

序

現在、開発途上国が直面している環境問題の特徴は、我が国が高度成長期に経験したような深刻な公害問題の発生に加え、地球規模の環境悪化が同時に起こっていることであり、人材不足、技術不足、資金不足の中で環境問題をいかに克服するかが緊急の課題となっている。その一方で貧困から抜け出すために、経済開発を求める圧力はより増大している。

このような状況において、開発途上国の環境保全の推進のためには、我が国をはじめ先人国の支援は欠くことができない要素となっている。その支援の一環として、我が国からも多くの専門家が途上国へ派遣されているが、派遣された専門家は相手国で様々な問題に遭遇する。それらは環境保全の技術移転そのものに関する問題はいうまでもなく、ことばの問題、習慣や文化の違いあるいは環境保全の推進を困難にする制度の不備などである。

派遣された専門家は、このような様々な問題をひとつひとつ乗り越えながら、限られた期間内に技術移転を行うことになる。そのため、既に派遣された専門家の貴重な経験を集積し、後続の専門家に伝えていくことにより、今後の我が国の技術移転の室を高めていくことが期待される。

本テキストは、このような背景を受けて、開発途上国で深刻な問題となっており、我が国に技術移転の要望が多く出されている湖沼などの富栄養化に関する対策技術について、開発途上国の環境状況を踏まえた、移転することが望ましい技術を選定するため、この分野の専門家からなる検討会を開催し、その結果をとりまとめたものである。

21世紀は環境の世紀といわれており、特に水環境を修復保全し、健全な環境創造を図ることは極めて重要である。このような観点から作成された本テキストは、開発途上国に派遣される専門家が技術移転するためのマニュアルとして使用されるのみでなく、我が国で行う途上国からの研修生のための教材としても適当であるので、広く活用していただければ幸甚である。また、このテキスト作成にあたり、内容を検討していただいた富栄養化対策マニュアル作成委員および執筆をいただいた各位に対して厚くお礼申し上げる次第である。

平成 14 年 3 月

社団法人 海外環境協力センター
理事長 森 仁美

富栄養化対策マニュアル作成委員

氏名	所属
稲森 悠平 (委員長)	独立行政法人 国立環境研究所
大内山 高広 (委員)	日本環境クリエイティブ株式会社
中里 広幸 (委員)	株式会社トップエコロジー
林 紀男 (委員)	千葉県立中央博物館
水落 元之 (委員)	独立行政法人 国立環境研究所
藤本 尚志 (委員)	東京農業大学
村上 和仁 (委員)	千葉工業大学
岩見 徳雄 (委員)	独立行政法人 国立環境研究所

富栄養化対策マニュアル執筆者一覧

氏名	所属	担当
稲森 悠平	独立行政法人 国立環境研究所	1章, 8-1, 11章
藤本 尚志	東京農業大学	2章, 5章, 8-6
村上 和仁	千葉工業大学	3章, 9-1, 10章
林 紀男	千葉県立中央博物館	4章, 7-4, 8-7
岩見 徳雄	独立行政法人 国立環境研究所	6章
大内山 高広	日本環境クリエイティブ株式会社	7-1, 7-3
水落 元之	独立行政法人 国立環境研究所	7-2
野田 尚宏	独立行政法人 産業技術総合研究所	8-1
木持 謙	埼玉県環境科学国際センター	8-2
孔 海南	上海交通大学	8-2
中里 広幸	株式会社トップエコロジー	8-3, 8-4
稲森 隆平	筑波大学博士コース専攻(バイオレックス株)	8-4
加藤 善盛	株式会社日水コン	8-5
西村 浩	船橋市役所	8-8
徐 開欽	独立行政法人 国立環境研究所	9-2
西村 修	東北大学	9-3, 9-4

湖沼等の富栄養化対策マニュアル

目 次

1	はじめに	1
2	湖沼等の富栄養化のメカニズムと環境影響	2
2 - 1	富栄養化の引き起こす上水，景観，漁業，農業等への問題点	2
2 - 2	富栄養化にともない発生する藻類の特徴	3
2 - 3	富栄養化のメカニズム	5
2 - 4	富栄養化を引き起こす発生源（点源，面源）と対策の意義	6
3	我国における湖沼等の富栄養化の現状と対策	13
3 - 1	霞ヶ浦	13
3 - 2	琵琶湖	14
3 - 3	諏訪湖	16
3 - 4	三方五湖	17
3 - 5	児島湖	19
3 - 6	野尻湖	21
3 - 7	手賀沼	22
3 - 8	中海・宍道湖	24
3 - 9	釜房ダム	25
3 - 10	諫早湾調整池	27
4	開発途上国における湖沼等の富栄養化の現状と対策	29
4 - 1	太湖	29
4 - 2	デンチ湖	31
4 - 3	アルハイ湖	34
4 - 4	ノン・ハー湖	36
4 - 5	クワン・ファヤオ湖	39
4 - 6	ブン・ボラペット湖	41
4 - 7	ラグナ湖	43
4 - 8	イパカライ湖	45
5	湖沼等における国際的な新たな問題	49
5 - 1	有毒物質マイクロキスチン産生アオコの発生による動物死	49
5 - 2	攻撃性渦鞭毛藻類フィスエスティアによる魚類の斃死	51
5 - 3	ポツリヌス毒素産生菌による鳥類の斃死	52
5 - 4	浮遊植物の異常繁茂による障害	52

6	我国における富栄養化対策の中核としての霞ヶ浦水質浄化プロジェクト-----	54
6 - 1	バイオエンジニアリングを活用した発生源対策-----	55
6 - 2	エコエンジニアリングを活用した湖内対策-----	60
6 - 3	水質改善効果の総合解析解析評価-----	63
6 - 4	課題および展望-----	65
7	国産技術の移転と適正評価-----	67
7 - 1	中国紅楓湖・百花湖修復プロジェクト（環境省）-----	67
7 - 2	韓国水質改善システム開発プロジェクト（JICA）-----	76
7 - 3	中国太湖水環境修復モデルプロジェクト（JICA）-----	81
7 - 4	パラグアイパカライ湖流域水質改善計画プロジェクト（JICA）-----	84
8	途上国に適用可能な水改善技術-----	90
8 - 1	高度処理浄化槽-----	90
8 - 2	無動力嫌気・土壌トレンチ-----	100
8 - 3	ビオパーク水耕栽培浄化-----	105
8 - 4	水生植物植栽浄化-----	116
8 - 5	ばっ気循環浄化-----	123
8 - 6	ラグーン浄化-----	134
8 - 7	沈水植物植栽浄化-----	137
8 - 8	住民参画型台所対策-----	145
9	富栄養化対策の行政対応-----	151
9 - 1	日本における富栄養化対策-----	151
9 - 2	中国における富栄養化対策-----	157
9 - 3	米国における富栄養化対策-----	166
9 - 4	欧州における富栄養化対策-----	171
10	湖沼等の調査方法と留意点-----	177
10 - 1	生物調査方法と留意点-----	177
10 - 2	N, P等の分析方法と留意点-----	180
10 - 3	AGP測定方法と留意点-----	184
10 - 4	ミクロキスチン等分析方法と留意点-----	186
10 - 5	簡易分析の活用と留意点-----	189
10 - 6	評価・解析方法と留意点-----	190
11	課題と展望-----	194

1 はじめに

21世紀は環境の世紀といわれており、特に水環境を修復保全し、健全な環境創造を図ることは極めて重要である。このことは、我国のみならず世界各国に共通する問題であり、その国際化とネットワーク創りが必要とされている。我が国はこれまでODAをはじめとして、環境保全に係る各種事業を実施し、大きな成果が得られてきたものの、特定の国が対象とされ、得られた成果も総合化されてこなかったことも否めないところである。これらの点を踏まえ、湖沼等を対象として水資源の安全性、水資源の質的量的確保、アオコの発生特性とその対策法等について熱帯地域、亜熱帯地域、温帯地域、寒帯地域の国情を踏まえ、可能な限り汎用化できる富栄養化対策マニュアルは強く要望されていた。すなわち、我国の開発途上国に対する国際環境協力の基盤整備として、海外からの環境修復・保全技術研修、海外への環境修復・保全技術移転に携わる担当者をはじめとする国、自治体、民間、NGO等の関係者が我が国および諸外国の富栄養化の過去、現状の状況と動向、富栄養化にかかわる行政、組織・体制、対策、監視・基準づくりの経緯、方向性、富栄養化対策技術としてのシステム活用のあり方、規制基準、測定・モニタリングについての知見を得ることにより、具体的に湖沼の富栄養化対策を実行できることは極めて重要である。

また、各国の湖沼においては、青酸カリよりも強力な毒素ミクロキスチン等を産成する有毒アオコの発生により危機的状況にあることを鑑み、WHO(国際保健機関)においてミクロキスチンを飲料水質ガイドラインに位置づけ対策を強化していることを踏まえると、この湖沼等の富栄養化対策の技術移転マニュアルの重要性は十分に理解できると考えられる。

本湖沼等の富栄養化対策マニュアルは、これらの背景を踏まえ、湖沼等の富栄養化のメカニズムと環境影響、我国における湖沼等の富栄養化の現状と対策、開発途上国における湖沼等の富栄養化の現状と対策、湖沼等における国際的な新たな問題、我国における富栄養化対策の中核としての霞ヶ浦浄化プロジェクト、国産技術の適正な技術移転プロジェクト、途上国に適用可能な水環境改善技術、富栄養化対策の行政対応、湖沼等の調査方法と留意点および課題と展望から構成されるものである。

(国立環境研究所：稲森悠平)

2 湖沼等の富栄養化のメカニズムと環境影響

本章では、湖沼、内海、内湾におけるアオコ、赤潮、青潮の発生による問題点、富栄養化メカニズム、負荷源等および飲料水源、農業、レクリエーション等に及ぼす影響について述べる。

2 - 1 富栄養化の引き起こす上水、景観、漁業、農業等への問題点

2 - 1 - 1 上水

(1) 凝集阻害

富栄養化した湖沼や貯水池から取水した水道原水中の懸濁物質を除去するためには、凝集操作が必要となる。凝集剤として硫酸アルミニウムなどが使用されるが懸濁物質が多い場合は注入する凝集剤の量も多くなる。藻類が増殖すると pH が上昇し凝集操作が阻害される。従って多量の凝集剤が必要となるだけでなく凝集がうまく行かなくなる場合も生ずる。また、アオコを形成する藍藻類は浮上する性質を持っているため、沈殿せずに流出する場合もある。

(2) トリハロメタンの生成

凝集およびろ過における障害を防ぎ、塩素消毒を十分に行うため前塩素処理を行うことがある。この時に次亜塩素酸と藻類由来の有機物が反応して発ガン性物質と疑われているトリハロメタンが生成する。トリハロメタンとして実際生成するのはクロロホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムであるが、クロロホルム、プロモジクロロメタンについては実験動物において発ガン性が明らかとなっており、人に対しても発ガン性を示す可能性が高い物質である。水道法水質基準では 4 種類それぞれに関する基準と合計値(総トリハロメタン)0.1mg・⁻¹という基準が設定されている。

(3) ろ過池やスクリーンの目詰まり

富栄養化にともなう藻類の大発生はろ過池やスクリーンの目詰まりを引き起こす。原因となる藻類はアオコを形成する藍藻類だけでなく *Synedra* 属や *Melosira* 属といった珪藻類の大発生も目詰まりを引き起こすことが知られている。

(4) 異臭味障害

富栄養化にともない藻類の大発生が起こると水に不快なにおいが付くことがある。この臭気には藻類が直接放出するものと藻類の死後、放線菌や細菌によって分解されて生じるものがある。藻類が直接放出する臭気として 2-MIB (ジメチルイソボルネオール) やジェオスミンが存在する。2-MIB は *Phormidium tenue* が、ジェオスミンは *Oscillatoria* 属や *Anabaena* 属が放出することがわかっている。

(5) 鉄、マンガンによる障害

富栄養化にともない発生する多量の微細藻類が死滅し、底層に沈降していくと細菌の分解作用を受ける。その結果、底層が嫌気状態になり、底泥中の鉄やマンガンが溶出してくる。鉄やマンガンが水道水に含まれると洗濯物の変色や味の低下を引き起こす。このため、浄水処理において除鉄、除マンガン処理が必要となる。着色をもたらす金属等について水道法水質基準(日本)の快適水質項目にマンガン、アルミニウムが、WHO の飲料水水質ガイドラインにおいてはアルミニウム、銅、鉄、マンガンの性状目標値が定められている。

2 - 1 - 2 景観およびレクリエーション

富栄養化が進むと、藻類の発生量が高まるため、水の透明度が低下し、藍藻類が優占種の場合は緑色、珪藻類が優占種の場合は褐色を呈し美観を著しく損ねる。アオコが発生しスラム状の膜を形成し

ている状況下では水泳，水上スキー，ボート遊びなどには不適である。水面下が見えないので危険であるということが理由の一つであるが，藍藻類は毒素を産生するため，人が毒素の曝露を受ける可能性があるということも理由として極めて重要である。実際，イギリスではアオコが発生した水域においてカヌーを練習した兵士の体調が悪くなったことが報告されている。アオコが発生するとアオコ独特の臭気が発生するため，散策にも適さない。さらにアオコが腐敗する時にも臭いが生じ，腐敗に伴い底層の嫌気化が進むと硫化水素臭が生じるためレクリエーションのみならず近隣の住民の生活環境にも悪影響をおよぼす。

2 - 1 - 3 農林水産業

ある程度の富栄養化は，藻類の増殖が盛んになり，動物プランクトンが増加し，魚類の餌になるため漁獲高が上がるという効果がある。しかし，富栄養化にともないサケ，マスなどの高級魚が消失し，商品価値の低い魚類に代わることになるので，漁獲収益は低下することになる。

さらに，富栄養化にともない捕食者や分解者が影響を受け，富栄養状態で生息可能な生物相へと変化していく。また，内湾，湖等では従来の再生産の場が富栄養化により貧酸素化していくと，もちろん魚類についても，成魚は外的影響に対して耐性を有するが，稚魚については耐性がないため，産卵の場が失われることになる。この結果，魚が減少していくことが考えられる。

富栄養化した湖水，または河川水を灌漑用水として用いると，農作物にも悪影響を与える。これは特に窒素の場合に被害が大きく，稲の過繁茂，倒伏，登熟不良，病虫害多発などにより収量が激減する。通常窒素 $1\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下ならば障害がなく， $5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上では重大な障害を生ずるとされている。藍藻類の多くの種類は毒素を産生するため，家畜を放牧している地域の水源において藍藻類が発生した場合，家畜が水を飲んで健康障害を引き起こされる可能性がある。これまでオーストラリアやアメリカにおいてウシ，ヒツジ，ブタ，ニワトリなどが藍藻類が産生する毒素を摂取して死亡した例が報告されている。

2 - 2 富栄養化にともない発生する藻類の特徴

(1) *Microcystis* 属

水道用原水を取水する湖沼や貯水池では *Microcystis* 属として *M. aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. viridis*, *M. wesenbergii* などが出現する。その中でも *M. aeruginosa*, *M. flos-aquae* は水質汚濁が著しく進行した水域に多く出現する。

Microcystis 属の中でも代表的な *M. aeruginosa* (写真 2-2-1) は細胞の大きさは直径 $3 \sim 7 \mu\text{m}$ であり，細胞中にガス胞を有し，浮上する性質を持っている。多数の細胞が寒天質で覆われて不定形の群体を形成しているのが特徴である。本属は浮遊性の藍藻類で世界各国の富栄養化の著しい湖沼に出現する。有機汚濁に対して耐性を有するので酸化池での出現頻度も高い。夏期に異常に増殖し，水面にマット状の水の華を



写真 2-2-1 *Microcystis aeruginosa* の顕微鏡写真

形成する。浄水処理過程においては *Microcystis* 属が塩素と反応し細胞が分散し凝集効果が低減することおよび異臭味を発生することなどにより、大きな障害を引き起こし問題となっている。さらに、人や動物の肝臓障害を引き起こす microcystin を産生することから、飲料水の水源に発生した場合、浄水処理過程における microcystin の消長に注意を払う必要がある。

(2) *Anabaena* 属

水道用原水を取水している湖沼や貯水池では *Anabaena* 属として *A. spiroides*, *A. macrospora*, *A. circinalis*, *A. flos-aquae* などが出現する。代表種である *A. spiroides* (写真 2-2-2) は細胞の大きさは直径 4.5 ~ 10 μm であり、栄養細胞が連鎖状に連結した形状をしている。本種は細胞中に球形の直径 5 ~ 7 μm の異形細胞を有すること、および細胞がガス胞を有し規則的ならせん形をなすのが特徴である。本種はジュズモともいわれ、全国各地の汚濁した湖沼に普通に出現する



写真 2-2-2 *Anabaena spiroides* の顕微鏡写真

浮遊性藍藻類であり、しばしば水の華を形成する。本属は浄水処理過程において塩素処理により細胞が分散し、ろ過池を通過しやすくなるため障害を引き起こす。また、本属にはカビ臭を発生したり、有毒物質のなかでも肝臓毒 microcystin や神経毒 anatoxin を産生するものも存在する。本属は窒素を固定する藍藻類としても知られている。

(3) *Oscillatoria* 属

水道用原水を取水している湖沼や貯水池では *Oscillatoria* 属 (写真 2-2-3) として *O. tenuis*, *O. agardhii* などが出現する。代表種である *O. tenuis* は細胞の大きさは長さ 2 ~ 5 μm , 幅 2.5 ~ 3 μm であり、細胞の長さは幅の約 2 倍ある。*Oscillatoria* 属は代表的な糸状性藍藻類であり単独のトリコームとして存在するか、トリコームが集積して群体を形成して存在する。霞ヶ浦では従来夏の優占種が *Microcystis* 属であったが 1987 年を境に *Oscillatoria* 属に変遷し、*Oscillatoria* 属は低温で

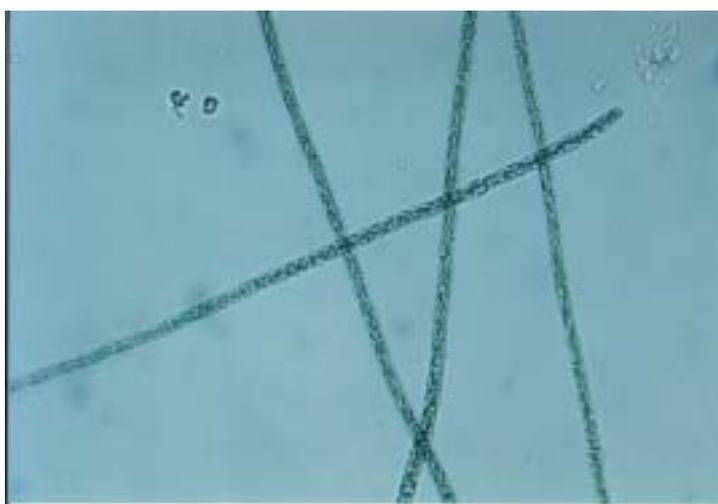


写真 2-2-3 *Oscillatoria* sp. の顕微鏡写真

も増殖することが出来るため冬期においても発生し、冬期の水質の悪化が見られている。本属が多量に出現すると浄水処理過程で凝集効果を低下させ、ろ過池を通過するため障害を引き起こす。また、本属の多くはカビ臭を発生する。また、肝臓毒 microcystin を産生するタイプも存在する。

(4) *Phormidium* 属

水道用原水を取水している湖沼や貯水池で出現する *Phormidium* 属としては *P. tenue*, *P. mucicola* が存在する。代表種である *P. tenue*(写真 2-2-4)は細胞の大きさは長さ 2.5~5 μm , 幅 1~2 μm である。本種の細胞は鞘に被われ, 接続部にくびれがなく細胞の長さが幅の 3~4 倍あり, 細胞の色調が青藍色を呈しているのが特徴である。*Oscillatoria* 属と類似しているが粘液性の鞘を有していることから識別することが出来る。本種は汚水性の藍藻類であり湖沼などに普通に出現し, 水域の礫に付着したり水中に浮遊して存在する。本属はカビ臭を生産し飲料水のカビ臭の原因藻類であるため, 浄水処理過程で問題となる。



写真 2-2-4 *Phormidium* sp. の顕微鏡写真(中央)

2 - 3 富栄養化のメカニズム

窒素, リンは水界生態系を構成する藻類, 細菌, 原生動物, 後生動物, 魚類にとって必須な元素であるが, 過剰に湖沼や海域に負荷されると富栄養化を引き起こす。我国では水域の有機汚濁を改善するため, 従来より生活排水, 産業排水中の BOD を低下させることに主たる目標が置かれてきた。その結果, 確実に有機汚濁の削減効果は認められるようになった。しかし公共用水域では, 排水処理過程で除去されない窒素, リンの流入により窒素, リン濃度が高まり, アオコや赤潮の発生が頻発するようになった(図 2-3-1)。アオコは日本では霞ヶ浦, 手賀沼, 印旛沼, 諏訪湖といった富栄養化の進ん

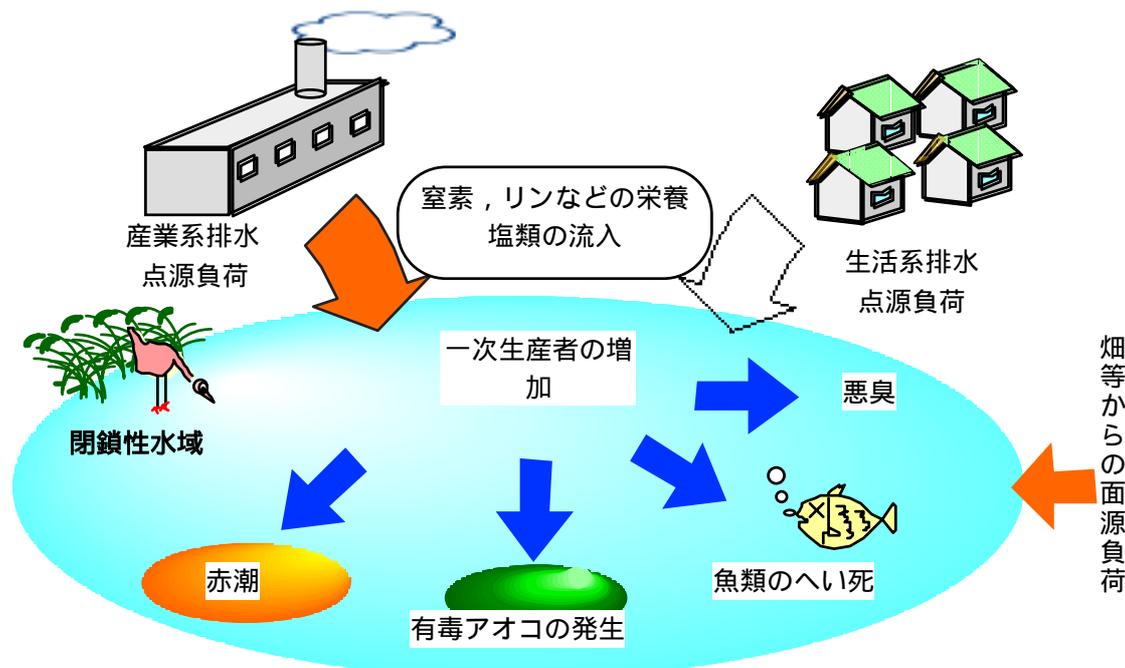


図2-3-1 閉鎖性水域における富栄養化

だ湖沼や貯水池に夏を中心に発生する。アオコの原因生物は主として藍藻類であり，その中でも *Microcystis* 属，*Anabaena* 属，*Oscillatoria* 属等が代表種である。藻類は適切な光条件下，温度条件下，窒素源として硝酸イオンやアンモニウムイオン，リンとしてリン酸イオンを吸収して増殖する。藻類に対する栄養塩類の供給には，流入河川中の栄養塩類，動物プランクトンの排泄，死骸等の細菌による分解に伴う底層からの回帰，底泥からの溶出，降雨等が挙げられる。その増殖速度は光強度，水温，窒素・リン濃度の影響を大きく受ける。富栄養化の進んだ湖沼や貯水池では藍藻類以外にも緑藻類や珪藻類等が出現し，季節によって優占種の交代が起こる。これはそれぞれの藻類間で，栄養塩類濃度に対する増殖特性，照度に対する増殖特性，温度に対する増殖特性等が異なり，水域における環境条件の変化に対して最も適した藻類が優占するためである。藍藻類は一般的に貧栄養の条件では優占しないことがわかっている。これは貧栄養の条件では増殖速度が低い，もしくは増殖できないためである。藍藻類の中でも代表的な *Microcystis* 属が優占する湖沼の全窒素濃度，全リン濃度がそれぞれ $0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上， $0.08\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上であることが報告されている。また，わが国の 211 の湖沼を対象として，窒素濃度，リン濃度をパラメータとして藍藻類の優占化がいかなる要因によって支配されるかを明らかにすることを目的として検討をおこない，全窒素 $0.39\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上，全リン $0.035 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上の湖沼において藍藻類の優占する湖沼の割合が高まることが報告されている。温度も藍藻類の増殖にとって重要な環境因子でありアオコを形成する藍藻類として代表的な *Microcystis* 属は夏を中心に優占する。

Microcystis 属のように細胞が集合し，コロニーを形成したり，*Oscillatoria* 属のように糸状性の形状を示すため，動物プランクトンの捕食を受けにくく，これもアオコの優占化を促進する要因であると考えられている。さらに藍藻類はガス胞を有し，浮上する特徴を有しているため，藍藻類が優占すると表面に集積し，水中で光が急激に減衰し，他の藻類は光を受けにくくなる。このため，風などによる混合が起こらない場合は浮上性を有する藍藻類が優占しやすくなる。

2 - 4 富栄養化を引き起こす発生源(点源，面源)と対策の意義

2 - 4 - 1 点源負荷および面源負荷

湖沼，海域，河川といった公共用水域に対する窒素，リンの供給源としてまず挙げられるのは，工場排水，生活排水，事業場排水，畜舎排水といった各種排水とその処理水，魚の養殖場といった汚染源を特定可能なものである。さらに，市街地からの流出，産業廃棄物処分場からの漏出，不法投棄さ

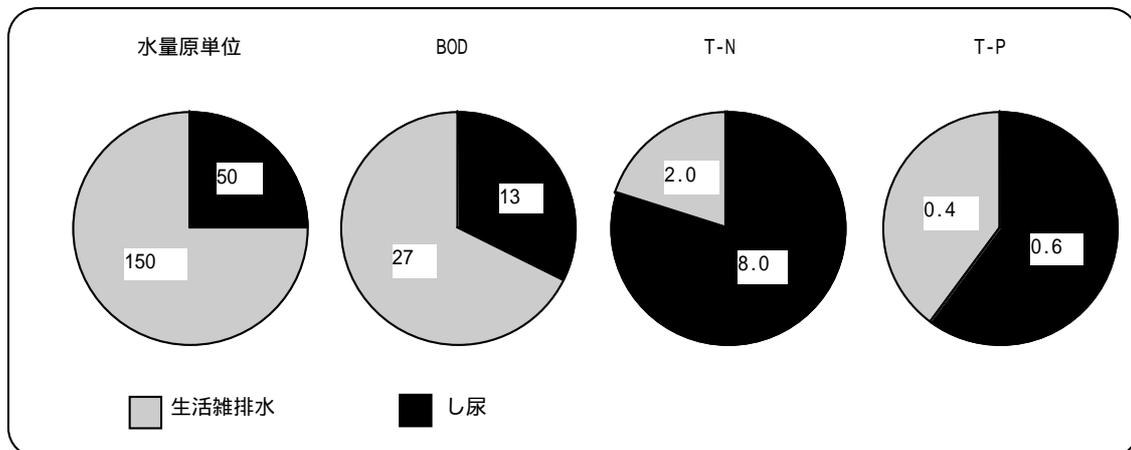


図2-4-1 生活排水の原単位からみたし尿と生活雑排水の比率
 注) 水量原単位 ($\text{l} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$) その他 ($\text{g} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$)

れた廃棄物からの漏出，放牧にともない生じる糞尿，山林，農地，ゴルフ場からの流出といった汚染源を特定できないものがある。これらの多くの汚染源に共通する汚染物質は有機物，窒素，リンである。前者を点源負荷，後者を面源負荷という。

2-4-2 点源負荷の種類と対策

点源負荷とは特定の汚染源から排出される汚染物質のことである。点源負荷はその発生源を容易に特定することができるので，汚濁負荷を制御することが可能である。点源負荷には下水処理水や工場排水の処理水，生活排水や畜舎排水，魚の養殖などが含まれる。下水処理水や工場排水といった点源負荷からの排水については，排出に関する基準が各国において定められている。

点源負荷においてもっともその負荷量が多いのは生活排水である。し尿を生活排水から除いた生活雑排水由来の有機物，窒素，リンの原単位は BOD $27\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ ，全窒素 $2\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ ，全リン $0.4\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ である(図 2-4-1)。一方し尿由来の有機物，窒素，リンの原単位は BOD $13\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ ，全窒素 $8\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ ，全リン $0.6\text{g}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{日}^{-1}$ である。し尿由来の窒素，リン負荷が大きいことがわかる。下水道や浄化槽が普及していない地域において生活排水が処理されずに放流された場合，このような点源負荷が生じることになる。畜舎からの家畜由来の糞尿や畜舎内の洗浄水が適切に処理されずに水路や河川に流入した場合，極めて深刻な汚染源となる。畜舎から排出される環境汚染物質は有機物，窒素，リンである。成畜 1 頭当たりの負荷原単位は表 2-4-1 に示すとおりである。1 日当たりの糞尿排出量は 1 頭当たり豚 5.4kg，牛 50kg で人間の 1.5kg に比較してかなり大きいことが

表 2-4-1 家畜の汚濁負荷原単位

家畜	BOD ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	窒素 ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	リン ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)
豚	130	37	14.7
牛	800	290	54

わかる。畜舎排水は，汚濁負荷量が高い，汚濁成分は糞中に多い，汚濁成分濃度が高い，生物処理が可能，窒素濃度が高い，臭気が強といった特徴を有す

る。畜舎において糞をあらかじめ除去することにより，畜舎排水の汚濁物質濃度を大幅に減らすことが可能である。養殖といった水産由来の汚濁負荷が大きい水域も存在する。生け簀による魚の養殖からの汚濁負荷は，養殖のための魚の餌に含まれる有機物，窒素，リンである。霞ヶ浦では鯉の養殖に起因する汚濁負荷が COD 負荷の 7.4%，窒素負荷の 8.3%，リン負荷の 20.3% を占め，リンにおいて汚濁

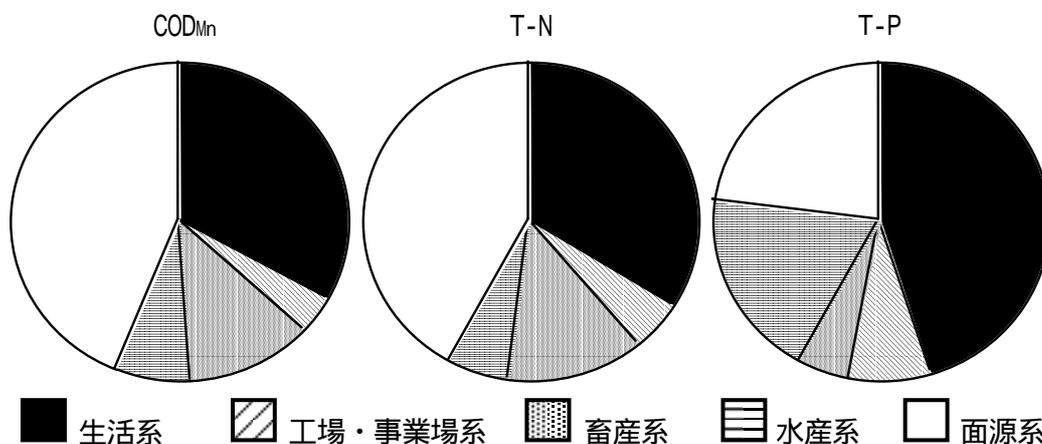


図2-4-2 霞ヶ浦の汚濁負

負荷が高いことがわかっている。有機物，窒素，リンに関する日本の霞ヶ浦に対する汚濁負荷に占める点源負荷の割合は有機物(COD)55%，窒素 58%，リン 77%であり，リン負荷に占める点源負荷の割合が大きい(図 2-4-2)。点源負荷の内訳としては，生活系が最も多く，リンについては 45%を占める。有機物と窒素に関しては畜産系が生活系に次いで多く約 10%を占める。リンについては生活系に次いで水産系が多く約 20%を占める。琵琶湖に対する汚濁負荷に占める点源負荷の割合は，有機物(COD)53.1%，窒素 45.3%，リン 68.4%であり，霞ヶ浦と同様にリン負荷に占める点源負荷の割合が大きい。

点源負荷対策としてはいうまでもなく，排水の排出源における処理が最も重要であり，下水道の整備，下水道の整備が困難な地域は浄化槽の整備，この他にも各種産業排水の浄化施設の整備などがある。世界各国において点源負荷対策として排水基準の設定がなされているが，日本における排水基準は，富栄養化の原因物質である窒素とリンについてみると，それぞれ $120\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $16 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ と水域の窒素，リン濃度に比較して著しく高く，この基準値では富栄養化の防止を図ることが極めて難しい。このように全国一律基準によって環境基準の達成が困難な場合は，都道府県が上乘せ基準を条例によって作ることが出来る。霞ヶ浦富栄養化防止条例に定められた窒素，リンに関する上乘せ基準は表 2-4-2 に示すとおりである。窒素およびリンについては業種や規模，新設か既設かによって基準値が

表 2-4-2 霞ヶ浦富栄養化防止条例による窒素・リンの上乗せ排水基準

区分	平均的な 1 日あたりの排水量(m ³)	新 設		既 設	
		N	P	N	P
食料品製造業	20 < V < 50	20	2	25	4
	50 < V < 500	15	1.5	20	3
	500 < V	10	1	15	2
金属製品製造業	20 < V < 50	20	2	30	3
	50 < V < 500	15	1	20	2
	500 < V	10	0.5	15	1
上記以外の製造業	20 < V < 50	12	1	15	1.5
	50 < V < 500	10	0.5	12	1.2
	500 < V	8	0.5	10	1
畜産農業	20 < V < 50	25	3	50	5
	50 < V < 500	15	2	40	5
	500 < V	10	1	30	3
下水道終末処理施設	20 < V < 100000	20	1	20	1
	100000 < V	15	0.5	15	0.5
し尿処理施設	20 < V	10	1	20	2
し尿浄化槽	20 < V	15	2	20	4
上記以外の事業場	20 < V < 50	20	3	30	4
	50 < V < 500	15	2	25	4
	500 < V	10	1	20	3

異なってくる。大規模の下水道終末処理施設の窒素，リンの上乗せ基準はそれぞれ $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であり，全国一律基準の $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に比較してかなり低い値となっている。

台所排水は生活排水中に占める汚れの割合が高く，有機物，浮遊物質を多量に含むため，水環境の保全を図る上では生活排水，特に台所排水対策を講じることが必要不可欠である。この点をふまえ，1990年には水質汚濁防止法が改正され，生活系排水に関する強化対策が組み込まれ，生活排水対策に係わる行政および国民の責務が明確化された。生活排水は人間の日常生活に密接にかかわっていることから，各家庭の台所で実践すべき対策として，廃油は直接流さず紙等に染み込ませたり，市販の凝固剤を用いて固形化しゴミとして出す，三角コーナーや流しの排水口に水切り袋等を使用し，調理くずや生ごみを直接流さない，洗剤等は適正量使用するなどの台所対策が示された。なお，台所対策は市民参画型の環境保全対策であり，実施することにより汚濁負荷量を 30%-50%程度削減することが可能であるといわれている。日本では行政の責務として生活排水対策重点地域の指定および生活排水対策推進計画の策定が位置づけられている。生活排水対策重点地域とは，生活排水対策の実施を推進することが特に必要であると認められる地域として，都道府県の知事が指定する地域である。生活排水対策重点地域に属する市町村においては，生活排水対策推進計画を作成しなければならない。

広域的な閉鎖性水域の水質改善を図るためには濃度規制のみでは不十分であり，汚濁負荷量全体を削減することが必要である。このことを踏まえ，水質総量規制制度はこのような水域への汚濁負荷量を全体的に削減するための施策として昭和 53 年から「水質汚濁防止法」，「瀬戸内海環境保全特別措置法」の改正によって制度化された。水質総量規制制度は東京湾，伊勢湾，瀬戸内海を指定水域として，その汚濁総量を一定量以下に抑えるため，統一的，かつ効果的な負荷削減措置を講じようとするものである。本制度はこれまで1~4次にわたり実施してきたが，その対象はCODのみであったため窒素，リンに起因する内部生産由来のCODについては効果的に抑制することが出来なかった。その点を踏まえ第5次水質総量規制制度では新たに窒素，リンを対象項目としている。

工場排水や事業場排水の有機物，窒素，リン濃度といった組成は業種によって大きく異なる。有機性排水については一般的に活性汚泥法により処理がなされる。有機性で有害物質を含む排水は，凝集沈殿法，中和処理等を行い有害物質を除去した後，活性汚泥といった生物処理がなされる。無機性で有害物質を含む排水は，凝集沈殿法や化学処理等によって処理がなされる。日本においては個別の家庭に設置する浄化槽についても規制が厳しくなりつつあり，茨城県の土浦市では $\text{BOD } 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下， $\text{T-N } 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下， $\text{T-P } 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下の規制が戸建住宅に対して適用されている。

2 - 4 - 3 面源負荷の種類と対策

面源負荷とは点源負荷以外の負荷のことをさし，面源としては農地，山林，市街地などが存在する(図 2-4-3)。農地の肥料および農薬の流出，大気中の汚濁物を取り込んだ降雨，市街地から発生する屋根・道路・地表面等に堆積した排気ガス・粉塵・工場煤塵等の汚染物質，動物の排泄物，小動物の死骸，落ち葉などの流出，鉱業地帯からの重金属類の流出，山林からの汚濁物の流出等により排出源が面的に広がっている負荷である。面源負荷の汚染源はその地点を特定することが出来ず，集水域のあちこちに散在する。これらは，流域の下水道などに取り入れられず，流出によって水路，もしくは地下水を経由して流入河川，もしくは直接湖沼に流入する。その排出位置は明確でないため，その制御は一般的に困難である。面源負荷として水域に負荷される汚染物質の中で問題となるのはおもに有機物，窒素，リン，農薬等である。例えば集水域の土壌から溶脱してくる天然のリン，畑地に肥料として散布された窒素，リンが水域に流入してくるものは面源負荷として重要である。面源負荷を発生さ

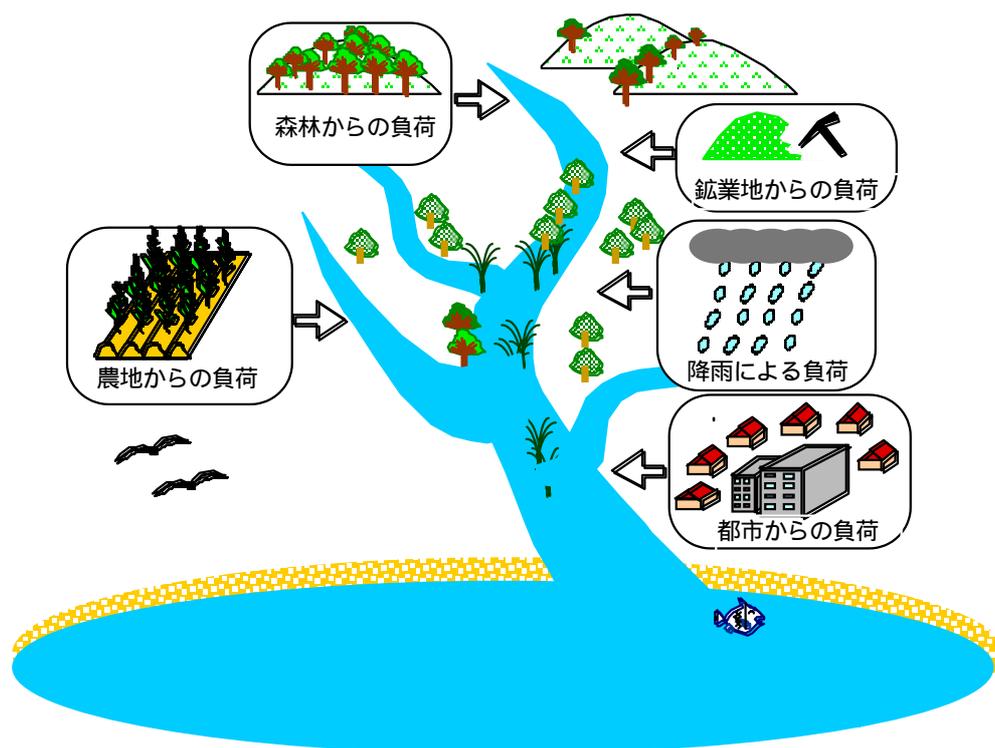


図 2-4-3 面源負荷の種類

せる土地利用形態としては牧畜，林業，農業などがある。また，土壌の浸食，表土流出にともなう窒素，リンの流入負荷も大きい。点源負荷対策のほうが推進しやすいため，点源負荷対策が進むと相対的に面源負荷の割合が高くなり，面源負荷対策が重要となる。しかしながら面源負荷は無数の地点から河川や湖沼に流入するため対策が極めて困難である。安全な水利用と持続可能な水環境を創造していくためには汚濁物質，汚濁負荷量，水量，降雨量，地理条件など水の質，量，場の実態を水文学的観点から把握し整理した上で水域の保全，改善の目標を立て水域に流入する手前で汚濁負荷の削減を図るための施策を立案し，実行するというプロセスが必要となる。

水域に対する汚濁負荷を減少させる上で森林保全は極めて重要である。森林は洪水調節，渇水緩和，気候・湿度の調節，水の浄化，CO₂の取り込みによる温暖化対策機能等の働きをもつ。しかし，森林は特に熱帯地域の開発途上国の森林を中心として減少，劣化を続けている。森林の減少の原因は人口問題，経済問題，土地利用等，地域の社会的，経済的な問題と結びついている場合が多く，減少を防ぐことが困難となっている。なお，面源負荷は現在 20%程度といわれているが，インベントリーの精度を高めるとより高い負荷量ポテンシャルを有している可能性があることから，今後効率的な面源負荷対策を強化することが重要と考えられている。

表 2-4-3 霞ヶ浦の面源汚濁負荷の算定に用いられている原単位

項目	水田	畑地	山林地	ゴルフ場	降雨(湖面)	市街地
COD	7.19	2.45	3.83	3.83	6.95	15.3
全窒素	2.4	2.34	1.56	1.56	3.08	2.4
全リン	0.095	0.116	0.054	0.0	0.13	0.18

有機物，窒素，リンに関する日本の霞ヶ浦に対する汚濁負荷に占める面源負荷の割合は有機物 (COD)44%，窒素 42%，リン 23%であり有機物と窒素においてその占める割合が大きい (図 2-4-2)。リンの占める割合が小さいのは，土壌を浸透する際吸着作用を受けるためである。水質汚濁防止対策を立てる上で，汚濁物がどこからどれだけの量流入するのかを把握することが極めて重要であるため，有機物，窒素，リンに関する各面源負荷について，面積あたりの負荷量が算定されている(表 2-4-3)。水田，畑地，山林地，ゴルフ場，市街地からの汚濁負荷量を比較すると市街地からの負荷が大きいことがわかる。このことから流域において市街地化が進むにつれて，面源負荷量が高まっていくことが予想される。すなわち市街地化が進むことにより富栄養化が進むことになる。水田においては，夏期の施肥時期にあわせて水田近辺の地下水中の硝酸性窒素濃度は増加する。水田付近の地下水の1月の硝酸性窒素濃度は $2\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下であるが，6月には最大 $13\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ にまで増大する。水稻の場合は施肥量が少ない上に，田に水を張るため，嫌気層が形成され，硝酸性窒素の脱窒がある程度期待できる。畑は施肥量が多く，嫌気層が形成されないため脱窒が期待できないため，大きな面源負荷源となる。また，生育が止まってから収穫する米と生育途中で収穫する野菜とでは，野菜のほうが土壌に残存する窒素量が多くなり負荷量が大きい。窒素肥料，畜産廃棄物，生活排水が地下に浸透した場合の負荷量を算定した例を表 2-4-4 に示す。

表2-4-4 地下水に対する主な窒素負荷源とその量

	農地における施肥	畜産から生じるふん尿		単独処理浄化槽の処理水を地下浸透している住居
		豚	牛	
原単位	$135 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$	$37 \text{ g} \cdot \text{頭}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$	$290 \text{ g} \cdot \text{頭}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$	$6 \text{ g} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{日}^{-1}$
地下水に対する負荷量	$34 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$	$3.4 \text{ kg} \cdot \text{頭}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$	$26 \text{ kg} \cdot \text{頭}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$	$1.6 \text{ kg} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$

農地における窒素施肥量は日本の畑地の平均窒素施肥量とした。農地における施肥、畜産から生じるふん尿による地下水への窒素負荷量は溶脱率を 25%として計算した。畜産から生じるふん尿による地下水への窒素負荷量はふん尿が全く処理されないものとして計算をおこなった。単独処理浄化槽の処理水の地下浸透による地下水への窒素負荷量はライシメーター内に設置したトレンチに単独処理浄化槽放流水を $50 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{日}^{-1}$ 負荷したときの水質調査結果によった。

日本の霞ヶ浦に係わる湖沼水質保全計画の中で，面源負荷対策として「環境にやさしい農業の推進」，「都市地域における流出負荷抑制」，「森林等の適正管理」の3つを挙げている。環境にやさしい農業の推進とは広報活動を通じて農業者に対して霞ヶ浦の現状と水質浄化への広報および啓発をはかり，農業者と協力して削減対策を実施することである。また，生産性との調和に留意しつつ土づくりや合理的な輪作等を通じ，化学肥料や農薬の使用による環境負荷の軽減に配慮した低投入型農業を推進する。削減対策の具体的な手法は土壌診断に基づく施肥量の適正化，緩効性肥料の使用推進，溶出抑制肥料の使用推進などであり適正な施肥が重要である。都市地域における流出負荷抑制としては，広報，啓蒙活動を通じて，小水路，宅地等の清掃を住民と協力して行い，市街地から降雨により流出する汚濁負荷量を削減する。また，雨水調整池等の適正管理を行うことである。さらに新規開発地域においては可能な限り緑地面積を確保することが重要である。森林等の適正管理とは，荒廃した森林(里山および平野林)における土壌浸食や崩壊により降雨に伴い流出する汚濁負荷量の削減をはかることである。森林管理が適正に行われれば，森林は降雨負荷削減および水源涵養機能に大きく貢献することか

らも、霞ヶ浦流域における森林の管理および森林面積の拡大は面源負荷削減対策として重要な位置づけにある。土壌の浸食や降雨にともなう肥料の流亡を最小限に抑えるような土地利用は農地、林業地からの窒素，リンを低減させるのに有効である。

<参考文献>

- 1) 須藤隆一編：環境浄化のための微生物学，講談社サイエンティフィック(1983)
- 2) 渡辺真利代，原田健一，藤木博太編：アオコ-その出現と毒素-，東京大学出版会（1994）
- 3) 須藤隆一，稲森悠平：図説生物相から見た処理機能の診断，産業用水調査会（1983）
- 4) 高村典子：ラン藻による水の華，特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状，藻類，36，65-79(1988)
- 5) 藤本尚志，福島武彦，稲森悠平，須藤隆一：全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係，水環境学会誌，18，901-908(1995)．
- 6) 須藤隆一，小沼和博：霞ヶ浦の水質と面源負荷，環境技術，29，509-515(2000)

（東京農業大学：藤本尚志）

3 我国における湖沼等の富栄養化の現状と対策

我国には指定湖沼，その他の湖沼が数多く存在するが，閉鎖性（滞留日数），水深，水温，流域負荷量等が多様であり，それにより湖沼の富栄養化の特徴は異なり，またその対策法の考え方も異なる。本章では，このような点を踏まえ，我国の湖沼の富栄養化の現状を述べる。各湖沼について 流域の特徴，湖沼水質，生物相等の特徴，現状の課題と対策の展望等を述べる。

3 - 1 霞ヶ浦

3 - 1 - 1 流域・湖沼の特徴

霞ヶ浦は，関東平野を貫流する利根川水系に属し，利根川下流部の左岸側，茨城県南東部の低平地に位置する海跡湖である。湖面積は約 220km²で，琵琶湖に次いで我国第 2 位の広さを有する。また，貯水量は約 8.5 億 m³で，利根川上流部に建設された多目的ダムの総貯水量より大きい。約 6,000 年前の霞ヶ浦は，現在の利根川下流部や印旛沼，手賀沼など一つつながりの入海の一部であった。その後，上流から運ばれてきた土砂によって河口が塞がれ，約 1,500～2,000 年前にほぼ現在の形に，そして江戸時代の 1638 年ごろには淡水湖になったといわれている。約 400 万年前に誕生したといわれる琵琶湖に比べれば，霞ヶ浦はきわめて新しい湖であり，自然的にも周囲の環境変化に影響を受けやすい性質を持つ。近年特に，首都圏にある平坦な流域は開発の可能な地域として，また豊かな湖水は貴重な水資源として，大規模な開発プロジェクトや数多くの地域振興事業が進展し，霞ヶ浦は著しい人為的改変を受けるとともに，農業用水，水道用水，工業用水などの用水源，内水面漁業の場として，また，ヨット，釣りなどのレクリエーションの場として，多様な利用と大きな役割を担うこととなった。しかし，霞ヶ浦の水深は平均約 4m（最大 7m）ときわめて浅いこと，滞留時間（約 200 日）が長いこと，さらに湖水量に対して流域面積が広いことなど，その自然的条件からも富栄養化による水質汚濁が進みやすい特性を有している。したがって，大規模な開発には広範囲に亘る利害の調整とあわせ，水質や生態系の保全に対する十分な配慮が必要である。

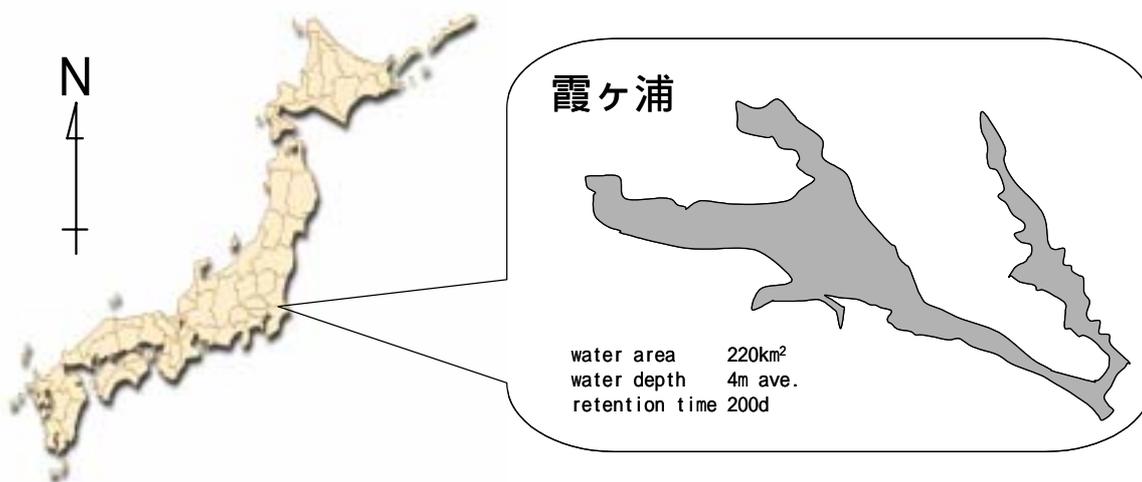


図 3-1-1 霞ヶ浦の概要

3 - 1 - 2 湖沼の現状

霞ヶ浦は，図 3-1-1 に示すように，茨城県の管轄であり，湖面積 220km²，貯水量 850 百万 m³，最大水深 7m，平均水深 4m，流域面積 2,135km²，流域人口 964 千人，平均滞留時間 200 日の天然湖であり，土浦市他，計 21 市町村に亘っている。貯水量百万 m³あたりの人口は 1,126 人，流域面積 1km²あたり

の人口は 448 人である。上水，農業用水，工業用水，水産，釣り，舟遊びなどに利用されている。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD：3mg・⁻¹，T-N：0.4mg・⁻¹，T-P：0.03mg・⁻¹ であるが，1996 年度の水質は西浦で COD：10mg・⁻¹，T-N：1.1mg・⁻¹，T-P：0.14mg・⁻¹，北浦で COD：8.7mg・⁻¹，T-N：0.71mg・⁻¹，T-P：0.086mg・⁻¹，常陸利根川で COD：8.8mg・⁻¹，T-N：0.75mg・⁻¹，T-P：0.090mg・⁻¹ であった。かつては湖水浴場としても利用されていたが，水質汚濁の進行などの理由により 1973 年に閉鎖されている。霞ヶ浦の水質や生物については，必ずしも十分とはいえないが，日本の湖沼の中では比較的早くから数多くの調査がなされてきた湖の一つである。そのなかでも近年特に注目されているのがアオコ形成藻類の変遷である。従来，霞ヶ浦では *Microcystis* や *Anabaena* を主とするアオコが毎年夏季に発生していたが，ここ数年は年間を通じて発生する *Oscillatoria* や *Phormidium* が優占化してきている。変遷が生じている原因は明確にはされていないが，流域からの流入負荷の質の変化が影響を及ぼしている可能性も指摘されている。

3 - 1 - 3 対策の現状

湖沼水質保全対策事業としては，霞ヶ浦浄化啓発事業，生活排水路浄化対策推進事業，アオコ処理対策事業，河川環境整備事業，霞ヶ浦流域水田浄化機能向上緊急対策事業，環境保全型畜産確立指導事業，霞ヶ浦北浦浄化対策事業などがある。また，土浦港には土浦バイオパークが設置され，水質浄化と同時に市民と水辺のふれあいの場としても機能している。1995 年 10 月に「第 6 回世界湖沼会議 霞ヶ浦 '95」が開催され，海外 75 カ国など約 8,200 人の参加のもと，「人と湖沼の調和 持続可能な湖沼と貯水池の利用をめざして」をテーマに，市民，研究者，企業，行政が一堂に会し，研究発表と討議を行うとともに，お互いの交流を密にしたという点で画期的な国際会議であった。この会議での討議を通じ，世界の湖沼の現状や課題が明らかにされるとともに，湖沼環境の保全にかかわりを持つ人々が連携することの重要性や国際協力の必要性が認識され，21 世紀に向けた行動指針となる「霞ヶ浦宣言」を採択し，我国における湖沼の環境問題への関心を高める大きな契機となった。なお，2001 年 4 月より，霞ヶ浦湖畔に独立行政法人国立環境研究所バイオエコエンジニアリング研究施設が建設され，国際的かつ学際的情報発信の場としての機能に多大な期待が寄せられている。

<参考文献>

- 1) 稲森悠平，高松良江：世界湖沼会議 霞ヶ浦 '95 の成果と展望，用水と廃水，38(2)51～56(1996)
- 2) 根岸正美，山本哲也，西條達也：霞ヶ浦の水質保全に向けた流域管理 地域エコシステム概念の導入，第 14 回全国環境公害研究所交流シンポジウム予稿集，51～56(1999)
- 3) 杉浦則夫：霞ヶ浦におけるアオコの発生と対策，水環境学会誌，17(9)540～544(1994)
- 4) (社)日本水環境学会編：日本の水環境 3 関東・甲信越編，267pp.(2000)

3 - 2 琵琶湖

3 - 2 - 1 流域・湖沼の特徴

およそ 500 万年とも言われる長い歴史を持つ琵琶湖は 1,000 種類を越す水生生物の宝庫でもある。琵琶湖の水は京阪神を含む約 1,400 万人の生活用水，工業用水，農業用水などの水源に利用されるばかりでなく，水産業の場として，水泳場をはじめとするリゾートの場としても利用されている。また，1993 年 6 月には「ラムサール条約（特に水鳥の生息地としての国際的に重要な湿地に関する条約）」の登録湿地としての指定を受けるなど，多様な生物の生息場所としての意義も再認識されている。琵琶湖はいわゆる古代湖のひとつであり，その長い歴史の中で生息する生物が独自の進化を遂げ固有種として定着した生態系を有する湖である。事実，琵琶湖には魚類ではニゴロブナ，ホンモコロ，ピワ

コオナマズなど、琵琶湖の独自の環境に合わせて進化してきた固有種が存在する。琵琶湖に生息する魚類 53 種のうち 13 種が固有種であり、カワニナという貝類では 10 数種の固有種がみられる。気候・地形的にみても琵琶湖は自然の巧みな水溜りである。気候的にみると琵琶湖南部は太平洋側気候で梅雨と台風時期に雨がが多い。一方、琵琶湖北部は日本海側気候で冬に雪が多い。つまり、年間を通じて平均的に降雨量が多く、しかも周囲を山に囲まれ、400 本以上の河川や水路から水が常時流入し、流出

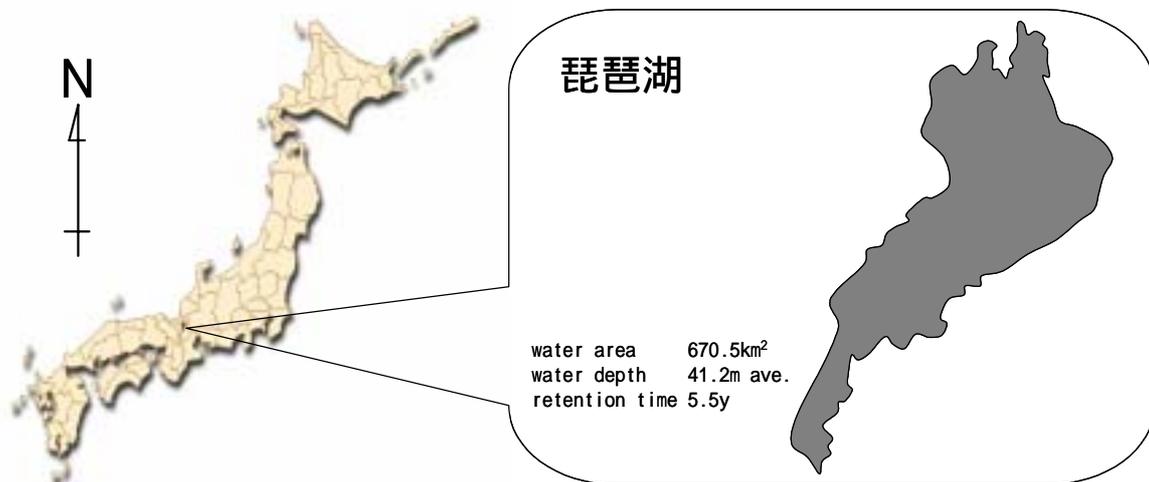


図 3-2-1 琵琶湖の概要

は瀬田川のみである。このような特殊性が琵琶湖の自然の水溜りとしての価値につながっている。

3 - 2 - 2 湖沼の現状

琵琶湖は、図 3-2-1 に示したように、滋賀県の管轄で、湖面積 670.5km²、貯水量 27,500 百万 m³、最大水深 130.6m、平均水深 41.2m、流域面積 3,174km²、流域人口 1,219 千人、平均滞留時間 5.5 年の天然湖であり、大津市をはじめ 21 市町に面している。貯水量百万 m³あたりの人口は 44 人、流域面積 1km²あたりの人口は 381 人である。上水、農業用水、工業用水、水産、水浴、釣り、観光、舟遊び、自然環境保護などに利用されている。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD : 1mg · l⁻¹、T-N : 0.2mg · l⁻¹、T-P : 0.01mg · l⁻¹であるが、1996 年度の水質は、北湖で COD : 2.5mg · l⁻¹、T-N : 0.34mg · l⁻¹、T-P : 0.007mg · l⁻¹、南湖で COD : 3.0mg · l⁻¹、T-N : 0.42mg · l⁻¹、T-P : 0.018mg · l⁻¹であった。毎年、夏季になると淡水赤潮やアオコが発生し、景観の悪化等、利水障害を生じている。1960 年代以降、琵琶湖では工場排水や生活排水の増加に伴って南湖を中心に水質汚濁が進行した。汚濁はやがて琵琶湖全体へと広がり、1970 年代には富栄養化が顕著になった。特に 1977 年に琵琶湖で初めて *Uroglena americana* による淡水赤潮が発生し、1983 年には南湖西岸にアオコが発生した。その後、淡水赤潮は 1986 年、1997 年、1998 年を除いてほぼ毎年のように発生し、アオコは 1984 年を除き発生している。また、1989 年には琵琶湖全体で藍藻類 *Synechococcus* 属に分類されるピコプランクトンの大量増殖がみられた。湖沼の代表的な有機汚濁指標である COD の推移をみると、琵琶湖では 1980 年代前半に一時的に減少傾向を示したものの、その後は漸増傾向を示している。北湖の COD は環境基準値の 2~3 倍、南湖は 3~4 倍でいずれも毎年環境基準値を大幅に超過している。

3 - 2 - 3 対策の現状

琵琶湖は指定湖沼の中でも面源由来の流入汚濁負荷量が多い。琵琶湖においては、湖沼法による対策の実施により流入負荷量は減少したが、水質は改善されていない。この結果と原因として、滞留時間が長く(約 5 年)、流入負荷量の変化が即座に水質変化に反映されない、農地等の面源からの

負荷量推定値が過小評価である可能性が高い， 汲み取り便所から浄化槽への変更に伴う，窒素，リン排出負荷量の増加， 負荷量計算において 生活系の負荷量原単位は変化がないと仮定しているが，実際には増加している可能性がある， 底泥からの負荷量は即座に減少することではなく，時間遅れが生じる，等が挙げられる。ただし，対策を実施しなければ流入負荷量は明らかに増加しており，対策を実施したことえ 1995 年度には，COD：20%，T-N：20%，T-P：31%の負荷量が削減されたことになる。

湖沼水質保全対策事業としては，水質保全等施設整備事業，合併処理浄化槽設置整備事業，農業集落排水施設整備事業，水草刈取事業，南湖水質改善対策事業，ヨシ群落保全条例の施行，生活排水対策推進条例施行，北湖有機汚濁対策等がある。特に滋賀県では湖岸のヨシを保全するために 1992 年に「滋賀県琵琶湖のヨシ群落の保全に関する条例」を制定し，ヨシ群落保全区域の指定による保護やヨシ群落を育成する事業等を行っている。ラムサール条約登録湿地であることを考慮すると，植物ヨシとしての水質浄化能力は評価するほどのものではないが，生物の揺り籠としてのヨシ原の役割は大きい。また，琵琶湖では 1982 年の第 1 回世界湖沼会議に続き，2001 年 11 月に第 9 回会議を「湖沼をめぐる命といとなみへのパートナーシップ」をスローガンに掲げて開催した。

<参考文献>

- 1) 滋賀県琵琶湖研究所：琵琶湖研究 集水域から湖水まで ，滋賀県琵琶湖研究所 5 周年記念誌（1988）
- 2) 浜端悦治，国松孝男，籠谷泰行，落合正弘：森林はシンクかソースか 琵琶湖流域における野外実験から富栄養化物質の挙動を見る ，第 14 回全国環境公害研究所交流シンポジウム，47～50（1999）
- 3) （社）日本水環境学会編：日本の水環境 5 近畿編，267pp.（2000）

3 - 3 諏訪湖

3 - 3 - 1 流域・湖沼の特徴

諏訪湖は長野県の中央部に位置し，長野県下では最も湖面積が大きく，しかも我国の代表的な富栄養湖の一つである。諏訪湖は標高 759m という高地にあり 大都市からも離れている位置にありながら，内陸の高地の湖沼としては早くから富栄養化が進行したことで知られている。湖面積は現在 13.3km²

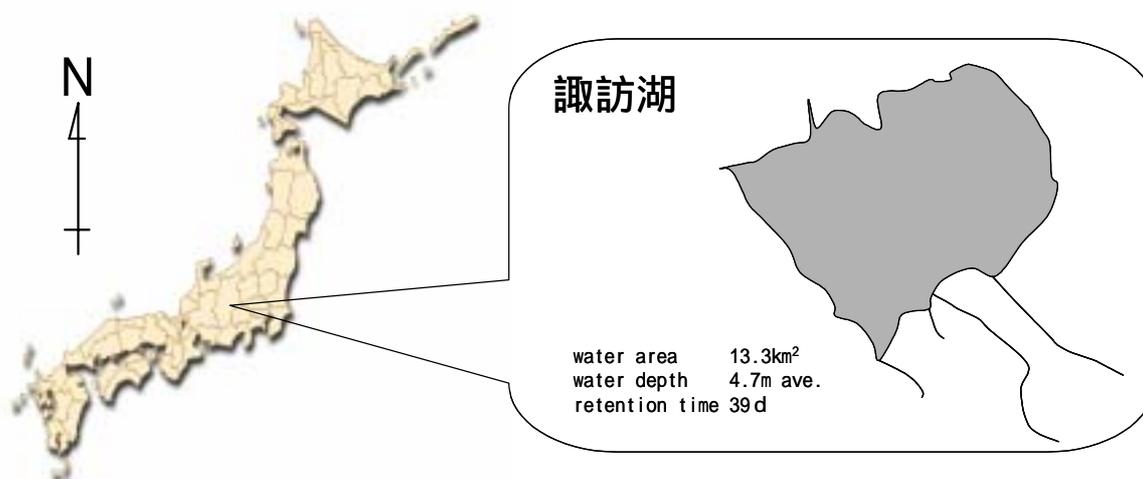


図 3-3-1 諏訪湖の概要

であり、水深は最大で 6.5m、平均水深は約 4m というきわめて浅い湖であるが、しかし、湖底堆積物の厚さは 200m 以上であり、その内容は周辺から河川を經由して運び込まれる土砂と湖内で生産される生物の遺骸、珪藻骸泥で構成されている。堆積物中に湖外から流入する土砂が多いのは、周囲を取り巻く主要な山体が八ヶ岳を含む火山で占められているためである。現在でも山麓の高原台地上の農地からは土砂が流失し、諏訪湖湖内へ流入する土砂が多いことは、降雨時の流入河川の濁りからも推測できる。湖岸線は人工的な改修により凹凸が少なく、その延長距離は約 16km である。湖への流入河川の総数は 31 河川とされているが、それらの多くは用水路や小水路であり、主なものは横川、砥川、角間川、上川、宮川、新川の 6 河川である。流出河川は湖の西側から流出し、伊那谷を経て静岡で太平洋に流入する天竜川のみである。

3 - 3 - 2 湖沼の現状

諏訪湖は、図 3-3-1 に示したように、長野県の管轄で、湖面積 13.3km²、貯水量 62.9 百万 m³、最大水深 7.2m、平均水深 4.7m、流域面積 531.8km²、流域人口 182 千人、平均滞留時間 39 日の天然湖であり、諏訪市に位置している。貯水量百万 m³あたりの人口は 2,905 人、流域面積 1km²あたりの人口は 344 人である。農業用水、水産、釣り、舟遊びなどに利用されている。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD:3mg・⁻¹、T-N:0.6mg・⁻¹、T-P:0.05mg・⁻¹であるが、1996 年度の水質は COD:11mg・⁻¹、T-N:1.0mg・⁻¹、T-P:0.094mg・⁻¹であった。毎年、夏季になるとアオコが発生し、景観の悪化等、利水障害を生じている。なお、学術的には 1985 年から 1987 年までの 3 年間に亘り、大規模な隔離水塊（メソコズム）実験が行われ、個々の水塊内の生態系に人為的变化を与えて生物と環境に如何なる連鎖反応が生じるかを追求し、生態系の安定性の維持や変動のメカニズムを探ることを目的として検討・解析が行われた。

3 - 3 - 3 対策の現状

湖沼主質保全対策事業としては、流域下水道整備、合併処理浄化槽の整備（下水道計画区域外）、底泥浚渫（岡谷市浜沖、下諏訪町沖、諏訪市高島沖など）、浮遊物・水草除去（関係市町村・各種団体の協力による）がある。当初の諏訪湖浄化計画にはいくつかの錯誤が認められる。その一つは浄化計画の一つの柱として取り上げられた浚渫計画である。その計画の理由の一つとして挙げられたのが水生植物による二次汚染であり、結果として沿岸域の水生植物の排除が効果的に行われた。このことが諏訪湖の環境を水質ばかりでなく、生物相をも著しく変える原因となったことは明らかである。幸いにして、全国的にも世界的にも沿岸域の重要性と生態系としての湖沼の修復が認識されるようになり、諏訪湖でもその方向で沿岸域の修復計画を進行させることができるようになった。湖沼の保全には、湖沼に生息する生物の環境として水質だけでなく、諏訪湖なら諏訪湖としての形態の保全が大切であり、両者が相まってはじめて生態系としての保全が可能になる。そのための修復計画にはいまだ試行錯誤が進めていかなくてはならないが、諏訪湖の試みがケーススタディーのひとつとして活用されることが期待される。

<参考文献>

- 1) 西條八東、坂本 充：メソコズム 湖沼生態系の解析、名古屋大学出版会、346pp.（1993）
- 2)（社）日本水環境学会編：日本の水環境 3 関東・甲信越編、267pp.（2000）

3 - 4 三方五湖

3 - 4 - 1 流域・湖沼の特徴

福井県南部の三方五湖は、日向湖、久々子湖、水月湖、菅湖、三方湖の 5 つの湖から構成される湖

沼群であり、各々が日向水道，早瀬川，浦見川，嵯峨隧道，瀬戸，堀切川によって湖水相互および海洋への連絡が行われているため，水理的に各湖は密接な関係にある。三方五湖の起源は約 100 万年前の地殻変動により沈降した断層盆地に湛水された湖であり，日向，水月，菅，三方の各湖は淡水湖であったと言われている。一方，久々子湖は砂洲により塞がれて生じた湖と言われている。その後，洪水による氾濫を防止するために，日向水道が 1630 年に，浦見川が 1655 年に開削され，また嵯峨隧

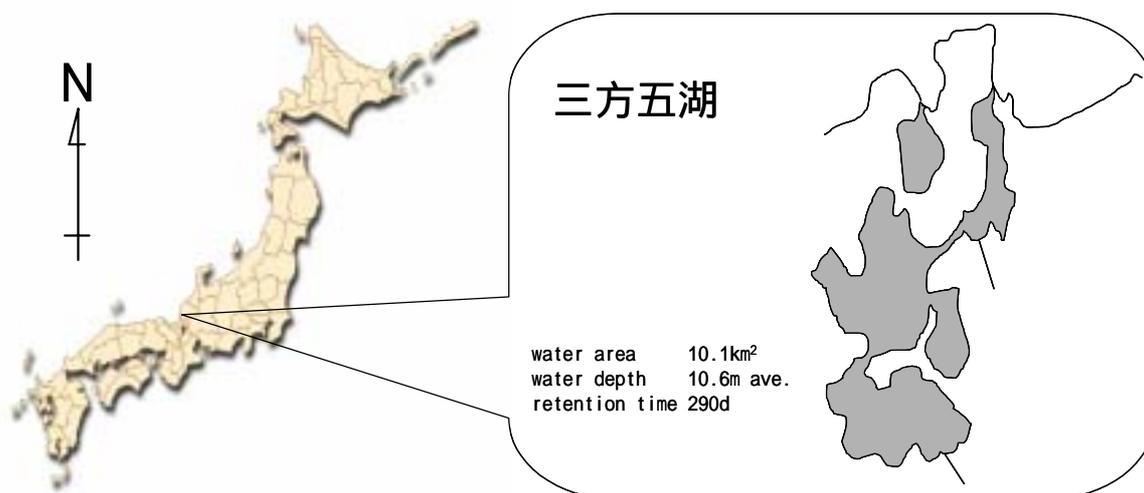


図 3-4-1 三方五湖の概要

道が 1933～36 年に掘削，拡張工事を受け，多量の海水が水月湖に流入した。しかし，1978 年には嵯峨隧道が閉鎖されて今日に至っている。現在では日向湖は若狭湾に開口した海水湖である。久々子湖，水月湖，菅湖は汽水湖であり，さらに水月湖は水深 10m 付近に塩分躍層を有する部分循環湖，菅湖は水月湖の副湖盆となっている。三方湖は流入河川からの土砂や汚濁物質の沈殿の役割を持つ淡水湖である。三方五湖に流入する河川は，三方湖に流入する斜川が主であるが，他に別所川，観音川，久々子湖に流入する宇波西川，農業排水路がある。

3 - 4 - 2 湖沼の現状

三方五湖は，図 3-4-1 に示したように，福井県の管轄で，三方五湖を形成する湖沼群の概要は以下のとおりである。日向湖は湖面積 0.9km²，平均水深 14.3m，湖容積 1,287 万 m³，流域面積 2.2km²，久々子湖は湖面積 1.4km²，平均水深 1.8m，湖容積 252 万 m³，流域面積 15.8km²，水月湖は湖面積 4.3km²，平均水深 14.3m，湖容積 7,436 万 m³，流域面積 4.3km²，三方湖は湖面積 3.6km²，平均水深 1.3m，湖容積 468 万 m³，流域面積 60.3km²である。三方五湖全体としては，湖面積 10.1km²，最大水深 33.7m，平均水深 10.6m，湖容積 107 百万 m³，流域面積 84.2km²，流域人口 11.3 千人，平均滞留時間 290 日となる。三方町と美浜町の 2 町に亘っており，1996 年度の水質は COD : 5.0mg · l⁻¹，T-N : 0.64mg · l⁻¹，T-P : 0.056mg · l⁻¹であった。毎年 6～9 月になるとアオコが発生し，景観の悪化とともに水質汚濁を引き起こしている。なお，三方五湖で発生するアオコの構成種は，*Microcystis* 属，*Anabaena* 属，*Oscillatoria* 属，*Aphanizomenon* 属の 4 種類であることがわかっている。

3 - 4 - 3 対策の現状

日向湖を除く三方四湖については富栄養化による水質汚濁が進行していることから，1977 年 2 月に COD 等の環境基準を B 類型に指定した（日向湖については A 類型に指定）。さらに 1987 年 10 月に四湖について窒素，リンに係る環境基準を C 類型に指定した。その際，三方湖においては窒素の C 類型水

質の速やかな達成が見込めないことから，類型指定と併せて暫定目標値を $0.61\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と設定し，「段階的に暫定目標を達成しつつ，環境基準の可及的速やかな達成に努める」こととした。この暫定目標はおおむね5年ごとに見直すとされていることから，1992年度に現況の水質を基準とし，実施予定の水質保全対策などを考慮して将来（1997年度）の水質予測を行い，暫定目標の見直しを検討した。しかし，生活系や産業系以外の汚濁負荷割合が高いことや，下水道等の対策が途中段階にあることから，1997年度における暫定目標の達成が難しい予測結果を得た。このため，従来の暫定目標値をそのまま据え置くこととし，その達成のために引き続き総合的な対策を進めている。暫定目標達成のための水質対策としては，県庁内17課で組織する「湖沼水質保全総合対策推進会議」が設置されており，「発生源対策」「流入水路対策」「湖沼内対策」「湖沼周辺対策」を基幹とした様々な対策を行っている。湖沼水質保全対策事業としては，公共下水道整備事業（美浜町公共下水道：処理人口7,560人，2020年完成予定，三方町特環公共下水道：処理人口4,550人，2016年完成予定），農村総合整備事業，農業集落排水事業（処理人口1,020人，1999年完成），農業リサイクル型湖沼対策確立推進事業（施肥流出防止の啓発，施肥田植機の普及，水生植物の浮礁設置），河川浄化事業（三方湖の浚渫）などである。

<参考文献>

- 1) 石本健治，村田義公，稲森悠平：三方湖の汚濁の現状と水質改善対策，第10回全国環境公害研究所交流シンポジウム予稿集，29～34（1995）
- 2) （社）日本水環境学会編：日本の水環境4 東海・北陸編，239pp.（1999）

3 - 5 児島湖

3 - 5 - 1 流域・湖沼の特徴

岡山市街地の中心から南へ約8kmのところ position する児島湖は，江戸時代から1963年頃までに盛んに行われた干拓地で栽培されている農作物への干害と塩害の防止や干拓地の排水強化ならびに干拓堤防の安全を確保するなどの目的で，農水省が児島湾の最奥部を締め切って淡水化した人工湖である。締め切り堤防の建設工事は，1951年2月に着手，1956年に潮止め工事，1959年に堤防，1962年3月に長さ1,558mに及ぶ堤防の全体工事が完了した。水位の調整は，径間24mのゲート6門からなる中央樋門の開閉で行い，灌漑期80cm，非灌漑期50cmの標準水位を超えると，退潮時に児島湾への放水によって行われている。児島湖へは，岡山と倉敷の両市街地およびその周辺の田畑を経て笹ヶ瀬川と倉

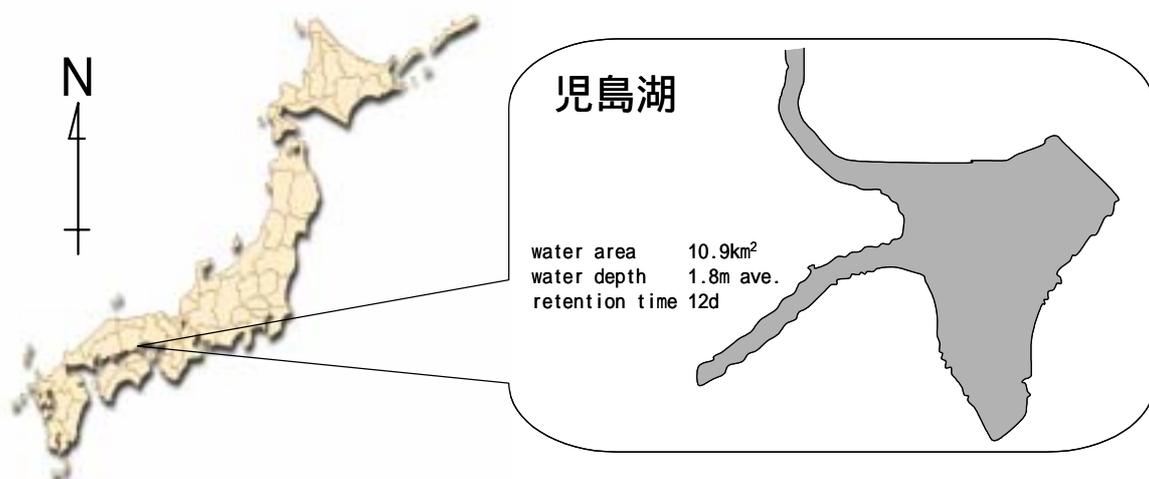


図 3-5-1 児島湖の概要

敷川，特に倉敷川は河口域の干拓地の田畑を経て流入している。児島湖の特性は，樋門付近と湖北の一部を除き全体に水深が浅く，浅水湖に属し，湖面積も小さく，県人口の約 1/3 と多くの人が流域内に居住し，手賀沼，印旛沼に次いで 33,700 人/湖水 100 万 m³，3,070ha/湖水 100 万 m³を受け持つ汚濁負担率が高く，水質汚濁が促進されやすい湖であり，また年間の平均滞留日数も約 12 日と短いことである。

3 - 5 - 2 湖沼の現状

児島湖は，図 3-5-1 に示したように，岡山県の管轄で，湖面積 10.9km²，貯水量 26.1 百万 m³，最大水深 9.0m，平均水深 1.8m，流域面積 543.6km²，流域人口 624 千人，平均滞留時間 12 日の人工湖であり，岡山市，倉敷市，玉野市，総社市，灘崎町，早島町，山手村，賀陽町の 8 市町村に亘っている。貯水量百万 m³あたりの人口は 23,895 人，流域面積 1km²あたりの人口は 1,146 人である。農業用水や漁業に利用されている。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD：5mg・⁻¹，T-N：1mg・⁻¹，T-P：0.1mg・⁻¹であるが，1996 年度の水質は COD：10mg・⁻¹，T-N：1.8mg・⁻¹，T-P：0.21mg・⁻¹であった。流域への COD 排出量を発生源別にみると，都市化に伴う生活排水によるものが 51.6%で最も多く，次に山林・田畑・家畜によるものが 31.4%で，工場・事業場排水によるものが 17.0%，また T-N，T-P についても COD とほぼ同様の発生源別の排出割合を示している。この発生源の影響を受け，水質は COD の環境基準値 5mg・⁻¹の約 2 倍の値で推移し，環境基準の適合率 0%であり，1997 年度における全国湖沼中ワースト 5 位というきわめて悪い水質汚濁の状況にある。T-N，T-P では環境基準 V 類型 1mg・⁻¹，0.1mg・⁻¹をそれぞれあてはめると，COD と同様に両者とも約 2 倍程度の高濃度で推移している。このように，児島湖は児島湾を締め切ったために水の交換の悪い閉鎖性水域となり，窒素，リン等の栄養塩類の濃度が高まり，アオコ，淡水赤潮，ホテイアオイ，ボタンウキクサの大量繁茂をはじめとするプランクトン，水生植物，底生動物，魚類・甲殻類などの水生生物の生産が著しく増大した典型的な富栄養化がみられている。特に 1994 年から流域の用水路に発生し始めた *Euglena sanguinea* による淡水赤潮は，有機汚濁がきわめて進行している状態であることを示しており，児島湖内の *Microcystis aeruginosa*，*Anabaena spiroides* によるアオコと相まって流域全体の富栄養化の進行を示唆している。

3 - 5 - 3 対策の現状

水質の浄化対策としては，1985 年 12 月に「湖沼水質保全特別措置法」に基づく指定湖沼に指定されて，1987 年 1 月に「児島湖にかかる湖沼水質保全計画」を策定し，県，関係市町村および流域住民が一体となって水質保全の諸施策を推進してきた。この間の 1991 年 3 月には，水質保全だけでなく，自然保護，景観対策，環境整備などの総合的な環境保全対策を推進するため，「児島湖環境保全条例」が制定され，同年 9 月に施行された。さらに 1992 年 3 月には第 2 期水質保全計画，以後 5 年ごとに水質保全計画の見直しが行われることとなり，現在第 3 期水質保全計画が進行中である。しかし，水質は COD で 10mg・⁻¹前後で推移しており，相変わらず横ばい状態であり，このことは水質保全計画により水質の悪化を防ぐことはできたと評価されるものの，水質保全計画の目標値である 8.8mg・⁻¹を達成することはできなかった。湖沼水質保全対策事業としては，下水道・農業集落排水施設の整備，合併処理浄化槽の設置補助事業，生活排水処理施設設置事業，廃棄物処理施設等の整備事業，家畜糞尿処理施設等の整備事業，干潟・ヨシ原の造成，植生護岸の整備，水質浄化施設の設置，国営総合農地防災事業，児島湖流域環境保全対策推進協議会，児島湖流域水質保全基金，児島湖流域環境保全月刊行事などである。

< 参考文献 >

- 1) 村上和仁, 鷹野 洋, 荻野泰夫, 森 忠繁: 児島湖の汚濁の現状と水質浄化対策, 用水と廃水, 38 (6) 445~450 (1996)
- 2) 村上和仁, 鷹野 洋, 吉岡敏行, 荻野泰夫, 森 忠繁: 児島湖における植物プランクトンの種構成と季節的消長, 水環境学会誌, 22 (9), 770~775 (1999)
- 3) 山本 淳, 伊東清実, 水嶋香織, 田邊英子, 近藤基一, 松永和義, 森 忠繁, 稲森悠平: 家庭厨房排水の汚濁負荷量及び簡易浄化対策の効果について, 用水と廃水, 39 (12) 1106~1109 (1997)
- 4) 吉岡敏行, 村上和仁, 剣持堅志, 荻野泰夫, 森 忠繁: 岡山県内湖沼におけるミクロキスチンの挙動と水質特性, 第14回全国環境公害研究所交流シンポジウム予稿集, 73~76 (1999)
- 5) 村上和仁, 吉岡敏行, 荻野泰夫, 森 忠繁: 児島湖流域に発生した淡水赤潮, 用水と廃水, 40 (12) 11~17 (1998)
- 6) (社)日本水環境学会編: 日本の水環境 6 中国・四国編, 194pp. (2000)

3 - 6 野尻湖

3 - 6 - 1 流域・湖沼の特徴

野尻湖は上信越高原国立公園内に位置しており, 古くから避暑地として利用されてきた。その成因については, 黒姫山の噴火とも火山活動によるものとも言われている。

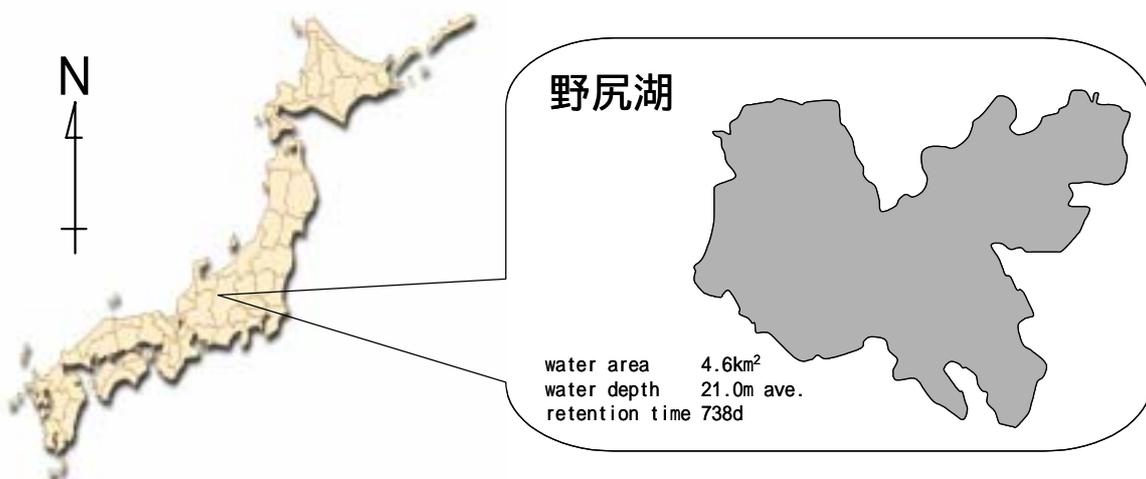


図 3-6-1 野尻湖の概要

3 - 6 - 2 湖沼の現状

野尻湖は, 図 3-6-1 に示したように, 長野県の管轄で, 湖面積 4.56km², 貯水量 9.6 百万 m³, 最大水深 38.5m, 平均水深 21.0m, 流域面積 185.3km², 流域人口 2.5 千人, 平均滞留時間 738 日の天然湖であり, 上水内郡信濃町に位置している。貯水量百万 m³あたりの人口は 26 人, 流域面積 1km²あたりの人口は 13 人である。上水, 農業用水, 発電用水, 水産, 観光などに利用されている。水質については従来より良好といわれてきたが, 1988 年度には淡水赤潮が発生し, 富栄養化の進行が懸念され始めた。このため, 1994 年度に湖沼水質保全特別措置法の指定を受け, 総合的な浄化対策を実施している。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD : 1mg · l⁻¹, T-P : 0.005mg · l⁻¹であるが, 1996 年度の水質は COD : 2.1mg · l⁻¹, T-P : 0.005mg · l⁻¹であった。

3 - 6 - 3 対策の現状

湖沼水質保全対策事業としては、公共下水道整備（1995 年一部供用開始）、農業集落排水処理施設整備（古海地区、1994 年一部供用開始）、ヨシ原による水質浄化（流入河川にて実施）、合併処理浄化槽・沈殿槽設置事業（信濃町、下水道区域外、設置補助）、環境保全型農業の普及（水田側条施肥田植機の普及、田水面の適正管理）などである。

<参考文献>

- 1) 樋口澄男, 近藤洋一, 渡辺 信, 野崎久義, 久保田昌利, 加崎英男, 野尻湖水草復元研究会: 野尻湖における車軸藻・水草帯の調査・復元活動と環境教育, 第 14 回全国環境公害研究所交流シンポジウム予稿集, 37~42 (1999)
- 2) (社)日本水環境学会編: 日本の水環境 3 関東・甲信越編, 267pp. (2000)

3 - 7 手賀沼

3 - 7 - 1 流域・湖沼の特徴

千葉県北西部に位置し利根川水系に属する手賀沼は、農業用水や内水面漁業場として重要な水源であるが、有機物汚濁指標である COD の水質が 1974 年以来、全国湖沼のなかでワースト 1 位という汚濁が進行した状態にある。現在の手賀沼は、湖面積 650ha、水容量 560 万 m³、平均水深 0.86m の小さく浅い湖沼であるが、休日には多くの市民が水辺を憩いに訪れ、1991 年に開設された手賀沼親水広場水の館にはこの 8 年間で 84 万人余りが来館している。また、1995 年に手賀沼流域の市民の市民団体によって設立された「美しい手賀沼を愛する市民の連合会」は、現在では 22 団体が参加するまでになっている。手賀沼は水こそ汚れているものの、首都近郊に残る数少ない風情あるたたずまいの沼であり、かつての美しい姿の手賀沼を取り戻すことは、この間に失ったふるさとを取り戻すことにつながるものと考えられる。手賀沼はこの地域におけるこれからの地域づくりのシンボルとして重要な役割を担っている。

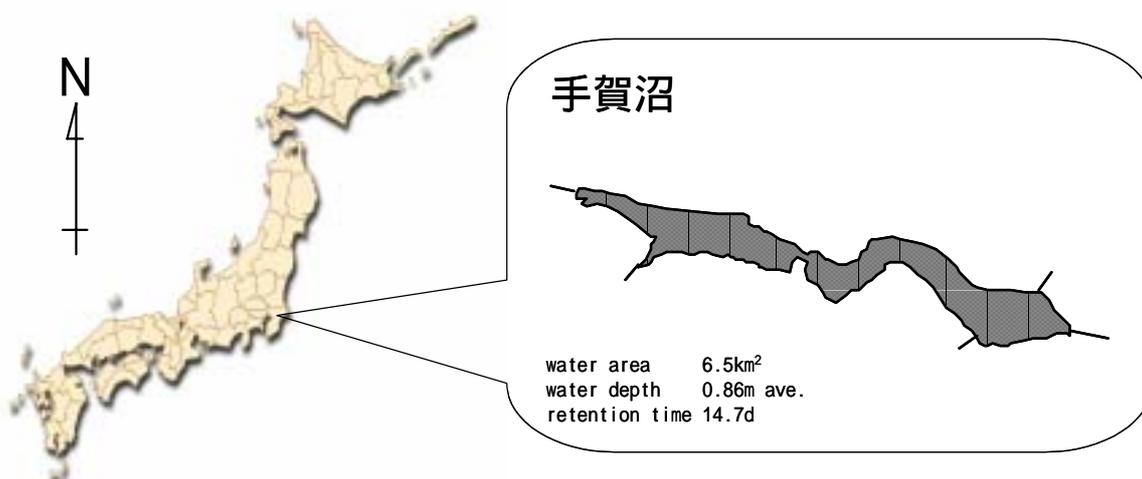


図 3-7-1 手賀沼の概要

3 - 7 - 2 湖沼の現状

手賀沼は、図 3-7-1 に示したように、千葉県の管轄で、湖面積 6.5km²、貯水量 5.6 百万 m³、最大水深 3.8m、平均水深 0.86m、流域面積 150.2km²、流域人口 465.0 千人、平均滞留時間 13.9 日の天然湖であり、柏市、我孫子市、沼南町、白井町、印西町の 2 市 3 町に亘っている。貯水量百万 m³あたりの人口は 83,036 人、流域面積 1km²あたりの人口は 3,096 人である。農業用水、水産、釣り、舟遊びな

どに利用されている。かつては 12km²あった湖面積は 1954 年から 1968 年にかけて行われた干拓事業の結果、6.5km²まで減少してしまっている。湖沼水質保全計画における環境基準値は、COD : 5mg · l⁻¹、T-N : 1mg · l⁻¹、T-P : 0.1mg · l⁻¹であるが、1996 年度の水質は COD : 24mg · l⁻¹、T-N : 4.5mg · l⁻¹、T-P : 0.49mg · l⁻¹であった。毎年 6~10 月にかけて *Microcystis aeruginosa*、*Anabaena affinis* 等を中心とするアオコが発生し、景観の悪化に伴うレクリエーション機能への悪影響を及ぼしている。

3 - 7 - 3 対策の現状

手賀沼は指定湖沼の中でも生活系の負荷割合が高い湖沼である。手賀沼においても、琵琶湖と同様に、対策により流入負荷量が減少したにもかかわらず、その効果は水質には反映されていない。その原因として、滞留時間が短く、流入河川の水質の影響を受けているが、流入河川の水質に変化はみられず、負荷量の減少は流入河川の水量の減少による、底泥からの栄養塩負荷が大きい、等が考えられる。このような原因から、手賀沼では流入水の水質も考慮する必要があり、浄化対策として浄化用水の導入等が必要となる。また、底泥からの栄養塩負荷については現実的に有効な対策がなく、技術開発が望まれている。

手賀沼では、生活系排水対策、産業系排水対策、河川・湖沼直接浄化対策、面源負荷対策など多くの浄化対策が行われてきている。これらの対策のなかでもっとも効果的だったのは下水道整備といえるが、下水道使用人口は増えているものの、流域内人口も増えているため、水質浄化効果がなかなか現れてこないのが実情である。千葉県では、手賀沼の水質の抜本的改善を図るため、湖沼水質保全計画の浄化対策に上乘せする新たな対策を検討してきた。この検討では、当面は手賀沼の水質を環境基準 (COD : 5mg · l⁻¹) まで回復するのは難しいことから、暫定的な目標として水質が急激に悪化する前の 1970 年ごろの水質である COD : 10mg · l⁻¹を設定した。手賀沼流域下水道計画は、1972 年に流域 8 市町を対象に策定され、1981 年から一部地域で処理が開始された。処理水は利根川へ直接放流されるため、下水道使用人口分の手賀沼への排出負荷量はゼロとなり浄化効果が大きい。また、建設省による北千葉導水事業は、利根川から江戸川へ都市用水を供給すると同時に、手賀沼へ浄化用水を最大 10m³ · s⁻¹導水するという計画の事業であり、1974 年に建設が着手され、ようやく 2000 年から本格通水という最終段階に入った。1999 年 3 月から試験通水が開始されており、予測では 5~10m³ · s⁻¹の導水を 5~10 日間連続して行えば COD : 10mg · l⁻¹を達成できるという結果が得られ、非常に期待されている事業である。しかし、浄化用水の導水は条件付きであり、常時導水は不可能であることから不確定要素も含有している。さらに、植物プランクトン発生の原因となっているリンの除去を主眼とした河川水の浄化施設を設置する対策も講じられている。予測では COD : 10mg · l⁻¹を達成するためには現在のリン流入負荷量の 1/3 を削減する必要があるという結果が得られた。今後の下水道の進捗、北千葉導水の開始を勘案して、大堀川と大津川の上流域の下水道未整備地区 4 箇所に、予測結果よりも小規模であるが、合計 35,000m³ · d⁻¹の施設を建設することとなり、1999 年度から第 1 基目の施設が建設着手されている。

<参考文献>

- 1) 山田安彦, 白鳥孝治, 立本英機: 印旛沼・手賀沼 水環境への提言, 古今書院, 167pp. (1993)
- 2) 小林節子, 宇野健一, 吉澤 正: 印旛沼・手賀沼の COD, 窒素, リンの水質特性, 公害と対策, 26 1417~1426 (1990)
- 3) 細見正明, 須藤隆一: 手賀沼における栄養塩収支, 国立公害研究所報告, 117 69~86 (1988)
- 4) 小林節子, 平間幸雄: 印旛沼・手賀沼の水草, 植物プランクトンの変遷からみた湖沼の水環境保全, 第 14 回全国環境公害研究所交流シンポジウム予稿集, 31~36 (1999)

- 5) (社)日本水環境学会編：日本の水環境 3 関東・甲信越編，267pp. (2000)
- 6) 小林節子，西村 肇：湖沼のリン循環諸課程の現状把握にもとづいた湖沼の COD 水質予測法，水環境学会誌，16 (10) 711～722 (1993)

3 - 8 中海・宍道湖

3 - 8 - 1 流域・湖沼の特徴

島根半島と中国山地の山裾に抱かれた中海(湖面積86.2km²、平均水深5.4m)と宍道湖(湖面積79.1km²、平均水深4.5m)は中国山地を源とする斐伊川の河口部に位置し、境水道を経て日本海(美保湾)へと続く汽水湖である。それぞれの湖の面積は、我国で5番目と7番目であるが、長さ7kmほどの大橋川でつながる両湖を合わせた面積は我国最大の汽水湖であるサロマ湖(湖面積151.9km²)を上回る。「出雲国風土記」に記載された古代神話になぞらえ、「昭和の国引き」とよばれ開始された事業がある。1963年に始まった宍道湖と中海の淡水化と干拓にかかわる「国営中海土地改良事業」である。この事業は、以来40年近くを経た現在も、最後の干拓予定地である本庄工区の干拓を巡り議論が続けられている。また、水産養殖としてシジミが有名であり、全国に出荷されている。

3 - 8 - 2 湖沼の現状

中海は、図3-8-1に示したように、鳥取県および島根県の管轄で、湖面積86.2km²、貯水量521百万m³、最大水深8.4m、平均水深5.4m、流域面積590.1km²、流域人口161.2千人、平均滞留時間146日の天然湖であり、米子市、境港市、松江市、安来市、美保関町、東出雲町、八束町の4市3町に亘っている。貯水量百万m³あたりの人口は300人、流域面積1km²あたりの人口は265人である。水産、工業用水、観光、釣りなどに利用されている。社会経済活動の発展に伴い、1973年以降継続して水質環境基準が確保されていない状況にあり、湖沼水質保全計画に定められた環境基準値は、COD:3mg・⁻¹、T-N:0.4mg・⁻¹、T-P:0.03mg・⁻¹であるが、1996年度の水質はCOD:7.5mg・⁻¹、T-N:1.0mg・⁻¹、T-P:0.1mg・⁻¹であった。一方、宍道湖は鳥取県の管轄で、湖面積80.3km²、貯水量366百万m³、

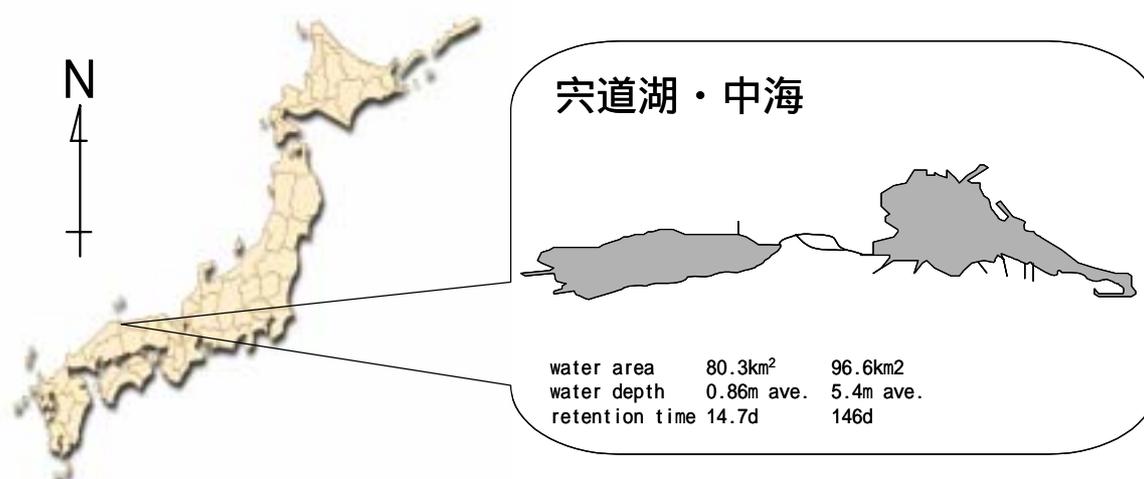


図3-8-1 中海・宍道湖の概要

最大水深6.4m、平均水深4.5m、流域面積1,289.1km²、流域人口271.8千人、平均滞留時間110日の天然湖であり、松江市、平田市、玉湯町、宍道町、斐川町の2市3町に亘っている。貯水量百万m³あたりの人口は743人、流域面積1km²あたりの人口は211人である。水産、工業用水、観光、釣りなど

に利用されている。社会経済活動の発展に伴い、1976年以降継続して水質環境基準が確保されていない状況にあり、湖沼水質保全計画に定められた環境基準値は、COD： $3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-N： $0.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-P： $0.03\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であるが、1996年度の水質はCOD： $4.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-N： $0.56\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-P： $0.053\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。

3-8-3 対策の現状

中海は1988年度に湖沼水質保全特別措置法の指定を受け、同法に基づき1989年度に湖沼水質保全計画を策定し、引き続き1994年度に第2期の計画を策定して、水質保全対策を総合的・計画的に推進することとしている。湖沼水質保全計画の主な施策の概要としては、下水道の整備(普及率27～35%、4市2町で供用、1町1村で管渠建設)、農業集落排水施設(10地区で供用、6地区で管渠・処理場建設)、流入河川等の浄化対策等(環境湖岸整備事業、河床浚渫、旧加茂川浄化用水導入事業等)、湖沼直接浄化(底泥浚渫、覆砂、藻場造成等)、小型合併処理浄化槽の普及(734基、3市2町1村)、生活雑排水対策(住民啓発事業に対して助成、微細目ストレーナー100%普及)、農業地域対策(施肥田植機の普及等)、畜産業に係る対策(堆肥舎の設置による糞尿の適正処理等)、工場事業場排水対策(公害防止に係る技術指導及び資金融資等)などである。六道湖は1988年度に湖沼水質保全特別措置法の指定を受け、同法に基づき1989年度に湖沼水質保全計画を策定し、引き続き1994年度に第2期の計画を策定して、水質保全対策を総合的・計画的に推進することとしている。湖沼水質保全計画の主な施策の概要としては、下水道の整備(普及率26～42%、2市4町で供用、4町で管渠・処理場建設)、農業集落排水施設(20地区で供用、20地区で管渠・処理場建設)、生活排水汚濁水路直接浄化事業(2市の4ヶ所で実施)、河川改修事業等(多自然型護岸整備、河床浚渫、水草除去)、小型合併処理浄化槽整備事業(3市9町、1,518基)、生活雑排水対策の推進(住民啓発事業に対して助成、微細目ストレーナー100%普及)、環境保全型農業推進事業(施肥田植機の普及等)、畜産経営環境保全総合対策指導(堆肥舎の設置等)、工場事業場排水対策(公害防止に係る技術指導及び資金融資等)などである。

<参考文献>

- 1) 中村由行, Fatos Kerciku, 井上徹教, 二家本晃造: 汽水湖沼におけるヤマトシジミの水質浄化機能に関するボックスモデル解析, 用水と廃水, 40(12) 18~26 (1998)
- 2) (社)日本水環境学会編: 日本の水環境 6 中国・四国編, 194pp. (2000)

3-9 釜房ダム貯水池

3-9-1 流域・湖沼の特徴

釜房ダム貯水池は仙台の南西25kmの川崎町に位置し、宮城・山形県境を水源とする名取川の支川、碁石川につくられたダム湖である。戦後の相次いだ台風による洪水対策と利水目的のために1970年に完成した。ダムの形式は直線重力式コンクリートダムで、高さ45.5m、堤頂長177mである。ダムサイトの地質は凝灰岩と砂岩からなるグリーンタフ地域に属しているが、湖岸では貝の化石が見られたり、亜炭の採掘跡も存在している。釜房ダム貯水池は多目的ダムであり、洪水調節の他、利水として灌漑用水、水道用水、工業用水、発電に使われている。とりわけ水道は、釜房ダム貯水池から直接取水された原水を茂庭浄水場で浄化し、仙台市をはじめ3市3町に供給している。その量は1日最大20万 m^3 である。またダム下流の碁石川は名取川と合流し、その名取川下流の富田浄水場において44,000 m^3 が河道取水されている。なお、灌漑用水は最大9,684 $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ 、工業用水は仙台北陸工業地帯に1日最大10万 m^3 が使われており、さらに最大使用水量6.0 $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ で1,200kWの発電も行われている。一方、釜房ダム貯水池周辺はレクリエーションの場としても重要な役割を担っている。遠く望む蔵王連峰は

すばらしい景観を与えてくれるし、近くには名瀑の秋保大滝や多くの温泉がある。またワカサギ釣りを楽しむなど市民の憩い、アウトドアの地としても親しまれている。1980年、建設省は全国10番目の国営公園として、国営みちのく杜の湖畔公園を開園した。76haの敷地に、広大な花畑、様々な噴水やカスケード、縄文時代をイメージした広場、憩いの森、自然遊歩道、ゲームや水の広場、最近では文化と水のゾーンが併設されて大きな親水公園となっており、数年後にはキャンプ場を含めて約

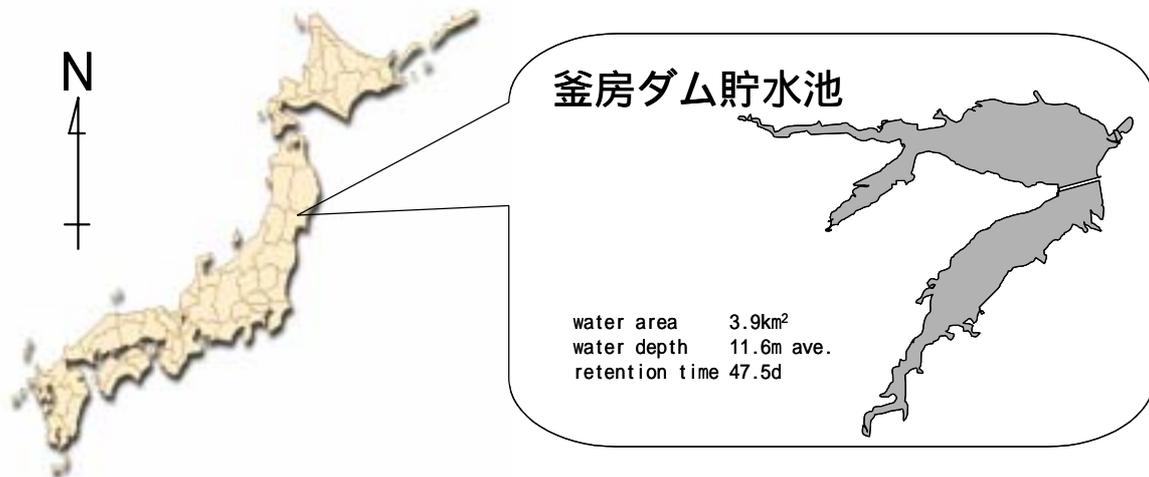


図 3-8-1 釜房ダム貯水池の概要

300haになる構想である。

3 - 9 - 2 湖沼の現状

釜房ダム貯水池は、図 3-9-1 に示したように、宮城県の管轄で、湖面積 3.9km²、貯水量 3.9 百万 m³、最大水深 43.6m、平均水深 11.6m、流域面積 191.4km²、流域人口 8.9 千人、平均滞留時間 47.5 日の人工湖である。貯水量百万 m³あたりの人口は 46 人、流域面積 1km²あたりの人口は 1.9 人である。湖沼水質保全計画における環境基準値は COD : 1mg · l⁻¹、T-P : 0.01mg · l⁻¹ であるが、1996 年度の水質は COD : 2.4mg · l⁻¹、T-P : 0.017mg · l⁻¹ であった。最近の水質の経年変化をみると、過マンガン酸カリウム消費量は平均 4.3mg · l⁻¹ であり、特に夏季から冬季にかけて高い値を示す。この傾向はダム築造直後から変わっていない。NO₃-N は平均的に 0.58mg · l⁻¹ であり、一方 T-P は 0.015mg · l⁻¹ である。釜房ダム貯水池の栄養状態を修正 Carlson 指数で表すと琵琶湖南湖の値に近く、また Forsberg-Ryding による判定結果では Chl. a、透明度では富栄養状態に、T-N、T-P では中栄養状態にある。また、釜房ダム貯水池は東北地方にあって、夏季のみならず冬季においても水道水に不快な臭いを生じさせるカビ臭問題が生じるダム湖としてよく知られている。釜房ダム貯水池のカビ臭はダム築造の翌年から観察されており、*Phormidium tenue* が産生する 2-methyl-isoborneol が原因物質とされている。このカビ臭対策として建設省では 1984 年 6 月に空気揚水筒を 2 基設置し、同年 9 月、1987 年、1989 年に増設し、現在では 9 基が稼働している。この空気揚水筒の設置以降、カビ臭産生藻類である *P. tenue* の個体数は著しく減少しカビ臭の発生しない時期が続いており、釜房ダム貯水池は全国的にも空気揚水筒による水質改善が成功した事例として着目されてきた。しかしながら、1996 年冬季から再びカビ臭の発生が確認されるようになり、現在は年間を通じてカビ臭問題に悩まされている。

3 - 9 - 3 対策の現状

湖沼水質保全対策事業としては、下水道整備事業(普及率 49.58%、指定地域内行政人口 8,858 人、

処理区域人口 5,336 人), 合併処理浄化槽設置推進事業(単独浄化槽との差額を負担、109 基設置済), 雑排水簡易浄化槽設置推進事業(下水道計画区域外を対象に補助金, 53 基設置済み), 側条施肥機導入事業(水田施肥法の適正化, 購入費補助, 80 基導入済), 空気揚水筒による曝気循環, 礫間浄化施設の設置(湖畔公園内の水質浄化), 畜産環境対策事業(強制発酵処理施設, 堆肥舎, 尿処理施設, 農業機械の整備), 釜房ダム水質保全対策推進協議会(1989 年度発足) などである。カビ臭除去に関しては, 茂庭浄水場では粉末活性炭を, 富田浄水場では粒状活性炭を用いて臭気を取り除いている。また, カビ臭発生要因の一つには激しい水位変動が挙げられており, 各流入河川に貯砂ダムを建設し, 釜房ダム貯水池内の堆砂量の減少を図っている。

<参考文献>

1)(社)日本水環境学会編:日本の水環境2 東北編,232pp.(2000)

3 - 1 0 諫早湾調整池

3 - 1 0 - 1 流域・湖沼の特徴

長崎県中央に位置する諫早湾は「諫早湾干拓事業」の名前とともに広く知られるようになった。特に 1997 年 4 月に行われた潮受け堤防の「潮止め」は, 鋼板が次々に落下する様子が干潟生態系を構築する豊富な生物へのギロチンに例えられて, 多くのメディアにより報道された。諫早湾を抱える有明海は干満差が 5~6m にも達し, 沿岸には干潟が発達していることから, 干拓事業の歴史は古く, 1690 年以前に遡ることができる。前述の諫早湾干拓事業は 1989 年に本格的に着工され, 当初 2000 年度の完成が目指されていたが, 諸般の事情により 2006 年度に延期されている。1997 年 4 月に潮受け堤防による潮止めが行われ, 1998 年 10 月に総延長 7.05km, 堤防天端標高 7.0m の潮受け堤防がほぼ完成した。これにより, 諫早湾奥部の 3,550ha が閉め切れ, 内部堤防の建設に伴って, 1,840ha の干陸地と 1,710ha の調整池が造成される。

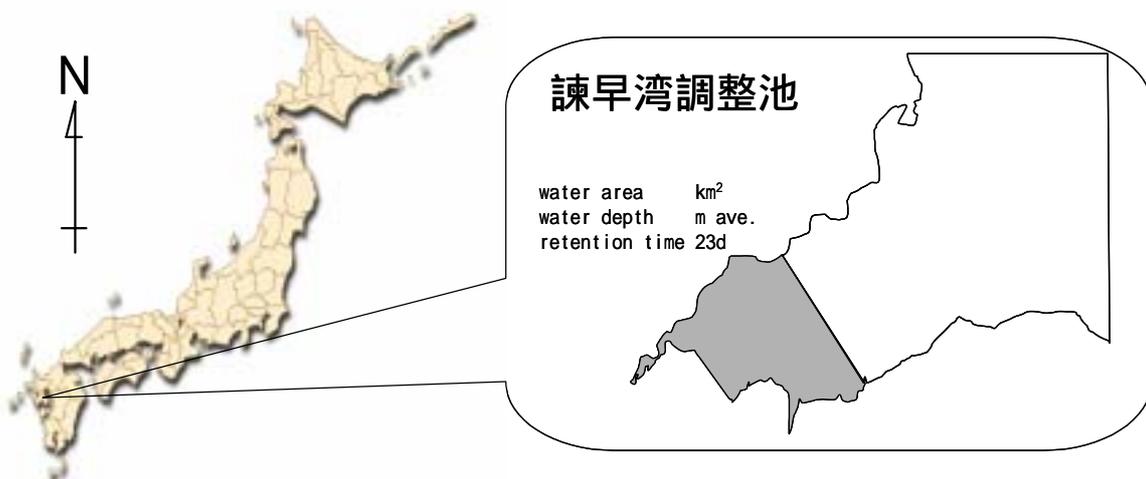


図 3-9-1 諫早湾調整池の概要

3 - 1 0 - 2 湖沼の現状

諫早湾調整池は, 図 3-10-1 に示したように, 長崎県の管轄で, 流域面積は 123.58km², 河川流入量(平水量) は 24,930 万 m³, 平均滞留日数(平水年) は 23 日, 湖面等降雨量(平水年) は 6,478 万 m³ である。諫早湾奥部が閉め切られてから 1 年間の水質モニタリングの結果によると, 塩分濃度の減少

から潮受け堤防で締め切られた水域の淡水化が急激に進んでいること、すなわち、閉め切り前の $17,000\text{mgCl}^{-}\cdot^{-1}$ から 3 ヶ月後には $4,000\text{mgCl}^{-}\cdot^{-1}$ 程度に減少していることがわかる。また、有機物汚濁の状態を示す COD や、栄養塩類濃度を示す T-N、T-P などは特に 1998 年度から平均値が上昇しており、COD は閉め切り前の $3\text{mg}\cdot^{-1}$ から $6\sim 8\text{mg}\cdot^{-1}$ 程度に、T-N は閉め切り前の $0.2\text{mg}\cdot^{-1}$ から $1.5\sim 2.0\text{mg}\cdot^{-1}$ 程度に、T-P は閉め切り前の $0.03\text{mg}\cdot^{-1}$ から $0.20\text{mg}\cdot^{-1}$ 程度に増加しているのが認められる。

3 - 10 - 3 対策の現状

調整池の水質保全対策については、環境影響評価において水質保全目標値が設定され、COD : $5\text{mg}\cdot^{-1}$ 以下、T-N : $1\text{mg}\cdot^{-1}$ 以下、T-P : $0.1\text{mg}\cdot^{-1}$ 以下と定められている。2001 年 3 月の時点での調整池への予測汚濁負荷量は、COD : $3,104\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ 、T-N : $1,556\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ 、T-P : $182\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ となっており、COD については生活系 (33.1%) と面源 (37.3%) 由来の負荷が、T-N については畜産系 (17.9%) と面源 (38.7%) 由来の負荷が、T-P については生活系 (25.3%) と畜産系 (38.5%) の負荷が大きい。すなわち、諫早湾調整池では流域からの面源由来の負荷の占める割合が大きく、調整池における水質保全を推進していく上では流域の面源対策が重要であることがわかる。諫早市では木炭を用いた汚濁削減の実用化に向けた検討がなされており、同時に下水道の整備も進められている。一方、調整池の浄化対策としては、浚渫などによる底泥対策、水生植物による水質浄化、水草の除去などが考えられる。湖内浄化の具体例としては、自走式アオコ増殖防止装置である水域浄化船が投入され、水流発生と超音波技術の組み合わせでアオコの除去に活躍している。

<参考文献>

1)(社)日本水環境学会編：日本の水環境7 九州・沖縄編，221pp. (2000)

(千葉工業大学：村上和仁)

4 開発途上国における湖沼等の富栄養化の現状と対策

開発途上国の湖沼は、熱帯地域、亜熱帯地域、温暖地域、寒帯地域に存在し、気候条件や経済条件等を異にしており、かつ閉鎖性（滞留日数）、水深、水温、流域負荷量等が多様であり、それにより湖沼の富栄養化の特徴は異なり、またその対策の考え方も当然異なってくる。本章では、上記の点を踏まえ、開発途上国の湖沼の富栄養化の現状を述べるとともに対策の展望等についても言及する。

4 - 1 太湖

4 - 1 - 1 流域・湖沼の特徴

太湖は、中華人民共和国の江蘇省に位置する(図 4-1-1)。長江（揚子江）下流域に属し、河口三角洲に近い場所に位置するため水面標高は 3.1m である。北緯 30 度 55 分 40 秒・同 31 度 32 分 58 秒，東経 119 度 53 分 32 秒～同 120 度 36 分 10 秒にまたがる面積 2,427,800,000m²，水容積 4,300,000,000m³ に及び中国第 3 位の淡水湖として知られている。

太湖は、平均水深 2m、最大水深 4m の典型的な浅水湖沼である。太湖の内部には、大小 51 の島が点在しており、島の総面積は 89.7km² に達する。このうち最大の島は洞庭西山島で面積 79 km² を占める。

太湖流域には、無錫市（総人口 426 万人）、蘇州市（総人口 572 万人）など人口密度の高い大都市が存在し、流域の人口

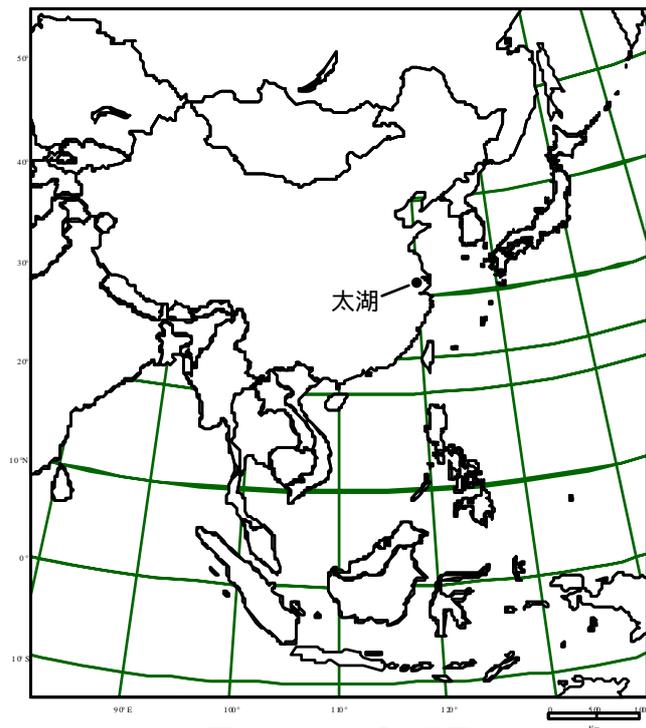


図 4-1-1 太湖位置図

は約 3,000 万人，人口密度は約 900 人・km² である。流域の 39.6% が農耕地として活用されている。太湖には 70 の流入河川，および 224 の流出河川が存在し，周辺の河川などと接続している。太湖における年間漁獲高は約 13,700 トンである。太湖への流入水量は毎秒 195m³，太湖内の水理学的滞留時間は 0.79 年である。

4 - 1 - 2 湖沼の現状

太湖は、流域からの負荷増大が著しく環境衛生上大きな問題を抱えている。流域都市からの生活系および産業系の未処理放流水が主要な汚濁負荷である。中国政府による水環境改善の最重点湖沼に指定されている。太湖内の富栄養状態は均一ではなく，図 4-1-2 に示すとおり湖西部の西太湖と称される区域および無錫市南西部に位置する太湖最北部となる梅梁湖と称される区域において富栄養化が特に著しい状況にある。また，太湖の中で比較的富栄養度の低い中栄養状態の場所は洞庭西山島北部の譚湖および胥湖と称される区域で，刀魚産卵保護区に指定され養殖用生け簀が設置されている。太湖全域には，表層に写真 4-1-1 に示すようにアオコが認められ，風により写真にみられるようなアオコの風紋が縞状に見られることがある。

太湖の平均水質は、透明度：0.15～1.00m（7～8月）、pH：8.0（表層）、SS：50mg・⁻¹、D₀：9.56 mg・⁻¹、COD：1.04～5.21 mg・⁻¹、NH₄-N：0.108 mg・⁻¹である。太湖全域にアオコ（*Microcystis aeruginosa aeruginosa*）が高密度に発生しており、アオコの集積域においてはアオコ密度が1リットルあたり452万群体にも達している。また、このアオコが産生する有毒物質マイクロキスチンは、家畜や人の健康に重大な影響を及ぼし世界各地で大きな社会問題となっている。太湖で検出され報告されているマイクロキスチンはマイクロキスチンRR、同YR、同LRが中心である。太湖における全マイクロキスチン現存量は太湖最北部の梅梁湖で、0.57 μg・⁻¹と報告されている。また、アオコ集積域におけるマイクロキスチンの定量では、マイクロキスチンRR：219 μg・⁻¹、マイクロキスチンYR：120 μg・⁻¹、マイクロキスチンLR：105 μg・⁻¹という濃度が報告されている。世界保健機構（WHO）の飲料水質としての規定値がマイクロキスチンLRで1 μg・⁻¹であることを鑑みると、太湖のアオコ由来のマイクロキスチン現存量は、健康衛生上極めて憂慮される状況にある。

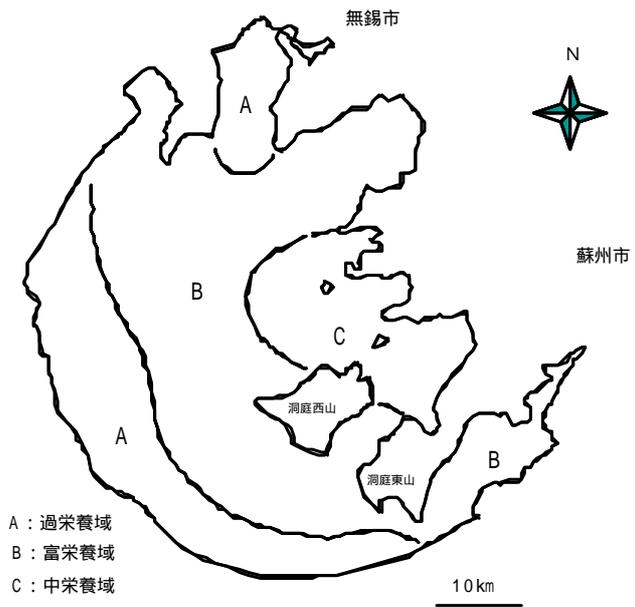


図 4-1-2 太湖の栄養類型地図

4 - 1 - 3 対策の現状と今後のあり方

太湖では、富栄養化に起因したアオコの異常増殖が例年認められ、さらにアオコの産生する毒性物質マイクロキスチンが極めて高い濃度で溶存していることが明らかにされている。このため浄水場における生物膜を用いたアオコの分解除去や活性炭による毒性物質の吸着除去など緊急に毒性物質対策を講ずる必要が指摘されている。

太湖への流入汚濁負荷削減には、流域への下水道の整備や高度処理浄化槽の普及などが抜本的な対策として有効であることは論を待たない。しかしながら、広大な流域の全ての汚濁負荷源にこうした対策を敷設することは莫大な経費と相当な時間を要することも事実である。現在、



写真 4-1-1 筋状のアオコが認められる太湖景観

汚濁負荷源となっている太湖流域の大規模事業場からの産業系排水には厳しい排水規制を課し、未処理放流をなくして負荷削減を推進している。比較的大規模な事業場排水に対しては、こうし

た対策が功を奏しつつある。しかしながら，家庭から排出される生活雑排水や小規模事業場などからの未処理放流水に対しては設備投資および維持管理経費の問題から高度処理浄化槽などの早急な普及が望めない状況にある。

こうした発生源に対して設備投資および維持管理経費が低廉で，かつ大きな負荷削減効果が期待される処理手法として環境生態工学を活用した処理手法が注目されている。本手法は土壌トレンチ処理や水生植物植栽浄化法など，生態系を有効活用した処理をすることが特徴で，広大な敷地面積を必要とすることが短所として挙げられるものの，設備投資および維持管理経費が低廉であることを大きな特徴としている。こうした低コストで持続可能な生態系修復技術の有効活用が現実的な対応として大きな注目を集めている。

また，湖内に大量に生育しているホテイアオイなどの浮遊植物やササバモ，セキシウモなどの沈水植物を回収して家畜飼料化する取り組みも，太湖全域で行われている。写真 4-1-2 はホテイアオイを回収して運搬している様子を，また，写真 4-1-3 はササバモ，セキシウモなど



写真 4-1-2 ホテイアオイを回収して運搬している様子



写真 4-1-3 沈水植物を回収して運搬している様子

の沈水植物を回収して運搬している様子をそれぞれ示したものである。ホテイアオイについては，大量に収穫することによりホテイアオイ資源の枯渇が憂慮されることはないが，ササバモ，セキシウモなどの沈水植物については，ミジンコなどの小型甲殻類や稚魚の成育場所，成魚の産卵場所などとしても大きな役割を果たしているため，資源管理の視点から管理された条件のもとでの回収が必須になるものと考えられる。

4 - 2 デンチ湖

4 - 2 - 1 流域・湖沼の特徴

デンチ湖は，中華人民共和国の雲南省に位置する（図 4-2-1）。雲貴高原に位置するため水面標高は 1887m である。北緯 24 度 29 分～同 25 度 28 分，東経 102 度 29 分～同 103 度 01 分にまたがる面積 2,920km²，湖長 114km，平均湖幅 25.6km，最大水容積 1,593,100,000m³ に及ぶ中国第 6

位の淡水湖として知られている。

デンチ湖の平均水深は 5.1m，最大水深は 11.3m のである。デンチ湖は南北方向に細長い形状をなし，湖北部に雲南省の省都である昆明市（総人口 347 万人）を抱えている。集水域面積は 2,920km² に及び集水域内の人工密度は約 690 人・km² である。デンチ湖への流入河川は，新河（流域面積 112.5km²），大青河（流域面積 205.2km²），柴河（流域面積 256.4km²），東大河（流域面積 180.4km²）など主要なものだけでも 14 以上の大河川が流入しており，その流入水量は年間合計 696,000,000m³ に達する。

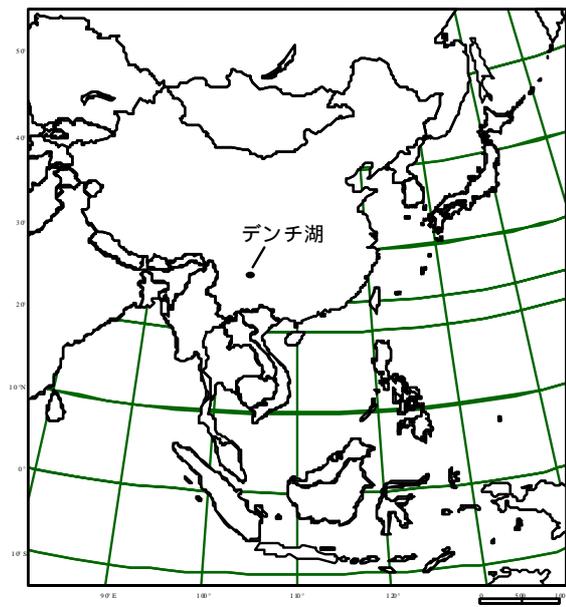


図4-2-1 デンチ湖位置図

4-2-2 湖沼の現状

デンチ湖は南北に細長く，北部にくびれた草海と南部に広がる広大な外海とに区分されている。流入汚濁負荷の大きな割合を占める昆明市街域からの排水は，大現河を経て草海に流入し，その後，外海へと流下する経路をたどる。このため外海に比較して草海の富栄養度が高いことが特徴であり，草海域は過栄養状態にある。デンチ湖では全域にアオコが認められ，特に草海では，写真 4-2-1 に示すとおり表層にマット状にアオコの膜が形成されている。草海および外海の水質は，それぞれ COD：15.7 mg・⁻¹，6.5mg・⁻¹，BOD：12 mg・⁻¹，3.4 mg・⁻¹，TOC：12.4 mg・⁻¹，8.3 mg・⁻¹，T-N：8.7 mg・⁻¹，1.2 mg・⁻¹，T-P：0.79 mg・⁻¹，0.09 mg・⁻¹ である。これらの水質からも草海域の富栄養化が深刻な状況にあることが示唆される。草海では，全域にアオコ

(*Microcystis aeruginosa aeruginosa*) が高密度に発生しており，アオコの集積域においてはアオコ密度が 1 リットルあたり 395 万群体にも達している。植物プランクトンは草海・外海あわせて 39 科 87 属が報告されており，優占種はいずれの水域においても *Microcystis* 属，*Oscillatoria* 属，*Anabaena* 属などの藍藻類である。これらの藍藻類を優占種とした植物プランクトンの現存量は，草海で 1 リットルあたり 64,670,000，外海で 1 リットルあたり 13,649,000 であり，草海で外海の約 4.7 倍に達している。



写真 4-2-1 アオコに覆われたデンチ湖（草海）

デンチ湖への流入汚濁負荷源として大きな割合を占める昆明市における原単位は 1 日 1 人あたり，COD_{Cr}：41.5g，BOD：20.7g，T-N：8.06g，T-P：0.765g，SS：19g と算定されている。これから 1995 年の昆明からの年間汚濁負荷は，COD：18,800t，BOD：9,400t，T-N：3,700t，T-P：350t，

SS：7,400t と見積もられ、同 2000 年には、COD：20,900t，BOD：10,400t，T-N：4,100t，T-P：390t，SS：8,200t に増加したものと推計されている。

4 - 2 - 3 対策の現状と今後のあり方

デンチ湖の富栄養化対策は、流域管理手法、点源管理手法、非点源管理手法、湖区管理手法の 4 つの対策手法と行政的手法とによって推進されている。行政的手法とは、法令や条例などによる排水規制、モニタリングによる汚濁状況の正確な認識、汚濁状況の広報による現状認識の共有化などが主なものである。また、

4 つに大別される対策手法については、以下に示す手法が具体的に挙げられている。流域管理手法：流域外からの導水、点源管理手法：排水処理施設の整備・排水の資源化再利用・リン含有洗剤の使用規制、非点源管理手法：水源涵養林の拡大・表層土壌の流入防止のための植林・計画的な適正量施肥の遵守、湖区管理手法：漁業の振興・計画的な水生植物現存量増大・直接曝気などである。このうち、

点源管理手法として特に生活系排水が重点におかれていること、湖内に豊富な現存量を維持している水生植物を積極活用した生態工学の視点をもちこんだ対策に重点をおいていることなどが特徴である。水生植物の活用においては、低コストで低維持管理が可能な処理手法として広域な適用が検討されており、大きな注目を集めている。特に浮遊植物であるホテイアオイは異常増殖して水路閉塞を引き起こし、舟の航行に支障を来すほどであるのが現状である。このホテイアオイを有効活用することが可能になれば、資源としての価値が見いだされなかったものを資源化・有効再利用できることとなり、大きな期待が寄せられている。

写真 4-2-2 は、草海につながる水路において、航路を閉塞させるほど繁茂しているホテイアオイを筏に回収している様子を示したもの

である。このホテイアオイを収集して写真 4-2-3 のように粉碎して乾燥させ、粉末状の肥料としている。現在、コストも含めた有効活用の可否についての検討が行われており、無用の長物



写真 4-2-2 ホテイアオイ回収作業



写真 4-2-3 ホテイアオイ乾燥肥料化工程

であったホテイアオイを資源化有効再利用する新しい取り組みとして大きな注目を集めている。

また、写真 4-2-4 は、湖内に異常増殖したアオコを吸引・採集して脱水ケーキ化し、圧縮乾燥して定型固形ペレットとした家畜飼料である。現在、アオコの含有率などに関し、豚を用いた実験が続けられており、近い将来に家畜用蛋白源としてアオコが有効活用されるようになるものと大きく期待されている。ペレット飼料の工業化コストも

含めた有効活用の可否についての検討が先のホテイアオイ活用手法の開発と共に資源化有効再利用する新しい取り組みとして大きな注目を集めている。



写真 4-2-4 アオコをペレット化した家畜飼料

4 - 3 アルハイ湖

4 - 3 - 1 流域・湖沼の特徴

アルハイ湖は、中華人民共和国の雲南省に位置する（図 4-3-1）。雲貴高原に位置するため水面標高は 1,974m である。北緯 25 度 25 分～同 26 度 16 分，東経 99 度 32 分～同 100 度 27 分にまたがる面積 250km²，南北湖長 42.5km，平均湖幅 6.3km，最大水容積 802,000,000m³ に及ぶ淡水湖として知られている。

高山域に位置するアルハイ湖は流域に多くの森林帯を有する。アルハイ湖の西岸には海拔 3074～4122m の蒼山が 19 峰連なり，これらの山域から 18 の溪流がアルハイ湖に注いでいる。

アルハイ湖の最大水深は 21m 平均水深は 10.5m である。アルハイ湖は図 4-3-2 に示すように南北方向に細長い形状をなし，湖南部に下関，湖西部に古城大理など大きな大きな市街地を抱えている。

アルハイ湖には，異なる風向の風が同時にふくため，湖水に反時計回りの表層流が生じることが特徴として挙げられる。この風に起因した湖水流の減衰係数は水深 2m の部分において毎秒 2.25×10^{-5} と報告されている。

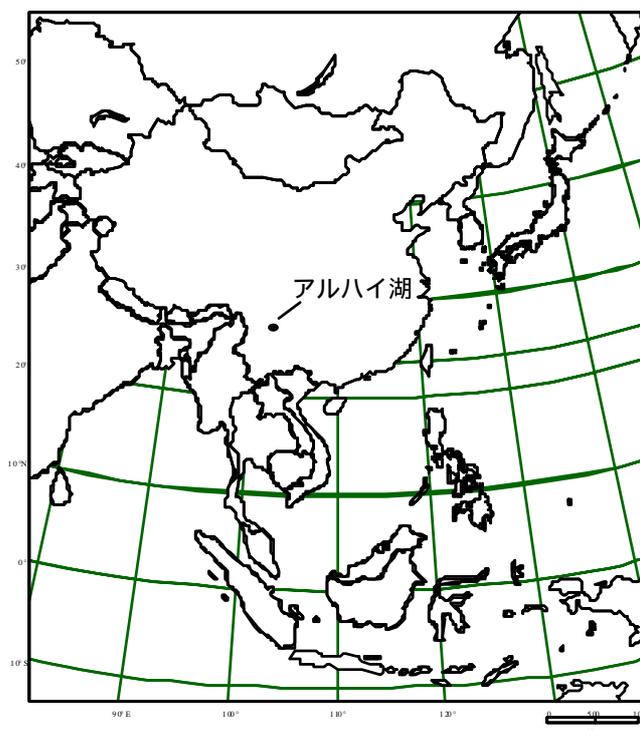


図4-3-1 アルハイ湖位置図

4 - 3 - 2 湖沼の現状

アルハイ湖周辺は山岳地帯である。このため標高 2200 ~ 3000m の集水域は森林帯であり、標高 3000m 以上は森林限界を超えた高山帯に属する。アルハイ湖への主な汚濁負荷は水面標高である 1974m から標高 2200m の間に帯状に発達した市街地や農耕地である。流域の土地利用形態は、19.8%が森林、24.8%が灌木林、2.5%が草地、9.5%が水田、水域湿地が 9.5%、市街地等が 2.6%などである。

アルハイ湖の水質は、COD : $2.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, BOD : $1.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-N : $0.31 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-P : $0.018 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。アルハイ湖の水質は、上記平均水質から評価すると他の富栄養化湖沼に比較すると清冽である。それでも生活系の排水が流入するためこのためアルハイ湖の一部では写真 4-3-1 に示すとおり、アオコが帯状に発達する現象が認められている。現在、アルハイ湖において最も懸念されている問題点は、富栄養化よりも水位の下降に伴う水資源の減少に重点がおかれている。1952 年から 1988 年までの分析によると、1977 年以前の 25 年間の平均水位が 1974m で湖面面積は平均 255 km^2 以上、平均貯水量約 29 億 m^3 であった。しかしながら、1977 年以降、水位の減少が続き 1977 年から 1988 年の 12 年間の平均水位は 1972.3m にまで約 1.7m 低くなった。このため貯水量は 24.9 億 m^3 へと約 4.3 億 m^3 減少している。

水資源の減少に起因して水辺の植生帯が大きな影響を受け、豊富に繁茂していた水生植物の現存量低下が大きな問題となっている。また水生植物現存量の著しい低下は、漁業資源としての魚類の産卵場所の消失、水生植物帯を生息場所にしていた数多くの水生生物の絶滅などを引き起こし、大きな社会問題へと発展してきている。全世界的規模において絶滅の危機にあるガシャモクなど貴重な水生植物の生息地として名高いアルハイ湖の水草帯が、水位低下により干出の危機にあることは、こうした水生植物の地球上からの絶滅を意味するものである。

高山域に位置するアルハイ湖は流域に多くの森林帯を有することが特徴であるが、この森林が伐採され保水力が低下していることも懸念されている。アルハイ湖西岸の蒼山地域の森林被

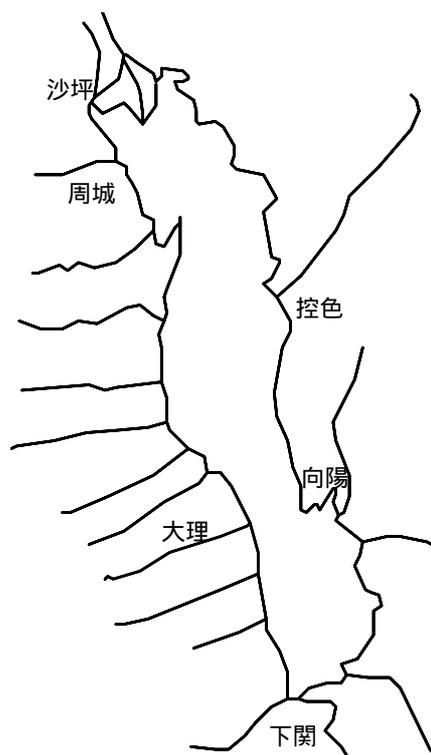


図4-3-2 アルハイ湖流域図



写真 4-3-1 アルハイ湖に発達したアオコ

覆率は 11.4%あるものの、アルハイ湖東岸は森林が農耕地などに開拓されてしまっている。全体平均で 11.9%とされる森林被覆率についても、疎林や針葉樹林が数多く含まれており、水源涵養に大きく貢献する成熟した落葉広葉樹林の比率が極めて低くなっていることが問題とされている。

4 - 3 - 3 対策の現状と今後のあり方

富栄養化防止対策としては、水質規制を実施することが中心である。排水濃度規制を、全窒素濃度 $0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、全リン濃度 $0.025 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とし、併せて重点規制地域をアルハイ湖西岸の万花、中和、大理、貴州などの水域、および控色付近の水域などに設定して総量規制を年間窒素 1254.48 トン、リン 62.72 トンに制限している。

流入水域の保水力低下に対しては、植林事業の積極的推進による森林植生の復帰を促進している。また、人工養殖における投餌管理や観光・物資輸送用船舶の管理など様々な管理を行い、アルハイ湖の水環境保全を多方面

から推進している。これらの中でアルハイ湖に特異的かつ重要な施策は、水生植物の保護育成である。アルハイ湖の湖岸には、ササバモ、ガシャモク、センニンモ、エビモ、ミズオオバコなど多種多様な沈水植物が繁茂しており、これらの沈水植物が、アシ、マコモなどの抽水植物、ヒシなどの浮葉植物と相まって、水域における自然浄化機能に大きな役割を果たしている。アルハイ湖では、これらの水生植物を水質浄化のためのみならず、



写真 4-3-2 アルハイ湖で行われている沈水植物の採

水産養殖のための稚魚の成育場所などとしても活用する目的で積極的に保護育成している。現在、写真 4-3-2 に見られるように無造作に行われている沈水植物の刈り取り・家畜肥料化については、規制を設けて水生植物資源の保護育成を重視することが必要になるものと考えられる。今後水生植物の保護育成など、自然生態系を最大限に活用し、浄化機能を発揮せしめるという事業の方向性はアルハイ湖における重要な取り組みになると考えられる。

4 - 4 ノン・ハー湖

4 - 4 - 1 流域・湖沼の特徴

ノン・ハー湖は、タイ王国サコーン・ナコーン県に位置し、タイ王国の東北部であるイサーン地方、バンコクから約 650km 東北の北緯 17 度 12 分、東経 104 度 11 分に位置する（図 4-4-1）。ノン・ハー湖は、1946 年に造成された人造湖である。水面面積 135.2km^2 、平均水深 2.0m、最大水深 3.0m、最大貯水量 $267.7 \times 10^6\text{m}^3$ である。集水域面積は約 $1,653\text{km}^2$ 、水面標高は満水時において海拔 156m、湖岸長は 115.6m である。図 4-4-2 に示すとおり南北から主に 4 つの大きな河川が

流入しており，東へ流出河川が出ている。農地灌漑目的のほか，漁場として水産業振興に大きく寄与している。

4-4-2 湖沼の現状

ノン・ハー湖は，湖岸に位置する県都サコーン・ナコーン市（人口 27,000 人：1991 年）の生活系排水により富栄養化が進行している。同市の総負荷量は，窒素 87.4 トン・年⁻¹，リン 24.6 トン・年⁻¹と見積もられている。これら総負荷量のうち，約 70%が未処理のままノン・ハー湖に流入しているものと考えられる。サコーン・ナコーン市以外の流域人口は，約 20,000 人（1991 年）であり，総負荷量として見積もられる窒素 64.9 トン・年⁻¹，リン 18.3 トン・年⁻¹のうち，約 10%がノン・ハー湖に流入しているものと考えられる。また，畜産排水は，総負荷量で窒素 613 トン・年⁻¹，リン 456 トン・年⁻¹と見積もられている。この畜産排水も約 10%が未処理で直接ノン・ハー湖に流入している。ノン・ハー湖に流入する年間総負荷量は，生活系および畜産系など全体で窒素 129 トン・年⁻¹，リン 64.8 トン・年⁻¹と見積もられている。

7月の水質は，クロロフィル量：2.92 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，pH：7.3，透明度：74cm，D0：6.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （表層）・5.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （底層）， $\text{NO}_3\text{-N}$ ：0.62 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{PO}_4\text{-P}$ ：0.11 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，水温：

30.9℃，アルカリ度 31.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，硬度 39.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。10月の水質は，クロロフィル量：5.57 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，pH：5.9，透明度：93cm，D0：6.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （表層）・5.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ （底層）， $\text{NH}_3\text{-N}$ ：0.23 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NO}_2\text{-N}$ ：0.056 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NO}_3\text{-N}$ ：1.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{PO}_4\text{-P}$ ：0.43 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，水温：28.7℃，アルカリ度 25 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，硬度 17 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。

ノン・ハー湖は全体に水深の浅い湖沼であるが，北部側でより水深が浅い湖底形状をなしている。このため北部を中心に湖底部に多くの沈水植物，抽水植物などが繁茂している。また，ホテ

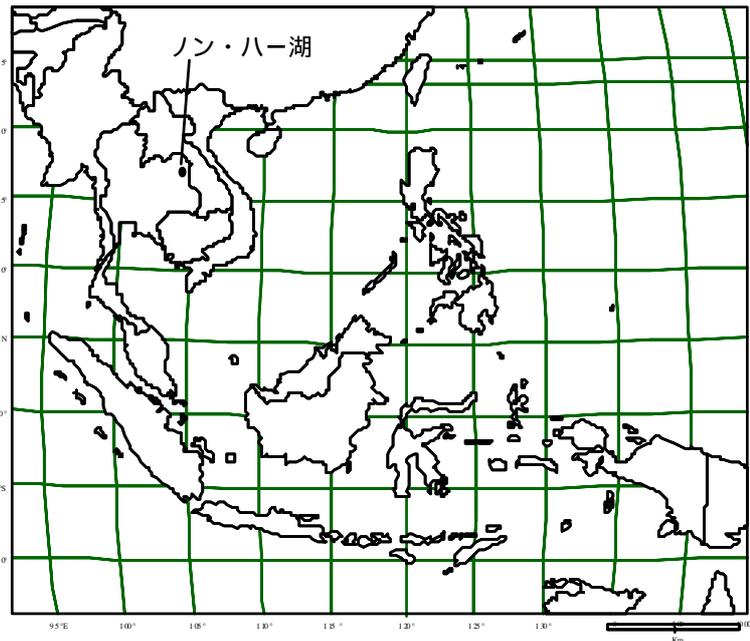


図4-4-1 ノン・ハー湖位置図



図4-4-2 ノン・ハー湖流域図

イアオイを中心とする浮遊植物の現存量も多い。これら水生植物の年間生産量は、沈水植物で785,600トン、浮遊植物で714,950トンと見積もられている。富栄養化が進行により、湖面にはアオコ (*Microcystis aeruginosa aeruginosa*) の群体が認められる。写真 4-4-1 は、沈水植物が繁茂しているノン・ハー湖の景観を示したものである。

水産資源としては、魚類の現存量が $32.3\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ と見積もられており、*Tetraodon leirurus* (タイ・レオパードパUFFER)、*Ambassis siamensis* (タカサゴイシモチ属の仲間)、*Notopterus notopterus* (インディアン・ナイフフィッシュ) が優占種で、現存量は全魚類現存量のそれぞれ31.5%、18.4%、15.0%を占めている。ノン・ハー湖の魚類相は、魚類の食性から見ると肉食性魚類が魚類現存量全体の37.8%を占め、最も高い割合であることが特徴である。



写真 4-4-1 沈水植物が繁茂しているノン・ハー湖景観

4 - 4 - 3 対策の現状と今後のあり方

ノン・ハー湖では富栄養化によりアオコが発生している。出現するアオコは藍藻類 *Microcystis aeruginosa aeruginosa* が優占種である。本種は、有毒物質ミクロキスチンを産生することが知られている。ノン・ハー湖でのミクロキスチン定量値の報告はないが、同じタイ王国チョンブリー県に位置するバン・プラ貯水池 (水容積 $1.17 \times 10^6 \text{m}^3$) では、ミクロキスチン-RR、ミクロキスチン-LR、ミクロキスチン-YR の各異性体が検出され、貯水池の湖心部での全ミクロキスチン濃度は $0.014 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (1999.11) であったことが報告されている。ノン・ハー湖でも水温が30以上が高まること、富栄養状態で栄養塩類が十分に存在すること、などからバン・プラ貯水池同様に今後もアオコの増殖がつづき、アオコの産生するミクロキスチンの問題がますます顕在化していくものと懸念されている。

ノン・ハー湖で特徴的なことは、魚類相が著しく肉食魚に偏っており、全魚類現存量の約38%がタイ・レオパードパUFFERなどの肉食魚で占められることである。しかしながら、これら肉食魚の食物源となるプランクトン食魚の現存量も全魚類現存量の約19%維持されている。このことは、プランクトン食魚の生息場所が確保されていることを示唆するものである。実際に、ノン・ハー湖での調査において、水生植物帯が広範囲に維持されていることが確認されており、この水生植物生産量が湖全体で $1,588,120 \text{トン} \cdot \text{年}^{-1}$ に達していることが明らかにされている。これらの水生植物生息空間は、プランクトン食魚などの稚魚生育の場としてのみではなく、透明度向上に大きく寄与することが報告されているミジンコなどの大型甲殻類の現存量維持にも大きく貢献している。

今後、流入負荷の増大に対応するためには、未処理の流入汚濁負荷に対する浄化施設の整備が

抜本策として重要であることは論を待たない。しかしながら、膨大な建設費と維持管理コストを必要とする浄化施設の敷設・運営のみならず、自然生態系を活用した湖沼の直接浄化にも大きな期待が寄せられている。特に、ノン・ハー湖ではササバモ、エビモ、セキショウモなど数多くの沈水植物が湖岸のみならず湖全体に大きな群落を形成しており、水生植物を浄化の場として活用することが大きく期待されている。現在ある水生植物の生息場所を保護育成し、さらなる水生植物の現存量増大策をとることが低維持管理コストで高い水質浄化効果を発揮せしめるノン・ハー湖の浄化対策として重要な位置づけになるものと考えられている。

4 - 5 クワン・ファヤオ湖

4 - 5 - 1 流域・湖沼の特徴

クワン・ファヤオ湖は、タイ王国ファヤオ県に位置し、首都バンコクの約730km北の北緯19度10分、東経99度53分に位置する(図4-5-1)。クワン・ファヤオ湖は、1938年に約2km²の池だった場所に堰を築き、造成された人造湖である。水面面積23.46km²、平均水深2.03m、最大水深4.5m、最大貯水量47.68×10⁶m³である。水面標高は満水時において海拔391.5m、湖岸長は25.3mである。クワン・ファヤオ湖は、図4-5-2に示すとおりファヤオ市街地近くに水門を設けて河川をせき止めたため、単純な形状を呈している。農地灌漑目的のほか、漁場として水産業振興に大きく寄与している。

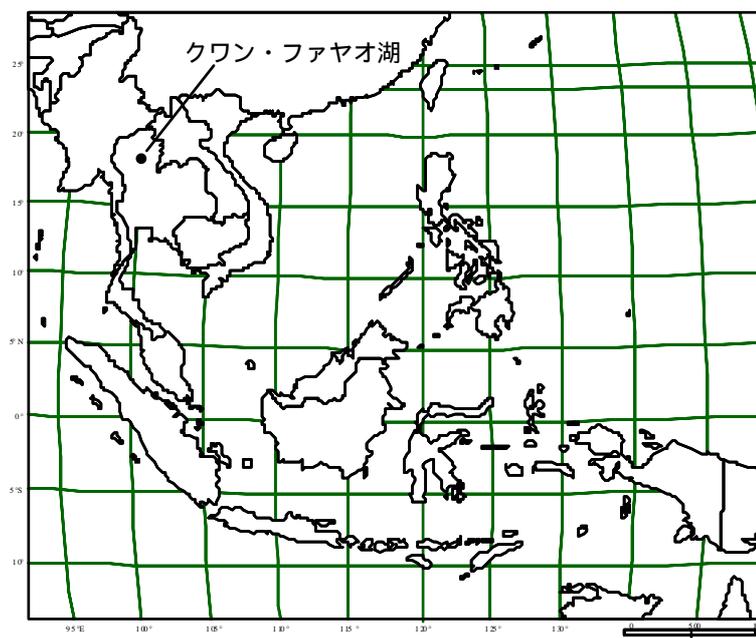


図4-5-1 クワン・ファヤオ湖位置図

4 - 5 - 2 湖沼の現状

クワン・ファヤオ湖は、集水域からの未処理放流水により富栄養化が進行している。流域での最大の負荷源は、流域の畜産排水およびファヤオ市街地(人口26,000人:1991年)からの生活系排水である。ファヤオ市の総負荷量は窒素82.6トン・年⁻¹、リン23.2トン・年⁻¹と見積もられている。ファヤオ市をはじめとするクワン・ファヤオ湖流域では、排水処理システムが未構築であるため、総負荷量の約10%の排水が未処理でクワン・ファヤオ湖に直接流入している。また、畜産排水は、総負荷量で窒素171トン・年⁻¹、リン129トン・年⁻¹と見積もられている。この畜産排水も約10%が未処理で直接クワン・ファヤオ湖に流入している。クワン・ファヤオ湖に流入する年間総負荷量は、生活系および畜産系など全体で窒素77.4トン・年⁻¹、リン29.9トン・年⁻¹と見積もられている。

7月の水質は、クロロフィル量:5.24 μg・l⁻¹、pH:7.4、透明度:73cm、D₀:6.1mg・l⁻¹(表層)・5.3mg・l⁻¹(底層)、NO₃-N:0.19mg・l⁻¹、PO₄-P:0.035mg・l⁻¹、水温:30.2℃、アル

カリ度 $34.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 硬度 $34.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。10月の水質は, クロロフィル量: $3.74 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$, pH: 6.0, 透明度: 140cm, DO: $6.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (表層)・ $3.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (底層), $\text{NH}_3\text{-N}$: $0.27 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{NO}_2\text{-N}$: $0.020 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$: $1.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{PO}_4\text{-P}$: $0.020 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 水温: 27.7 , アルカリ度 $41 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 硬度 $35 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。

クワン・ファヤオ湖は湖底がなだらかなすり鉢状で最深部の水深が4.5mという浅い池沼である。このため池岸から中心部に向かってなだかな湖底部に多くの沈水植物, 抽水植物などが繁茂している。また, ホテアオイを中心とする浮遊植物の現存量も多く, 浮遊植物はゆるやかな水流により水門付近に集積している。これら水生植物の年間生産量は, 沈水植物で67,670トン, 浮遊植物で34,000トンと見積もられている。

水産資源としては, 魚類の現存量が $166 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ と見積もられており,

Tilapia nilotica (ティラピア), *Pristolepsis fasciata*, *Notopterus notopterus* (インディアン・ナイフフィッシュ)が優占種で, 現存量は全魚類現存量のそれぞれ53.6%, 19.7%, 9.4%を占めている。クワン・ファヤオ湖の魚類相は, 魚類の食性から見ると草食性の魚類が魚類現存量全体の55.7%を占めていることが特徴である。

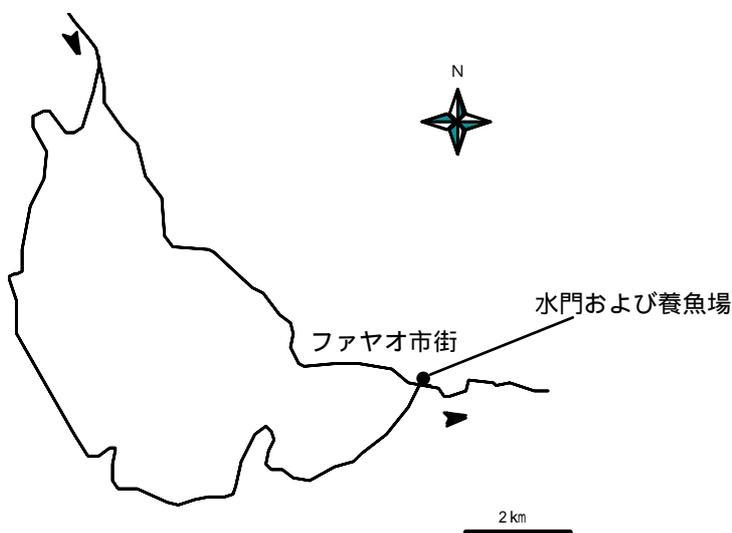


図4-5-2 クワン・ファヤオ流域図

4-5-3 対策の現状と今後のあり方

クワン・ファヤオ湖への流入負荷の内, ファヤオ市からの生活系排水については, 酸化池による浄化が検討されている。クワン・ファヤオ湖集水域において比較的大きな市街地はファヤオ市のみである。現在までにファヤオ市には下水道や排水処理施設は整備されておらず, 生活雑排水は垂れ流しの状態である。このため酸化池の整備により生活系排水の汚濁負荷は大きく削減されるものと期待されている。本酸化池が整備されることにより, 流入するアンモニア性窒素の35~85%が除去されるものと見込まれている。酸化池法は広大な敷地と長い滞留時間を必要とすることが短所としてあげられているが, クワン・ファヤオ湖流域のように比較的広大な土地が活用できる地域においては, 設置や維持管理が低コストですむ酸化池が有効な対策手法になるものと考えられる。

一方, 畜産排水など非点源の汚濁源に対しては, クワン・ファヤオ湖へ流入する過程および流入したのちのクワン・ファヤオ湖内における自然浄化機能を強化する手法が有効であると考えられる。流域内の水路およびクワン・ファヤオ湖内に水生植物を植栽した水生植物植栽浄化法を活用することが大きな効果を発揮するものと期待されている。植栽植物をパックブン(空芯菜)など市場価値のある植物にすることにより, 人間による定期的な刈り取りが容易に行われ, 植栽植物の枯死による栄養塩類の再溶出の懸念も払拭できる。こうした取り組みを地域住民との合意の上で推進し, 水生植物がクワン・ファヤオ湖の浄化に大きく貢献していることを啓蒙することも

重要な位置づけになるものと考えられる。

4 - 6 ブン・ボラペット湖

4 - 6 - 1 流域・湖沼の特徴

ブン・ボラペット湖は、タイ王国ナコーンサワン県に位置し、首都バンコクの約 250km 北の北緯 15 度 42 分、東経 100 度 15 分に位置する（図 4-6-1）。ブン・ボラペット湖は、1926 年に造成された人造ダム湖である。水面面積 204.5km²、平均水深 1.4m、最大水深 5.0m、最大貯水量 218.2×10⁶m³ である。水面標高は満水時において海拔 23m、湖岸長は 62.5m である。ブン・ボラペット湖は、河川を水門でせき止め図 4-6-2 に示すとおり東西に細長い形状を呈している。農地灌漑目的のほか、漁場として水産業振興に大きく寄与している。

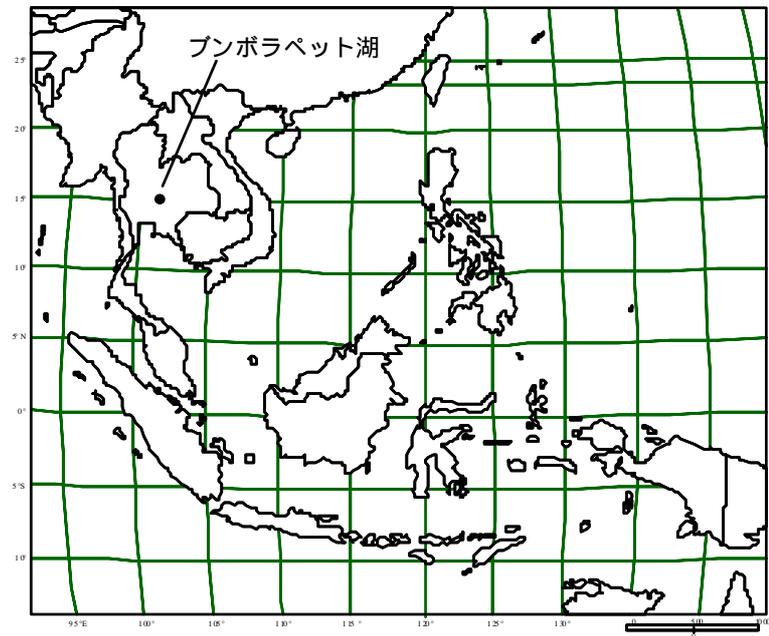


図4-6-1 ブンボラペット湖位置図

4 - 6 - 2 湖沼の現状

ブン・ボラペット湖は、流域の多くの部分がハス栽培地となっている。ハス栽培のために大量の殺虫剤が散布されており、この薬剤がブン・ボラペット湖に流入して水質に悪影響を及ぼし、水産資源である魚類を斃死させるなどの影響を及ぼしている。

県都のナコーンサワン市はブン・ボラペット湖から遠く離れており、ブン・ボラペット湖には大きな市街地からの流入汚濁負荷は存在しない。ブン・ボラペット湖の周囲には約 6,800 人の人口を数えるのみであり、集水域の人口密度は 92.2 人・km⁻² である。これら集水域内人口による生活系からの総負荷量は窒素 21.8 トン・年⁻¹、リン 6.1 トン・年⁻¹ と見積もられている。

本総負荷量の約 10% が未処理でブン・ボラペット湖に直接流入している。また、畜産排水は、総負荷量で窒素 149 トン・年⁻¹、リン 107 トン・年⁻¹ と見積もられている。この畜産排水も約 10% が未処理で直接ブン・ボラペット湖に流入している。ブン・ボラペット湖に流入する年間総負荷量は、全体で窒素 14.9 トン・年⁻¹、

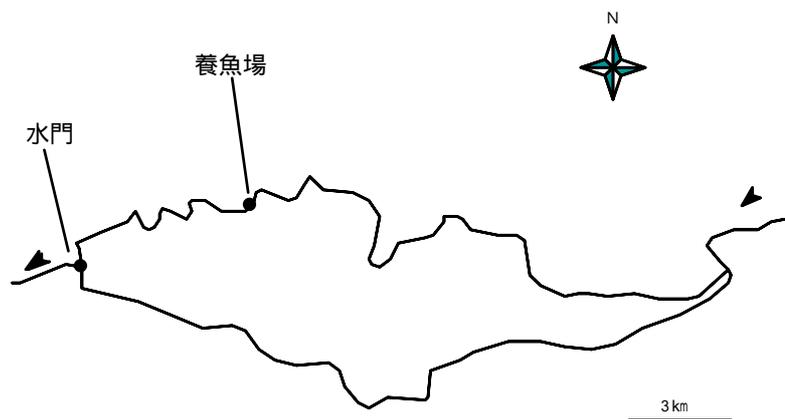


図4-6-2 ブンボラペット湖流域図

リン 10.7 トン・年⁻¹と見積もられている。

7月の水質は、クロロフィル量：4.12 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、pH：6.6、透明度：109cm、DO：5.4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ （表層）・4.0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ （底層）、 $\text{NO}_3\text{-N}$ ：0.55 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ：0.051 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、水温：28.6℃、アルカリ度 101.6 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、硬度 81.8 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。10月の水質は、クロロフィル量：4.54 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、pH：5.8、透明度：157cm、DO：5.7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ （表層）・4.7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ （底層）、 $\text{NH}_3\text{-N}$ ：0.43 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ ：0.075 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ ：1.4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ：0.51 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、水温：30.1℃、アルカリ度 61 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、硬度 48 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。

ブン・ボラペット湖は、大きく3つの部分に分けて考えることができる。すなわち、流入部である東部の浅く、西部に向かってなだらかに湖底が傾斜している湖幅の狭い部分、中央部の広がった水塊部、および西部の水門近くの沈水植物が大きな群落を形成している部分の3つである。流入部にあたる東部地区には水辺の抽水植物群落の現存量が多いことが特徴で、中央部および西部の水門近くは沈水植物および浮葉植物が繁茂している。また、ホテイアオイを中心とする浮遊植物の現存量も多く、湖全体に散在している。これら水生植物の年間生産量は、沈水植物で529,000トン、浮遊植物で325,620トン、抽水植物で200,800トンとそれぞれ見積もられている。水生植物全体での年間生産量は1,190,420トンである。

水産資源としては、魚類の現存量が84.2 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ と見積もられており、*Pristolepsis fasciata*、*Notopterus notopterus*（インディアン・ナイフフィッシュ）、*Osteocheilichthys hasselti*が優占種で、現存量は全魚類現存量のそれぞれ35.6%、22.4%、12.8%を占めている。ブン・ボラペット湖の魚類相は、魚類の食性から見ると昆虫食性の魚類が魚類現存量全体の58.0%を占めていることが特徴である。

4-6-3 対策の現状と今後のあり方

ブン・ボラペット湖は、集水域に大規模な市街地を含んでいないことを特徴としている。このため点源対策よりも非点源対策が重要な位置づけにある。ハス栽培に伴う農薬の使用に関しては、仕様自粛を要請することができないため、適正量使用による余剰薬剤の流入を阻止することに重点がおかれている。

また、ここでは魚類相が昆虫食性に大きく偏っていることに着目し、漁業による栄養塩のブン・ボラペット湖からの排除が大きな効果を発揮せしめることが可能と考えられる。すなわち、水産業として人間が魚を捕獲してブン・ボラペット湖から排除することにより、魚が捕食した水生昆虫、さらに水生昆虫が捕食した微小動物・藻類・小型魚類、と食物連鎖に伴い取り込まれ濃縮蓄積された栄養塩類・有機物を有効に排除でき、かつその漁獲行為が生業として人間生活に組み込まれたかたちで成立させるものである。現状においても漁獲が行われていることから、この漁獲量を大幅に引き上げることにより、ブン・ボラペット湖からの栄養塩・有機物の削減をはかることが可能であると考えられる。特に魚類相が昆虫食性に大きく偏っていることから、昆虫食性魚類の食物源である水生昆虫の現存量を増大させること、すなわち水生昆虫の生息空間をより大きく確保することが有効な対策につながるものと考えられる。水生昆虫の生息空間をより大きく確保するためには、水生植物帯の充実が最も有効であると考えられることから、ブン・ボラペット湖における対策の方向性は、水生植物の現存量増大を目指した手法になるものと考えられる。

4 - 7 ラグナ湖

4 - 7 - 1 流域・湖沼の特徴

ラグナ湖は、フィリピン共和国ルソン島中部のリザル州・ラグナ州に位置し、首都マニラの約40km南東、マニラ湾の東、北緯14度02′～05′分、東経121度00′～05′分に位置する(図4-7-1)。ラグナ湖は、Laguna de Bay と呼ばれ、別名バイ湖とも呼ばれている。フィリピン共和国で最大の湖沼である。かつてマニラ湾の一部だったものが、湖南部一帯の火山活動により噴出物残滓が堆積してマニラ湾から切り離され湖が造られた。現在では海水が混じる汽水湖となっている。マニラ首都圏を流れるパシグ川をはじめ大小21の河川が流入している。ラグナ湖は、図4-7-2に示すとおり、中央に南北に細長いタリム島が横たわり、北岸からは大きな半島が二つラグナ湖につきだした複雑な形状を呈している。湖底には火山性降下物が大量に堆積しており、最大水深7.3m、平均水深2.8m、最大貯水量 $3,200 \times 10^6 \text{m}^3$ である。水面標高は海拔1.8m、湖岸長は220km、集水域面積 $3,820 \text{km}^2$ である。ラグナ湖流域の土地利用は、41%が林地など自然植生、52%が農耕地、その他が6.5%である。集水域の人口は1980年値で238.1万人、人口密度は約713人・ km^{-2} である。ラグナ湖の水は、農地灌漑目的のほか、漁場として水産業振興に大きく寄与している。

4 - 7 - 2 湖沼の現状

ラグナ湖への流入汚濁負荷は、農業系が40%、工場・事業場系が30%、生活系が30%である。生活系排水は、マニラ首都圏からパシグ川を通じて流入する他、湖北のパシグ、湖南東のサンタクルスなどの市街地からの負荷も年々増大している。工場・事業場系の

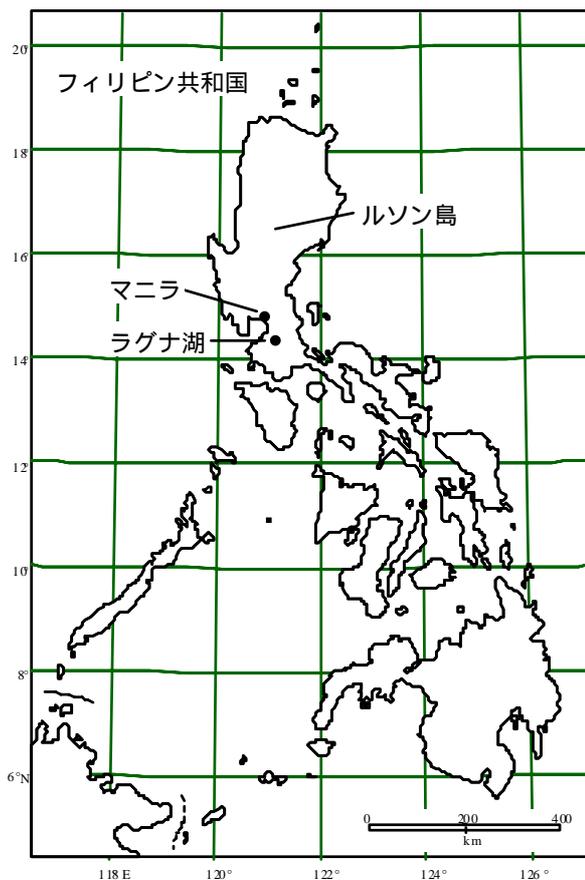


図4-7-1 ラグナ湖位置図

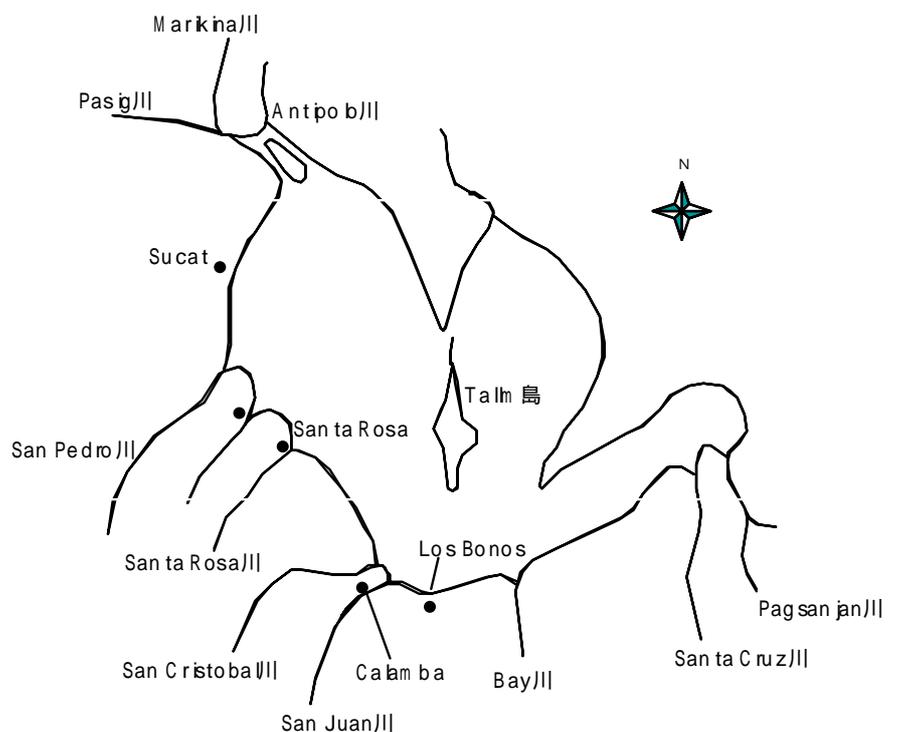


図4-7-2 ラグナ湖流域図

汚濁負荷は、主に食品工場排水と養豚場・屠殺場排水、染料・繊維排水、紙・パルプ排水である。また、ラグナ湖ではティラピア等の養殖事業が行われており、投餌飼料による汚濁も懸念されている。2000年における年間負荷は、推定値で生活系 61,200 トン、工場・事業場系 92,200 トンである。ラグナ湖流域には、1481 社が工場・事業場系の点源汚濁負荷として把握されており、このうち、695 社にのみ排水処理装置が敷設され、残る半数以上は未処理で放流されている。ラグナ湖への流入負荷量は全量で年間あたり窒素 3,942 トン、リン 942 トンと見積もられている。

ラグナ湖の水質は、COD_{Cr} : 5.3 ~ 32.7 mg · l⁻¹、硝酸性窒素濃度 : 0.02 ~ 0.4 mg · l⁻¹、溶存性リン酸性リン濃度 0.1 ~ 1.0 mg · l⁻¹、透視度 11 ~ 23cm である。5 月から 10 月まではラグナ湖流域の雨期にあたり、月間降水量が乾期に比較して 10 倍以上の 300 ~ 500mm に達する。このため水質も雨期に改善される傾向が認められる。また、台風など激しい風雨条件にさらされると湖水が激しく攪拌され底質の巻き上げが生じて湖水が茶色に変色する現象が例年認められている。こうした悪天候時には COD 値が約 50 mg · l⁻¹ と著しく高まり、透視度が 6cm と著しく低下することが確認されている。

4 - 7 - 3 対策の現状と今後のあり方

ラグナ湖への流入汚濁負荷削減は、国家天然資源省 (DENR : Department of Environment and Natural Resources) および DENR 配下のラグナ湖開発公社 (LLDA : Laguna Lake Development Authority) などが中心となってさまざまな規制や制度を制定している。ラグナ湖で特徴的な取り組みとしては、環境使用税の創設が挙げられる。本税制は、排水量に応じて税の支払いが課せられ、その金額は排水の生物化学的酸素要求量 (BOD) によって増額される制度である。本制度は現在約 1,400 施設に適用されており、違反して操業停止処分を受けた事例が 1998 年 ~ 2000 年に 31 件報告されている。本税制は、固定税と変動税の 2 種類から構成されている。固定税は日平均排水量が 150m³ 以上で 15,000 ペソ、同 31m³ 以上 150 m³ 未満ならば 10,000 ペソ、同 31m³ 未満ならば 5,000 ペソと規定されている。一方、変動税は、排水の BOD 値により、BOD50 mg · l⁻¹ 以下では 5 ペソ · kgBOD⁻¹、BOD50 mg · l⁻¹ を超える場合は 30 ペソ · kgBOD⁻¹ と規定され、年間 BOD 負荷量を BOD 平均濃度 (mg · l⁻¹) × 日平均排水量 (m³ · day⁻¹) × 300 × 10⁻³ として算出した従量制で算定される。前述の 300 は年間平均工場稼働日数の定数として用いられている。すなわち、日平均排水 BOD 値が 50mg · l⁻¹ を超過する場合には課税率が高まり、薄めた場合でも従量料金が課せられるため税総額を低減させることが困難な仕組みとなっている。このため、工場・事業場では可能な限り排水 BOD 濃度を低下させ、排水総量を減少させる努力が強いられる結果となっている。この排水の監視は DENR の地方事務所が担当しているが、検体数がラボの分析能力を超過しているのが現状である。このため数社の民間計量機関が計量業務の営業を始めている。ただし、現在これらの企業による測定値に公的な証明能力は付加されておらず、法的な効力はなく参考値にとどまっている。現在の環境使用税制は、第一段階で主に有機性排水に重点をおいたものであり、窒素・リンについては規制に盛り込まれていないのが現状である。本税制は第二段階として有害物質等を排出する企業排水への適用が考慮されており、さらに大気についても煤塵や NO_x に関する適用を目指している。今後は、ラグナ湖の富栄養化の防止を推進するため窒素・リンに着目した規制法の早期実現が必須の課題であると考えられる。同時に、本税制を厳格に適用するためモニタリング体制、特に分析計量に関する公的証明取得法を民間に開放するなどの施策が重要な位置づけになるものと考えられる。

ラグナ湖の集水域は 3,820km² と広大であり，かつ土地利用も 41%が林地など自然植生，52%が農耕地などある。このため林地などへの降雨が土壌浸透して伏流水としてラグナ湖に注ぐ比率が高いことが特徴である。このことは，降雨量とラグナ湖塩素イオン濃度との時差相関が約 3 ヶ月であることから裏付けられている。このような涵養能力は水資源確保の上から極めて重要である。今後，ラグナ湖の水は首都マニラへの上水源としても利用が見込まれ，流域住民に水資源の重要性を理解してもらう環境学習や企業への啓蒙活動も重要な位置づけになるものと考えられる。

4 - 8 イパカライ湖

4 - 8 - 1 流域・湖沼の特徴

イパカライ湖は，南米のパラグアイ共和国に位置し，首都アスンシオン市の中心部から東に約 30km の南緯 25 度 14 ~ 22 分，西経 57 度 17 ~ 22 分に位置している（図 4-8-1）。イパカライ湖は湖水表面積 5,960 万 m²，最大水深 3m，平均水深 2m，水面標高 64.1m，水容積 115,00 万 m³，湖岸長 40km，集水域面積 833km² の湖沼である。湖周囲は，約 65% が牧場などの農耕地，約 19% が自然植生の草原や湿地である。流域にはサンロレンツォ市，ルケ市，カピアタ市，サンベルナルディーノ市などの市街地があり，これらの市街地から生活雑排水の負荷が 20 の流入河川を通じて湖に入っている。主な流入河川は，図 4-8-2 に示すとおり，北から流入する Yuquery 川および南から流入する Pirayu 川である。イパカライ湖からは Salado 川が唯一の流出河川として存在し，パラグアイ川を経てラプラタ川を經由して南大西洋にそそいでいる。イパカライ湖北部の Salado 川流出部から Yuquery 川流入部の一帯は，広範囲に湿原となっており，Yuquery 川からの流入水は幾筋もの流れとなってイパカライ湖に注いでいる。



図4-8-1 イパカライ湖位置図

イパカライ湖流域の人口は，約 20.7 万人であり，人口密度は約 250 人・km² と低い。イパカライ湖は，主にレクリエーション用として活用されており，湖水浴場やホテル，別荘地などが整備され，週末や休暇の季節には湖東岸のサンベルナルディーノなどの人口密度が激増する。その他に，周辺の農牧地灌漑目的のほか，上水の取水源としても活用され，漁場として水産業にも資されている。

4 - 8 - 2 湖沼の現状

イパカライ湖は、水深が平均 2m と浅く、流域の汚濁負荷削減対策が進展しないため、近年著しい富栄養化が進展している。また、1999 年には降水量が著しく減少し、水位が平常より 1m 以上低下するという異常渇水に見舞われた。

このため、湖内の水深が平均 1m 以下にまで低下し、藍藻類アオコの異常増殖を招くなど危機的な状況に陥った。写真 4-8-1 は、イパカライ湖の湖岸に吹き寄せられた藍藻類アオコ (*Microcystis aeruginosa aeruginosa*) の様子を示したものである。吹き寄せられたアオコが腐敗して湖岸は悪臭に悩まされ多くの湖水浴場が閉店休業状態に追いやられ観光産業にも

大きな打撃となっている。特にイパカライ湖東岸に位置するサンベルナルディーノでは、上水源をイパカライ湖に頼っており、渇水と有毒物質産生藍藻類の異常増殖により大きな社会問題となっている。特にサンベルナルディーノは観光・避暑地として発達しており、夏期の渇水期の水需要が高まる特性を有している。しかし

ながら、下水道が敷設されておらず、生活雑排水が取水源であるイパカライ湖に垂れ流されているという根本的な問題を抱えている。

湖水は流域の土壌浸食により流入する土壌粒子により褐色に懸濁しており、透明度は 0.07~0.15m と著しく低く、懸濁物濃度(SS)が 70~80mg・⁻¹と著しく高いことが特徴である。湖面は土壌懸濁粒子で常時褐色に見えるため、肉眼では湖水中のアオコ群体の緑色を確認することは困難な状況である。しかしながら、

波浪などで吹き寄せられた部分には大量のアオコが集積しており、またプランクトンネットなどで湖水からプランクトン試料を採集すると常に著しい高密度のアオコを採集することができる。アオコ密度は、湖心部で *Microcystis aeruginosa aeruginosa*: 320,000cells・m⁻¹, *Anabaena spiroides*: 96,000cells・m⁻¹ など(2000 年 1 月)である。

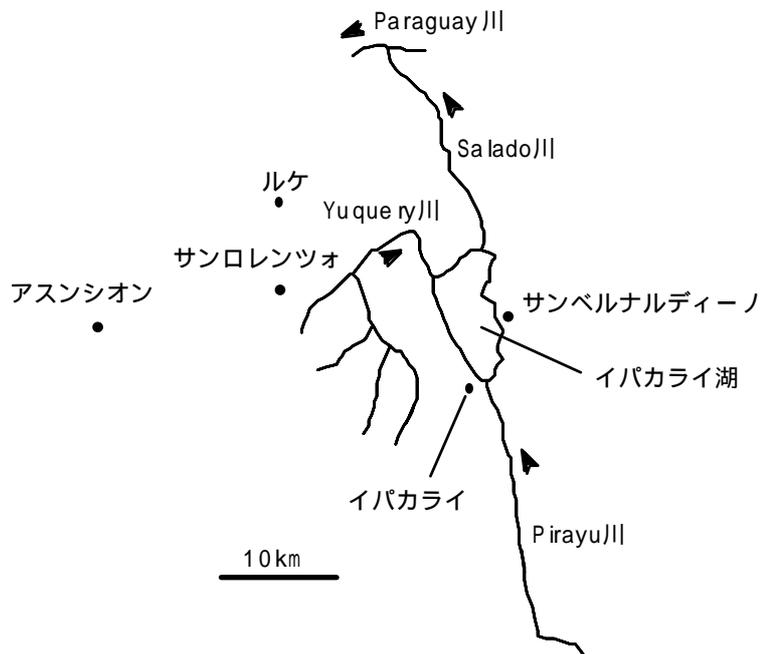


図4-8-2 イパカライ湖流域図



写真4-8-1 湖岸にアオコがうち寄せているイパカライ湖景観

イパカライ湖の水質は、CODcr : 10.3 ~ 15.7 mg · l⁻¹ , T-N : 0.58 ~ 0.89 mg · l⁻¹ , T-P : 0.15 ~ 0.30 mg · l⁻¹ と DO : 6.0 ~ 8.9 mg · l⁻¹ , pH : 6.0 ~ 8.7 である。窒素濃度に比較してリン濃度が著しく高く、窒素・リン比が 1.9 ~ 5.9 と極めて小さいことが特徴である。

イパカライ湖への流入汚濁負荷の約 48% は流域の都市・生活系排水である。また、流域内に位置する 80 以上の事業場からの産業系排水負荷が約 24% と見積もられ、屠殺・食肉加工業および皮革製造業が産業系由来の汚濁負荷の多くの割合を占めている。また、パラグアイ共和国は国土の大部分の森林を伐採しつくしており、原生林は壊滅状態である。イパカライ湖流域も例に漏れず流域内には林地がほとんど残存しておらず、牧畜用の草原や荒地に置き換わっている。このためこれらの土地からの土壌浸食を抑止できず、流域の面源負荷は CODcr : 9,800,000kg · 年⁻¹ , T-N : 370,000kg · 年⁻¹ , T-P : 94,000kg · 年⁻¹ に及んでいる。イパカライ湖に流入する土壤粒子分は SS として 20,000,000kg · 年⁻¹ に達し、非点源汚染源に対する方策が急務であることが明らかである。

4 - 8 - 3 対策の現状と今後のあり方

イパカライ湖の水質改善計画の策定に当たり、日本から 1988 ~ 1989 年にパラグアイ共和国大統領府企画庁を受け入れ機関としてイパカライ湖流域水質改善計画に関する開発調査が実施され、その後、1995 ~ 1998 年にパラグアイ共和国厚生省環境衛生局 (SENASA) を受け入れ機関とした個別専門家の技術協力がなされ、これを受けて 1998 ~ 2001 年には専門家チーム派遣が実施されてきている。これら一連の技術協力により、現在、イパカライ湖流域に対する水質改善計画をどのように策定し実施するかが検討されている段階である。イパカライ湖流域の 21 市町村で構成された CLYMA (Consejo de Municipalidades de la Cuenca del Lago Ypacarai) , さらにこれに 3 県を加えた CLYGMA (Consejo de Gobernaciones Municipalidades de la Cuenca del Lago Ypacarai) がイパカライ湖流域の水質環境改善を目的として 1999 年に発足した。これらの団体の活動を通じたイパカライ湖の水質改善が期待されている。実際の水質改善事業は、現在緒についたばかりであり、今後の本格的な事業計画および計画推進が待ち望まれているのが現状である。

現在、イパカライ湖流域外ではあるもののカアクペ (Caacupe) に下水道が整備され、近年ではイパカライ湖流域内のイタグア (Itagua) , カピアタ (Capiata) , イパカライ (Ypacarai) などの都市にも下水道設置の構想ができています。これらの構想の実現によりイパカライ湖への未処理流入汚濁負荷が削減され抜本的な浄化対策につながるものと期待されている。しかしながら、イパカライ湖流域に早急な下水道整備などの抜本的な対策を早期に構築完了することは困難である。また、大きな負荷源となっている非点源汚濁負荷に対しては下水道の整備だけでは不十分であることは明らかである。そこで、写真 4-8-2



写真 4-8-2 湖北岸に広がる広大な湿地景観

抜本的な対策を早期に構築完了することは困難である。また、大きな負荷源となっている非点源汚濁負荷に対しては下水道の整備だけでは不十分であることは明らかである。そこで、写真 4-8-2

に示すような湖北岸に広がる広大な湿地を活用した環境生態工学の活用が大きな効果を発揮するものと考えられる。Yuquery 川の流路が本地域にかかっていることから，同河川の汚濁負荷を水生植物の活用で大きく削減可能であると考えられる。

また，流域市民の環境モラルはいまだ十分に高いレベルに達していないのが現状であり，環境啓発活動・環境教育活動が本格的に実施されれば，流域内に居住する市民のイパカライ湖水質汚濁への感心が高まり，ゴミの不法投棄などの負荷が大きく削減されるものと期待されている。

（千葉中央博物館：林紀男）

5 湖沼等における国際的な新たな問題

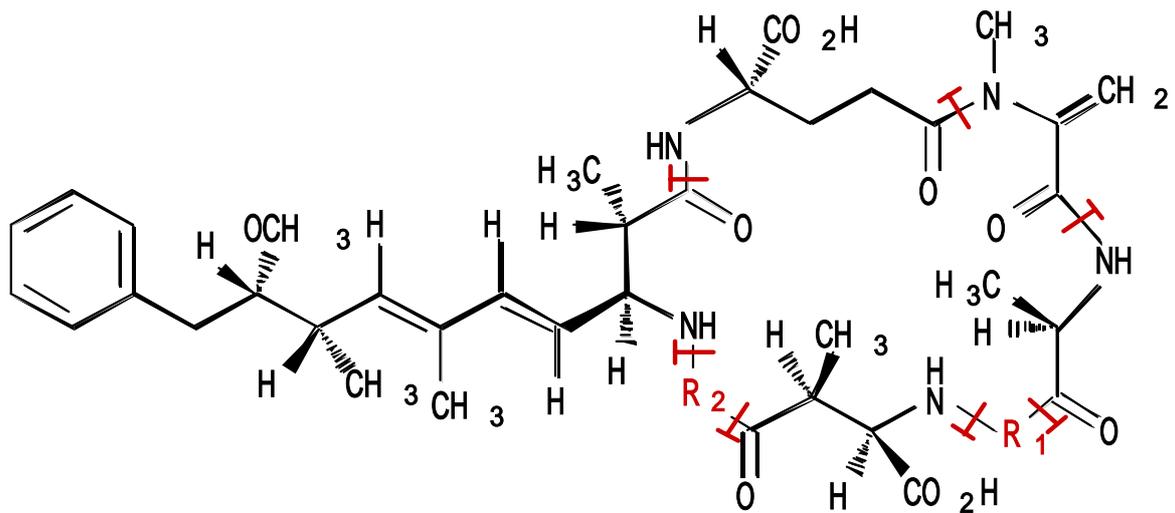
本章では、湖沼等における水環境において、国際的に共通する課題として発生している新たな問題点について述べる。

5 - 1 有毒物質ミクロシスチン産生アオコの発生による動物死

湖沼の富栄養化にともないブルームを形成する藍藻類の中には有毒性の種が存在することが確認されている。毒素を生産する藍藻類としては、*Anabaena* 属、*Aphanizomenon* 属、*Cylindrospermopsis* 属、*Microcystis* 属、*Nodularia* 属、*Nostoc* 属、*Oscillatoria* 属など代表的な種類である。なかでも microcystin は世界中の富栄養化した湖沼から頻りに検出されている。代表的な有毒藍藻類の種類とその有毒物質は表 5-1-1 に示すとおりである。世界各地の湖沼等でも有毒アオコが異常に増殖し、これに起因した家畜および人の死亡が顕在化しつつある。藍藻類の産生する毒による家畜の被害は、オーストラリアやアメリカ、フィンランド等の国において報告されており、被害に遭っている動物はウシ、ウマ、ブタ、ヒツジ、鳥等である。ブラジルのペルナンブッコ州カルアルー市の病院では自家水道に microcystin が混入し、50 人以上が死亡する事故が起こっている。このような背景から、WHO(世界保健機関)は、microcystin の飲料水水質ガイドラインとして暫定基準 microcystin-LR を $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と定めている。microcystin は 7 個のアミノ酸からなる環状ペプチドである (図 5-1-1)。X および Z の位置のアミノ酸の違いにより microcystin-RR, microcystin-YR, microcystin-LR 等に区別することができる。microcystin の同族体は 60 種類近くあるとされている。microcystin の中で最も毒性が強いのは microcystin-LR とされており、マウスに対する LD_{50} (半数致死濃度)は $50 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ であることが報告されている²⁾。*Microcystis* 属の中には microcystin を含む有毒なタイプ、microcystin を含まない無毒なタイプが存在する。従って有毒なタイプが優占した場合と無毒なタイプが優占した場合で microcystin の含有量は大きく異なる。*Microcystis* 属をはじめとする藍藻類は浮上性が強く、風により吹き寄せられ集積しやすいため、microcystin 濃度は同一の水域内においても場所によって大きく異なる。また *Microcystis* 属は高温を適温とし、温帯では夏を中心に発生するため microcystin 濃度は時期によっても異なることになる。microcystin の含有量について様々な報告があるが、日本の湖沼において $0.2\text{-}0.4 \text{ mg MCYST} \cdot \text{g dry weight}^{-1}$ 、タイの貯水池において $0.7\text{-}0.8 \text{ mg MCYST} \cdot \text{g dry weight}^{-1}$ 、南アフリカの貯水池において $0.05\text{-}0.415 \text{ mg MCYST} \cdot \text{g dry weight}^{-1}$ といった含有量が報告されている。日本の湖沼における microcystin の現存量は図 5-1-2 に示すとおりであるが、日本では

表5-1-1 有毒藍藻類とその毒素

<i>Anabaena flos-aquae</i>	アナトキシン (神経毒)	
	ミクロシスチン (肝臓毒)	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	アフアントキシン (神経毒)	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	シリンドロスペーモプシン	(肝臓毒)
<i>Microcystis aeruginosa</i>	ミクロシスチン	(肝臓毒)
<i>Nodularia spumigena</i>	ノヂュラリン	(肝臓毒)
<i>Oscillatoria agardhii</i>	ミクロシスチン	(肝臓毒)



	R 1	R 2
RR	arginine	arginine
YR	tyrosine	arginine
LR	leusine	arginine

図 5-1-1 ミクロキスチンの構造 Structure of microcystin

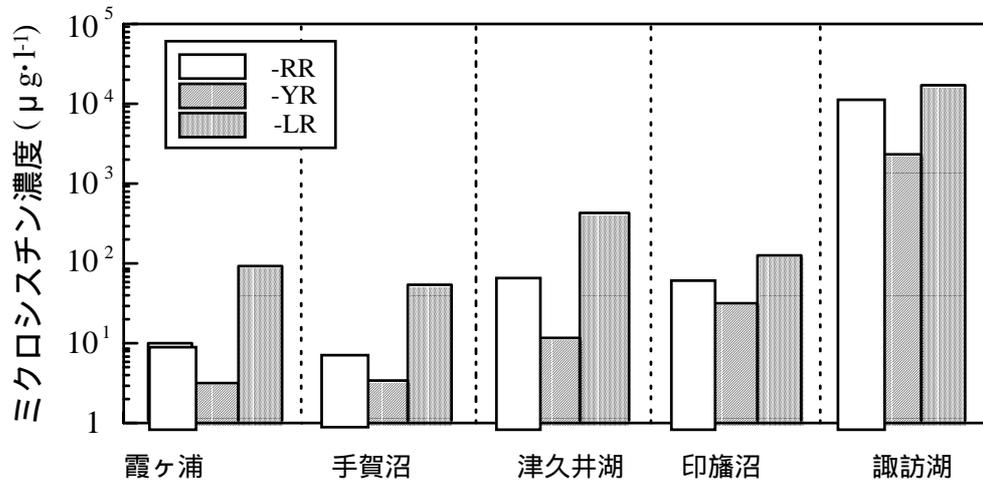


図 5-1-2 日本の湖沼や貯水池におけるミクロキスチン濃度（夏季）

夏を中心に microcystin の発生が見られ、microcystin-RR および microcystin-LR が多い傾向がみられる。飲料水中の microcystin を取り除く手法として有効な方法は、オゾン処理、活性炭処理および生物処理である。生物処理においては原生動物や後生動物が藍藻類を捕食し、溶出した microcystin を細菌が摂取・分解することが報告されている（図 5-1-3）。microcystin は通常は細胞内に存在する

が死滅すると水中に溶出してくるため、藍藻類が死滅する時期において浄水場の管理者は各工程における microcystin 濃度に注意を払うべきである。このような藍藻類の増殖は生活排水，事業場排水，畜舎排水等に含有される窒素およびリンが水域に流入し濃度が高まることにより引き起こされることから，窒素およびリン対策の強化が藍藻毒の発生を防止する上で極めて有効である。

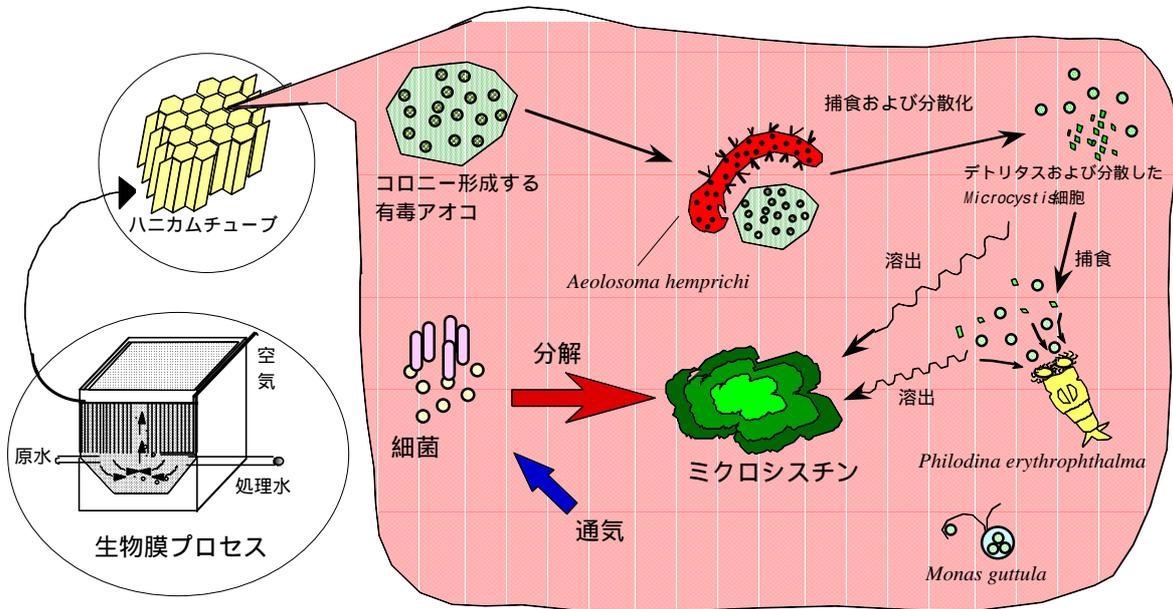


図5-1-3 原生動物、後生動物および細菌によるマイクロシスチンの生分解プロセス

5 - 2 攻撃性渦鞭毛藻類フィエステリアによる魚類の斃死

渦鞭毛藻類の中には有毒物質を生産する種が存在し，魚や貝に対して悪影響を及ぼしたり，魚や貝に毒が蓄積し，それを食べた人が中毒症状を起こすことが知られている。渦鞭毛藻類が産生する毒素としてはシガテラ毒，サキシトキシン，オカダ酸等が存在する。渦鞭毛藻類の中でも近年問題視されてきたものは *Pfiesteria piscicida* であり世界で約 2000 種類も存在する赤潮藻類として知られる渦鞭毛藻類の 1 種である。*P. piscicida* はノースカロライナ州とメリーランド州の河口水域における魚の大量死に関与してきたとされている。本微生物を対象とした場合レベル 3 の研究室の必要なことが米国で定められている。*P. piscicida* が生成する毒素は魚の皮膚を破壊し，神経系と生命に関わる器官を損傷する。さらに本種は揮発性の毒素を生産し，とくに人間への健康被害を引き起こすこと，魚類に対して鋭敏に反応し，短時間で無毒から有毒へ変化するという大きな特徴を有する。さらに *P. piscicida* が存在すると魚の卵がふ化できないこと，稚貝の殻を閉じる能力が失われることが報告されている。*P. piscicida* の増殖ステージの写真からみると類似した形態の生物体が自然界でも確認されているのにもかかわらず，問題の誘起されていないところが多いようである。すなわち外観のみで同定すると誤認する場合が考えられることから培養が必要である。船舶のバラスト水の持ち込みにより *P. piscicida* が他国に移動する可能性があるため，港があり，荷物の積み下ろしがあり，大量のバラスト水の移動がある場合は十分に留意する必要がある。さらに，ウニといった生ものが輸入されることにより *P. piscicida* が他国へ移動する可能性があるため，その生物が存在した地域に *P. piscicida* が生息していたかどうかを確認すべきである。*P. piscicida* が大発生する要因は窒素，リ

ンの流入にともなう富栄養化であり、大量に発生した藻類を食物源として *P. piscicida* が増殖するとされている。従ってこのような有毒渦鞭毛藻類の異常な増殖を防止する上でも窒素・リン対策が極めて重要な位置づけにある。

5 - 3 ボツリヌス毒素産生菌による鳥類の斃死

ボツリヌス菌 (*Clostridium botulinum*) はグラム陽性菌で偏性嫌気性菌である。芽胞は土壌中、水環境中、動物の腸管内など様々な環境中に存在し、高温に対する耐性を有するため食品などに繁殖し、食中毒を引き起こす。ボツリヌス菌はソーセージ、缶詰といった嫌気的な条件におかれた食品の腐敗に起因する中毒の原因菌である。ボツリヌス菌はボツリヌス毒素と呼ばれるタンパク質からなる神経毒を産生し、これを摂取することによりボツリヌス症を引き起こす。ボツリヌス毒素は A~G 型が存在し、菌の分類もこの毒素の型に準じて行われる。ボツリヌス中毒は世界各地において起こっている。人の他にニワトリやウシといった家畜、ミンク、海鳥といった野生動物などが感染し、その感染源は、ヒトの場合は食品、家畜の場合は飼料、野生動物の場合は魚類、腐敗した死体などである。自然界における鳥類のボツリヌス中毒は、おもに死亡した動物にボツリヌス菌が増殖し毒素を産生し、死亡した動物を鳥類が食べることにより引き起こされる。鳥類のボツリヌス中毒は C 型ボツリヌス菌および D 型ボツリヌス菌によって引き起こされる。ボツリヌス毒素の半数致死量 (LD50) はきわめて小さく実験動物をマウス、腹腔内注射とした場合体重 1kg あたり 1 ng に満たない。

5 - 4 浮遊植物の異常繁茂による障害

5 - 4 - 1 浮遊植物の異常繁茂の現状

窒素、リン濃度が高く水が停滞した水域ではホテイアオイやボタンウキクサのように浮遊して水中から直接窒素・リン等の栄養塩を吸収し、増殖する植物が水辺で優占するようになる。浮遊植物の葉は水上にあり、透明度の低下の影響を受けず、波浪に対しても波とともに動くので影響を受けにくい。群落内部では遮光によって植物プランクトンの増殖を抑制する。日本では九州、四国、中国地方においてホテイアオイの発生がみられ、児島湖をはじめとする閉鎖性水域と付属するクリークを占拠し、従来から生息していた動植物の生存を脅かすと同時に、用水取水口を塞いだり、秋に腐敗して水質を極端に悪化させるなどの問題を起こしている。中国では *Alternanthera philoxeroides* 中国名「喜旱蓮子草」がクリークの岸辺から成長し、抽水生活を経て節間に空気をため込み、水面に茎を浮かべて絡み合った群落をつくり、水底や岸辺とつながった古い節が腐ると浮遊生活に移行し、水辺を埋め尽くすほど発生している。家畜が好まず、付加価値が低いのが、同じ環境にあるホテイアオイと比べて根茎に大量の生物膜を付着させ、アカムシ等の水生昆虫に生息場所を提供していることから、水生動物の繁殖には貢献しているものと考えられる。中国ではホテイアオイも多く、昆明の南側に広がるデンチでは、昆明の町中に続く内湖、草海の半分以上を覆って繁茂していた。タイ王国では喜旱蓮子草は「アリゲーターウイード」とよばれ、水上では浮遊生活する他の植物が優占するため、水辺や陸上で見かけるだけである。タイ王国で浮遊植物の主体をなすのはホテイアオイとクウシンサイ、ミズオジギソウで、クウシンサイとミズオジギソウは食用の品種が選抜され野菜として水上で栽培されている。汚濁が進み放置されている水域ではホテイアオイが優占し、農村地帯で水上栽培が行われていないところはクウシンサイの野生種が水面に広がっていることが多い。

5 - 4 - 2 浮遊植物対策

浮遊植物が引き起こす問題としては、船の運航障害、取水口閉塞、浮遊群落下の無酸素水塊形成、

枯死株による水質悪化が代表的なものである。ホテイアオイは植物体同士の連結が強力ではないが、極めて高い繁殖力で大きな群落をつくり船の運航を阻害しており、バラバラになって漂泊するので取水口に集中し、障害となる。また遮光により群落下の水中の光合成を阻害し、付加価値が低いため放置されて枯死し、水質を悪化させることから障害となる。中国では養豚業者がホテイアオイを回収してブタの飼料として再利用していることから、このような浮遊植物の回収・再利用システムの普及が有効であると考えられる。クウシンサイは食用として用いることができるため付加価値が高く、実際、タイ王国などでは流通している。茎でつながった群落を造るので、2ヶ所を竹の杭などで固定したり、2本の杭の間に竹を浮かべてこれにクウシンサイを縛り付けるなどすれば水流に乗って流れ出すことがない、水中に酸素を供給する能力がホテイアオイよりも強く、茎や葉が収穫されて市場に出回り大量に消費される。ただ、ホテイアオイや喜旱蓮子草に比べて波浪に弱いので、湖沼では波静かな入り江にしか栽培できず、流入河川や湖沼に付属したクリークが主な栽培地となる。タイ王国では一続きのクリークで、よく管理されクウシンサイとミズオジギソウが栽培され漁業も行われている部分と、ホテイアオイによって閉塞し、全く利用されていない部分が見られる。クリークを区切った利用権と管理義務の設定制度を整備すれば、生産性の向上と水の浄化が両立すると考えられ、資源循環型の浄化システムが確立されることとなる。

<引用文献>

- 1) Carmichael W. W. (1996). Analysis for microcystins involved in an outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil, Proceedings of the 4rd Simposio da sociedade Brasileira de Toxinologia, Pernambuco, Brazil, October, 85-86.
- 2) Rinehart K. L., Namikoshi M. and Choi B. W. (1994). Structural and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria), J. Appl. Phycol., 6, 159-176.
- 3) Kaya K. and Watanabe M. M. (1990). Microcystin composition of an axenic clonal strain of *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis*-containing waterblooms in Japanese freshwaters, J. Appl. Phycol., 2, 173-178.
- 4) Mahakhant A., Sano T., Ratanachot P., Tong-a-ram T., Srivastava V. C., Watanabe M. M. and Kaya K. (1998). Detection of microcystins from cyanobacterial water blooms in Thailand fresh water, Phycological Research, 46(suppl.), 25-29.
- 5) WHO (1998). Guideline for drinking water quality, Geneva.
- 6) Burkholder J. M. (1999). The lurking perils of *Pfiesteria*, Scientific American, 281(2), 42-49.

(東京農業大学：藤本尚志)

6 我国における富栄養化対策の中核としての霞ヶ浦水質浄化プロジェクト

茨城県地域結集型共同研究事業霞ヶ浦水質浄化プロジェクトは、平成9年11月に科学技術庁(現文部科学省)の事業採択を受け、科学技術振興事業団からの受託事業として5年間の計画で共同研究を進めているものである。この事業では、大学、独立行政法人、県の試験研究機関、研究開発型企業が結集し、「生態工学を導入した汚濁湖沼水域の水環境修復技術の開発とシステム導入による改善効果の総合評価に関する研究」をテーマとして、汚濁湖沼の水環境修復技術の開発に取り組んでいる。

茨城県内の霞ヶ浦は、我が国第2の水面積を有する淡水湖で、上水をはじめ工業、農業用水、さらには、淡水漁業等を支える重要な水資源であるにもかかわらず、水質が環境基準をはるかに超える状況が続いており、夏季には有毒藍藻類が繁茂し、なおかつ、年間をとおして糸状性藍藻類が顕在化している。このため、利水障害、景観の悪化をはじめとする解決すべき様々な水環境問題が山積みとなっている。したがって、これらの問題を解決していく上では藍藻類に異常発生の要因となる窒素、リンの除去に的を絞った抜本的対策を緊急に実施する必要がある。とくに、有毒藍藻類による被害は世界各地で顕在化しつつあり、世界保健機関(WHO)では藍藻毒のmicrocystinに対し、飲料水としてのガイドラインを設定したところである。このような、人間生命にも危険を及ぼす状況に水源が陥っていることから、その対策は緊急を要するものである。平成7年につくば市、土浦市で開催された「第6回世界湖沼会議」における「霞ヶ浦宣言」に基づいて、霞ヶ浦を抱える茨城県が強力なリーダーシップをもって、湖沼等の水環境修復・改善の世界的な発信の場となることが必要不可欠な状況となっている。

本事業では、湖沼の水環境の健全化に向けた対策の効果を県民の目にみえる形にすることを念頭に置き、産官学が有機的に連携し、水環境修復にかかる要素技術としての処理技術、モニタリング技術、マルチビジョン化技術等を開発し、なおかつ、これらの技術の汎用化と普及を目指したベンチャー産業を創出して、霞ヶ浦およびその流域に最適な形で導入するとともに、県内の産業の活性化を図ることを目標として推進することとしている。さらに、茨城県が建設計画を進めている「霞ヶ浦環境センター(仮称)」を水環境研究の世界的な発信機関として機能させるための基盤を創り上げると同時に、霞ヶ浦環境センターを核とした湖沼環境修復技術のメッカともなる地域COE(Center of Excellence)を構築し我が国のみならず世界に誇れる21世紀を先導するノウハウの集積された「霞ヶ浦宣言」を実行できる拠点を確立することを目指している。

窒素、リン除去を行う上では、発生源対策と直接浄化対策が必須であり、各対策を行うための要素技術の開発および各開発技術を霞ヶ浦およびその流域に効果的に導入するための水質の現状把握と導入後の改善予測技術の開発が必要不可欠となる。これらの要素技術の根幹となるのが生物処理工学としてのバイオエンジニアリングおよび自然生態系に工学を導入した生態工学いわゆるエコエンジニアリングであり、また、各要素技術の最適導入を達成するためのモニタリング・解析・評価・予測技術等が本事業における開発課題としてあげられた。

これらの開発課題は、霞ヶ浦と同様の貴重な水資源の富栄養化問題を抱える開発途上国においても同様であり、本事業は、このような問題を解決する上での国内外における対策技術開発研究のイニシアチブとして重要な位置づけにある。

本事業では、これらの側面から省エネルギー、省コスト、省維持管理を可能とした開発途上国の富栄養化対策にも適応可能なバイオ・エコエンジニアリングを基調とした水環境修復の技術開発および面的整備手法の確立の研究を推進してきており、以下にこれまでの研究成果を紹介する。

6-1 バイオエンジニアリングを活用した発生源対策

霞ヶ浦の富栄養化のは生活排水由来の窒素，リンの流入が大きな原因となっている。しかしながら，霞ヶ浦流域の下水道普及率は50%にも達していないのが現状である。これまで，霞ヶ浦流域は，人口の分散している地域が多いため，生活排水対策には下水道と相対する浄化槽が導入されてきた。ところが，導入されてきた浄化槽は，BOD(生物化学的酸素要求量)の除去のみに主眼がおかれ，窒素，リンの除去工程が組み込まれていなかったために，霞ヶ浦の富栄養化の防止に貢献することができていなかった。この結果は，汲み取り便所で生活雑排水の垂れ流しを現状として，それを水洗化した場合の汚濁負荷量の増減か

らみても理解できる(図6-1-1)。すなわち，下水道で処理した場合のBOD，T-N(全窒素)，T-P(全リン)の環境に与える汚濁負荷を100とすると，し尿処理浄化槽での処理のみでのT-N，T-Pの汚濁負荷は，それぞれ5倍，2.5倍となり，下水道での処理によるの負荷を大きく上回ることになる。一方，し尿と雑排水を一括処理する合併浄化槽においては，BODの負荷は低減できるものの，T-N，T-Pの負荷はそれぞれ4倍，2倍となり，低減化は達成できない。とくに，霞ヶ浦流域は，水質汚濁防止法に基づく上乘せ排水基準の生活環境項目に窒素，リンが掲げられ，T-N(全窒素)として $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下，T-P(全リン)として $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下に基準化されている。したがって，霞ヶ浦の富栄養化防止の抜本的対策として，下水道と同等もしくは，それ以上にT-N，T-Pも高度に除去可能な高度合併処理浄化槽を開発し，普及させることが極めて重要な課題となる。このような背景のもと，本事業では，生活排水由来の発生源対策として，BOD，窒素，リン濃度として各々 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下， $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下， $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の処理水質を満足することができるバイオエンジニアリングを確立し，普及させることを目的として，種々の要素技術の開発を行ってきた。

(1) 高度処理型浄化槽システム

窒素除去方法は，微生物のはたらきを利用した生物学的除去方法とアンモニオストリッピングやゼオライト吸着などの物理・化学的除去方法に分けることができる。生活排水中の窒素形態は有機体窒素とアンモニオ態窒素であり，全窒素濃度は双方を含め約 $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。高度合併処理浄化槽の場合は，下水処理場のように，管理者が常時監視できないので，維持管理の容易性，構造の簡素化，さらには運転コストの低減化を可能にするため生物学的除去方法が採用されている。窒素除去における生物反応は，有機体窒素を基点とすると，脱アミノ反応，硝化反応，脱窒反応の3段階で進行するが，高度合併処理浄化槽は，これらの反応が円滑に進むように嫌気槽，好気槽，沈殿槽，循環ライン等が一つのユニ

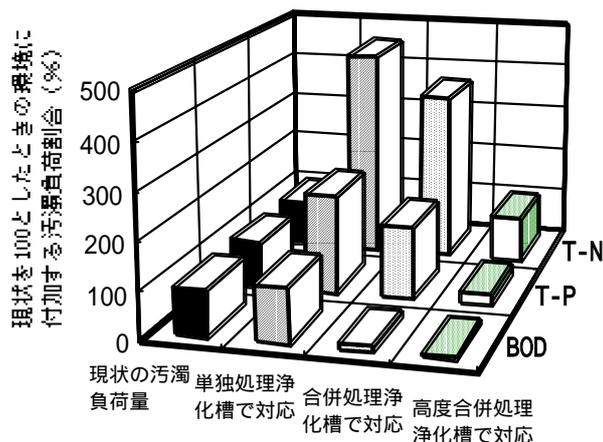


図 6-1-1 生活排水対策としての下水道，農業集落排水処理施設に共通する浄化槽のタイプの違いによる除去特性と窒素，リン削減強化の必要性

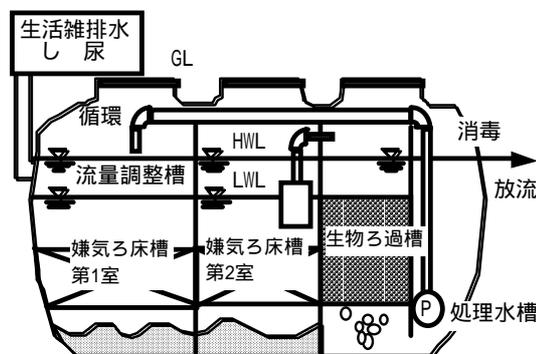
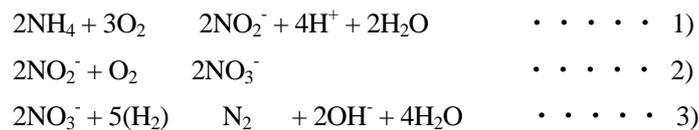


図 6-1-2 生物ろ過方式高度合併処理浄化槽

ットになっている。図 6-1-2 に高度合併処理浄化槽における窒素除去のフローを示す。なお、この浄化槽は 1 日 2 回の流入ピークに対応した流量調整型の高度合併処理浄化槽の一例である。まず、排水は、嫌気第 1 槽に入り、嫌気第 2 槽に押し出し移送される。これらの嫌気槽では有機態窒素は嫌気性細菌によりアンモニア態窒素に還元される。嫌気第 2 槽の処理水は、エアリフトポンプで、好気槽に定量移送される。好気槽では、アンモニア態窒素は硝化細菌により硝酸態窒素に酸化されるが、この反応は 2 段階で進行する。まず、アンモニア態窒素はアンモニア酸化細菌により式 1) のように亜硝酸態窒素まで酸化され、続いて、亜硝酸態窒素は、式 2) のように亜硝酸酸化細菌により硝酸態窒素



へと酸化される。この硝酸態窒素を含む処理水は、沈殿槽に押し出し移送され、ここから循環ラインを通過して嫌気槽第 1 室に連続的に返送される。嫌気槽第 1 室では、返送された処理水中の硝酸態窒素が 3) 式のように脱窒細菌により窒素ガスまで還元される。

脱窒に關与する細菌は一般的な通性嫌気性細菌である。この細菌は、水中に溶存酸素がある場合は、その酸素を利用するが、脱窒槽のように溶存酸素がない場合には、硝酸、亜硝酸中の窒素に結合する酸素を利用するという呼吸形態となる。3) 式の原系に示される水素は、流入排水の有機物(炭水化物など)として供給される。有機物量は、BOD 量として、脱窒しようとする窒素量の約 2.5~3 倍量が必要となる。これらの窒素除去プロセスは循環脱窒法とよ



写真 6-1-1 多孔質ヘドロセラミックス担体

ばれ、排水中の BOD/N が 2.3 以上(生活排水は約 4.0)ある場合の排水の窒素除去に有効である。このように、高度合併処理浄化槽において、窒素は硝化細菌と脱窒細菌の働きによってガス化されて除去されるという原理を利用するが、本事業では窒素除去の律速段階である、硝化反応の進行する好気槽に硝化細菌を高密度定着させ、安定した窒素除去が図れるような微生物付着担体の開発を行った。開発された担体は、多孔質のセラミック担体(写真 6-1-1)であるが、この原料は、霞ヶ浦の富栄養化を改善するために湖底から浚渫されたヘドロである。ヘドロセラミックスの製造工程は(5)で述べるが、これまで、霞ヶ浦の浚渫ヘドロは、その沿岸に処分地を設け埋め立て処分されていたが、本事業では、このヘドロから霞ヶ浦の富栄養化を防止する上での重要な役割を担う高度合併処理浄化槽の微生物付着担体として有効活用することに成功した。

(2) リン除去・資源回収システム

富栄養化の原因物質であるリンの除去は、微生物の作用では限界があるため、本事業では、物理化学的にリンを除去するための 2 つの方法を開発した。一つは、図 6-1-3 に示すように、鉄電解リン除去プロセスで、高度合併処理浄化槽の後段に 2 枚の鉄電極を浸漬させ、この電極に微量な直流電流を与え、陽極から発生した三価の鉄イオンと水中のオルトリン酸イオンを結合させ、リン酸鉄にして沈殿させることでリンを除去する方法である。沈殿したリン酸鉄は余剰汚泥とともに引き抜き、コンポスト化することによって農地等で再利用するものである。これまで、ヘドロセラミックスと鉄電解リン除去プロセスを採用した高度合併処理浄化槽の実証試験において、BOD $10\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、T-N $10\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P $0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の性能が得られること、鉄電極から溶出する鉄イオンが汚泥の凝集化を促進

し、固液分離能を向上させること、余剰汚泥の発生量も従来の高度合併処理浄化槽と変わらないことが明らかとなった。

もう一つは、リン吸着担体を利用したリン除去方法である。リンは富栄養化の原因物質であるが、農業、工業生産にとって不可欠な資源であり、年間140万トンを超えるリン鉱石を輸入している。ところが、リンは石油と同様に枯渇する資源であるため、アメリカ合衆国では、国内でのリンの枯渇を防止するためにリン鉱石の輸出を全面禁止する方策を講じるようになった。日本では、リン鉱石資源がないため、ほぼ100%海外からの輸入に依存し

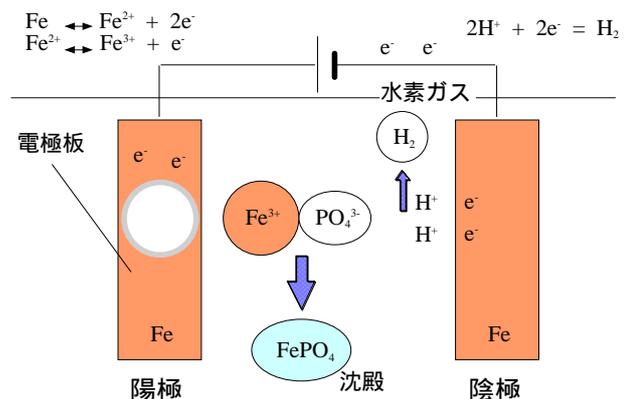


図 6-1-3 鉄電解リン除去プロセスの原理

ており、その約30%をアメリカ合衆国から輸入している。他の輸出国においても輸出禁止措置やリン鉱石の高騰が懸念される。したがって、今後の日本においては、国内に存在するリンを回収しリサイクルする社会システムを構築していく必要がある。そこで、リン吸着担体を利用したリン除去方法の開発においては、図6-1-4に示すように、リン資源の回収、リサイクルシステムの構築を目標とした。

使用するリン吸着担体は0.7mm球状のジルコニウムフェライト系である。実証試験では、この担体が充填されたカラムを高度合併処理浄化槽の後段に設置し、処理水中のリンを吸着させ、およそ3ヶ月に1回吸着担体をリン回収モデルステーションに持ち込み、そこで7%水酸化ナトリウム溶液で吸着担体からリンを脱離させ、さらに、水酸化ナトリウム溶液の濃度を上げて晶析させ90%以上のリン酸ナトリウムとして回収する。脱離後の吸着担体は硫酸酸性で活性化させ、pHを中性付近に調整して、再び高度合併処理浄化槽の後段カラムに充填する。この方法によ

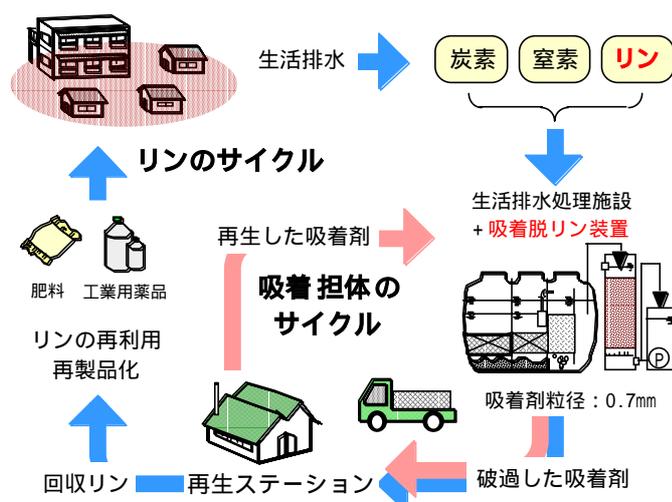


図 6-1-4 リン資源の回収・循環型社会システムのフロー

って、BOD 10mg・l⁻¹以下、T-N 10mg・l⁻¹、T-P 0.5mg・l⁻¹以下の高度処理が達成されるとともに、枯渇資源としてのリンの高純度回収も可能となる新たなリン回収型資源循環システム技術の開発へと大きく進展させることができた。

(3) 有用微生物の高密度化システム

生活排水を高度処理する上で、重要な役割を担うのが有用微生物である。高度合併処理浄化槽においては、処理水の透明度に貢献する微小動物、アンモニアの硝化、脱窒化に貢献する硝化細菌、脱窒細菌の反応槽への高密度定着化が極めて重要である。このことをふまえ、水の透明度を高める輪虫類 *Philodina* 属 (図6-1-5) の高度合併処理浄化槽への高密度化手法の開発を行い、スポンジ担体を利用した生物ろ過法において、高密度定着化を実現し、これによって、処理水の透明度を極めて高い状態に維持できることがわかった。さらに、*Philodina* 属の増殖促進成分が穀物残さに含まれている

ことを見出し、この穀物残さで *Philodina* 属の大量培養に成功し、しかも、この穀物残さを添加することによって、生物ろ過法のような混合微生物生態系のなかで *Philodina* 属を選択的に高密度化できることを明らかにした。有用微生物を高度合併処理浄化槽へ供給する上では、利用し易い形態にする必要があるが、*Philodina* 属の場合、増殖促進成分とともに製剤化して供給できる可能性もでてきている。こうした研究の成果は、処理機能の向上に有用な微生物を製剤化して流通させるという、新たな環境産業の創造に大きく展開できると考えられる。

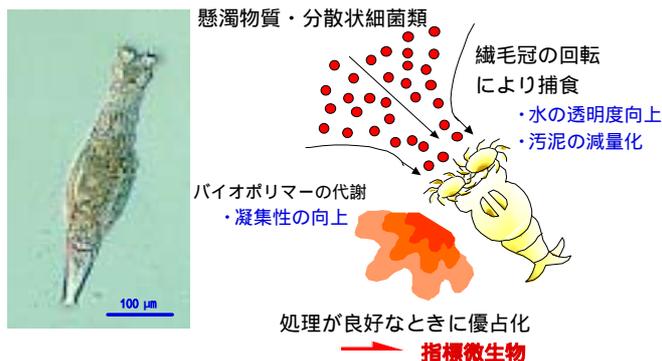


図 6-1-5 輪虫類 *Philodina erythrophthalma* の特性

(4) ハイブリッド型河川・水路浄化システム

生活雑排水は、霞ヶ浦の汚濁負荷の大きな原因であるが、霞ヶ浦流域では、雑排水が十分に処理されずに水路や小河川に放流されるケースが多い。水路や小河川に放流された雑排水は、やがて本流河川と合流し霞ヶ浦へ流入する。このため水路・小河川の多くは霞ヶ浦への汚濁負荷の流入経路となっている。そこで、本流河川および霞ヶ浦に流入する手前で汚濁負荷を低減化するための水路・小河川浄化の技術開発が必要となった。水路・小河川は地域によって水量、汚濁状況、規模が異なるため、浄化技術は適所に応じて開発する必要がある

が、とくに、開発のポイントを維持管理の容易性と低コスト化に絞った。比較的水量が多く汚濁が著しい水路・小河川を対象に、嫌気・好気循環セラミックス充填プロセスに脱リン吸着プロセスを組み合わせたリン資源回収型浄化システムの開発を行い、年間をとおした実証試験により適用できる可能性の高いことを明らかにした。また、比較的水量が少ないケースを対象に、夾雑物除去・植栽・土壌浄化（花水路）システム(図 6-1-6)の開発を行っている。

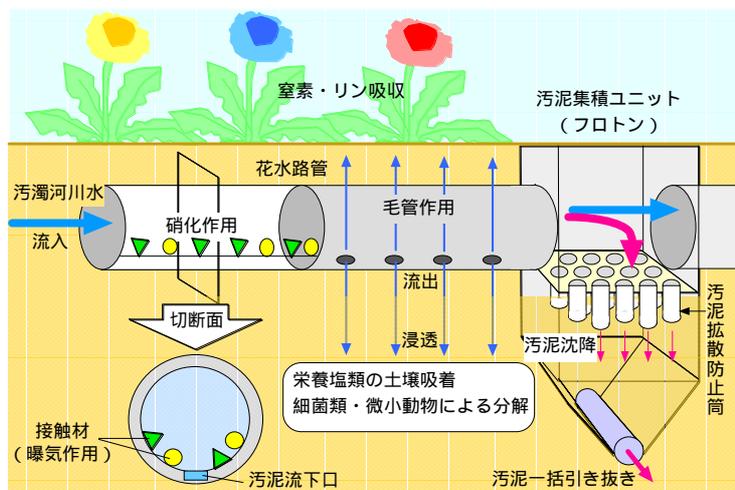


図 6-1-6 花水路システムにおける汚濁水の浄化機構

これらのシステムで $BOD\ 10mg \cdot l^{-1}$ 以下、 $T-N\ 10mg \cdot l^{-1}$ 、 $T-P\ 0.5mg \cdot l^{-1}$ 以下の性能が得られることが明らかとなってきたが、さらにシステムの簡易化・システムの低コスト化の技術開発の実証化研究を行っていくこととしている。

(5) 無循環型土壌トレンチ浄化システム

生活排水対策を効果的に実施するためには、敷地の制約の有無により適用する浄化システムを選定する必要がある。すなわち、敷地に大きな制限があるところでは、高度合併処理浄化槽のようなバイオエンジニアリング活用型浄化システムの設置が有効と考えられるが、敷地が広く利用可能などところでは、エコエンジニアリング活用型浄化システムの適用が有効と考えられる。ここでは、土壌の浄化力を活用し、無動力でミニマムエネルギー方式の技術として嫌気ろ床・土壌トレンチをセットとして、

これを目標水質に応じて、2セット、3セット接続する新技術の開発を行った(写真6-1-2,図6-1-7)。これまでの実証試験においては、3セット接続された嫌気ろ床・土壌トレッチシステム、すなわち、第1嫌気ろ床槽、第1土壌トレッチ、第2嫌気ろ床槽、第2土壌トレッチ、第3嫌気ろ床槽、第3土壌トレッチの順に配置したシステムに排水の流入分配比を第1嫌気ろ床槽へ5、第2嫌気ろ床槽へ3、第3嫌気ろ床槽へ2に設定することにより、無循環、無動力でBOD $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下、T-N $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-P $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の処理性能が得られることが明らかとなった。本システムは敷地に余裕のある農村地域や開発途上国に適した方法であると考えられるが、本研究では、県内の農村地域の生活様式を対象とした流入負荷変動と性能との関係を実証研究により明らかにすることとしている。



写真6-1-2 無循環型土壌トレッチシステムの写真

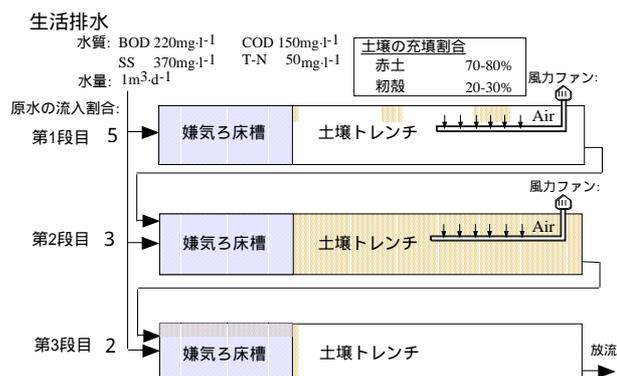


図6-1-7 無循環型土壌トレッチシステムの浄化フロー

(6) 電気化学的浄化システム

排水処理の多くは生物処理方式が活用されているが、電気化学的浄化システムは、電気化学的技術を活用したものである。排水を物理化学的に処理する上では、多くの場合、排水に含まれる懸濁性有機物の分離を容易にするために凝集剤などの薬剤投入を必要とする。しかし、この方式は、薬剤投入が不要である。一般的に、電気化学的処理には、懸濁性有機物の浮上作用、凝集沈殿作用、酸化作用がある。排水中の懸濁性有機物、溶溶性有機物は、この3つの作用によって除去される。そのなかの酸化作用は溶溶性有機物の除去にとって最も重要なものであり、酸化は、直接酸化と間接的酸化に分けられる。直接酸化は TiO_2 、 SnO_2 などの酸化金属の触媒作用によって有機物が直接に電極の酸化金属表面で酸化される。間接的酸化は陽極放電によって水から生成されたヒドロキシルラジカル($\cdot\text{OH}$)によるものである。本開発研究では、これらの原理を排水処理分野で効率よく活用するための詳細なメカニズム解明および処理費用、施設面積、投入エネルギーを考慮した実用可能な排水処理のリアクター化を行ってきた。これまでの成果として、パイロットプラントスケールの電気化学的高速排水処理装置(処理能力： $7.2\text{t}\cdot\text{day}^{-1}$)の開発に成功した。システムのフローを図6-1-8に示す。スクリーンで原水に含まれる大きな固形物を取り除いた後に酸化槽で約15min凝集沈殿処理し、沈殿槽1で固液分離した上澄みを還元槽で15min処理し、沈殿槽2で固液分離した上澄みを放流する。酸化槽には低電圧がかけられ、主に活性酸素ラジカル($\cdot\text{O}$)が生成される。還元槽には高電圧パルスがかけられ、主にヒドロキシルラジカル($\cdot\text{OH}$)が生成される。酸化槽および還元槽には酸化金属(主に TiO_2)電極が設置されている。生活排水およびアオコ含有湖水に対する本装置の実証試験を行った結果、生活排水に対してT-N、T-P、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、CODの除去率は、それぞれ83%、97%、89%、86%であった。アオコ含有湖水に対してT-N、T-P、CODの除去率は、それぞれ84%、94%、92%で、SS、クロロフィルaは99%以上となった。処理過程で、凝集剤は添加しなかったが、処理水は清澄になった。このように、有機物の

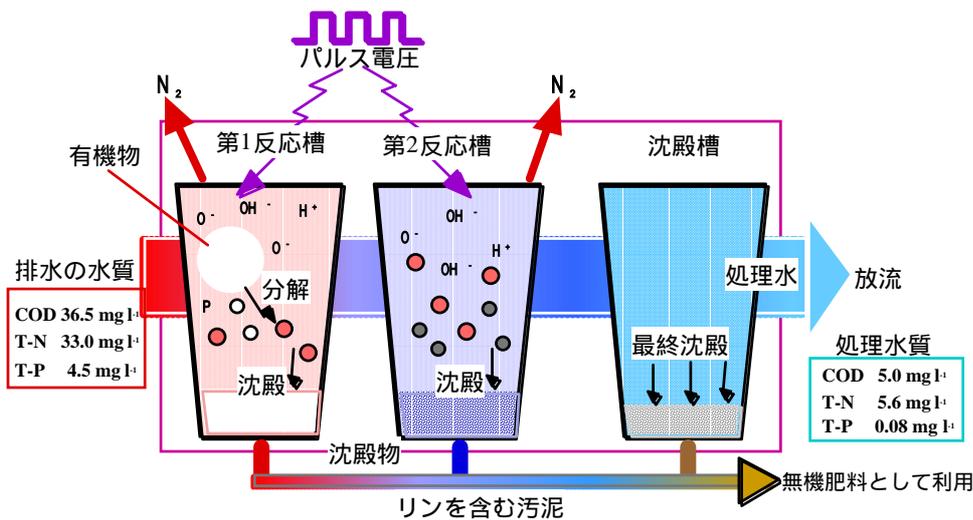


図 6-1-8 電気化学的浄化システムの処理フロー

反応を早め、脱窒を促進し、反応残さの凝集化にも優れていることが実証できた。さらに、従来までの電気化学的処理方式の3分の1までの低コスト化できる可能性が示されてきている。

6 - 2 エコエンジニアリングを活用した湖内対策

湖沼の富栄養化は、河川などからの外部負荷のほかに、底泥からの内部負荷も原因とされている。この底泥からの内部負荷、すなわち窒素やリンの溶出は、湖底に蓄積した過剰な有機物が微生物によって分解される際に、底泥付近の溶存酸素を消費して貧酸素状態になると増大する。このため、湖内の直接浄化対策は、有害藍藻類の分解・除去技術、窒素・リンの直接除去技術に加え、底泥への有機物の蓄積を抑制および底泥からの窒素・リンの溶出抑制を目的とした技術も開発課題となっている。

(1) 水耕栽培バイオパーク方式浄化システム

水生植物として、アシ、ガマ等を活用した浄化技術は、従来から研究されてきたが、これらは資源回収とリサイクルに難点があるのも事実である。このことをふまえ、本開発研究では、食用の植物を活用した浄化方式、すなわち食用植物水耕栽培浄化のシステム化のための技術開発を行ってきた。これまで、クレソン、クウシンサイなどの食用植物を植栽したバイオパーク方式の浄化システムを製作し、水質浄化能の検討を行った。その結果、浄化速度はアシ、ガマの10倍近くあり、かつ、植物の適切な間引き収穫を行うことにより、浄化能力の保持が可能であることが明らかになった。さらに、植物を間引き収穫するというこの方式は、生産物としての有価物資源の回収も可能であることが明らかとなった。また、植物の根圏には、シジミ貝の大量繁殖が認められ、その成長過程などをモニタリングした結果、浄化機能に大きく貢献していることが推察された。シジミ貝は、ろ過摂食性のベントスで、水中の懸濁物を捕食し、水の透明度を飛躍的に向上させる作用があり、しかも、食用の水産資源としても高価値である。こうした生産物を適量に系外に取り出すことによる副次的な浄化が期待できるが、植物およびシジミ貝の収穫作業、収穫物の無料持ち帰りを市民に開放し、いわゆる市民参加型で間引き収穫を行うことにより、浄化能力の向上のみならず、市民の環境に対する意識を向上させる環境教育の場としても有効な浄化システムであることがわかった。このように、水耕栽培バイオパーク方式浄化システム(図6-2-1)は、食用植物、水産物の生産と水質浄化の両立、さらには、環境教育の啓蒙、啓発が可能なことが実証されたが、今後は、維持管理の容易性およびコスト面、浄化能力の向上を図るための植栽工法の検討、閉鎖性の強い富栄養化水域に対する浄化能力の解析など、最適な状態で実用現場に導入するための開発研究を行うこととしている。

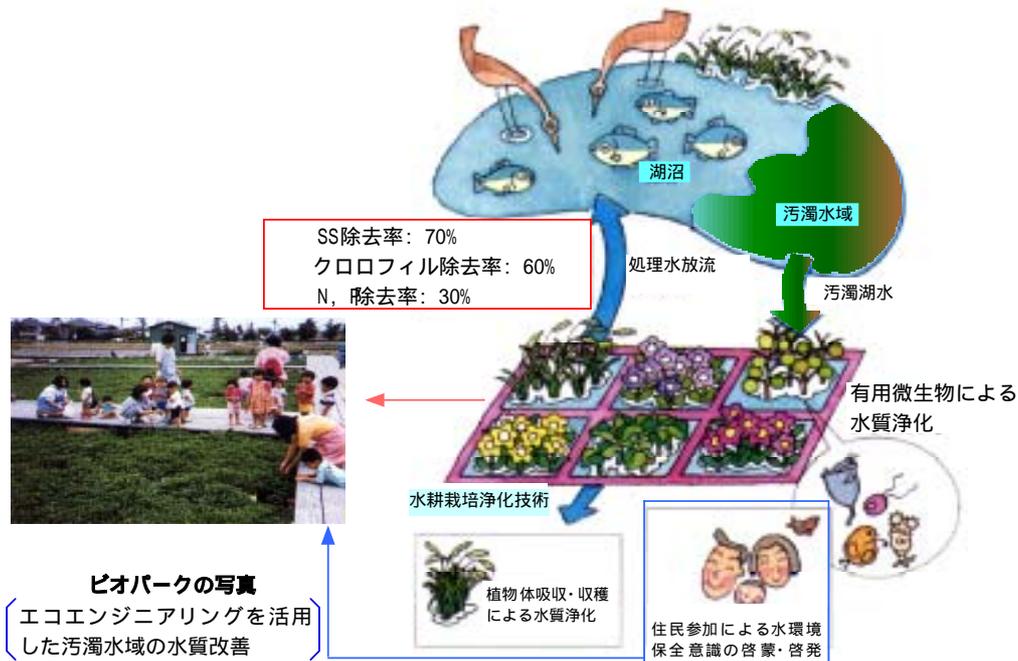


図6-2-1 水耕栽培ビオパーク方式浄化システム

(2) 超音波による藍藻類除去システム

アオコの原因種である藍藻類 *Microcystis* 属は、複数の細胞が集合した群体を形成し、さらに、細胞内にはガス胞という浮き袋をもち、それが膨張、収縮することにより浮上、沈降する性質が有る。本システムは、水面近くで浮遊する *Microcystis* 属に超音波を照射して殺菌した後、一方方向に水流を発生させ、その死骸を湖底の一部に集め、これを分解機能の高い微生物で分解する、という物理化学的手法と生物学的手法を組み合わせ装置化したものである。図6-2-2に、プロトタイプ装置のフローを示した。この方法は、アオコが発生した中小規模の湖沼やアオコの集積が著しい水域のアオコ除去に適用できる可能性の高いことが明らかになってきている。さらに、霞ヶ浦のように水面積が広く水深が浅い湖で、底層部を好酸化させ底泥からの *Microcystis* 属（アオコ原因種）の栄養源の供給を阻止させるとともに、水中に浮遊する懸濁物の好気分解の促進を狙った、湖水の密度流拡散方式の実用化研究も行っている。この方式においても、超音波発生装置が組み込まれ、*Microcystis* 属の活力を低下させるために、わずかな超音波処理で *Microcystis* 属のガス胞を破壊し、光合成活性の低い底層部に沈降させ、増殖抑制を図るシステムが付設され、その性能の検証が行われている（図6-2-3）。



実験現場の写真

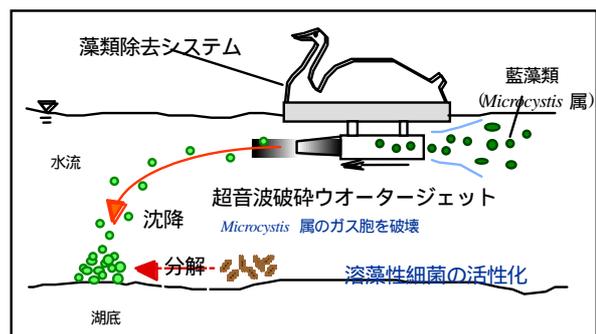


図6-2-2 超音波による藍藻類除去システム

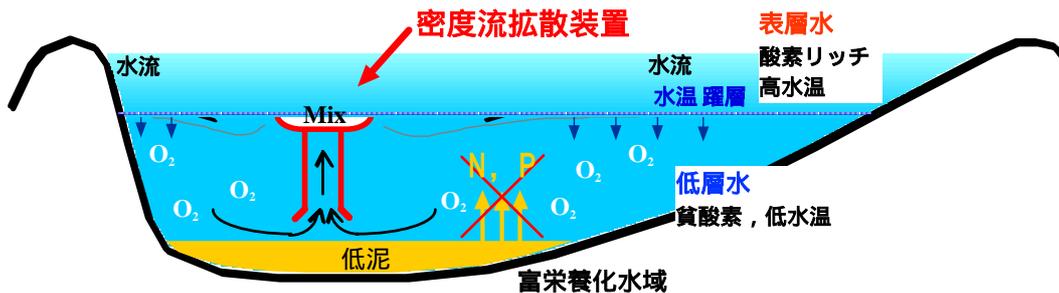


図 6-2-3 密度流拡散方式による低層の好気化と栄養塩の溶出抑制

(3) 超電導高速凝集ろ過システム

本方式は、磁石の磁気力を利用して、流体中の磁性粒子を分離、除去する方法である。この方法は従来より、製鉄所の排水や火力発電所の循環水から鉄酸化物を除去するために用いられてきた。本方式をアオコが繁茂する湖水の固液分離に応用する場合、まず、懸濁粒子（アオコ）が非磁性であるため湖水に磁性粉と凝集剤を添加し、磁性粉とアオコが凝集した磁性フロックを形成させる。つぎに、このフロックを磁気分離部に通水し、ツイン型電導磁石から発生した磁場内に設置された磁気フィルターの表面で、この磁性フロックを捕捉することによって固液分離する。このような原理で、アオコを効率よく回収し、除去するためのプロトタイプ装置（超伝導磁石の室温ポア径：310mm，ツイン磁石間の磁場：約1ステラ）を試作し、その性能試験を行った結果、処理水量は $400\text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ で、COD 除去率 86%，T-N 除去率 71%，T-P 除去率 93%，アオコの除去率も 95% と高い除去効果が得られることが明らかとなった。本方式は、小型化が可能なので、小型船舶に搭載する浄化設備として実用化ができる段階まで達した。ダムや貯水池などのアオコ高速除去への適用が可能である。

(4) 有用微小動物を活用した糸状性藍藻類の除去システム

霞ヶ浦では、ここ数年前から水温が低下する秋季から春季にかけて糸状性藍藻類の *Oscillatoria* 属や *Phormidium* 属の優占化が著しくなった。これらの種の増加に伴い、低水温期においても、湖水の COD は上昇し、湖水の透明度は著しく低下している。なかでも、とくに *Oscillatoria* 属は、凝集処理を極端に低下させる物質を代謝するため浄水処理工程の固液分離能を低下させる原因となっている。これらのことをふまえ、本開発研究では、糸状性藍藻類を捕食し、分解する有用微小動物を活用した湖水の浄化システムの開発を行っている。糸状性藍藻類を捕食する微小動物としては、これまでに *Trisigmostoma* 属、*Thecamoeba* 属が探索され、これらの分離と培養実験により増殖特性、捕食特性、高密度化方法などを明らかにしてきている。さらに、有用微小動物の定着可能な生物ろ過装置のプロトタイプを試作し、それを用いて実際の霞ヶ浦湖水の直接浄化の検証実験を行うこととしている。本システムによる浄化のフローは図 6-2-4 に示したとおりで、浄化性能は、糸状性藍藻類および COD の除去率、処理水量、有用微小動物の個体群動態、装置の動力エネルギー消費量に基づき総合解析するとともに、問題点、改善点を見極め、実用化における適正な設計指針および管理指針を立案し

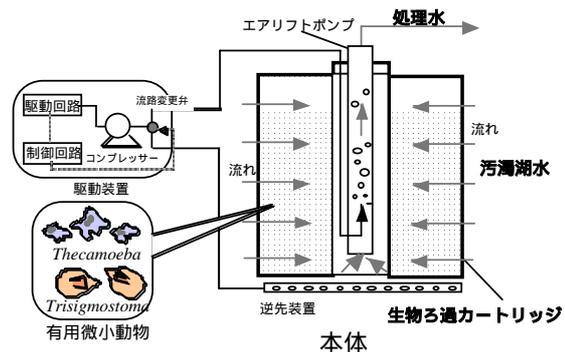


図 6-2-4 有用微小動物を活用した糸状性藍藻類の除去システム

ていく計画で開発研究を進めている。

この直接浄化方式を実水域に導入するために、図6-2-5に示したように、有用微小動物を高密度定着させた木炭充填カートリッジをフロートで支持し、目的の水域へ小型船舶で容易に移動可能とし、稼動に必要な電源は、太陽電池とコンデンサー回路の併用により供給できる設計である。なお、本方式は低コスト、低エネルギーでの運用が可能なることから、開発途上国への適用が期待され、日中共同研究「太湖水環境修復プロジェクト」における技術導入が計画されている。

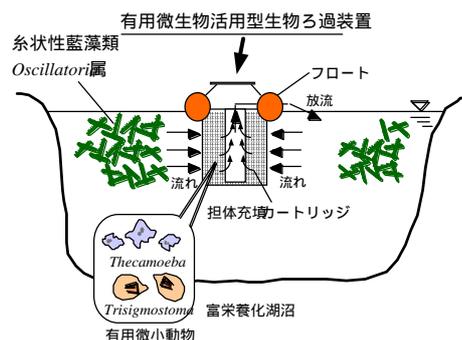


図6-2-5 有用微生物活用型生物ろ過装置による直接浄化方式のフロー

(5) 浚渫底泥の資源化システム

底泥の除去（浚渫）により発生するヘドロを廃棄物ではなく、汚濁湖沼，河川を浄化する材料として活用するための用途を考案し，ヘドロを原料としたセラミックス製造の応用研究に着手した。汚濁湖沼の底質を直接浄化するための微生物用担体，および排水処理用の担体として活用するため，生物付着性の高い多孔質セラミックスの製造技術の開発を行ってきた。その成果として，図6-2-6に示したようにヘドロセラミックスの製造工程を確立した。

すなわち，霞ヶ浦の浚渫ヘドロを送風乾燥機で乾燥（120℃，24hr）させた後，ジョークラッシャーで粗粉碎，フレットミルで1.0mmに粉碎したものをロータリーキルンで焼成（温度：1,150℃，15～20min）する工程で製造できる。これにより，生物ろ過プロセスの充填担体に適した低比重（1.2-1.4）の多孔質ヘドロセラミックスの製造が可能となってきた。さらに，6.1の1）で述べたように，この多孔質ヘドロセラミックスの高度合併処理浄化槽における浄化性能の実証試験を行い，性能は十分であることが検証できた。これらの

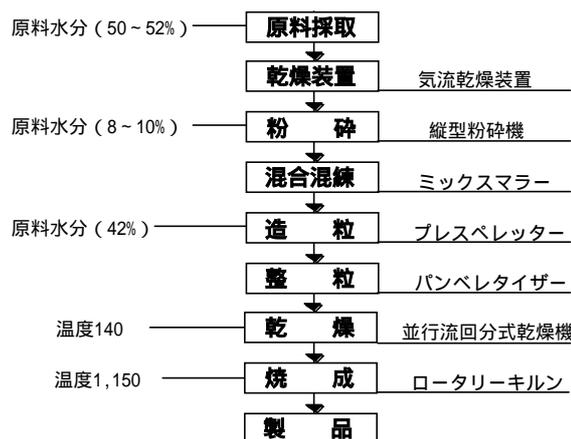


図6-2-6 ヘドロセラミックス製造のフロー

の基盤研究をもとに，多孔質ヘドロセラミックスの製造コストの削減方法の検討と量産工程を確立するとともに，汚濁湖沼の底質の直接浄化や他の水質浄化技術への適用性について，実証研究を行うこととしている。

6 - 3 水質改善効果の総合解析評価

霞ヶ浦の流域管理を的確に行うためには，常時，霞ヶ浦およびその流域の水質変動をモニタリングし，本プロジェクトで開発された要素技術を発生源対策，湖内対策が最も効果的，かつ，低コストで行えるよう適所へ導入していく上では，導入後の改善予測手法と，実際の水質改善効果の追跡手法に基づく，総合的な解析，評価が必要不可欠である。水質改善効果の解析評価では，このような点をふまえ，流域管理モニタリングシステムの開発と流域管理のための水質改善費用投資およびエネルギー投入効果の評価手法の開発を行ってきた。

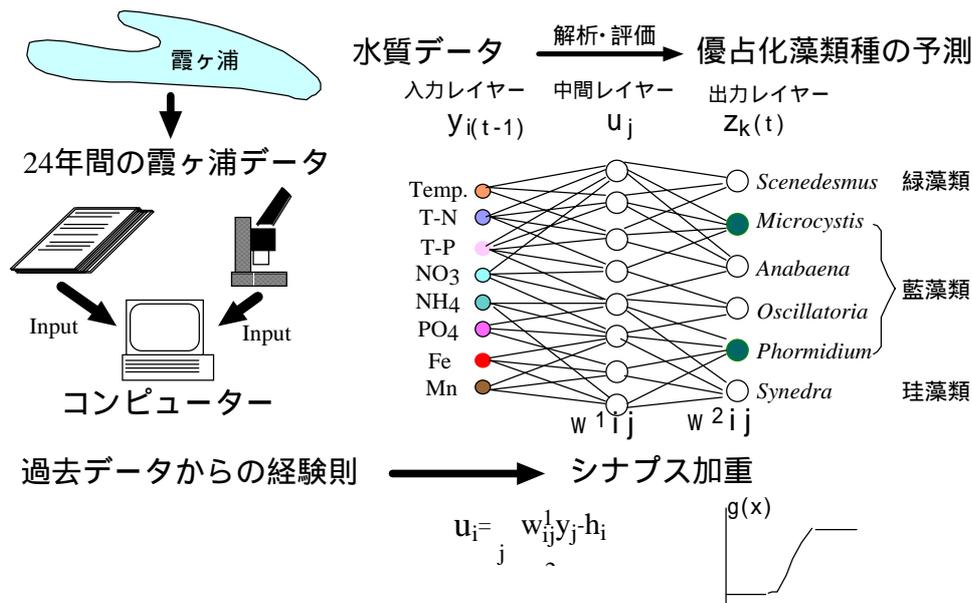


図 6-2-7 ニューラルネットワークによる優占藻類の予測解析モデル

(1) 流域管理のための水質解析手法の開発

流域管理を適切に行い、湖沼の水質変化と藻類の発生を明らかにしていく上で、水質変化からの藻類発生の事前予測が可能になれば、早急な流域管理対策を行うことが可能となる。そのために、ニューラルネットワーク解析(図 6-2-7)を導入し、過去 24 年間の霞ヶ浦の水質情報を総合解析して特定藻類の異常発生に関する環境因子、富栄養化への影響因子として、窒素に比べてリンとの相関が大きいことや藻類の多様性指数が *Microcystis* 属が優占する時に、減少することを明らかにしている。これらの水質特性をさらに解析し、藻類の発生予測を可能とする解析手法の開発を行うこととしている。

(2) 流域管理モニタリングシステムの開発

水質解析を行う上では、迅速に多くの水質データを得ることが必要となる。これまでの水質分析は、各成分によって異なる分析手法が必要であり、データが得られるのに時間と労力が必要であった。そこで、近赤外波長(800~2,000nm)において対象物質の吸収データに対し、重回帰分析・主成分分析などの統計手法を用いて情報を抽出する近赤外分光法(NIR法)(図 6-2-8)による湖沼の水質の分析手法の開発を行っている。全ての物質はこの波長域で独自の吸収波長をもっており、様々な物質が混在する溶液

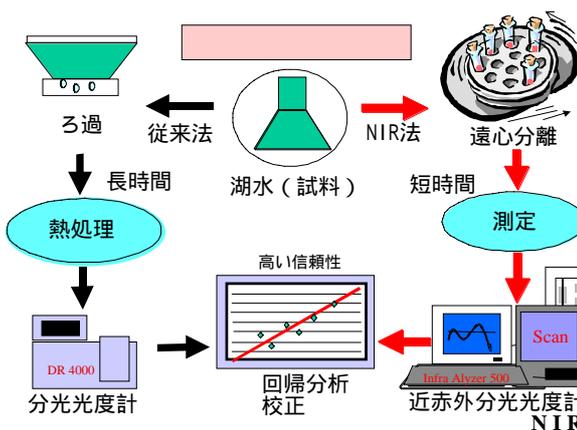


図 6-2-8 近赤外分析(NIR)法による湖水の分析

であっても、得られた吸光ピークや波形を様々な方法で解析することによって、特定物質の現存量を把握できる可能性が高い。この方法により、多項目の水質に対して迅速な分析が可能となり、窒素、リン、COD の分析が可能であることが明らかとなった。また、藻類の増殖に影響を与えているといわれているフミン酸や藻類から生産されるグリコール酸などの分析も可能となって、藍藻類

Microcystis 属の計数測定も可能であることが明らかになってきた。これらの基盤研究をもとに、この方法を現場設置型モニタリング装置に組み込み実証化研究を行うこととしている。

(3) 流域管理のための費用効果の評価手法の開発

本プロジェクトで開発された発生源対策技術および湖内浄化手法を効果的に設置、普及させる手法を確立し、費用的、エネルギー的にもっとも小さく、さらに、最も効果的な浄化を目指した流域管理手法をシミュレーションし、湖沼流域管理システムの確立化と提案を行うこととして、適正化手法の開発を行い、総合解析評価手法の構築をめざし、推進することとしている。以上に述べた本プロジェクトの概念は、(図6-2-9)に示したとおりである。

6 - 4 課題および展望

地域結集型共同研究事業の当初の目的に応じて霞ヶ浦水質浄化プロジェクトでは、要素技術の開発および水質改善に最も効果的な実現可能な開発要素技術の効果的面的整備手法の開発を行い、霞ヶ浦の水質改善と同時にベンチャー産業の創出を目途として研究を推進している。本プロジェクト研究により得られる成果を目に見える形で推進する上で、汎用化可能な要素技術として、低コスト、低維持管理、資源循環を考慮した実用化システムの構築を目指した開発を第一期においては、実証現場において、技術の改善のあり方、更なる高度化を可能とするよう各要素技術の適正な組み合わせ手法の開発を強化する必要がある。また茨城県として開発した技術の評価認証する制度作りを行い、ベンチャー産業の創造に連携できるようにする必要があり、また、本プロジェクトでの第一期を目指し、茨城県に配備される霞ヶ浦環境センターおよび国立環境研究所に整備されるバイオ・エコエンジニアリン

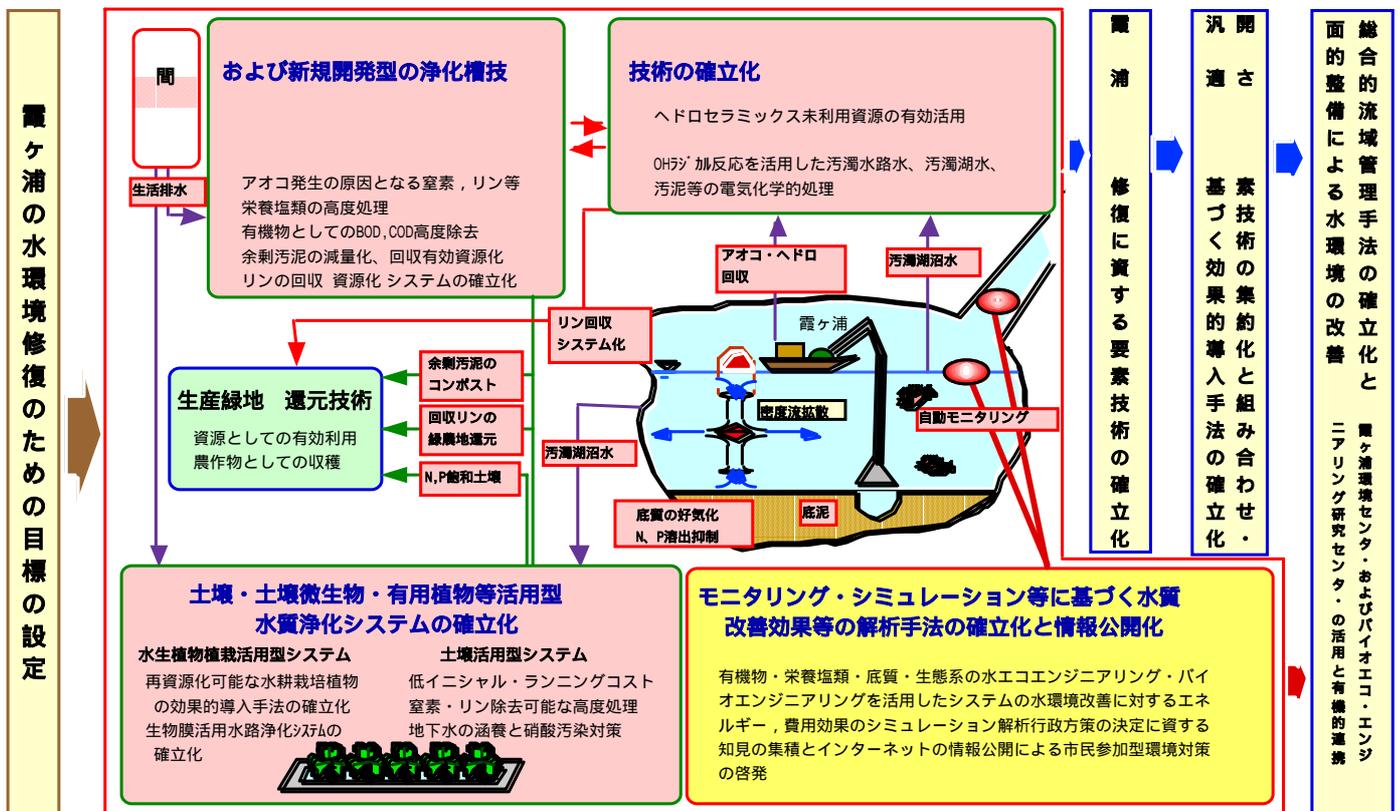


図6-2-9 霞ヶ浦の水質浄化技術の開発のあり方とこれからの展望

グ研究施設でのシステム技術の定着化、普及整備の具現化に繋がるような体制、組織の構築を進める

必要がある。このことにより、住民の目に見えるような形のプロジェクトの成果が国内外を問わず波及でき、効果が発揮できるようになるものと大きく期待できる。

<参考文献>

- 1) Yuhei INAMORI, Xiao-Lei Wu, Yuzuru KIMOCHI, Kazuhiro ONUMA, Katsumi SHINOZAKI, Kazumi YAGUCHI and Ryuichi SUDO(1999): Technology Development for Renovating the Polluted Lake Environment Using Ecological Engineering Approaches and Overall Assessment of the Developed Systems, 8th International Conference on the Conservation and Management of Lakes
- 2) 稲森悠平(1999): 水環境修復のための窒素, リンの除去と地域リサイクルエコシステムの創造, 関東畜産学会報, 第49号, 35-57
- 3) 稲森悠平(1998): 生活排水対策ハンドブック, 産業用水調査会, 東京

(国立環境研究所: 岩見徳雄)

7 国産技術の移転と適正評価

富栄養化対策技術として、我国の先進的技術の下により、省エネ、省コスト、省維持管理を目的とした技術移転の効率性を踏まえ、対策技術、モニタリング技術等の移転を実施してきている。本章ではこれらの事例を述べるとともに技術移転された水質浄化装置やモニタリング装置等の国産技術の途上国での適用可能性等についても言及する。

7-1 中国紅楓湖・百花湖修復プロジェクト（環境省）

7-1-1 プロジェクトの目的

開発途上国では、人間活動、産業活動の活発化に伴い湖沼での水質汚濁が累進的に加速している。そのなかでも中国においては、富栄養化の進行した数多くの湖において、有毒アオコの異常増殖が顕在化しており、水資源の安全性確保が脅かされている状況にあり、至急の有毒アオコ対策の必要性に迫られている。このため富栄養化抑制対策としての窒素とリンに的を絞った効果的対策技術の導入が必要とされているが、有毒アオコ実態調査とその抑制技術の開発にはほとんど手がつけられていないのが現状である。このような状況を踏まえて環境省は平成12年度事業として「中国西部地区貴州省紅楓湖・百花湖をモデル地域とした分散型水質浄化対策国産技術の適用可能性調査」を実施し、紅楓湖・百花湖の水質浄化対策として中国西部地区という地域に適合すると考えられる国産技術の水質浄化装置を導入して、その適用可能性を明らかにすることを目的に調査研究を行うこととした。なお、本プロジェクト研究は、当初、単年度予算であったが、その重要性から平成13年度も引き続きフォローアップ調査研究を実施することとなり、継続して現在も調査研究を進めている。また、本プロジェクト研究は、新たに国際的水環境の緊急課題として取り上げられているWHO（世界保健機関）の飲料水質ガイドラインに位置付けられた青酸カリよりも強力な毒性物質を産生する有毒アオコにも着目し、中国貴州省富栄養湖沼の有毒物質ミクロキスチン現存量実態調査を行うとともに、水処理工学としてのバイオエンジニアリング、生態工学としてのエコエンジニアリングを活用し、処理の高度化を目指すこととした。



図7-1-1 中国貴州省紅楓湖・百花湖の地形

7-1-2 プロジェクトの概要

本プロジェクト研究は、日本側として環境省、独立行政法人国立環境研究所、中国側として中国環境科学研究院、貴州省環境科学研究設計院、上海交通大学が参画し国際共同研究を行ったものである。本プロジェクトで導入された水質浄化装置は、中規模浄化槽2基、小規模浄化槽2基、土壌トレンチ1基、曝気揚水筒1基で中国西部地区の貴州省の地域性に適合すると考えられる国産装置が選択されている。「天に三日の晴れなし、地に三里の平地なし、民に三分の銀もなし」という言葉があり、貴州

は雨や曇りの日が多く、起伏に富んだ土地柄である。以下に北緯 26 度，東経 106 度，標高 1,000m に位置する紅楓湖・百花湖(図 7-1-1)の諸元およびその流域の排水処理対策等について概要を述べる。

(1) 紅楓湖

紅楓湖(写真 7-1-1)は 1960 年に完成したダム湖で、その規模は流域面積 1,610km²、湖面積 57.2km²、総容量 6.01×10⁸m³、平均容量 3.0×10⁸m³、最大水深約 45m、平均水深 10.5m で北湖と南湖に分けられる。湖面は、観光、船運、養殖漁業等に利用されているが、富栄養化抑制対策のために養殖漁業は段階的に禁止する方向にある。湖水は、省都である貴陽市(人口 260 万)の水源として重要で 4.0×10⁴m³・日⁻¹が取水されている。流域の下水道整備はかなり遅れており、便所は各戸ごとに化糞池(簡易沈殿槽)を設置して沈殿・消化を行い、分離水を開渠や下水管渠を通して近くの小河川に排水している。また、公衆便所や各家庭の糞尿は畑地の肥料として利用されている。観光施設の排水は化糞池により一部処理が行われているが、化糞池の除去率は、BOD で 20%、COD で 15%、SS で 50%程度であり、現状は維持管理の



写真 7-1-1 紅楓湖

不備による機能低下のため、SS 除去しか期待できないものと考えられる。流域の汚濁源としては特定汚染源としての工場排水、生活排水、湖内の養殖漁業、非特定汚染源としての水田、畑地、森林等に分けられる。これまでの調査では、紅楓湖の汚染源は湖周辺に所在する電力・化学等の各種工場排水が主要因となっており、窒素負荷が高い傾向にあることが明らかとなっている。とくに紅楓湖周辺の工場は、工場一つで一つの町が形成されている状況にあり、人口も従業員およびその家族を合わせると 1 万人にもなるが、そこから排出される生活排水についての処理はほとんど行われていないのが現状であり、現在、行政指導のもと対策を検討している段階にある。また、紅楓湖では、観光施設の拡大計画があり、これから建設される観光および保養施設については排水処理施設の設置を義務付けるなどの処置を施している。このように紅楓湖流域ではようやく行政が生活排水対策に立ち上がったところであるといえる。

(2) 百花湖

百花湖は 1966 年に完成したダム湖で、その規模は流域面積 319km²、湖面積 14.5km²、総容量 1.82×10⁸m³、平均容量 1.1×10⁸m³、最大水深約 45m、平均水深 10.8m で、紅楓湖の下流に建設されている。湖面は、観光、船運、養殖漁業等に利用されるとともに貴陽市の水源としても利用され 2.5×10⁴m³・日⁻¹が取水されている。これまでの調査では、百花湖の汚染源は湖周辺に位置する各種工場排水や生活排水が主要なもので、COD 負荷が高い傾向にあることが明らかとなっている。百花湖流域では排水処理はほとんど行われておらず、生活排水は小河川や排水路を経て湖内に流入しているのが実情である(写真 7-1-2)。人口一人当たりの負荷量は、2000 年現在で 100~150 ・日⁻¹・人⁻¹であるが、2005 年には 200 ・日⁻¹・人⁻¹となることを予測して設計基準が設けられている。湖内での養殖漁業については、富栄養化抑制対策のため、1998 年末以降、全面禁止となっている。しかしながら、漁業を生業としている漁民は少なからず存在しているため、保障期間を設けて条件付で養殖漁業を認めている区

域も存在しており，完全に禁止されている訳ではない。湖内へのリン負荷を低減する目的で洗剤の無リン化の法律を制定しているが，無リン洗剤は高価であるため普及していない。これは百花湖流域だけの問題ではなく貴州省全体に当てはまることである。

以上のことから，紅楓湖・百花湖流域において現在取り組んでいる行政の主要な対策としては，生活排水対策，工場排水規制，下水処理場の建設，養殖完全禁止等を挙げることができる。このような状況のなか我が国の国産技術の導入に当

っては，中国貴州省でも大きな問題となっている生活排水対策に焦点を当て，とくに有毒アオコ発生の原因物質である窒素やリンの処理技術を有する水質浄化装置，すなわちバイオエンジニアリングとしての高度処理浄化槽とエコエンジニアリングとしての土壌トレンチを国産技術として活用することとした。また 湖内で発生した有毒アオコの増殖抑制対策としては曝気揚水筒を活用することとした。装置の選定に当たっては，省コスト，省エネルギー，容易な維持管理であることはもとより，なによりも貴州省に適合する装置であることに基軸においた。本プロジェクト研究は，これら選定された水質浄化装置が中国西部地区に適用可能かどうかの調査研究を行うだけでなく，継続的に安定した処理効果が得られるかどうかにも着目し，フォローアップ調査を行うこととした。



写真 7-1-2 生活排水が直接流入している百花湖湖岸

7 - 1 - 3 プロジェクトの成果

(1) 有毒アオコ現存量

貴陽市の上水源である紅楓湖，百花湖，小関ダムを対象とし，藻類現存量および有毒物質マイクロキスチン現存量の実態調査を 2000 年 10 月に行った。調査方法は，有毒アオコを採取する目的で定量プランクトンネット NXX25 を用いて藻類を濃縮したのち，光学顕微鏡により有毒アオコの種類の同定，

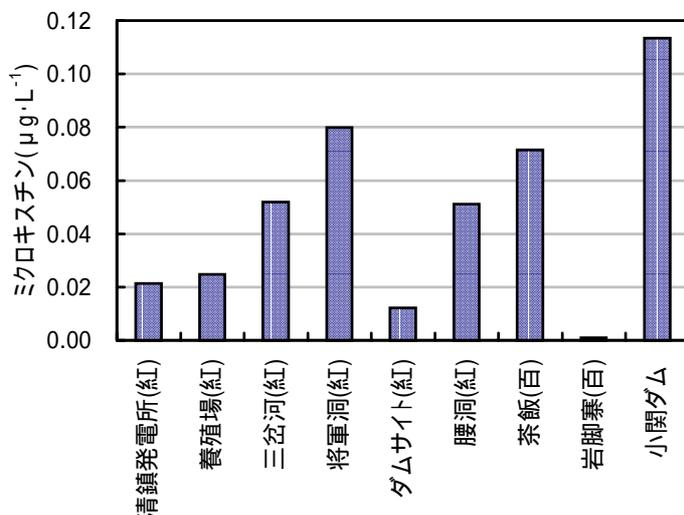


図7-1-2 富栄養湖沼におけるマイクロキスチン現存量

高速液体クロマトグラフィー (HPLC) によりマイクロキスチン現存量を明らかにした。藻類が最も多く出現したのは小関ダム (19,350 個体・⁻¹)，次いで百花湖下流域の茶飯 (4,280 個体・⁻¹)，紅楓湖南湖湖心域將軍洞 (3,940 個体・⁻¹) の順となり，藻類が最も少なかった水域は紅楓湖ダムサイト (320 個体・⁻¹) であった。藻類の分類群別出現割合をみると，小関ダムは藍藻類の *Microcystis* 属が優占的であるのに対し，百花湖では珪藻類の *Fragilaria* 属，紅楓湖では緑藻類の *Pediastrum*

属と藍藻類の *Microcystis* 属が優占化していることが明らかとなった。つぎに、有毒アオコの種類を調査したところ、紅楓湖、百花湖流域で観察された有毒アオコの種名は *Microcystis aeruginosa*、*Microcystis viridis* であることが判明した。これら *Microcystis* 属の現存量は、小関ダムで 18,100 群体・ $^{-1}$ 出現しており他の水域に比べて多量に出現していることが明らかとなった。有毒物質ミクロキスチンの分析結果は図 7-1-2 に示すとおりで、ミクロキスチン現存量が最も高かったのは小関ダムで $0.11338 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、次いで紅楓湖將軍洞の $0.07988 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、百花湖取水口茶飯の $0.07148 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ となった。これらの結果から *Microcystis* 属現存量とミクロキスチン濃度との相関を検討したところ、紅楓湖において相関係数 0.767、一次式 $y = 0.000043x + 0.021973$ の結果を得ることができた。これより *Microcystis* 属 1 群体 (1 群体中に 500~1,000 細胞) 当たりのミクロキスチン含有量は $0.000043 \mu\text{g}$ となり、ミクロキスチン量が WHO (世界保健機関) の飲料水質ガイドライン $1 \mu\text{g}$ に達するためには *Microcystis* 属が 23,000 群体にまで増殖する必要があるものと推定された。ただし今回のデータだけでは標本数が少ないため信頼性を欠いており今後データを蓄積し信頼性を高める必要がある。また、本調査では有毒アオコが少ない時期に調査を行ったことから、次回は有毒アオコ現存量の多い時期の調査が必要と考えられた。ところで、今回の実態調査で得られた成果は極めて貴重で、中国貴州省において有毒アオコ産生のミクロキスチンが検出されたのは本調査が初めてで、これからの湖水資源の保全にかかわる重要な知見が得られた。なお、紅楓湖、百花湖、小関ダムは上水源として利用されていることから、有毒アオコ以外の障害藻類についても調査を行ったところ、カビ臭産生藻類 *Phormidium tenue* が紅楓湖養殖場や小関ダムで出現していることが明らかとなり、異臭味障害の可能性が示唆されることとなった。以上のことから障害藻類である *Microcystis* 属や *Phormidium tenue* が紅楓湖、百花湖、小関ダムで増殖していることが明らかとなり、環境衛生上健全な水域を確保するためにも至急の富栄養化対策の必要性が示唆された。

(2) 高度処理浄化槽

バイオエンジニアリングを活用した高度処理浄化槽を貴州化学肥料工場と貴州省環境科学研究設計院に設置し、国産技術の適用可能性調査を行った。貴州化学肥料工場には中規模浄化槽を 2 基、環境科学研究設計院には小規模浄化槽を 2 基設置し、有機物、窒素、リン除去能を比較検討した。

貴州化学肥料工場

紅楓湖北湖流域に位置する貴州化学肥料工場 (写真 7-1-3) は従業員 3,000 人 (家族を含めると 7,000 人) の大規模な工場で、主に尿素肥料を $12 \text{万トン} \cdot \text{年}^{-1}$ 生産している。また、工場からの排水量は $5.5 \times 10^4 \text{m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$ で、排水処理設備はあるものの、設備能力と運転管理が不十分で、窒素 ($\text{NH}_3\text{-N}$) と SS において排水の国家第 1 級基準を満たしていない状況にある。現在「貴州化学肥料工場クリーン生産施設建設プロジェクト」が国家レベルで立ち上げられ対策の検討が行われている。一方、従業員集合宿舎から出る生活排水については工場内敷地の化糞池を経て放流しているものの、そのほとんどが未処理の状態にあり、排水処理対策も立てていないのが現状である。このようなこと



写真 7-1-3 中規模浄化槽

から貴州化学肥料工場の生活排水を対象として国産技術の適用可能性調査を行うこととした。貴州化学肥料工場で用いる国産技術としての中規模浄化槽は、回分式脱窒脱リン浄化槽（回分式活性汚泥法）と間欠曝気式脱窒脱リン浄化槽（連続式活性汚泥法）の2方式を採用し、その処理フローは図7-1-3に示すとおりである。また、それぞれの運転工程は次のとおりで、2001年3月より運転を開始している。

回分式脱窒脱リン浄化槽運転工程（1サイクル6時間の運転）

流入工程	好気工程	嫌気工程	好気工程	沈殿工程	放流工程
60分	90分	60分	30分	60分	60分

間欠曝気式脱窒脱リン浄化槽運転工程（1サイクル3時間の運転）

流入工程	好気工程	嫌気工程	沈殿工程	放流工程
連続	120分	60分	連続	連続

浄化槽の処理水量はそれぞれ $20 \text{ m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$ である。なお、本中規模浄化槽施設は、配電盤、コントロールパネル等すべて独立して制御しており電圧の安定化対策が講じられている。凝集剤添加槽およびpH調整槽はフルオートメーション化されているが、電気系統についてはリレーの組み合わせである。凝集剤は塩化第二鉄を使用し、流入 T-P を 4ppm と想定して凝集剤濃度を 30ppm に設定した。pHセンサーは 6.5 以下で苛性ソーダが注入され 7.0 に中和されるように設定した。DO は過剰な曝気を抑えるために DO 値が 4 を超えると曝気が停止するように設定した。間欠曝気式では汚泥（循環）率を 200% とした。

2001年3月から9月までの流入原水の水質は、T-N で $15 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、T-P で $2 \sim 4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、BOD で $30 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $90 \sim 140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であった。この期間の回分式浄化槽の処理水質は、T-N で $9 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、T-P で $0.7 \sim 2.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、BOD で $1 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $18 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ となった。また、間欠曝気式浄化槽の処理水質は、T-N で $6 \sim 17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、T-P で $0.5 \sim 1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、BOD で $0.4 \sim 6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $18 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ となった。これらのことから、各処理方式における T-N、T-P 等の処理性能（平均除去率）は図7-1-4のようにまとめられる。すなわち、BOD および COD の除去については回分式および間欠曝気式いずれにおいても良好な結果であったが、T-N については間欠曝気式で 59%、回分式で 45% と約 1/2 の除去率であった。処理性能が悪かったのは T-P で、間欠曝気式で 47%、回分式で 17% の除去率となった。窒素・リンの除去率

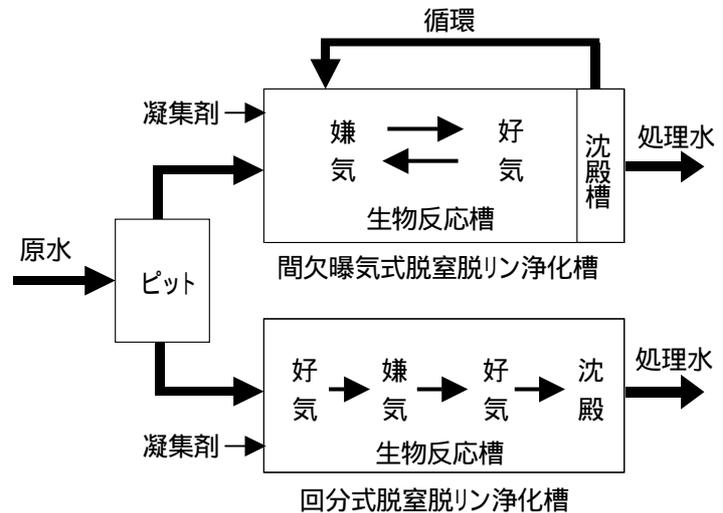


図7-1-3 貴州化学肥料工場の中規模浄化槽処理フロー

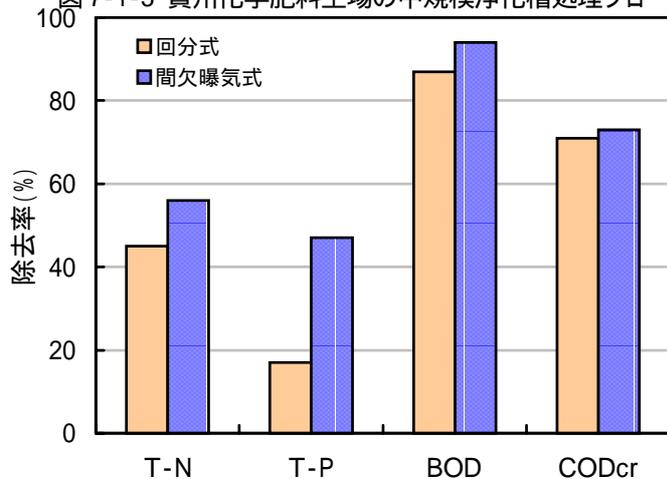


図7-1-4 中規模浄化槽の処理性能の比較

が低いのは、運転・維持管理上の問題が大きく、窒素ではDO管理の不備、リンでは薬注ポンプの目詰まり等により凝集剤が設定どおり添加されていないことなどが原因と考えられた。以上より、貴州化学肥料工場に設置した中規模浄化槽は、有機物については十分な処理効果を得ることができたが、窒素・リンについては運転管理のさらなる容易化が課題として挙げられた。

貴州省環境科学研究設計院

小規模浄化槽（写真 7-1-4）は貴州省環境科学研究設計院の集合住宅から出る生活排水を処理対象として設置されたもので、その処理方式は嫌気好気循環式処理を採用している（図 7-1-5）。処理水量は $2\text{m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$ 、返送（循環）率は 200%とした。本装置は、本来、タイマー制御によりの生活パターンにあわせて稼働させる予定であったが、平成 13 年 9 月現在 担当者が手動でスイッチの on/off 操作を行っている。浄化槽の稼働時間は 8:00~12:00 の 4 時間、14:00~18:00 の 4 時間、合計 8 時間・日⁻¹とした。現在のところ同一条件で 2 系統稼働させているが、今後は負荷量を変えるなどして最適運転条件を見出すための比較実験を行う予定である。

2001 年 3 月から 9 月までの流入原水の水質は、T-N で $80 \sim 100 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、T-P で $8 \sim 11 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、BOD で $50 \sim 120 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $100 \sim 250 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であった。この期間の小規模浄化槽（No.1）の処理水質は、T-N で $42 \sim 100 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、T-P で $5 \sim 11 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、BOD で $3 \sim 15 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $45 \sim 100 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ となった。No.2 の処理状況も概ね同じであった。小規模浄化槽における T-N、T-P 等の処理性能（平均除去率）は図 7-1-6 に示すとおりである。これより、BOD の除去は良好であるが、T-N と T-P については除去率が低いという傾向が示された。とくに T-N の除去率が低いのは、流入原水中のアンモニア性窒素の高濃度（ $70 \sim 90 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）が原因で、これは集合住宅から排出される生活排水が原水ピット前にある腐敗槽で前処理され、有機物が分解除去され脱窒



写真 7-1-4 小規模浄化槽の調査風景

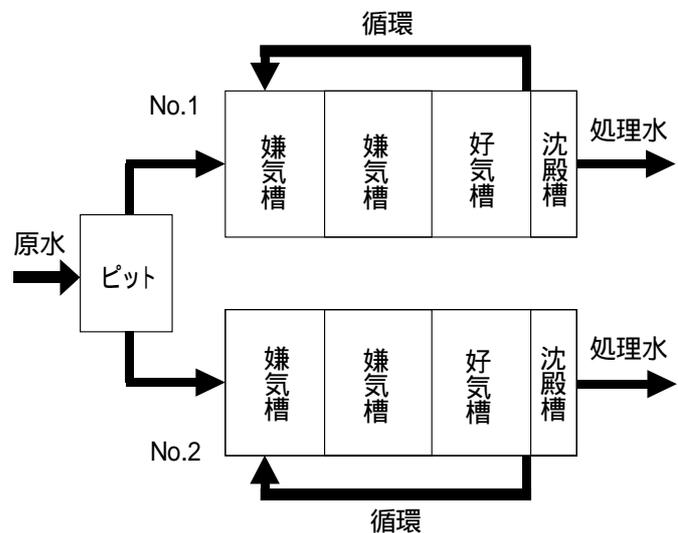


図 7-1-5 環境科学研究設計院の小規模浄化槽処理フロー

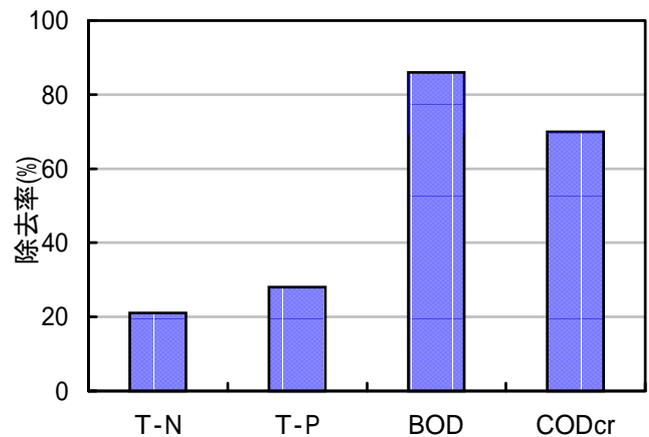


図 7-1-6 小規模浄化槽の処理性能

に重要な BOD/N 比のバランスが適正でないことに由来するものと考えられた。

(3) 土壌トレンチ

紅楓湖北湖湖岸に位置する水上運動訓練基地は、水上競技のオリンピックレベルの選手を育成する施設で、80 人程度が生活している。現在、新棟を建設中で、これが完成すれば約 300 人が収容可能となる。排水処理に関しては、垂れ流しの状態にあるが、現在、排水処理施設の設置を検討中である。この水上運動訓練基地に設置する国産技術はエコエンジニアリングを活用した土壌トレンチ（写真 7-1-5）で、嫌気ろ床を組み込んだ土壌浄化法である（図 7-1-7）。本装置は自然流下型の処理方式を用い、さらに曝気装置や薬注装置を使用しないシステムであるため、維持管理が極めて容易である。土壌は、団粒構造を有するトウモロコシ畑の表土を搬入・敷設し、微生物の活性を高めることとした。処理水量は $3 \text{ m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$ とした。

2001 年 3 月から 9 月までの流入原水の水質は、T-N で $7 \sim 33 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P で $0.7 \sim 2.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、BOD で $30 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $55 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。この期間の土壌トレンチの処理水質は、T-N で $1.8 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P で $0.08 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、BOD で $1.5 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 COD_{Cr} で $18 \sim 33 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となった。土壌トレンチにおける T-N、T-P 等の処理性能（平均除去率）は図 7-1-8 に示すとおりである。これより、4 項目全てにおいて除去率が 70% を超えており、処理が極めて良好であることが明らかとなった。なかでも T-N と T-P の除去については今回国産技術として用いた装置のうちで最も性能が高いことが明らかとなった。とくに T-P の除去は良好で、処理水で $0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の値を示すこともあった。嫌気ろ床を組み込んだ本土壌トレンチは、維持管理が容易なうえ、建設コストも安く、さらにランニングコストも低く抑えることができるので、開発途上国においては有効な窒素・リン除去装置と位置づけることができ、発生源対策として十分な機能を発揮するものと推察された。

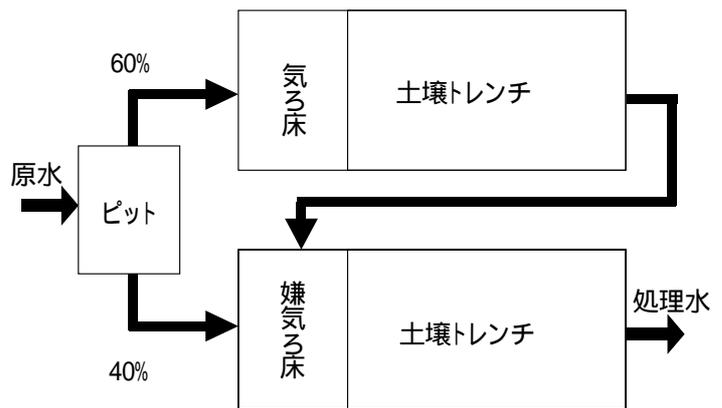


図 7-1-7 水上運動訓練基地の土壌トレンチ処理フロー

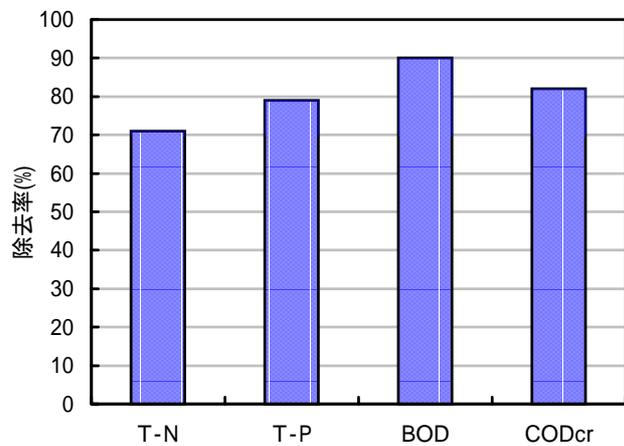


図 7-1-8 土壌トレンチの処理性能



(4) 曝気揚水筒

有毒アオコなどの障害藻類の増殖抑制を目的に、国産技術として曝気揚水筒を用いることとした。曝気揚水筒は、有光層で光合成により増殖する藻類を増殖できない無光層へ移送させるために、表層部と深層部のあいだで水の対流を行わせ、水域全体に循環流を生じさせるように設計された装置であるとともに、深層部には酸素が供給されるので、鉄、マンガン、リン等の溶出を抑えることができ、マンガンの黒水対策、富栄養化対策の一つとしてのリン溶出防止などにも効果を発揮する。このよう

なことから、藻類の増殖を抑制する装置である空気揚水筒を設置するにあたり、より効果を発揮できる水域の選定を行ったところ、小関ダムが最も相応しい水域であった。すなわち、小関ダムは貴陽市の用水源である、上水において黒水が発生していることからマンガン対策として有効である、本プロジェクトの藻類現存量実態調査結果より藻類量および有毒物質ミクロキスチン現存量が最も多いことなどをその理由として挙げることができる。小関ダムは流域面積 16.3km²、総容量 2.26 × 10⁶m³、最大水深約 14m の人造湖で 1959 年に完成しており、上水源としての取水量が 2,500 m³・日⁻¹である。図 7-1-9 は 2001 年 3 月に曝気揚水筒設置前の最深部の成層を調査したものである。これより水温躍層が 1.5 ~ 2.0m のところで形成されており、表層部と深層部との間で対流が行われていないことが明らかとなった。

また、藻類現存量は表層部で 2,200 個体・m⁻¹、中層部 (2.5m) で 600 個体・m⁻¹、深層部 (5.5m) で 250 個体・m⁻¹ となり、表層部で藻類の増殖が良好であることが確認された。なお、3月の最大水深は 5.5m で貯水量は最低のレベルにあった。曝気揚水筒の運転は 2001 年 6 月からで、ダムの貯水量が十分に貯えられた時点で開始した。図 7-1-10 は 2001 年 9 月の調査データで、曝気揚水筒運転後では水温躍層が破壊されて水の循環が起こり、深層部にも酸素が供給されていることが明らかとなった。なお、曝気揚水筒の 4 時間間欠運転では水温躍層の破壊は認められたものの深層部には酸素は行き届いていなかったことから、12 時間間欠運転を行うことで深層部に酸素を供給することができた。有毒アオコ現存量は、2000 年 10 月では 17,000 個体・⁻¹ 出現していたが、2001 年 9 月では有毒アオコ増殖期であるにもかかわらず 2,200 個体・⁻¹ と著しく減少していた。また、ダム管理人からも藻類の発生が今年は非常に少ないとの話があった。以上のことから、国産技術としての曝気揚水筒は水温躍層の破壊、深層部への酸素の供給、藻類増殖抑制についてその効果を発揮しているものと推察された。

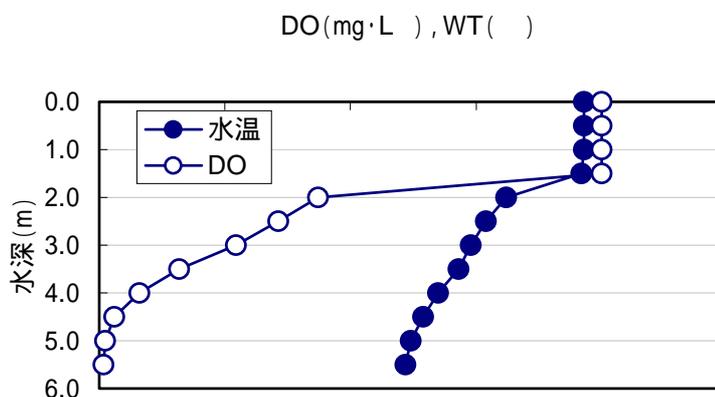
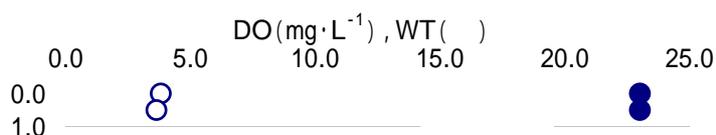


図7-1-9 曝気揚水筒運転前の小関ダムの成層



(5) 国産技術の評価

紅楓湖・百花湖の富栄養化対策として、中国西部地区という地域に適合すると考えられる国産技術を導入してその適用可能性調査を行った訳であるが、高度処理浄化槽、土壌トレンチ、曝気揚水筒の適正評価は以下のようにまとめられる。

バイオエンジニアリングとしての水処理工学を活用した高度合併処理浄化槽の適用可能性については、まず現状の国産技術の中規模および小規模浄化槽では、BOD や COD などの有機物の除去については適用可能と考えられたが、窒素・リンの除去については処理水質にバラツキがみられ、運転・維持管理能力のレベルアップが指摘された。技術レベルでの対策としては装置の簡素化、メンテナンスフリー化が今後の課題として挙げられた。なお、本プロジェクトでは現地担当者を日本で技術研修させることとなり、技術習得の成果が今後の水質改善効果として表れてくるものと期待されている。

エコエンジニアリングとしての土壌浄化法を活用した土壌トレンチの適用可能性については、BOD や COD などの有機物の除去のみならず、窒素・リンの除去も極めて良好なうえ、運転・維持管理が容易で、さらに建設コストが安いことなどから、建設敷地に余裕があり、水量負荷が高くないところでは有効な水処理技術の一つとして適用可能と考えられた。なお、本プロジェクトで土壌トレンチを設置した水上運動訓練基地では、その処理効果の有効性と建設コストの安さから、中国政府が中心となり処理水量 $30 \text{ m}^3 \cdot \text{日}^{-1}$ の土壌トレンチ本施設を建設するに至っている（図 7-1-6）。



写真 7-1-6 中国政府が建設した土壌トレンチ本施設

有毒アオコの増殖抑制を目的としてダム湖に設置した曝気揚水筒の適用可能性は、湖水の循環、藻類の減少、深層部の好気化の点においてその有効性が示唆され適用可能と考えられた。本装置は、富栄養化した湖沼、ダム湖、内海、内湾等の水質保全や水質改善を目的としての活用が可能であるが、浅い湖での水質改善効果、大きい湖での対費用効果、表層部の低水温化に伴う藻類群集構造への影響などをふまえたうえでの活用が望まれる。

以上のことをまとめると、中国西部地区貴州省において、国産技術で直ちに有効な処理効果が得られる装置としては、土壌トレンチと曝気揚水筒を挙げることができた。高度処理浄化槽は設計仕様通りに運転・維持管理を行えば良好な処理水質を得ることができるが、装置の高度化が運転・維持管理の弊害となっており、その対処が今後の課題となる。地球規模の水環境修復を考えるうえでは、さらなる国際協力のもとでの技術開発および現地の人材育成が重要になるものと推察された。

7 - 1 - 4 期待される波及効果

本プロジェクト研究は、国家的・社会的ニーズをふまえた科学技術政策課題であり、地球規模の各国に共通する有毒アオコ、富栄養化湖沼環境問題に対し日本主導で総合的水環境生態系修復技術を構築推進するものである。本プロジェクト研究を強化し推進することで、開発途上国の湖沼水源流域の地域完結型バイオ・エコ浄化システムが確立でき、地域に適合した技術開発により、環境への負荷の

少ない持続可能な循環・共生型エコシステムの創造が構築可能になるものと考えられる。

<参考文献>

- 1) 孔海南：中国における水環境の現状と日本での開発研究および日本に対する期待，月刊下水道，16(3)，76～82(1993)
- 2) 稲森悠平，孔海南，水落元之：アジア・太平洋地域における水環境修復技術と国際協力，日本水処理生物学会，33(1)，1～13(1997)
- 3) 稲森悠平：アジア・太平洋地域の開発途上国における水環境修復技術のあり方，クリーンエネルギー，7(2)，57～64(1998)
- 4) 稲森悠平：バイオ・エコシステムを導入した中国貴州省紅楓湖，百花湖流域における富栄養化抑制技術の開発に関する研究，文部科学省二国間国際共同研究(平成12年度)

(日本環境クリエイト株式会社：大内山高広)

7-2 韓国水質改善システム開発プロジェクト(JICA)

7-2-1 プロジェクトの目的

大韓民国の経済は，1960年代初めの軽工業を中心とする経済開発の着手期，1970年代の重化学工業への移行期と，何度かの軌道修正を行いながら工業化を機軸に高度成長を遂げてきた。しかし，これらの経済発展は都市への人口集中をもたらし，また工業化もあって大気汚染，水質汚濁，廃棄物等の深刻な環境問題が発生し，大きな社会問題になってきた。

社会経済発展状況を背景として，韓国では汚染源および下水量が急増し，都市の下水道普及が下水量の伸びに追いつかず，人口の集中した都市域の河川水質の悪化のみならず，これら都市域の水道水源となるべきダム湖等の閉鎖性水域での富栄養化の急激な進行による多くの問題が深刻化してきた。

大都市の下水処理および下水管渠整備は国家計画によって毎年普及してきていたものの，それに要する予算は膨大であるため，下水道整備による水質の早急な改善は極めて困難な状況にあった。

水道水源域のような郊外地域を対象とした分散型排水処理システムの導入についての検討は極めて不十分な状況にあり，富栄養化防止のための窒素，リン対策に関しては特に厳しい状況にあった。このため，深刻化する河川等の汚染状態を正確に分析，評価および予測して，適正な水質管理政策を樹立するシステムが必要とされ，汚染源分布，規模，種類等地域特性に適合した汚染物質の削減技術の開発と，自浄能力を利用して河川に直接適用できる浄化技術，しかも維持管理が容易で経済的技術の開発が早急に必要であると判断された。

慶安川流域の下流に位置する八堂ダムはソウル首都圏1,500万住民の上水源であり，その水質に直接的な影響をおよぼす水質浄化システムの開発は極めて重要であり，大韓民国環境部では慶安川の水質浄化を図るために上流の龍仁地域を環境保全モデル地域に選定し，様々な環境保全対策事業を実施してきており，日本との共同研究の実施による当該事業の更なる効率化を目指すことの必要性を認識するに至った。

韓国国立環境研究院は1985年に締結された日韓科学技術協力協定に基づき，1988年3月日本の国立環境研究所と環境保全技術開発のため研究協力協定を締結し，さらに1989年11月には同院長とJICAとの間で「漢江流域における環境管理」に関するミニッツが締結され，3年間の研究協力が実施された。研究の成果として，水系別の河川・湖沼水質管理システムと地域特性に適合した汚染物質浄化システムの開発が早急に必要であることが判明した。特に，汚染物質浄化システムでは，水質汚染要因が急増しているに

もかわらず、プロジェクト開始時点で韓国で一般的に普及していた浄化槽はいわゆる腐敗槽(Septic Tank)であり、BOD除去率が50%と低いことのみならず窒素、リン対策については全く考慮されていなかったことから、この分野での協力が強く求められた。

JICAミニプロジェクトの成果の経緯を踏まえ、1992年11月、韓国政府からプロジェクト方式技術協力が要請されたのを受けて国際協力事業団は事前調査団および長期調査員を派遣して要請内容や協力の妥当性を調査した。

その結果、近年、日本で開発され普及しているBODのみならず窒素、リンの除去も可能な高度合併処理浄化槽等の分散型排水処理技術と、接触材充填水路浄化法等の河川に直接適用できる浄化技術の移転は、韓国の水質保全に大きく寄与すると判断された。

事前調査結果を踏まえて実施協議調査団が派遣され、1993年8月27日に討議議事録(Record of Discussion : R/D)署名が交わされ、同年9月1日から5年間の協力を開始し、1998年3月の終了時評価団に対する韓国側の強い要請を受け、協力期間を1年間延長したプロジェクトの実施(1999年8月31日に終了)がなされた。なお、本プロジェクト技術協力は宮沢喜一総理大臣(当時)および盧泰愚大統領(当時)の環境協力の合意に基づき提案された13案件の内の1案件のみが開始されることとなった経緯があることは留意する必要がある。

本プロジェクトにおける水環境改善技術協力の目的は、水環境改善および河川・湖沼水質管理システムの分野において、韓国国立環境研究院に日本の関連技術を移転し、これを韓国の国情に適した技術として開発を行い、かつ研究を促進することにより、地域に適合した水質改善システムを開発し、ひいては韓国の水環境改善に資することにある。

7-2-2 プロジェクトの概要

本プロジェクト技術協力では以下の分野を対象として実施した。

(1) 水質改善技術分野

- 分散型生活排水高度処理技術
- 畜産排水高度処理技術および污泥循環利用技術
- 汚濁水路等の高度処理技術

(2) 河川・湖沼水質管理技術

- 環境容量算定技法
- 湖沼富栄養化防止手法の開発

水質改善技術分野においては本プロジェクトの目的が人口の比較的に分散しているソウルの水瓶である八堂湖に代表されるダム湖等の上水源における水質改善に主眼をおいたため、下水道のように排水を管渠で下水処理場まで集めて処理する集中型排水処理システムに対し、排水の発生する場所で速やかに処理を行う分散型排水処理システムに注目して協力を実施した。この理由は表7-2-1に示すとおりである。

表7-2-1に示すような点を鑑み、本プロジェクトでは上記の協力分野においてモデル処理施設を現場に設置し、データの収集・解析、運転操作条件の最適化、経済性の評価等を行い、地域の特性に適合した技術に改善し、処理施設の構造および維持管理に合理的な指針を与えることを目的とした技術開発を行った。

一方、河川・湖沼水質管理技術分野では、ソウル市の水源である八堂ダムを対象とし、環境容量算定

技法に関する研究および湖沼富栄養化による藻類発生予測・制御技術等の開発を行った。

表7-2-1 韓国の国情に適した分散型排水処理システムの着眼点

人口密度の低い地域では経済性の点から有利になること(人口密度の低い地域において下水道は管渠の延長が長くなるため、経済性の点から不利になる)。

汚濁の発生するその場で処理を行うため、浄化された水は速やかに公共の水域へ戻り、水環境の維持に利用されること(下水道では管渠を通して下流に運ばれるため、途中の河川の流量が減少するなどの問題が生じている)。

修景用水や雑用水などに利用する再利用システムが構築されやすい。

この利点を生かすため



分散型処理システムに適用可能な 高度な処理水質、構造のコンパクト性、維持管理の容易性、経済性、省エネルギー性、等の多様な条件を満足する排水処理技術を開発する。

7-2-3 プロジェクトの成果

(1) 水質改善に関わる技術移転

プロジェクト開始当時、韓国の戸別住宅(韓国では単独住宅という)あるいは集合住宅(アパート)などの分散処理で一般的な施設は嫌気処理のみを行う、腐敗槽であり、汚泥の引き抜きが行われないなど維持管理面でも大きな問題が指摘されていた。また、畜産排水処理も腐敗槽あるいはラグーンが主体であり、性能も極めて低かった。このような時期にプロジェクトが開始されたが、特にこの時期に主要河川での水質汚濁事件が相次ぎ、国民の水環境問題への関心が大きくなり、マスコミを含め、腐敗槽等に代わる高度な排水処理施設への大きな関心と期待が持たれることとなった。しかし、当時韓国国内では日本における浄化槽の知見、特に窒素、リンを除去可能な高度合併処理浄化槽についての知見が著しく乏しく、国民の期待に応えられる状況にはなかった。しかし、プロジェクト開始後、特に実規模排水処理施設の設置、運転開始後は供与した処理装置の性能に多くの期待と関心が集まり、カウンターパートとしての韓国国立環境研究院の研究者を中心として供与機材の韓国の国情に適した構造の検討および日本側専門家チームの指導により維持管理に関する技術の習得が加速された。

表7-2-2に本プロジェクトにおける供与機材を示す。戸立住宅を対象とした小規模合併処理浄化槽として、BODおよび窒素除去可能な方式として嫌気・好気循環ろ床方式と嫌気ろ床・生物膜ろ過循環方式で比較検討を行ったが、いずれの方式とも処理水の水質がBOD $20\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、T-N $15\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と装置のスペックに沿った良好な水質が得られた。一方、集合住宅を対象とした小規模合併処理浄化槽では、BOD、窒素およびリンが除去可能な方式として回分式活性汚泥法式と回遊式間欠曝気方式で比較検討した結果、いずれの方式とも処理水の水質がBOD $20\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、T-N $15\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、T-P $1\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と所期の水質目標を達成した。畜産排水処理は豚を対象として原水濃度BOD $4000\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-N $2000\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P $70\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度において処理水質としてBOD、T-N $120\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、T-P $70\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と良好な水質が得られた。堆肥化装置では畜舎から発生する固形分と排水処理過程で発生する余剰汚泥を合わせた堆肥化が可能となり、韓国では有機肥料(コンポスト)が比較的高価で取り引きされていることから、経済的に

表7-2-2 本プロジェクトでの供与機材

	処 理 方 式	除去タイプ			基数	処理水量 M ³ /日
		BOD	N	P		
生活排水	1.小規模(戸別)合併処理浄化槽					
	(1)嫌気・好気循環ろ床方式				4	1~2
	(2)嫌気ろ床・生物膜ろ過循環方式				4	1~2
	2.中規模(集合住宅)合併処理浄化槽					
	(1)回分式活性汚泥法式				1	40
	(2)回遊式間欠曝気方式				1	40
畜産排水	(1)畜産排水回分式活性汚泥法式				1	10
	(2)畜産廃棄物処理用高速菌肥化装置	---	---	---	1	2
汚濁河川	汚濁水路直接浄化施設(河川敷利用)				1	300
その他	(1)ベンチスケール排水処理実験装置					
	(2)液体クロマトグラフィーおよび顕微鏡等の分析装置					

も期待が持たれた。このように、供与機材としての処理装置は所期の性能が十分に発揮されたことから、カウンターパートナーへの技術移転のみならず、一般への啓蒙啓発という意味からも十分にその目的を達したものと考えられた。

供与機材を通しての技術移転を踏まえて、次に日本側専門家チームの協力の下に韓国の国情を考慮した富栄養化抑制型の窒素、リン除去可能な分散型生活排水処理施設、畜産排水処理施設、食堂排水とし尿を合わせて処理する総合処理施設の技術移転が行われた。ここでは長期専門家を中心となり、必要に応じて短期専門家を年度当初の予定にとらわれず柔軟に投入できたことから効果的な技術移転が可能であった。特に食堂排水とし尿を合わせて処理する総合処理施設については我が国においても検討が開始されたところであり、韓国において先行した技術移転がなされた。韓国ではダム湖などの水道水源域における小規模な食堂の排水への対応が重要な課題となっていたが、油分 $500\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、BOD $1000\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ およびT-N $100\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ といった厳しい流入水質に対してBOD、T-N $20\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下という極めて良好な処理水質が得られる技術開発がなされた。その他の処理施設においても高い処理性能が得られ、簡易な維持管理性も発揮され、韓国国立環境研究院がモデル方式として普及が図られる方向にあり、技術開発は成功したといえ大きな成果が得られた。

また、韓国では浄化槽は構造基準ではなく、性能基準で実行することとなったが、韓国政府に対して技術基準を提示するという重要な成果が得られた。

(2) 法制度面に関わるソフト技術移転

韓国では従来、集合住宅のような小規模建築物には腐敗槽の設置のみが義務づけられてきたが、水環境問題への世論の高まり、本プロジェクト実施による技術的な実行可能性が確認されたことにより、1997年3月に「汚水・糞尿および畜産排水の処理に関する法律」が改訂され、小規模建築物までに合併処理が義務づけられ、明確な設置基準、放流水水質基準、管理基準等が決められた。また、畜産排水処理についても好気処理を基本とする基準が設定された。このようにプロジェクト技術協力により、行政支援に対する大きな成果が得られた。

(3) 政府表彰

日本側プロジェクトグループの真摯な取り組みが韓国政府に認められ、以下の政府表彰を受けた。

韓国環境保全有功者国務総理表彰 1名

韓国環境保全功労者環境長官表彰 3名

なお、JICAプロジェクトしての長・短専門家等)の投入の概要は下記に示すとおりである。

長期専門家(プロジェクトリーダーを含む) 5名

短期専門家 70名以上

調査団派遣 8回

7 - 2 - 4 期待される波及効果

韓国における本プロジェクトは韓国内の状況と協力内容が極めて有機的に連携したことにより、窒素、リン除去型高度処理浄化槽等のハード技術移転および法改正を含めたソフト技術移転を含めた多くの成果が得られた。また、実規模施設を利用した処理施設の適正運転操作条件・管理手法の確立化、ベンチスケール装置を利用した処理装置の設計諸元の算定のための研究手法、それらに関連した分析手法の修得など、機材供与と技術、研究指導が一体となった高度効率的な協力が産官学のそれぞれの専門とする分野で精力的、かつ積極的な技術移転が成された。その結果、本プロジェクトはJICAのプロジェクト方式技術協力の最も理想とする姿を具現化したものと考えられ、今後、多くの地域での展開が期待される。また、本プロジェクト推進においては地球環境研究総合推進費のEFF研究員の温室効果抑制型水処理、廃棄物処理技術の開発成果も大きく貢献できたことは留意が必要である。

なお、これらの成果が韓国環境保全有功者国務総理表彰、韓国環境保全功労者環境長官表彰という形として評価されたものと考えられる。これらの表彰はそれまで韓国国内を対象に行われていたもので、国外への表彰ははじめてのことであり、極めて画期的なことであった。本プロジェクトは1999年8月に修了したが、2000年度からは本プロジェクトをベースとして、カウンターパートナーであった韓国国立環境研究院と共同して水環境改善に関する研修がアジア地域の国々を対象とし、JICA-KOICA(韓国国際協力事業団)共同研修として開始された。本研修は2001年度に2ヶ年の第一期が修了し、2002年度から日韓のより密接な連携のもとで第二期目が開始されることとなった。

これらをプロジェクトの成果とともに総括すると、今後の21世紀日韓新パートナーシップを21世紀の最も重要な課題の一つである環境分野で築く上での礎になるものと自負するところである。

(国立環境研究所：水落元之)

7-3 中国太湖水環境修復モデルプロジェクト (JICA)

7-3-1 プロジェクトの目的

本モデルプロジェクトの対象である太湖は、その周辺域に位置する上海市、無錫市、蘇州市、湖州市などの大都市の貴重な水源であり、生活用水として年間約 10.5 億 m³ が数百万の住民に供給されている (図 7-3-1)。しかしながら、太湖全域で富栄養化が問題となっており、局所的には深刻な有機物汚染やアオコ問題が発生している。中国政府はこれまでに水域の国家重点環境対策として 3 湖沼 3 河川を指定しているが、そのなかでも太湖は最重要湖沼として位置づけられている。現在、「太湖水汚染防止第 9 次 5 ヵ年計画と 2010 年長期計画」に沿って産業排水や都市排水を中心に汚濁防止対策が進められている。

1997～2000 年には様々な整備を行った結果、太湖流域の主な点汚染源は基本的に管理されている。しかし、分散型的生活系発生源や面源のような汚染源に対しては、技術的・予算的な問題が残されているため、その対策は遅れているのが実情である。環境への負荷を低減化するためには、産業排水や都市排水のみの対策だけでは不十分で、分散型生活系発生源や湖岸地帯の有機物汚染源の対策が重要となり、なかでも富栄養化の原因となる窒素・リンを削減する必要がある。

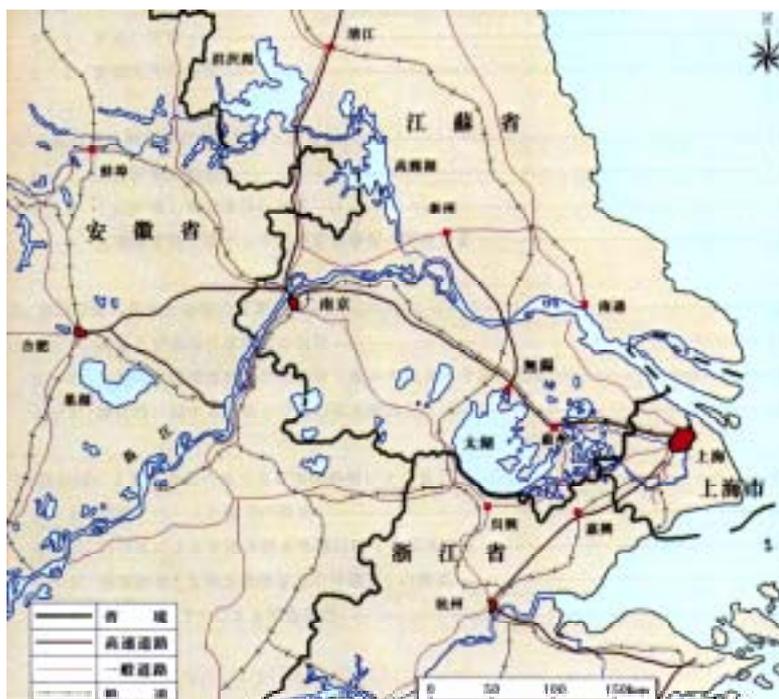


図 7-3-1 中国太湖の周辺地図

これらのことから、本モデルプロジェクトは「太湖流域の分散発生源からの生活系排水処理のために、対象地域の社会・経済状況に適合しかつ普及可能な対策技術が開発され、対象地域の社会に認知される」ことを目標とし、「開発された湖沼水環境修復技術が適用されることにより太湖への窒素、リンの流入負荷が削減される」ことが上位目標として設定されている。これらの目標を達成することで、以下の成果が期待される。

分散型生活系排水のために高度処理浄化槽の実用化技術が開発される。

分散型生活系排水に有効な生態工学浄化技術が開発される。

開発された技術が対象地域の社会に認知されるための条件が満たされる。

なお、このモデルプロジェクトで開発される技術は、中国のみならず開発途上国における水環境修復技術としても大いに期待されるものである。

7-3-2 プロジェクトの概要

本モデルプロジェクトは、国際協力事業団 (JICA) のプロジェクト技術協力により平成 13 年度より 5 年間実行されるもので、日本側として環境省、独立行政法人国立環境研究所、国土交通省、独立行政法人土木研究所、中国側として中国国家環境保護総局、中国環境科学研究院、江蘇省環境保護庁、

無錫市環境保護局および上海交通大学との連携により国際共同研究を進めるものである。この技術開発のモデル地域になるのが、太湖北岸に位置する人口 426 万人の産業・観光都市としての無錫市である。太湖で最も汚濁が進行している水域がこの無錫市の位置する太湖北部水域で、とくに運河や湖岸部では有毒アオコが多量に増殖しており、大きな社会問題となっている（写真 7-3-1~2）。このような水域では、有毒アオコが産生する有毒物質ミクロキスチン濃度が $1,000 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上にもなり、環境衛生上極めて憂慮される状況にある。

これらのことから、本モデルプロジェクト研究は、中国政府が国家環境重点政策に位置づけているアオコ発生湖沼のなかでも最重点湖沼に指定されている太湖を対象とし、その太湖への流入負荷を削減することを目的として掲げている。具体的には、バイオエンジニアリングとエコエンジニアリングを組み合わせたバイオ・エコエンジニアリングによる生活系排水対策の技術開発と、開発した技術の構造・維持管理・性能等の基準創りを行うことにより、環境にやさしい地域社会のシステム構築を目指すものである。

本モデルプロジェクトに用いる技術は、ホテルや団地などから排出される生活系排水を処理する水処理工学としての浄化槽の技術を導入したバイオエンジニアリング、および生活系排水等の排出される汚

濁水域で水生植物や土壌のもつ自然浄化力が最大限発揮できるように工学の力を導入した生態工学、いわゆるエコエンジニアリングの二つの技術を開発し、さらに両技術を太湖流域にいかに適切に配置することにより水質改善の効果が目に見えるようになるかというバイオ・エコエンジニアリングのシステム化の技術開発が重要な位置づけとなっている。



写真 7-3-1 有毒アオコが異常増殖している運河



写真 7-3-2 無錫市湖岸の有毒アオコ

7-3-3 無錫市に設置されるモデル地域のバイオ・エコエンジニアリング施設

本モデルプロジェクトは、日本の技術協力および北京の中国環境科学研究院における基礎研究と、無錫市の実証化研究において得られたデータに基づく解析による浄化構築の構造・性能の基準づくり、南京の江蘇省環境保護局における無錫市の実証化研究の調査に基づく維持管理基準づくり、および最も重要な位置づけにある無錫市環境保護局におけるバイオ・エコエンジニアリングの実証化研究から構成されている。その無錫市のモデル地域の概念図は図7-3-2に示すとおりで、バイオエンジニアリングとしての浄化槽、およびエコエンジニアリングとしての水耕栽培植物による浄化（ピオパーク）、土壌を活用した浄化、水生植物と付着担体に増殖した微生物からなる生物膜の力を活用したコンパクト湿地浄化等のシステムが適用され、さらに生活排水が流れ込む小河川の流入する湖岸に新たに石積

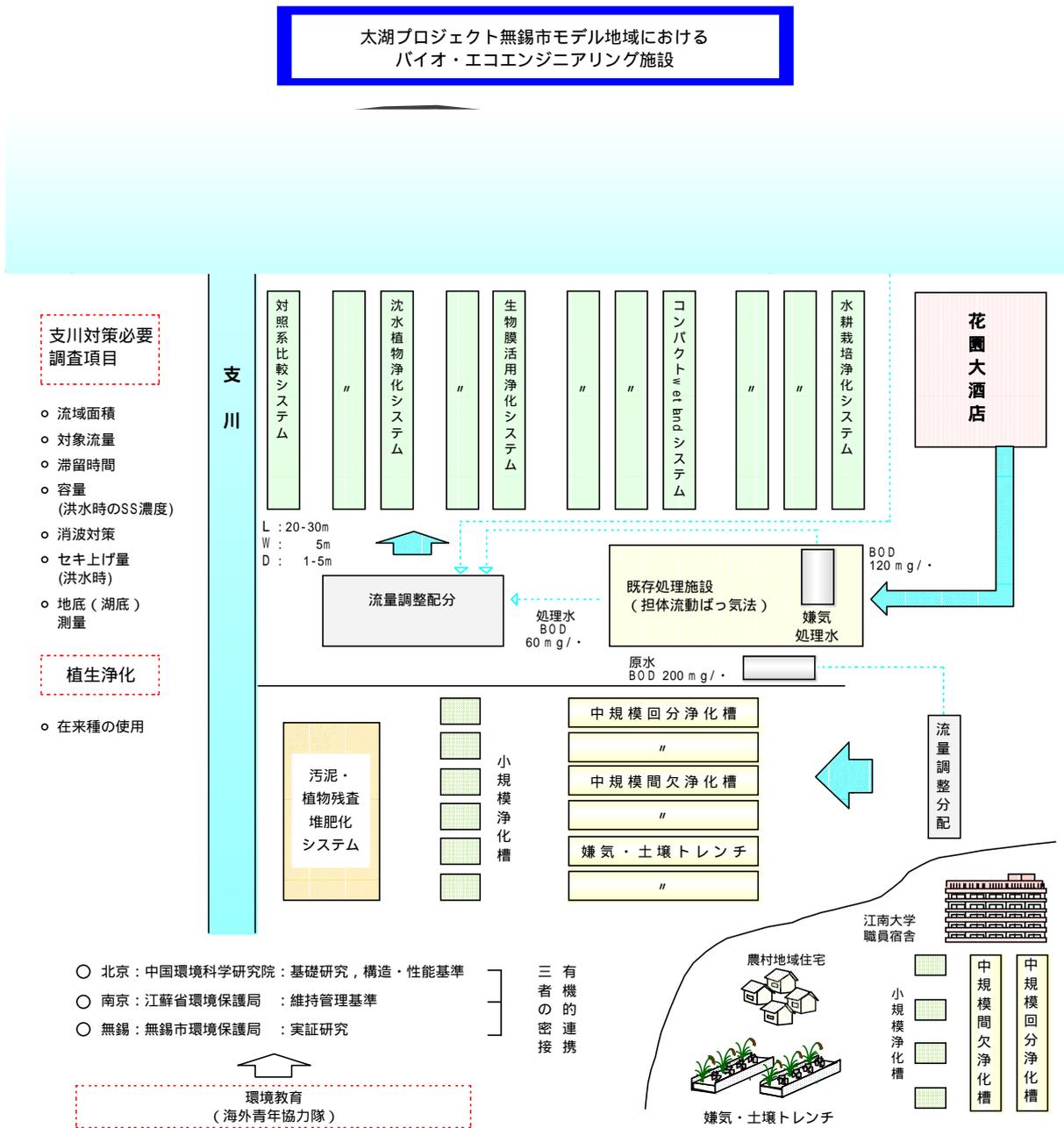


図 7-3-2 無錫市モデル地域のバイオ・エコエンジニアリング施設

み堤防を設置し、その中の底泥を掘削し湖岸植生帯をつくと同時に、浮島浄化法等を導入した支川対策という新たなエコエンジニアリングも組み込んでいる。このモデル地域で開発される技術は、国際的にも適用の大きく期待されるものである。

7 - 3 - 4 プロジェクトの波及効果

北京、南京、無錫市で行われる基礎と応用のハードとソフトの研究により得られるプロジェクトの成果は、国内外で大きく評価されるものと考えられる。一つには湖の富栄養化を抑制する上で効果的な窒素、リンの除去可能な生活系排水対策としての浄化槽の技術開発と同時に、維持管理、構造、性能に係わる基準が構築でき、中国全土の分散した発生源からの生活系排水の効果的負荷削減のための規制を図る上での汎用化が可能となり、大きな貢献が期待できる。一つには水生植物、水耕栽培植物、土壌を活用したエコエンジニアリング、いわゆる省エネ、省コストで環境低負荷・資源循環型の生態工学を活用した湖沼浄化の新たな技法が提案でき、中国全土の湖沼浄化対策のモデルともなるものでその波及効果は大きいと考えられる。また、本プロジェクトの重要な点はバイオエンジニアリングとエコエンジニアリングを独立した形で適用するのではなく、両者の特徴が最大限発揮できるハイブリッドシステム化を図るという新たな考え方であり、このプロジェクトで得られた成果は国際的にも大きな活用がなされるものと期待される。このように、本モデルプロジェクトは21世紀の水環境保全対策を構築する上での核となるものであり、日中双方はもとより開発途上国との有機的連携によりその地域に適合した水改善を可能にするものとして大いに期待されるものである。

<参考文献>

- 1) 孔海南：中国における水環境の現状と日本での開発研究および日本に対する期待，月刊下水道，16(3)，76～82(1993)
- 2) 稲森悠平，孔海南，水落元之：アジア・太平洋地域における水環境修復技術と国際協力，日本水処理生物学会，33(1)，1～13(1997)
- 3) 稲森悠平：中国太湖の窒素，リン等削減抑制型環境改善技術の開発，NEDO(平成10年度)
- 4) 稲森悠平：生態工学導入による有毒アオコ発生湖沼の生態系修復技術の開発，NEDO(平成11年度)
(日本環境クリエイト株式会社：大内山高広)

7 - 4 パラグアイパカライ湖流域水質改善計画プロジェクト

7 - 4 - 1 プロジェクトの目的

南米の内陸部に位置するパラグアイ共和国では、首都アスンシオン市近郊に位置するイパカライ湖の富栄養化が大きな社会問題となっている。パラグアイ共和国の厚生省環境衛生局(SENASA: Servicio Nacional de Saneamiento Ambiental)では、イパカライ湖の水質監視、水質分析、排水規制等を含む水質汚濁対策計画を策定することとなった。本プロジェクトでは、「イパカライ湖の水質監視、水質分析、排水規制等を含むSENASAの水質汚濁対策計画の立案とその実施能力の向上」を目標とした。

7 - 4 - 2 プロジェクトの概要

(1) プロジェクトの実施場所

本プロジェクトの実施対象地区は、パラグアイ共和国の首都アスンシオン市近郊に位置するイパカライ湖流域である。パラグアイ共和国は、図7-4-1に示すとおり南米の内陸部に位置し、周囲をブラ

ジル, アルゼンチン, ボリビアに囲まれている。イパカライ湖は図7-4-2に示すとおり, 首都アスンシオン市の中心部から東約30kmの南緯25.2度, 西経57.2度に位置している。イパカライ湖は湖水表面積5,960万m², 最大水深3m, 平均水深2m, 水面標高64m, 水容積115,00万m³, 湖岸長40kmの湖沼である。湖周囲は, 約65%が牧場などの農耕地, 約19%が自然植生の草原や湿地である。流域にはサンロレンツォ市, ルケ市, カピアタ市, サンベルナルディーノ市などの市街地があり, これらの市街地から生活雑排水の負荷が20の流入河川を通じて湖に入っている。イパカライ湖からはサラド川が唯一の流出河川として存在し, パラグアイ川を経てラプラタ川を經由して南大西洋にそそいでいる。流入汚濁負荷の約48%はこれら都市・生活系である。また, 流域内に位置する80以上の事業場からの産業系負荷が約24%と見積もられ, 屠殺・食肉加工業および皮革製造業が産業系由来の汚濁負荷の多くの割合を占めている。写真7-4-1はイパカライ湖の景観を示したものである。湖水は流域の土壌浸食により流入する土壌粒子により褐色に懸濁しており, 透明度は0.07~0.15mと著しく低く, 懸濁物濃度(SS)が70~80mg・⁻¹と著しく高いことが特徴である。なお, イパカライ湖の水質は, COD_{Cr}:10.3~15.7mg・⁻¹, T-N:0.58~0.89mg・⁻¹, T-P:0.15~0.30mg・⁻¹とDO:6.0~8.9mg・⁻¹, pH:6.0~8.7である。窒素濃度に比較してリン濃度が著しく高く, 窒素・リン比が1.9~5.9と極めて小さいことが特徴である。プロジェクトの技術移転先(カウンターパート)は, パラグアイ共和国の厚生省環境衛生局(SENASA: Servicio Nacional de Saneamiento Ambiental)である。技術協力の開始時点でSENASAの組織は以下に示す大きく3つの本部から構成されていた。

- ・ 環境保護本部(Dirección de Protección Ambiental)
- ・ 水・保健本部(Dirección de Agua y Saneamiento)
- ・ 管理・財務本部(Dirección de Administración y Finanzas)

技術移転を担当した専門家は「環境保護本部」に所属した。環境保護本部の所管事業は, 「工場排水の規制」, 「固形廃棄物対策」, 「有害危険物質の管理」, 「環境監視, 水質検査」である。

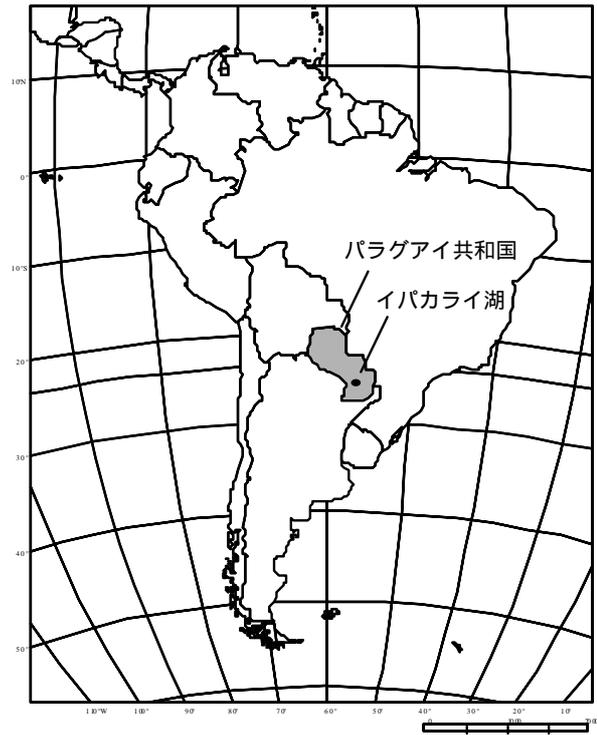


図7-4-1 イパカライ湖位置図

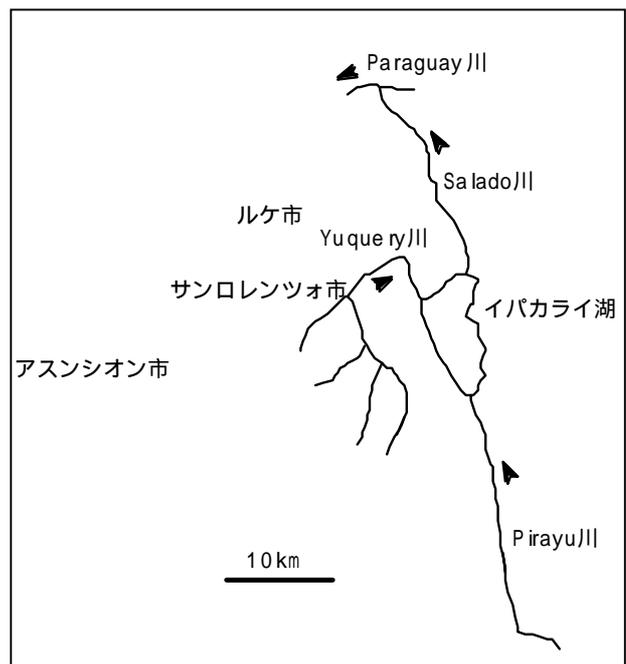


図7-4-2 イパカライ湖流域地図

(2) プロジェクトの背景

内陸国で海を持たないパラグアイ共和国にとって、イパカライ湖は、利水の上からのみならず親水要素としても貴重な水資源のひとつである。イパカライ湖流域の環境は、首都アスンシオン地域の拡大による土地開発、人口増加、産業の発展などにもない悪化の一途をたどってきた。こうした背景のもと、近年ではイパカライ湖の水資源・観光レクリエーション資源としての価値が急速に失われつつあるのが現状である。こうした急速な水環境悪化の問題に対し、日本国際協力事業団



写真 7-4-1 イパカライ湖景観（パラグアイ共和国）

(JICA)は、1988年～1989年に「イパカライ湖流域水質汚濁対策計画調査」と表す開発調査を行った。さらに、1995年～1998年に「水質汚濁対策（主に分析・モニタリング技術指導）」に関する個別派遣専門家を派遣するなどの技術協力を実施した。

このような背景のもと、本プロジェクトは新規項目の分析、行政指導、排水改善、データ解析、環境啓発活動、環境教育などの技術移転の過程を通して、カウンターパートであるパラグアイ共和国の厚生省環境衛生局（SENASA）がイパカライ湖流域の問題点を解析し、現行の「水基準の見直し/改正」および「実現可能な水質改善計画案の策定」を行い、上位目標「イパカライ湖の水質改善」に発展することを目的とした3年間の技術協力実施に至った。ただし、技術協力期間の最終年にあたる2000年7月に環境庁（SEAM：Secretar del Ambiente）が設立され、環境行政に関する法的な権限が環境庁へ委譲された。これにより本プロジェクトの技術移転先である厚生省環境衛生局（SENASA）の行政権限が大幅に縮小する事態となった。

(3) プロジェクトの実施期間

本プロジェクトによる技術協力期間は、1998年6月1日～2001年5月31日の3年間である。

(4) プロジェクトの活動項目

本プロジェクトの開始当初はモニタリングを中心に技術移転した。その後、得られたモニタリング結果をもとに関連機関への提言を含む水質改善計画の策定を行い、さらに水質基準案の検討、排出源への排水改善指導、環境教育などの活動を行う方向へ発展させた。具体的なプロジェクトの活動は以下に示す6項目からなる。

- ・水質汚濁の状況を調査し把握、記録する。
- ・モニタリング計画策定、モニタリング機材管理、新しいモニタリング技術の導入（農業、重金属、微生物など）、モニタリングマニュアルの作成などを行う。
- ・実行可能な水質改善計画を策定する。
- ・水質汚濁防止に係る水質基準のあり方に関する指導、および水質基準の検討を行う。
- ・汚濁負荷源に対する排水改善指導を SENASA 自らの手で行えるようにする。
- ・国民および関係者へ水質汚濁の実態とその改善の必要性に関する啓発活動を行う。

7-4-3 プロジェクトの成果

(1) 汚濁状況に関するモニタリング調査

イパカライ湖流域の汚濁負荷源について、生活系・産業系・自然系別にモニタリング調査し、その過程を通じて汚濁状況の把握方法、汚濁原因の解明方法などの技術を移転することができた。また、モニタリング手法については、計画策定からその計画に基づいた調査の実施、得られたデータの整理、データの解析、報告書の作成に至る一連の必要事項を技術移転することができた。

(2) 汚濁源の解明と改善指導

イパカライ湖流域の中小を含め 80 以上にわたる全事業場、廃棄物の不法投棄場所などの調査を行い、それらの抱える問題点を解明した。また、行政指導、OJT による排水処理技術等の技術移転を行うことにより、工場などの汚濁負荷源に対して適切な行政指導（改善指導）が実施できるようになった。

(3) 調査・分析機器、試薬等の管理

調査・分析機器、試薬等の台帳を作成した。この台帳をいつでもだれでも閲覧できる体制を整え、管理システムを構築できた。本プロジェクト活動を実施するにあたり、機材供与（一部は周辺機材のみの供与）を伴う分析機器等のモニタリング手法の充実化をはかった代表的なもの、およびその活用用途については以下に示すとおりである。

- ・GC-MS（SPME 抽出器・キャピラリーカラム込み）：農薬の検出に活用、SPME 抽出器により一部の農薬の定性分析、スクリーニングが可能となり、農薬による汚染の調査には具体的に入ることができるようになった。抽出技術に関する経験を重ねることにより定量分析についても可能になるものと考えられる。
- ・原子吸光分光光度計（オートサンプラー込み）：底質中の重金属の検出に活用、オートサンプラーの活用により試料数が多い場合の自動測定や繰り返し測定等が効率化された。
- ・油分濃度分析装置：油汚染が懸念される場合に活用、これまでは手分析により行われていたものを機器分析にて可能となり、ラボの時間効率が高まった。
- ・高速液体クロマトグラフ：農薬等の有機化合物の検出に活用。GS-MS と補完しながら活用されており、水中のイオン分析が可能となった。
- ・生物顕微鏡システム（顕微鏡写真撮影装置および生物試料採集用プランクトンネット。サーバーネット込み）：プランクトンなどの水生生物の検出・同定に活用。これまで化学分析のみで対応していた現況調査に生物調査が加わることにより、水環境をより多角的に評価できるようになった。
- ・藻類発生試験装置：プランクトンの発生、増殖等の試験研究が可能となった。今後、AGP 試験なども導入可能になるものと期待される。ただし、専任の担当者および研修による試験研究手法の習得することが必須条件となる。
- ・溶存酸素計：従来から用いられている溶存酸素計のバックアップおよびクロスチェック用として用いられている。pH が同時測定できるようになったため時間効率が高まった。
- ・超音波洗浄機：ラボにおけるガラス機具の洗浄、および難溶解性試薬の調製などに活用されている。
- ・エックマンバージ採泥器：湖沼および河川の底質試料採集用として活用。効率よくかつ、同じ条件での底泥採集が可能となり試料採集における個人差を抑えることが可能となった。
- ・マルチ水質チェッカー：調査現場における試料採集時点の物理的パラメータの測定に活用。同時に複数項目を測定できるようになり調査現場における時間効率が高まった。

- ・廃液処理装置：重クロム酸カリウムなど重金属を含有する排水の定期的な処理に活用。環境問題を扱う調査研究機関において廃液垂れ流しは避けなければならないが、本装置の導入により廃液は処理している旨、公表できるようになった。
- ・クリーンベンチ：大腸菌累の培養試験など無菌操作に活用。火炎滅菌のみでは不十分であったラボでの無菌操作が存分に行えるようになり、細菌試験の作業効率が高まった。
- ・調査用モーターボート：毎月の定期的モニタリング調査において定点への移動に活用。
- ・四輪駆動車：イパカライ湖定期モニタリング調査における試料採集作業、排水監視などのための工場立ち入り業務などに活用。
- ・AV マルチプロジェクタ：環境啓発活動に活用。環境学習のためのプレゼンテーションなどにおいて、これまでのような OHP シート作成に比較して普通紙が利用できるため資料の作成が容易になった。
- ・複写機：書類作成などの日常業務に常時活用。

(4) マニュアルの整備

採水、微生物採集などの資料採取からラボにおける機器を用いた分析測定に関するマニュアルを整備できた。これにより、新任者など経験のない担当者にとっての貴重なガイドラインを構築することができた。

(5) 報告書の作成

モニタリング調査により得られたイパカライ湖流域に関するデータを、毎年報告書にとりまとめるシステムを構築することができた。これまでは、得られた貴重なデータが埋もれがちであったが、体系づけられた手法により報告書としてまとめることにより、過去のデータに遡ってさまざまなデータを有効に活用することができるようになった。

(6) 環境啓発活動

水質汚濁状況調査および汚濁負荷源調査などで得られた知見をもとに、事業者、流域管理者、流域住民、教師、市民等を対象にしたセミナーを開催し、イパカライ湖流域の汚濁の現状とその対策についての理解と協力を得た。また、市民および事業者向けの広報資料を作成し、水質汚濁対策の取り組みについての指針を示した。

(7) 水質改善計画の策定、改正水質基準の検討

本プロジェクトにより技術移転された知識や技術、技術移転期間を通じて得られたさまざまな知見をもとに「水質改善計画」が策定された。

7 - 4 - 4 期待される波及効果

(1) 地方公共団体

イパカライ湖流域の 21 市町村で構成された CLYMA (Consejo de Municipalidades de la Cuenca del Lago Ypacarai)、さらにこれに 3 県を加えた CLYGMA (Consejo de Gobernaciones Municipalidades de la Cuenca del Lago Ypacarai) がイパカライ湖流域の水質環境改善を目的として 1999 年に発足した。これらの団体の活動を通じて、イパカライ湖の水質改善が進展するものと期待される。

(2) 地方衛生委員会

パラグアイ共和国では各市町村に衛生委員会 (Juntas de Saneamiento) と呼ばれる団体が設置されている。この団体は法人格を有し、上下水道の設置やその維持管理を担っている。本プロジェクトの技術移転先である SENASA は下水道部門において、衛生委員会所管事業の設計・施工を行っている。衛

生委員会の要請によりイパカライ湖流域外ではあるもののカアクペ(Caacupe)に下水道が整備された。また、イパカライ湖流域内のイタグア(Itagua), カピアタ(Capiata), イパカライ(Ypacarai)などの都市にも下水道設置の構想ができています。これらの構想の実現によりイパカライ湖への未処理流入汚濁負荷が大幅に削減され抜本的な浄化対策につながるものと期待される。

(3) 流域住民

環境啓発活動・環境教育活動の本格始動が実施されれば、流域内に居住する市民のイパカライ湖水質汚濁への感心が高まり、ゴミの不法投棄などの負荷が削減されるものと期待される。しかしながら、市民の環境モラルはいまだ十分に高いレベルに達していないのが現状である。

(4) パラグアイ工業組合

パラグアイ工業組合、パラグアイ共和国商工省およびカトリック大学が共同で、中小企業の生産性向上と環境配慮を目的としたコンサルタント活動を2000年より開始した。こうした活動によりイパカライ湖流域の中小事業場が水質汚濁防止に向けた対応を採択し始めるものと期待される。

<参考文献>

- 1) International Lake Environment Committee (2001) Survey of the State of World Lake
- 2) 国際協力事業団中南米部中南米課(2001)パラグアイ国チーム派遣「イパカライ湖流域水質改善計画」終了報告書

(千葉県立博物館：林紀男)

8 途上国に適用可能な水改善技術

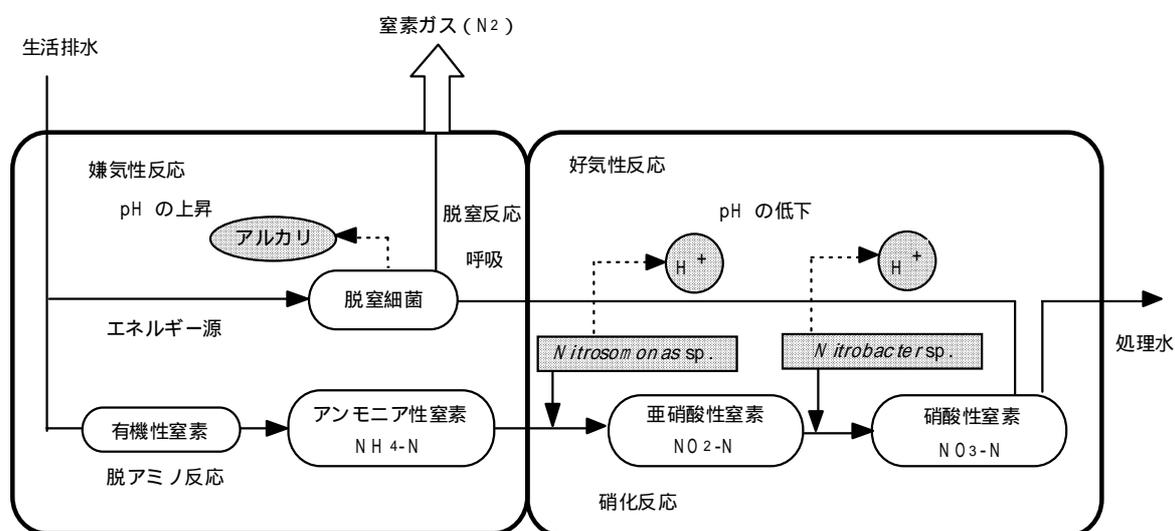
湖沼等の富栄養化防止を図る上では、先進国の技術をそのまま移転することは効果的ではなく、国情を踏まえた省エネ、省コスト、省メンテナンスの技術が重要である。本章では、このような開発途上国に適用可能な技術について述べる。

8 - 1 高度処理浄化槽

8 - 1 - 1 システムの原理、特徴

(1) システムの原理

生活排水対策としては大きく人口の密集した地域で活用される下水道と人口の分散した地域で活用される浄化槽の大きく二つに分けられる。この中で浄化槽は処理水質の高度化を図ることにより、処理水をオンサイトで水域に還元できることから高度処理浄化槽の普及は河川水、地下水の維持用水量の確保、すなわち水の涵養に対し大きな効果を有している。この高度処理浄化槽は窒素とリンを除去可能とする生活排水対策の処理システムであり、家庭用の小規模から集合住宅用の大規模まで存在する。処理方式としては、生物処理反応槽に微生物が浮遊状態で存在する活性汚泥方式と微生物が担体に付着状態で存在する生物膜方式に主として分けられる。いずれの方式においても富栄養化対策として湖沼、内海、内湾流域を保全するために浄化槽において窒素、リン除去型の高度化が行われつつある。この場合、生活排水中に含まれるし尿、生活雑排水由来の窒素、リンを除去するために嫌気・好気条件が交互に保持される工夫が図られている。窒素を除去するためには生活排水中の有機性窒素としてのアミノ酸、たん白質の嫌気反応槽での脱アミノ反応によるアンモニア性窒素への変換、その後、



反応	脱アミノ反応	硝化反応	脱窒反応
アルカリ度の消費	有機性窒素 $1\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ が脱アミノ化されるときアルカリ度 $3.57\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ 生成	アンモニア性窒素 $1\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ が硝化されるときアルカリ度 $7.14\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ 消費する	硝酸性窒素 $1\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ が脱窒されるときアルカリ度 $3.57\text{m g} \cdot \text{l}^{-1}$ 生成する。脱窒反応においてはC/N比は3~5程度必要。
処理機能の状況	流入下水中の窒素形態は有機性窒素とアンモニア性窒素でほとんど占められている。その比率は4:6程度	流入アルカリ度が少ないとpHの低下をきたす。 ↓ 処理機能低下、汚泥の解体	アルカリ度を生成するためpH上昇。硝化と脱窒とを組み合わせることによりpH低下を防ぎ、処理機能が安定。

図8-1-1 生物学的硝化・脱窒反応における窒素除去メカニズム

好気反応槽での硝化細菌の働きによるアンモニア性窒素の硝酸性窒素への変換がまず基本的に必要なである。この硝酸性窒素に変換した好気処理水を嫌気性反応槽へ循環返送することにより、硝酸性窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) に結合している酸素を有効に利用できる脱窒細菌の働きでエネルギー源としては流入する生活排水中の有機物である BOD を利用し、呼吸源としては NO_3 中の結合酸素を利用し菌体合成を行うことにより N_2 ガスへの変換が行われ窒素の除去が達成される (図 8-1-1)。

なお、このような嫌気反応槽への好気反応槽の処理水等の循環返送は 5 人 ~ 50 人用の小規模タイプの生物膜処理方式および大規模の嫌気・好気活性汚泥法方式等で活用される。また、51 人以上の中大規模のタイプでは嫌気・好気条件を形成するために間欠ばっ気活性汚泥法、回分式活性汚泥法等も活用される。

また、リンを除去するためには生物学的方法と物理化学的方法が活用される。生物学的方法としては嫌気・好気条件下において嫌気条件でのリンの放出速度に対し好気条件でのリンの取り込み速度が 10 倍程度に達し、リンが汚泥中に通常の 1.5% ~ 2% に対し 5% 以上に過剰に蓄積されることによる手法が代表である。この場合、汚泥の適正な

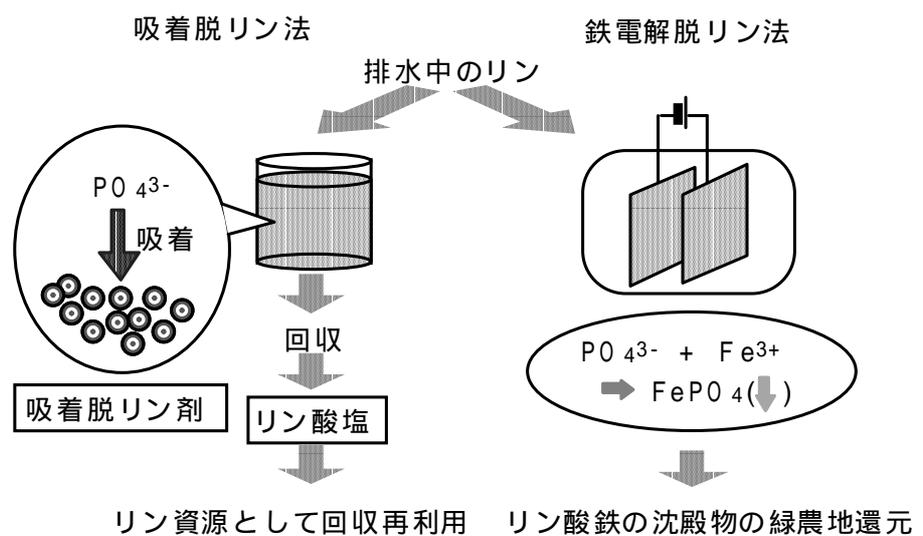


図 8-1-2 物理化学的リン除去システム

頻度の引き抜きが必要とされる。物理化学的方法としては凝集沈殿法、吸着脱リン法、鉄電解脱リン法 (図 8-1-2) などがある。この中で吸着脱リン法はジルコニウム担体の充填塔でリンを吸着させ、その後、アルカリを添加して脱着させ回収・資源化を図る上で重要なプロセスである。鉄電解脱リン法は陽極の鉄板と陰極の鉄板に微弱電流を流し溶出した鉄イオンを流入生活排水中のリン酸イオンを反応させ凝集して除去する方法である。このようなリンの除去法は小規模と中大規模において適用は処理特性に応じて異なっている。

(2) システムのフロー

小規模システム

小規模タイプの高度処理浄化槽としては流量調整型で嫌気反応槽・好気反応槽の順で好気反応槽の処理水等を循環するシステムで窒素除去が行われるようになっている。好気反応槽としては生物ろ過法、膜分離活性汚泥法、接触ばっ気法等が用いられている。このような窒素除去に加えてリン除去を行う場合には、吸着脱リン法、鉄電解脱リン法等が用いられている (図 8-1-3)。代表的なシステムの処理フローは図 8-1-4 ~ 6 に示すとおりである。

中大規模システム

中大規模タイプの高度処理浄化槽としては流量調整型が基本で嫌気条件と好気条件が交互にくり返されるようになっている。窒素除去を主として行う場合は空気供給を ON, OFF する嫌気・好気間欠ばっ気式活性汚泥法、流入・ばっ気 (好気)・非ばっ気 (嫌気)・沈殿・放流をくり返す嫌気・好気回分

式活性汚泥法，非ばっ気（嫌気）槽・ばっ気（好気）槽・沈殿槽からなり沈殿汚泥およびばっ気槽の活性汚泥を各々50～100%，200～300%返送あるいは循環する嫌気・好気循環式活性汚泥法が用いられている。これらの嫌気・好気活性汚泥法においては生物学的リン除去も行われるが，流入負荷の変動，季節的な水温の変動等で安定性に問題のある場合にはポリ塩化アルミニウム（PAC），硫酸アルミニウム，ポリ塩化鉄，塩化第二鉄等の凝集剤を活性汚泥反応槽内に直接流入水中のリンとAあるいはFe

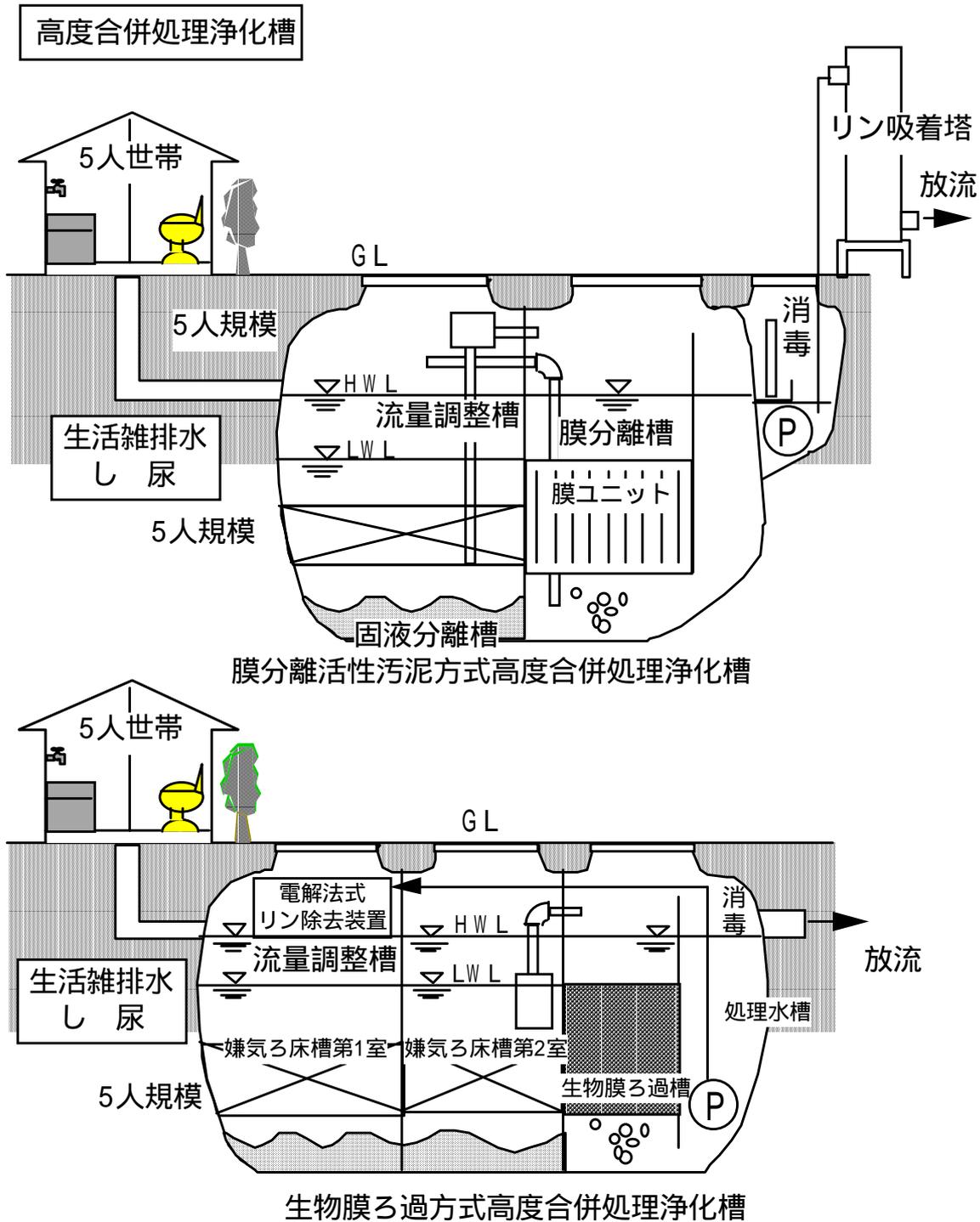


図8-1-3 高度合併処理浄化槽の概要

のモル比 (Fe/p , Al/p) で 2 程度になるように添加してリン除去の安定化が図られる。また、生物処理プロセスと組み合わせて鉄電解脱リン法、吸着脱リン法、凝集沈殿法等が用いられる。代表的なシステムの処理フローは図 8-1-7~9 に示すとおりである。

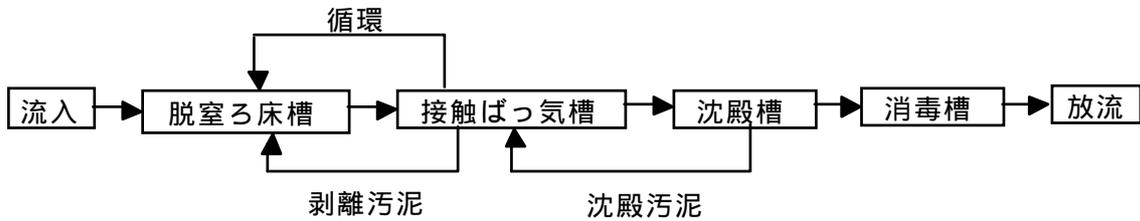


図8-1-4 循環型脱窒ろ床・接触ばっ気方式の処理フロー

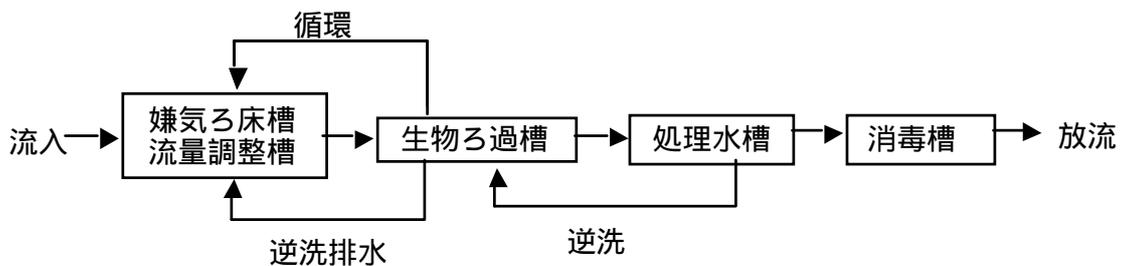


図8-1-5 生物ろ過方式の処理フロー

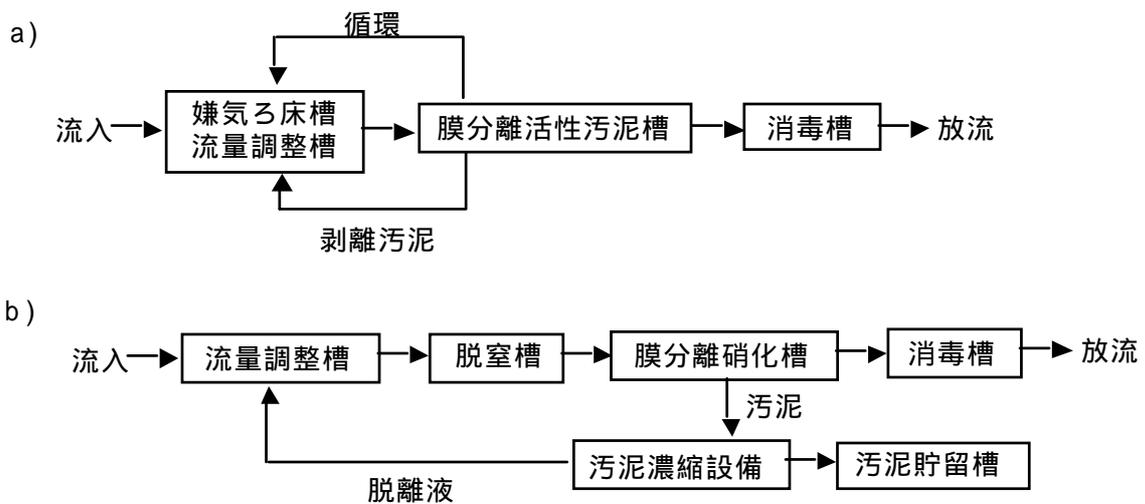


図8-1-6 膜分離活性汚泥方式の処理フロー

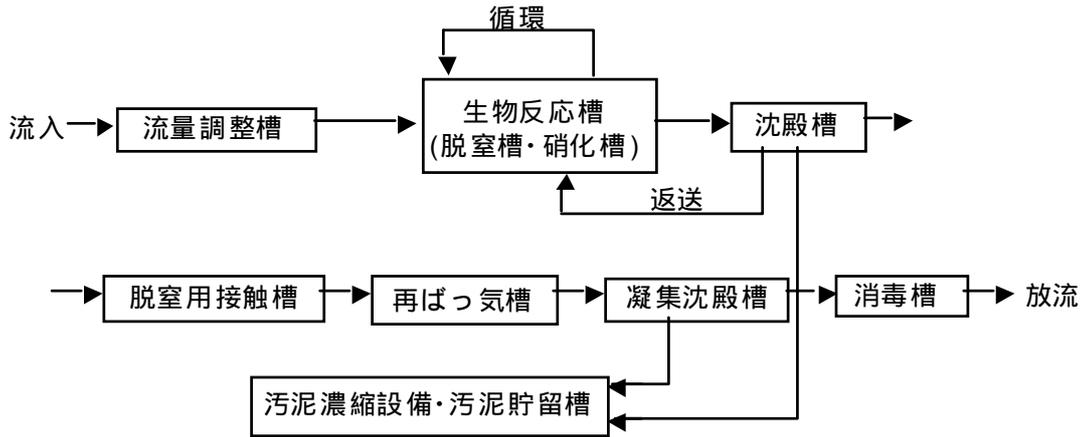


図8 - 1 - 7 硝化液循環活性汚泥・三次処理脱窒・脱リン方式

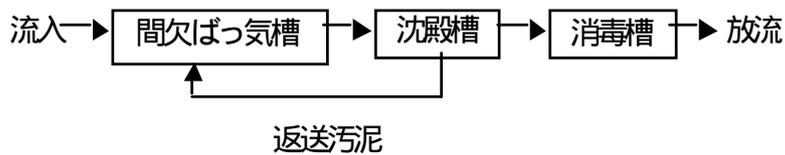


図8 - 1 - 8 間欠ばっ気嫌気・好気活性汚泥方式の処理フロー



図8 - 1 - 9 回分式嫌気・好気活性汚泥方式の処理フロー

(3) システムの特徴

高度合併処理浄化槽のシステムは生物処理として生物膜法を用いる場合でも、活性汚泥法を用いる場合でも必ず、硝化・脱窒反応による効率的な窒素除去が行えるように嫌気条件と好気条件がくり返されるシステムになっているのが最大の特徴である。また、生物学的あるいは物理化学的リン除去が行えるようになっていることも大きな特徴である。従来の合併処理浄化槽は有機物としてのBODの除去のみが対象とされていたことからアオコ、赤潮対策にはほとんど無力であり、普及・整備による富栄養化の防止には効果のなかったことが霞ヶ浦流域では確認されている。それ故、高度合併処理浄化槽のシステムの特徴である高い窒素、リンの除去機能は健全な水環境の創造への大きなインパクトを有しているといえる。また、嫌気条件と好気条件の組み込まれた処理プロセスにおける硝化・脱窒反

表8-1-1 嫌気・好気条件を組み合わせた処理システムの特徴

基本仕様の原理を組み込むことによる性能上の効果

- 富栄養化すなわち、アオコ、赤潮、青潮の発生の主因である窒素を高度・効率的に除去できる。
- 硝化反応におけるpHの酸性化を脱窒反応におけるアルカリ度の供給でpHの中性化が行われ、微生物の凝集能力の向上、維持により固液分離が適切に行われ、処理水の透明化が可能となる。
- 接触ばっ気法においては、剥離汚泥を嫌気ろ床槽に常時循環することにより、反応槽内の透明化が促進され、ピーク時においても汚泥流出を抑制できるので処理水の透明化と安定した効率的な処理性能を維持することができる。
- ミジンコ、ミズムシ、巻貝類の大型無脊椎動物、バルキング形成系状微生物などの障害微生物の異常増殖の抑制が可能となる。
- 嫌気・好気循環法においては循環による流入原水の希釈効果、脱窒効果、微生物群との接触頻度の向上効果などにより硝化活性、脱窒活性が高まり生物学的硝化・脱窒の高度化が可能となる。
- 嫌気好気循環を行うか、嫌気好気の単槽でのサイクリック化を行うことによりCH₄、N₂O等の温暖化ガスの発生を抑制することができ地球に優しい近未来型水処理を行うことができる。

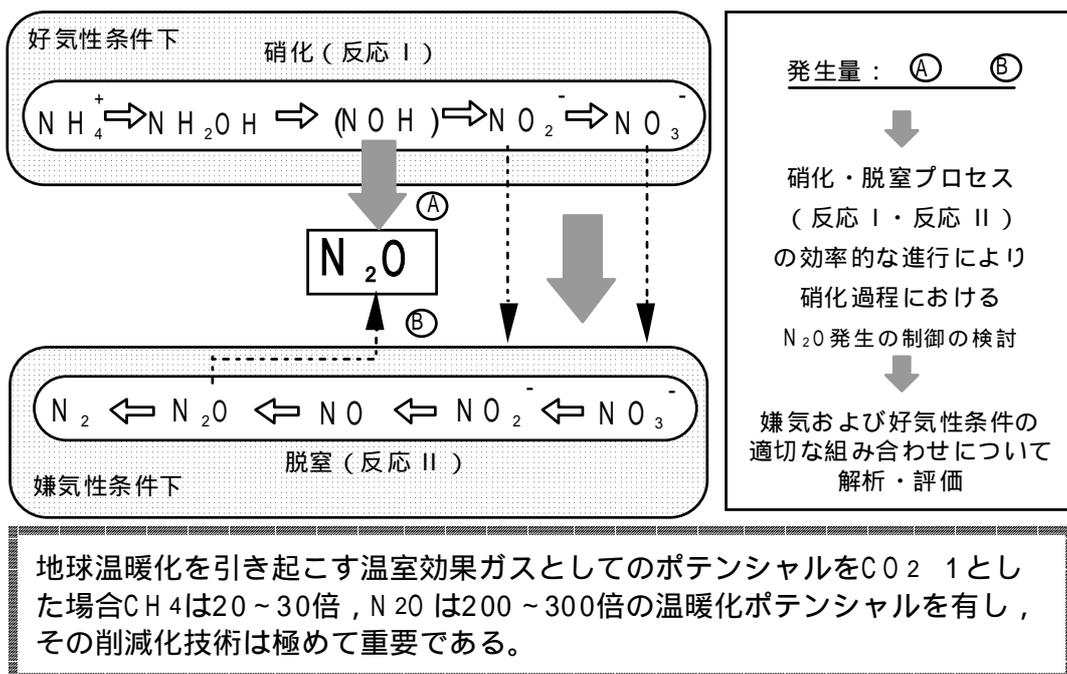


図8-1-10 生物学的排水処理の硝化・脱窒反応におけるN₂O発生機構と最適制御システム

応,脱リン反応に加えて温室効果ガス発生抑制等に対する効果は表8-1-1,図8-1-10に示すとおりであり,富栄養化防止対策としての窒素,リンの除去,富栄養化防止対策としてのCH₄(メタン),N₂O(亜酸化窒素)の発生抑制等をはじめ処理機能の高度化に対し大きな効果を発揮できることはシステムの多面的かつ重要な特徴であるといえる。

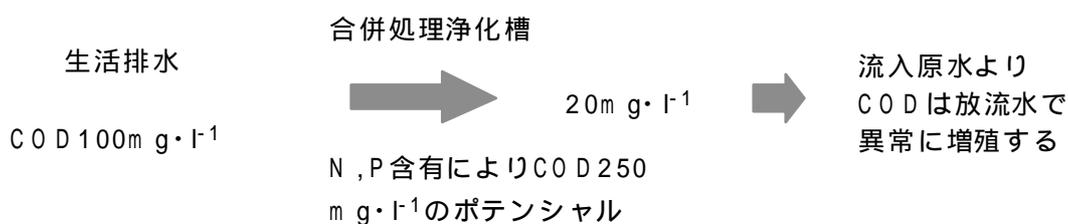
8-1-2 システムの性能

高度合併処理浄化槽システムの性能は,基本的にはBOD10mg・⁻¹以下,T-N10mg・⁻¹以下,T-P1mg・⁻¹以下の処理水質が得られることである。小規模タイプではBOD10mg・⁻¹以下,T-N10mg・⁻¹以下に加え技術開発の成果によりT-P1mg・⁻¹以下の性能を満足することができるようになった。システム性能として窒素がT-Nで10mg・⁻¹以下,リンがT-Pで1mg・⁻¹以下とすべきは富栄養化の防止のためである。このシステム性能を満足させる必要があるのは,くみ取り便所を水洗する場合の水域に及ぼす窒素,リン負荷量の比較解析から明らかである。すなわち,人間一人あたり一日に排出する生活排水の原単位はし尿の水洗用水,台所・風呂・洗たく等の生活雑排水において水量では各々50,200(計250),BODでは各々13g,27g(計40g),T-Nでは各々8g,2g(計10g),T-Pでは各々0.7g,0.3g(計

表8-1-2 合併処理浄化槽放流水のAGPの一例

供試藻類	施設	AGP (mg・l ⁻¹)				平均
		A	B	C	D	
<i>Selenastrum capricornutum</i>		430	520	590	580	530
<i>Chlorella</i> sp.		290	370	440	370	368
<i>Chattoneila</i> sp.		450	430	430	390	425

AGPが500mg・l⁻¹であれば,浄化槽放流水1・からCODMnが250mg生産されることになる。



項目	合併処理浄化槽処理水	脱窒処理水	脱窒・脱リン処理水
T-N (mg・l ⁻¹)	31.0	7.5	6.5
T-P (mg・l ⁻¹)	3.8	3.5	0.1
AGP (mg・l ⁻¹)	420	80	10

AGP試験: フラスコに浄化槽処理水を入れ藻類を接種した後に,光を照射し,10日位培養し最大の増殖を示した時に測定し,試料水が公共用水域でどの位の藻類を増やす能力を有しているかを評価する試験法で藻類増殖潜在能力評価試験法のことである。

1g)である。くみ取り便所の時は、生活雑排水はたれ流されるもののし尿は収集してし尿処理施設の高度な先端的処理で完全な除去が行われる。この場合に生活雑排水としてたれ流されている窒素、リン濃度を原単位から求めると、窒素については $2g \div 200 = 10mg \cdot l^{-1}$ 、リンについては無リン洗剤の使用を考慮すると $0.2g \div 200 = 1mg \cdot l^{-1}$ となる。すなわち、生活雑排水はたれ流されていたもののし尿処理施設でほとんど窒素、リンの除去されていたし尿を貯留する方式のくみ取り便所を生活様式の高度化のために水洗化した場合、し尿と生活雑排水の両者からなる生活排水の処理性能をたれ流されていた生活雑排水濃度に相当する $T-N10mg \cdot l^{-1}$ 以下、 $T-P1mg \cdot l^{-1}$ にしない限り水域への窒素、リン負荷量を低減することはできない。このことから閉鎖性水域としての湖沼、内海、内湾流域においては $T-N10mg \cdot l^{-1}$ 以下、 $T-P1mg \cdot l^{-1}$ 以下の水質を満足しなければくみ取り便所の時の環境汚濁負荷以下にまで下げられないことからこのシステム性能を確保することが必要不可欠である。

また、生活排水が公共水域に放流される前に処理水がどの位の藻類を増殖する可能性があるかを解析・評価する方法として、藻類増殖の潜在能力 (AGP : Algal Growth Potential) 評価試験がある。この方法は各種排水およびその処理水を採水し、三角フラスコに入れ、藻類を接種し光を照射し (明 12 時間, 暗 12 時間), かつ温度を 20 程度にコントロールして最大に増殖するまで 10 ~ 14 日間培養し、実際の湖沼、内海、内湾の状況に近づけた形で試料水の藻類増殖の潜在能力を事前評価するものである。そのため、この増殖能を調べることで放流水が水域でどの位藻類を増やす能力を有しているかを事前評価し明らかにすることができる。

生活排水を対象として AGP から評価した窒素、リン除去の効果は表 8-1-2 に示すとおりである。このような結果は湖沼に出現するアオコを形成する藻類、内海や内湾に出現する赤潮を形成する藻類のいずれにおいても同じ傾向が得られている。この AGP 試験から下水道、農業集落排水処理施設、浄化槽等において BOD のみの除去対策がいかに無力であり、窒素、リン除去対策へ転換することが必然であることを理解することができる。

8 - 1 - 3 システムの波及効果

生活排水対策の要として下水道と相対して重要な位置づけにある浄化槽の技術開発はめざましいものがある。従来の BOD 除去型では累進的に加速する富栄養化を防止できないことから、1995 年度の浄化槽の構造基準の改正では BOD 除去型に代わり窒素・リン除去型の構造が追加された。小規模合併処理浄化槽については技術の確立されている窒素除去方式が導入され、中・大規模合併処理浄化槽については窒素、リン除去可能な硝化液循環型の嫌気・好気活性汚泥法と凝集沈殿法を組み合わせた処理方式が導入された。

表8-1-3 高度型小規模合併処理浄化槽の処理方式と性能の概要

処理方式	放流水質 ($mg \cdot l^{-1}$)	代表的特徴	代表的操作条件
流量調整型嫌気ろ床 生物膜ろ過循環法	BOD 10 T-N 10 SS 10	好気条件から嫌気条件へ循環し、好気性生物処理槽へ一定水量を送水する流量調整を行い、かつ生物ろ過を組み合わせることによりBOD、窒素の高度除去を図る。	生物ろ過槽BOD容積負荷：1 担体充填率：70%，循環比：4 充填担体：多孔質セラミック製
流量調整型嫌気ろ床 担体流動ばっ気および 高速固液分離法	BOD 10 T-N 10 SS 10	好気条件から嫌気条件へ循環し、好気性生物処理へ一定水量を送水する流量調整を行い、かつ小円筒状担体を充填した流動ばっ気、同担体を用いた高速固液分離を組み合わせることによりBOD、窒素、SSの高度除去を図る。	担体流動ばっ気槽BOD容積負荷：0.4 循環比：2 充填担体：ポリエチレン製
流量調整型攪拌ろ床 生物膜ろ過循環法	BOD 10 T-N 10	好気条件から嫌気条件へ循環と全槽水位変動および放流水量を一定にすることによりピークカットさらに生物膜ろ過を行うことによりBOD、窒素の高度除去を図る。	生物ろ過槽BODろ材容積負荷：0.2 循環比：4 充填担体：多孔質セラミック製

とくに今後の技術開発を進めていく上で、高性能化、コンパクト化、省コスト化、省エネ化、維持管理の容易化は重要な課題であることから、このような技術がフリーに行えるよう告示第13型として新技術浄化槽が位置づけられた。この新技術としての小規模タイプの高度合併処理浄化槽における窒素 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の方式は表 8-1-3 に示すとおりである。

さらに2000年6月からは、新たに性能基準に基づく技術評価がなされることとなった。すなわち、告示第13型の考え方を主とする型で、ますます窒素、リン除去技術の開発に弾みがつくものと考えられる。これらのことから、健全な水環境の創造をめざした高度合併処理浄化槽の技術開発と普及を国民への啓発をはじめ、省庁の縦割りではなく横断的な体系で推進していくことが重要と考えられる。なお高度合併処理浄化槽の普及による健全な水環境の創造のあり方は図 8-1-11 に示すとおりである。また、高度合併処理浄化槽の整備は、富栄養化対策のみならず地下水の硝酸汚染対策においても重要であり、1999年2月には環境基準健康項目に亜硝酸・硝酸濃度 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下が位置づけられた。このため東京都では、地下浸透地域に設置する浄化槽は環境基準を超えず、かつ地下水の飲料水質ガイドライン $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下を守れることを念頭に $\text{BOD}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下、 $\text{T-N}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の性能を有する高度合併処理浄化槽の設置指導要綱が実施されている。

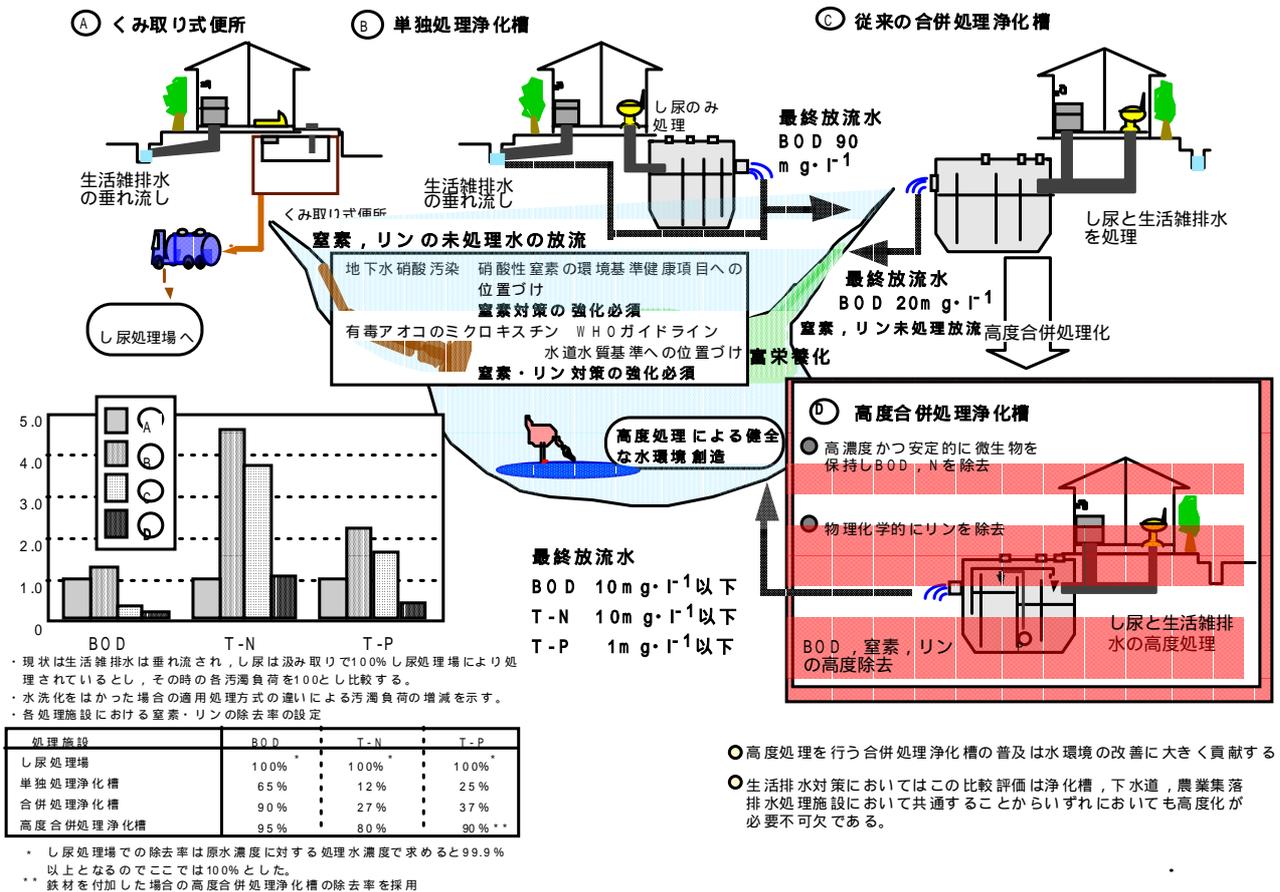


図8-1-11 生活排水対策における適用処理方式の違いと汚濁負荷削減効果の比較

さらに建設省（現国土交通省）の総合技術開発プロジェクト（総プロ）におけるディスポーザー活用において、下水道への負荷を高めないために後段の浄化槽は $\text{BOD}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{T-N}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{T-P}1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下の高度処理方式とすることで合意したことはきわめて重要である。また上記システムと同時に $\text{BOD}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{T-N}10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下のディスポーザー対応型の高度合併処理浄化槽も開発されており、くみ

取り便所，単独処理浄化槽設置地域でのディスポーザー単体の設置禁止の下，適正な整備がなされればディスポーザーが環境低負荷資源循環型の社会の構築に果す役割は大きいと考えられる。このような技術開発を行うバイオ・エコエンジニアリング研究施設が国立環境研究所に整備された(図8-1-12)。

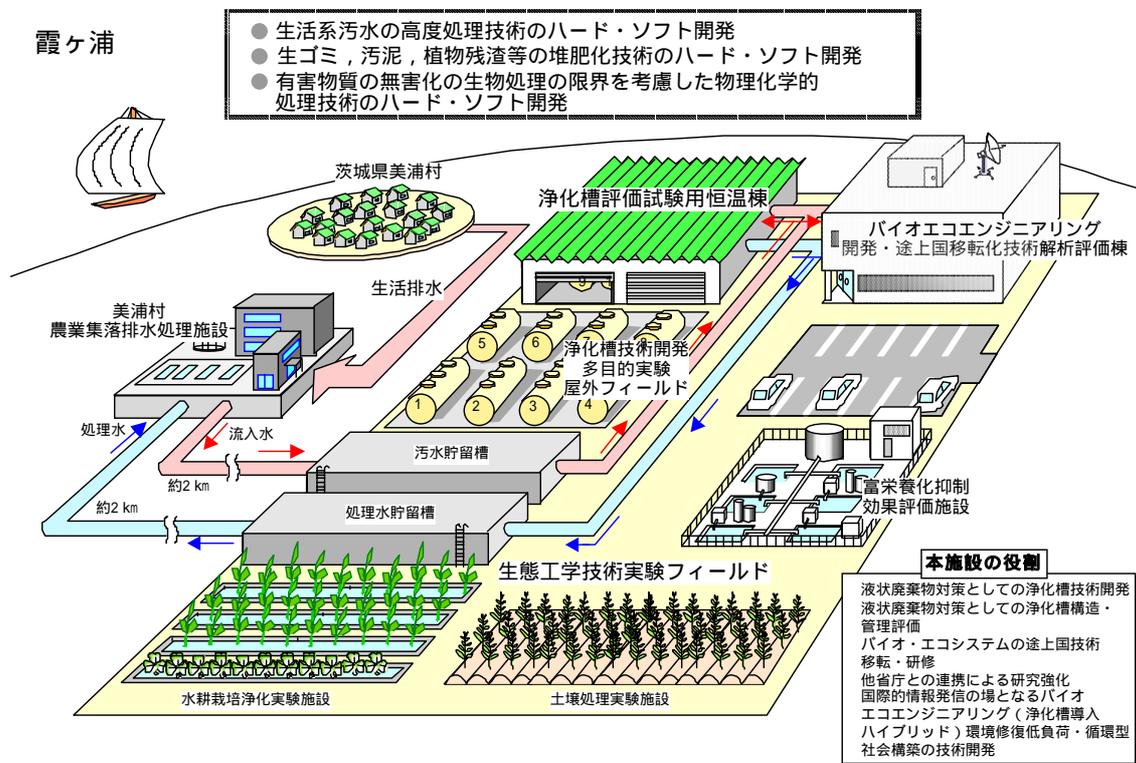


図8-1-12 高度合併処理浄化槽の技術開発と評価を行う上で重要な位置づけにあるバイオ・エコエンジニアリング研究施設

最近，窒素，リンを引き金として湖沼では青酸カリより強力な毒素ミクロキスチンを生成する有毒アオコが，内海，内湾では有毒赤潮が増殖する現象が顕在化しつつある。このことからわかるように，これからは浄化槽処理水の生態系に影響を及ぼさないことを念頭においた浄化槽技術の高度化が必要不可欠であり，これによる健全な生態系保全確保への波及効果ははかりしれないものがある。

<参考文献>

- 1) 稲森悠平，藤本尚志，須藤隆一：水界生態系に及ぼす影響から見た排水処理における窒素，リン同時除去の必要性，用水と廃水，35(1)，1993
- 2) 水のリスクマネジメント実務指針，サイエンスフォーラム，1998
- 3) 室石泰弘：合併処理浄化槽の整備促進と本年度の浄化槽行政の展望，月刊生活排水，4，1998
- 4) 稲森悠平，照沼洋，山海敏弘：湖沼水質保全と窒素・リン対策，資源環境対策，34(3)，1998
- 5) 小松央子，萩谷昭三：既設合併処理浄化槽における窒素・リン高度除去のための改善システム技術開発，茨城県地域研修型共同研究事業成果発表会要旨集，1999

(国立環境研究所：稲森悠平，野田尚宏)

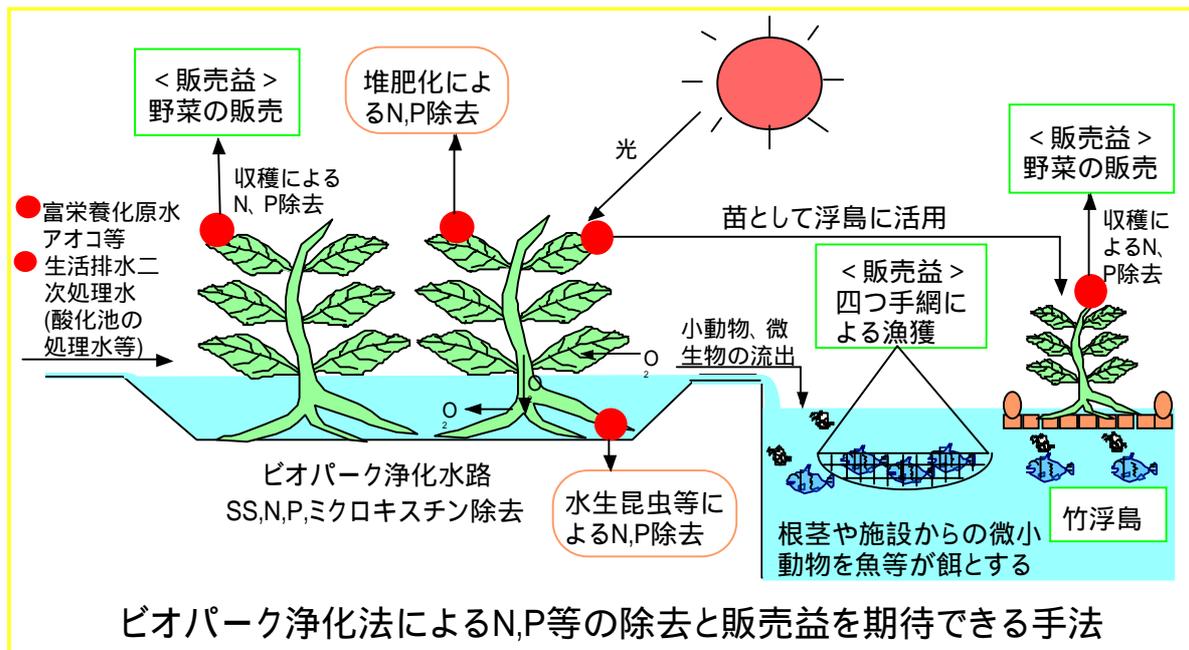
8 - 3 ビオパーク水耕栽培浄化

8 - 3 - 1 システムの原理，特徴

(1) システムの概要

A 総論

維管束植物は，水生浮標植物やエアープランツを除いて，通常土や砂やスポンジ等の栽培床に植えることによって栽培される。しかしビオパークシステムでは浅く水が流れる環境を設定し，植物に自らの根茎で栽培床を自作させ，汚濁水の連続供給で栽培する。ビオパークは，栽培植物の根茎を生物ろ過の濾材として使い，根茎の間をすみかとする生物に生物濃縮，汚泥減容等の役割を負わせ，成長する植物と蓄積する泥及びそこに集まり成長繁殖する魚介類を全て取り出すことによって栄養塩と濁り等を水から取り出し有効利用しようとするシステムである。富栄養化した湖沼水を対象とした栄養塩や汚濁指標物質の除去能力やコストを施設面積当たり及び栄養塩の 1g 除去当たりで比較すると，8-4 で述べる水生植物植栽浄化や水処理プラントよりも低コスト高效率である。出来るだけ高価な植物や動物を生産することによって水浄化費用の一部を回収し，浄化コストを引き下げるとともに，図 8-3-1 (ビオパークシステムによる浄化と生産の両立) に示すように地域の生産性向上や栄養状態の改善にも貢献することを目指している。



開発途上国の導入先での水産業とビオパーク浄化法を組み合わせることにより利益が上がるシステムを確立する

図8-3-1 ビオパーク浄化法による栄養塩類の除去と販売益

B 施設構造

ビオパーク水耕栽培浄化は，1～0.5%の傾斜を持ち，幅 1m以上長さ 20m程度のコンクリート等水を透さず植物の根に破壊されない資材で造った浅く広い水路に，水質や気候条件，需要等に応じた植物を配置し，1日 1m²当たり 3m³程度の原水を流す。数本の水路を平行して設置し，個別に給水量の調節と完全な給水停止，排水が出来る写真 8-3-1 (タイで実験中のビオパーク施設) のような構造を造

る。 処理水の河川湖沼に対する放流口には魚介類が集まるので写真 8-3-2 のようにこれを捕らえる仕掛けを設置することが望ましい(バイオパーク処理水放流口に配置した籠に集まっていたフナ等, 合計 74 匹)。

C 栽培植物

栽培する植物は常緑多年生で平面的な群落を形成する水生又は湿生性植物が主体で, 需要や景観形成等の目的に応じて直立性の植物や, 落葉性の植物を平面群落形成常緑植物と混植する。富栄養化の結果汚濁した河川湖沼水に対しては温度や COD に応じた植物を選択できるが, 高度処理された下水処理水や栄養塩濃度の高い地下水などの浄化では成分欠乏症を示す種が多く, 塊茎や地下茎を発達させる植物以外は栽培が困難である。群落を形成する植物で温帯における栽培に適しており最も高い浄化能力を示すのは写真 8-3-3 に示すクレソン, 熱帯に適して浄化能力が高いのは写真 8-3-4 に示すクウシンサイである。地下水や下水処理水に適するのは温帯では写真 8-3-5 (下水処理場で栽培中) に示すカラーであることが判っているが, 熱帯では検討が進んでいない。バイオパーク方式は日本, タイ, 中国で実践の経験があり, これらの植物が入手できることが判っている。他の地域に普及する場合は, 最高気温と最低気温を検討してクレソン又はクウシンサイの種子や挿し穂等を入手して栽培し, 同時に現地で消費されている植物を試作するとよい。

(2) 浄化の原理

A 生物膜処理

バイオパークシステムの水浄化は, 栽培植物の根茎表面に微生物が生物膜を形成し, 原水の濁りを食べることに始まる。栽培植物の根茎は濃密なマット状の層を形成し, マット 1 cm^3 に含まれる根の総延長が 10m になることがある。この根の表面に生じる生物膜を食べてその代謝を促進し, 活性を保つとともに生物膜に取り込まれた汚濁由来の栄養塩を糞の形で根茎の間に落とすのが写真 8-3-6 に示すサカマキガイ等の小動物である(写真はクウシンサイの根茎に乗って, 生物膜を食べているサカマキガイ)。バイオパーク施設の設置運用に当たって生物膜構成微生物を接種する必要はないが, サカマキガイ等の小型の巻き貝は周辺環境から探し出して水路に放つと浄化の立ち上がりが良くなる。

B 生態系濃縮と汚泥の減容

巻き貝を食べるヒル, ヒルを食べるザリガニなど多様な動物が生態系を造り, これらの糞や死骸が汚泥となって植物の根の間に溜まる, これを水路で除去される濁りと比べると栄養塩が濃縮されており, 減容も進んでいる。ミズムシや水生ミミズなど腐食性の食物連鎖を構成する動物も現れ, 栄養塩の濃縮と汚泥の減容を進め, 栄養塩を無機化して植物が吸収できる形にする。

C 栄養塩の吸収と収穫

植物は, 水の濁りに由来し生態系濃縮を受けて形成された泥から栄養塩を吸収し, 水中に新たな根茎を成長させるとともに泥を保持し続ける。栄養塩を吸収して成長した植物を野菜や花として人が収穫する, その結果栄養塩が取り出されると同時に植物が再び生長する余地が生まれて栄養塩の吸収が盛んになる。

D 泥の堆肥化除去と浄化再開

泥の蓄積が進んだところで施設の水路を交互に給水停止にし, 水を流し出し, 植物に泥の水分を吸収蒸散させる。泥が乾燥し, 植物も枯れたところで水路に残った物を取り出して積み上げると高温発酵して有用な堆肥となる。給水を続けていた水路から植物を苗として導入し, 浄化を再開する。

E 魚介類の漁獲と除去

水を浄化する微生物や小動物はその一部が処理水に乗って施設から流れ出るので, これを餌とする



写真 8-3-1 タイ王国のバイオパーク施設



写真 8-3-2 放流口付近で捕獲された魚類



写真 8-3-3 クレソン



写真 8-3-4 クウシンサイ

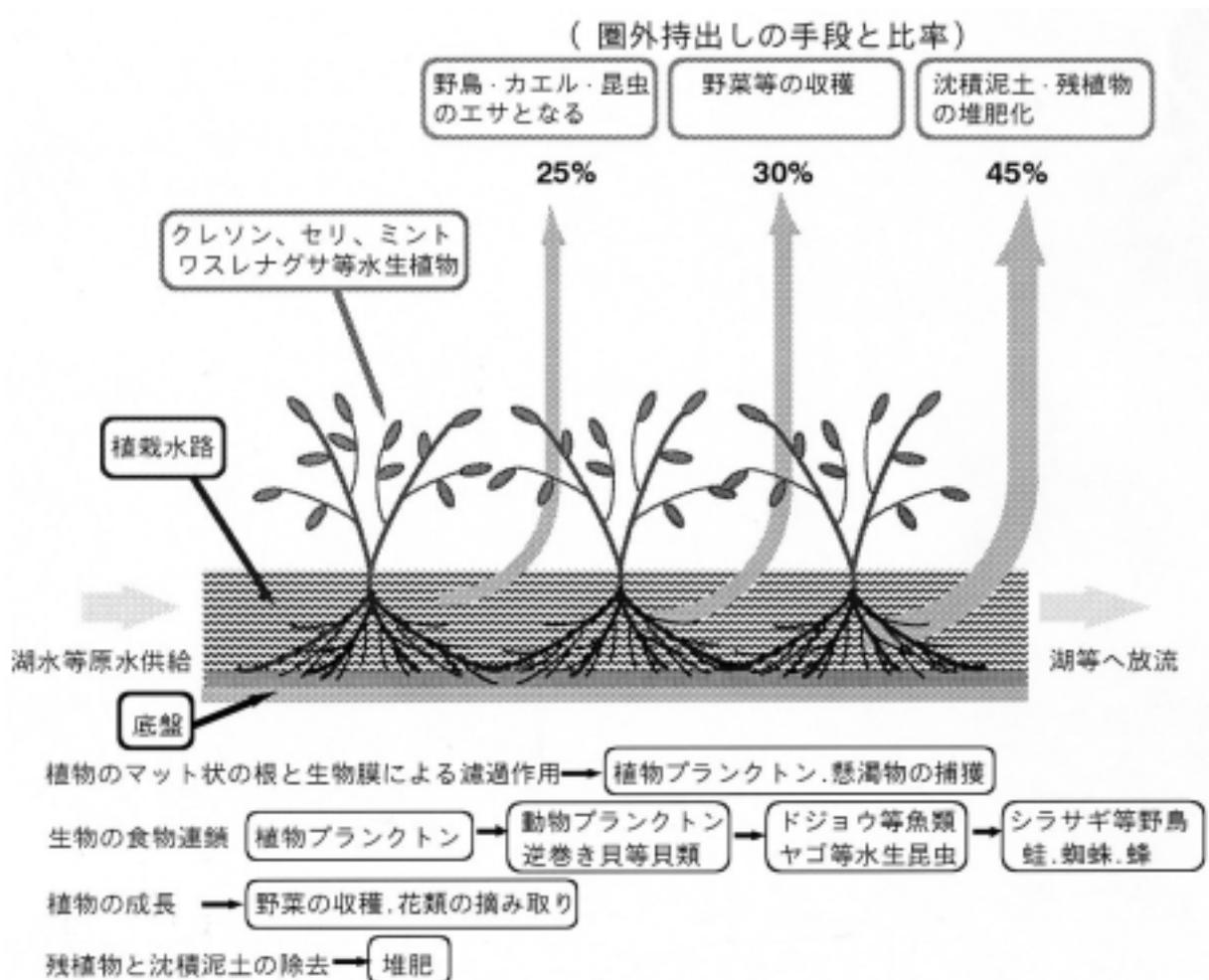


写真 8-3-5 下水処理場で栽培中のカラエ



写真 8-3-6 サカマキガイ

魚介類が処理水の放流口に集まる，魚介類を漁獲すればそれらが持っている栄養塩を取り出すことが出来る。卵や幼生として水路に入ったり，処理水放流水路を遡上して水路の中で繁殖成長する魚介類も多く，これを漁獲することも栄養塩の取り出しになる。以上のような仕組みで行われる栄養塩除去の収支は図 8-3-2 のようにまとめられる。



(3) 特徴

BOD、COD、SS 等の分解処理で消すことが出来る汚濁指標物質ばかりでなく、窒素・リン等 富栄養化の原因となっている物質を水から除去し、何らかの有用な産物に変え、廃棄物を出さない。浄化施設の景観が浄化された水と丈の低い緑で構成され、快適で危険がなく、市民が踏み込んで浄化能力に悪影響が少ないので、公園として一般に開放することが出来る。

一般への開放で浄化の過程を見せながら、浄化産物である野菜や花、堆肥、魚介類の収穫持ち出しに一般市民を参加させることが出来る。

高価な生産物の販売で浄化経費の一部をまかなうことが可能である。

一般市民の関心が高い野菜や花、子供の関心の高い生き物を使って環境教育を実施できるので評判がよく富栄養化問題への理解が深まる。

8 - 3 - 2 システムの性能

(1) 富栄養化湖沼水浄化

A 日本に於ける事例

日本では写真 8-3-7 に示す土浦 Bioパークを最大の例として、10ヶ所で河川湖沼水を対象に野菜や花を栽培して窒素・リンや濁りを水から除去し、野菜や花の収穫消費と蓄積する泥の堆肥化活用で施

設から外に持ち出している。近年シジミの増殖と成長によって、シジミ採りが栄養塩持ち出しの新たなアイテムとなっている。土浦ビオパークは既設のコンクリート面を活用して給水施設や通路を仮設した施設で、基礎から作り上げた恒久施設としては写真 8-3-8 に示す木場潟ビオパークがある。



写真 8-3-7 土浦ビオパーク



写真 8-3-8 木場潟ビオパーク

B 浄化成績

土浦ビオパークは 7 年間、木場潟ビオパークは 2 年間の実績があり、表 8-3-1 に示す年平均の浄化成績が算出されている。

表 8-3-1 仮設施設土浦ビオパークと恒久施設木場潟ビオパークの年間平均浄化成績

分析項目	施設	原水 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	処理水 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	除去率%	除去速度 $\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$
COD	土浦	9.6	8.3	14	4.3
	木場潟	8.2	5.6	32	7.8
SS	土浦	20.9	9.6	54	50.0
	木場潟	16.0	3.3	79	38.1
T-N	土浦	3.7	3.1	15	1.9
	木場潟	1.7	1.1	36	1.8
T-P	土浦	0.12	0.09	27	0.16
	木場潟	0.13	0.07	47	0.18

C 浄化能力及びコスト比較

異なった条件の下で実施される浄化技術の効率を比較するのは困難だが、水系の汚濁物質収支に影響を与える能力を比べるには除去速度比較が有効である。除去速度は処理原水濃度に比例するので、各技術の原水濃度除去速度相関直線を同一の図上に表示すると浄化効率が明確に比較でき、各技術で特定の濃度の原水を処理した場合に得られる除去速度が判る。富栄養化した湖沼水を浄化し、窒素・リン等を除去出来る実用段階のシステムは少なく、比較可能なデータを詳しく公表しているのは、バイオモジュールに脱窒とリン除去の装置を組み合わせた方式と、植生湿地で汚濁水を浄化するシステムしかない。ビオパークの土浦と木場潟のデータ及びリンについてはタイで実験したビオパークデータを加えて図 8-3-3~4 に示す。ビオパークシステムは他の方式に比べてこの濃度範囲では除去効率が

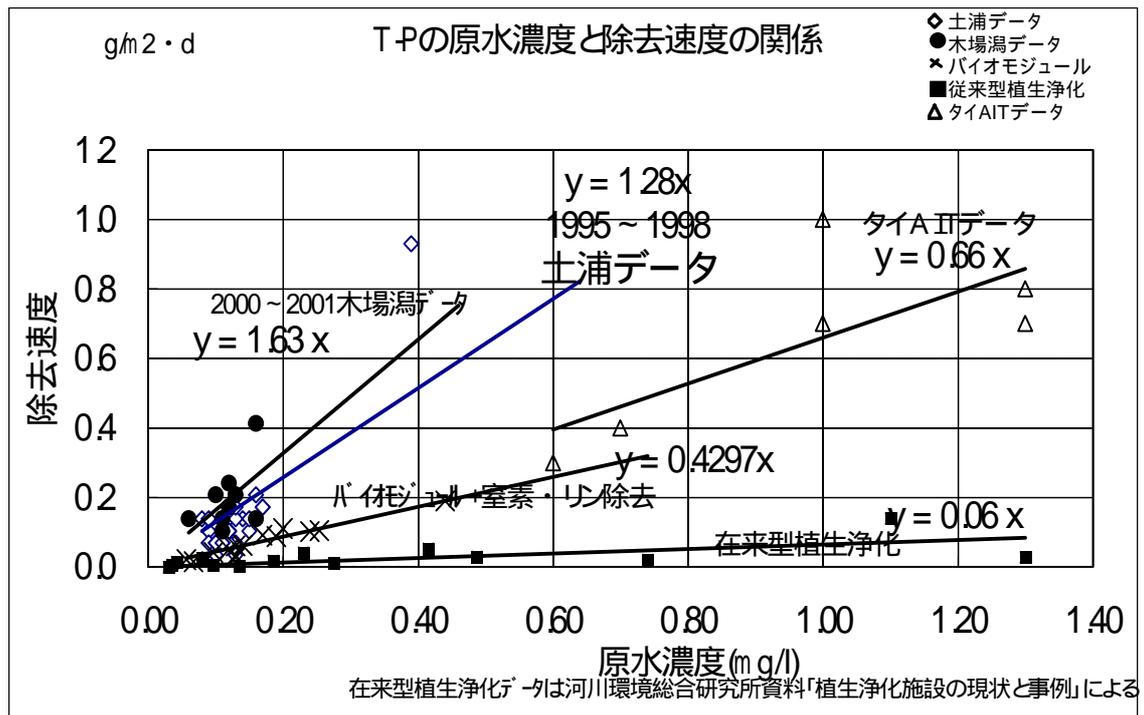
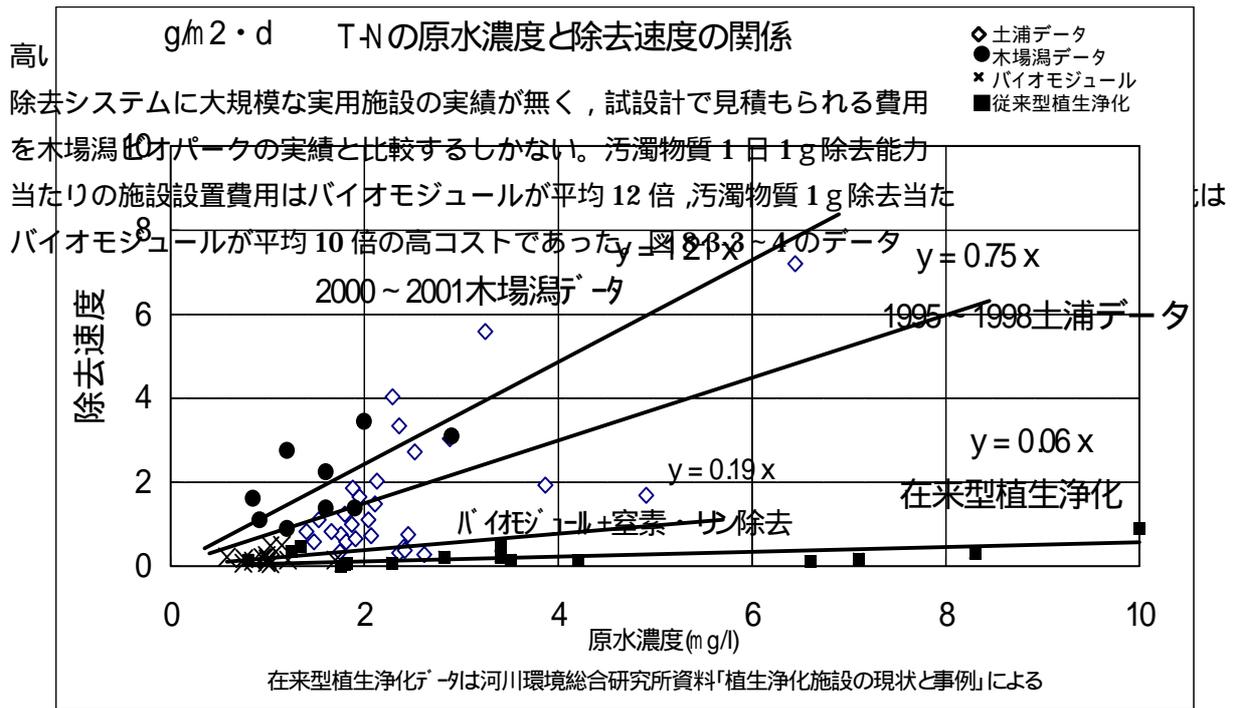


図 8-3-3 ビオパークシステムにおける窒素、リンの除去能

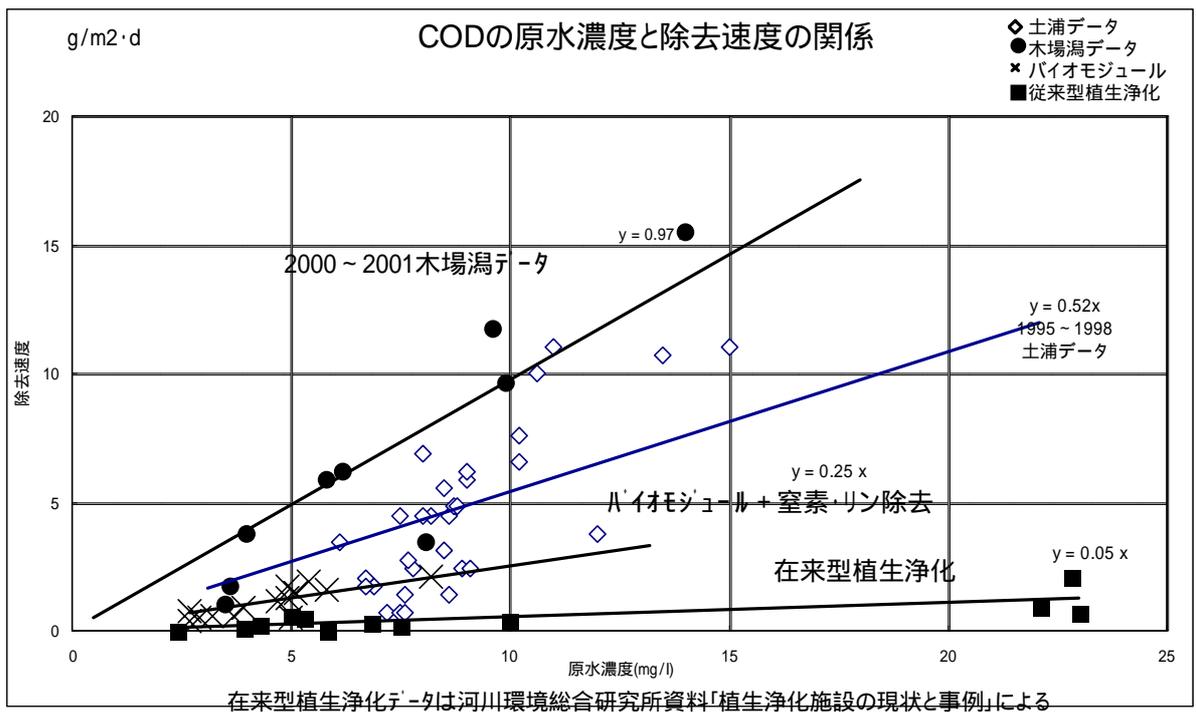
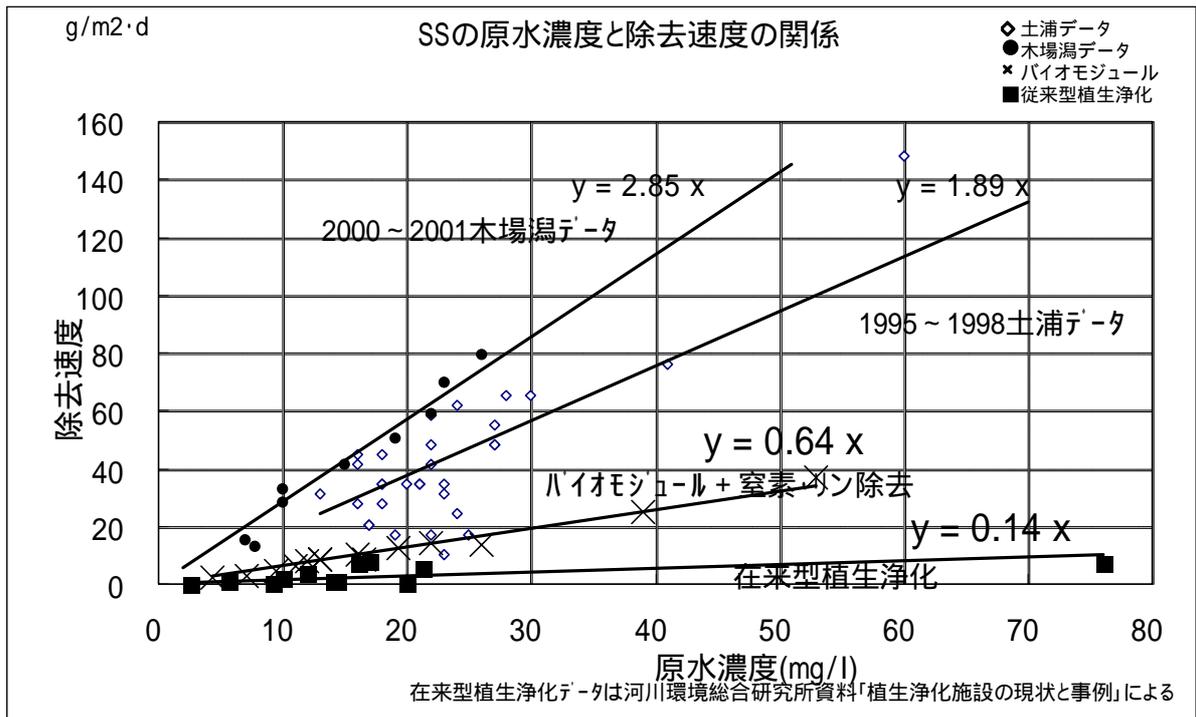


図 8-3-4 ビオパークシステムにおける SS , COD の除去能

のばらつきから判るように、ビオパーク方式は処理水の水質保証を求められる事例には不適で、高い除去率のみを求められる事例にも向かない。水から出来るだけ多くの汚濁物質を除去するように求められる事例に適している。

(2) アオコ除去

A アオコ除去のメカニズム

ビオパークで根茎マットに形成される生態系には、匍匐遊泳性のワムシや水生ミミズなど比較的分散したアオコを食べる動物が高密度で棲息している。また、通常生物膜を食べているサカマキガイやモノアラガイなどの小型の巻き貝が、大きな固まりを形成して根茎マットに付着したり、水面に浮いて茎などに堰き止められたアオコを好んで食べる。これらの作用によりアオコは消費され、同時にミクロキスチンもこれらの動物による消化あるいは細菌の作用等で分解される。

B 日本での事例と効果

土浦ビオパークと手賀沼実験ビオパークで原水としてアオコ混じりの湖水が供給され、アオコの処理が行われた。土浦ビオパークではアオコが原水に混じるとSS、T-N、T-P濃度が高まり、表8-3-2に示す高い除去率と除去速度が得られた。このSS除去速度からアオコの水分含有率を98%と仮定して除去されるアオコの生重量を計算すると1m²当たり1日7.4kgになる。

表8-3-2 アオコが吹き寄せた際に得られた浄化成績

	原水濃度	処理水濃度	除去率	除去速度
SS	5.6 mg/l	1.4 mg/l	75%	1.48 g·(d·m ²) ⁻¹
T-N	6.5 mg/l	3.5 mg/l	46%	1.06 g·(d·m ²) ⁻¹
T-P	0.41 mg/l	0.15 mg/l	64%	0.93 g·(d·m ²) ⁻¹

手賀沼でアオコを含む原水の処理中にミクロキスチンの濃度変化を異性体毎に調査したところ、図8-3-5のような結果を得た。原水中の濃度が低いYRの処理水中の濃度が検出限界を下回ったが、LRの除去率は76%で、除去速度は3.84mg·(d·m²)⁻¹、RRの除去率は68%で、除去速度は7.14mg·(d·m²)⁻¹と高い除去効率であった。

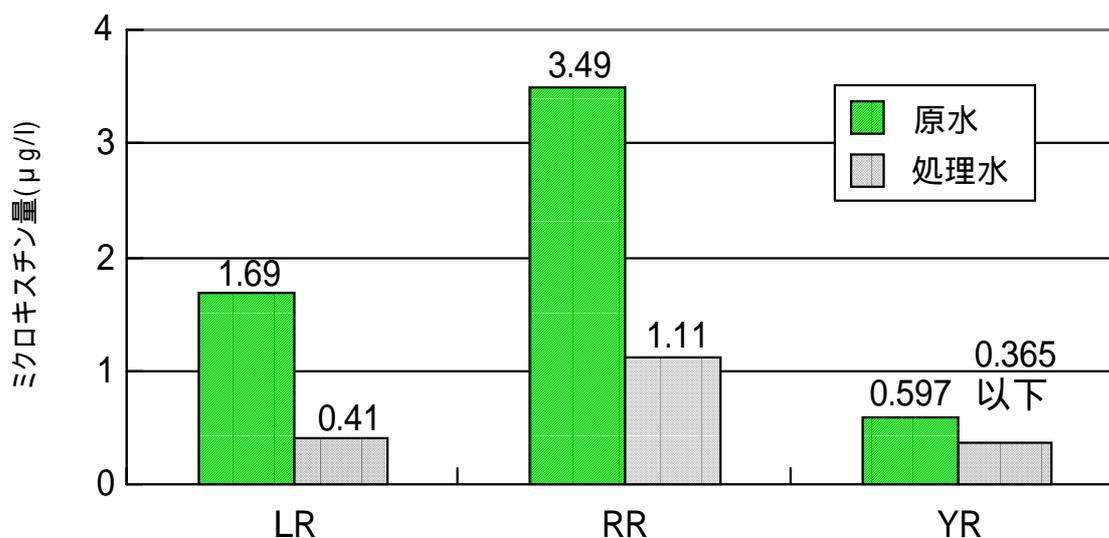


図8-3-5 ビオパーク浄化法の手賀沼におけるミクロキスチンの除去特性

(3) 下水処理水の浄化

A 概要

植物が栽培できる BOD₂₀ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下（クウシンサイ使用ならば $50 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下）まで処理が進んだ水に対しては、ビオパーク方式が応用できる。日本では下水処理場での実験を元に集落排水処理施設 3ヶ所でビオパーク方式を使った最終処理が行われている。水路にカラーを栽培し窒素・リン等を除去しながら花を生産している写真 8-3-5（下水処理水で育つカラー，花の収穫直後）のような事例がある。

B 浄化と収入の成績

集落排水を処理原水としているので給水量と質の変動が大きく、断片的なデータの報告しかない。表 8-3-3 はカラーとクレソンなどを混植した施設に於ける浄化成績である。

表 8-3-3 高知県春野町クリーンセンター諸木付属ビオパーク運用 50 日目の浄化成績

	集落排水処理水（原水）	ビオパーク処理水	除去率
SS	$1.8 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$1.0 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	44%
COD	$4.7 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$3.5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	26%
BOD	$2.1 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$1.3 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	38%
T-N	$7.07 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$5.56 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	21%
T-P	$1.35 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$1.11 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	18%

表 8-3-4 は 1996 年 4 月に運用を開始し、カラーだけを栽培して花を収穫販売しているが泥除去を行っていない長野県下伊那郡喬木村富田浄化センター付属ビオパークの、3ヶ月平均の除去速度である。報告には原水濃度や処理量が掲載されておらず、SS、BOD、COD等の汚濁指標は若干悪化したと記述されている。

表 8-3-4 窒素・リンの期間別平均除去速度（単位は $\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ ）

	1997年		1998年	
	窒素除去速度	リン除去速度	窒素除去速度	リン除去速度
1～3月			0.56	0.08
4～6月			1.01	0.12
7～9月	0.54	0.03	0.81	0.15
10～12月	0.57	0.05	0.75	0.15

表 8-3-5 は同じ施設に於ける収入と支出の結果である。施設で使われる電気代と維持管理の人件費を除いた収支であるが、その他の維持管理費を花の売却でまかなえとの結論が報告されている。また売却単価は、消費地から遠く地域の零細な花卉業者に買い取られているため、花市場における生産者価格の $1/2 \sim 1/4$ であり、他の場所ではもっと多くの収益が期待できる。

表 8-3-5 施設の設置及び維持管理収支（単位は千円）

		1995年	1996年	1997年	1998年
収入	花売却		15	205	362
支出	施設費	15,324		581	189
	資材費		375	283	
	種苗費		1,506	77	
	光熱費		15	67	44

8-3-3 システムの波及効果

(1) 途上国におけるシステムの普及

A 総論

システムの性能でふれたようにビオパーク方式の水耕栽培浄化は低コストで売り上げが見込める場合もある。発展途上国に技術導入した場合、特別な装置や資材及び消耗品を必要としないので現地のやすい資材と安価な労働力を使い、設置費と管理運営費を安くまかなうことが可能である。モデル施設が低コスト浄化に成功すれば自治体等に広く普及するだろう。また、現地で高価な野菜や花を生産できれば経済的にも成功することが可能で、周辺の農家等が進んで取り入れる可能性もある。

B タイの事例と試算

タイ王国バンコクの北郊外に位置する AIT(アジア工科大学)構内に写真 8-3-1 に示す 100 m²のコンクリート製ビオパークを建設したとき、建設費は約 25 万円で日本で同様の施設を建設する場合の 500 万円の 1/20 であった。バンコク近郊では、暑さのために在来農法ではクレソン栽培が不可能で、スーパーでは 1 kg 当たり約 580 円で売られていたが、ビオパーク方式では栽培可能であった。生産者価格を半額として日本での 1 m² 当たり月平均生産量 2.5 kg から 100 m² の売上を計算して建設費償還期間を試算すると 2 ヶ月になる。現状では品質や生産量が低く償還に 1 年以上かかるだろうが、浮島栽培との連携や漁獲を含めて総合的に活用すれば経済性の確保は容易と思われる。

C 中国の事例と試算

中国では、江蘇省無錫市に面した太湖の内湖「五里湖」で湖上に突き出した栈橋上のコンクリート面を使い、写真 8-3-10 のようにレンガを並べ、写真 8-3-11 に示すクウシンサイの畑から溝に伸びだしている茎を買い、溝の中から巻貝を拾って茎と巻貝を水路に配置し、ポンプで湖水を汲み上げて流した。2 ヶ月間にクウシンサイは写真 8-3-12 のようによく繁茂し、アオコ混じりの水が浄化された。本格的な施設の建設は未経験なのでコスト評価はできないが、100 m² の建設費を日本の 1/10 である 50 万円として、クレソンとクウシンサイを季節に合わせ交互に栽培する仮定で試算を行った。市場で農民が直売していた価格 1 kg 当たり 150 円と、1 m² 当たり月平均生産量 2.5 kg から 100 m² の売上を計算して建設費償還期間を試算すると 13 ヶ月になる。クウシンサイが真夏には安くなってしまうことと、クレソンがあまり出回っていないことなど問題はあがるが、浮島栽培との連携や漁獲を含めて総合的に活用すれば経済性の確保は容易と思われる。

(2) 種苗の供給基地

A 浮島向け種苗基地

図 8-3-1 に示したようにビオパークで成長させ、根茎マットで栽培床を自作した植物を苗として浮島に配置することが考えられる。「8-4 水生植物植栽浄化システム」の中で詳しく述べるように浮き植栽

にバイオパーク苗を使うと、浮島を安価にでき、クレークや内湖における浮き植栽の生産性を向上させ、浮き植栽を実施できる水質範囲を広げ、株全体の陸上処分や交換を容易にする波及効果が期待できる。

B 種苗の相互供給

クウシンサイは温帯では夏に成長が早いですが冬越しが難しく、種や根の発達していない挿し穂から育てると初期成長が遅い。クレソンは高温に弱く夏に品質が落ちたり枯れたりし、種からの育成が難しく、挿し穂から育てると初期成長が遅い。両者ともバイオパークで生育中の植物を苗として導入すればはじめから高い成長性を示す。日本ではクウシンサイのバイオパーク苗を亜熱帯から持ち込むことが植物検疫の関係で不可能だが、広大な中国や高原と低地を有するタイなどでは気候に合わせた苗の移動が容易で、適季適作が実現し、生産性と浄化効率の最大化が実行できる。

(3) 浄化に有用な動植物の増殖と漁獲

A 浄化有用動植物の増殖と拡散

土浦バイオパークでは、浄化の対象としている霞ヶ浦でほぼ絶滅状態となっていた二枚貝が5種類定着し、周辺でも復活しつつあることが確認されている。二枚貝は流入河川に生き残っていたが、土浦入りでは底質や低層水質等の悪化で死滅していたもので、流入河川から放たれた卵や幼生がバイオパークで増殖し、現在は周辺に卵や幼生を放っている。バイオパークによる水質改善で、周辺に二枚貝が生存できる環境が出来たことも周辺での復活を助けているようだ。沈水植物についても事情は同じで、処理水を湖に戻す水路に沈水植物が繁茂し、周辺の湖底にも沈水植物の繁茂が散見されるようになった。ワムシやミジンコ、サカマキガイなどが処理水に乗って周辺に流れ出していることも確認されているがその水質改善に対する効果は不明である。発展途上国にバイオパーク技術を導入した場合にも同様の波及効果が期待できる。

魚介類の集合と漁獲

バイオパーク植物植栽水路への原水供給口付近に渦巻きができること、シジミが大量に集まることがわかっている。また写真 8-3-2 のようにバイオパークから処理水を河川湖沼に放流する地点には多数の魚が集結する様子が観察される。これらの漁獲は容易で、これを販売することによって水系から栄養塩を取り出すとともに収益が期待できる。バイオパークから魚介類の卵や幼生を放流し、餌となる微生物を撒き散らしながら成体を漁獲するので、乱獲等漁獲による負の影響を心配する必要のない漁業が成立する。

(4) ノウハウの蓄積と交流

バイオパーク方式の基本的な原理と効果は判明しているが、施設を設置した環境やそこに供給される水の質によって現れる動物が異なり、植物の成長にも差異が生じる。たとえばシジミは琵琶湖湖岸に設置されたバイオパークではじめて爆発的に増殖し、他の施設での発生予測と浄化利用実験計画作成が可能となった。また、タイ王国の実験施設に海で産卵し川で成長するカニが入り込み成長していた。これは中国で上海ガニとして珍重されているカニと同類で、中国の揚子江流域にバイオパークを設置した場合、上海ガニがバイオパークにひきつけられ進入して成長することを予測させる知見である。中国でウナギ以上に珍重されるタウナギがバイオパークに住み着くことも日本で確認済みで、このような知見を元に浄化施設の収益性を高めることが可能である。

発展途上国でバイオパーク方式を実験し設置する場合、目的や立地条件等の情報を持って巻末の筆者連絡先に問い合わせれば詳細な最新のノウハウを提供できる。

<参考文献>

1) 財団法人河川環境管理財団河川環境総合研究所：植生浄化施設の現状と事例，河川環境総合研究

所資料第三号(2000)

- 2) 中里広幸：ピオパーク方式による作物生産を通じた浄化，用水と廃水，40(10)867～873(1998)
- 3) 相崎守弘，中里広幸，皆川忠三郎，朴済哲，大橋広明：水耕生物ろ過法と酸化池の組み合わせによる下水処理水の高度処理，用水と廃水，37(11)，892～899(1995)
- 4) 長野県喬木村環境水道課，日本農業集落排水協会農村水質工学研究所：農集排水処理水を活用した花き水耕栽培の試み，月刊生活排水，Aug，30～35(1998)

(株式会社トップエコロジー：中里広幸)

8-4 水生植物植栽浄化

8-4-1 システムの原理，特徴

(1) システムの原理と分類

A 基本原理

富栄養化は，植物の成長に欠かせず，不足すれば植物の生長増殖を制限することのある塩類が，水中に過剰になることによって植物プランクトンが過剰になり，水を濁らせ様々な問題を引き起こす現象である。植物プランクトンにとっての栄養塩は維管束植物にとっては肥料であり，これを互いに取り合う関係がある。また，維管束植物が水面又は水上に葉を茂らせれば植物プランクトンの増殖に不可欠な光が遮られ，この面からも植物プランクトンの増殖が押さえられる。このような観点から水生植物を繁茂させ，植物プランクトンから栄養塩と光を奪う研究が行われ，実用化されてきた。

B 分類

水生植物植栽浄化システムは，生育環境造成管理と浮き植栽に大きく分けられ，生育環境造成は，使う植物の生活型によっていくつかに分類できる。沈水植物を使う浄化は8-7で特別に取り上げる。ホテイアオイなどの浮漂植物を使う浄化は日本では各地で試みられているが，雑草化する例が多く効率が悪いことから普及しておらず，途上国では雑草なのでここではとりあげない。浮葉植物を使う浄化は実用化されておらず，ヒシ及びジュンサイの収穫が栄養塩の回収に役立っているようだが，浄化を意図したものではない。中国ではヒシとジュンサイが大量に栽培消費されており，浄化への転用が可能と思われるが詳細は不明である。従ってここで取り上げるのは抽水植物の生育環境造成管理による浄化と浮き植栽である。

C 抽水植物生育環境造成管理の原理と利点

汚濁した河川湖沼水を氾濫原や遊水池等の在来又は人工的に造成した植生湿地に導入し，抽水植物による遮光で植物プランクトンの増殖を阻害しながら，植生の根茎に生じる生物膜による有機物の捕捉分解と，植生の栄養塩吸収によって水を浄化し，河川湖沼に放流するシステムである。栽培される植物はアシが主体で，水深が深くBOD濃度が高い場合はマコモやガマが適する。これらを最初に定植しなくても数年でアシに代わって繁茂してくることがあり，水質に適合した植物の方が成長による栄養塩の吸収などが盛んなので，3種を混植して競争させるとよい。給排水システムと水の流れを導く堤防などを造る必要があるが，自然流下で水を供給できるならエネルギー消費はなく，給水又は

排水にポンプを使うとしても維持管理コストは安い。抽水植物には図 8-4-1 に示すように葉から茎根に向けて酸素を供給し、根や茎から周囲の水や泥に酸素を放出して自らの組織を守っている植物が多い。アシ、マコモ、ガマはこの能力を持っており、結果的に泥の中に嫌気好気の隣接状態を作り出し、脱窒を促進する。嫌気状態が解消される結果メタンガスや亜酸化窒素のような温暖化ガスの発生を抑制する効果も確認されている。途上国で簡単に実施できる下水処理方法として酸化池処理があるが、BOD濃度が $50\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度まで処理され、抽水植物が生育可能となった水は酸化池処理ではなく抽水植物生育環境造成管理によって処理したほうが効率的で、温暖化ガスの発生等の弊害を抑えることができる。

さらに温暖化ガスの発生を抑え、窒素・リンをはじめとする汚濁物質の除去率を高める方式として浸透流方式がある。これは処理原水を湿地土壤に浸透させ、湿地の水位を土壤面より低くする方式で、処理中の水が土壤の間隙を満たしている層の上に、水と空気が土壤間隙を分け合う好気層が形成される結果メタンが酸化され亜酸化窒素の発生する還元層が少なくなる等の効果が得られる。水面が土壤

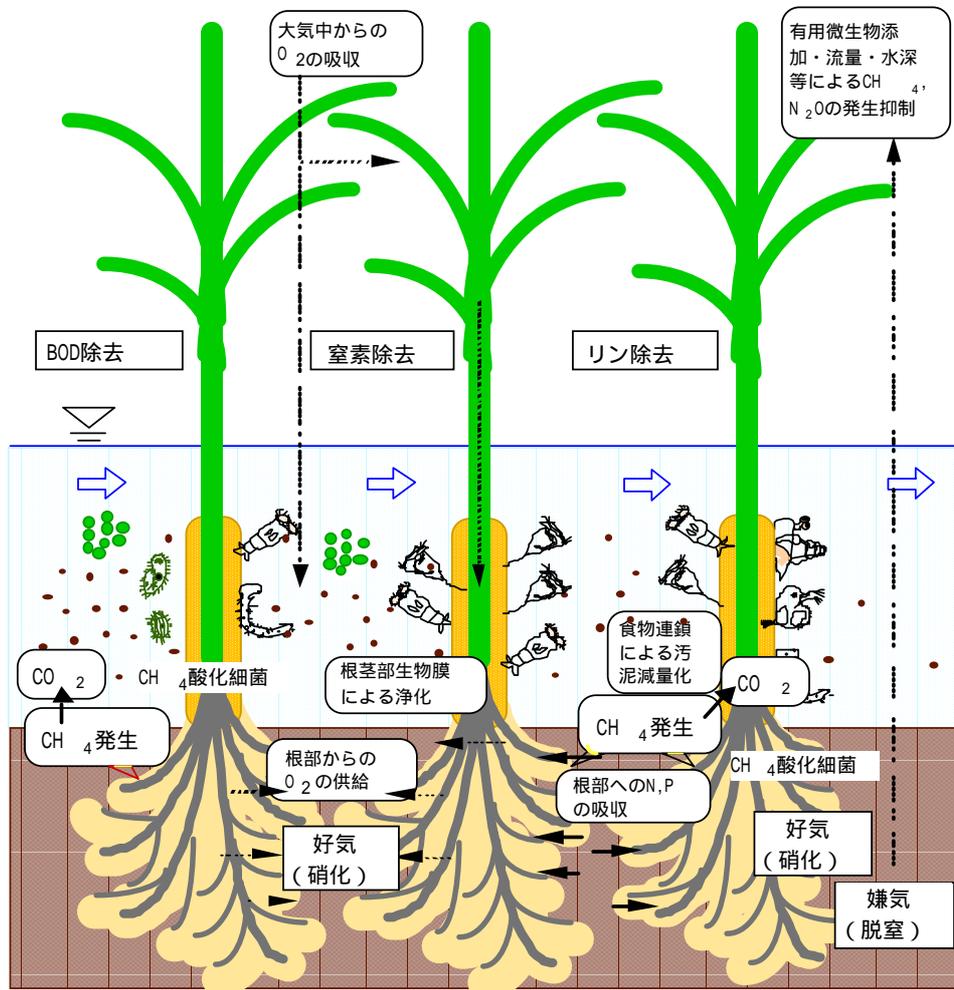


図8-4-1 生態工学手法を用いた植物による浄化および温室効果ガス発生抑制対策の機構

の上にある方式では抽水植物の茎の間をすり抜けてあまり処理されずに流出する水があるが、浸透流方式では土壌粒子の間を通りながら汚濁物質がろ過・吸着されるので高い除去率が得られる。ただし浸透で処理できる水量が少ないために表面流よりも除去速度はるかに少なくなることと、原水供給と処理水の取り出しの間に大きな落差をつける必要があり、施設の造成やポンプの設置と運転などの面で高コスト化が避けられないので、途上国には勧められない。

D 抽水植物生育環境造成管理の問題点

植物に直接吸収されたり植物根茎上の生物膜に捕らえられ泥となって水底に沈む栄養塩のうち、窒素は植物の根による酸素供給と消化細菌等による脱窒作用で除去されるが、リンは気化しないので植物に吸収されても湿地生態系の中に止まり、昆虫が飛び出したり鳥が餌を食べて外で糞をするなどの過程でしか持ち出されることがない。他に泥が厚くなると地層化して生態系の循環からはずれることもあるが、抽水植物には堆積した泥からリン等を吸収して地上に持ち上げる「栄養塩ポンプ」と呼ばれる作用があり、水生植物植栽浄化に於いて地層化による除去はあまり期待できない。除去能力を維持するためには植物を刈り取ったり蓄積した泥を掘り出して陸上処分しなければならないが、利用価値が低くて処分費用がかさむために日本ではあまり行われていない。

抽水植物は図 8-4-1 のように酸素を泥の中に供給するが、泥の表面や水中に根を出すことは少なく、湿地を流れる水にはほとんど酸素を供給しない。同時に抽水植物は葉や茎を順次更新し、古くなった茎葉を水に落とす。湿地に導入される水が富栄養化した河川湖沼水や酸化池で処理された水であれば、導入の時点で過飽和の酸素を保持していることが多いが、そのような水は有機物も持っており、湿地における酸化分解過程で酸素は消費される。



写真 8-4-1 酸化池法流水

湿地に導入されてから植生湿地を出るまでの流れや時間が長いと抽水植物による遮光で光合成は行われないのに、古い茎葉が分解のため酸素を消費して水が嫌気化してしまう例がある。写真 8-4-1 はタイ王国で酸化池処理後の排水をガマを主体とする浄化湿地に導入処理した後の放流口で、流れの底面がすべて嫌気状態を示す白色硫黄細菌で覆われている。

E 浮き植栽の原理と利点

河川湖沼の水上にフロート付きの栽培床を浮かべて植物を栽培し、植物根茎に生じる生物膜等により濁りを捕捉して生態系の作用で泥にして落とし、植物が成長する際に栄養塩を吸収し、水面下に対する遮光で植物プランクトンの増殖を抑制することによって汚濁の解消を目指すシステムである。浮漂植物は水に浮かび水中に垂らした根で溶存態栄養塩等を吸収するだけで成長することが出来るが、他の生活型の植物は土壌に根を張り、そこから栄養塩や微量の必須ミネラルを吸収することによって成長するように出来ていて、根が水中に垂れているだけでは成分欠乏によって成長が阻害されてしまうことが多い。水上に抽水植物を浮かべて栽培するには、スポンジや網の束、ヤシ殻マットなどの栽培床を水面下に配置し、そこに植物を植え付けるしかない。栽培床に付着した生物膜とそれを食べる動物や有機物を分解するミミズなどが栽培床に栄養塩や微量必須ミネラルを含む泥を蓄積し、抽水植

物は水中に垂らした根による吸収で不足する分を栽培床から補って成長する。

F 浮き植栽の問題点

栽培床に泥が溜まると栽培床の内部で酸素が欠乏して植物の中には枯死してしまうものが出る。また泥の蓄積と植物の成長によって浮き植栽は沈下し、収穫や冬枯れによって浮き上がることになり、



写真 8-4-2 ヨシに覆われた浮島

不安定なためによく生育する植物に限られる。こうしたことから手入れをしない浮き植栽ははじめに多様な植物を配置しても写真 8-4-2 のように数年でアシに覆われてしまうことが多く、苗を導入するなどの栽培管理を行えばクウシンサイが

よく成長する(写真はヨシに覆われた浮島)。植物の根茎は生物膜を発達させる濾材や魚介類の産卵床、稚魚やエビの隠れ家として有用だが、魚介類の漁獲や成長した植物の収穫が行われなければ、苗が生長する 1 年目以降は栄養塩除去対策としてあまり効果がない。

8 - 4 - 2 システムの性能

(1) 抽水植物生育環境造成管理の性能

A 概論

8-3 で述べたバイオパーク方式では植物の根茎の多くが生物膜の巨体として働き、その表面積が莫大なものになるのに対して、浄化に使われる大型の抽水植物は根のほとんどを泥の中に伸ばして水中にはあまり出さないため、生物膜の面積が遙かに少ない。このため単位面積当たり 1 日に浄化できる水量、除去出来る汚濁物質の量などが少なく、水系の物質収支を明確に改善するのに必要な面積が広大になってしまう欠点がある(図 8-3-3~4 参照)。水底に蓄積する泥や成長した植物の持ち出しを行わずに長期間浄化を続けていると、富栄養化の原因である窒素・リンを除去出来なくなる。

B 事例

栃木群馬埼玉の 3 県にまたがる渡瀬調整池の水質を改善するために、渡瀬遊水池のアシ原を堤防で区切り、導水路と排水路などを造って調整池の水を写真 8-4-3 に示すアシ原に流し、調整池に戻す施設が 20 ヘクタールの規模で日本最大である(写真は水を流したためによく成長しているヨシ)。1 日 26 万 m³ を処理し、当初、年平均で窒素 27%、リン 6%、クロロフィル a 57% の除去率を得たが、2 年目以降窒素・リンの除去がほとんど行われなくなっている。他には川から分水してヨシなどの植生を植え付けた水路に導入し、植生水路を通った水を再び川に合流させる施設が各地で建設されている。成長した植物の回収除去が困難で、活用方法が無く、単位面積当たりに除去出来る栄養塩や有機物質の量も少ない。一見自然環境の復元のようなのだが、アシだけが異常に成長して他の植物が失われるなど

の問題が自然保護団体から指摘されている。しかし初期の建設費と維持費が安いことから多くの実践事例がある。

(2) 浮き植栽の性能

A 概論

浮き植栽の浄化性能は、評価が難しい。植物根茎に生じる生物膜等により濁りを捕捉して泥にして落とすことは水の浄化ではあるが底質の悪化につながる。植物が成長する際に栄養塩を吸収しても持ち出しがなければ栄養塩はそこに止まる。水面下に対する遮光は湖沼面積に対する比率が低い場合にはほとんど効果が現れない。植物の根茎を餌場や幼生期の隠れ家とする魚介類が水の浄化に果たす役割や成長後の漁獲は評価が困難であるし、水上部分に形成される生態系から昆虫の飛び去りや鳥の糞などの形で陸上に戻る栄養塩の量を捕らえるのも困難である。こうしたことから浮き植栽の効果に関する報告はきわめて少ない。

B 事例と性能報告

日本では霞ヶ浦に比較的大規模な浮き植栽があり、秋田県八郎潟、千葉県の手賀沼・印旛沼、佐賀平野のクリークなどで実験や実践が行われている。タイの比較的汚濁の進んだクリークでは農民によって水上栽培が広く行われている。杭や水に浮かべた竹にクウシンサイ等をくくりつける方法であるが、汚濁の進んだクリークで水上栽培を繰り返している株の分割によって栽培を始めており、根には生物膜や水生昆虫が付いている。これに対して日本では、筏に栽培床を取り付け、苗又は種を植え付ける方法で栽培を行っており、印旛沼では水の出入りの少ない水路を清澄にしたとの報道もあるが、筏の作成に手間と費用が掛かり、苗や種から収穫できるまで成長するのに時間が掛かり、老化した株の回収除去が困難である。

霞ヶ浦に設置した植栽に於ける植物の生長量を問い合わせ、回答を得た数値から計算したところ初年度成長期の栄養塩吸収量は、除去速度として T - N が $0.4\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ 、T - P が $0.02\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ であった。同時期に隣接する土浦バイオパークで得られた年平均の除去速度は T - N が $1.9\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ 、T - P が $0.08\text{g} \cdot (\text{d} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ であり、除去効率は浮き植栽がおよそ 1 / 4 であった。バイオパークの植物は頻りに収穫され泥も全て取り出されるのでこれだけの差が出ることになる。浮き植栽からの植物収穫は船で渡って足場の悪いところで作業し、かさばる物を船に積んで帰るために困難を極め、ほとんど行われていない。

国土交通省は渡瀬調整池に水面積 24m^2 水深 2m の隔離水槽 3 基を設置し、1 槽をコントロールとし、他の 2 槽に 8m^2 の植生浮島、 8m^2 の遮光浮島、をそれぞれ浮かべてその後の水質変動等を測定した。その結果クロロフィル a 濃度がコントロールで $60 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ に増加したのに対して遮光と植生の浮島槽はともに $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 程度に低下した。トータル窒素濃度はコントロールが $1.6\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に対して遮光浮島は $1\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、植生浮島槽は $0.4\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ となり、効果が見られた。

8 - 4 - 3 システムの波及効果

(1) 抽水植物生育環境造成管理の波及効果

A システムの普及

抽水植物そのもの及びその生育環境で増殖する魚介類に価値があるかどうかで普及するかどうかが変わってくる。日本ではヨシの茎葉に全く価値が無いが、中国では紙の材料や飼料として利用価値があ



写真 8-4-3 渡瀬遊水池のアシ原



写真 8-4-4 中国玄武湖の浮き植栽



写真 8-4-5 中国太湖の浮島



写真 8-4-6 タイ王国の浮島植栽



写真 8-4-7 簡易植栽筏



写真 8-4-8 竹を活用している中国の建設現場

る。中国では食用マコモが広く栽培されており、このマコモを使えば水を浄化しながら野菜を生産することが可能である。中国から東南アジアにかけての地域では淡水性の魚介類が盛んに食べられており、抽水植物による浄化湿地を漁獲の場として活用することが考えられる。但しこれらの地域では水田耕作に低湿地が活用し尽くされており、休耕地の活用などが考えられる。低湿地の耕作や淡水魚介類の食材利用が進んでいない地域では、低湿地の浄化湿地への転用が比較的容易だが、産物の利用技術や消費ルートがないのでこの面の技術導入が必要になる。

B 周辺環境への影響

浄化湿地そのものに収益性が無くても、水の浄化に働く動植物の聖域となり、処理水とともにそのような動植物が流れ出して周辺に広がり水の浄化能力を高めることがある。また、有用魚介類の聖域となって周辺に卵や幼生、稚魚などを供給することも考えられる。但し植生浄化施設の流程が長すぎたり滞留時間が長すぎると下流の水が貧酸素になり、有用生物が流下中に死んでしまったり、処理水放流先で酸素が不足するなどの弊害も起こる。

(2) 浮き植栽の波及効果

A システムの普及

湖沼の波浪に耐える浮島は、日本と写真 8-4-4 ~ 5 に示す中国で大規模に設置されているが、波浪に耐える構造に費用が掛かる割には経済的に価値のある生産物を得られない（写真 8-4-4：南京玄武湖上の浮き植栽、写真 8-4-5：無錫市に面した太湖の内湖五里湖上に配置された浮島）。それに対してクリークを使ったクウシンサイとミズオジギソウの浮島植栽は写真 8-4-6 のようにタイで盛んに行われており、経済的に成り立っている（写真はバンコク郊外のクリークで栽培されているクウシンサイとその収穫）。但し茎でつながった群落の 2ヶ所を竹の杭などで固定したり、2本の杭の間に竹を浮かべてこれに茎を縛り付けるなどしており、根茎に付く生物膜と動物の作用で栄養塩を得ているために比較的汚濁したクリークでのみ実施されており、畑に溝を掘って栽培される場合は肥料を投入している。

栽培可能な水質の範囲を広げると同時に、古くなった株の除去を可能にする観点から筆者は、簀の子状に竹を編み、フロートを付ける簡易な浮島を考案し、そこにクウシンサイ等を乗せて栽培実験を行い、順調に成長すること、老化した株を筏から引き剥がすことが容易であることを確認した（写真 8-4-7：竹を編みペットボトルの浮きをつけた植栽筏）。水質が清澄であるほど植物の成長に浮島上に形成される泥が必要なので、割った竹の内側に出来る円弧の大きな植生筏を使う。中国で建設現場の足場板や横板として簀の子状に編んだ竹が大量に使われており、広範囲の水質に適応可能な形状を持っている。この中古品を使えば、非常に安価にクリークに於ける水上栽培が実現する（写真 8-4-8：筏に最適の竹簀の子）。また、ピオパークでマット状の根茎と生物膜を発達させた植物を切り分けて苗としてこのような筏に配置すると初期成長が早くなることも確認済みである。

B 周辺環境への影響

浮島は水の浄化に働く動物の隠れ家であり増殖の場である。動物は増殖とともに周辺に散らばり水の浄化能力を高める。また、有用魚介類の産卵の場となり、幼生や稚魚の隠れ家となっており、周辺の漁業生産性を高める効果がある。浮島は遮光によって水中の光合成を阻害し、酸素欠乏を招く危険が考えられるが、ピオパークシステムの実験でクウシンサイは夜間も水中に酸素を供給していることが判った。浮島にこのような性質を持つ植物を栽培すれば酸欠による魚介類への被害は心配ない。

<参考文献>

- 1) 田中周平，藤井滋穂，山田淳，市木敦之：ヨシ生育に及ぼす水位及び地盤変化の影響，水環境学会誌，24(10)，667～672(2001)
- 2) 大島秀則，唐沢潔，中村圭吾：人工浮島による水質浄化実験，第35回日本水環境学会年会講演集，146(2001)
- 3) 中村圭吾，島谷幸宏：人工浮島の機能と技術の現状，土木技術資料，41(7)，26～31(1999)

(株式会社トップエコロジー：中里広幸，筑波大学生命環境科学研究科&バイオレックス株式会社：稲森悠平)

8 - 5 ばっ気循環浄化

8 - 5 - 1 ばっ気循環浄化システムの原理と特徴

(1) ばっ気循環浄化システムの特徴

湖沼やダム貯水池において、リンや窒素が充分にある場合（リンでは $0.02\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上、窒素で $0.2\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上ある場合、その濃度と面積あたりの負荷量に応じて、一次生産、即ち植物プランクトンの生産が生じ、様々な利水障害が発生する。

植物プランクトンの種類は大きく分けると、藍藻類、緑藻類、珪藻類の三種類に分けられるが、このうち 藍藻類は毒性物質を産生するミクロキスティスや、かび臭物質を産生するホルミディウム等、様々な利水障害となる種が多い。これらの藍藻類は、光強度に敏感であり、光制限を受けやすいとされている。この性質のためミクロキスティスが代表種であるように湖水の表層に集積したり、種類によっては比較的透明度が良くなる時期に発生したりすることが知られている。

このため、珪藻類や緑藻類に比較して光強度の弱い条件で藍藻類の増殖が抑制されやすいことになる。湖水の鉛直方向の循環を促進すると、平均的な光強度を低減させることができるため、有毒アオコやかび臭を産生する障害プランクトンのコントロールには都合がよいことになる。

一方、近年になって富栄養化が進んだ湖沼では、溶解性有機物の増加が問題となっている。この原因として、植物プランクトンが増殖時に溶解性有機物を生産することと、死滅した植物プランクトンが長期には、腐食質として水中に溶解してくることによると考えられている。

これらの有機物は、塩素作用により発ガン物質のトリハロメタンを生成することが知られており、水の安全性確保の観点から問題視され、これらの発生防止や抑制は急務となっている。

このほか、大量に植物プランクトンが発生した場合、それが死滅すると、水中の溶存酸素を消費するので、無酸素水塊を形成しやすい。また、湖底に蓄積し、深水部での嫌気化を促進する要因となる。湖底の嫌気化により、種々の栄養塩類の再溶出や重金属類の溶出が生じる。ばっ気循環法は、底層部への酸素供給機能も大であり、底層水の好気化対策も兼ねることができる。

なお、植物プランクトンを抑制する必要がある理由をあげると下記のようにまとめることができ、ばっ気循環法はその対策抑制手法として原理的に有効な方法である。

- ・ 微量毒性物質の生産の抑制
- ・ 魚類の鰓障害、斃死事故の防止
- ・ 無酸素水塊の形成の抑制
- ・ 栄養塩の最回帰の促進防止
- ・ 無酸素化による重金属類の溶出促進防止
- ・ 溶解性有機物の増加にともなうトリハロメタン生成能の増加の抑制

(2) ばっ気循環浄化システムの浄化原理

ばっ気筒（間欠式空気揚水筒を以下「ばっ気筒」と称する。）による湖水循環の原理は、下記のような、気泡弾による噴流形成と連行混合による密度流の形成過程による。

湖水循環の機構は下記のような素機構で構成されている。

圧縮空気の送気

ばっ気筒下部の空気室への圧縮空気の充満

空気充満後、サイホン効果により気泡弾が上昇

気泡弾上昇と同時に下部より湖水を連行

次の気泡弾の形成で筒内水塊を押し上げ、同時に下層水塊を連行
とを間欠的に繰り返す。

筒頭部から吐出した気泡弾は、上昇と同時に、水圧が下がるため膨張し、水の抵抗のより
気泡が裁断され気泡群となって上昇する。

同時に、筒内の水が吐出し、気泡群と水が一体となり、噴流として上昇する。

このとき、表層水を連行し、下層の吸い込み水の水温と連行水温とにより、下層水より軽
い密度の水塊が形成され、水面上部に到達する。

この水塊は、密度流となり表層より少し下部の等密度層を水平密度流として分散していく。

以上の湖水の機構を模式的に示したのが図 8-5-1 である。ばっ気筒から吐出した噴流状況は写真
8-5-1 に示した。水面での噴流領域の直径は 20m ~ 20m である。なお、この噴流領域ではボート等の
転覆等の危険性が当初考えられたが、気泡噴流であるため手漕ぎボートでも安全であることが確かめ
られている。

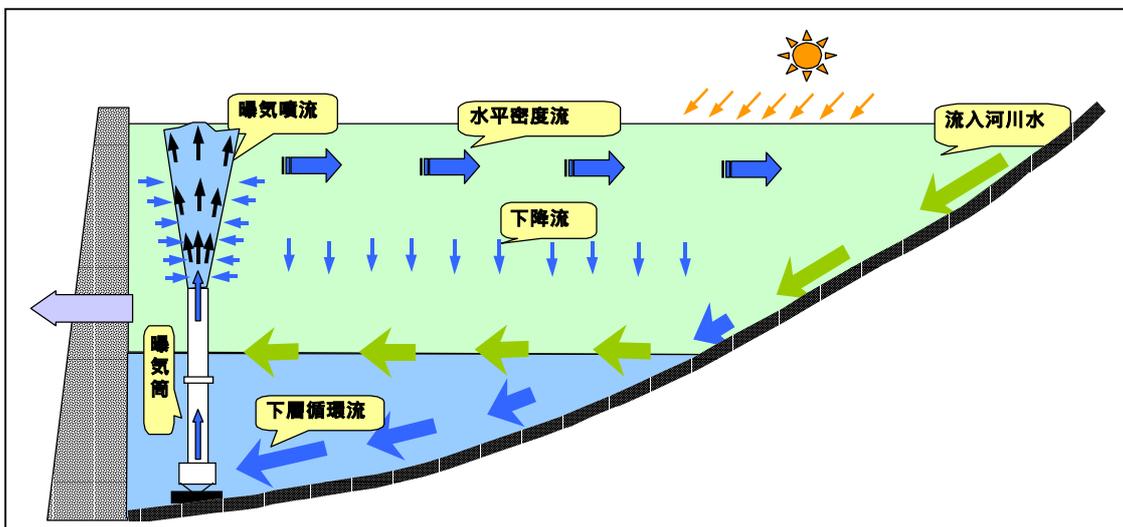


図 8-5-1 ばっ気循環流の模式図



写真 8-5-1 ばっ気筒による噴流状況

8 - 5 - 2 ばっ気循環浄化システムの性能

湖水循環による植物プランクトンの増殖抑制原理は、以下三つである。

- ・ 光コントロール効果
- ・ 表層水の希釈効果
- ・ 沈殿促進効果

このうちどの効果が最も大きいかは、流入栄養塩類の形態とか湖沼やダム貯水池の水理的な条件や発生する植物プランクトンの種類によるが、一般的には、「光コントロール効果」が大きいとされている。以下、上記の対策原理のそれぞれについて、ばっ気循環浄化システムがどのような性能をもっているかを述べる。

(1) 光コントロール効果

光は表層から水深が深くなるにつれ、水による光エネルギーの吸収および懸濁粒子による光の散乱により、指数関数的に光強度が減衰する。一般に光が届く範囲（植物プランクトンの生産にとって）を生産層と称し、透明度の2~2.5倍の水深が経験的な関係とされている。これらの関係からすると、生産層は富栄養化の程度によりおおよそ下記の値をとる。

栄養状態	透明度(m)	生産層(m)
過栄養湖	1 m以下	2 m以下
富栄養湖	1 - 1.5m	2 - 3 m
中栄養湖	1.5 - 2 m	3 - 4 m
貧栄養湖	3 m以上	5 m以上

このように、富栄養化した湖沼では、水深3m以深は光が届かない層（無光層）となっており、この層に植物プランクトンを循環させることができれば、平均的な光強度を低下させ、植物プランクトンの増殖を抑制することができる。この増殖抑制の程度は、対象とする植物プランクトンの光特性によることとなる。

図8-5-2に水深と光強度、植物プランクトンの増殖速度および、単位面積あたりの植物プランクトンの現存量の関係を示した。

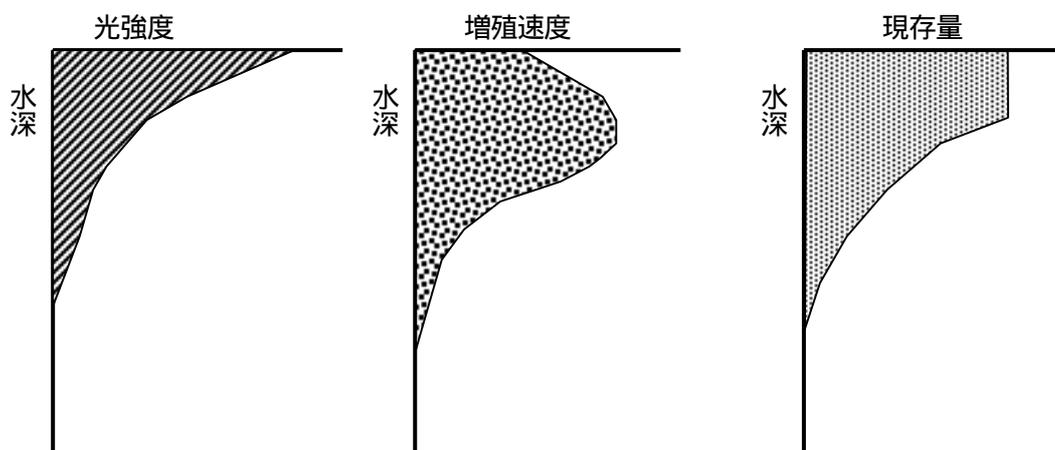


図8-5-2 水深と光強度，増殖速度，現存量の関係

図8-5-2から、混合水深と藻類濃度の関係を模式的に示すと図8-5-3のように示される。これらの

関係から，さらに水深と現存量の関係を模式的に示したのが，図 8-5-4 である。この関係から，人為的に混合水深を深くすることにより植物プランクトンを抑制することができる。

混合水深を深くする方法として

ばっ気筒（間欠式空気揚水筒）

連続バッキ（散気式ばっ気）

ポンプ循環法

表層水循環法

等の各方法がある。

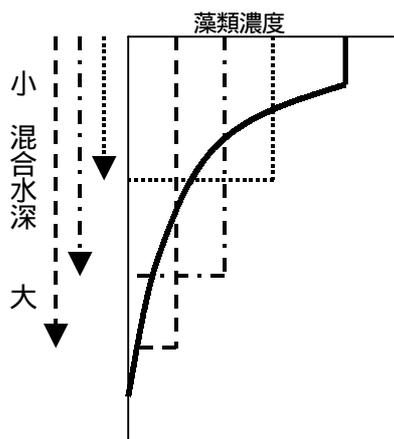


図 8-5-3 混合水深と平均光強度

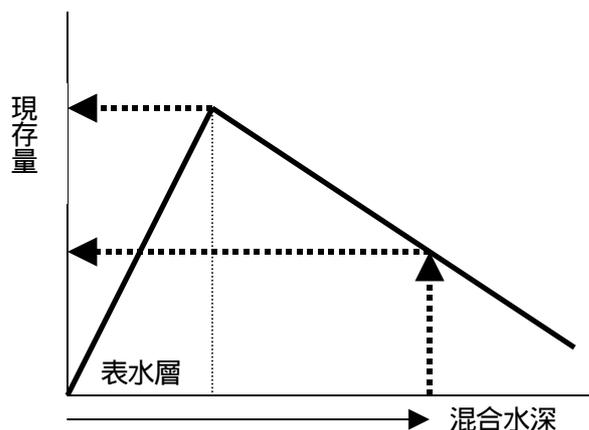


図 8-5-4 混合水深と現存量の関係

混合水深と現存量の関係からすると，一般の湖沼の表の深さは，吹送流や気温の日周変化による自然対流混合で混ざる深さが 3 m 前後であるため，水深はその 2 倍以上，即ち，数 m 以上の水深がないと，光制限効果を発揮させることが困難な場合が多い。したがって，湖水循環による植物プランクトン抑制が効果的なのは，水深数 m 以上の深水湖沼が基本的な対策の対象となる。

しかしながら，先に示したように，湖水循環法の効果は，光コントロール効果以外にも，底層水の DO 改善効果や鉛直循環流による沈殿促進効果があるため，改善しようとする湖沼の水質や地形および植物プランクトンの発生状況等に応じて適切な計画設計を行うことが重要である。

(2) 表層水の希釈効果

湖水の循環により有光層である表層部分は植物プランクトンの少ない下層の水で希釈されることとなる。ばっ気循環法の場合，水深が同じであれば，循環水量は送気量すなわちコンプレッサーの定格電力に比例することとなる。ばっ気筒方式の湖水の循環水量はおおよそ下記のような値が実測されている。

1 基のコンプレッサー電力容量 2.2 kW 揚水量 80 万 m³ / 日

(注) 揚水量は，ばっ気筒による純揚水量と連行推量を含む

湖面積 1 km² に 1 基のばっ気筒を導入した場合についてみると，表水層の厚さを 3 m として，下記のように計算される。

$$\begin{aligned}
 \text{希釈効果} &= (\text{ばっ気循環量}) / (\text{表水層の体積}) \\
 &= (800000 \text{ m}^3 / \text{日} \times 1 \text{ 基}) / (1000000 \text{ m}^2 \times 3 \text{ m}) \\
 &= 0.26 / \text{日}
 \end{aligned}$$

となり、一日に26%の水の交換を促進することとなる。湖水循環を行わなかった場合の表層水の滞留日数が仮に1ヶ月としても、希釈により滞留時間は4日以下に短縮されることになる。

(3) 沈殿促進効果

湖水の循環は、上述したように表層水の滞留改善につながるが、水自体は下層へ鉛直循環流として移行するため、平均的な下降流を形成することになる。この下降流は、懸濁物質についていえば沈殿効果を促進する要因となり、移動性のない植物プランクトンも同様に沈降が促進される。

ちなみに、上述の例と同様に湖面積1km²に22KWのばっ気筒を1基導入した場合の試算をすると下記のとおりとなる。ただし、下降流を計算する場合は、純揚水量を用いる必要がある。純揚水量は、約11万m³/日である。

$$\begin{aligned} \text{平均下降流流速} &= (\text{純揚水量}) / (\text{表層水の面積}) \\ &= 110000\text{m}^3/\text{日} \times 1\text{基} / (1000000\text{m}^2) = 0.11\text{ m}/\text{日} \end{aligned}$$

の沈殿促進効果となる。ミクロキスティス等の沈降速度の小さい植物プランクトン群の場合、沈降促進効果は非常に大きいと推定される。

8-5-3 ばっ気循環浄化システムの計画・設計法

(1) 計画・設計の考え方

湖水の人工循環の目的には、下記のように改善すべき水質問題により主として6種類をあげることができる。

藍藻類等の特定障害植物プランクトンの増殖抑制

内部生産(植物プランクトン)の増殖抑制

COD等の環境基準項目の水質改善

底層水のDO改善

Mn, NH₄-N等の溶出防止

ミクロキスティン等の有毒物質の希釈拡散

これらのいずれの問題解決にも曝気筒が具体的対策方式として適用されるが、それぞれの水質問題毎に対策原理は異なっているため、基本的には必要な曝気筒の必要筒数や必要曝気エネルギーあるいは必要空気量は異なってくる。

本マニュアルでは、設計法が概ね明らかにされていると について、その計画・設計法を概説し、設計事例を示すものとする。以下それぞれについて、計画・設計の基本的考え方について述べる。

a. 藍藻類等の特定障害植物プランクトンの増殖抑制

光制限、表層水の滞留改善、成層破壊の三大原理にしたがって、カビ臭生産などの利水障害植物プランクトンの増殖を抑制するために必要な、設計条件を以下に示した。

ア、光制限

光制限条件は障害植物プランクトンの光強度と生産特性の関係から(図8-5-3)、必要な混合水深を維持するための曝気量および曝気筒数を設計するものである。

この場合、必要な設計因子は、コントロールする障害植物プランクトンの個体数、必要混合水深、必要混合水深に温度躍層を維持するための曝気量の三つとなる。このためには、図8-5-4に示したような、混合水深と藻類現存量との関係が得られている必要があるが、通常このような関係を

実際の湖沼やダム貯水池で得るのは現実には困難である。また、室内の増殖実験等のデータから関係式を導き出したとしても、実際の湖沼条件に適用できるかどうかは別問題となる。

したがって、光制限の効果を適正に反映した曝気循環の計画設計においては、生態系モデルを適用した予測シミュレーションによる計画・設計が必要となる。

イ、表層水の滞留改善

表水層は、吹送流や気温の日周変化による自然対流混合により、鉛直混合が進んでいる水温躍層の上部をいう。通常は観測が容易でかつ対策原理との対応からこの定義が適用される。

この表水層部の水を下層水によって希釈し、増殖速度を抑制するために必要な希釈水量から算定しようとするものである。

植物プランクトンが増殖するのに通常の栄養塩類の濃度条件では、最大増殖に達するまで、約1週間から10日が必要である。これより3分の1程度の時間に増殖日数が短縮されると増殖が抑制されることになる。したがって表層水が2～3日に入れ替わる速度で循環水量を確保すればよい計算となる。なお、この希釈率は増殖速度より大きいことが前提であり、植物プランクトンの種類や栄養塩濃度の条件によって増殖速度が異なるため、上述の希釈日数は一つの目安である。

ウ、成層破壊

成層破壊とは、水温成層が完全に破壊されることを意味し、鉛直方向の密度が同じになる状態まで混合することをいう。水温成層が発達している状態では、比重の軽い水塊が密度の上に乗っている状態であり、重心の位置が下層の方にある状態といえる。成層破壊とは、密度が全体に均一となる状態まで位置エネルギーを上げることに他ならない。

したがって、成層破壊のために必要なエネルギーは、位置エネルギーの変化速度に相当するエネルギーを曝気による注入することが設計計算の基礎となる。

エ、底層水のDO改善

曝気循環によってDO改善を行う場合、いわゆる気泡曝気によって直接酸素を水中に溶け込ませる方法とDOの豊富な表層水を下層に移流させて補給する方法の二つがあるが、エネルギー効率的には、後者の方法のほうが優れている。このため以下の設計法では、この方式を前提としたものとして述べる。

底層水のDO改善は、基本的に下記のDO収支式を満足するように、酸素量を補給するための水量確保が設計計算の基礎となる。

$$\text{必要酸素量 (O)} = \text{底泥の酸素消費速度 (R}_s\text{)} + \text{水中の酸素消費速度 (R}_w\text{)}$$

$$\text{必要循環量 (Q)} = \text{必要酸素量 (O)} / \text{表層の酸素濃度 (C)}$$

上式においてもっとも重要な設計条件は、底泥の酸素消費速度であり、これは原則として実測によらなければならない。実際の湖沼では、DOの鉛直分布の観測値から、現存DO量の変化を求め、酸素消費速度の実測値としてあたえる場合があるが、ここで注意が必要なことは、実際のDOの変化は、律速となっている条件のもとでの値であるということである。通常、DOの変化は、拡散律速になっている場合が多く、この場合は底泥の消費速度が拡散によって規定されているため、見かけの消費速度が小さいことがあるため、過小設計となりやすいので注意が必要である。

(2) 設計計算の方法

前節で述べた計画・設計の考え方に基づいて、ここで具体的な設計計算法について示す。

a . 光制限効果

ア, シミュレーションによる設計

光制限効果を複数の植物プランクトン種を取り扱える生態系シミュレーションによる設計フローを図8-5-5に示した。

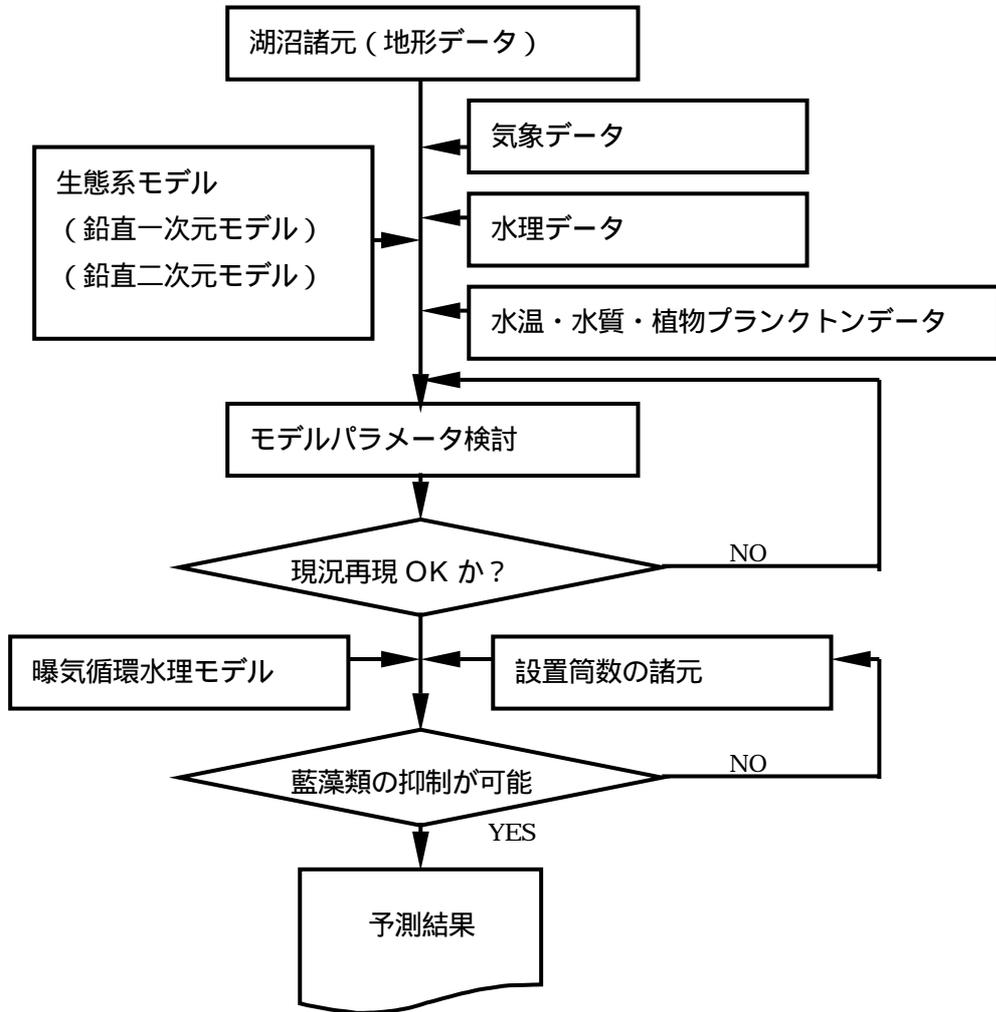


図8-5-5 曝気循環による光制限効果予測計算フロー

生態モデルの増殖速度式は次式で示すように水温・光・栄養塩濃度の各制限因子の関数式で与えられる。

$$\text{増殖速度} = f(\text{水温}) \cdot f(\text{光}) \cdot (\text{栄養塩})$$

曝気循環による、光条件の変化、水温条件の変化、鉛直移流の変化に対応した効果を予測し、曝気筒の必要諸元を決定するものである。

[設計事例]

設計事例として、東北地方整備局・釜房ダムの事例を示す。釜房ダムは有効貯水量 3600 万 m³、最大水深 27 m の多目的ダムである。

1985 年の現況に対する曝気筒導入による予測計算の結果を図8-5-6に示した。22KWの曝気筒を3基(単筒タイプでは12筒に相当)導入することにより、藍藻類のホルミディウムをほぼ完全に抑

制することができる結果となった。この計画によって現在，9筒相当の曝気筒が設置されているが，異常気象年以外は「かび臭」の発生をほぼ抑制できており予測結果の妥当性が実際に確認されている。

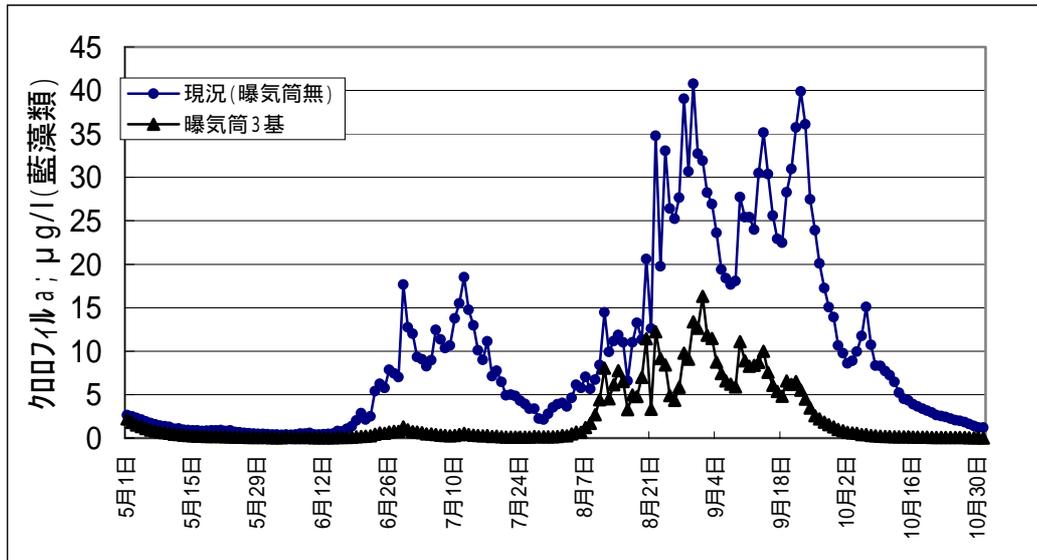


図 8-5-6 釜房ダムの曝気循環による藍藻類の抑制効果

b. 水層の滞留改善による設計

表水層の滞留改善の設計計算手順を以下に示す。

ア，設計変数

- ・ 表水層の容積（水温成層の上部の水深×湖面積）； V
- ・ 設定滞留日数 ； T（日）

イ，設計諸元

- ・ 単筒タイプ ；出力 7.5 KW の曝気筒の揚水能力； Q = 25,000m³ / 日
- ・ 複筒タイプ ；出力 22.5 KW の曝気筒の揚水能力； Q = 110,000m³ / 日
- ・ 表層水の連行率； = 5 （実測係数）

ウ，必要曝気筒数の計算

（1），（2）の条件から，

$$\begin{aligned} \text{必要曝気筒数 (N)} &= (\text{表水層の入れ替え必要量} / \text{揚水能力} \times (1 +)) \\ &= (V / T) / (Q \times (1 + (1 +))) \end{aligned}$$

エ，設計事例

相模湖を事例として計算する。

$$\text{表水層の容積 (V)} = \text{湖面積} (2.58 \text{ km}^2 \times 3 \text{ m}) = 7.74 \times 10^6 \text{ m}^3$$

$$\text{設定滞留日数 } T = 2 \text{ 日}$$

必要曝気筒数

$$\begin{aligned} N &= (V / T) / (Q \times (1 +)) \\ &= 7.74 \times 10^6 \text{ m}^3 / (110,000 \times (1 + 5)) \end{aligned}$$

$$= 11.7 \text{基} \quad 12 \text{基}$$

c. 底層水のDO改善効果の設計

底層水のDO改善は、下記のDO収支式を満足するように、酸素量を補給するための水量確保が設計計算の基礎となる。

$$\text{必要酸素量 (O)} = \text{底泥の酸素消費速度 (R}_s\text{)} + \text{水中の酸素消費速度 (R}_w\text{)}$$

$$\text{必要循環量 (Q)} = \text{必要酸素量 (O)} / (\text{表層の酸素濃度 } C_u - \text{下層の酸素濃度 } C_d)$$

ここでは例題として、下記の酸素消費特性を有する湖沼の計算例を示すこととする。

[例題]

湖面積 = 2.58 km^2 、表層水のDO (C_u) は $9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、下層水のDO (C_d) はゼロとした場合の設計計算は下記のとおりである。

$$\text{底泥の酸素消費速度 (R}_s\text{)} = 120 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{日}$$

$$\text{水中の酸素消費速度 (R}_w\text{)} = 25 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{日}$$

$$\begin{aligned} \text{必要酸素量 (O)} &= (120 + 25) \times 10^{-6} \times 2.58 \times 10^6 \\ &= 374 \text{ (kg/日)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{必要循環量 } Q &= O / (C_u - C_d) \\ &= 374 \times 1000 / (9 - 0) = 41600 \text{ m}^3 / \text{日} \end{aligned}$$

$$\text{必要曝気筒数} = 41600 / 25000 = 2 \text{ 筒}$$

という計算結果となる。ここで注意が必要なのは、揚水水量は連行後の水量ではなく、曝気筒下部からの純揚水量をもって計算することにある。

上述の例題は、相模湖の規模を想定したが、下層のDO改善を目指した場合、単筒タイプで2筒で充分であるという結果になった。

(3) 気筒の設置計画

曝気筒の配置計画は、平面配置計画と曝気筒の設置間隔の二つの計画が必要となる。

a. 平面配置計画

曝気筒による曝気循環を効率よく行うためには、適切な設置位置を確保することが重要となる。この設置位置も改善する水質現象が何かによっても異なることは言うまでもないが、基本的には、湖水の人工循環の原理が密度流を利用した方法であることがカギとなる。すなわち、水平密度流を効率よく生じるための条件として。

- ・ 最も高い密度の水を揚水する。
- ・ 表層のできるだけ密度の低い水と混合させる。

前者は、最も高い密度、換言すると最も重い水を揚水することによって循環流が最下層までの範囲で生じさせることになる。また後者の条件は、密度流として、改善の必要な水温が高く軽い表層水の部分をできるだけ入れ替えるための水平密度流を起こすためである。

このため、曝気筒の配置計画では、湖沼あるいはダム貯水池の最深部から設置していくことが原則となる。ただし、湖底地形が平らな場合には、停滞部の解消等の別な滞留改善の理由が必要である。

b. 曝気筒の設置間隔について

曝気筒の筒頂から吐出した気泡噴流は、上昇しながら周囲の水を連行混合しながら水面に達する。この乱れが十分に発達した領域を「噴流領域」と称するが、この噴流領域が重なると、水温の低い水

塊同士が混合するため、比重の重い水が形成されやすい。このような状態では、水温が周囲の水より低い水塊であるため、下層へもぐる結果となり、水平循環流を引き起こすことができなくなり、エネルギーをロスする結果となる。

したがって曝気筒の設置間隔は、少なくともこの気泡噴流領域の直径より大きく設定する必要がある。この噴流領域の直径は20 mから30 mであるため、安全をみて、50 mから70 mの間隔を置いて設置することが望ましい。

8 - 5 - 4 対策事例

(1) 釜房ダム貯水池の事例

曝気筒による藍藻類の抑制効果でわが国の大規模ダム貯水池に本格的適用がされたのが、釜房ダムである。総貯水量 4530 万 m^3 、湖面積 3.7 km^2 の多目的ダムであり、1975 年以降藍藻類ホルミディウムによる「カビ臭」発生により、水道原水に多大な被害を与え、浄水処理に活性炭注入が必要となった。対策原理から、曝気筒が導入され、現在 7.5 kw が 5 筒、22 kw が 1 基設置されている。なお、釜房ダム貯水池の「かび臭」は「2 M I B」であると特定されている。



写真 8-5-2 釜房ダム貯水池の曝気筒の位置

釜房ダムの設置位置は循環効率を考慮して写真 8-5-2 に示したとおり、旧河道筋の最深部に沿って設置されている。曝気循環装置の設置は、1984 年 9 月に行われたが、図 8-5-7 に示したようにその年以降、ホルミディウムは激減し、「かび臭」2 M I B」も $5 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下に抑制されている。

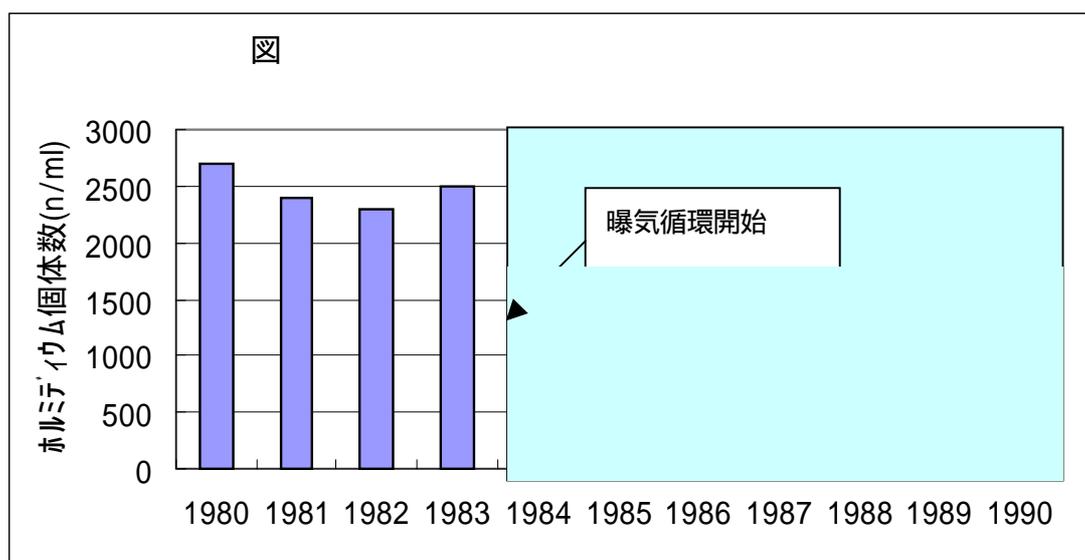


図 8-5-7 釜房ダムのホルミディウム抑制効果

(2) 相模湖・津久井湖の例

相模湖・津久井湖は、貯水池容量がそれぞれ 6320 万 m³ と 6230 万 m³ で主として水道水源と発電を行っている多目的ダム貯水池である。相模ダム、津久井ダムの築造はわが国でも古いですが、1965 年ごろより富栄養化の進行が著しくなり、写真 8-5-3 に示すように、毎年「アオコ」の発生が著しい状況から、本格的対策が急がれていた。平成 1 年より本格的調査が行われ、相模湖については平成 3 年～5 年にかけて、曝気筒の導入が行われた。また津久井湖ではその後、散気式の曝気循環装置も浅層曝気用として併用導入され効果をあげている。最盛期のマイクロキスティスの経年変化を示すと図 8-5-8 のとおりで、曝気筒の設置により、マイクロキスティスは激減している。



写真 8-5-3 相模湖のアオコ

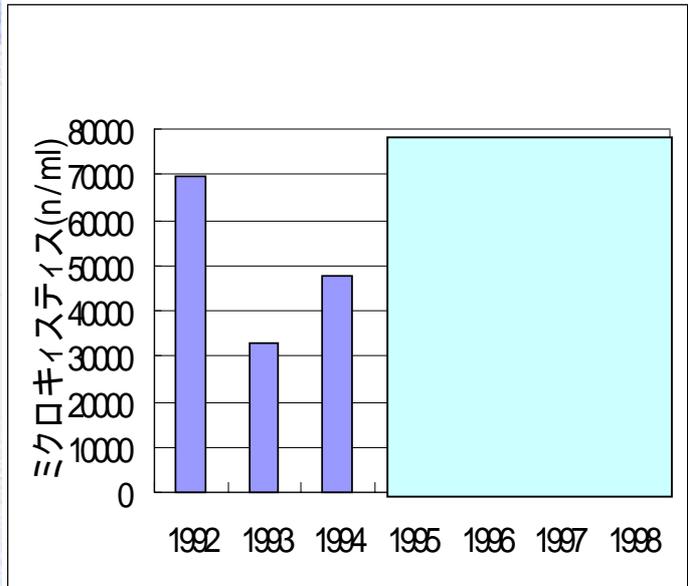


図 8-5-8 津久井湖のアオコ抑制効果

< 参考文献 >

- 1) M.W.Lorenzen ,R.Mitchell " An Evaluation of Artificial Destratification for Control of Algal Blooms " journal AWWA, JULY, 1975
- 2) 小島貞男；富栄養化対策としての湖水強制循環法．産業公害，18(9)：68～75，1982
- 3) 小島貞男；富栄養化対策としての湖水人工循環法 - その原理と実績．日本水処理生物業会誌, 24(1)9～23, 1988
- 4) 加藤，嶋，野正；湖水のばっ気循環による利水障害プラクトンの制御」第 31 回環境工学研究フォーラム講演集，土木学会，1994.11
- 5) 日本水道協会，；湖沼・貯水池を対象とした水道水質保全マニュアル，1989
- 6) 森川，嶋，加藤；ばっ気循環による藻類の制御効果に及ぼす貯水池形状の影響」世界湖沼会議 ' 95 霞ヶ浦，1995
- 7) 沼尾他「釜房ダム水質保全対策（湖内循環）」世界湖沼会議 ' 95 霞ヶ浦，1995
- 8) 森川，嶋，加藤「ばっ気循環による植物プランクトンの制御について」第 31 回水環境学会講演集。1996.3

(株式会社日水コン：加藤善盛)

9 富栄養化対策の行政対応

我国をはじめ累進的に加速する湖沼等の富栄養化を防止し修復を図る上で、各国では各種の対策を行政は実施してきている。ここでは代表的な国を対象としてその事例を述べる。

9 - 1 日本における富栄養化対策

9 - 1 - 1 対策の目的

人口も少なく、生産活動も低く、もっぱら自然とのかかわりの中で人々の生活が営まれていた時代では、自然の持つ浄化能力は排泄される污水や産廃物を受け入れる十分な容量を持っていた。「三尺流れて水清し」という言葉があるが、これは河川の自浄作用を端的に表した言葉である。水環境に排出される汚濁物の量が、周辺環境の容量を越えた段階で水質汚濁をはじめとした環境問題が発生する。一般に水が汚濁するといってもその内容は様々である。大きく分けるとまず直接人の健康に被害を与える有害な物質や病原菌等による汚濁が挙げられる。汚濁物質の代表例として重金属やシアン等の有毒物質、あるいは赤痢やコレラ等の伝染性病原菌などがある。次に人の生活により生じる排泄物や生活・生産活動による有機物等による汚濁がある。この結果として、生活環境を悪化させ一般に川が汚れるとか、川から悪臭を放つなどといった現象を生じ、生活環境に悪影響を与える結果となる。また、富栄養化現象のように閉鎖性水域において、長期間に亘って栄養塩類が流入し続けることにより赤潮等が発生することも、飲料水や水産物に影響が大きいという点で、代表的な水質汚濁の一例である。

我国における水環境保全への取り組みは、1970年代の高度成長期より社会的急務として鋭意対策が講じられてきた結果、公共用水域における重金属、シアン、有機塩素化合物や農薬類などのような人の健康に直接関係のある物質（環境基準中の健康項目）については、環境基準の非達成率が1995年度において0.79%とおおむね達成されている。しかしながら、生活環境項目であるBOD、CODに関する環境基準の達成率はいまだ満足できる状況になく、依然として人間活動から生じる生活排水、廃棄物、畜産排水、小規模事業場排水等に由来する汚濁負荷の割合が高く、削減対策が遅々として進んでいないのが現状である。実際に、1998年度の河川、湖沼、海域の環境基準の達成率は各々81.0%（1997年度80.9%）、40.9%（同41.0%）、73.6%（同74.9%）であり、ここ数年来横ばい状態か、閉鎖性水域では達成率の低下傾向となっている。また、湖沼、内湾、内海などの閉鎖性水域と都市中小河川では水質改善が遅々として進んでおらず、汚濁負荷を削減するための抜本的対策が焦眉の急を要する社会的課題となっている。

我国においては、水環境に対する主な汚濁負荷発生源は、炊事、洗濯、風呂、し尿等の生活排水であり、閉鎖性水域に流入する汚濁負荷の約60%が生活排水に由来するものである。特に、生活排水からし尿を除いた生活雑排水による汚濁負荷が大きく、個別家庭から未処理のまま放流される生活雑排水は公共用水域の水質汚濁の大きな要因となっている。生活雑排水の汚濁負荷が大きいことは、我国の水洗化人口が低いことと、浄化槽の中でも生活雑排水を垂れ流している単独処理浄化槽の占める割合が高いことに起因している。しかし、汚濁負荷発生源をBODではなく窒素、リンで見ると、し尿の占める割合が各々80%、60%以上と高く、その削減対策の重要性が理解される。

生活排水に代表される点源の特定汚濁負荷のみならず、農地、山林、市街地から広範囲に排出される非点源汚濁負荷（non-point 汚濁負荷）に対する対策も重要である。湖沼に流入する全体の負荷の2~4割程度がノンポイント汚濁負荷と考えられているが、生活系の汚濁負荷の高い現実、また水環境の保全・修復が緊急を要する社会的課題となっている現状を鑑みると、重点的に大きな汚濁負荷源に対処していくことが必要となる。

さらに我国では、生活排水等に由来する窒素、リン等の栄養塩類の流入、蓄積などにより、湖沼、内湾等の閉鎖性水域において藻類、藍藻類などの一次生産者の増殖が促進され、いわゆる富栄養化が進行している。富栄養化は藻類の中でも特に藍藻類の異常増殖によるものであり、湖沼、ダム湖、溜め池ではアオコの、内湾や内海では赤潮発生の原因となる。アオコや赤潮は、光条件の下で空中のCO₂ガスを固定・同化し有機物を合成するため、細胞中に由来するCODが湖沼で高まることとなり、閉鎖性水域での環境基準の達成率を低下させる大きな要因となっていることから、生活排水中の窒素、リン対策は大きな社会的課題となっている。湖沼・ダム湖は、水道水源となっていることが多く、藍藻類の産生する2-MIB(ジメチルイソボルネオール)、ジェオスミンなどに由来するカビ臭問題、アオコによるろ過障害、さらにはトリハロメタン前駆物質の生成といった問題を誘発している。また、アオコの発生は悪臭、景観の悪化の原因にもなっており、水利用にとって大きな被害が生じている。

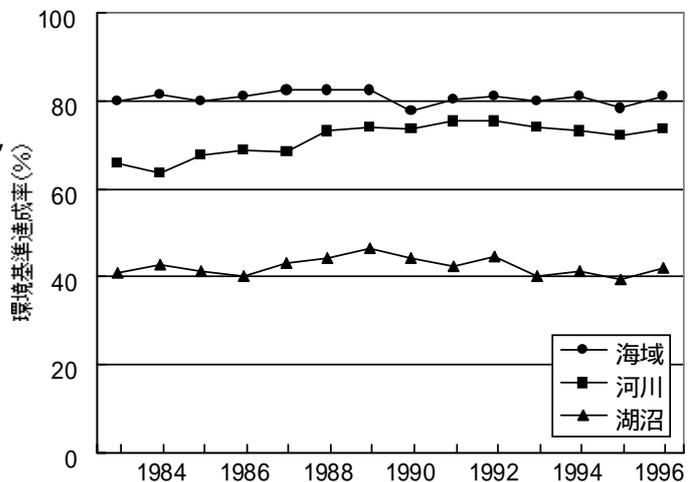


図 9-1-1 我国における環境基準達成率の推移

我国における公共用水域の水質汚濁の近年の状況を見ると、特に後背地に大きな汚濁源を有する内湾、内海、湖沼等の閉鎖性水域は、流入する汚濁負荷が大きい上に、汚濁物質が蓄積しやすいため、他の水域に比較して環境基準の達成率が依然として低い。これに加えて、窒素、リン等を含む物質が流入し、藻類その他の水生生物が増殖繁茂する。これらの閉鎖性水域における 1998 年度の環境基準の達成率を有機汚濁の代表的な指標である COD からみると、東京湾、伊勢湾では依然として低い状況であり、瀬戸内海でも大阪湾、広島湾等は依然として低い状況である(図 9-1-1)。また、湖沼は達成率 43%と特に低い状況である。このような状況に対処するため、閉鎖性水域の水質保全対策の一層の推進を図る必要がある。

9 - 1 - 2 対策の概要

我国における水質汚濁に係る対策を年代順に列挙すると以下のとおりである。

- 1) 足尾問題を国会で討議 (1891 年)
- 2) 農薬取締法制定 (1948 年)
- 3) 公害対策基本法制定 (1967 年)
- 4) 公害対策本部設置, 公害国会開催 (1970 年)
- 5) 水質汚濁防止法制定 (1970 年)
- 6) 下水道整備 (1958~1970 年)
- 7) 環境庁発足 (1971 年)
- 8) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(化審法)制定 (1973 年)
- 9) 瀬戸内海環境保全臨時措置法制定 (1973 年)
- 10) 瀬戸内海環境保全特別措置法制定 (1978 年)
- 11) 湖沼水質保全特別措置法制定 (1984 年)
- 12) 湖沼に係る窒素、燐の規制基準設定 (1985 年)

- 13) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）改正（1986年）
- 14) 地下水汚染の未然防止の制度化（1989年）
- 15) 生活排水対策の制度化（1990年）
- 16) 環境基本法制定（1993年）
- 17) 環境基本計画閣議決定（1994年）
- 18) 特定水道利水障害の防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法制定（1994年）
- 19) 水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律（1994年）
- 20) 地下水汚染浄化対策（1996年）
- 21) 廃棄物の処理及び清掃に関する法律の改正（1997年）
- 22) 河川法の改正（1997年）
- 23) 第五次水質総量規制としてCODに加え窒素・リン除去対策開始（2002年）

我国では、1945年以降の戦後復興期を経て、1955～1970年ごろまでの工業化による高度経済成長期において、工場からの排水やばい煙等による水質汚濁や大気汚染が発生し、環境破壊や人の健康被害といったいわゆる「産業型公害」による深刻な社会問題が生じた。例えば水質汚濁による健康被害では、熊本県水俣湾流域で新日本チッソ（株）水俣工場（酢酸ビニル等の製造）からの排水に含まれたメチル水銀が原因となった水俣病、あるいは富山県神通川流域で三井神岡鉱山（亜鉛鉱等の採掘）からの排水に含まれたカドミウムによるイタイイタイ病等が発生した。こうした公害に対処するため、1967年に制定された公害対策基本法が、1970年に改正・強化され、また1971年には環境庁が設立された。1970年の第64臨時国会は公害国会とも呼ばれ、公害対策基本法の改正と併せて公害関係14法案が成立し、我国の公害対策のための法体系がほぼ確立するに至った。公害対策基本法では、大気汚染、水質汚濁、土壌汚染、騒音、振動、地盤沈下、悪臭を典型7公害と位置付け、さらにそれを受けてそれぞれの公害に対する個別の法律の制定や改正が行われた。典型7公害のうち、大気汚染、水質汚濁、土壌汚染および騒音については、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準、すなわち環境基準が定められた。さらに水質汚濁については1970年に水質汚濁防止法が制定され、これに基づき排水基準が定められ、工場などからの排水の排出規制もなされるようになった。その結果、工場排水に起因する有機物質や重金属による水質汚濁は確実に改善されてきた。しかし、公害対策基本法の成立より4半世紀以上が過ぎた現在、環境問題は質および規模において大きく変化してきている。この間、都市への人口集中が一層進み、経済の安定成長の下で大量生産、大量消費および大量廃棄の都市生活が定着した。その結果、都市域では自動車排気ガスによる大気汚染や生活排水による水質汚濁など、いわゆる「生活型公害」が深刻化してきた。また、汚染がある地域に限定されていたこれまでの地域限定の公害に加えて、地球温暖化やオゾン層破壊などの地球規模の環境破壊が発生するようになり、一国内の環境問題を超えて、国際的強調のもとで対応しなければならぬ時代になってきた。このようなことから公害対策基本法では現実の環境問題に十分対応できなくなり、1993年に環境施策の理念とこれに基づく基本的施策の新しい枠組みを定めた環境基本法が制定された。

環境基本法は3つの理念の下に、環境保全の施策の基本事項を定め、さらにその施策を総合的かつ計画的に推進するために必要な事項を定めている。基本理念としては、生態系の均衡の上に成り立つ環境の保全と継承（第3条）、環境への負荷の少ない持続的発展が可能な社会の構築（第4条）、

国際的協調による地球環境保全の積極的推進(第5条),を掲げている。これらの基本理念に則り環境保全の基本的施策として,環境基本計画の策定(第15条),環境基準の設定(第16条),公害防止計画の策定(第17条),環境影響評価の推進(第20条),地球環境保全等に関する国際協力(第32条)等を定め,また国民の環境保全についての関心と理解を深めるために6月5日を環境の日(第10条)としている。

水質汚濁防止法は工場および事業場から公共用水域に排出される水の排出および地下に浸透する水の浸透を規制するとともに,生活排水対策の実施を推進することによって,公共用水域および地下水の水質汚濁の防止を図ることを目的としている。この法律において,公共用水域とは河川,湖沼,港湾,沿岸海域および灌漑用水路などをいい,排水水とは政令で定める特定施設を設置する工場または事業場(特定事業場)から公共用水域に排出される水をいう。また,カドミウムなどの有害物質を製造,使用または処理する特定施設を設置する特定事業場から地下に浸透する水を特定地下浸透水という。特定事業場からの排水水の排出の基準として,国は総理府令で排水基準(一律排水基準)を定めるものとし,またこの排水基準では水質を十分に保全することができないと認められる区域については,都道府県が条例で一律排水基準よりも厳しい基準(上乘せ排水基準)を定めることができることになっている(第3条)。さらに,濃度規制である排水基準のみでは環境基準の達成が困難であると認められる水域については,汚濁負荷の総量規制基準を定めるものとしている(第4条)。また,特定地下浸透水のうち有害物質を含む水を地下に浸透させることは禁止されている(第12条の3)。

環境基本法第16条に基づく環境基準のうち,水質汚濁に係る基準は水質環境基準とよばれる。水質環境基準は環境庁告示として公布されており,1971年およびその後の改正を経て現在の公共用水域の水質環境基準が定められ,さらに1997年には地下水の水質環境基準が設定された。公共用水域の水質環境基準は,人の健康の保護に関する環境基準(健康項目)および生活環境の保全に関する環境基準(生活環境項目)に分けて定められている。健康項目は,カドミウムや水銀などの重金属,トリクロロエチレン(TCE)やテトラクロロエチレン(PCE)などの有機塩素化合物およびシマジンやチオベンカルブなどの農薬など,23項目の有害物質に係る基準が定められている。一方,生活環境項目は,河川,湖沼および海域についてpHやBODまたはCODなどの基準が,その水域の利用目的の適応性からAA,A,Bなどの3~6段階の水域類型に分けて設定(類型指定)されている。例えば河川の場合,全体流域をいくつかの小流域に分け,一般的に水質の良好な上流域はAA類型とし,下流に行くにしたってA類型,B類型というように達成可能な基準値を設定し,それを達成後はより厳しい基準をもつ類型へと見直しを図っていく。また湖沼と海域については富栄養化防止の観点から窒素とリンの基準も定められている。地下水の水質環境基準は有害物質にかかわる健康項目について定められており,その基準項目および基準値は上記と同様である。

水質汚濁防止法第3条に基づく総理府令による排水基準(一律排水基準)は,特定事業場からの排水に対して有害物質とその他の項目に分けて定められている。この排水基準における有害物質は水質環境基準の健康項目に相当し,健康項目に有機リン化合物(有機リン系農薬4種)を加えた項目について基準値が定められている。なお,排水基準のほとんどの項目の基準値は,排水水が放流先で10倍程度以上に希釈されるという前提で水質環境基準健康項目の基準値の10倍の濃度に設定されている。その他の項目としてはpH,BOD,SSなど16項目について基準値が定められている。ただし,この排水基準は1日当たりの平均的な排水水の量が 50m^3 以上である特定事業場の排水水について適用(すそ切り)される。特定事業場数は1996年度で約303,000で,そのうち排水水量が $50\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 以上の事業場数は約38,500であり,全体の13%に過ぎない。すなわち,多くの特定事業場には排水基準が適

用されていないことになる。これを改善するため、自治体によっては排出水量の制限を切り下げているところもある。また、前述の上乗せ排水基準のほかに、自治体によっては規制対象項目を追加した条例による排水基準（横出し排水基準）を定めている場合もある。

広域的な閉鎖性水域の水質改善を図るためには、その水域に流入する汚濁負荷量の総量を効果的に削減することが重要である。このため、1978年の「水質汚濁防止法」等の改正により、広域的な閉鎖性水域について水質環境基準を確保することを目的として、水質総量規制が制度化され、これまで東京湾、伊勢湾および瀬戸内海について化学的酸素要求量（COD）を指定項目として総量規制が実施されてきた。

第一次総量規制は1984年度を目標として実施され、引き続き1989年度を目標年度とする第二次総量規制が内閣総理大臣の新たな総量規制削減基本方針の策定に基づき、関係都道府県において新たな総量削減計画が策定され実施された。また、第五次水質総量規制では従来のCODに加え、窒素・リンが追加され規制強化されることとなった。すなわち、生活系、事業所系の窒素・リン対策が重要な位置付けとなった。

富栄養化対策については、富栄養化の原因物質である窒素およびリンに係る環境基準を1982年に告示し、国および都道府県において類型指定のための検討が行われており、1989年までに琵琶湖（2水域）等合計44水域（40湖沼）について類型指定が行われた。また、海域における富栄養化防止に係る環境基準の類型あてはめについては、環境庁において1999年までに完了した。

湖沼の富栄養化の防止については、湖沼にかかる窒素・リンの一般排水基準を定め、1985年7月から排水規制を実施しているが、1989年7月には排水規制の対象となる湖沼を追加し、現在リンについては1,066湖沼、窒素については78湖沼を対象として排水規制を実施している。

湖沼は閉鎖性の強い水域であることから、汚濁物質が蓄積しやすいため、河川や海域に比較して環境基準の達成状況が悪い。また、富栄養化に伴い、各種の利水障害が生じている。このような湖沼の水質汚濁の要因は、湖沼の集水域で営まれる諸産業の事業活動から人々の日常生活に至るまで多岐に亘っており、その水質保全のためには従来からの「水質汚濁防止法」による規制のみでは十分でないこと等に鑑み、1984年に「湖沼水質保全特別措置法」が制定され、1985年3月から施行されている。この法律は、湖沼の水質保全を図るため、水質環境基準の確保の緊要な湖沼を指定して、当該湖沼につき湖沼水質保全計画を策定し、下水道整備等の水質保全に資する事業、各種汚濁源に対する規制等の措置、さらには湖沼の自然環境の保護等の対策を総合的・計画的に推進しようとするものである。

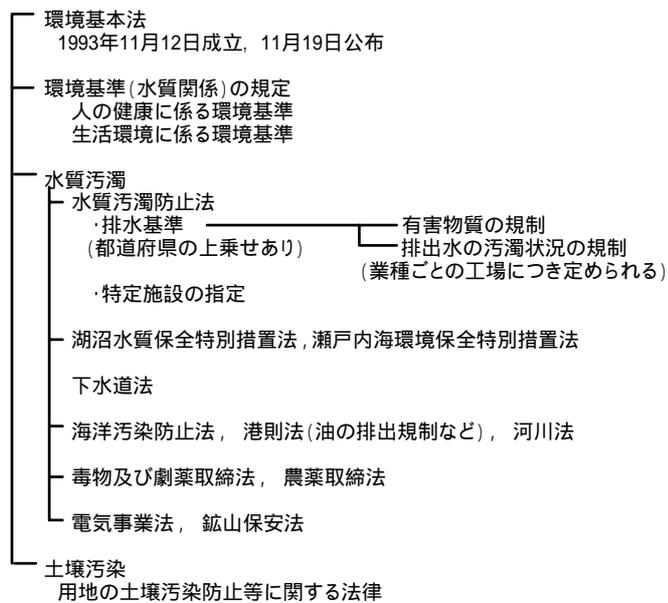


図9-1-2 我国における水質保全に係る法体系

水質汚濁防止法に基づく生活排水対策について以下に述べる。水域への汚濁負荷は、産業系、生活系、その他系に大別される。近年では、生活系による負荷が主要な汚濁原因とされ、例えば、東京湾

では有機汚濁負荷量の約70%が生活系負荷となっている。これは、工場・事業場排水については排水規制の強化等に伴い負荷量の減少が認められるものの、下水道整備等が不十分であるため人間の日常生活による生活雑排水の負荷が著しく、なかでも、食べ残し等を多く含んだ台所排水はトイレを除く生活排水全体の汚れの55%を占めていると言われている。このような背景の下、特に生活系排水の緊要性が高まっている状況にあって、環境庁においては1988年に「生活雑排水対策推進指導指針」が作成されるとともに1990年2月には水質汚濁防止法に生活排水対策を盛り込むために水質汚濁防止法が一部改正されることとなった。その主な内容は、生活排水対策に係る行政および国民の責務の明確化、生活排水対策の計画的・総合的な推進、生活雑排水処理関連施設の整備・普及、住民に対する啓発普及の推進、等である。これまで法の網に掛からなかった生活系排水が水質汚濁防止法の枠組みに入れられたこと、また、生活系排水対策が市町村を中心に実施されることで、住民にとって、より身近な問題として捉えられること、等によりその推進が大いに期待されているところである。生活排水対策重点地域の指定は、水質汚濁防止法に基づき都道府県知事が行うもので、1998年1月30日現在、40都道府県、171地域、414市町村が指定されている。なお、我が国における水質保全に係る法体系は図9-1-2に、所管官庁が発令している水質管理関連の法律は表9-1-1に示すとおりである。

表 9-1-1 所管官庁が発令している水質管理関連の法律

所管官庁	根拠法律
内閣総理大臣	国土総合開発法 国土調査法 自然環境保全法 環境基準法 公害対策基本法 災害対策基本法 水資源開発公団法 湖沼水質保全特別措置法 琵琶湖総合開発特別措置法 瀬戸内海環境保全特別措置法 公共土木施設災害復旧事業国庫負担法 豪雪地帯対策特別措置法
国土交通大臣	土地基本法 国土総合開発法 水資源開発促進法 水資源公団法 河川法 都市計画法 砂防法 地すべり等防止法 水害予防組合法 治山治水緊急措置法 特定多目的ダム法 水資源開発公団法 海岸法 公有水面埋立法 下水道法 下水道整備緊急措置法 日本下水道事業団法 浄化槽法 建築物用地下水の採取の規制に関する法律 気象業務法 水防法 海岸汚染防止及び海上災害の防止に関する法律
環境大臣	環境基本法 水質汚濁防止法 自然公園法 自然環境保護法 瀬戸内海環境保全特別措置法 工業用水法 建築物用地下水の採取の規制に関する法律 温泉法 浄化槽法
農林水産大臣	森林法 地すべり等防止法 水資源開発公団法 工業用水法
経済産業大臣	工業用水事業法 水資源開発公団法 工業用水法
労働厚生大臣	水道法 水資源開発公団法 下水道法 浄化槽法

9-1-3 対策の期待される効果

閉鎖性水域の水質保全対策は湖沼、海域を中心としてなされている。今後は高度排水処理システムを普及し、水質改善を図る上で水域を問わず窒素・リン削減計画ならびに水質基準を立てていくことが重要と考えられる。第1次総量規制の実施（目標年次：1984年）によってCODの負荷量は東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の3海域ともに減少したが、その水質の改善効果は十分ではなかった。このため、さらに第2次（目標年次：1989年）、第3次（目標年次：1994年）総量規制が実施され、1996年には第4次総量削減基本方針（目標年次：1999年）が策定された。第3次総量規制では、発生源別には生活系12%、産業系9%、その他2%の削減を、海域別では東京湾13%、伊勢湾8%、瀬戸内海9%の削減を計ることとなった。また、第4次総量削減基本方針においても平年ベースの削減を計ることとな

った。このような総量規制の結果、対象海域における汚濁負荷量はかなり減少した。青潮および赤潮の発生は減少傾向にあるものの、環境基準の達成率は相変わらず低い。この理由として富栄養化が挙げられる。総量規制制度はCODの外部負荷量削減には効果があったものの、内微生産の削減にはつながらない。内部生産によるCOD負荷量は40～60%と推定されており、今後は窒素やリンの削減が必要不可欠であることから、第5次水質総量規制において規制項目として窒素、リンが追加された。各種施策が有機的連携の下で効果的に機能すれば資源循環型社会の形成と同時に持続可能な発展を実現できるものと考えられる。また、我国で確立された環境保全・修復技術を発展途上国へ技術移転し発展途上国からフィードバックすることで、全世界的な共存共栄の社会を構築することが可能になる。その情報発信の場として、また人材育成の場として独立行政法人国立環境研究所のバイオエコエンジニアリング研究施設に多大な期待が寄せられているところであり、今後の成果が待たれるところである。

<参考文献>

- 1) (社)日本水環境学会編：日本の水環境行政 その歴史と科学的背景 ぎょうせい, 284pp. (1999)
- 2) 稲森悠平：水環境の基礎と応用, 産業用水調査会, 218pp. (1993)
- 3) 稲森悠平編：生活排水対策, 産業用水調査会, 380pp. (1998)
- 1) 村田恒雄編：下水の高度処理技術, 理工図書, 393pp. (1992)
- 2) 松尾友矩編：水環境工学, オーム社, 238pp. (1999)
- 3) タクマ環境技術研究会編：水処理技術 絵解き基本用語, 252pp. (2000)
- 7) 末石富太郎編：衛生工学, 鹿島出版会, 318pp. (1987) (千葉工業大学：村上和仁)

9 - 2 中国における富栄養化対策

9 - 2 - 1 対策の目的

中国の国土は961万km²あり、日本の国土の約25.3倍に相当し、世界の陸面積の1/15を占め、ソ連、カナダに次ぐ第3位である。また、世界湖沼の1/10が中国に広く分布している。1990年に実施した国勢調査によると、中国の人口は11.3億人で、世界総人口の1/5以上を占めている。この膨大な人口を支えるために、大量な生活排水、工業排水およびその他の有害物質を含む廃棄物などによる汚染が中国の主な河川、湖沼に及んでいる(表9-2-1)。これによって、近年水質汚濁、湖沼の富栄養化などが急激に進み、様々な問題が表れるようになってきている。中国の湖沼の富栄養化の主な被害は次のようなものが挙げられる。

1) 都市近郊にある湖沼の過栄養化によって利水機能が著しく損なわれ、一部の湖沼の利水機能が消失している。中国の都市近郊にある湖沼の大部分は水深が浅く、大型水生植物群集が絶滅している。また工業の発展と都市化の進みによって大量な都市生活排水の流入が増加し、藻類型の富栄養化が迅速に進行し、前の報告にあるように湖沼が過栄養状態にある。そのため、これらの湖沼の水道水源としての機能が失い、取水源を放棄しなければならない状況に追い込まれた。透明度が0.1～0.5mと著しく低下し、水色も黒、緑褐色になり、不快なカビ臭等が発生したため、これらの湖沼のもつ観光機能が大きく損なわれた。多数の湖沼に魚類の死亡など漁業の機能にも損失をもたらした。

2) 湖沼近辺の観光源の開発と都市化の進行によって、大量の未処理の汚濁排水が流れ、湖沼の富栄養化を加速させた(例えば、黒竜江省にある鏡泊湖、雲南省の池、武漢市の東湖)。

3) 藻類の大量発生による過処理の不能、異臭味の発生が大きな社会問題となっている。例えば、撫順市にある浄水場が大量藻類の発生によってろ過池が閉塞し、大きな経済損失をもたらした。また、安徽省の巢湖では富栄養化の進行によって藻類が大量増殖・死滅し、強烈な臭味が発生し、浄水場で処理してもその臭いが残り、飲用不能の状態に落ち、住民からの抗議が続出するなどの影響が見られる。

表 9-2-1 中国における主要汚濁物質総合指数の経年変化

	1983	1984	1985	1986	1987
化学的酸素要求量	98.82	254.85	296.81	360.57	374.14
生物的酸素要求量	52.55	100.14	145.62	152.72	174.42
アンモニア性窒素	182.14	311.97	377.12	283.34	569.61
亜硝酸性窒素	10.12	94.19	43.36	20.65	24.14
硝酸性窒素	0.64	1.26	0	0.15	0
揮発性フェノール	155.47	1165.92	588.06	713.67	707.38
シアン化物	1.53	2.99	3.98	3.25	4.89
砒素	0	0.1	0.87	2.63	2.55
水銀	5.92	3	0.22		10.3
6価クロム	0	0	0	0	0.75
鉛	49.47	29.5	16.66	15.52	4.04
カドミウム	0.66	8.47	0.17	5.53	4.88

4) 富栄養化した湖沼に発生する藍藻類の中には有毒物質を分泌し、これらの藻類が大量に増殖した水を家畜が飲むと死亡したり、またこれが分解するとき魚を殺すこともある。例えば、モンゴルの呼倫貝爾大草原にあるダライノールでは、家畜が藍藻類の多く含む湖水を飲んで多く死亡したと報告されている。有毒藻類としてよく知られている藍藻類としては、*Aphanizomenon flosaquae*, *Anabaena flosaquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis*, *Microcystis flosaquae*, *Gomphosphaeria lacustris*, *Gloetrichia echinulata*, *Lyngbya contorta* などが挙げられる。これらの障害の他に、富栄養化による水生生物や魚の種類の激減、高級魚の絶滅、また湖沼底泥の堆積量の増加に伴い、湖沼が浅くなり、水資源の欠乏などの影響がある。例えば、黄石市にある磁湖、広州市の麓湖、内モンゴルの烏梁素海、山東省の南四湖は近年湖沼が急に浅くなっている。高原地区にある湖沼では、現在のところ特に明確な富栄養化障害が見られない。これは人間活動の影響が少ないためと考えられる。

以上のことより、中国における水域の富栄養化の進行は深刻な状況にあり、法整備とそれに従った諸対策の実施は焦眉の急を要する問題である。

9 - 2 - 2 対策の概要

中国においては、環境の保護と改善は国の基本的な政策として、憲法第11条に国が環境と自然資源を保護し、汚染とその他の公害を防止管理すると定められている。湖沼の富栄養化の制御には、予防対策、総合対策ならびに湖沼の適切な管理が必要である。

予防対策

(1) 下水処理場の出口に生物浄化ラグーンを設置し、水生生物の働きを効果的に利用して、窒素・リンの除去を図っている。(2) 湖沼近辺の工場を移動させ、あるいは封鎖させる。(3) 船からの油汚染を軽減させ、船の油漏出防止設備の導入。(4) 湖沼の養殖場の底泥を浚渫し、栄養塩の回帰を減少させる。(5) 湖沼農業生態系の保護。(6) 湖沼近辺の緑化、保護、土砂流出の防止。(7) 湖沼の管理体制を確立させる。(8) 乱開発の監視。また、湖沼機能別に異なる水質基準を設定し、部分的な水質改

善を図る。例えば、江蘇の固城湖に対して、水源区域、水産養殖区域、排水の受け入れ区域に湖沼機能を分け、その水質基準を定めた。小型湖沼に対しても、当該湖沼の主な機能は何であるかを定め、相応する水質基準を適用する。例えば、北京の密雲ダム、天津の於橋ダム、安徽の巢湖に対して、飲用水の水源として優先的に考える。南京の玄武湖、杭州の西湖、黒竜江の鏡子湖等に対して、観光機能を重視している。常州市の独独湖等は漁業（排水を受けて養殖する）を主としており、景観と水源を放棄している。また、湖沼の生態・構造を利用し、富栄養化の軽減策を図る。例えば、長春市の南湖、南京市の玄武湖の富栄養化度を利用し、水産養殖を行うとともに、水生植物の収穫を利用して湖水中の窒素・リンを除去する方策が用いられる。固城湖では、沈水植物を保護し、植物プランクトン型（藻類型）富栄養化への転換を抑制するなどの対策がとられている。

総合対策

湖沼水質の保全・改善のための方策を発生源 - 流達過程 - 湖沼内水質変化といった水質汚濁のプロセスに沿ってみると（１）発生源対策（２）排水負荷制御対策（３）流達過程における対策、（４）湖沼内における水質改善技術（５）その他と分けることができる。個々の湖沼のもつ特性によって各水質改善技術が実施された場合の応答が異なってくる。つまり、一つの湖沼で成功した技術が必ずしも他の湖沼での成果を保証するものではないことに留意する必要がある。何より、個々の湖沼のもつ流域特性や水理特性、水質特性ならびに生物特性といった各特性を踏まえた系統的な制御手法選定手順の確立と、実験や対策事例の集積を通して各水質保全対策に対する湖沼の応答メカニズムとそれを支配する各要因について総合的に考えなければならない。排水中の栄養塩類は、点的発生源（点源）であるから、田畑などの面的（発生源）に比べて制御しやすい。近年、富栄養化の防止のために下水や排水の脱窒、脱リンの必要性が協調されているのはこのためである。一般に湖沼水域に流入する栄養塩類を減少することを目的とする方法には、（１）排水および下水の高度処理（３次処理）（窒素・リンの除去）、（２）流入排水の流路変更、（３）集水域の土地利用形態の変更、（４）流入河川水の処理、（５）リンを含む合成洗剤の使用禁止などがある。また、水域にすでに流入してしまった栄養塩類の除去方法は、（６）水中の栄養塩類の除去、（７）底泥の浚渫および封じ込め、（８）湖水の希釈、洗い流し、（９）藻類、水生植物の収穫などがある。これらの方法以外にも、富栄養化した湖沼をある程度良好な状態に保つための対症療法的な手段には、（１０）殺藻剤、除草剤による処理、（１１）人工的な曝気・循環などがある。中国は富栄養化した重点地区の湖沼（例えば、杭州の西湖、武漢の東湖、長春の南湖等）に対して、（１）湖沼に排出する汚水をカットする。例えば、西湖の西岸に9.1kmの污水管渠を敷設し、湖沼に流れる汚水をカットし、下水処理場にもっていく。そのためほとんどの点源負荷と大部分の面源負荷が除去できた。長春の南湖についても同様に74%の汚濁負荷をカットすることができ、湖沼の窒素・リンの含有量を半減させた。（２）浄化用水の導入湖水の交換をよくするとともに、窒素・リンの蓄積と底泥からの窒素・リンの溶出を抑制できる。例えば、西湖に対して、銭塘江（揚子江の支流）の河川水を導入し（1日の導水量は湖沼の総貯水量の1/33に相当）、当湖沼の水質改善に大きく役立っている。しかし導水プロジェクトの投資が多く、よほど重点地区でなければ適用が難しい。（３）浚渫と栄養塩の不活化湖沼の堆積物・底泥に大量な窒素・リンを含んでおり、嫌気条件になると溶出する恐れがある。発生源だけをカットしても、富栄養化の防止にならない場合がある。そこで底泥を系外に除去し、場合によってはその底泥が農地の施肥肥料にもなる。（４）水生生物による栄養塩の除去実験研究によると、ハスによって、富栄養化した湖沼のT-Pを1.00mg/ から0.33mg/ に、T-Nを3.89mg/ から0.8mg/ に減少することができる。また、ヨシ・ガマ・ヒシなどが窒素・リンの吸収力が高く、乾燥重量当たりのヨシ、ガマの窒素・リンの含有量はそれぞれ1.176%、1.708%（窒素）、0.264%、0.298%（リン）と高い値を示した。

これらの大型水生植物の収穫によって湖水中の窒素・リン負荷が軽減できる。例えば、内モンゴルの烏梁素海では300km²の湿地ヨシと1000km²の沈水植物によって、大草原放牧からの大量の栄養塩が吸収され、これを収穫して、飼料にし、栄養塩の削減と畜産業の両立ができた。また水生動物を用いた栄養塩削減対策も応用されている。さらに、巻貝などの水生動物によって、溶解性栄養塩、藻類が摂取され、浄化の効果も得られている。(5)中国では、下水処理場が三次処理までしているところは少なく、下水道の普及率は2%未満である。中国の大部分の都市下水処理場は、活性污泥で処理を行っているが、建設費、エネルギー消費量が高く、多くの要因によって処理が影響されやすい。酸化池と酸化溝技術も下水処理に応用されている。回転円板(RBC)技術は染色、製紙、皮革、石油化学などの工業廃水処理に応用されているが、生活排水処理への応用は極めて少ない。食品発酵(アルコール、ビール、化学調味料、澱粉、レモン酸などの廃水)、製紙、製糖、皮革などの高濃度の有機工業廃水に対し、嫌気性微生物法の研究開発が進められ、汚染対策と省エネルギーに役立っている。活性污泥法に比べ、建設費の低減、省エネルギー、運転管理が簡単な生物処理(例えば、酸化溝、二段曝気法、都市下水の脱リン・脱窒技術および強化吸着生物処理法など)技術について、開発研究を進めている。80年代初期に処理量26万m³・d⁻¹の天津市紀庄子下水処理場が建設され、現在、大連、広州、成都、アモイ、昆明などの都市で大規模の都市下水処理場の建設が進められている。また、自然浄化法を主とする自然生物浄化法と、人工生物浄化を結合した下水処理技術の開発研究(例えば、メタン浄化槽、酸化池、土壌~作物システム)も進められている。今後は工業廃水に対して、工場は都市下水道への放流基準に適合するまで処理を行う法制度の強化、また都市下水処理の二次、さらに三次処理の遂行も重要であろう。生物化学と物理化学技術を結合する触媒酸化法による工業廃水の処理と浸透、限外ろ過技術による染色、製紙、写真などの工業廃水の処理について研究開発中である。また脱窒・脱リンのために、酸化池、酸化溝法や土壌処理技術の導入も行っている。例えば、雲南省では酸化溝技術を導入し、湖沼に流入する排水の窒素・リンの除去を行っており、ある程度の効果が得られている。大部分の都市には水資源不足の問題が存在している。したがって、水質汚濁をコントロールし、水資源を保護することが重要な課題となっている。水質汚濁の深刻な状況を改善し、水資源不足に対する基本的な対策として取り上げられているものは用水の節約、汚濁排水の制御、水資源の合理的利用である。例えば、水の消費の節減、汚水の排出量と質の抑制、処理、都市下水システムの導入、浄化施設の技術的政策などが考えられる。

湖沼の管理

富栄養化の防止対策は栄養塩の削除だけでなく、あらゆる機関、個人社会全体によって行わなければならない。中国政府はこの認識のもとで湖沼の富栄養化防止のために、湖沼の管理にも努力している。例えば、北京市政府は「密雲ダム水源保護条例」、昆明市では「滇池保護条例」、南京市では「玄武湖汚濁排水基準」、山東省では「南四湖環境管理事務所」、黄石市では「磁湖保護条例」などを制定し、富栄養化の総合管理を行っている。なかでも、杭州市の西湖の総合対策・管理は最も特徴的であり効果もあった。西湖に流入する汚水のカット、銭塘江より導水、底泥浚渫の総合措置の他に、工場の立地条件について厳しい規制を行っている。汚濁工場の移転、封鎖が20数社に昇っている。また観光事業の管理(遊覧船の発動機を石油から電気に換える)、水産養殖の管理(投餌・養殖の制限)も行っている。これらの総合管理によって、湖沼の富栄養化の制御効果が表れている。中国政府代表団が1972年に国連の環境会議に参加して以来、環境保護事業は急速に発展してきた特に、1979年9月13日の第15期全国人民代表大会常務委員会第11回会議で「中華人民共和国環境保護法(試行)」が採択されてから、環境保護を国の基本国策の1つとして挙げられ中国の環境保護事業は新たな発展段階に入った。最近10年の間に、国民総生産は2倍以上になったが、環境状況はそれほど悪化せずすみ、環境の状況

は基本的には安定状態に保たれたとされている。このような成果を挙げられた重要な要因は、環境基準体系、環境管理と環境教育の強化が挙げられている。

中国における環境基準は汚濁と生態系破壊の防止、健康の保護のために、関連する統一の技術要求を定めるものであり、技術方面での国家環境政策の具体的現れであると同時に、各環境法規執行の基本根拠である。環境基準はその性質と対象によって、(1) 環境質基準、(2) 汚濁物質排出基準、(3) 環境保護機器設備標準および方法、(4) 標準サンプルとその基礎の基準、に分けられる。環境基準の中心は環境質基準であり、人の健康の保障、良好な生態系の維持、社会財産の保護のために、技術・経済条件を考慮した上で、環境中の有害物質と諸要素についてある制限と規定を定めるものである。汚濁物質の排出基準は環境質を保障するために、汚染源からの汚濁物質（あるいは有害因子）の排出（釈放）を制限する重要な技術指標であり、環境監督、管理の主要根拠である。環境基準の管理権限とその使用範囲によって、環境基準は国家環境基準と地方環境基準に分類している。国家環境基準は全国範囲（あるいは特定地区）内の統一環境保護技術に係わる要求である。地方環境基準は該当地方の環境機能、汚濁状況と地理、機構、生態系等特徴に応じて、経済・技術状況も踏まえた、各省、自治区、直轄市範囲（あるいは特定地区）の統一環境保護技術に係わる要求である。中国では1973年に最初の環境基準「工業三廃（廃ガス、廃水、廃棄物）排出基準（試行）」を発表して以来、全国的に専門的な環境基準の標準化を進めてきた。環境基準は単一な排出基準から、環境質基準、汚濁物質排出基準と方法、基礎、サンプリング基準等を含む比較的に系統的な環境基準体系までに発展してきた。これらの基準は環境汚染の制御、環境管理の強化、環境質の改善等各方面で大きな役割を果たしている。1994年末までに中国では各類の環境基準は合計325項目に達しており、1992年までの263項目より62項目増えた。また1992年には31項目を新設した。1994年までの環境基準の内訳をみると、環境質基準は10、汚濁物質排出基準59、分析方法183、標準サンプル29、基礎指標7、その他22項目である。これらの環境基準を汚染物質別に分類すると、その割合は水153項目で58.2%、大気58項目で22.1%、騒音振動14項目で5.3%、廃棄物18項目で6.8%、放射線物質12項目で4.6%、その他8項目で3%となっている。同時に、各省、自治区、直轄市政府は現地特徴に応じて多くの地方基準を制定した。環境基準の科学的研究、啓蒙教育等方面においても多くの成果を得ている。また、環境基準の制定、修正、研究および実施監督の人材も育成し、彼らは中国の環境基準標準化と環境管理の分野で重要な役割を担っている。水環境基準体系は国家と地方に分けている。国家水環境基準は全国あるいはある特定専門地区範囲内に統一使用される指標であり、地区水環境基準を制定するための依拠でもあり、国家環境保護局によって審査・公布される。地方水環境基準は地域特性を有し、定められた地域内で統一的に使用される指標であり、国家水環境基準の地方での補充と具体化を担っている。国務院で公布される標準化管理条例によると、地方基準は国家基準と整合していること、地方基準は国家基準で定める最高上限と下限を超えてはならないことが制定された。水環境基準は河川、湖沼、海等水域の水質汚染から防止し、人民の健康の保護、水生生態系の維持、水資源の有効利用、工業、農業、牧畜業、漁業の発展と促進のために、有害物質とその要因の制限を行うものである。

中国の水環境質は各機能の区分と管理と水質、用途によって以下の6種類に分けられ、各機能別に相応した水質基準が設けられている。すなわち、a) 自然保護区：国および各級政府が決めた自然資源、自然景観および貴重動植物の重点保護区域、b) 生活飲用水（飲料水）水源区：生活飲用水水源およびその保護区域、牧場の人間、畜産共用飲用水水源を含む、c) 漁業用水区：各種魚介類等水産資源の産卵場、給餌場、越冬場、養殖場、回遊魚道等水域、d) 遊覧、娯楽用水区：国家重点保護と地方一般風景遊覧、水泳、水上運動等水域、e) 工業用水区：各種工業用水の供水区域、f) 農業用水区：農業灌漑

用水，林業，牧畜業および土地処理の供水区，である。

前述のように中国では，1993年末までに313項目の基準が決められており，そのなかに，水，大気等に関する環境質基準や排出基準等が数多くある。ここでは水質汚濁関連のある工業三廃排出基準，污水総合排出基準，地面水（地表水）環境質基準，生活飲用水（飲料水）水質基準，農田灌漑水質基準，漁業水質基準，海水水質基準および景観娯楽用水水質基準等8つの基準の特徴について述べる。

工業「三廃」排出基準は「環境保護法」の制定前に国家計画委員会，国家基本建設委員会，衛生部により1973年11月公布された工業三廃（廃ガス，廃水，廃棄物）排出試行基準に基づいて，大気，水源および土壌の汚染の防止，人健康の保護，工・農業生産の発展のために制定された。廃ガスについては第10条の規定による人への被害の程度に応じて中国の実態を考慮して暫定的に13種の有害物質について決められている。廃水については有害物質最高許容排出基準を2類に分けている。第1類は環境或いは動植物体内に蓄積，人健康に長期に影響を及ぼし得る有害物質をいう。第2類は人への長期影響が第1類より少ない有害物質を指す。廃棄物については第17，18，19条の規定によって，大気，水源，土壌の汚染防止のために，できるだけ廃棄物の排出を少なくし，規定の場所以外に堆積場所を設置しないようにする。水銀，カドミウム，ヒ素，六価クロム，鉛，黄リン，シアン化合物およびその他可溶性の劇毒物質を含むものは専用の処理施設に保存し，地下水面に漏出しないようにする。

污水総合排出基準は国家環境保護局によって1988年4月に公布され，翌年1月1日に実施された。本基準は水質汚濁の防止，河川・運河・湖沼・ダム，海等地表水および地下水の良好な水質の保持，人の健康の保障，生態系の維持，国民経済と都市・郷鎮建設の発展の促進のために制定された。適用範囲は污水と廃水を排出する全国全ての企業，団体に適用する。基準の分類は以下のとおりである。本基準は地表水の用途と污水の排出先によって，地表水水域と都市下水道へ排出する污水に対して1，2，3級基準を実施する。（a）特殊の保護水域，すなわち地表水環境質基準の1，2類水域，例えば都市生活飲用水水源地一級保護区，国家指定重点景勝地水域，珍奇魚類保護区，海水浴場と水産養殖場等水域には，新しい污水の排出口の建設を禁じ，現有の污水排出企業に対しては地方環境保護部門から厳しく管理監視する措置をとり，当該水域の水質基準を確保する。（b）重点保護水域，すなわち地表水環境質基準の3類水域と「海水水質基準」の2類水域に排出する污水は1級基準を通用する。（c）一般保護水域，「地表水環境質基準」の4，5類水域と「海水水質基準」の3類水域に排出する污水は2級基準を通用する。（d）二次生物処理を行う都市下水道に排出する污水には3級基準を執行する。（e）2次処理のない都市下水道に排出する污水について，処理水の排出先水域の機能要求によって，（b），（c）の規定に準じてそれぞれ1級あるいは2級基準を通用する。また，污水の排出基準値はその性質によって以下の2類に分けられている。第1類汚染物質：環境あるいは動植物体内に蓄積し，また人の健康に長期に不良影響を与える有害な汚染物質を含む污水に対して，業種と污水の排出方法，排出先水域によらず，一律その処理施設排出口のサンプルを用いて最高許容排出濃度に満たさなければならない。第2類汚染物質：上記第1類汚染物より影響の小さい汚染物に対して，業種等によって基準を満たさなければならない。なお，各業種，例えば，石油開発，軽工業，病院などからの排出污水についてそれぞれの基準が規定されている。

地表水の環境質基準は1983年9月に公布，1984年1月1日から施行されてきたが，1988年6月に改訂された。環境保護法と水質汚濁防止法に準じ，水質汚濁の制御，水資源の保護のために制定した。本基準は中国領内の河川，湖沼，ダム等使用機能を有する地表水水域に適用する。本基準は各水域について地表水の使用目的と保全目標に基づき，機能別に以下の5類型に分けられている（表9-2-2）。1類：水源，国家自然保護区域，2類：集中式生活飲用水水源地一級保護区域，珍奇魚類保護区域，魚蝦産卵場等，3類：集中式生活飲用水水源地2級保護区域，一般魚類保護区域および水泳区域，4類：一般工業用水区域

および人に直接接触しない娯楽区域，5類：農業用水および一般景観区域。なお，同一水域に多種の機能を有する場合，最高区域の分類に準じ適用し，季節によって機能が変化するとき，その季節に相応した類型に適用する。生活飲用水水質基準は1985年8月に国家環境保護局によって公布され，1986年10月1日に実施された。生活飲用水の水質，衛生要求，水源の選択，水源衛生の保護のために制定された。都

市，郷鎮生活用水の集中式給水，分散式給水に適用されている。

表 9-2-2 中国における地面水的环境基準値

中国の地面水環境質基準		(物質の基準値の単位:mg/l)				
項目	類	類	類	類	類	
基本的环境条件	すべての水は、人為的(非自然的)原因によって以下の物質を誘発させてはならない。 ・普通に沈殿したときに、有害な堆積物を形成するもの ・浮遊物、破片、カス、油類、その他不快を誘う物質 ・悪い色彩、臭気、味、濁度 ・人体や動植物に対して、損害を与えたり、毒性または有害な生理的影響を加える物質 ・有害な水生生物を発生させるもの					
水温()	人為的に引き起こされる水温の変化の限界はつぎのとおりとする。 夏季は、週平均最大温度上昇範囲は、1 未満 冬季は、週平均最大温度上昇範囲は、2 未満					
pH	6.5 ~ 8.5			6 ~ 9		
硝酸塩 ^{a)} (SO ₄ ²⁻ 換算)	< 250	250	250	250	250	
塩化物 ^{a)} (Cl ⁻ 換算)	< 250	250	250	250	250	
溶解性鉄 ^{a)}	< 0.3	0.3	0.5	0.5	1.0	
総マンガ ^{a)}	< 0.1	0.1	0.1	0.5	1.0	
総銅 ^{a)}	< 0.01	1.0	1.0	1.0	1.0	
総亜鉛 ^{a)}	< 0.05	1.0 (漁場0.1)	1.0 (漁場0.1)	2.0	2.0	
硝酸塩(N換算)	< 10	10	20	20	25	
亜硝酸塩(N換算)	< 0.06	0.1	0.15	1.0	1.0	
非イオンアンモニア(NH ₃ -N)	< 0.02	0.02	0.02	0.2	0.2	
ケルダール態窒素	< 0.5	0.5	1	2	2	
総リン(P換算)	< 0.02	0.1 (湖沼0.025) (ダム0.025)	0.1 (湖沼0.05) (ダム0.05)	0.2	0.2	
過マンガ ^{a)} 酸塩指数	< 2	4	6	8	10	
溶存酸素	> 飽和率90%	6	5	3	2	
化学的酸素要求量(COD _{Cr})	< 15	15	15	20	25	
生物学的酸素要求量(BOD ₅)	< 3	3	4	6	10	
フッ化物(F ⁻ 換算)	< 1.0	1.0	1.0	1.5	1.5	
セレン(四価)	< 0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	
全ヒ素	< 0.05	0.05	0.05	0.1	0.1	
総水銀 ^{b)}	< 0.00005	0.00005	0.0001	0.001	0.001	
総カドミウム ^{c)}	< 0.001	0.005	0.005	0.005	0.01	
六価クロム	< 0.01	0.05	0.05	0.05	0.1	
総鉛 ^{b)}	< 0.01	0.05	0.05	0.05	0.1	
総シアン化合物	< 0.005	0.05 (漁場0.005)	0.2 (漁場0.005)	0.2	0.2	
フェノール ^{b)}	< 0.002	0.002	0.005	0.01	0.1	
石油類 ^{b)} (石油エーテル抽出物)	< 0.05	0.05	0.05	0.5	1.0	
陰イオン界面活性剤	< 0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	
総大腸菌数 ^{c)} (個/l)	< -	-	10,000	-	-	
ベンゾ(a)ピレン ^{c)} (μg/l)	< 0.0025	0.0025	0.0025	-	-	

a) 地方により、それぞれの水域のバックグラウンド値の特徴に基づいて調整される。

b) 公定分析(検定)方法の検出限界では基準の要求に達していない。

c) 試行基準

農田灌漑水質基準は1992年1月に公布され、同年10月に実施された。本基準は環境保護法をもとに、土壌、地下水および農産品汚染の防止、人の健康の保障、生態系の維持、経済発展の促進のために制定された。適用範囲としては地表水、地下水、処理済みの都市污水、工業排水を水源とする農田灌漑用水に適用する。医薬・生物製品、化学試剤、農薬、石油精練、有機化学工場からの処理水による灌漑用水に適さない。基準は、1類：水作、例えば水稻、灌漑水量 $12,000\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ 、2類：乾作、例えば小麦、玉米、棉等、灌漑水量 $4,500\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ 、3類：野菜、例えば白菜、韭、玉ねぎ等、野菜の種類によって灌漑水量は大きく異なる、の3類に分けられている。

漁業水質基準は1989年8月12日に国家環境保護局が公布され、1990年3月1日に実施している。その目的としては環境保護法、水質汚濁防止法、海洋環境保護法、漁業法をもとに、漁業水域の水質汚濁の防止、魚、蝦、貝、海藻の正常成長・繁殖、水産品の質量を保障するために本基準を制定した。魚蝦類の産卵場、給餌場、越冬場、回遊魚道、水産養殖区と海域、淡水漁業地域に適用されている。漁業水質保護としては以下のように決められている。(a)あらゆる企業、団体等からの工業廃水、生活排水、有害廃棄物に対して本基準の基準を満たさなければならない。(b)魚蝦類の産卵場、給餌場、養殖場等に未処理の産業廃水、生活排水の排出を厳禁する。(c)病原体を含む污水の漁業水域への排出を禁じる。もしこの類の污水を排出する場合、適切な処理と消毒を行わなければならない。

海水水質基準は1982年4月6日に公布され、同年8月1日に実施されている。本基準は海水の水質汚濁の防止と制御、人の健康の保障、海洋生物資源の保護、生態系の維持、海洋の合理的な開発・利用するために制定された。適用範囲は中国管轄下の全ての海域である。海水水質の分類と基準は、海水の用途、水質要求によって以下の3種類に分けられる。1類：海洋生物資源の保護と安全利用（塩場、食品加工、海水淡化、漁業と海水養殖等の用水）および海上自然保護区に適用する、2類：海水浴場および景観遊覧区域に適用する、3類：一般工業用水、港口水域と海洋開発作業区域等に適用する。

景観娯楽用水水質基準は1991年3月18日に国家技術監督局と環境保護局によって公布され、1992年2月1日から実施されている。「水質汚濁防止法」と「海洋環境保護法」に準じ、景観改善、娯楽用水水質の保護、自然生態系の水質の回復、観光事業発展の促進のために制定された。適用範囲としては観光、療養、娯楽を目的とする河川、湖沼、海洋の一部水域に適用される。標準の分類は以下のA、B、Cの3類に分けられる。A類：天然浴場あるいは人と直接接触している観光・娯楽水域、B類：国家重点観光遊覧区および人と直接接触していない観光・娯楽水域、C類：主に一般観光用水水域。

以上のほかに数多くの汚染物別と業種別の排出基準、方法基準等が公布されている。中国の環境行政管理制度の1つである汚染物質排出費の徴収制度のなかに、廃水、廃棄ガス、廃棄物の汚染排出費の徴収基準が決められている。

9 - 2 - 3 期待される成果

中国における水環境汚濁の進行の最大の原因は、黄河に代表される粘土質の地質と並んで工場煙突から大気中に放出される硫酸化合物（ SO_x ）であるといわれている。大気中に放出された SO_x は降雨とともに湖沼・河川に流入し、水質のpHを低下させ酸性河川・酸性湖沼と変貌させると同時に、生態系に多大な影響を及ぼしている。さらに、我国の日本海側へ降る酸性雨のうち、その30%程度が中国由来であるという報告がなされている。したがって、高度な技術と豊富な資金を有する日本が大恩ある隣国中国の惨状を見て見ぬふりをすることは許されることではないことと相まって、日本からの技術移転は必須であるといえる。

この20年来、中国は非常に困難の局面のなかで、環境保護事業に力を注ぎ、大きな成果を挙げた。世界各国が経済不況に苦しむなかで、近年、急速に工業化が進み、経済発展を成し遂げつつある中国では、経済の現状は1991年の7%成長から1992年の12.4%、1993年では13.4%、1994年11.8%へと著しい成長を続けている。このため、このような急速な成長に伴って、これまで先進国が経験したような産業化にともなう公害問題が深刻化している。中国独自の環境政策と環境管理強化を実施しているが、環境汚染による経済的ダメージは未だに毎年約1,000億元（約1兆5千万円）にも達しており、数多くの問題を残されている。中国は世界の耕地面積のわずか0.7%で世界人口の22%を養っている。一人当たりの平均占有量0.086haは、世界平均の0.3haと比較しても遥かに低い。最近10年で中国の人口は1億余り増加したが、耕地面積（水土流失31%、塩化沼沢化18%、砂漠化5%と問題がある）は毎年平均30万haずつ減少している。現在の一人当たり平均耕地面積は50年前に比べて半減していた。人口増加にともない、耕地に適さない土地まで開墾されるために表土流失、水害多発などの原因となっており、これに加えて、産業活動や経済発展による酸性雨や水質汚濁などの環境問題を引き起こしている。1992年6月、ブラジルで地球サミット（UNCED）が開催されて以来、環境問題が一国の枠を越えた国際問題として扱われるようになった。東アジアの環境問題は、国際的な観点からみても、地球環境レベルと地域環境レベルの2つの点で重要な意味をもっている。そのなかに、12億の人口を抱える世界一の人口大国である中国の環境問題は大きな注目対象となる。現段階では、中国のGNP（国民総生産額）が一人当たり370ドル（1992年現在）であり、日本をはじめとする他の先進国に比べると遥かに低い値である。一人当たりの耕地面積、草地、森林面積はそれぞれ1,000m²、2,860m²、1,200m²であり、全世界平均のそれぞれ27%、38%、12%に過ぎない。さらに一人当たりの表流量は2,700m³、全世界平均の25%である。一方、人口は毎年1,700万人の割合で増加している。これはオーストラリア一国分の人口に相当している。この人口の重圧の下で、中国は様々な問題、困難と試練に立たされている。経済面や環境技術、人材等の各方面にも不足している。これからの人口の増加と産業の発展を持続させるためには、環境保全と対策に力を入れなければならない。環境保護対策にGNPの0.5%しか投資できない場合、環境は悪化方向に、GNPの1%ではそのまま推移、1.5%以上を投資すれば改善方向に向かうことが指摘されている。中国では、最近になってやっと公害防止や水環境保全に関心をもちはじめているが、環境に対する投資はまだまだ少ない。環境基準は中国の環境汚染を防ぐために、有効な手段として環境政策、環境管理を進めるうえで、大きな役割を果たしている。今後さらに、中国の国情に合った環境政策、環境基準実施の徹底、法的な保証、監督をしなければならない。中国の環境問題と環境政策の行方は、その潜在的汚染源の大きさからしてもアジアのみならず、さらに地球全体の環境に影響を及ぼさざるを得ない。中国は発展途上諸国の一員として、環境問題解決のために、独自の環境政策の改善、環境管理、環境教育・研究等の充実を一層努力することが望まれる。一方、国際的な協力も不可欠であり、中国の近隣国である日本の技術、資金、経験には期待が最も大きい。国際協力には各国の環境に関するあらゆる問題の相互理解が必要である。今後、先進国からの経済の援助のみならず、人材、技術等の国際交流・支援が一層必要とされる。特に公害防止の先進国、一衣帯水の日本からの協力と指導が欠かせないことと考えられる。

中国の水環境の現状は、全国の主要な河川において有機汚濁が広範囲に進行し、湖沼の富栄養化現象が深刻化している状況にある。大半の地域での地下水の水質は安定もしくはやや改善の傾向にあるが、一部の都市や地区の地下水の水質は逆に悪化してきている。一方、2000年と2001年の春以降、長江以北の大部分の地域が、ここ10年来最悪の春季旱魃に見舞われた。旱魃が発生したのは、22の省・自治

区・直轄市で、被害面積は短期間に2,067万haに達し、2,000万人あまりの人々が飲料水にさえ事欠くありさまであり、中国が水資源危機にあることをあらためて認識させられる事態となっている。中国は水資源の賦存量からみると世界でも最低レベルの13国家の1つに数えられ、1人あたりの水資源も世界平均の1/4で、占有量世界ランクは121位である。水資源不足に拍車をかけるのは、降水量と降雨時期のバランスが悪いことである。水資源不足は中国の経済発展、国民生活が向上するにつれ、今後の継続的発展、現在進行中の「西部大開発」計画において大きな脅威となっている。

水環境の悪化が中国の水資源不足をさらに深刻にってしまう恐れがある。中国の環境問題と環境政策の行方は、その潜在的汚染源の大きさからしても、アジアのみならず、さらに地球全体の環境に影響を及ぼさざるを得ない。中国は開発途上諸国の一員として、環境問題解決のために、独自の環境政策の改善、環境管理、環境教育、環境研究などの充実に一層努力する必要があることは論を待たないが、同時に、先進工業国からの環境保全に関わる技術移転などの国際協力も必要とされている。

<参考文献>

- 1) Masakata Sadayoshi : 中国で環境問題に取り組む, 岩波新書, 182pp. (2000)
- 2) Kai-Qin Xu, Ryuichi Sudo : 中国環境ハンドブック, 第2編中国の環境問題への取り組みと対策技術, 第3章水質汚濁, サイエンスフォーラム社, 273~316 (1997)
- 3) 金 相燦, 劉 鴻亮, 屠 清英, 章 宗洪, 朱 萱 : 中国湖泊富栄養化, 1~613 (1990)
- 4) 金 相燦, 屠 清英 : 湖泊富栄養化調査規範, 中国環境科学出版社, 1~20 (1990)
- 5) Kai-Qin Xu, Masataka Watanabe, Ryuichi Sudo : 中国における水環境の現状と都市污水处理システムの動向, 月刊浄化槽, 309, 24-29 (2002)
- 6) Kai-Qin Xu, Ryuichi Sudo : Environmental Standard in China, Water and Waste, 37 (2) 36-46 (1995)
- 7) Kai-Qin Xu, Ji-Qun Zhang, Masataka Watanabe : The Present Status of Water Environment in China -From "The Report on The State of the Environment in China" 2000-, Water and Waste, 43 (9) 29-34 (2001)
- 8) Kai-Qin Xu, Ji-Qun Zhang, Masataka Watanabe : Outline of the Weatern Development and Its Ecological Environment Protection and Construction in China, 資源環境対策, 37 (14) 51-64 (2001)
- 9) Kai-Qin Xu, Ji-Qun Zhang, Masataka Watanabe : Water Environment of Changjiang River(7)Water Pollution and Its Control, Water and Waste, 43 (5) 32-42 (2001)

(国立環境研究所：徐開欽)

9 - 3 米国における富栄養化対策

9 - 3 - 1 対策の目的

水を高度に利用しつつ、水環境を保全する社会システムを構築するためには、水の大循環サイクルと都市・地域での水利用サイクルを見渡しながら計画を立てなければならない。河川水は農業用水、工業用水さらには生活用水として利用され、利用されたこれらの水は汚濁を受けた後、再び流域に戻る。これらの他に畜産排水や森林由来の汚濁物質も流域に流れ込むことになる。これらにより引き起こされる河川の汚濁は生態系に影響を与えるとともに、下流域で再び河川水が飲料水として利用されることから、人間の健康にも大きな影響を及ぼす。これらの影響を最小限にとどめるために、生活排水

は下水処理場において処理された後に河川に放流され、また、工場排水も工場内で処理した後にリサイクルを行うなどの処置がとられる。さらに都市のオフィスビルにおいては水を循環利用することによって水使用量の抑制と汚濁負荷低減が行われている。さらに、河川には自然の浄化機能（自浄作用）が備わっていることから、これを最大限に活かすことも汚濁の影響低減に効果的である。しかし、これらの対策が個々の場でばらばらに実施されるのではなく、流域全体を見渡して、個々の対策が有機的なつながりをもつように全体計画を立てることが必要である。ここでは米国における水環境管理の法体系について解説するとともに、フロリダ州南フロリダ水管理局が推進しているエバークレーズ（Everglades）湿地流域の自然環境の保護と復元を軸とする広域の水環境あるいは水循環回復事業について述べる。

9 - 3 - 2 対策の概要

米国における水域保全に関する法律のうち、河川や水域などに関わるものについてその歴史的な流れを以下にまとめる。

- ・ Rivers and Harbors Act (1899 年): 米国初の商業活動を促進するために、水域の管理や保全に関して制定された連邦法。
- ・ Water Pollution Control Act (1948 年): 水質保全のための技術的な支援や補助金を、州および地方自治体向けに制度化した法律。
- ・ Water Quality Act (1965 年): 州間の航行に関連して水質基準を設定することを州に課した法律。
- ・ The Clean Water Act (CWA) (1972 年): 水域における生物的、化学的、物理的な要因を統合的に捉えて、水域保全や修復の目標を提示している。さらに、水質基準の強化も行われており、大幅な改定が 1977 年に実施されているが、米国においてもっとも重要な基本的な水質保全の法律である。本法のなかには、排水の許可制度、下水処理場建設促進なども規定されている。厳密には、United Code Title 33 Navigation and Navigable Waters Chap.26 Water Pollution Prevention and Control における「Clean Water Act」として施行されている。
- ・ Clean Water Act Amendments (1977 年): 毒性物質の管理強化と連邦による水質保全プログラムへの州責任を明記した改訂である。
- ・ Water Quality Act (1987 年): この法律と連動して CWA の改訂がなされている。その結果、水質目標の達成のために必要とされる、雨天時汚濁流出への対策、処理場建設の融資基金の創設、都市ノンポイント汚染問題の把握、感潮域保全プログラムなどの推進を実施されることとなった。
- ・ Safe Drinking Water Act Amendment (1996 年): 1974 年に制定された米国安全飲料水法の大幅な改訂。この改正では、水源の確保や保護に関する新たな取り組みについて規定し、この取り組みは、CWA における水質汚濁防止や水域保全施策 (Clean Water Program) と統合された形で実施されることとなった。

次に Clean Water Action Plan の概要についてまとめる。Clean Water Action Plan とは、1972 年の連邦水質汚濁防止法 (CWA) の制定から 25 年経過した 1997 年に副大統領からの指示により、提案された行動計画である。主たる目的は、CWA の当初の目標である「すべての国民に、釣りや水泳を楽しむ水域」を達成するために、課題の抽出、水資源浄化計画の強化策、全体的な対策の枠組みのあり方について、重要な提言がなされている。CWA 制定当時と現在との比較をすることで、25 年間の水質浄化の成果は、表 9-3-1 のようにまとめられる。

表 9-3-1 CWA 制定後 25 年間の水質浄化の成果

項目名	1972 年	現 在
釣りや水泳の適合水域	1/3	2/3
湿地減少率(areas/年)	460,000	70,000-90,000
土壌侵食量(ton/年)	22.5 億	12.5 億
下水道普及人口(万人)	8,500	17,300

Clean Water Action Plan でポイントとなる手法は、流域ベースでの管理、生態系や天然資源保護を意識した対策管理、厳しい水質基準による汚濁源対策、適切な情報提供の4つに集約整理されている。特に、最初に記している流域ベースでの管理は、清浄な水は健全な管理が行われている流域において確

保できるという考え方に基づいている。また、水質浄化目標達成の最も費用効果の高い汚濁対策を検討する対象領域あるいは境界として流域を対象とすべきであると考えている。すなわち、水収支や水とともに移動する汚濁物収支を考えるためには水文学的に流域単位とならざるを得ない。この流域単位での管理の必要性は以前から指摘されてきているが、連邦の行動計画として提言されたことが非常に意義あることである。しかし、この流域管理のあり方は日本と同様に完全に確立している状態にあるとは言えない。米国では、次のような流れのなかで今まさに実効性のあるものへと確立されつつあるものと考えられる。この行動計画の提案の前年である 1996 年には、EPA から Watershed Approach Framework が発表されている。この提言において、国内の水質改善が頭打ちになっている現状を打破するには、部門や分野を越えた総合的な連携を必要としており、公共、個人、企業を問わず、community by community and watershed by watershed での協力体制を築くことが述べられている。この考えは、1991 年に HPA の Office of Water において Watershed Protection Approach として打ち出されているものをさらに発展したものである。そして 1998 年には EPA 's Watershed Approach として発表されている。さらに 2000 年には Unified Federal Policy for a Watershed Approach to Federal Land and Resource Management が、EPA だけでなく農業省、商務省、防衛省、エネルギー省、内務省などが連携し、省庁を越えた枠組みとして、流域管理の必要性を共通認識として位置付けた統合的な連邦政策として告示されている。また、適切な情報提供については、地域住民と行政機関との連携の必要性を示唆しているものである。そのためには、流域に関する情報を共有する必要があるため、情報公開という新たなプログラムの展開へとつながる。情報提供された地域住民と行政機関が連携して流域に関する意思決定を行うことで、質の高い管理方法が実施に移されることが期待される。適切な情報提供により可能となる住民参加は、流域における利害関係者の連携につながり、さらには Community Involvement として行動計画の駆動力となる。

米国における排水規制も、日本と同様に人間の健康と水環境の保護を目的として行われている。CWA のもとで規定されているように、汚染物質を排出する点汚染源は、National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Program により、排出許可を得ることが義務付けられている。下水道システムなどの管路や水路も汚染源として取り扱われる。しかしながら、都市下水処理システムに接続している家庭汚水などは許可を必要とはしない。この許可制度は、日本において排水基準が設定されていることと同様に水質汚濁を軽減する手段として機能を発揮している。しかしながら、この排水規制だけでは連邦水質汚濁防止法(CWA)の目標である fishable and swimmable な水域、すなわち環境基準を満足する水域保全を達成できていない状況にあるとの認識にいたってきている。すなわち、発生源である排水規制の水質管理から、望ましい水環境や水用途を反映した水質環境基準に焦点を当てた管理への移行することが求められてきている。元来、1972 年制定の連邦水質汚濁防止法(CWA)の条項

303(d)において、州政府は水質環境基準を満足していない水質に障害のある水域のリストを作成することが求められている。そして州政府は点汚染源（点源）において要求される汚濁対策を実施しても基準が達成されていない場合には、障害水域の優先順位を決定し、同時にその水域の基準を満足できる、あるいは許容できる汚濁負荷総量（TMDL：Total Maximum Daily Loads）を設定することが定められている。その際、特定汚染源だけでなく、面源負荷も考慮することになっている。この考え方は、流域別下水道整備総合計画における汚濁負荷量と汚濁解析と基本的な概念は同じである。そして州政府の作成したリストやTMDLが不十分とEPAが判断した場合には、EPAが新たにリストとTMDLを設定することになっている。したがって、以前から水質環境基準を基礎とした水質管理を推進する法整備は整っていた。しかしながら、実際上はこの規定が実効性を有しておらず、EPAは1985年にTMDLプログラム実施に向けた規定を設け、1992年には一部改訂を行ってきた。さらに1996年からは、そのさらなる改訂に向けた作業を行い、2000年7月にEPAは野心的なタイムスケジュールの最終案を提出するに至っている。その内容としては、下水処理場のような点源汚染対策だけでなく、明確に面源対策を積極的に推進する必要があることを含むものである。面源対策に関連して、1987年のCWAの改訂において雨天時流出水に関してもこの許可制度の適用する方針を打ち出し、1990年には法制度化している点は興味深い。都市域の雨天時汚濁水には、合流式下水道からの越流水(CSO)も含まれ、これも対象となっている。このように、点源汚染だけでなく、都市域からの面源汚染由来の負荷削減が法的な規制のもので必要であると認識されている。また、家畜飼育事業所からの汚濁排出にもこの許可制度が適用されており、不適切な管理に伴う地表水や地下水の栄養塩汚染、上水道水源汚染を防止する努力がなされている。なお、CSO等対策に関連して、EPA's CSO Control Policyが1994年に発表されている。

近年、日本においても集水域単位での水管理の重要性が再認識されはじめている。アメリカ合衆国では、世界に先駆け、集水域単位の水管理を積極的に進めている。GISを駆使し、各集水域を示した全米規模の地図も既に整備されている。連邦および州政府、地方自治体の各行政レベルでも、政治的境界線を越え、自然の境界線に合わせた水管理、自然保護の取り組みが進められている。例えば、農地、道路等からの不特定汚染源対策、また直線化河川の再自然化といった自然復元の取り組みなど、河川をはじめとして、湖沼から湾までを含めた集水域全体の環境保護施策が実施されている。

都市域のウォーターシェッド(集水域)保全に力を入れているウォーターシェッド保護センターでは、都市部の比較的小規模な集水域において深刻な問題となっている地表水の汚染やその対策等を、河川環境保護に確固とした実績をもっているリバーネットワークでは、集水域規模・単位の保護の必要性やその効果等をアピールしている。集水域ごとの健全な水管理を実行するには、省庁間の協力が不可欠であるが、灌漑用の取水や農薬・化学肥料などによる不特定汚染の問題など、水管理には農業分野も大きく関わっている。農務省では10万ha以下の小規模な集水域を保全しようとする農家の共同作業を促進・援助する「Small Watershed Program」をはじめ、農業分野による集水域保全の取り組みを推進している。内務省にある魚類野生生物部は、野生生物保護の立場から、開発プロジェクトのチェックを含み、全米的な保全施策を実施する政府機関である。ここでは、野生動植物の保護に関する米国の法律のなかでも最も強い拘束力をもっている「絶滅の危機にある種に関する法律」をはじめ、水生動植物の保護と回復のための政策や法制度が整備されている。例えば、世界最大級の汽水域をもつチェサピーク湾は、農業や宅地開発等により、一時環境が極端に悪化したが、河岸から1,000フィート以内の地域に対して種々の開発規制を設ける「クリティカル・エリア・プログラム」をはじめ、湾に流入する河川における保全施策などの整備・推進による州政府とNGOによる長年の努力の結果湾

の生態系は予想以上に回復した。フロリダの自然を保護・回復するために、州政府は自然保護団体と協力して、フロリダ各地の自然の残存状況を調査し、種毎、生息地毎のデータを集積し、地図化し。フロリダ自然地域目録協会では、保護が必要とされる生態的に重要な地域を明らかにする手法や地図化に不可欠な GIS データの利用手法を確立している。また、2000 年水資源開発法の下、エバークレーズ復元総合計画（通称 CERP）が、総予算約 1,500 億円（連邦との折半）で進められることになっている。環境保護省では、この法律施行の背景や今後 30 年間の計画の概略について、また、野生生物の生息地を保護するために、大規模に自然地を買い上げる「フロリダよ永久にプログラム」などの大胆な取り組みが行われている。フロリダでは、絶滅危惧種などの野生生物を指標にして重要な生息地を抽出し、生態学的に重要性の高い地域とその法的な保護状況とのずれを明らかにするギャップ分析や個体数適正分析を用いて州全体の自然を守ろうと努力している。州魚類鳥獣省では、これらの分析結果をもとにした土地の買い上げなど、先進的な自然環境保護の取り組みを推進している。さらにフロリダでは、全州を 5 つの集水域単位に分け、それぞれに管理局を設置して水管理を行っている。日本国土の約 40%の面積をもつ大湿地帯エバークレーズがその管理区域に属している南フロリダ水管理局では、過去に一度直線化した河道を埋め戻し、水門を破壊し、自然の蛇行を蘇らせるというキシミー川における自然復元事業を行っている。

9 - 3 - 3 対策の期待される効果

水問題、あるいは水域の自然環境保全の問題は、今後我国においてもますますその内容と地域が広がり、深刻化することが予想される。来るべき時代に向けて、われわれはその解決を避けて通ることはできないが、そのために、エバークレーズ湿地帯の自然環境の回復を中心的な課題として南フロリダ水管理局および関係地域の社会全体が進めているこの分野の意欲的で体系的な取り組みは、我国の水環境保全の施策や地域計画がこれから目指すべき方向についていくつかの示唆を提示している。そのような施策や制度の特徴は以下に記したとおりである。フロリダ州には 5 つの水管理局があり、各管理局は郡や市などの行政区画とは無関係に、各水系の流域によって管轄区域が分けられており、その管内の洪水防止、農地や都市への水供給、水質の保全、水域の生息環境や生物資源の保護・保全、レクリエーション水域の保全・創出など、水資源・水環境にかかわる全ての分野が総合的に管理されている。このように水系は流域単位で、水環境にかかわる諸分野を一元的に管理することは、施策の合理化と効率化を図る上できわめて重要な意義を有している。水環境保全に関する様々な課題を個別に扱わないで、治水、利水、野生生物とその生息環境の保護・保全、市民のレクリエーション環境の回復などといった課題を、自然な水循環と水環境の回復を軸にして、相互に関連したものとして捉え、多面的な効果を狙った対策が立てられている。これに関連して、水域の環境保全を考える場合には、問題を広域的に捉える視点が大切であるが、ここでは対象を「Satelights Eye」で捉え、水系全体とその生態系を視野に入れた総合的な思考が働いている。フロリダ半島南部のエバークレーズ流域の南北 500km を捉えた衛星写真が、Governing Board の議場の壁面に掲げられており、あたかも出席者に広域的な発想を促しているかのようである。水環境問題が発生する原因とメカニズムを明らかにし、保全・回復の対策を立てるために、関連分野の多くの研究機関、研究者、技術者等による共同チームがつくられ、問題解決に向けての計画性と目的意識をもった、多面的かつ効率的な調査・研究が進められている。また、得られた調査・研究の成果についても、問題解決の核心をつかむための総合的な解析と検討が行われている。南フロリダ水管理局には、管内の水環境の管理に関する施策と事業を決定する最高決定機関として州議会よりこの分野については上位の権限を持つ「Governing Board」が

設けられている。その9人の委員は州知事によって地域と分野を考慮して任命されるが、利益代表ではなく、任期は4年で無報酬である。その審議は全て公開で、住民や民間の団体も、根拠となる資料を提示して直接意見を述べるができる。なお、Governing Boardの制度があるのは、フロリダ州の5つの水管理局の中では南フロリダ水管理局だけである。水管理局による事業の立案、決定からその実行、事業の結果の評価、ならびに基礎的な調査・研究の計画、成果の検討など全て完全公開と住民参加を前提として進められている。さらに問題に対する住民の理解を助けるために、公聴会の開催や専門的で内容の充実した広報資料の発行などがこまめに行われている。またインターネットによる情報の入手はもちろん、Governing Boardの委員の間や局のスタッフによる会議や話し合いの場への住民の出席も保証されている。自然保護団体や行政とは独立した専門家のグループから出された批判や指摘が問題の核心を突いている場合には、水環境管理の施策の変更には止まらず、行政機関あるいは研究機関に新しい部門を新設したり、必要があれば法律の改正や新法の制定が行われる。水管理局による環境・生態部門の新設、ガラス張り行政を決めた「Sunshine Act」やエバークレーズの湿地環境の復元を制度化した「Everglades Forever Act」の制定などにもこのような外部からの力が少なからず与っているといえることができる。

<参考文献>

- 1) 南フロリダ水管理局・桜井善雄編：エバークレーズよ永遠に 広域水環境回復を目指す南フロリダの挑戦，信山社サイテック，94pp. (1999)
- 2) USEPA：Clean water Action Plan: Restoring and Protecting America's Waters, EPA-840-R-98-001 (1998)
- 3) (財)河川環境管理財団：河川整備基金事業 河川における水質環境向上のための総合対策に関する研究，214pp. (2001)

(東北大学：西村修)

9 - 4 欧州における富栄養化対策

9 - 4 - 1 対策の目的

水域の富栄養化を促進する栄養塩類として窒素とリンが挙げられるが、その処理方法の一つとして地下浸透法が行われている。しかしながら、この方法では地下水源が窒素やリンにより汚染される可能性が生じる。地下水は日光が届かないため、植物性プランクトンの光合成活動による内部生産（有機汚濁）は生じないが、リンは土壌吸着されるものの、窒素は地下水中に蓄積され、特に硝酸濃度が高くなる。硝酸を多量に含んだ地下水を飲用した場合に、乳幼児にチアノーゼ症状を引き起こすメトヘモグロビン血症を引き起こしたり、発ガン性物質であるニトロソアミン類が生成する危険性がある。硝酸性窒素は、亜硝酸性窒素への還元、さらにニトロソアミンの形成の可能性があることがすでに報告されており、メトヘモグロビンや発ガン性物質の潜在的な前駆体としての危険性がきわめて高い。このように、地下水の硝酸汚染は、人体への影響にもつながる極めて重要な問題である。地下水への硝酸性窒素の供給源は、生活排水・工場排水等の土壌浸透処理に由来する点源、農地に施用された肥料成分の溶脱に由来する非点源の2つの形態がある。このうち、生活排水・工場排水等は地下水の飲料水質ガイドラインの $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下および環境基準健康項目の $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を超えないようT-N: $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の除去対策等での対応が必要であるし、農地への施肥は、汚染物質の供給源が面的に拡がりをもっているため、施肥量の適正化を図る必要がある。また、バイオレメディエーションによる地下水の硝酸

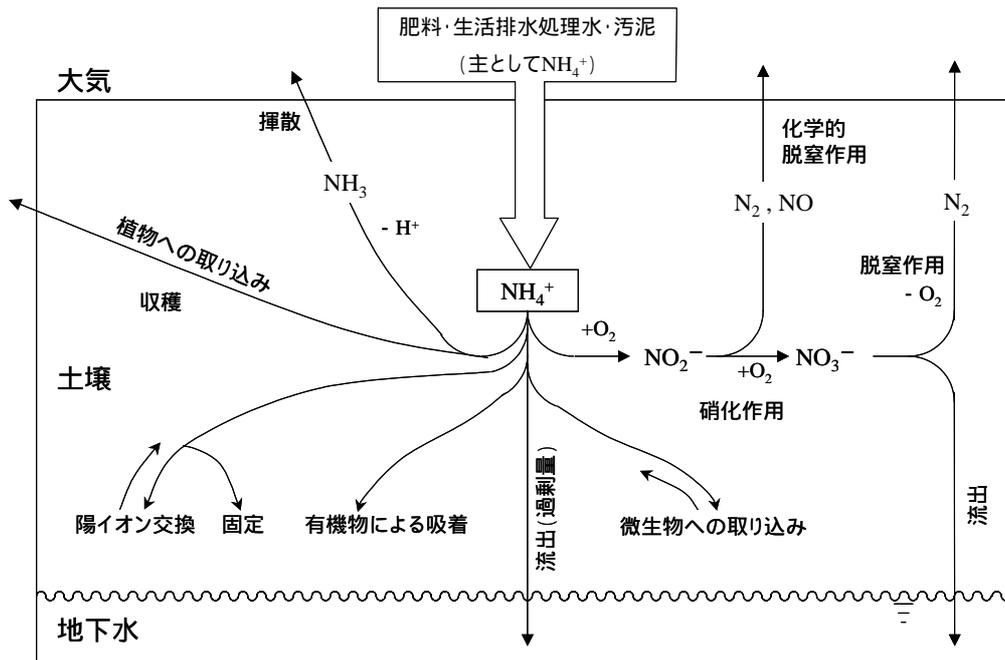


図9-4-1 アンモニア性窒素の供給から出発した土壌窒素の形態変化

汚染除去対策も直接浄化対策として必要とされている。図9-4-1にアンモニア性窒素の供給から出発した土壌窒素の形態変化を示す。ここでは欧州各国における水環境管理の法体系について解説すると同時に流域管理も考慮した地下水対策について述べることにする。

9-4-2 対策の概要

ヨーロッパにおける水質管理に関連する法整備は、1970年代から1980年代における水関連の法整備、栄養塩類対策のための法律改正、新たな水政策へ：Water Framework Directive、の3段階に分けることができる。EU指令の歴史を引用しながら、欧州での水質汚濁とその対策の流れを整理することとする。EUという枠組みでの水政策（European Water Policy）が議論されてきているのは、米国において州単位での水質環境管理に限界があることと同じように、ヨーロッパの国単位では効率的な管理は不可能であるため、EU全体で一貫性のある基準や施策が必要とされていることを反映しているものである。上記の新たな水政策であるWater Framework Directiveの承認までの歴史を、年表方式で記載すると以下のとおりである。

第1世代

- 1967年：Directive on Dangerous Substances（危険物・毒物管理の導入）
- 1975年：Surface Water Directive（飲料水の取水に関わる河川や湖沼の水質）
- 1976年：Bathing Water Quality Directive（水浴のための水質目標設定）
- 1978年：Fish Water Directive（魚類のため水質目標の設定）
- 1979年：Shellfish Water Directive（貝類のための水質目標の設定）
- 1980年：Drinking Water Directive（飲料水の水質目標の設定）

第2世代

- 1988年：フランクフルトにて水に関する首脳会議
- 1991年：Urban Waste Water Treatment Directive（生物処理の必要性和高度処理の適用）

1991年：Nitrate Directive（農業地域からの窒素汚染対策）

1996年：Directive for Integrated Pollution and Prevention Control (IPPC)（大規模工業施設からの汚染対策）

1998年：New Drinking Water Directive（飲料水質基準項目や適用範囲の見直し，基準値の強化）

そして，1995年当時から，水政策の見直しを検討し始めると同時に，European Parliamentの環境委員会や環境大臣会議において，水管理における地球規模でのアプローチの必要性が指摘されてきていた。そして，1996年5月には，各国政府だけでなく幅広い参加者のあったWater Conferenceが開催された。このような協議過程を通じて，個別の水質汚濁問題解決に多大な努力をしてきているが，現在の政策は相互連携がないことが問題であるとのコンセンサスが得られた。すなわち，Drinking Water Directive，Urban Waste Water DirectiveなどのEUにおける行動方針を提示されてきていたものの，同時に水政策や水管理は首尾一貫した手法で行う必要性が強調されてきていた。その結果，一つのフレームワークにおける新たなEU水政策への転換の段階に入ってしまった。そのための第一の作業として，European Commission (EC)は新たなEuropean Water Policy案を構築して，関連団体との協議過程に入った。そしてECはWater Framework Directiveに関する提案をするに至った。公式にはEuropean Parliamentの環境委員会や環境大臣会議とのやり取りを実施するとともに，関連団体や地方・地域当局，水利用者，NGOからの意見も取り入れて調整作業を進めた。そして，25年間にわたる法制度整備のあとを受けて，EUが水政策の再構築を行い，Water Framework Directiveが2000年夏に採択されたのである。

このように，ECから提案されたWater Framework Directiveが，ヨーロッパ議会と評議会という二つの法制定組織の調停を経て，最終的に実効性を有するものとして承認された。ヨーロッパにおいては，飲料水として，水浴のため，自然環境における地域の貴重な財産として，という3つの視点からより清浄な水（河川，湖沼，地下水，沿岸域）への要求が高まった背景を受けてこの指令への導入に向けた議論がスタートしている。米国のCWA (Clean Water Act)における視点と比較すると，地下水も明確に水域の一部として同等に取り扱うこと，そして，それに関係して飲料水水源としての水域を清浄化する意識が提示されている点が違いとして挙げられる。また，CWAにおいて目標にも提示された「水浴を楽しめる水域」に加えて，自然環境の財産として水域をはっきりと位置付けている点は興味深い。そして，この水政策における目的は次のように整理されている。

汚染・汚濁した水域をより清浄な状態へ戻す

現在清浄な水域を保全しその状態を維持する

これらの目的達成には，従来の個別汚染源対策では不十分であると認識されるとともに，法体制の合理化を検討すべきとの判断がなされた。また，住民および住民団体の役割が流域管理の観点からも必須であることが確認された。その結果，本指令は以下のような目的や特徴を有したものとなっている。

協調した対策プログラムを伴う統合的な流域管理

表流水，地下水などすべての水域を対象とし，質，量，生態系の保護を目指す

排出規制と水質基準の両者を連携させた手法による汚濁対策

プライシング（市場価格政策）の導入

住民参加の強化

上記のポイントのいくつかは，米国におけるClean Water Action Planのポイントと似通っていることがわかる。そのうち最も重要なポイントは米国と同様に，流域管理を意識した総合的な対策を打ち出したことが挙げられる。言い換えれば，1980年代から導入されてきていた指令が個別の汚濁対策で

あるがゆえに、その効果に限界があることが認識された。そして、既存の EU 水法制度をより完全なものにするための統合的な水政策の中心的な柱として、この新たな指令を位置付けている。従来の個別対応の指令である Nitrate Directive, Urban Waste Water Directive などこの新たな指令と整合するものとして存続しつづける。ただし、一貫性を持つためにも流域管理という枠組みのなかで、一部の指令は廃止・統合された。

行政あるいは政治的な境界ではなく、自然・地理学的にも水文学的にも一つのユニットとなっている流域ベースで管理を行うことが望ましい。すでに、いくつかの国では流域ベースでの管理が進められ、River Basin Management Plan が策定されている。この計画は、6年おきに更新することが求められている。この更新作業により、協力調整（協調関係）が必要な状況にあることが明確になる。具体的には関連各国で進められている国際河川の流域管理プロジェクト（Maas 川, Schelde 川, Rhine 川）は良い例である。また、清浄な水域を保全したり、汚濁状態の水域を修復する重要な目的は、水域生態系の保護、貴重種生物のハビタットの保護、水道水源の保護、水浴域の保護である。後者3つは、特定の水域を対象とするものであるが、流域に対して統合的な視点で管理されることが必要である。一方、水域生態系の保護に関しては、すべての水域に関連するものであり、生物保護の条約において、保護されるべき環境は完全な形で行われることが求められている。水質環境保全が単一の項目別で議論されることなく、生態系保全の観点で水質環境が議論される素地が存在しているように判断される。

以下、EU 各国における流域管理を含めた地下水の水質保全について述べる。

ドイツにおける地下水の水質保全

ドイツにおいて近代的な法律が整備され、水道水源保全の技術的指針が最初に示されたのは 1953 年で、その後の改訂を経て現在の「ドイツ連邦水収支法」に至っている。同法では、土地所有権はこの法律または州法で許可や認可を必要とする水の利用および地表水域の拡張には及ばないと規定されている。また、現在または将来の公共給水のために水を不利益な影響から保護すること、地下水を涵養すること、降水の流出を防ぐこと、が必要となった場合には、保全地域を設定できることになっている。保全地域は到達時間と到達距離という2つの指標をもとにさらに細分割され、おのおのの地下水保全区域（ゾーン）では様々な行為が禁止もしくは規制される。保全区域においては、土地所有者や利用権者は水質や土壌の検査など一定の受忍義務を負うと規定されている。第 1 ゾーンは地下水をあらゆる汚染物質から保護するための最も重要な区域で、その範囲は水源井から半径 10m 以内である。通常はフェンスなどで囲っており、関係者以外は立ち入ることはできない。第 2 ゾーンは病原性微生物による地下水汚染を防ぐことを主目的としており、地下水が揚水井に到達するまでに 50 日間を要する範囲と規定されている。この 50 日という日数は、病原性微生物が地下水中で死滅する平均日数を経験から割り出したものである。第 A ゾーンは揚水井から 2km の範囲に設定され、産業活動による地下水汚染を主たる目的としており、この区域では難分解性物質の使用や貯蔵に関するものを中心とする土地利用規制が行われている。第 A ゾーン外側の水源涵養域全体が第 B ゾーンの対象区域であり、非分解性物質や放射性物質などから水源が保護されている。

フランスにおける地下水の水質保全

フランスでは、1953 年の「公衆衛生法」によって地下水水質保全対策の原型が整えられ、1961 年の政令で以下のように定められた。まず、一切の経済開発が禁止され、柵で囲っておくことが要求される第 1 種（直接）保護地域は、原則として水道事業者がその土地を買収しなくてはならない。ちなみに、パリでは第 1 種保護地域として湧水の取水地周辺とパリまでの導水管沿いの 1,850ha の土地が買収されている。導水管沿いの土地が保護の対象となっている理由は導水管が板石造りの自然流下式

であり、満水状態でないときは内水圧が下がり、また外部からの衝撃に弱いためである。第2種(近接)保護地域(井戸の周囲数100m~数km程度)では、以下の行為を禁止もしくは規制している。すなわち、井戸の掘削/露天での石材の切り出し/穴掘りもしくは盛土、家庭からのし尿・塵芥・放射性物質・その他水質に影響する物質の堆積、運河開削/液体・気体の炭化水素・あらゆる化学物質・廃水の貯蔵と堆積、地上および地下構造物の建築、堆肥・有機化学肥料・あらゆる土壌改良剤、殺虫剤の散布、動物の飼育および直接・間接に水質を害する恐れのあるすべての行為、である。第1種と第2種だけでは不十分な場合に設定される第3種(遠隔)保護地域では、第2種保護地域で禁止または規制になったのと同様な行為が規制される。特に運河開削、液体・気体の炭化水素、放射性物質、あらゆる化学物質、廃水の貯蔵および堆積が規制されることにあるが、第3種地域は現実にはほとんど決定されていない。フランスでは、特に第1種・第2種保護地域の設定が重要視されているが、両者とも地上の取水地と地下浸透層との水理地質学的関係を考慮しなければならないとされる。なお、第2種保護地域では土地所有者はかなりの受忍義務を強いられることになるが、保証金が支払われるかどうかはケースバイケースで決定される。

オランダにおける地下水の水質保全

オランダには自家用の井戸はほとんどなく、ほぼ全家庭に水道が普及しており、これらの水道水は約100の事業者により240本の井戸から供給されている。主要帯水層は主に未固結の海成および河成堆積物で構成されているが、地下水位が地表面下0~2mと高いため、地下水はきわめて汚染されやすい環境にある。オランダにおける初期の地下水の水質保全制度はドイツの制度を参考にしたものであるが、水文地質条件などがドイツと異なることもあり、地域区分の設定に際してその科学的根拠が薄弱であるとして議論を呼ぶことが多かった。また、安全な飲料水の確保がその他の利害と対立することも多く、土地利用の規制は困難であった。そこで、オランダの特殊な水文地質条件や社会条件、さらに自然の浄化能力が考慮され、独自の基準が設けられた。

スイスにおける地下水の水質保全

スイスでは工業用水および水道水の約80%を地下水に依存している。これらの地下水は良質であったが、近年は地下水汚染が進んだため1966年に最初の地下水保全区域の設定が検討された。さらに、1972年に連邦法が施行され、州は揚水井と湧水に対して水質保全区域を設定するよう義務付けられ、また水道事業者も区域設定のために水文地質調査を行った上で関係資料を提出することが義務付けられた。一方、1971年に微生物学、化学、水理学、水文地質学、衛生学、法学などの専門家からなる検討委員会が組織され、委員会の答申に基づいて1977年には保全区域の線引きのガイドラインが示された。なお、1990年時点で約50%の水源域に保全区域が設定されている。第1ゾーンは細菌や化学物質による地下水汚染を防ぐための保全区域で、水源井や湧水地点の周辺のみならず、断水地帯や石灰岩地帯では吸い込み穴など水源と直結する地域にも設けられる。基本的には井戸などを中心とする半径5~20mの範囲すべての土地利用が禁止されている。第2ゾーンは病原微生物や難分解性化学物質などによる地下水汚染を防ぐために設定される区域である。家畜し尿の散布が制限されることに加えて、有害な液体の貯蔵や廃棄物の埋立、投棄、下水処理、道路や鉄道の建設などが禁止される。このゾーンは取水地点から100m以上の距離を隔て、かつ汚染物質が取水地点に到達するまでに少なくとも10日以上は帯水層中に滞留するような範囲と規定されている。なお、石灰岩の溶食が進行して裂隙・空洞が発達している地域では、第1ゾーンが全涵養域に及んでしまうこともある。そこで、石灰岩地域においては詳細な水文地質調査を実施することを前提として、実態に即した区域設定を試験的に設けている。第2ゾーン内の地下水の水質保全を目的とした緩衝帯として、第1ゾーンとほぼ同じ広さの区域が第3ゾーンとして指定される。第

ゾーンでは農業や建築は可能であるが、下水道施設や有害化学物質の貯蔵などには特別な規制が行われる。ただし、石灰岩地域では第 1ゾーンの2倍の範囲が第 2ゾーンに設定されたケースもある。いずれの場合にも、残りの全涵養域はセクターAと呼ばれるゾーンに指定される。

なお、ヨーロッパではこれらの国以外にも、独自の基準に基づいて保全区域を設定している国がある。例えば、イギリスでは水源から半径 500m の区域を水源保護区域に設定し買収している。

9 - 4 - 3 対策の期待される効果

前述したように、地下水の硝酸汚染は人体に対してきわめて深刻な影響を及ぼす。上記のような欧州各国における施策が効果的に機能すれば、地下水汚染を防ぐことは可能と思われる。しかしながら、安心感は得られても 100%安全と言い切るには十分ではなく、今後のモニタリングシステムの強化や地下浸透させない処理方法などの開発が望まれるところである。EU はライン川やドナウ川など多国間を流下する長大な国際河川が存在しており、上流域と下流域での地域間の問題が国家レベルで生じている。発生源対策を強化すると同時に、国境を越えて汚濁した水を流下させないという概念が重要である。特に窒素、リン対策は、発生源で処理しないと終末の湖や内湾がダメージを受けることになり、正に国境を越えて水質汚濁が進行することとなる。すなわち、地球規模の環境汚染の進行を防止するためには、国内の流域管理のみならず、国境を越えた遠く離れた地域の環境をも意識した対策が必要不可欠である。

<参考文献>

- 1) 土壌・地下水汚染対策欧州視察団編：地下水問題とその解決法 ヨーロッパに見る汚染対策，環境新聞社，176pp. (1998)
- 2) 村岡浩爾：土壌・地下水汚染の現状と展望，第 41 回日本水環境学会セミナー「新たなる地下水汚染を防ぐために」講演資料集，1～11 (2001)
- 3) 大塚 直：欧米における土壌・地下水の浄化に関する法制度，第 41 回日本水環境学会セミナー「新たなる地下水汚染を防ぐために」講演資料集，38～44 (2001)
- 4) 美坂康有：欧米における土壌・地下水汚染対策技術，第 41 回日本水環境学会セミナー「新たなる地下水汚染を防ぐために」講演資料集，102～112 (2001)
- 5) 中島宣雅：ヒ素による地下水汚染の現状と地下水質環境基準，水環境学会誌，20(7)434～437(1997)
- 6) 鶴戸口昭彦：土壌汚染への取り組み，水環境学会誌，17(2)68～75 (1994)
- 7) (財)河川環境管理財団：河川整備基金事業 河川における水質環境向上のための総合対策に関する研究，214pp. (2001)

(東北大学：西村修)

11 課題および展望

21世紀は水の世紀といわれるように、飲料水をはじめとする健全な水資源の確保は重要な課題である。しかし、アジア・太平洋地域の開発途上国においては、人間活動、産業活動の活発化に伴い水質汚濁が累進的に加速しており、危機的状況にある。特に、近年、WHO（世界保健機関）の飲料水質ガイドラインに位置づけられた毒性物質マイクロキスチンを産生する有毒アオコが湖沼等において顕在化する等、水資源の安全性確保が極めて重大な解決すべき課題となっている。なお、このマイクロキスチンは青酸カリよりも強い毒性を示し、世界各地で多数の家畜の死亡をもたらし、ブラジルにおいては人の死亡も確認されており地球規模の実態調査が急がれるところである。さらに、有毒アオコは窒素・リン等の栄養塩類を取り込んで異常増殖すると、湖内で無機態窒素を吸収し藻類の細胞としての有機窒素に変換する。すなわち内部生産が行われることとなり、その結果COD増加の原因生物ともなっている。このようなことから有毒アオコに対しては、毒性物質産生藻類であると共に湖内のCOD増加原因生物であると国際的に指摘されている。このようなことから水環境修復のための対策技術としては水域の全汚濁負荷の50～80%程度を占める生活系排水の処理対策として、一極集中型ではなく、高度な処理水をオンサイトで還元し水の滋養を図る分散型の省エネ、省コスト、省維持管理型の国情に適した窒素、リン除去をはじめとする浄化システムの導入が必要不可欠であることが指摘されている。

それ故、国情、地域性をふまえ、生物処理工学としてのバイオエンジニアリングと生態工学としてのエコエンジニアリングのハイブリッド化したバイオ・エコエンジニアリングの開発を行い、広く利用・普及可能な対策技術を構築することが重要な位置づけにある。すなわち、温帯・熱帯・亜熱帯・亜寒帯等気候条件の大きく異なる各地における湖沼の有毒アオコの発生実態調査、有毒アオコを捕食する微小動物等の微生物活用修復技術の開発、富栄養化の主な原因となる流域の分散型生活排水の汚濁発生源の排水特性の把握、発生源対策としての分散型排水処理である浄化槽、土壌浄化法等をはじめとする高度簡易排水処理技術の開発、水耕栽培法、人工湿地、ヨシとガマ等大型水生植物を活用する生態工学技術の開発等によるアジア・太平洋地域の国情に合う水環境修復技術としての省エネ化、省コスト化、資源化、維持管理の簡易化を目指したバイオ・エコエンジニアリングを創出し健全な水環境を構築することは21世紀の国際的な水問題を解決する有効な対策となり得る。

すなわち、アジア・太平洋地域の開発途上国における水環境修復対策は、国家的・社会的ニーズをふまえた科学技術政策課題であり、各国ともに都市周辺の河川・湖沼が、未処理の生活排水、産業排水により著しく汚染されており、その水環境汚濁の現状を改善修復するための水処理技術の導入を必須としていることは全く共通するものである。先進国と開発途上国との水環境修復対策と水処理技術に関しては、共通する点しない点が存在するものの、水質汚濁に係る環境問題の解決のためには国際共同研究を通し国情に適した水環境修復対策を開発普及できるようさらなる国際化を推進する必要があるものと考えられる。水環境修復対策の国際化を推進する上での課題としては、海外で技術指導ができる水環境修復技術専門家の養成、開発途上国の人材育成、産官学一体の体制創り、国際的ネットワーク創り、ODAやJICA等による資金面での援助等を挙げることができる。環境基本法の理念には「国際的協調による地球環境保全の推進」が示されており、国際協力がますます重要な位置づけになっている。国際共同研究を強化し推進することで開発途上国の国情に適した省エネ、省コスト、省維持管理浄化システム技術の開発がより進捗し、環境への負荷の少ない持続可能な循環・共生型システムの創造が構築可能になるものと考えられる。また、水環境の汚濁がますます深刻化する開発途上国に対し、国際的技術援助および研究協力を積極的に行い、国を超えた地球規模の環境の視点に立った水環境修復対策の推進を図ることが今後極めて重要になるものと考えられる。

（国立環境研究所：稲森悠平）