	8.5
	2/3	11.2	6.8	4.8	6.5
	3/3	11.4	0.0	1.6	3.5

注) 代替率: 各作物の基肥窒素のうち汚泥窒素により代替した割合

石灰A(B): 第1~4作に石灰A, 第5~7作に石灰Bを同一区に施用。

でより顕著であった。

なお、1/10規定塩酸可溶態銅 (S-Cu) は処理による差がみられず全処理区とも 2 mg/kg (ppm) 以下であった。



第3図 全銅 (T-Cu) 濃度の推移

(石灰A(B)は第1~4作に石灰Aを, 第5~7作に石灰Bを同一区に施用)

3) カドミウム (Cd), 水銀 (Hg)

第13作栽培後のカドミウム及び水銀濃度を第5表に示した。カドミウム (以下Cdとする) は, 代替率の高低, すなわち汚泥投入量の違いによる差は判然としなかったが, 高分子B汚泥系列ではやや高い濃度がみられた。また, 水銀 (以下Hgとする) 濃度は高分子A及びB系列で高くなる傾向がみられた。

4) 重金属の負荷量と蓄積量

第13作までの汚泥施用によるT-Znの負荷量と蓄積量を第7表に示した。

T-Znの負荷量 (g/a) は, 高分子A系列では406~1,215, 高分子B系列では318~952であった。第7作で施用を中止した石灰系列では170~507であった。

作物によるZn吸収量 (g/a) は, 高分子Aで44~58, 高分子Bで51~59, 石灰で35~40, 対照区で38と高分子のA, B系列でやや高かったが, 吸収量は負荷量の多少に関係無く40~60 g/aで, かつ負荷量に比べ少なかった。

汚泥施用による総負荷量から作物による総吸収量を差し引いた差引負荷量 (負荷量-吸収量) を汚泥の施用に伴う増加量として作土層の理論値濃度を計算した。その結果, T-Znの濃度は高分子A 34~110, 高分子B 25~85, 石灰 13~45 となる。また, 各処理区の実測値と対照区との濃度差から, 亜鉛の土壤中の残存率 (濃度増加実測値/同処理区理論値) を計算した。残存率 (%) は代替率 1/3, 2/3, 3/3 の順に高分子Aでは 88, 65, 48 となり, 高分子Bでは 171, 134, 115, 石灰では 33, 74, 56 となり高分子系列では見掛け上代替率が低いほど残存率が高い傾向がみられた。汚泥の種類では, 高分子Bで残存率が 100% 以上となり理論値濃度より実測値濃度がうまわった。

T-Znと同様にT-Cuについて汚泥施用による負荷量と蓄積量を第8表に示した。T-Cu残存率は高分子B系列ではT-Zn同様最も高かった。

以上のように, ほ場レベルでは重金属の亜鉛と銅で汚泥施用による蓄積増加が認められ, 汚泥の種類では高分子B汚泥で蓄積が顕著であった。

第7表 全亜鉛 (T-Zn) の負荷と蓄積 (第13作跡地)

区 分	(代替率)	負荷量(A)	吸収量(B)	差 引 負	濃度増加*	濃度増加**	残 存 率
		(g/a)	(g/a)	荷 量 (C)	理 論 値	実 測 値	
高分子A	1/3	406.2	48.8	357.4	34.0	32.0	94
	2/3	809.6	44.4	765.2	72.9	47.4	65
	3/3	1,215.2	58.2	1,157.0	110.2	52.6	48
高分子B	1/3	317.9	52.8	265.1	25.2	43.2	171
	2/3	634.4	51.0	583.4	55.6	74.4	134
	3/3	951.7	59.2	892.5	85.0	97.6	115
石灰A(B)	1/3	169.6	35.1	134.5	12.8	4.2	33
	2/3	339.2	39.5	299.7	28.5	21.0	74
	3/3	506.9	38.4	468.5	44.6	25.0	56

注) * : 土壌の深さ 15 cm, 仮比重 0.7 として計算

** : (実測値濃度 - 各区対照区の濃度)

差引負荷量(C) = 負荷量(A) - 吸収量(B)

残存率 : (濃度増加実測値 / 濃度増加理論値) × 100

第8表 全銅 (T-Cu) の負荷と蓄積 (第13作跡地)

区 分	(代替率)	負荷量(A)	吸収量(B)	差 引 負	濃度増加*	濃度増加**	残 存 率
		(g/a)	(g/a)	荷 量 (C)	理 論 値	実 測 値	
高分子A	1/3	80.0	8.7	71.3	6.8	-0.2	-
	2/3	159.0	8.6	150.4	14.3	2.6	18
	3/3	239.3	9.5	229.8	21.9	8.6	39
高分子B	1/3	103.9	9.0	94.9	9.0	7.0	78
	2/3	207.7	9.3	198.4	18.9	10.4	55
	3/3	311.9	10.5	301.4	28.7	24.8	86
石灰A(B)	1/3	34.7	7.5	27.2	2.6	-6.6	-
	2/3	69.5	9.1	60.4	5.8	-4.8	-
	3/3	104.3	8.5	95.8	9.1	-3.2	-

注) * : 土壌の深さ 15 cm, 仮比重 0.7 として計算

** : (実測値濃度 - 各区対照区の濃度)

差引負荷量(C) = 負荷量(A) - 吸収量(B)

残存率 : (濃度増加実測値 / 濃度増加理論値) × 100

2 重金属 (Zn, Cu) の土壌中での動態

1) 土壌層位別重金属濃度

第6作栽培以降の土壌試料の採取にあたって、土壌を表面から15cm毎に分け、上からⅠ層(0~15)、Ⅱ層(15~30)、Ⅲ層(30~45)とし、汚泥投入量の最も多い全量(3/3)代替区の層位別重金属濃度を調査した。全亜鉛と全銅について第6作及び第11作栽培後に於いてその結果を第4図に示した。

(1) 亜鉛 (Zn)

対照区の層位別濃度は6作後、11作後ともⅠ層>Ⅱ層>Ⅲ層の順となり上層ほど高い傾向がみられた。6作後の層位別濃度についてみると、高分子系処理区のⅠ層、Ⅱ層の濃度が、対照区の濃度にまさり、汚泥施用によるZnの富化がみられた。しかし、石灰汚泥処理区では、6作後のZnの濃度に及ぼす影響は認められなかった。Ⅲ層への影響はいずれの区も判然としなかつ

た。またⅠ層、Ⅱ層の高分子AとBについては、高分子Bの濃度が高く、同じ高分子系でも、土壌への影響が異なることがうかがわれた。

11作後では、石灰系列のⅠ層、Ⅱ層のZnの濃度上昇が認められた。高分子系では、Ⅰ層のZn濃度は6作後よりさらに高まり、汚泥連用の影響があきらかに認められた。しかし、Ⅱ層の濃度が6作後に比べ、高分子Aでは高まったが、Bは逆に低下するなど、必ずしも規則的な動きをしていない。各処理区のⅢ層の濃度は対照区と同等であり、汚泥施用の影響は及んでいないことがうかがわれた。

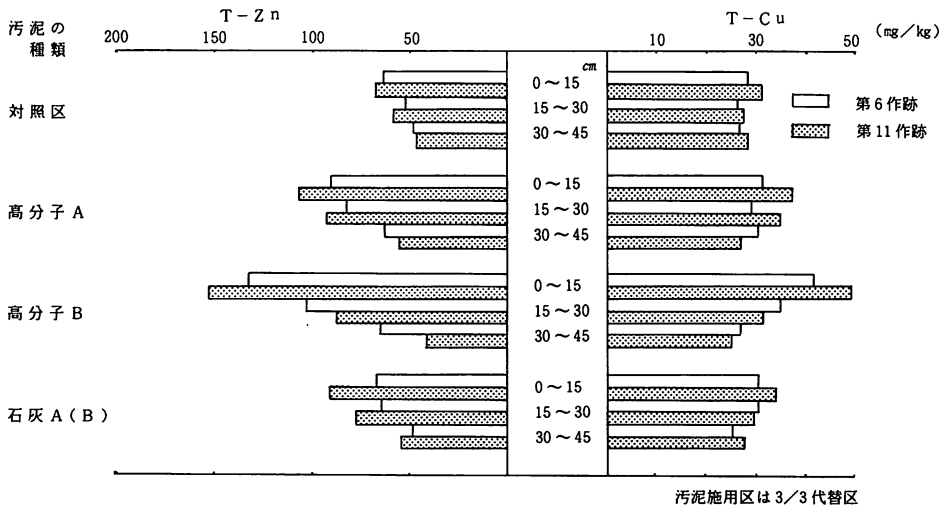
(2) 銅 (Cu)

T-Cuは、対照区ではⅠ層～Ⅲ層まで25～30 ppmの範囲でほとんど差がなく、全亜鉛とは異なる分布状況を示した。(第4図)

汚泥施用区では、6作まで汚泥施用の影響は認められない。しかし、高分子BではCuの富化が認められ、Ⅱ層まで及んでいる。

11作後では、各処理区ともⅠ層の濃度が高まり、Znと同様に汚泥の連用による影響がうかがわれ、とくに高分子Bが顕著であった。

なお、Cuの土壌中における移動については、7年間13作の期間でⅠ層からⅡ層への移行がうかがわれるものの、Ⅲ層への移行は認められなかった。



第4図 層別全亜鉛 (T-Zn) 及び全銅 (T-Cu) 濃度 (第6, 11作跡)
(石灰A(B)は第1～4作に石灰Aを、第5～7作に石灰Bを同一区に施用)

以上のように、土壌の層別分析から汚泥施用区における全亜鉛及び全銅の作土層 (Ⅰ層) から次層 (Ⅱ層) への移行 (溶脱) がみられたものの、Ⅲ層への移行は認められず上層に蓄積することがうかがわれた。

2) 重金属の形態

土壌中の亜鉛及び銅の形態を知るため、浸出液を変えてその形態を類別した。

土壌中の重金属形態について第6作跡地土壌の対照区及び各汚泥の全量 (3/3) 代替区の分析結果について第9表に示した。

Znについて、水溶態、置換態はⅠ層からⅢ層までほとんど検出されなかった。

全量態を除いた形態別では酸可溶態が最も多く以下炭酸塩、有機結合態の順であった。汚泥施用によって投入された亜鉛はⅠ層とⅡ層に酸可溶態、炭酸塩、有機結合態の形態で土壌中に蓄積されることが示唆された。なお、Ⅲ層のZn濃度は各形態とも極端に低かった。

Cuは水溶態、置換態はZn同様であったが、Znと異なり酸可溶態が少なく、有機結合態と炭酸塩が多かった。有機結合態Cuは処理及び層位に関係なく、10～12 ppm

で処理間に差がなく、また各区ともT-Cuの約40%であった。したがって、第6作跡地の全量態でやや蓄積のみられた高分子B汚泥区の銅はおもに有機結合態と炭酸塩の形態で蓄積されることが示唆された。

以上のように、汚泥施用によって土壤に負荷された亜

鉛及び銅は、亜鉛の場合、酸可溶態・炭酸塩・有機結合態として、銅では有機結合態・炭酸塩として土壤中に蓄積され、上層から下層へわずかながら移行することがわかった。

第9表 土壤の層位別、形態別の重金属濃度 (第6作跡地)

重 金 属 ・ 形 態 区 別	Z n						C u						
	T	H	S	Ex	C	O	T	H	S	Ex	C	O	
対 照 区	I	76.8	Tr	10.7	Tr	9.4	8.3	31.4	Tr	1.1	Tr	10.1	11.8
	II	72.6	Tr	9.4	Tr	7.9	7.0	30.2	Tr	1.0	Tr	9.3	11.3
	III	47.2	Tr	2.9	Tr	1.9	2.2	27.5	Tr	1.0	Tr	6.8	11.0
石 灰 A	I	65.6	Tr	13.9	Tr	14.8	12.5	30.4	Tr	0.2	Tr	9.6	13.0
	II	63.2	Tr	12.2	Tr	12.7	12.0	30.8	Tr	0.7	Tr	10.2	12.3
	III	38.2	Tr	2.0	Tr	1.6	2.3	25.6	Tr	0.6	Tr	6.0	10.9
高 分 子 A	I	88.2	Tr	12.7	Tr	10.5	9.4	31.4	Tr	0.8	Tr	9.7	12.2
	II	81.6	Tr	9.9	Tr	8.9	8.0	29.0	Tr	0.9	Tr	9.9	12.2
	III	61.8	Tr	3.0	Tr	2.3	1.3	30.6	Tr	0.5	Tr	9.1	11.9
高 分 子 B	I	131.2	Tr	39.8	Tr	37.3	25.6	42.2	Tr	1.3	Tr	17.0	16.5
	II	101.2	Tr	22.3	Tr	20.9	15.2	35.0	Tr	1.5	Tr	13.1	13.4
	III	64.2	Tr	2.5	Tr	2.6	2.9	27.6	Tr	0.8	Tr	6.4	10.6

注) 土壤の深さ I : 0~15 cm II : 15~30 cm III : 30~45 cm

記号	浸 出 液	形 態
T	硝酸・過塩素酸分解	全 量 態
H	水	水 溶 態
S	0.1N 塩酸	酸 可 溶 態
Ex	1N 酢酸アンモニウム	置 換 態
C	1% EDTA-Na	炭 酸 塩

IV 考 察

汚泥には「土壤汚染防止法」で規制されているCuが含まれていること、また、昭和59年環境庁による「農用地における土壤中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準」に示されているZnが多量に含まれていることなど問題点を内抱している。そこで本研究では、下水汚泥を施用することによる土壤中の重金属濃度への影響について検討した。

汚泥の連用による土壤中の重金属蓄積については、多くの試験例がある。^{1, 2, 4, 5, 6, 10, 13, 18)} これらによれば、凝集剤の種類にかかわらず汚泥の土壤施用によって強酸分解による全量態の重金属濃度は増加することが報告されている。本研究においても、汚泥の連用によって土壤のCu, Zn濃度が高まり、全量態の亜鉛及び銅の土壤蓄積がみられた。すなわち、7年間、13作にわたる連用試験の結果、Znで最大1,215.2g/aの負荷があ

り、これによって富化された土壤亜鉛の理論値は 110.2 ppm となり、自然賦存量の 74.9 ppm と合わせると、基準値の 120 ppm を越えてしまう。実測値においても 135.8 ppm となり基準値を越えている。高分子 B 区では汚泥施用にともなう Zn の負荷量が高分子 A に比べて小さいにもかかわらず、濃度は高分子 A をうわまわった。この原因については、施用時の汚泥の性状の違いによるものと考えられ「粉状」の高分子 B が「粒状」・「板状」の高分子 A ・石灰汚泥に比べ土壤に均一に混和され、分析値として捕捉されたことによるものと推察された。

真行寺ら⁶⁾は汚泥と土壤の混和の程度が、土壤の重金属濃度の測定値に影響を与え、作付けを重ね混和が進む（連作後 6 年）につれて実測値が理論値に近づくと報じた。本研究においても、高分子 B に比べ混和性の劣る高分子 A でも 10 作以降実測値と理論値の差が小さくなり、真行寺らと同様の結果となった。

S-Zn/T-Zn 比（第 6 表）は、高分子系列の場合代替率に応じて値が高まり酸可溶態亜鉛の増加率が全亜鉛の増加率をうわまわった。これは、汚泥施用による土壤中の亜鉛含量の増加が酸可溶態の形態でより多く蓄積されることを示しており、海老原ら⁵⁾も同様の結果を得ている。しかし、作物による亜鉛吸収は汚泥施用によりわずかし増加せず¹¹⁾酸可溶態亜鉛の増加は作物体中の亜鉛含量の増加には必ずしも結びつかない。石灰系列では 7 作以降高 pH 化（7 前後）のためこの比は著しく低くなるが、作物体中の亜鉛濃度の低下はみられなかった。土壤中の酸可溶態亜鉛濃度が高い（高分子汚泥施用区）場合も、低い（石灰汚泥施用区）場合も作物中の亜鉛濃度に大きな差がないことから、1/10 規定塩酸可溶の亜鉛濃度が必ずしも作物体中のの亜鉛濃度に反映されないことを示唆している。

茅野⁷⁾によれば土壤中における亜鉛イオン (Zn^{2+}) の移動速度（拡散係数）は非常に小さく 100 日あたりの移動距離は 0.7 mm としている。したがって、施用された亜鉛は殆ど作土層に蓄積し徐々に次層へ移行することを示している。

Cu については、7 年間、13 作の連用の結果、最大

311.9 g/a の負荷（高分子 B 3/3 代替）があり、これによる土壤中 Cu の増加理論値は 28.7 ppm である。実測値でも 24.8 ppm の濃度増加となり、86 % と高い残存率を示した。汚泥の種類では、Zn 同様高分子 B で残存率が高く、他の汚泥は低く、とくに石灰系ではマイナスを示した。これは、Zn 同様汚泥の性状の違いによるものと考えられる。

S-Cu は S-Zn と異なり、施用量の多少に関係なく 2 ppm 以下と低い値を示した。T-Cu の増加に関わらず、S-Cu が低いのは火山灰土壤では腐植と Cu がキレート結合するため、T-Cu に対する S-Cu の比率が低くなる⁸⁾ことによる。

Zn は第 4 図に示したように、濃度は上層ほど高い。Cu は上層と下層の濃度差が小さいことから、層位別の重金属濃度の比較による汚泥施用の土壤への負荷は、Zn より Cu で評価しやすいものと考えられる。

Cd, Hg については本研究で高分子 B 施用区でわずかに高まる傾向にあったが、Cd で 0.2 ppm, Hg で 0.05 ppm が富化した程度であった。しかし、本研究と併行して実施している「汚泥の多量施用試験（ポット試験）」¹⁹⁾によれば（第 10 表）、前述した Zn, Cu はもとより Cd, Hg についてもあきらかに蓄積している。したがって、汚泥の累積投入量が多くなると Cd, Hg は増加していくものと考えられる。

V 摘 要

高分子化合物及び石灰を凝集剤とする下水汚泥の農業利用について窒素肥料の代替物としての観点からその肥効について検討してきた。しかし、これら汚泥には有害な重金属を含むことから、汚泥の施用に伴い付随的に投入される重金属の蓄積について検討した。その結果を要約すると以下のとおりである。

1 作土中の全亜鉛は汚泥の施用によって増加することがみられた。この傾向は汚泥の種類に関係なく作付け回数が多くなった第 10 作以降顕著となった。

2 1/10 規定塩酸可溶亜鉛は石灰汚泥では施用量の増大にともない減少したが、高分子汚泥では反対に増

第10表 第7作栽培跡地土壌の重金属濃度 (ポット試験)

(乾土 mg/kg)

汚 泥	代 替 率	Z n		C u		C d	H g
		S	T	S	T	T	T
対 照 区	—	9.9	53.8	0.1	25.6	0.48	0.12
高 分 子 A	1 / 3	36.8	92.0	0.4	36.6	0.58	0.11
	2 / 3	49.8	121.4	0.6	42.8	0.64	0.14
	3 / 3	66.9	152.2	0.5	46.8	0.74	0.15
	6 / 3	158.3	285.8	1.0	72.2	0.84	0.21
	9 / 3	200.9	336.6	0.9	70.4	1.34	0.18
	15 / 3	299.3	518.8	1.3	95.6	1.80	0.60
高 分 子 B	1 / 3	50.7	113.8	0.5	44.4	0.74	0.16
	2 / 3	63.5	143.0	0.4	50.0	0.56	0.21
	3 / 3	102.5	228.4	0.2	76.4	0.82	0.33
	6 / 3	168.8	309.8	0.4	97.8	0.92	0.30
石 灰 A	1 / 3	40.9	161.6	0.2	47.4	0.74	0.22
	2 / 3	9.7	214.6	0.1	57.0	0.94	0.25
	3 / 3	0.5	303.8	0.2	70.4	1.60	0.22
	6 / 3	0.6	567.2	0.4	111.4	3.04	0.31

注) ポット試験 (a/2,000), 栽培作物 (栽培順) : コマツナ, オオムギ, ニンジン, ホウレンソウ, チンゲンサイ, チンゲンサイ, 水稲
 S : 1/10 規定塩酸可溶態, T : 全量態 (強酸分解)
 代替率 : 基肥窒素のうち汚泥窒素で代替した割合

加した。

3 全銅は高分子汚泥の施用によって増加する傾向がみられた。

4 カドミウム, 水銀の汚泥施用による土壌中の濃度増加はわずかであった。

5 重金属 (全亜鉛及び全銅) の土壌の層位別分布は作土層から次層 (15~30cm) への移行 (溶脱) がうかがわれたが, 深さ 30 cm 以下の層へは汚泥施用の影響は認められなかった。

6 汚泥施用によって土壌に負荷された亜鉛及び銅は, 亜鉛は酸可溶態・炭酸塩・有機結合態として, 銅は有機結合態・炭酸塩として蓄積することが示唆された。謝辞 : 本研究を行うにあたり, 県下水道課, 霞ヶ浦流域下水道事務所, 利根流域下水道事務所及び日立市下水道部処理センターの関係者の方々に材料提供でご協力を頂き, また, 新妻場長, 海老沢副場長, 小坪管理部長, 小山田環境部長及び小川主任研究員には本報告の御校閲を

いただいた。記して感謝の意を表する。

引 用 文 献

- 1) 安藤光一・岡部達雄・白崎隆夫・松本直治 (1982) : 野菜に対する下水処理汚泥の施用効果 千葉農試研報 : 23 99-105
- 2) 今川正弘・加藤 保・真弓洋一 (1987) : 畑地土壌及び野菜に及ぼす汚泥施用の影響に関する研究 第2報 下水汚泥連用土壌における重金属の挙動と作物による吸収 愛知農総試研報 : 19 164-174
- 3) 海老原武久・山田 要・松村 蔚 (1979) : 汚泥の農用地への利用に関する研究 第I報 汚泥の理化学性と連用試験について 群馬農試報 : 19 49-58
- 4) ---- (1982) : 汚泥の農用地への利用に関する研究 第II報 汚泥連用が土壌・作物に及ぼす影響 群馬農試報 22 49-58
- 5) ----・松村 蔚・山田 要 (1984) : 汚泥施用土

下水汚泥の農業利用に関する研究

- 壤における重金属の動態 群馬農業研究A総合：1
41-44
- 6) 真行寺孝・日暮規夫・安藤光一・松本直治(1986)：
下水汚泥の多量連用が土壌及び作物に及ぼす影響
千葉農試研報：27 61-70
- 7) 茅野充男(1979)：重金属と植物 土壌汚染の機構
と解析-環境科学持論- 産業図書：228-261
- 8) 津田公男・平山 力・石川 実・石川昌男・吉原
貢・酒井 一(1983)：茨城県農用地における重金
属元素(カドミウム, 亜鉛, 銅, 鉛およびヒ素)の
天然賦存量 茨城農試研報：22 93-113
- 9) 平山 力・桜井鎮男・小林 登(1987)：下水汚泥
の農業利用に関する研究 第1報 下水汚泥の理化学
的特性 茨城農試研報：27 57-65
- 10) 日向 進(1987)：下水汚泥コンポストの有効利用
法-連用土壌の理化学性の変化から- 再生と利用：
38 56-66
- 11) 松本英一・平山 力(1987)：下水汚泥の農業利用
に関する研究 第2報 下水汚泥の畑施用が作物の
生育収量に及ぼす影響 茨城農試研報：27 67-80
- 12) - - - - (1989)：下水汚泥の農業利用に関
する研究 第3報 下水汚泥の畑施用が土壌の化学
性に及ぼす影響 茨城農試研報：29 139-147
- 13) 山口武則・麻生末雄・藤井國博(1986)：汚泥連用
土壌における土壌層位別Mn, Zn, Cuの形態 国
立公害研報：94 151-159
- 14) - - - -・藤井國博・麻生末雄(1986)：石灰凝集
生活排水汚泥中のMn, Zn, Cuの形態 国立公害
研報：94 1-9
- 15) 山添文雄(1979)：下水汚泥の肥料化 下水汚泥-
リサイクルのために- 博友社 45-66
- 16) 矢崎仁也(1979)：下水汚泥の重金属 下水汚泥-
リサイクルのために- 博友社 67-82
- 17) 吉田富男(1979)：下水汚泥と微生物 下水汚泥-
リサイクルのために- 博友社 124-144
- 18) 和地 清・松崎敏英(1984)：土壌及び農作物に対
する汚泥施用の影響 神奈川県試験研究連絡協議会
環境部会報告：16 23-31
- 19) 茨城県農業試験場(1990)：「コンポストの畑施用
が土壌の重金属残留性に及ぼす影響」試験結果報告
書
- 20) 下水汚泥資源利用協議会(1983)：下水汚泥分析方
法
- 21) 肥料取締法に基づく特殊肥料等：昭和25年農林省
告示第177号(1950)
- 22) 農林水産省農蚕園芸局農産課編：土壌環境基礎調査
における土壌, 水質及び作物体分析法(1979)

茨城県農業試験場研究報告 第30号

平成3年3月31日発行

発行所 茨城県農業試験場
〒311-42 水戸市上国井町

印刷所 (有) 新生プリント
水戸市見川2丁目28-18

Bulletin of the Ibaraki-Ken Agricultural
Experiment Institute
No.30 1990

Contents

1. On the Sub Recommended New Six-rowed Variety "Masakadomugi" in Ibaraki Prefecture
..... Tsuyosi MITAMURA, Koji KOIBUTHI, Etsuo NAKAGAWA and Masatoshi ISHIHARA
2. On the Occurrence of Milky - White Rice Kernel in Ibaraki Prefecture, 1989
..... Mikio KANOH, Hirotoshi KOHDA, Kuni SAKAI, Masatoshi ISHIHARA and Yoshio OGAWA
3. On the yield increasing cultivation method of the small seed type soybean "Nattoshoryu"
..... Takashi KAWANO, Yuzhiro FUSHITANI, Yasuo UEDA and Kuni SAKAI
4. Improvement of Framing system on Wheat, Barley and Soybean cropping in Rotational Upland Field
..... Kazuo KINOUTI Tosikuni AITANI, Nobuo HIRASAWA and Miyosi KIRIHARA
5. Studies on Mechanism of Upland Rice Cropping Effect on Soil Sickness Due to Continuous Cropping
Part I. Exudation of Sugars and Amino acids From Seedling Upland rice - root
..... Mikio HAYASHI and Chikara HIRAYAMA
6. Studies on behaviour of pesticides in soil
Part I. Decomposition factors of TPN in soil
..... Naomi NAKAMURA and Chikara HIRAYAMA
7. The Effect of Paddy Fields on Water Quality
PartIII. Outflow of N·P·COD from The Block of Paddy Fields
..... Tsutomu OYAMADA and Chikara HIRAYAMA
8. The Utilization of Sewage Sludge in the Agricultural Field
PartIV. Influence on Concentrations of Heavy Metals in soil with Applications of Sewage Sludges
..... Eiichi MATSUMOTO and Chikara HIRAYAMA

