

2 生物・生態系から着目すべき物質の抽出

2.1 直接的な影響を受ける生物種の選定

2.1.1 生物種の選定の考え方

流域・河川変化に伴う河川インパクトによって生じる海域（水底質・生物）のレスポンスを確認することを目的に、三河湾と東京湾を対象に流域・河川からのインパクトに対する直接的影響を指標すると考えられる代表的な生物を選定した。

なお、代表種を選定するにあたり、流域・河川からのインパクトがもたらす海域での環境変化を抽出し、それらの影響を受けると考えられる種を代表種とした。

流域・河川からのインパクトがもたらす海域（三河湾・東京湾）での主な環境変化として、以下の事項があげられる。

- ・ 海域水質の変化（淡水流入量の変化、流出負荷量の変化に伴うもの等）
- ・ 底層貧酸素化（流入負荷量（有機物等）の変化、栄養塩等流入負荷量の変化に伴う植物プランクトンの過剰な生産に伴うもの等）
- ・ ハビタットの変化（河川からの土砂供給量の変化に伴う干潟地盤高・性状の変化、出水パターンの変化等に伴う干潟・浅海域（岩礁帯）における浮泥の堆積、淡水流入パターンの変化等）

これらの影響を直接的に受けると考えられる生物種として、植物プランクトン、底生生物、海草類・海藻類を選定した。海域でのそれぞれの環境変化と生物への直接的影響との関係を表 2.1.1.1 に示す。

表 2.1.1.1 海域での環境変化と生物への直接的影響との関係

生物種 \ 海域での環境変化 ¹⁾	海域水質の変化	底層貧酸素化	ハビタットの変化 ²⁾	備考
植物プランクトン	○			
底生生物		○	○	アサリ等
海草類・海藻類	○		○	アマモ・コアマモ（干潟）
大型海藻類 ³⁾	○		○	アラメ・カジメ（岩礁帯）

注) 1) 海域での環境変化は、河川からのインパクトとの関係が強いと考えられる項目を抽出した。

2) ここでのハビタットの変化とは、河川からのインパクトと関係の強い、例えば河川からの土砂供給量の変化に伴う干潟地盤高・性状の変化や、出水パターンの変化等に伴う干潟・浅海域(岩礁帯)における浮泥の堆積、淡水流入パターンの変化等を指す。

3) 大型海藻類は、東京湾・三河湾では湾口付近に生息する程度であり、河川水の影響を受けにくいいため、本検討の対象外とする。

各生物種について、以下に示すような主な関係の有無を明らかにすることにより、河川からのインパクトによる海域での環境変化と生物種との関係を確認する。

- ・ 植物プランクトン(赤潮)と海域水質(栄養塩類)との関係

⇒赤潮出現頻度や出現種を確認し、水質変化等との関連を概略検討する。なお、流入負荷等

の変化と一次生産量との関連については、水質モデルを用いて検討を行う。

- 底生生物(アサリ)と底層貧酸素化との関係：
⇒対象海域におけるアサリの漁獲量と貧酸素発生状況に関する知見を整理し、関連性について検討を行う。
- 底生生物(アサリ)とハビタットの变化(干潟底質性状等)との関係：
⇒既存文献により知見を整理する。
- 海草類(アマモ・コアマモ)とハビタットの变化(干潟地盤高、底質性状等)との関係：⇒現況のアマモ、コアマモ分布状況、過去からの変遷を整理し、変遷の主要因について既存文献等により知見を整理する。

その他、魚類では遊泳力の弱い底生魚類などは貧酸素の影響を受けやすいことや、水質の変化を忌避する種などは直接的な影響を受けると考えられる。三河湾、東京湾の各海域に生息する魚介類の経年変化の特徴と変化要因を既存資料に基づき整理した。生物種の選定は、「一次生産者の変化に伴う食物連鎖の観点」や「藻場がなくなることによる産卵場や稚魚の成育場の消失」等により、生息量が変化すると考えられる魚介類について、以下の方法をとった。

- ①漁獲統計、環境調査結果等を用いて、湾内に生息する主要生息種のリストを作成する。
- ②リストアップされた生息種の生活史と生息場、食性を勘案し、河川からのインパクトに対する影響度を考慮して代表種を選定する。
- ③なお、①における主要生息種リストは、現存する種が対象となるが、環境変遷等の影響により三河湾、東京湾においてすでに現在見られなくなった種も代表種として選定する。

2.1.2 三河湾における魚介類のレスポンスと要因

(1)生物種の選定

直接的影響に加えて間接的な影響を受ける種としては、以下の種を選定する。

主要生物種リスト作成のための既存資料

- ・ 愛知県農林水産統計(平成 12 年度)
- ・ 衣浦港港湾計画資料(その 2) 平成 13 年 7 月
- ・ 三河港港湾計画資料(その 2)平成 7 年 11 月
- ・ 碧南市地先における環境影響評価書昭和 61 年 11 月
- ・ 蒲郡大塚地区環境協影響評価書平成 6 年 2 月
- ・ 三河港御津 1 区環境影響評価書平成 7 年 7 月
- ・ 愛知大学総合郷土研究所紀要第 50 輯 2005 年

表 2.1.2.1 三河湾における主な種リスト

魚名	No.8	No.9	No.10	No.11	No.12	No.13	No.14	count	生息域		産卵場		卵・仔稚魚期の生息場							
									内湾	湾口	外海沿岸	外海沖合	内湾	湾口	外海沿岸	外海沖合	内湾5m以浅	内湾5m以深	湾口	外海沿岸
アジ類	○		○				○	3												
アナゴ類	○						○	2												
ウルメイワシ	○							5												
カタクチイワシ	○		○	○	○		○	3												
トウゴロイワシ	○		○	○				3												
マイワシ	○		○	○		○	○	5												
イシガレイ					○	○	○	3	○											
マコガレイ					○	○	○	3	○											
メイトガレイ							○	1		○										
カレイ類	○							1												
マサバ						○	○	2												
サバ類	○							1												
クロダイ			○				○	2		○		○								
マダイ							○	1												
テンジクダイ				○				1												
タイ類	○				○			1												
アカハゼ				○				1												
スジハゼ				○				1												
マハゼ			○					1												
ヒラメ	○						○	2			○									
クサフグ			○					1					○							
トラフグ					○		○	2			○									
フグ類	○							1												
ブリ類							○	2												
セシジボラ			○		○			2												
ボラ類	○		○	○	○	○	○	6												
マグロ類	○						○	1												
アイナメ	○		○		○		○	4		○		○								
アカカマス	○						○	1				○								
アカニシ						○		1					○							
アマゴ						○		1												
アミメハギ				○				1												
アユ			○		○			2												
イカナゴ	○		○		○		○	4		○		○								
イケカツオ				○	○			2												
イサキ	○							1												
イシモチ				○				1												
ウグイ			○					1												
ウナギ					○			1												
エソ類	○							1												
カジキ類	○							1												
カワハギ							○	1		○										
ギンポ				○	○			2												
コノシロ	○		○	○	○	○	○	6		○		○								
サッパ		○	○	○	○	○	○	5		○										
サヨリ			○	○	○	○	○	5		○		○								
サワラ類	○						○	2			○									
シラス	○							1												
シロギス			○				○	2		○		○								
シログチ								1			○									
スズキ類	○	○	○		○			5		○		○								
タチウオ	○							1												
ダツ			○	○	○			3												
ニギス類	○							1												
ニベ・グチ類	○							1												
ネスミコチ				○				1												
ハタテスメリ				○	○			1												
ヒイラキ				○	○			2												
マゴチ							○	1		○										
メナダ						○		1												
メバル			○				○	2		○		○								
アオリイカ							○	1												
コウイカ							○	2		○		○								
ジンドウイカ	○				○	○		2												
スルメイカ	○							1												
ミミイカ			○	○	○			2												
アカエイ			○		○	○		3												
エイ類	○							1												
アカエビ	○							1												
クルマエビ	○		○				○	3		○										
サルエビ				○			○	2												
シバエビ					○			1												
スベスベエビ				○				1												
ヨシエビ							○	1		○										
イシガニ					○	○		2												
イッカクモガニ			○		○			2												
イボイチョウガニ					○			1												
ガザミ類	○		○			○	○	4		○		○								
サメハダヘイケガニ					○			1												
エビジャコ				○				1												
シヤコ	○		○	○			○	4		○										
タコ類	○						○	2		○		○								
ナマコ類	○						○	2		○										
アカガイ	○		○				○	4		○										
アサリ類	○						○	2		○										
アワビ								1												
シズクガイ		○		○				2												
タイラキ					○			2		○										
ツメタガイ			○					1												
トリガイ	○		○	○	○	○	○	6		○										
ナミガイ(白ミル)	○						○	2		○										
ハカガイ	○						○	2		○										
ホトギスガイ				○				1												
ムラサキガイ			○					1												
ハマグリ							○	1		○										
ミルクイ							○	1		○										
テングサ類								1												
ワカメ類	○							1												

No.8 愛知県農林水産統計
 No.9 衣浦港漁計画資料(その2)平成13年7月
 No.10 三河港漁計画資料(その2)平成7年11月
 No.11 碧南市地先における環境影響評価書昭和61年11月
 No.12 蒲郡大塚地区環境影響評価書平成6年2月
 No.13 三河港御津1区環境影響評価書平成7年7月
 No.14 愛知大学総合郷土研究所紀要第50輯2005年(中村ら)

以上より、直接的影響に加えて間接的な影響を受ける種としては、以下の種を選定する。

表 2.1.2.2 対象とする魚介類(三河湾)

対象海域	対象種	備考	
三河湾	魚類	イシガレイ	底魚
		マコガレイ	底魚
		クロダイ	浮魚
		イカナゴ	浮魚
		コノシロ	浮魚
		スズキ	浮魚
	その他 (貝類を除く)	ガザミ	
		タコ類	
		ナマコ類	
	貝類	アカガイ	
		アサリ	
		ハマグリ	現在みられなくなった種
		ナミガイ	

(2)代表種の変遷と要因

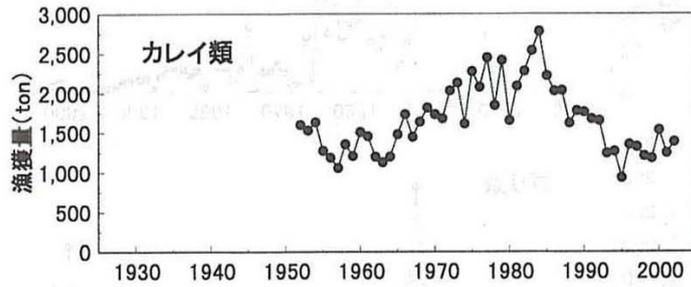
三河湾の魚介類の変遷とその要因については、中村ら（2005）がとりまとめている。

本検討で抽出した種の変遷とその要因に関する抜粋を以下に示す。

1) イシガレイ・マコガレイ

漁獲統計上、イシガレイとマコガレイを分けて計数していないため、ここではカレイ類として取り扱う。

潮通しのよい三河湾中央南岸のカレイ類漁獲量（藻場保護水面調査による）には、長期傾向は見られないが、当年及び前年の貧酸素水塊面積と正の相関が認められ、4年及び5年前の貧酸素水塊面積とは負の相関が認められた。また、三河湾中央北岸では、貧酸素水塊面積と相関は認められなかったが、1980年代前半にかけて長期的な減少傾向が見られ、イシガレイとマコガレイは夏期の苦潮による斃死が頻繁にみられる。これらのことより、潮通しのよい貧酸素化しにくい漁場では、湾奥の貧酸素化は魚群の異動にともなう来遊量の増加をもたらすが、貧酸素化の影響は数年後に資源量の減少となって現れる。それに対して、湾奥よりの漁場では、産卵場や生息場となる湾奥の干潟・浅場の減少に加えて、頻発する貧酸素化により資源量が長期的に減少していると推察される。

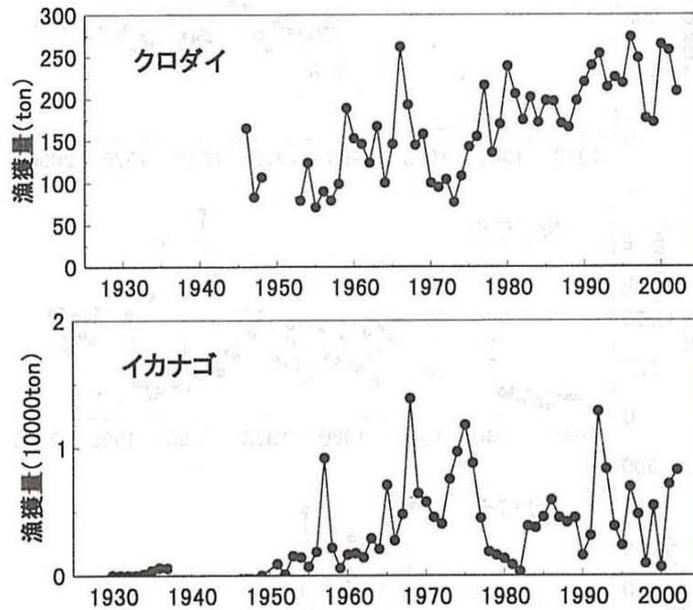


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.1 三河湾におけるカレイ類漁獲量の推移

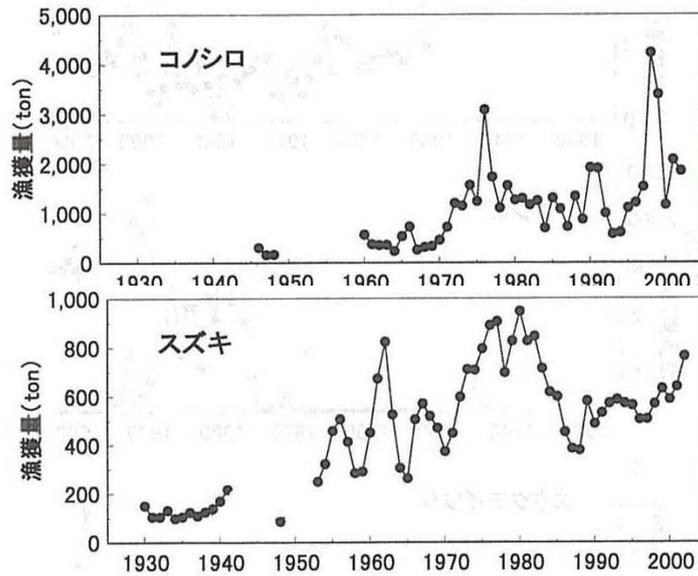
2) クロダイ・イカナゴ・コノシロ・スズキ

漁獲量は1970年代にかけて長期的に増加しており、イカナゴ以外はそれ以降も比較的高い水準で推移しているとしており、貧酸素化との因果関係は考えにくい。



出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.2 三河湾におけるクロダイ・イカナゴ漁獲量の推移

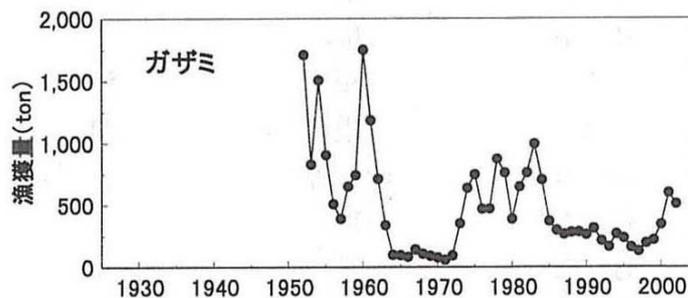


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.3 三河湾におけるコノシロ・スズキ漁獲量の推移

3) ガザミ

ガザミの漁獲量は、10 数年の間隔で多い時期と少ない時期を繰り返す特徴的な変動をしているが、1960 年代中頃から長期的に水準の低い傾向があり、貧酸素水塊面積との因果関係は考えにくい。稚ガニの共食いが激しいことから（川西ら，1975）、稚ガニの分布域である干潟域の広さが資源量の制限要因となり、埋立による干潟域の喪失により 1960 年代中頃以降に資源水準が低下したと考えられる。



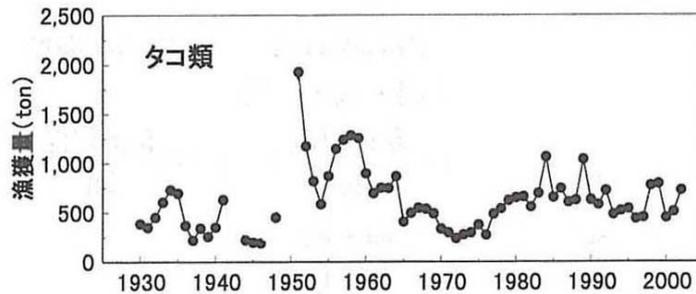
出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.4 三河湾におけるガザミ漁獲量の推移

4) マダコ

タコ類の漁獲量は 1960 年代前半に急激に減少し、1960 年代半ばから低い水準で推移し、苦潮による斃死の報告例はなく、貧酸素水塊面積との相関は認められなかった。船越(1981)によると 1950 年代には三河湾湾奥の三河大島周辺で多獲されたが、1970 年代にはすでに漁場が消失したとされている。よって、同種は比較的澄んだ環境を好むことから、1960 年代の透明度の

低下に関連した底質の悪化で、内湾域に広がっていた生息域が貧酸素化しにくい潮通しが良い海域へ縮小し、資源水準が低下したと考えられる。

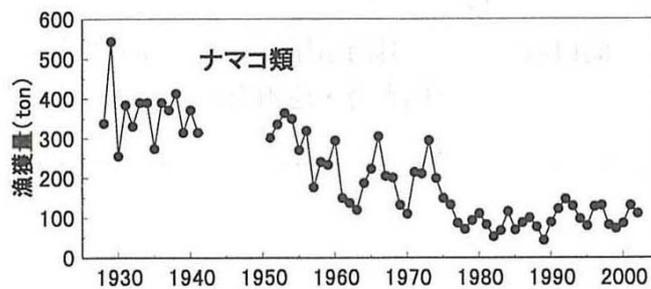


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.5 三河湾におけるタコ類漁獲量の推移

5) ナマコ

ナマコ類の漁獲量は1950年代後半から1970年代半ばにかけて1/3程度に低下しているとし、また、船越(1981)によると1950年代以前には三河大島周辺でも漁獲されていたが、1980年頃には春から夏にかけて大量に発生するものの、貧酸素化で夏を越せずに死滅する様になってしまったとされている。よって、漁獲量と4年前の貧酸素水塊面積との負の相関を確認し、夏季の貧酸素化による生息域の縮小が資源水準低下の原因であると推察される。

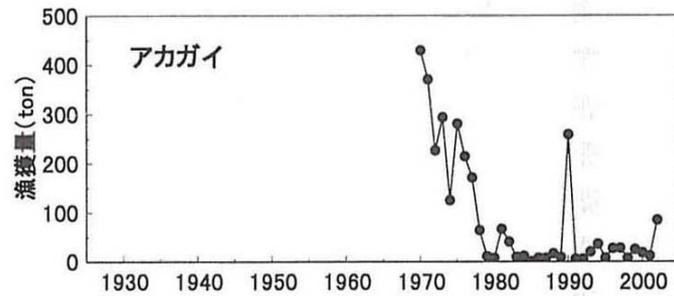


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.6 三河湾におけるマナマコ漁獲量の推移

6) アカガイ

アカガイの漁獲量は貧酸素水塊面積が拡大した1970年代に激減し、1979年以降はほとんど獲れなくなった。アカガイは、生息域が貧酸素化しやすい海域であり、漁獲サイズに成長するまでに2年以上を要することから(井戸ら, 1976)、漁獲サイズまでの生残率が低く、資源水準が長期的に大きく低下したと考えられる。

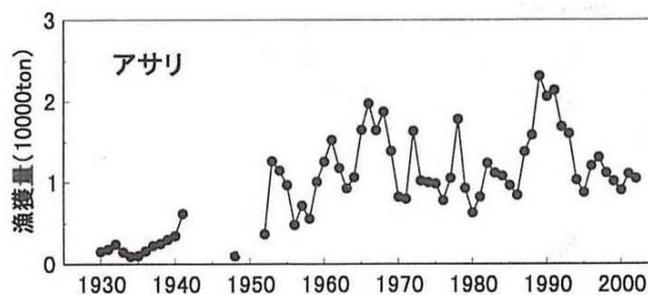


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.7 三河湾におけるアカガイ漁獲量の推移

7) アサリ

アサリの漁獲量は埋立による漁場縮小にもかかわらず、透明度が低下した1960年代に大きく増加していることから、需要拡大に伴う漁獲努力量の増加に加えて、餌となる植物プランクトンの増加によりアサリの生産力が増大したためと考えられる。なお、漁獲量は1960年代末に減少した後は1987～1993年を除いて10,000トン前後の水準で推移しており、とくに1988年からは水流噴射式の貝桁網が導入され、稚貝の移植も盛んに行われるようになり、漁場はほぼ最大限の利用がなされている。なお、青山ら(1997)によると、当年及び前年の貧酸素水塊面積と負の相関が認められ、近年苦潮による大量斃死が起きていることから、貧酸素化の資源量への影響は大きく、貧酸素化が顕在化した1970年以降は、貧酸素水塊の規模がアサリ資源量の制限要因になっていると考えられる。また、1990年は貧酸素水塊の規模が小さかったことから、漁獲量が20,000トンに達した。

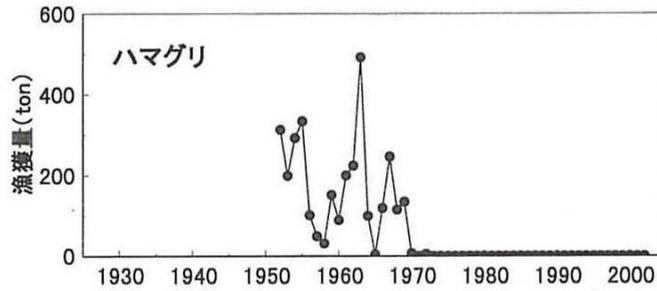


出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.8 三河湾におけるアサリ漁獲量の推移

8) ハマグリ

ハマグリは、生息域が豊川河口干潟の極狭い海域に限られていたが(愛知県水産試験場, 1951)、御津地区の埋立により漁場が消滅し、1970年以降はほとんど漁獲されていない。



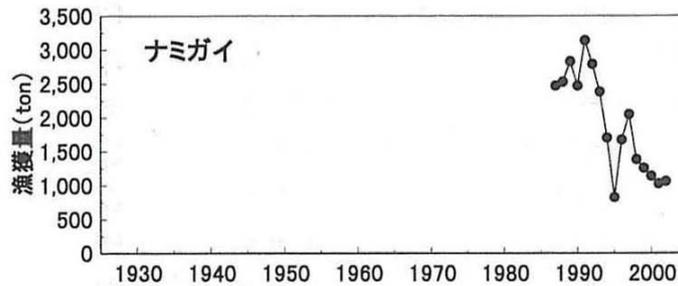
出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.9 三河湾におけるハマグリ漁獲量の推移

9) ナミガイ

ナミガイの漁獲量は1991年以降急激に減少しており、当年及び前年の貧酸素水塊面積と負の相関が認められる。また、三河湾の湾奥を中心に発達する貧酸素水塊の規模が大きいと、生息域である湾口よりの海域でも貧酸素化が生じることから(石田ら,1996)、貧酸素化が資源量へ影響を与える可能性がある。

1991年以降の急激な漁獲量の減少は、効率のよい水流噴射を用いた潜水による漁獲が1980年代後半に始まったことから、漁獲圧急増の影響も考えられる。



出典：中村ら(2005)

図 2.1.2.10 三河湾におけるナミガイ漁獲量の推移

10) ノリ

三河湾におけるノリの生産量は、1970年以降、年による増減はあるもののほぼ横ばいで推移している。一方、経営体数は減少傾向にあることから、1経営体あたりの生産量は増加している。

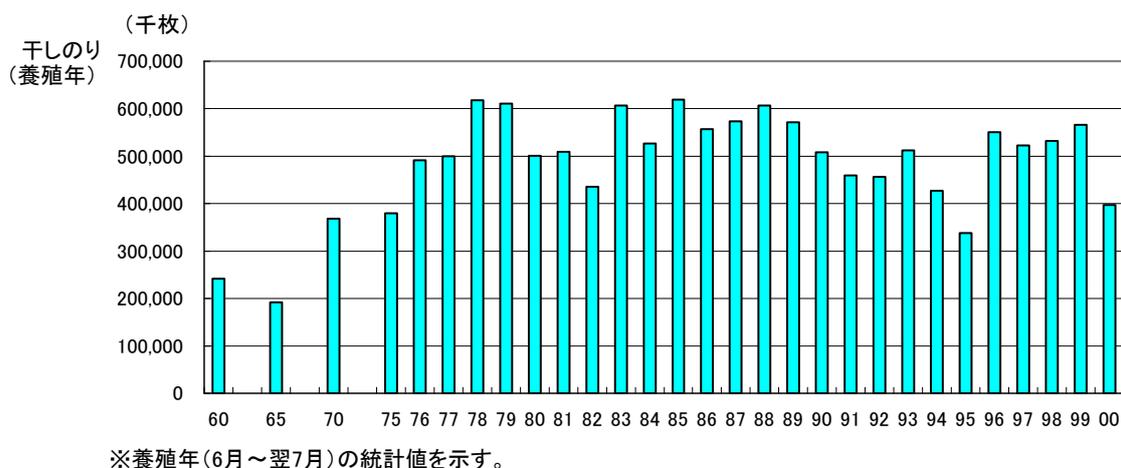
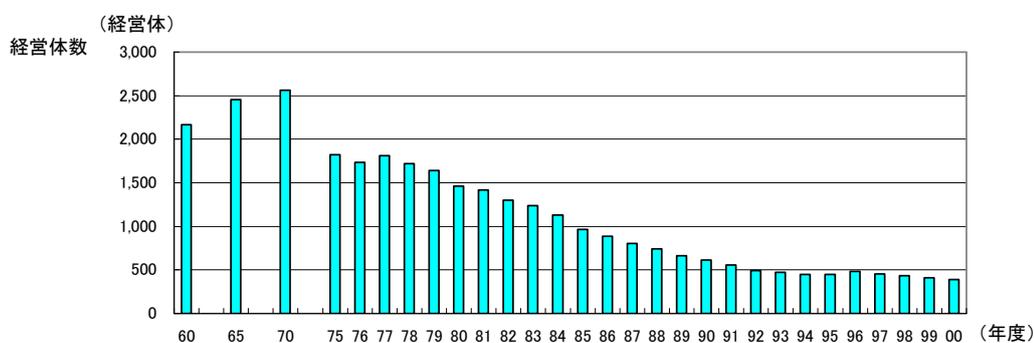


図 2.1.2.11 三河湾における養殖ノリ生産量の推移



出典：愛知県農林水産統計年報より作成

参考図 三河湾における養殖ノリ経営体数

2.1.3 東京湾における魚介類のレスポンスと要因

(1)生物種の選定

直接的影響に加えて間接的な影響を受ける種としては、以下の種を選定する。

主要生物種リスト作成のための既存資料

- ・ 東京都農林水産統計年報(平成 12 年度)
- ・ 千葉県農林水産統計年報(平成 12 年度)
- ・ 神奈川県農林水産統計年報(平成 12 年度)
- ・ 東京湾の漁業と資源
- ・ 東京港港湾計画資料(その 2)平成 9 年 3 月
- ・ 川崎港港湾計画資料(その 2)平成 12 年 3 月
- ・ 東京湾の環境(その 3)東京湾の水産生物

表 2.1.3.2 対象とする魚介類(東京湾)

対象海域	対象種		備考
東京湾	魚類	カタクチイワシ	浮魚
		イシガレイ	底魚
		マコガレイ	底魚
		マハゼ	底魚
		コノシロ	浮魚
		スズキ	浮魚
		アオギス	現在みられなくなった種 底魚
	貝類	アサリ	

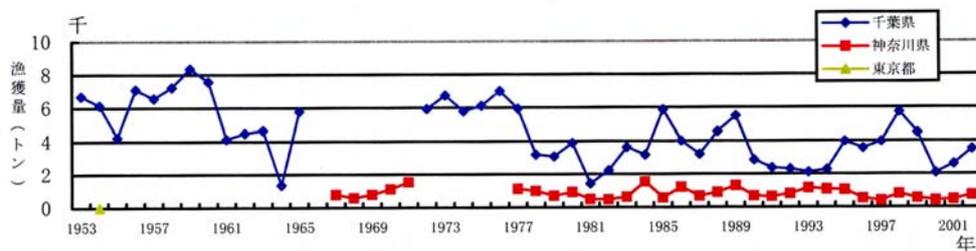
(2)東京湾における代表種の変遷とその要因

東京湾の魚介類の変遷とその要因については、「東京湾の漁業と資源」(2004)などにとりまとめられている。

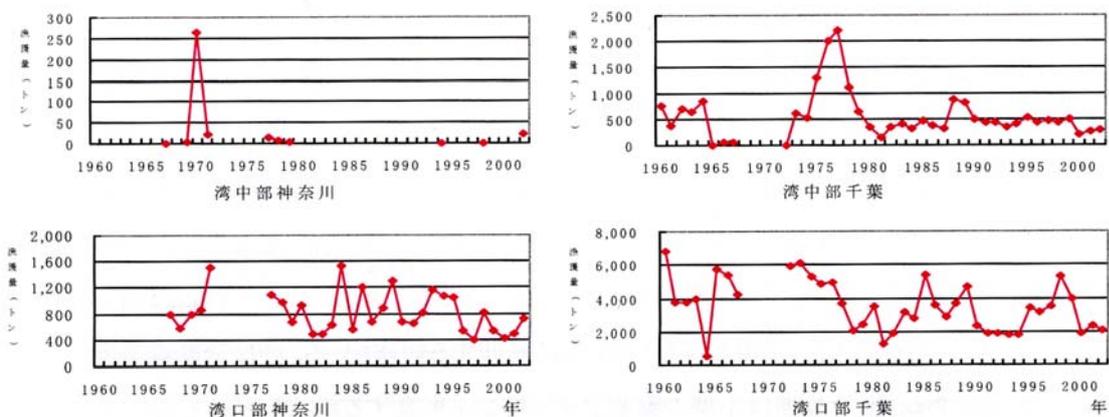
本検討で抽出した種の変遷とその要因に関する抜粋を以下に示す。

1) カタクチイワシ

東京湾におけるカタクチイワシは、千葉県側湾口部の定置網で漁獲され、年毎の漁獲量は海況によって大きく変動しているとされている。



都県別カタクチイワシ漁獲量経年変化



地域別カタクチイワシ漁獲量経年変化 注:奥部は該当なし

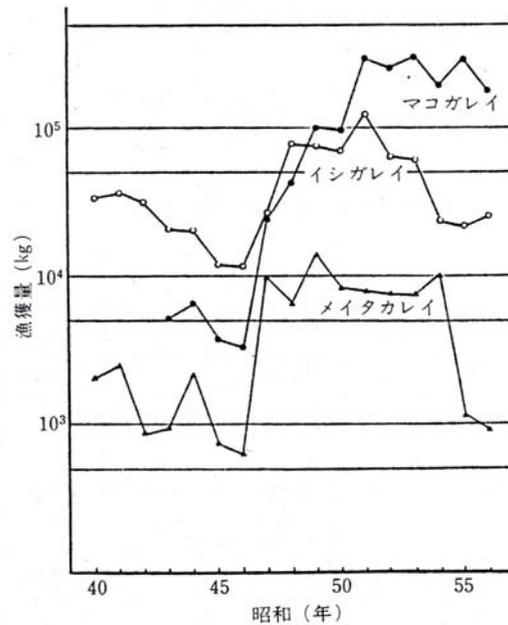
出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

図 2.1.3.1 東京湾のカタクチイワシ漁獲量の推移

2) イシガレイ・マコガレイ

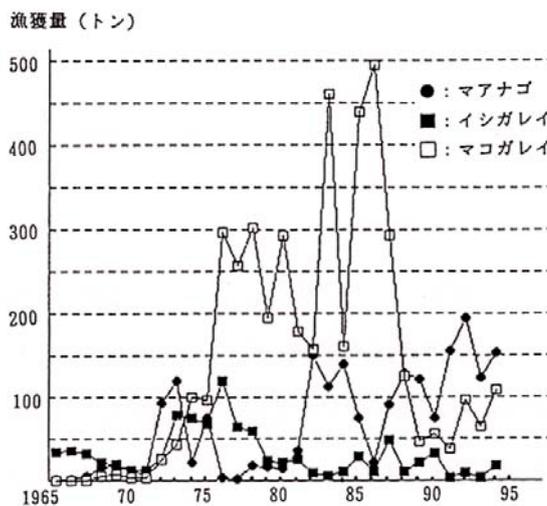
清水(1985)によると、柴漁協に水揚げされるカレイ類については昭和 46 年以降増加し、とくにマコガレイの伸びがめざましく、以前主要種であったイシガレイを上回るようになった。

反対にイシガレイは近年むしろ減少傾向であるとしている。また清水は、このカレイ類の魚種交代は岸よりの砂泥底を好むイシガレイが減って、泥底を好むマコガレイが増えたのは、底質の変化、漁場の変化を示すもので、汚染の間接的な影響を示唆するものであるとしている。



出典：清水ら (1985)

図 2.1.3.2 東京湾(柴漁協)におけるイシガレイ・マコガレイ漁獲量の経年変化

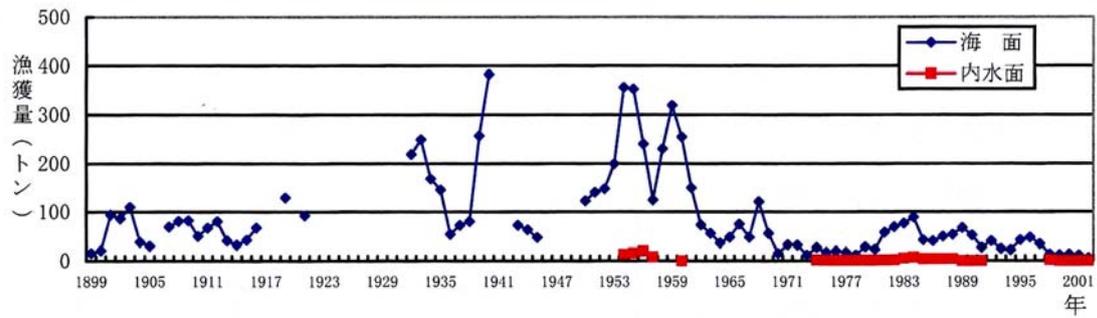


出典：沼田ら (1997)

図 2.1.3.3 東京湾におけるイシガレイ・マコガレイ漁獲量の経年変化(参考)

3) マハゼ

1900年代(明治から大正)100トン前後、1939年(昭和14年)に最高の350トン超、その後1959年(昭和34年)頃まで150～350トンの増減を示していたものの、その後減少し、1969年(昭和44年)以降50トン前後で推移し、近年(1999年平成11年以降)には10トンぐらいいまで落ち込んでいるとしている。

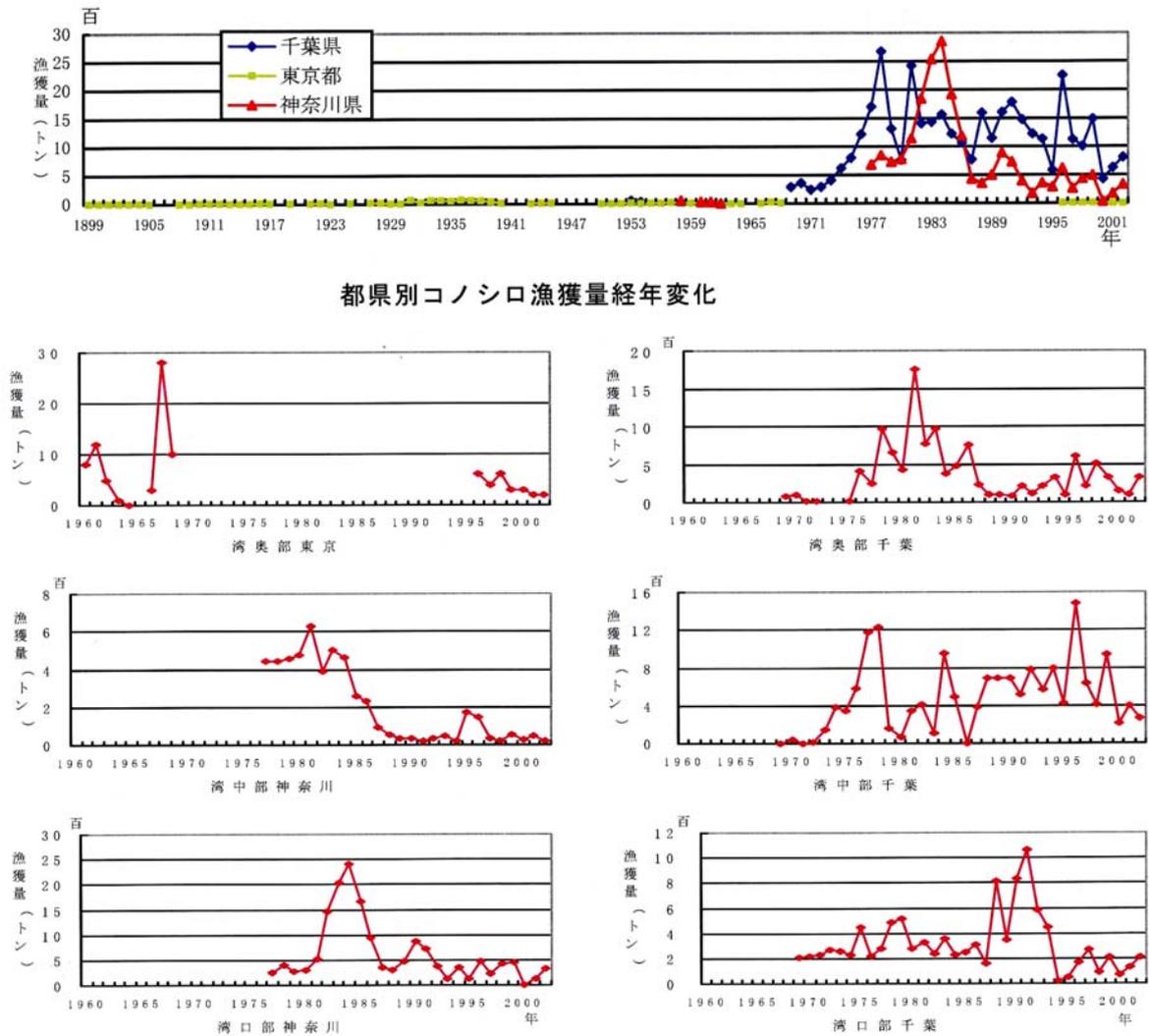


出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

図 2.1.3.4 東京湾のマハゼ類漁獲量の経年変化

4) コノシロ

コノシロの変化に関しては、1975～1980年頃をピークに近年減少傾向にある。

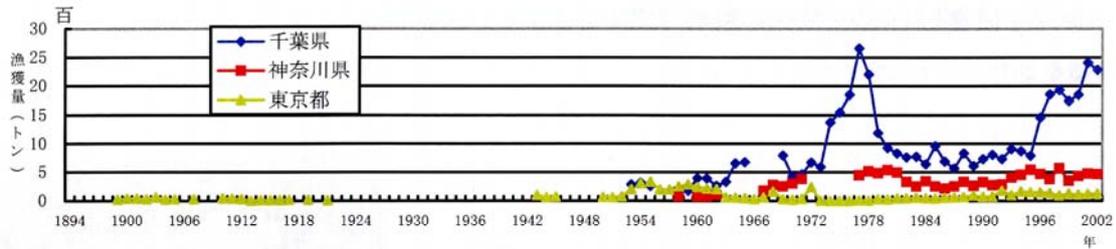


出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

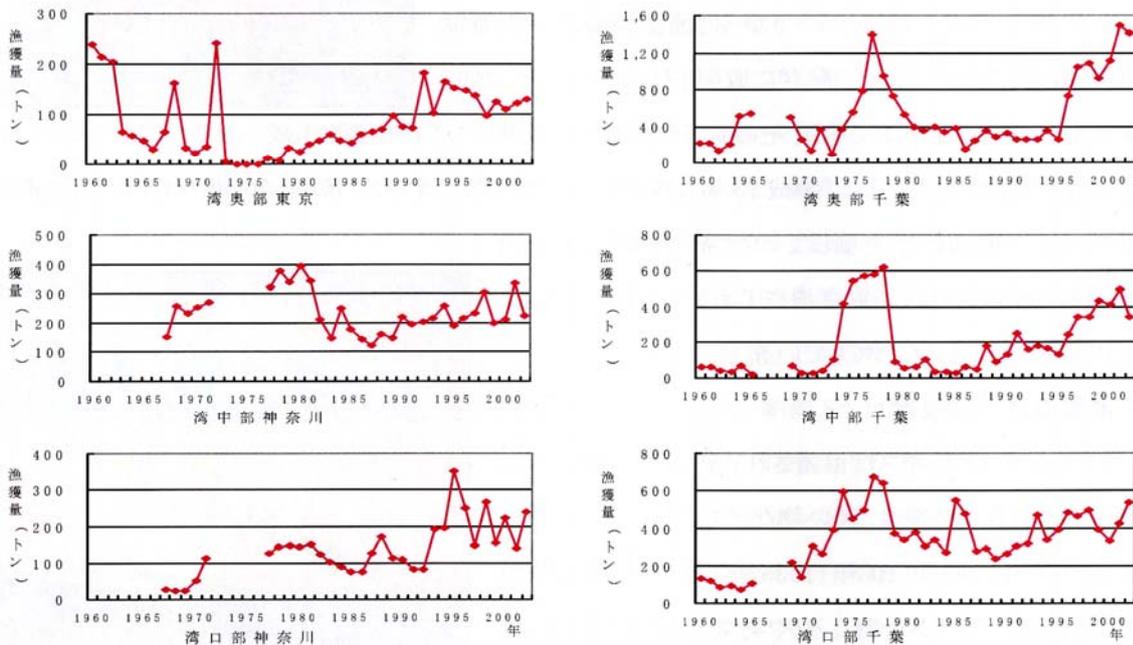
図 2.1.3.5 東京湾のコノシロ漁獲量の経年変化

5) スズキ

スズキの漁獲量は1970年代にピークがあったが、徐々に減少して、近年は増加傾向にあるとしており、また、東京湾においては、スズキの資源管理方策は講じられておらず、また種苗放流など栽培・増殖の取り組みもおこなわれていないとされている。



都県別スズキ漁獲量経年変化



出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

図 2.1.3.6 東京湾のスズキ漁獲量の経年変化

6) アオギス

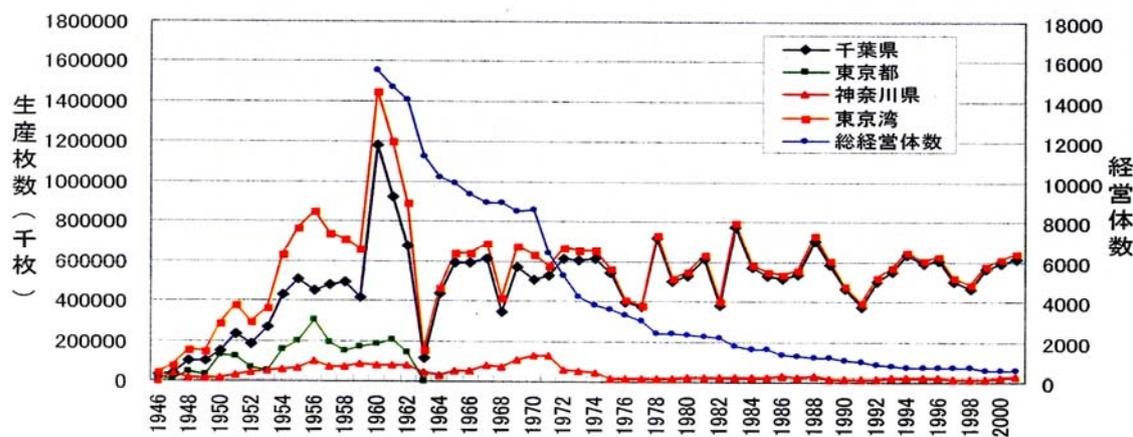
今からおよそ 40 年前までは東京湾の初夏を告げる風物詩としてアオギスの脚立釣りがあったが、昭和 43 年に袖ヶ浦市や青堀を最後に見られなくなり、魚体は昭和 51 年に千葉市稲毛海岸で捕獲されたのを最後に今日まで姿を見た人はいないとされている。

また、同報告書ではアオギスが東京湾で見られなくなった理由として、干潟の消滅、水の汚染、底質変化・餌料不足の 3 点を要因として挙げており、また、東京湾には小櫃川河口や盤洲干潟が残っているにもかかわらず、アオギスが消滅したことから、これら 3 点が複合しての消滅であるとの考え方が大勢を占めているとしている。

7) ノリ

東京湾におけるノリの最盛期は昭和 35 年(1960 年)であり、全国のノリ生産量の約 50%を生産した。しかし、昭和 36 年～38 年にかけて大凶作となった。これは、気象・海況の不順と環境収容力以上にノリ養殖柵を設置したことによる密殖の両者が原因と考えられ、適正な柵数まで減柵することによって回避できるようになった。

昭和 45 年(1970 年)以降は年による増減はあるもののほぼ横ばいで推移している。経営体数は斬減傾向にあることから、1 経営体あたりの生産量は増加している。



東京湾1都2県のノリ生産枚数および総経営体数の推移

出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

図 2.1.3.7 東京湾のノリ養殖生産量の経年変化

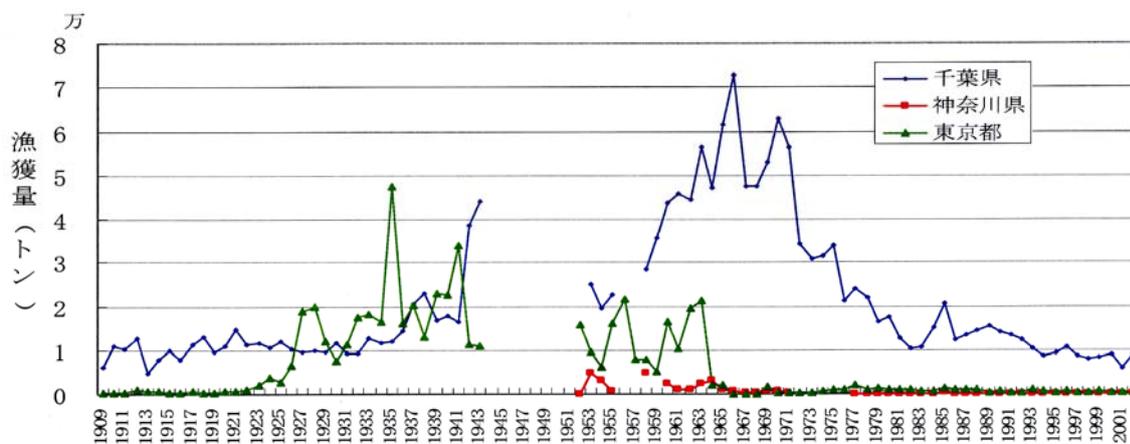
8) アサリ等

1953 年以降のアサリ生産量の推移をみると、まだ開発(埋立)の影響が小さかった 1950 年代後半～1960 年代前半には生産量が多かった。東京都と神奈川県では千葉県よりもおよそ 10 年早く生産量が減少したが、これは開発による漁場の消失が千葉県よりも早かったためである。

千葉県はかつて日本でも随一のアサリ生産県であったが、開発による漁場の消失とともに生産量も減少し、1960 年代～1970 年代にかけて市原、習志野、袖ヶ浦、千葉、浦安などで生産が途

絶えた。千葉県北部、木更津、富津の3地区で現在もアサリを中心とする貝類漁業が行われている。千葉県北部地区では主として自然発生によるアサリを漁獲しているが、青潮や江戸川からの出水など一過性の環境悪化によるへい死がしばしば発生するので、生産量の変動が大きい。

東京湾のアサリ資源には長期的な減少傾向がみられ、(種苗放流を行わずに)専ら自然発生のアサリを漁獲する千葉県北部などの漁獲量をみると、増減を繰り返しながら明らかに減少傾向を示している。アサリは漁獲圧の大きい資源であることから、これは資源の減少を意味するものである。



出典：東京湾の漁業と資源 その今と昔

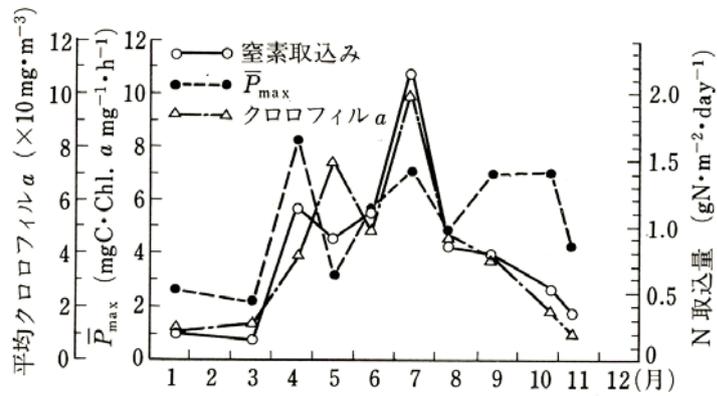
図 2.1.3.8 東京湾におけるアサリ漁獲量の経年変化

2.2 生物が必要としている栄養塩類とその形態

ここでは植物プランクトンや海草・藻類といった栄養塩類を直接利用する種を対象として検討を行った。

2.2.1 窒素・リン

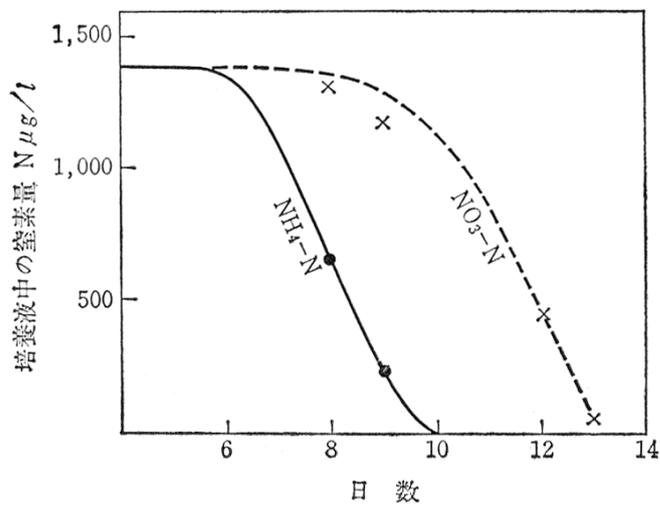
有賀(1990)らは、多摩川河口沖の定点において植物プランクトン(クロロフィル a 量 $9.21 \sim 98.27 \mu\text{g/L}$)による窒素の取り込み量は $0.17 \sim 2.21\text{gN/m}^2/\text{日}$ であると報告している。



出典：有賀ら(1990)

図 2.2.1.1 植物プランクトン現存量、光合成活性、窒素取り込み量の季節変動

また、植物プランクトンは $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ を同時に供給されると $\text{NH}_4\text{-N}$ を優先的に利用することが多い。 $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ とを含む液中における *Skeletonema costatum* の窒素摂取を図2.2.1.2に示す。 $\text{NH}_4\text{-N}$ が優先的に消費され濃度が減少し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が無くなった後に $\text{NO}_3\text{-N}$ が消費され濃度が減少している。



出典：松江ら (1957)

図 2.2.1.2 $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ とを含む液中における *Skeletonema costatum* の窒素摂取

なお、赤潮鞭毛藻の生理特性を表 2.1.1 に示す。鞭毛藻類では $\text{NH}_4\text{-N}$ よりも $\text{NO}_3\text{-N}$ を好んで利用する種も存在する。リンについては主に $\text{PO}_4\text{-P}$ を取り込む。

表 2.2.1.1 赤潮鞭毛藻の生理特性

環境ならびに 栄養要素		I		II		
		<i>Heterosigma akashiwo</i>	<i>Rhodomonas ovalis</i>	<i>Eutreptiella</i> sp.	<i>Exuviaella</i> sp.	
塩分濃度 (Cl ‰)	最適	16.5	13.1	10.2	14.0—18.5	6.6
	好適範囲*	(12.5—18.3)	(3.0<)	(8.0—17.0)	(10.6<)	(3.8<)
pH	最適	7.5	8.5	7.5	9.0	8.5
	好適範囲*	(6.9—8.5)	(7.8—9.0)	(6.5—8.5)	(7.7<)	(7.6<)
窒素源	最適	NaNO_3	NH_4Cl	NH_4Cl	NH_4Cl	NaNO_3
	好適濃度範囲	<100 mg/l	5—10 mg/l	0.3 mg/l	0.3 mg/l	50—100 mg/l
リン酸源	最適	グリセロリン酸塩	KH_2PO_4	KH_2PO_4	KH_2PO_4	KH_2PO_4
	好適濃度範囲	20 mg/l	0.5—1 mg/l	0.3 mg/l	0.3 mg/l	10 mg/l
ビタミン	B ₁₂ { 要求 好適濃度	+	+	+	+	+
		10 mμg/l	20 mμg/l	10 mμg/l	10 mμg/l	10 mμg/l
	チアミン	—	+	+	— (?)	—
	ビオチン	—	+	+	— (?)	—
B ₁₂ 類似物への反応特性		<i>Ochromonas</i>		<i>Escherichia</i>	<i>Euglena</i>	<i>Ochromonas</i>
生長促進物質			{ $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{PO}_4\text{-P}$ B ₁₂	鉄, マンガン	マンガン, 鉄 プリン, ピリミジン 植物ホルモン	プリン ピリミジン

* 最高増殖量の 1/2 の増殖を示す範囲

出典：丸茂ら(1974)

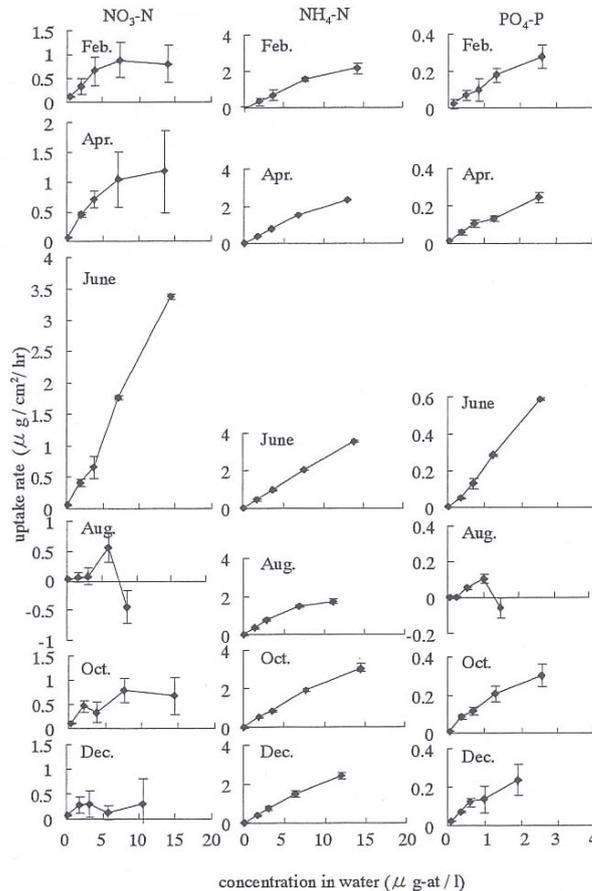
富山湾海域の水質と藻類増殖量との関係について、AGP 試験を実施して調査した結果、溶存態全リン、溶存態全窒素、全リン、全窒素の相関係数が大きくなる傾向を示し、藻類の増殖に栄養塩（特に溶存態）が影響していることを示唆している。

表 2.2.1.2 藻類増殖量と水質項目の相関関係

溶存態 全リン	溶存態 全窒素	COD	クロロ フィル a	全リン	全窒素
0.618	0.590	0.345	0.267	0.516	0.545

出典：藤平蔵芳光：調査研究紹介 海域の富栄養化に関する研究，富山県ホームページ

なお、本検討の対象外ではあるが、佐野ら(2003)のカジメについての研究事例を参考として示す。これによると、褐藻類カジメの $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸収速度は、水中の濃度に強く依存することが示されている。



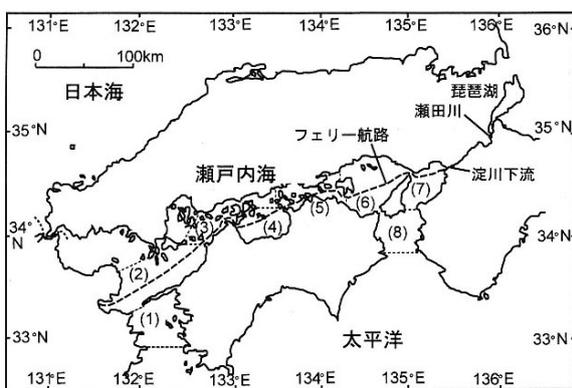
出典：佐野ら (2003)

図 2.2.1.3 カジメ成体の海水中の濃度段階別の $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸収速度の季節変化

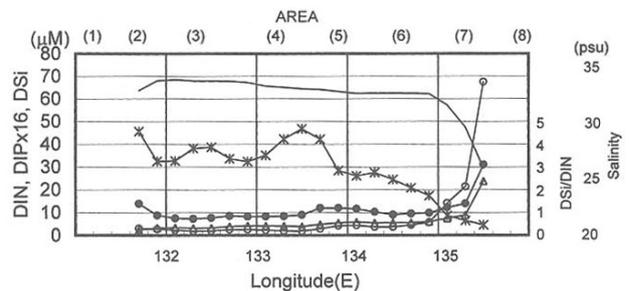
2.2.2 珪素

珪素は窒素やリンと異なった挙動を示すことが注目される。すなわち、窒素とリンは生体内への取り込みとそれに続く分解もすべて生物活動を通して行われており、また、基礎生産から高次生産者へと密接につながりをもっている。一方、珪素の体内への取り込みと沈着は生化学的機作によるが、溶解はもっぱら無機化学反応である。また、基礎生産者の中でもこの元素を必要としない種もある。しかしながら、珪素なしでは生存できない種の代表的なものは海の基礎生産に大きな比重を占めている珪藻プランクトンであり、また、珪鞭毛藻類、動物界では珪質海綿動物、放散虫類も珪素を必要とする。この珪酸は主として骨格や殻という構造物を形成しており、生体内細胞の組成や機能に関与する部分はほとんどないようである(鎌谷 1982)。

また、珪素は土壌や岩石中に豊富に存在しており、雨水や河川水が土壌や岩石に接触する自然の風化作用により溶け出し、最終的に海洋中に運ばれる。珪素を含む栄養塩が充分あるときには珪藻類の増殖率は他の植物プランクトンより大きい。珪素が不足して窒素やリンが多い場合には、渦鞭毛藻など、魚介類に利用されづらい植物プランクトンが大発生することがある。瀬戸内海を中心とした海洋モニタリングの結果では、溶存態無機窒素、溶存態無機リン、溶存態珪素の絶対濃度は東側(大阪湾周辺)で高く、西側(伊予灘、豊後水道周辺)で低かったものの、溶存態珪素/溶存態無機窒素の相対比では西側で高く、東側で低くなっている。大阪湾に流入する淀川水系の琵琶湖では淡水性珪藻によって Si が吸収されてしまうことや、シリカが非生物的な過程で他の物質と結びつき、共沈してしまうなどによりシンクとなるため、溶存態珪素/溶存態無機窒素の相対比が東側で低くなっていると考えられる(原島 2003)。



琵琶湖—淀川—瀬戸内海の水系。点線は1994～2000年の間、フェリーさんふらわああいぼり(関西汽船所属)を用いて行った海洋モニタリングの航路。



瀬戸内海表層海水のDSi (●), DIN (○), DIP×16(△), DSi/DIN比(*), および塩分値(線)の7年間平均値の水平分布。左端が別府, 右端が大阪湾である。国立環境研究所によるフェリー(関西汽船所属のさんふらわあ)を用いた海洋モニタリングによる1994～2000年の平均値。

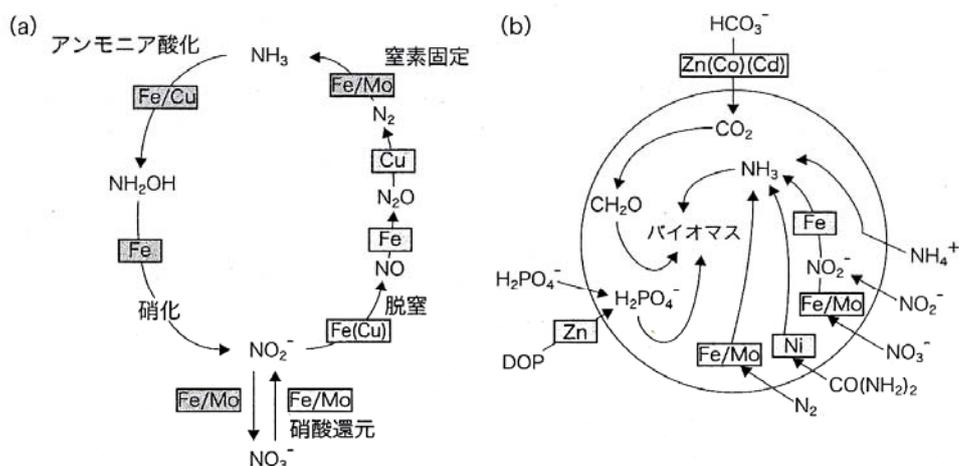
出典: 原島ら(2003)

図 2.2.2.1 瀬戸内海表層海水質の水平分布

2.2.3 鉄

Fe は生物が最も多量に必要とする遷移金属である。Fe は光合成系及び呼吸系における電子伝達、硝酸と亜硝酸の還元、窒素固定、硫酸還元などの重要な代謝課程に現れ、また、活性酸素種を分解するカタラーゼ、ペルオキシダーゼなどにも Fe が必要であり、このために Fe は海洋環境において不足しやすく、植物プランクトンの一次生産を制限する元素となるとしている (宗林 2005)

窒素代謝に係わる金属酵素、及び C,N,P の取り組みと同化に係わる金属酵素を図 2.2.3.1 に示す。



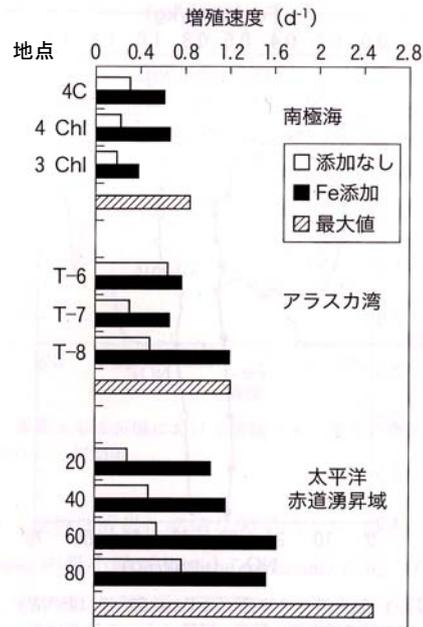
(a) 窒素代謝に関わる金属酵素, (b) C, N, P の取り込みと同化に関わる金属酵素. 金属酵素を四角の枠で示す. 金属イオンは、括弧内の金属イオンによって置換できる場合がある. (Morel and Price, 2003) に一部加筆.

図 2.2.3.1 窒素代謝に係わる金属酵素、及び C,N,P の取り組みとどうかに係わる金属酵素

また、植物プランクトンの一次生産を制限することに関しては、Martin らによりアラスカ湾での Fe 制限の可能性について様々な検討が行われ、以下の結果が得られた。なお、アラスカ湾は表層に栄養塩類が多く存在するにもかかわらず、植物プランクトンの現存量が低く、高栄養塩低クロロフィル(high nutrient low chlorophyll HNCL)海域の一つであると言われている。

- 船上における鉄添加培養実験によれば、Fe を添加した場合は明らかに植物プランクトンが増殖して栄養塩を消費する。
- 湧昇などによってもたらされた硝酸イオンが表層で過剰に存在する海域では溶存 Fe 濃度が低く、陸起源の Fe が多量に存在する沿岸域では硝酸イオンの枯渇が見られる。
- 鉄添加培養実験における植物プランクトンの増殖は、Co や Mn など Fe と共に添加しても、Fe のみを添加した場合と変わらないので、Fe 以外の元素は制限要因になっていない。

アラスカ湾とそれ以外のHNLC(高栄養塩・低クロロフィル)海域である南極海、太平洋赤道湧昇域における鉄添加培養実験の結果を図 2.2.3.2 に示す。



鉄添加による植物プランクトンの増殖速度の変化. 各海域の温度における理論的 maximum も示されている. (Martin *et al.*, 1991) に一部加筆.

出典：宗林ら (2005)

図 2.2.3.2 鉄添加培養実験の結果

豊川河口域における溶存態鉄濃度は、PO₄-P と同程度であり、(H16 冬期調査)、拡張レッドフィールド比を考慮すると、当該域では溶存態鉄の枯渇の可能性は低いと考えられる。

2.2.4 その他微量元素

既存文献中に記載された微量元素(表 2.2.4.1)や、その他プランクトンの化学組成(表 2.2.4.2)等を整理した結果、生物に必要な微量元素は、Cu、Zn、Mn、Co、Ni、V、Cd、Mo、Cr、B、W、Al、Se、I、Sr 等であるといえた。なお、Fe については前述のとおりであり、ここでの整理では除外した。武田(1996)によると、このうち、Mn、Zn、Cu、Co、Ni は海洋表層における分布(表 2.2.4.3)から、河川水または河口域における堆積物からの供給によるものと考えられるとしている。

なお、底質中の Mn はアサリ稚貝の生育に悪影響を及ぼすとの報告もある(堤 2003)。

これらの物質から、(1)河川由来の物質であること、(2)生物(主に植物プランクトン、海草・藻類)への重要性が判明していること、(3)海域において枯渇の可能性があること、(4)既存の知見が豊富であることの観点より物質の絞り込みを行った。その結果、現段階では Zn、Mn、Co、Ni が、生物が必要としている代表的な微量元素であると判断できた(表 2.2.4.4)。

沿岸域の Zn、Mn、Ni 存在量は、植物プランクトンの生産にとっては十分であるといえる。

表 2.2.4.1 既存文献中に記載された微量元素に関するコメント

微量元素	出典
微量の鉄、マンガン、銅、亜鉛、バナジウム、コバルトなどは微量必須金属と呼ばれている。一方、鉛、カドミウム、水銀などは有害金属とみなされている。	松永(1982)
微量必須金属の主な機能は、酵素との関連で(1)酵素の種構成成分として酵素活性の中心となっているもの(2)酵素の活性化に有効なものである。	松永(1982)
マンガン、鉄以外の重金属について、配位子となる無機元素あるいは化合物は異なるが、いずれも溶存種として存在している。ただし、どのような化学種の重金属をプランクトンが摂取しているかはまだ明らかでない。	藤永ら (2005)
鉄、コバルト、ニッケル、銅、亜鉛、カドミウム、鉛 ー生活活性微量元素 Feは海洋の生物生産を支配する重要な元素である。Feと同じく生物活性微量元素と呼ばれるCo、Ni、Cu、Zn、Cd、Pbなどは、拮抗的あるいは相乗的に生物に影響を及ぼす。MAF-8HQ カラム抽出-ICP-MS法により、多元素同時分析が容易となり、これらの元素の時空間的な分布とその生物との相互作用の解明が進められている。	藤永ら (2005)
海水中における微量元素の濃度と存在形態 Fe、Mn、Znなど大部分の微量元素の海洋表層水中における濃度は、沿岸から外洋に向かうにつれて減少する傾向にある。これは、微量元素が主として海洋に流入する河川水や海底堆積物から供給されるためである。(表 2.)	武田(1996)
マンガン、亜鉛、銅、モリブデン、硼素、チタン、クロム、コバルト、タンゲステンはすべて緑藻 <i>Chlorella pyrenoidosa</i> の光合成に関与している。	都留(1973)
元素別存在量変動の範囲 カルシウム、カリウム、ストロンチウムは褐藻類に多く、マグネシウムは緑藻類に多い。 アルミニウム以下の微量元素では、一般に緑藻類にやや多く含まれる傾向があり、紅藻類にやや少ない。アルミニウム、鉄、マンガン、チタンなどの元素は、海藻の種類を通じての存在量の変動の割合が大きい。これに対しリン、銅などは変動の割合が小さい。	山本(1976)

表 2.2.4.2 プランクトンの化学組成

元素	植物プランクトン	動物プランクトン
ケイ素	58000	—
ナトリウム	110000	68000
カリウム	12000	11000
マグネシウム	14000	8500
カルシウム	6100	15000
ストロンチウム	320	440
ベリウム	110	25
アルミニウム	200	23
鉄	650	96
マンガン	9	4
チタン	≤30	—
クロム	≤4	—
銅	8.5	14
ニッケル	4	6
亜鉛	54	120
銀	0.4	0.1
カドミウム	2	2
鉛	8	2
水銀	0.2	0.1

*この表は平均値である。平均を編集するのにあたって、異なる資料を使っているものもあるもので、値が異なっている場合もある。

注：プランクトンの乾燥重量のグラムあたりの元素のマイクログラムで表示している。

出典：「海洋堆積学の基礎」(1998)英国オープン大学編。

表 2.2.4.3 海洋表層水中における溶存微量金属濃度の分布

金属	海域	濃度(nmol/L)	(mg/L)
Fe	北太平洋	0.02~1.1	($1.1 \times 10^{-6} \sim 6.1 \times 10^{-5}$)
	瀬戸内海	5~110	($2.8 \times 10^{-4} \sim 6.1 \times 10^{-3}$)
	広島湾奥部	32~75	($1.8 \times 10^{-3} \sim 4.2 \times 10^{-3}$)
Mn	北太平洋	0.3~4.7	($1.6 \times 10^{-5} \sim 2.6 \times 10^{-4}$)
	瀬戸内海	5~980	($2.7 \times 10^{-4} \sim 5.4 \times 10^{-2}$)
	広島湾奥部	26~127	($1.4 \times 10^{-3} \sim 7.0 \times 10^{-3}$)
Zn	北太平洋	0.06~0.24	($3.9 \times 10^{-6} \sim 1.6 \times 10^{-5}$)
	瀬戸内海	2~49	($1.3 \times 10^{-4} \sim 3.2 \times 10^{-3}$)
	広島湾奥部	33~85	($2.2 \times 10^{-3} \sim 5.6 \times 10^{-3}$)
	多摩川河口域	8~48	($5.2 \times 10^{-4} \sim 3.1 \times 10^{-3}$)
Cu	北太平洋	0.5~1.4	($3.2 \times 10^{-5} \sim 8.9 \times 10^{-5}$)
	瀬戸内海	3~10	($1.9 \times 10^{-4} \sim 6.4 \times 10^{-4}$)
	広島湾奥部	10~15	($6.4 \times 10^{-4} \sim 9.5 \times 10^{-4}$)
	多摩川河口域	10~75	($6.4 \times 10^{-4} \sim 4.8 \times 10^{-3}$)
Co	北太平洋	0.004~0.03	($2.7 \times 10^{-7} \sim 1.8 \times 10^{-6}$)
	瀬戸内海	0.1~1.2	($5.9 \times 10^{-6} \sim 7.1 \times 10^{-5}$)
	広島湾奥部	0.3~1.6	($1.8 \times 10^{-5} \sim 9.4 \times 10^{-5}$)
	多摩川河口域	1.6~6	($9.4 \times 10^{-5} \sim 3.5 \times 10^{-4}$)
Ni	北太平洋	2.1~3.7	($1.2 \times 10^{-4} \sim 2.2 \times 10^{-4}$)
	瀬戸内海	3~43	($1.8 \times 10^{-4} \sim 2.5 \times 10^{-3}$)
	広島湾奥部	7~13	($4.1 \times 10^{-4} \sim 7.6 \times 10^{-4}$)
	多摩川河口域	47~100	($2.8 \times 10^{-3} \sim 5.9 \times 10^{-3}$)

出典：武田ら (1996)

表 2.2.4.4 微量元素の絞り込み(案)

物質	河川由来	生物への重要性	海域での枯渇の可能性	その他の知見	絞り込み(案)
Cu	○	○	×	多	
Zn	○	○	○	多	●
Mn	○	○	—	多	●
Co	○	○	○	少	(●)
Ni	○	○	○	少	(●)
V	△	○	×	多	
Cd	—	△	—	少	
Mo	—	○	×	少	
Cr	—	△	—	少	
B	—	△	—	少	
W	—	○	×	少	
Al	○	△	△	少	
Se	△	○	—	多	
I	×	○	×	少	
Sr	○	△	—	少	

河川由来：○→河川由来が大きい。△→河川以外の由来も大きい。×→河川由来ではない。—：知見がない。
 生物への重要度：○→多くの生物にとって重要である。△→重要とする生物がいる、もしくは十分には解明されていない。—：知見がない。

海域での枯渇の可能性：○→可能性がある。△→海域での濃度が低い(枯渇するか否かについては不明である)。×→枯渇の可能性は低い。—：知見がない。

2.3 栄養塩類のモニタリング手法及び分析技術

2.3.1 モニタリング手法

河川・沿岸海域における調査・モニタリング手法についてはいくつかのマニュアルが作成されている。主なマニュアルを表 2.3.1.1 に示す。

表 2.3.1.1 モニタリング手法のマニュアル

書籍名	
建設省河川砂防技術基準(案)同解説 調査編	建設省河川局監修,(社)日本河川協会編
堰水質調査要領	(財)ダム水源地環境整備センター
湖沼環境調査指針	(社)日本水質汚濁研究会編
ダム事業における環境影響評価の考え方	河川事業環境影響評価研究会編集
海洋観測指針	気象庁編集
沿岸環境調査マニュアル(底質・生物篇)	日本海洋学会編
沿岸環境調査マニュアル(水質・微生物篇)	日本海洋学会編
底質の調査・試験マニュアル(改訂第三版)	(社)底質浄化協会

また、既往文献の中から、栄養塩等物質の動態の実態解明等を目的に行われたモニタリング調査について抽出した。それらの調査概要を以下に示す。

(1) 土壌流出によるリン負荷の沿岸環境への影響把握調査 (田中(2003) 土砂流出によるリン負荷の沿岸環境への影響沿岸海洋研究 2003)

- ・調査目的：矢作川、知多湾における濁度の連続測定を行うことにより、東海豪雨のような記録的出水時の栄養塩負荷の実態把握、海域への土壌リン負荷の重要性と陸上環境との関わり、さらにその海域における挙動について考察する。
- ・調査期間：2000年6月～2001年10月
- ・調査地点：矢作川米津橋近傍の国土交通省豊橋工事事務所流量水質観測施設（河口より約12km上流）
- ・調査頻度、方法：上記観測地点において、月1～2回の増水時の採水調査
メモリー濁時計（ATU40-8M：アレック電子製）を川底より1mに設置し濁度の連続観測（10分毎）
- ・測定項目：濁度、懸濁物濃度（SS）等

(2) 植物プランクトン態C:N:P比のレッドフィールド比に関する調査 (山本(2002)1991年～2000年の広島湾海水中における親生物元素の時空間的変動、特に植物プランクトン態C:N:P比のレッドフィールド比からの乖離 沿岸海洋研究 2002)

- ・調査目的：広島湾を対象として1991年～2000年の10年間に行った観測結果から、窒素、

リン及びケイ素などの親生物元素の季節・年変動を示し、特にこれまでの法的措置に伴うリンと窒素の負荷削減の影響が植物プランクトンの元素組成にどのように反映したかについて考察する。

- ・調査期間：1991年～2000年
- ・調査地点：広島湾内外の11地点
- ・調査頻度、方法：1991年～2000年の10年にわたり年4回季節毎（1、4、8、10月（ただし、1993年夏～1994年春の4回は欠測））に観測
各測点においてバンドン採水器を用いて鉛直的に深度別（0、5、10、20、海底上2m）採水
- ・測定項目：クロロフィルa、栄養塩類 等

(3)河川水中の懸濁粒子の海水混合による凝集・沈降特性調査（山崎(2003)a河川水中の懸濁粒子の海水混合による凝集・沈降特性 海岸工学論文集 2003)

- ・調査目的：河川河口周辺の沿岸域では、洪水後において懸濁物質が凝集した細粒成分が多く堆積する。このことを踏まえ、北海道の代表的な河川（石狩川、尻別川、武川）を対象に、微細土砂の海域における移動特性を把握する。
- ・調査期間：2001年7月及び8月の大潮時
- ・調査地点：石狩川、尻別川、鶴川
- ・調査頻度、方法：水中顕微鏡（SM-201：生物流体力学研究所製）を用いて水中で懸濁物質の凝集画像を取得
採水、水質計による観測
- ・測定項目：SS、濁度、水温、塩分 等

(4)貧酸素水塊に着目した現地調査（中山(2003)有明海北西部で発生する貧酸素水塊に着目した現地調査 海岸工学論文集 2003)

- ・調査目的：ノリの不作や二枚貝のへい死の要因の1つとして指摘されている貧酸素水塊に着目し、溶存酸素、水温等の水質分布、流れ等を連続観測し、貧酸素水塊の発生、発達、解消過程と気象、流動、水質との関係を明らかにする
- ・調査期間：2003年6月中旬～8月
- ・調査地点：有明北西部（諫早湾口周辺の大浦沖、小長井沖）
- ・調査頻度、方法：各測点に連続観測用の係留系及びナローバンドタイプの超音波流速計（AQUADOPP）を設置し、水温、塩分、溶存酸素、濁度、クロロフィル等の計測器を係留ロープに配置し、連続観測（10分間隔、一部20分間隔）、超音波流速計は流速分布の連続観測（10分間隔、1分平均）を行った。
- ・測定項目：水温、塩分、溶存酸素、濁度、クロロフィル、流速分布 等

(5)水質動態と底質微生物群集構造の解析に関する調査（藤田(2003)東京湾における水質動態と

低質微生物群衆構造の解析 海岸工学論文集 2003)

- ・調査目的：東京湾における水質観測と底質微生物群集構造の観測を行うことで、湾内の水質動態と底質微生物群集構造との関係を明らかにする
- ・調査期間：2002年8月26日～2002年11月14日
- ・調査地点：東京湾の中央部平地と湾奥部幕張沖の浚渫窪地
- ・調査頻度、方法：水質調査船「きよすみ」（千葉県所有）により、計五回の観測
観測期間における水深は、湾中央部平地においては $16.4 \pm 0.8\text{m}$ 、湾奥部幕張沖の浚渫窪地においては $18.5 \pm 0.9\text{m}$
海水の採水は、1.5m 間隔で行い TRAACS-80（ブランルーペ製）
投げ込み式他項目水質計による水質測定
港湾式採泥器による採泥採取
- ・測定項目：窒素、リン、水温、塩分、溶存酸素、水温、クロロフィル a 等

(6) 水質変動特性と河川水・外洋の影響把握調査（山下(2003)石狩湾沿岸海域の水質変動特性と河川水・外洋の影響 海岸工学論文集 2003)

- ・調査目的：開放性の強い石狩湾沿岸域を対象として、河川水だけでなく外洋の影響を把握するために、年間を通じた長期観測を実施し、湾口域、湾奥域での水質変動特性を明らかにする。これらの結果と過去に実施された広域の水質調査結果をもとに、河川水と外洋水の沿岸域における影響を考察。
- ・調査期間：湾奥部 2001年3月～2003年3月、湾口部 2002年4月～2003年3月
- ・調査地点：石狩川河口、石狩湾
- ・調査頻度、方法：湾奥部、湾口部それぞれ2地点について、平均月2回の頻度で採水。
全地点について、クロロテック計を用いた平均月2回の鉛直分布測定。
湾奥部に2地点、湾口部に1地点に水温塩分計、クロロテック計を設置し、周年連続観測を実施。
- ・測定項目：各態の窒素、リン、クロロフィル a、水温、塩分、SS 等

(7) 融雪期に河川から供給された物質の河口沿岸域環境への影響（山崎(2002)a 融雪期に鶴川から供給された物質の河口沿岸域環境への影響 海岸工学論文集 2002)

- ・調査目的：鶴川河口部を挟んだ沿岸域と河川域を対象として、融雪洪水域に両域で同時に現地観測を行うことにより、河川洪水中の物質輸送特性と沿岸域での海水中と底質中の物質の変動特性を定量的に把握する
- ・調査期間：2000年4/10～6/1
- ・調査地点：河川域として鶴川橋
海域として河口から放射状に16地点（距離にして約0.3～12km）
- ・調査頻度、方法：鶴川橋では期間中2回の洪水中に計57回の表層採水
海域では期間中9回の採水（水深1m、5m）、4回のセディメントトラップ（1/2水深層）、6回の採泥、蛍光砂を用いた海底への河川流出物質の

沈降、移動調査

- ・測定項目：SS、粒径、窒素、リン、クロロフィル a、フィオフィチン、TOC、強熱減量、COD
鉄、マンガン、トラップ沈降物量 等

(8) 河口域における Ch1-a の鉛直分布把握調査 (岡田(2002) 荒川河口域における Ch1-a の鉛直分布 海岸工学論文集)

- ・調査目的：水質の観点から河川域と沿岸域の結合部における知見を得ることを目的とし、荒川河口域において、主に表層 0m～2m に焦点をあてた河川流下方向に対する縦断面観測を実施し、河川域－海域の水質の連続性、特に植物プランクトンおよび栄養塩について着目し調べる。
- ・調査期間：2002年7月～2002年9月
- ・調査地点：荒川（秋ヶ瀬水門；河口から上流へ 35km）から東京湾内東京塔標付近にかけて直線状に 12 地点
- ・調査頻度、方法：期間中 6 回の調査
多項目水質計（アレック電子、ALC1183-P-DK）を用いた水質測定（1km 間隔で表層から底面まで実施）
バンドン採水器（長さ 50cm）を用いて、測線方向に 6 地点、鉛直方向に 3 層で実施
- ・測定項目：塩分、水温、濁度、DO 濃度、溶存態窒素、全窒素、リン酸態リン、全リン、植物プランクトン量、懸濁態有機物 等

(9) 河口海域における物質分布構造の季節変化把握調査 (八木(2002) 那珂川河口海域における物質分布構造の季節変化 海岸工学論文集)

- ・調査目的：河口海域における溶存態（栄養塩など）及び懸濁態物質（植物プランクトン等）の空間構造を把握し、それが季節によってどのように変化するかを現地観測によって実態把握する
- ・調査期間：2001年1月～12月
- ・調査地点：那珂川河口海域及び河口部に観測地点を計 10 地点配置
- ・調査頻度、方法：各測点において鉛直分布計測（アレック電子株、ALC208-DK）、採水による計測を実施
河口海域の物質分布構造の季節変化を見ることを目的に、春季（5/16）と秋季（9/17、9/27）に、茨城県水産試験場調査船「ときわ」によって海上観測を実施
- ・測定項目：塩分、水温、蛍光光度、濁度、クロロフィル a 量、栄養塩類 等

(10) 自動昇降式観測システムを用いた冬季の湾奥部における

基礎生産に関する推定調査 (佐々木(2001))

自動昇降式観測システムを用いた冬季の東京湾湾奥における基礎生産の推定海岸工学論文集)

- ・調査目的：湾内における鉛直方向の詳細な時系列情報の取得を可能とする自動昇降式観測システムを開発し、本システムを用いて冬季の水質モニタリングを行うことで、冬季におけるブルームの発生過程を捉える。
- ・調査期間：2000年11月29日～2001年2月27日（12月11日～12月23日、1月16日～1月24日については、くず巻きの発生等による運転停止；欠測）
- ・調査地点：東京湾奥中央房総半島よりに位置する京葉シーバース
- ・調査頻度、方法：計測器は待機時には海底上約1mの最下端に位置し、毎正時になると約6分の速度で上昇下降することで毎時の鉛直分布を取得。
用いた計測器はクロロフィル・濁度計（アレック電子株、ALC104-8M）、塩分計（三洋測器株、MCT-I）、溶存酸素濃度計（同MDO-I）、pH計（同MpH-I）、深度計（同MD-I）。
- ・測定項目：塩分、水温、密度、クロロフィルa濃度、溶存酸素濃度 等

(11) 干潟底泥—海水間の栄養塩フラックスに関する現地観測（児玉(2000)干潟底泥—海水間の栄養塩フラックスに関する現地調査 海岸工学論文集)

- ・調査目的：夏季と冬季のそれぞれ日中と夜間に冠水する場合を対象に、和白干潟における干潟底泥—海水間の物質交換量を見積もり、それぞれの変動特性について検討
- ・調査期間：夏季・日中冠水時 1999年8月1日8:30～14:30
夏季・夜間冠水時 1999年7月28日19:45～同29日1:45
冬季・日中冠水時 2000年2月7日9:00～15:00
冬季・夜間冠水時 2000年2月22日21:00～同23日2:00
- ・調査地点：和白干潟
- ・調査頻度、方法：観測は上記調査期間に示すように、夏季および冬季のそれぞれ日中と夜間に冠水する場合の計4通り実施。
水質分析に用いた海水は冠水時間帯にわたって1時間毎に各測点の中層から採水
- ・測定項目：各栄養塩、溶存酸素濃度、塩化物イオン濃度 等

(12) 湾奥部における水—底泥間の窒素・リンフラックスに関する調査（今村(1997)湾奥部における水—底泥間の窒素・リンのフラックス 海岸工学論文集)

- ・調査目的：栄養塩を中心とした底質の調査、底泥からの窒素・リンの溶出実験を行い、その結果を踏まえ底質モデルを構築し、東京湾奥部の底泥中の物質濃度、及び底泥からの栄養塩フラックスの変化を検討
- ・調査期間：1995年9月、1996年1月・6月
- ・調査地点：東京港内における4地点
- ・調査頻度、方法：期間中計3回の調査。
現場で乱さない柱状のコアを採取し、試料を2cm間隔で切断しサンプル

とした。

- ・測定項目：間隙水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ ・ $\text{NO}_3\text{-N}$ ・ $\text{NO}_2\text{-N}$ ・ $\text{PO}_4\text{-P}$ ・pH・DO・ORP
底泥を構成する有機態窒素、有機態リン、無機態窒素、無機態リン 等

(13) 湾域における主要流入河川の環境特性と

湾内の栄養塩濃度への影響把握調査（今井(2000)

的矢湾における主要流入河川の環境特性と湾内の栄養塩濃度への影響 水産海洋研究)

- ・調査目的：的矢湾における主要流入河川の地理環境と栄養塩濃度の季節変動を明らかにし、河川水の流入と湾内の栄養塩濃度の関係を検討する。
- ・調査期間：1996年7月～1997年9月
- ・調査地点：的矢湾へ流入する野川、神路川、池田川（3河川を総称して磯部川としている）の各下流域1地点
- ・調査頻度、方法：河川調査については1996年7月から1997年9月にかけて毎月約2回（合計31回、ただし水温は30回）の頻度で、各調査地点の橋上から河川中央の表層水をバケツで採取。
湾内調査については、河川調査と同日に実施。調査地点は3地点配置し、各地点の3層（0.5m、2.0m、4.0m）からバンドン採水器を用いて試水を採取。
- ・測定項目：水温、クロロフィル a 濃度、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、リン酸態リン、ケイ酸態ケイ素 等

(14) 沿岸海域底泥の形態別リン組成とリン循環におよぼす

河川負荷懸濁物の影響把握調査（田中(1993)

沿岸海域底泥の形態別リン組成とリン循環におよぼす河川負荷懸濁物の影響 水産海洋研究)

- ・調査目的：広島湾奥部底泥の形態別リンの分布とその季節変動から、底泥中の無機態リンの動態とこれに対する河川負荷懸濁物の影響を解明する。
広島湾奥部に流入する太田川の増水時の懸濁物の形態別リン組成と広島湾への形態別リン負荷の実態を明らかにする
- ・調査期間：1990年6月～1991年11月
- ・調査地点：太田川放水路河口および河口沖
- ・調査頻度、方法：期間中ほぼ毎月1回の頻度でKK式柱状採泥器（内径4cm）を用いて表層泥（0-1cm）を採取。
また、1992年の梅雨期後期（7月23日～23日）に広島湾奥部全域の計28定点で採泥を実施。採泥時にはコア資料から底泥直上水をサイホンで採取。
- ・測定項目：溶存酸素、塩分、溶存態の PO_4 等

(15) 出水時のモニタリング(河川)

雨天による出水あるいは融雪出水等のイベントにおける物質の流入が沿岸海域生態系に影響すると考えられることから、河川における出水時のモニタリング方法を既往文献より整理

する。

和波ら（2002）は、出水時において多摩川、野川、仙川の3地点で調査を実施し、その際、自動採水機を用いた調査をおこなっている。その中で野川においては、図 3.3.1.1 に示すように橋下の護岸上部のくぼ地に自動採水機を2台設置し、野川の河床に水位センサーを取り付け、水位の連続計測を行い、水位が設定値以上になると自動採水機が作動する仕組みとなっている。なお、採水間隔は1時間ピッチでおこなっている。

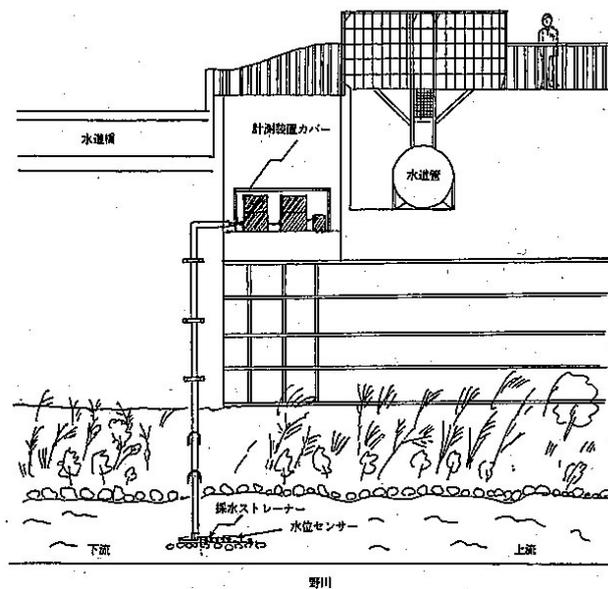


図 2.3.1.1 自動採水機の仕組み

(16) 懸濁態窒素、リンのモニタリング

植物プランクトン等に直接利用される溶存態の栄養塩の他に懸濁態として供給される栄養塩についても海域生態系に影響を与えるものと考えられることから、供給量と河道内での形態変化（細粒化、溶存化）の実態解明のためのモニタリング方法を既存文献から整理する。

蕪木ら（2004）は、涸沼川及び流入支川において懸濁態物質のモニタリングをおこなっており、本川上流から下流に向かっての 6 地点と主な流入支川 4 河川の 5 地点の合計 11 地点において、72 時間継続して降雨のなかった日を選び、月 1～2 回程度の頻度で、合計 15 回おこなった。なお、採水は上流から下流の順に 8 時間以内におこなっている。

各採水地点では、周囲の地質、土壌、河川底質、水生植物、河岸などの河川環境もあわせて調査している。

試料は、河川横断面中央部分の表層水を、約 100～500ml ポリプロピレン製容器に保存、これをメンブレンフィルター(Whatman 製 Nuclepore No.111106, 孔径：0.2 μ m, 厚み：10 μ m, ろ過面積：11.7cm²)を用いて減圧濾過し、フィルター上に捕集された懸濁物質を 95℃で 2 時間乾燥後、供試試料とした。

2.3.2 分析技術

対象物質の分析手法については、表 2.3.2.1 に示すとおりであり、窒素化合物、リン化合物、ケイ酸については、オーソライズされた分析手法が存在するため、その分析方法を提示した。フミン酸（フルボ酸）については、その性質から未だに統一された分析手法が存在しないため、既往文献による分析方法（条件分析）を示す。

表 2.3.2.1 分析手法の整理について

物質名	引用文献	
窒素化合物	「河川水質試験方法(案)」	建設省建設技術協議会水質連絡会・河川環境管理財団
リン化合物		
珪酸		
フミン酸 (フルボ酸)	既往文献： 「水環境におけるフミン物質の特徴と役割」 「フミン物質の分離とそのキャラクターゼーション」等	水環境学会誌 等

(1) 窒素

1) 水中における存在形態

水中に含まれるすべての窒素化合物(総窒素:T-N)は無機態窒素(IN)と有機態窒素(ON)に大別され、さらに無機態窒素はアンモニウム態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)に、有機態窒素はタンパク質に起因するもの(アルブミノイド窒素など)と非タンパク性のものに分類される。

また、有機態窒素では、藻類などの体内に取り込まれたものとそれ以外のものという意味で、粒子性有機態窒素(PON)と溶解性有機態窒素(DON)に区別する場合がある。無機態窒素にも粒子性のもがあり(懸濁粒子に吸着されているものなど)が、ほとんどは溶解である。

2) 分析方法

① アンモニウム態窒素

一般の河川水のアンモニウム態窒素は、比較的低濃度であることから、吸光光度法の中でも妨害物が少なく、かつネスラー法のように有害物を使用しないインドフェノール法が最も適している。

② 亜硝酸態窒素

亜硝酸態窒素の定量には、アゾ色素を生成させその吸光度を直接比色する方法が広く用いられており、この方法は非常に感度が良く、操作上妨害物質等の影響も少ない。

③ 硝酸態窒素

硝酸態窒素の定量には、イオンクロマトグラフ法を、操作が容易なこと、他の陰イオンとの同時定量が可能なことなどから標準法1に採用する。

④総窒素

試験方法には、有機体窒素、アンモニウム態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素を形態別に定量してそれらの和を求める総和法と、検水中の窒素をすべて硝酸態窒素に変えて、一括して定量する方法、また、熱分解によって各種窒素化合物をアンモニア、窒素、一酸化窒素等の一定の組成化合物に変えて一括定量する方法等がある。

(2)リン

1)水中における存在形態

水中のリン化合物もまた無機態と有機態、溶解性と粒子性に区別され、無機態リンはさらにオルトリン酸塩 (orthophosphate) と重合リン酸塩 (polyphosphate) に分類され、その形態は、生物活動や化学的作用を受けて変化しやすい。溶解性無機態リンとしては、オルトリン酸、メタリン酸、ピロリン酸、ポリリン酸等があり、溶解性有機態リンとしては、エステル類、リン脂質、農薬等がある。粒子性無機態リンとしては、カルシウム、アルミニウム、鉄等のリン酸塩があり、粒子性有機態リンは、バクテリアやプランクトン等の生体あるいはその死骸の構成成分として存在する。しかし、以上のような各種形態のリンを全て分画して定量することは、ほとんど不可能なので、通常はオルトリン酸態リンや総リンが定量化され、各種形態のリン濃度が推定されている。

2)分析方法

①オルトリン酸態リン

分析方法としては、吸光光度法が一般的であるが、この方法によれば、リン酸イオンの状態で存在するリンを定量することになる。吸光光度法にも各種の発色方法があるが、ここでは広く用いられているモリブデン青法を採用する。この方法は、リン酸イオンにモリブデン酸を作用させて錯化合物を生成させ、それに適当な還元剤を作用させて、生成する青色化合物の濃度によりオルトリン酸を測定する。

②総リン

ペルオキシ二硫酸カリウム分解法によれば、一般の河川水中のリンは、十分に分解され、分析時間もかなり短縮できるので、この方法を標準法とする。硝酸・硫酸分解法は、検水量を多くして感度を上げることができ、標準法に比べて分解力も大きいことから参考法とする。

(3)シリカ

1)水中における存在形態

水中のシリカは溶存態（イオン状、分子状、コロイド状）または懸濁態（鉱物粒子や生物体内に含まれた状態）で存在する。一般に地下水に多く表流水として流下するにしたがって減少する

傾向がある。通常の自然水中の濃度は 1~30 mg/l 程度であり、流域の地質によって左右され、火山地帯の河川や地下水では高くなる傾向がある。

2)分析方法

シリカの試験方法としては、吸光光度法（モリブデン黄法，モリブデン青法），原子吸光法，ICP 発光分析法がある。

吸光光度法は、モノマーのイオン状シリカを定量する方法で、その天然水中での濃度範囲で精度良く測定でき、広く用いられている。

溶解性シリカを測定するためには、ろ過等の前処理を行って全てのシリカをイオン状モノマーに変える必要がある。

モリブデン黄法は、定量範囲が 2~20 mg SiO₂/l であり、普通の河川水試料に適しており、モリブデン青法は、定量範囲が 0.2~2 mg SiO₂/l と高感度であり、低濃度試料に適している。ICP 発光分析法は、定量範囲も広く優れた方法であるが、装置の普及の点で課題がある。

試料は、冷却して保存しなるべく速やかに試験をする。ガラス容器からのシリカの溶出を避けるため、試料と試薬の保存にはポリ瓶を使用する。

なお、巖佐（1976）では、ケイ素の中でも珪藻の生体的に利用されるのはオルト珪酸（SiO₄）だけであり、それに變化しない珪素化合物は無効であるとしており、上記の分析手法でオルト珪酸が分析可能かどうかを確認する必要がある。

(4)フミン酸・フルボ酸

1)水中における存在形態

フミン物質は、水環境や陸上環境に偏在的に存在し、生物起源で不均質な難分解性の有機物である。湖沼、河川、地下水に溶存しているフミン物質は溶存態フミン物質（aquatic humic substances）と総称され、実験操作的に分類される。つまり、フミン物質のうち、濃度 500mgC/l 以上、pH1 で沈殿するものをフミン酸、溶存するものをフルボ酸としている。

2)分析方法

近年、腐食物質の分析方法の主流は元素分析や官能基滴定分析、紫外可視及び赤外スペクトル分析などから、核磁気共鳴スペクトル(NMR)法や高速サイズ排除クロマトグラフィ（HPSEC）、熱分解ガスクロマトグラフィー質量分析（Py-GC-MS）法へと移行している。

2.4 検討対象物質の抽出

河川、沿岸海域における水質指標の変遷について以下の観点より整理する。

- ・水質保全行政のこれまでの取り組みからみた対象水質の変遷について
- ・学術研究からみた水質の変遷について

1) 水質保全行政からみた水質指標の変遷

これまでの水質保全行政を概観すると、公害対策による排出規制とその後の水環境保全とに大きく2つの側面に分けることができる。

公害対策としての側面は、戦前から昭和50年代初めまで大きな社会問題となっていた主に事業所排水に起因する有機汚濁や重金属等による水系汚染防止があげられる。

一方、水環境保全の側面としては、昭和40年代から大都市を中心に顕在化しはじめた生活排水等の有機汚濁による汚染や生活系、農業系からの栄養塩類の流入による閉鎖性水域における富栄養化問題、そして、ダイオキシン類に代表される微量有機化学物質に関わる水域汚染、さらには、今日的な問題として海域生態系に着目した河川域からの栄養塩類の物質制御があげられる。

2) 学術研究から見た水質指標の変遷

収集した文献をもととした、学術研究からみた水質指標の変遷については、1931年より発行されている陸水学会誌では、稲葉（1934）による富士五湖の湖沼水質とプランクトンの関連性を $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 SiO_2 、 P_2O_4 の水質指標を用い考察している。この頃の研究では地質成分（Mg, Fe, Mn, SiO_2 等）は湖沼等の性状を知る上での基本項目として位置づけられ、調査がおこなわれていたものと推測される。

その後、1970年代より一般的な有機汚濁や富栄養化に着目した研究として、例えば国包ら（1978：湖沼および貯水池における栄養塩負荷と富栄養化の関係に関する新しい評価手法 水質汚濁研究）や小田ら（1979：河川の底生動物相影響を与える水質と堆積物 水質汚濁研究）は、DO, COD, BOD, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, PO_4^{3-} , Cl⁻を水質指標として調査をおこなっている。この時期は瀬戸内海や琵琶湖等、富栄養化が社会的に大きな問題となり、窒素、リンを主体とした栄養塩等の原因物質について盛んに研究がおこなわれている。

窒素、リン系に少し遅れ、同じ富栄養化に影響を及ぼす物質として、鉄やキャリアとしてのフルボ酸、珪藻の必須元素であるケイ素について海域を中心に研究が始められている。このような水質指標の変遷の中で、近年、海域生態系に重要な影響を及ぼす要素として着目されている栄養塩類について整理をおこなう。

表 2.4.1 水質保全行政と学術研究にみる水質指標の整理

和 暦	西 暦	水質保全行政の動き	水質基準対象項目	文献調査からみた水質指標の変遷
明治43	1910	○漁業法(旧法)の制定	有害物質の排出規制	
昭和24	1949	○鉱山保安法の制定 ・国土交通省(旧建設省)発足	鉱害に関する規制	● 陸水学からの湖沼の水質特性分析 Fe, SiO ₂ , Mg, NH ₄ -N, NO ₃ -N等
昭和26	1951	○水産資源保護法の制定 ○港湾法の制定		
昭和29	1954	○清掃法(旧法)の制定	有害物質の廃棄に関する規制	
昭和32	1957	○水道法の制定		
昭和33	1958	○工場排水規制法(旧法)の制定 ○水質保本法(旧法)の制定 ○下水道法の制定	有害物質の排出規制 指定水域における水質基準(BOD, COD, 有害物質等問題となる項目)	
昭和39	1964	○河川法の制定		
昭和42	1967	○公害対策基本法の制定		
昭和45	1970	水質汚濁に係る環境基準を閣議決定 ○第64臨時国会(公害国会)が開かれ、公害対策基本法の一部改正を含む公害関係14法案の審議が行われ成立した (水質汚濁防止法、海洋汚染防止法など)		
昭和46	1971	・排水基準を定める総理府令 ・(環境庁発足)環境基準を告示	COD, SS, n-ヘキサン抽出物、クロム 全水域における環境基準の設定(生活環境項目、健康項目)	
昭和48	1973	○瀬戸内海環境保全臨時措置法の制定	COD、リン、その他の政令で定める物質	● BOD, COD等の有機汚濁指標 ● DO, NH ₃ -N, NO ₂ -N, PO ₄ ³⁻ , Cl ⁻
昭和53	1978	○瀬戸内海環境保全臨時措置法の特別措置法への変更 ○水質汚濁防止法の改正(総量規制を導入)	環境基準設定項目	
昭和54	1979	・政府、瀬戸内海等を総量規制水域に指定、COD削減基本方針制定 ・滋賀県、琵琶湖富栄養化防止条例を制定	COD 窒素、リン	● 鉄、フルボ酸
昭和57	1982	・環境庁、湖沼の窒素、リンに係る環境基準を告示	窒素、リン	
昭和59	1984	○湖沼水質保全特別措置法(湖沼法)の制定	COD, 窒素, リン	
昭和60	1985	・窒素、リンを水質汚濁防止法の規制項目に加え、排水基準を設定	窒素、リン	
平成元	1989	○水質汚濁防止法改正(地下水の水質監視を規定)	有害物質にトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンを加え、排水基準を設定	
平成4	1992	・霞ヶ浦等5湖沼について第二期湖沼水質保全計画策定 ・厚生省、水道水の水質基準を改正	窒素、リンを総量規制 26項目から46項目に増加	● SiO ₂
平成5	1993	・環境庁、水質汚濁に係る環境基準を一部改正 ・環境庁、水質汚濁に係る環境基準と排水基準を一部改正 ○環境基本法の制定(公害対策基本法の廃止、自然環境保全法など関係18法律の一部改正) ・排水基準を定める総理府令の一部改正	海域の窒素・リンを追加 有害物質の見直し、13項目追加	
平成6	1994	・環境庁、土壌の汚染に係る環境基準を一部改正	鉛、ヒ素を強化、15項目追加	
平成11年	1999	○ダイオキシン類対策特別措置法の制定	ダイオキシン類	
平成13年	2001	○水産基本法 ○海洋生物資源の保存及び管理に関する法律の一部を改正する法律 ○漁港法の一部を改正する法律		
平成14年	2002	○有明海及び八代海を再生するための特別措置に関する法律 ○自然再生推進法		
平成15年	2003			

【参考文献】

近畿地方整備局近畿技術事務所(1995)

3) 検討対象とする物質の抽出

対象物質の抽出方法としては、収集した既往文献において研究対象となっている物質について、掲載文献数及び各調査視点における頻度を勘案し、対象物質の絞り込みをおこなった。

結果、栄養塩類の中では、1.窒素、2.リンが研究対象としては多く、論文の約半数を占め、研究分野も広範囲にわたっている。次に件数は大きく減少するが、近年の論文において海域生態系（植物プランクトンの増殖）に関する制限因子として、3.シリカ、が大きく着目されており、4.鉄、5.マンガン、6.フミン物質、7.硫化物、8.銅、9.亜鉛、10.ナトリウムとつづいている。なお、海域生態系において重要な役割を果たす植物プランクトンの必須元素（5、7～16）については、ほとんど研究対象になっていない状況である。

これより、既往文献での研究対象件数等から、上位3物質（窒素、リン、シリカ）について調査をおこなうものとする。

