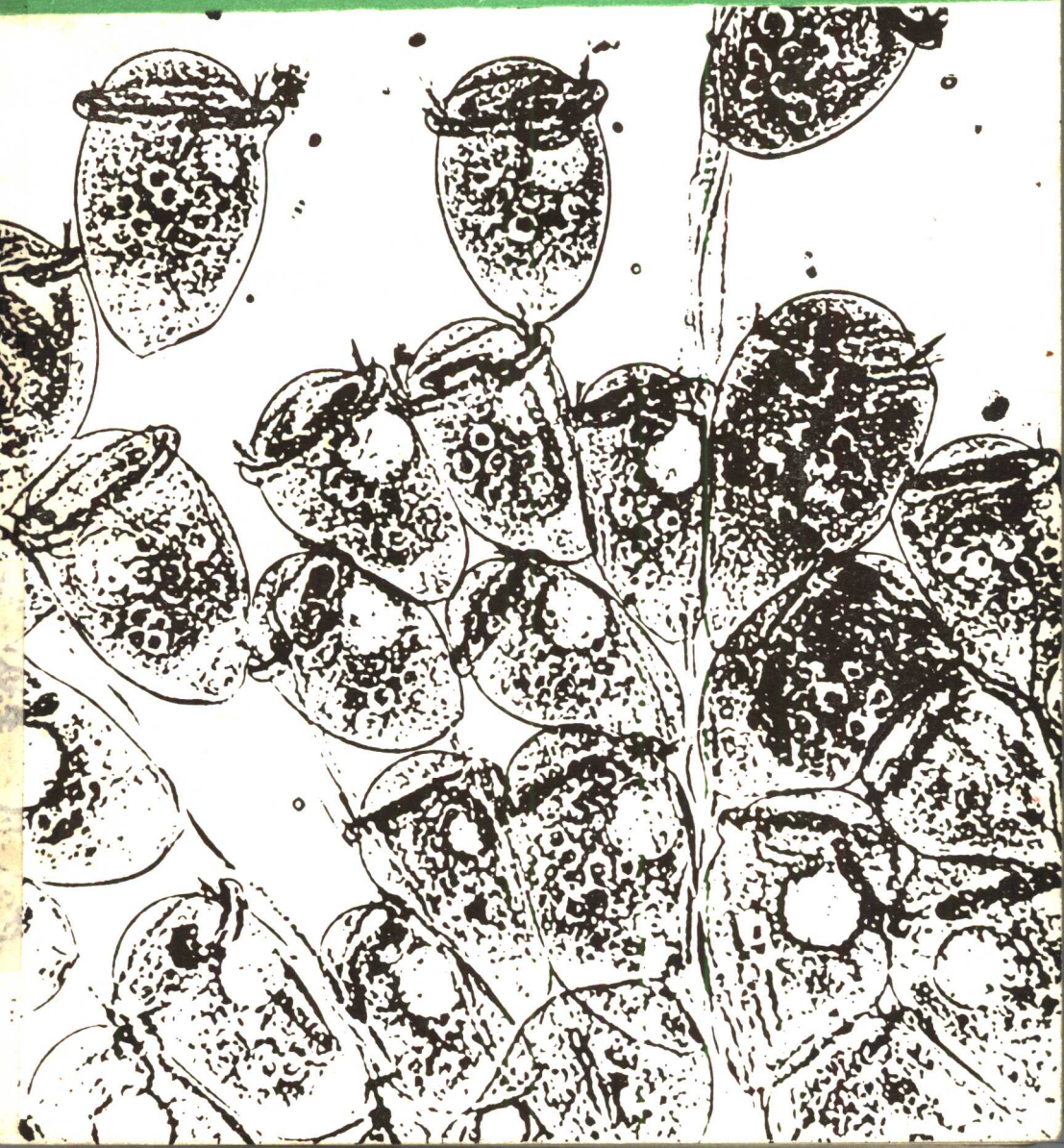


微生物の生態

(5)

—環境汚染をめぐって

微生物生態研究会 編



微生物の生態 (5)

—環境汚染をめぐって

微生物生態研究会 編

学会出版センター

学術書刊行基金

微生物の生態(5)——環境汚染をめぐって

1978年6月30日 2刷

定価 3800円

検 印
廃 止

©編 者 微生物生態研究会

発行者 株式会社 学会出版センター

113 東京都文京区向丘1丁目20-6 東京大学YMCA会館内
電話 (814) 2001・振替東京6-71057

理彩社印刷・製本

01221-1104

はじめに

第2次世界大戦後における工業生産の飛躍的増大と、それに伴う人口の都市集中は、物質生活の豊かさを生み出したが、反面において、人間の生存そのものをおびやかす程の環境汚染を惹起するに至った。

工業排棄物による重金属汚染や栄養塩類汚染、都市排棄物による栄養塩類汚染や合成洗剤汚染、農業における薬剤汚染や畜産排棄物汚染などは、水俣病やイタイイタイ病のように人間に対して直接的被害を与えたばかりでなく、湖沼や沿岸海域の富栄養化をもたらし、それが原因となって漁業生産に損害を与えている。これら目に見える直接的影響は社会的問題として取上げられ、曲りなりにも対応策が講じられ始めているが、肉眼で見ることでできない間接的影響——地球上の物質変化の重要な担い手である微生物種あるいは微生物相に対する影響——は殆んど解明されておらないのが現状である。したがって、この面の危険性はまったく評価されないまま放置されていると言っても過言ではない。

環境汚染をめぐる微生物面からの研究は、ようやくその緒についた段階であるが、その実状を認識することが先ず重要であるとの観点に立って今回の企画を行った。

海洋における富栄養化あるいは内湾における赤潮は、排棄物は淡めればよいという既往の概念を覆した。また、近年夏期に多発するビブリオによる腸炎も沿岸汚染と無縁でないことが明らかにされるに至っている。耕地においても、撒布された農薬の大部分は土壌に入り、土壌中の微生物相に影響を与え、あるいは流亡して魚に対し毒性を発揮したりする。重金属類は、農薬のように分解によって除毒することは難しく、永く土壌中に滞留し、直接的あ

るいは形態変化を受けて毒性源となりうる。これらの諸物質の土壤中の諸挙動と微生物相との相互作用の解明を抜きにして、その防除策を樹立することは困難である。

他方、排棄物を自然の場に放棄するにあたっては、問題となる成分をできるだけ取りのぞくことが要求される。この面に関して、微生物を利用したの污水处理、あるいは水質汚濁度を評価する指標微生物の研究も紹介されている。

以上の企画は、限られた時間内の話題提起であるので、数多い課題のすべてを被うわけにはゆかなかったが、その主要部分はふれられているものと考えられる。

研究すべき課題の重要性や多様性またそれに要する仕事量を考えるとき、今後この面の研究者がさらに増すことを切望してやまない。

本書の刊行にあたっては、昭和52年度文部省科学研究費補助金(研究成果刊行費)の交付を受けた。

微生物生態研究会

目 次

はじめに	i
------------	---

水田土壌における酸化還元過程と微生物代謝

高 井 廣 雄

1 はじめに	1
2 湛水土壌における酸化還元電位の挙動	3
3 湛水土壌における Eh の低下に伴う物質変化と微生物代謝	5
3-1 Eh の低下に伴う各種物質変化と細菌数の消長	5
3-2 酸化態無機成分の逐次還元	7
3-3 酸化態無機成分の還元と有機酸代謝およびメタン発酵との関係	9
3-4 ¹⁴ C トレーサーを用いるメタン発酵過程の解析	11
3-5 ポットおよび圃場レベルの調査結果	12
3-6 還元過程と微生物代謝	14
4 水の垂直浸透が湛水土壌の酸化還元過程に及ぼす影響	16
5 む す び	19
文 献	20

水銀汚染と微生物

外村健三, 山田 勝, 古川謙介, 手塚敏幸

1 はじめに	23
2 水銀化合物の金属水銀への還元的分解	24
2-1 <i>Pseudomonas</i> K62 による作用	24

2-2	活性スラッジによる作用	28
2-3	その他の微生物による作用	29
3	メチル水銀の生成	29
3-1	生体におけるメチル化反応	29
3-2	Jensen と Jernelöv の観察	29
3-3	メチルコバラミンによる水銀のメチル化	30
3-4	<i>Clostridium cochlearium</i> による水銀のメチル化	30
3-5	HgS からのメチル水銀生成の可能性	31
3-6	その他の微生物による水銀のメチル化	32
4	硫化水銀の生成と可溶化	33
5	水銀化合物の微生物変化と環境	33
6	考 察	35
6-1	水銀汚染と有機水銀の分解に関与する酵素の存在意義	35
6-2	水銀耐性とプラスミド	36
文 献		37

土壤中における農薬の微生物相に及ぼす影響

佐 藤 匡

1	はじめに	39
2	農薬と土壌微生物との関係について——研究の方向——	41
3	土壌の微生物作用と農薬	46
4	土壌中の微生物相と農薬	52
5	環流土壌の細菌の動態と除草剤 PCP	58
6	む す び	61
文 献		63

土壌環境中における農薬の残留・分解

飯 塚 昭 三

1 農薬使用の現状	65
2 土壌中における農薬の残留	66
2-1 散布された農薬のゆくえ	66
2-2 圃場での農薬残留に関与する要因	67
2-3 各種農薬の残留	69
3 土壌中における農薬の分解	72
3-1 農薬の分解と土壌の性質	72
3-2 農薬の分解と土壌環境条件	75
3-3 農薬の分解と土壌微生物	77
3-4 土壌中の分解経路	80
4 む す び	80
文 献	81

光合成細菌による有機性廃水処理

北 村 博

1 は じ め に	85
2 光合成細菌の分類	87
3 光合成細菌の分布	88
4 光合成器官	91
5 有機性廃水処理に適した光合成細菌の分離	96
6 光合成細菌による低級脂肪酸の代謝	99
7 光合成細菌処理の一般的フローシートならびに装置	105
8 実用プラントによる実施例	109
8-1 豆腐製造工場廃水	109
8-2 蚕糸副産物処理工場廃水	113

9	光合成細菌体の利用	115
9-1	餌料ならびに抗病性	117
9-2	飼料	118
9-3	有機質肥料	118
9-4	今後利用を期待されるもの	118
10	むすび	119
文	献	120

河川の富栄養化と微生物代謝

相崎 守弘, 手塚 泰彦

1	はじめに	123
2	多摩川の富栄養化の現状	124
2-1	多摩川の概況	124
2-2	多摩川の水質	125
2-3	付着微生物量	127
2-4	一次生産	132
3	汚濁河川における有機物代謝	136
3-1	層形成に伴う代謝活性の変化	136
3-2	人工水路での実験	138
4	むすび	144
文	献	144

水質汚染における衛生学的指標細菌

芦立 徳厚

1	はじめに	147
2	衛生学的指標細菌の種類	149
3	衛生学的指標細菌の水域への流出	152

3-1 下水処理場への衛生学的指標細菌の流入	152
3-2 衛生学的指標細菌の河川への流出	154
4 衛生学的指標細菌による水質汚染の解析	157
4-1 衛生学的指標細菌による家畜排水の追跡	157
4-2 衛生学的指標細菌による糞便汚染の解析	160
5 む す び	162
文 献	162

自然界における腸炎ビブリオの消長

今 野 二 郎, 我 妻 正 三 郎

1 は じ め に	165
2 調 査 結 果	166
2-1 生カキによる食中毒発生概要	166
2-2 調 査 方 法	166
2-3 調 査 成 績	167
3 考 察	172
4 む す び	175
文 献	176

腸炎ビブリオ食中毒の疫学的諸問題

小 原 寧

1 は じ め に	177
2 神奈川現象について	178
3 海水からの陽性菌検出状況	179
3-1 調査地区および調査法	179
3-2 沿岸海水および川水中の腸炎ビブリオの分布	181
3-3 海水中の腸炎ビブリオの季節的消長	182

3-4	海水からの神奈川現象陽性菌の検出	182
4	魚からの陽性菌検出状況	182
4-1	調査地区および方法	183
4-2	流通過程におけるアジの汚染状況	183
4-3	アジからの神奈川現象陽性菌の検出	184
5	食品に付着させた腸炎ビブリオの消長	184
5-1	生魚での消長	184
5-2	加工食品での消長	185
6	集団食中毒原因食からの陽性菌の検出	185
6-1	患者由来株と原因食品由来株の神奈川現象と 血清型が一致した食中毒事件例	186
6-2	原因食品中の陰性菌と陽性菌の比率	187
6-3	原因食品から陽性菌が分離できない理由	187
7	散发性腸炎ビブリオ症について	188
7-1	夏期下痢症中の本菌症患者	188
7-2	散发患者の発生と気温	189
7-3	散发患者分離菌の神奈川現象	189
8	パキュームカー尿尿中の腸炎ビブリオ	190
8-1	パキュームからの腸炎ビブリオの検出	190
8-2	尿尿からの検出菌の血清型と神奈川現象	190
9	神奈川現象溶血素中和抗体調査	191
9-1	溶血中和抗体について	191
9-2	一般健康人の抗体調査成績	192
10	腸炎ビブリオの病原性および病原因子について	192
11	流行菌型が突然変わることについて	193
12	む す び	193
文 献		194

海洋の石油汚染と微生物

清水 潮

1	石油汚染のひろがり	197
1-1	石油の流出事故	197
1-2	海洋の日常的な石油汚染	197
1-3	海洋を汚染する石油の量	198
2	海洋に流出した石油の行方	199
2-1	石油の海中への分散	199
2-2	石油の海中での分解	200
3	海洋の石油分解微生物	202
3-1	石油分解菌の種類	202
3-2	海洋の石油分解微生物の計数	204
4	海洋での石油の微生物分解と環境条件	207
4-1	低温での石油の分解	207
4-2	石油の分解と酸素	209
4-3	栄養源の添加による石油の分解の促進	210
5	む す び	212
	文 献	212

合成洗剤による沿岸水域の汚濁と微生物

大和田 紘一

1	はじめに	215
2	合成洗剤の種類	217
3	分 析 法	219
4	合成洗剤による水域の汚濁	220
4-1	河 川	220
4-2	沿岸水域	221

5	合成洗剤の分解と微生物	223
5-1	分解機構	223
5-2	分解微生物の種類	225
5-3	分解細菌の検出法	226
5-4	分解細菌の水域における分布	227
6	むすび	229
文	献	229
索	引	233

水田土壌における酸化還元過程と微生物代謝

高 井 康 雄*

1 はじめに

水を湛えた水田の姿は、モンスーン地域の東アジアの国々の代表的農業景観である。世界の水田面積は約1億3千4百万 ha あるが、そのうち90%以上がこの地域に分布している。わが国では、水田面積が321万 ha であって、これは全耕地の58%、全国土面積の8.5%にあたる。

ところで、水田はなぜ水を湛えるのであろうか。水稻の要水量(作物の乾物1gを生産するのに消費される水分量)は280~310gであって、コムギ200g, サツマイモ250g, ダイズ400g 台に比べ、けっしてとくに多いものではない。畑地状態でも水稻を栽培することは可能である。それにもかかわらず、水稻は水を湛えた水田で栽培されている。この理由としては、湛水により(1)雑草が畑地の1/3まで抑制されること、(2)水の熱容量の大きいことから温度の急変を統御できること、(3)灌漑水からの養分供給、田面水および土壌表層部における窒素固定生物の活動、嫌氣的な還元条件下におけるリン酸その他の養分の有効化および有機物の分解の抑制などによる土壌の肥沃化、(4)土壌汚染性病害虫の抑制および有害物質の溶脱と分解などによる忌地防止

* 東京大学農学部農芸化学科

(畑地状態下水稻栽培は2～3年で連作障害が発生する)などの利点があげられる。要するに、水田は水稻作を著しく安定した農業たらしめているといえる。

化学物質の環境汚染の中で、長期にわたって自然環境中で分解に安定な農薬が問題となる。Edwards¹⁾によると、畑土壌中ではDDTが95%消失するのに平均10年、 γ -BHCでは同じく平均6年半を要するとしている。わが国の水田では、1950年代から1960年代にかけて、メイチュウやウンカ、ツマグロヨコバイなどの防除に、大量の γ -BHCが使われた。立川²⁾の調査によると、福岡県では、1963年には1 kg γ -BHC/ha から68年の4 kgにまで上昇しており、1968年の使用量は土壌濃度約3 ppmに相当すると計算できる。実際の水田土壌中の γ -BHC濃度は、筑後平野の29点の平均で0.178 ppmであった。その他の地方の調査でも、 γ -BHCの水田土壌中の残留率は、Edwardsによる畑土壌の値に比べ著しく少なく、1桁以下から数%であった。これは、水を湛えた水田土壌に入った γ -BHCが、畑状態下よりも著しく早く分解したことに起因している。吉田³⁾は、湛水下土壌の還元が進んで嫌気的条件が発達すると、BHCやDDTの有機塩素系殺虫剤が分解することを示し、この過程が還元的脱塩素反応である可能性を指摘している。いずれにしろ、わが国の水稻作では、世界で注目をあびるほど大量のBHCが過去使われたが、湛水した水田土壌中の還元過程のはたらきで、その農薬の大部分が思ったより早く浄化されてしまったと考えられる。

水を湛えた水田土壌中の還元過程は、先にあげたように肥沃化、忌地防止また農薬の分解などに寄与しているが、他方その異常発達には水稻根の生育と養分吸収を阻害することが知られている。後者の異常還元による障害を防止するため、酸素の導入および毒物の除去の目的で、地下排水による水の浸透の促進および表面排水による中干しなどの水管理の技術が確立されている。以上のような水稻栽培管理上の基礎的知見を得るために、1950年代から今日まで筆者らが進めてきた水田土壌の酸化還元過程の研究を紹介し、地球上の

有機物浄化の場として重要な土壌の有機物分解の一側面について、話題を提供することにした。

2 湛水土壌中における酸化還元電位の挙動

湛水下の水田土壌中における還元状態の発達を認知するための有力な指標は酸化還元電位(Eh)の変化である。Ehは、酸素濃度の変化に敏感でなく、また酸化状態では電動能物質の低濃度の変化でも著しく変動し、その安定性と再現性が悪いことから、畑地状態の土壌では用いることが適当でないと考えられている。他方、湛水土壌中では、第一鉄イオンなどの還元態電動能物質の濃度が大きく、それによる緩衝電位が現われて Eh 値が比較的安定すること、Eh の変化する範囲が 800~900 mV に達して畑地状態の 200~300 mV の範囲より広い点などから、Eh は湛水土壌中の酸化還元状態の適切な強度因子の指標となりうると考えられる。

水を湛えた水田土壌は田面水を隔てて大気と接触している。分子状酸素の水中拡散速度は気相中の約1万分の1以下であることから、土壌空気の大気との更新が容易である畑地に比べ、湛水土壌中では酸素の供給はるかに制限され、微生物群は有機物の呼吸による分解から嫌氣的分解に進まざるをえない。この結果、酸化還元系電動能物質が還元態に変換されて Eh が低下する。湛水後時日がたつと、土壌中の易分解性有機物の分解が進み、それが減少するに伴い、微生物活動が衰え、土壌の最表層部位からしだいに、田面水からの酸素の供給が微生物による酸素消費に優越するようになる。そして、土壌の最表層部位の第1鉄は酸化されて、第2鉄化合物の黄褐色を呈する酸化層が第1鉄、硫化鉄などに由来する青灰色、緑灰色を呈する下部の還元層と分化してくる。酸化層では還元態電動能物質の消失に伴い Eh が上昇する。

図1には、実験室的条件下に湛水保温静置した長野農試水田土壌の最表層部位0~0.5 cm および下層部位3.5~4 cm の Eh の変化を示した。湛水初期には両部位ともに Eh の低下が進行したが、中期には表層部位の Eh は低下

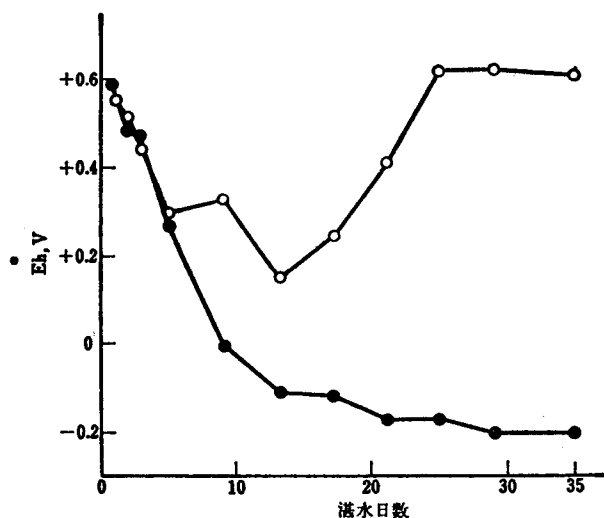


図1 水田土壤湛水後の Eh の変化.

供試土壤：長野農試水田作土，○ 表層部 0～0.5cm，● 下層部 3.5～4 cm

が止まり上昇に転じた。下層部位の Eh はさらに低下を続けた。湛水後期には表層部位の Eh は +0.6 V，下層部位の Eh は -0.2 V であって両部位の差は 0.8 V に達した。すなわち，典型的な酸化層と還元層の分化が起こったわけである。

真夏に，野外の水を湛えた水田の最表層の土壤を観察すると，下層の灰色と対照的に，褐色を呈していることを容易に知ることができる。西垣⁴⁾は，長野農試水田土壤をライシメーターにつめて湛水し，水稻を植付けて，経時的に各種の深さの部位の土壤についておのおの 20 点の高密度で Eh を乱点測定した。その真夏の結果を表 1 に示したが，平均値として 1 cm の深さで 0.34 V，15 cm の深さで 0.09 V の酸化層と還元層の分化が認められる。深さ 1 cm を除くと，下層での 20 点測定値の標準偏差がかなり大きいことが注目される。同一の深さで 20 点測定値の範囲は 0.2 V 以上に達する場合があることを西垣らは示している。この結果は，ミクロなオーダーでみると，水田