

University of Marine Science and Technology

(東京海洋大学)

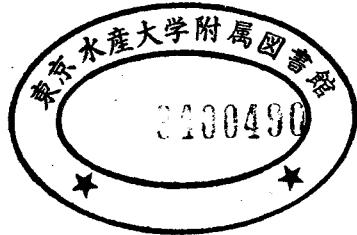
東京湾における動物プランクトンの群集構造と遷移
に関する研究

| | |
|-------|---|
| メタデータ | 言語: Japanese 出版者: 公開日: 2008-03-31 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 野村, 英明 メールアドレス: 所属: |
| URL | https://oacis.repo.nii.ac.jp/records/707 |

東京湾における動物プランクトンの
群集構造と遷移に関する研究

平成 5 年度
(1993 年)

東京水産大学大学院
水産学研究科
資源育成学専攻
野村英明



目次

| | |
|----------------------------------|----|
| 第 1 章 緒言 | 1 |
| 1. 東京湾の概要 | 1 |
| 2. 水域環境の変遷とプランクトン研究史 | 1 |
| 3. 東京湾における動物プランクトン研究上の問題点と本研究の目的 | 4 |
| 4. 用語と略語 | 6 |
| 4. 1. 海域の区分 | 6 |
| 4. 2. 内湾性・外湾性 | 6 |
| 4. 3. 動物プランクトンの大きさの区分 | 6 |
| 5. 動物プランクトンの種名について | 7 |
| 5. 1. 有鐘纖毛虫類 | 7 |
| 5. 2. 機脚類 | 8 |
| 第 2 章 水域環境 | 10 |
| 1. 材料と方法 | 10 |
| 2. 結果と考察 | 10 |
| 第 3 章 東京湾湾央部の定点における動物プランクトンの出現状況 | 15 |
| 1. 材料と方法 | 16 |
| 1. 1. 水域環境 | 16 |
| 1. 2. 各層採水による動物プランクトン採集方法 | 17 |
| 1. 3. ネットによる動物プランクトン採集方法 | 17 |
| 2. 結果 | 18 |
| 2. 1. 水域環境 | 18 |
| 2. 2. 採水採集による動物プランクトン | 25 |
| 2. 2. 1. 出現種 | 25 |
| 2. 2. 2. 出現状況 | 25 |
| 2. 2. 3. 群集構成 | 33 |
| 2. 3. ネット採集による動物プランクトン | 34 |

| | |
|--|----|
| 2. 3. 1. 出現種 | 34 |
| 2. 3. 2. 季節的消長 | 39 |
| 2. 3. 2. 1. 出現密度 | 40 |
| 2. 3. 2. 2. 出現種数 | 40 |
| 2. 3. 2. 3. 群集組成 | 40 |
| 2. 3. 3. 経年変化 | 42 |
| 2. 3. 3. 1. 出現密度 | 42 |
| 2. 3. 3. 2. 出現種数 | 42 |
| 2. 3. 3. 3. 出現密度と出現種数の関係 | 44 |
| 3. 考察 | 45 |
| 3. 1. <i>Oithona davisae</i> の出現密度と鉛直分布の経月変化 | 45 |
| 3. 2. 海水交流と動物プランクトンの出現密度・種数 | 47 |
| 3. 3. 東京湾と瀬戸内海における動物プランクトンの群集構造の比較 | 49 |
| 3. 4. 動物プランクトンの遷移 | 52 |
| 3. 4. 1. 有鐘纖毛虫類 | 52 |
| 3. 4. 2. 機脚類 | 53 |
| 3. 4. 3. 毛顎類 | 58 |
| 第 4 章 総合考察 | 60 |
| 要約 | 64 |
| 謝辞 | 66 |
| 引用文献 | 67 |

第1章 緒言

1. 東京湾の概要

東京湾は、神奈川県剣崎と千葉県州崎を結ぶ線より北側の東京都・神奈川県・千葉県に囲まれた海域に与えられた名称である。東京湾は、地形上、千葉県富津岬と神奈川県観音崎を結ぶ線により二分され、それ以北を内湾、それより南を外湾と呼ぶ（図1-1）。内湾は湾口が狭く奥ゆきがあり、水深が浅く閉鎖的である。また、沿岸に東京・横浜といった大都市があり汚濁負荷が大きい。外湾は湾口が約20kmと広く、最大水深は800m以上と深く水の交換もよい。また、横須賀以外に目立った都市もなく汚濁負荷は小さい。一般に東京湾と言えば前者をさし、後者は通常浦賀水道と呼ばれる。本論文は、主として東京湾内湾について研究を行ったものであり、以後、単に東京湾と記した場合には東京湾内湾を示し、外湾については浦賀水道と呼ぶこととする。

東京湾は長さ約61km、幅約34kmの南北に長い橢円形で、面積約1200km²、容積約18.3km³、湾口部は約6kmで、浦賀水道に接している。海底地形は、湾口部付近まで海谷の末端（水深約70m）がのび、そこに中ノ瀬と呼ばれる水深約20mの浅海部がある他は、なだらかに北東から南西に傾斜している。平均水深は、約18mである。

東京湾に流入する主要河川は、東岸に小糸川・養老川・小櫃川、北岸に隅田川・荒川・江戸川・中川、西岸に多摩川・鶴見川がある。これらの河川の中で水量が多いのは、順に江戸川・荒川・多摩川・中川で、これらだけで東京湾に流入する河川水量の8割を占めている（東京湾研究会1978）。

2. 水域環境の変遷とプランクトン研究史

1969年以前： 東京湾は、日本で最も早くから富栄養化の進んだ内湾であり、今世紀初頭の1907年には、木更津沖において *Gonyaulax polygramma* の赤潮が記録されている（岡村1907）。また、松江（1935）は、東京湾湾奥部の品川湾において、1935年に無殻纖毛虫 *Mesodinium* sp. の赤潮を記録した。これは東京湾において纖毛虫による赤潮としては最初の報告である。1925年前後には品川湾の水質汚濁が深刻化し（東京府水産試験場1937）、その影響が底生生物に現れていたが（北森1971）、当時の富栄養化水域は、神奈川県本牧と千葉県船橋を結ぶ線の北側に限られ、その南

側はなお外洋系水の影響の見られる水域であった（須田ほか 1931; 倉茂 1931）。

東京湾に出現するクラゲに関し、平坂（1915）は冬季にクシクラゲが多産し、夏季にはアカクラゲが多く、ミズクラゲは内湾ではあまり見られないとしている。

戦前のプランクトン相を最も詳細に記録したのは、AIKAWA（1936）である。彼によれば、1927-29 年頃のプランクトン群集は、夏季には動物プランクトンが、冬季には植物プランクトンが卓越する組成であった。当時は夏季に動物プランクトンの捕食圧が高く、赤潮の起りにくく、正常な生態系が存在していたと推測される。また、夏季に放散虫類や *Trichodesmium* であろう藍藻類がみられたことは（AIKAWA 1936）、流入した黒潮系外洋水が大きな変質を受けず、湾内に達したことを見ている（丸茂ほか 1974）。

敗戦直後の産業活動の全般的な低下により、東京湾に対する汚濁負荷は著しく軽減され、水域環境は一時の悪化から回復した（清水 1985）。約 2 年にわたり珪藻の成長を調査した藤谷（1952）は、動物プランクトンを含めて主要出現種のリストを記し、下村（1953）は、東京一八丈島間の定期航路を利用して珪藻・有鐘織毛虫類など微小プランクトンの出現状況を調査した。YAMAZI（1955）は、1948 年 7 月に東京湾から浦賀水道にかけてのプランクトン相を調べた。村上（1957）は、1947 年 5 月から翌年 3 月までに行った計 5 回の調査を基に毛顎類の出現状況を水域環境の関連から論じた。これらの結果は対象としたプランクトンや調査回数など限られたものであったが、過去の東京湾におけるプランクトン相を知る上で貴重な資料となっている。

その後、産業の復興や日本経済の成長に伴う産業排水の負荷や、人口増に伴う都市下水の流入、沿岸部の埋め立てなどにより、東京湾の汚濁は急激に進行した。富栄養化海域は、1950 年頃神奈川県本牧と千葉県姉ヶ崎を結ぶ線の北側にまで広がり、1954 年頃には剣崎と富津岬を結ぶ線の北側にまで拡大した（船越ほか 1974）。富栄養化の進行は、底質環境をも悪化させ、1950 年頃より貝類や底生有孔虫の種を変化させた（松本 1983）。また、埋立地造成は、1961～1965 年の 5 年間に飛躍的に増加し（清水 1983）、天然の海岸線が消失するとともに、渚や干潟は、極く一部を残し消失していった（向井 1993）。

東京湾において富栄養から急速に過栄養状態に進行する 1955 年頃から 1970 年頃までの約 15 年間、動物プランクトンの出現状況を知るための十分な情報は残されていない。この期間、植物プランクトンに関しては、HOGETSU et al.（1959）によって

東京湾において初めて光合成の測定が行われた。更に市村・小林（1964）、ICHIMURA & ARUGA（1964）、ICHIMURA（1967）によって基礎生産に関する知見が蓄積された。また、菅原・佐藤（1966）によって、赤潮発生事例の変遷がまとめられた。

1970年代： 首都圏人口の増加、それに伴う生活排水や産業排水の負荷は大きく、1970年前後の数年間は、環境の悪化が頂点に達した時期であった（清水1985）。汚濁の深刻化は、運輸省・建設省・文部省を中心に、多くの調査研究を促した（第二港湾建設局横浜調査設計事務所 1974; 松本・松本 1973; 丸茂 1975; 丸茂・村野 1973; 丸茂ほか 1974, 1978; NAGASAWA & MARUMO 1984a, b; 山口・柴田 1979; 山路 1973a, b 等）。

基礎生産及び植物プランクトンの現存量に関しては BRANDINI & ARUGA（1983）、SHIBATA & ARUGA（1982）、TERADA et al.（1974）、吉村（1971）、吉村ほか（1972）により、赤潮及び赤潮プランクトンの発生状況に関しては村田（1973）、和波（1979）によって研究がなされた。この当時、赤潮は夏のみでなく冬においてさえ出現し、植物プランクトンの光合成活性は、自然水域における最大値に近いレベルに達したといわれる（山口・柴田 1979）。

動物プランクトンに関しては、鈴木（1979）が有鐘織毛虫の分布及び季節的消長を報告した。また、丸茂・村野（1973）は、8月の調査から、橈脚類の種類数は、浦賀水道の27に対し湾奥では11に減少し、しかも *Oithona*, *Microsetella* の優占する単純な組成であり、夏季における東京湾は外洋水の影響を全く受けず、その水域環境は、将来は腐水の恐れなしとしないと警告した。

基礎生産の増加は、肉食性動物プランクトンの毛顎類の増加にも及んだ（村野 1980）。丸茂ほか（1978）は、村上（1957）との比較から、東京湾における毛顎類の出現種数が減少したこと、主として *Sagitta crassa* の増加によって出現個体数密度が30年間に10倍前後増加したのに対し、浦賀水道においては出現種数及び出現個体数密度に殆ど変化がないことを示した。

1980年代以降： 種々の規制の結果、1970年代後半には水域環境に好転の兆しが見え始め（江角 1979）、生物相に関してもやや回復がみられたが（清水 1987）、1980年代に入っても、クロロフィルa量を指標とする限り、植物プランクトンの現存量は変化していないばかりか、高密度水域は、むしろ湾内全域に拡大しているよう

に見える（山口・有賀 1988）。また、成層期に形成される底層の貧酸素水塊は、底生並びに付着動物の生息環境を悪化させている（風呂田 1988）。

東京湾におけるプランクトン研究は飛躍的に増加し、多様化した。植物プランクトンに関しては、赤潮の状況（佐藤 1985, 1986, 1987; 佐藤・松崎 1986; 佐藤・小川 1988 など）、赤潮種の季節的消長や基礎生産力の季節変化（HAN 1988; YAMAGUCHI et al. 1991）、*Gymnodinium mikimotoi*（論文中では *G. nagasakiense*）の東京湾における初記録（保坂 1990）が報告された。動物プランクトンに関する研究は、橈脚類の分類・分布（ITOH & NISHIDA 1991, 1993; NISHIDA 1985; 伊東・木立 1990）、橈脚類の摂餌（TSUDA & NEMOTO 1988; UCHIMA 1988）、毛顎類 *Sagitta crassa* の摂餌・生活史等（NAGASAWA 1984, 1985a, b, 1986, 1987, 1989, 1991; NAGASAWA et al. 1984, 1985; 永沢・根本 1985）、また、物質循環の側面からみた東京湾に出現するプランクトンのサイズの特徴（佐々木ほか 1989; 上 1991）が報告された。

1980 年代初頭の動物プランクトン全般の出現状況を報告した穴久保・村野（1991）によれば、1970 年代同様に *Oithona daviseae* が卓越していることに変わりはないものの、1971, 72 年当時多産していた *Microsetella norvegica* に著しい減少がみられた。

3. 東京湾における動物プランクトン研究上の問題点と本研究の目的

東京湾の水域環境や生態系は、沿岸の開発と共に変化してきた。1970 年代に入ってプランクトンに関する研究の多くは、水域環境の変化（陸からの過度の栄養塩負荷による汚濁化）とプランクトン相の変化（少数種の個体数が増加することによるプランクトン群集組成の貧弱化）が同時進行的に起こったことを示した（丸茂・村野 1973; 山路 1973a, 1973b など）。しかし、これらの研究は、詳細に検討すると方法論的に二つの問題点があるようと思われる。一つは断片的な観測に基づいて過去との比較を行っているものが多いことであり、もう一つは定量的な精度である。

動物プランクトンの出現状況は、時間・採集方法・環境要因などによって変わることは明かである。このためデータを比較するには、偏りのない平均像を求めることが必要になる。この時、データの多さこそが、結果の信頼性を評価する上での判定基準となろう。しかし、データの平均化は、作業の過程において隠れてしまう情報を見逃す恐れがあり、そのことは考慮の上検討されねばならないこととはいうまでもない。過去との比較において出来る限り同じ尺度でデータを扱うことが必要である。

ここで東京湾における動物プランクトン研究に関する二つの問題点に立ち帰ると、断片的な観測による報告は、時間等の制約ある中で行われる研究では解決の難しい問題である。むしろ、これらの研究が十分であるとはいえないのは、定量的な精度にある。

採集方法として、ネットを用いる場合、ネットの目合は、植物プランクトンの採集には 0.1 mm が、動物プランクトンの採集には 0.3 mm が慣例となっている。過去における東京湾の動物プランクトン研究の多くは、0.1 mm 目合のプランクトンネット、主に北原式定量ネットによって行われ、0.3 mm 目合のネットによる採集結果は殆どみられない。しかし、東京湾のように植物プランクトンが高密度な水中で 0.1 mm 目合のネットを用いると、曳網開始後、すぐに目詰まりを起こし、プランクトンを定量的に採集することは難しい。

穴久保・村野（1991）は、各層採水した後、0.1 mm 目合のネットを用いて濾過捕集することにより、周年の個々の動物プランクトン種の出現状況を明らかにした。しかし、上田（1992）が指摘しているように、0.1 mm 目合のネットでは東京湾の橈脚類の中で卓越して出現する *Oithona davisae* はコペポダイト 4 期以降でなければ定量的に採集することはできない。したがって、小型種を採集するには採水後、より細かい目合のネットを用いるか、ネット濾過せずそのまま沈澱濃縮による方法によらねばならない。一方、採水による方法では個体数密度の希薄な大型種を定量的に採集することは難しい。

東京湾で動物プランクトンを定量採集する場合には、小型の動物プランクトンは採水して捕集し、大型のものは植物プランクトンによる目詰まりを出来るだけ防ぐために、0.3 mm 目合のネットを用いることが良策と考える。

本研究では、採水して 0.02 mm のネットを用い濾過する採集と 0.3 mm の NORPAC ネットによる鉛直曳き採集の二つの方法を併用することで、東京湾における微小から大型までの全ての動物プランクトンを定量的に採集することを試み、それにより動物プランクトン種の現在の出現状況を明らかにすることを目的とした。こうして得られた知見は、今後も変化していくであろう動物プランクトン群集の遷移過程を知る上で不可欠である。また、定量性の高い研究を継続することは、生態系がどのように変化するかを予測するための情報を提供しうると考えられる。

本研究のもう一つの目的は、過去からの動物プランクトン生態系の構造の遷移を明

らかにすることである。過去の研究との比較に際し、採集方法の違いに問題があることは否めないが、本研究で得た現在の動物プランクトンの出現状況と富栄養化以前の資料を参照して過去の動物プランクトンの出現状況を整理しておくことは、意義のあることと思われるからである。

4. 用語と略語

4. 1. 海域の区分

既に述べたように、本論文では東京湾及び隣接海域を以下のように表記する。

東京湾：神奈川県観音崎と千葉県富津岬を結んだ線より北側の

東京湾内湾

浦賀水道：観音崎と富津岬を結んだ線以南で神奈川県剣崎と

千葉県洲崎を結んだ線以北の東京湾外湾

外湾あるいは外湾部：東京湾内湾以外の、浦賀水道を含めた

沿岸・外洋域

4. 2. 内湾性・外湾性

プランクトンの生息水域を表す言葉として用いる内湾性、外湾性は以下のように定義する。

内湾性：外湾部にも出現するが内湾部で出現個体数密度が高くなる

分布様式

外湾性：内湾部にも出現するが外湾部で出現個体数密度が高くなる

分布様式

4. 3. 動物プランクトンの大きさの区分

本論文中では微小動物プランクトン、小型動物プランクトン、中・大型動物プランクトンというサイズ区分を用いる。そのサイズ区分は以下のようである。

微小動物プランクトン：0.09 mm (NXN 13) の目合を抜け0.02 mm の
目合で捕集される動物プランクトン。原生動物・
ワムシ類・橈脚類ノープリウス。

小型動物プランクトン：0.33 mm (NGG 54) の目合を抜け 0.09 mm (

NXX 13) の網目で捕集される動物プランクトン。橈脚類と浮游期幼生。

中・大型動物プランクトン：0.33 mm (NGG 54) の目合で捕集される動物プランクトン。主として枝角類・橈脚類・毛顎類・尾虫類・浮游期幼生。

ただし、小型動物プランクトンに関しては、ネットを用いて区分したのではなく、0.33 mm のネット中には出現せず 0.09 mm の目合では採集することが可能な種を顕微鏡下で区分した。

橈脚類ノープリウスの中には *Calanus* や *Eucalanus* のように比較的大型なものもあるが、ノープリウスは全て微小動物プランクトンとして扱った。また、橈脚類ノープリウスは *Oithona daviseae* の他は、種までの同定を行わず、一括して扱った。

本論文での浮游期幼生は、成長と共に動物プランクトン群集中から消えていく一時プランクトンを指しており、橈脚類ノープリウスのような終生プランクトンの幼生は含んでいない。

5. 動物プランクトンの種名について

本論文中において同定上問題となる有鐘纖毛虫類及び橈脚類の種名について述べる。

5. 1. 有鐘纖毛虫類

有鐘纖毛虫類の分類は、口リカの形態を基に KOFOID & CAMPBELL (1929) によって体系化され、今日において多くの研究者に用いられている (佐野 1975)。

しかし、口リカの形態には変異が認められていることから (GOLD 1971; 鈴木 1979; BOLTOVSKOY et al. 1990; DAVIS 1981)、DAVIS (1981) は、種の決定に口リカの形態を用いる補助として、培養実験やアイソザイムによる解析が必要であることを指摘した。近年では多くの種をシノニムとして整理しようとする傾向もある (佐野 1975)。こうした種々の示唆があるにもかかわらず、依然として明確な分類体系は示されてはいない。本論文においても KOFOID & CAMPBELL (1929) の実用的な口リカの形態による分類を踏襲し、有鐘纖毛虫類の種の同定は、HADA (1932a, b, 1937, 1938) 及び KOFOID & CAMPBELL (1939) を基に行った。

過去に東京湾の研究を行った鈴木 (1979) は、*Tintinnopsis* 属の *beroidea*,

karajacensis, *tubulosa*, *tubulosoides* に連続的な形態変異があることから、これらを区別せず *Tintinnopsis* spp. として扱った。本研究においても変異を認めたが、厳密に観察すれば記載からこれらを識別することは可能であることと、*Tintinnopsis* spp. として扱った場合、後に分類体系が確立された時に出現種が不明瞭になってしまう恐れがあることから、本論文では、先に示した引用文献の記載にあてはまるように同定した。ただし、*T. beroidea* に関しては一連の HADA の論文間においても口リカ軸長等の記載が異なっていることから、LAACKMANN (1913) に記載されている *T. beroidea* によった。本種に関しては KAMIYAMA & AIZAWA (1990) の Plate 1 の A の写真で示された *T. beroidea* が本研究のものと同種であると思われる。

5. 2. 橋脚類

日本の内湾域で優占的に出現する橋脚類は、普通 *Acartia* 属、*Paracalanus* 属、*Oithona* 属である (上田 1992)。これら 3 属の中で日本において過去に *Acartia clausi*, *Paracalanus parvus*, *Oithona nana* として報告された 3 種は、1970 年代中頃から同定に疑問がもたれるようになり、見直しが行われた。

Acartia clausi： 本種は BRADFORD (1976) によってヨーロッパ産の *A. clausi* とは異種であることが判明し、新たに *A. omorii* として新種記載がなされた。その後 UEDA (1986a) は過去の *A. clausi* に該当する種には大きさの違う 2 型があることを認め、大型種を *A. omorii* とし、小型種は *A. hudsonica* として分類した (UEDA 1986b)。さらに上田 (1986) は日本沿岸に *A. clausi* が分布しないことを示唆するとともに、*A. omorii* は沿岸・内湾域に広く分布し、*A. hudsonica* は閉鎖的小湾や極端に低塩分な汽水域にのみ出現することを明らかにした。本論文において東京湾や瀬戸内海に関する過去の報告を参照する時には *A. clausi* とされている種は全て *A. omorii* として扱った。

Paracalanus parvus： 古橋 (1980) は、従来より知られている *Paracalanus parvus* f. *minor* よりも小型の類似種が舞鶴湾に出現することを報じた。この小型種は、その後、広海 (1981) によって、正式に *Parvocalanus crassirostris* として記載された。本研究においては NORPAC ネット試料の計数に当り、*P. parvus* と *P. crassirostris* を区別せず *P. parvus* として扱った。*P. crassirostris* は体長 0.4~0.5 mm で、本研究で用いた NORPAC ネットの NGG54 の目合では採集される可能性は

小さい（広海 1981）。したがって NORPAC ネットの *P. parvus* の試料中に *P. crassirostris* が混在していたとしても無視できる個体数であると考えられる。*P. crassirostris* に関しては、採水・濾過法により定量した。

Oithona nana： 本種は過去に内湾域の指標種で (YAMAZI 1955) 、かつ有機汚濁海域の指標種とも言われていた (山路 1973a)。しかし、西田・丸茂 (1976) は東京湾においては *O. nana* は湾口から湾外にかけて分布し、湾奥で多量に出現するのは *O. brevicornis* であることを指摘した。その後、*O. brevicornis* には大型種と小型種があり (NISHIDA et al. 1977) 、東京湾に多産するのは小型種であり、これは沖縄以南に記録されていた *O. aruensis* と同定された (NISHIDA & FERRARI 1983)。さらに NISHIDA (1985) はこの種が *O. aruensis* とは近縁な別種であり、FERRARI & OLSI (1984) が新種として記載した *O. davisae* とすべきであることを明らかにした。本論文において過去の報文を参照する際に、日本の内湾で多量に出現した *O. nana* は全て *O. davisae* として扱った。

第2章 水域環境

東京湾の水域環境に関しては、過去に宇野木・岸野（1977）によって、1975年までの環境要素の変遷と東京湾の平均的海況が明らかにされたが、その後、栄養塩類の季節変化（魚 1992）やクロロフィル *a* 量の季節変化（山口・有賀 1988; HAN 1988 など）の報告があるものの、継続的に環境要素全般の経年変化を取りまとめた資料は見当たらない。塩分・栄養塩類などの環境要素は植物プランクトンのみならず動物プランクトンの生存にとっても密接に関連するものである。そこで本章において、各環境要素の変遷を明らかにすることを試みた。

1. 材料と方法

用いた資料及び報文は表 2-1 に示す。使用した値は、透明度以外は表層の値である。資料は、北緯 35 度 18 分から 33 分までの岸から沖合い 2 km 以上離れた観測点で得られたものを、各月毎に平均した。これらの資料から、流れ・塩分・栄養塩類・クロロフィル *a* 量および透明度に関し、以下に述べる。

2. 結果と考察

東京湾の流れ： 東京湾の流れに関しては、反時計回りとする須田ほか（1931）の説と時計回りとする山田（1971）の説があったが、吉村（1971）や吉村ほか（1972）によれば、潮流や季節風による表面水の吹送などのため、外洋のような定常流は存在しないという。また、菅原ほか（1966）は水温・塩分・溶存酸素濃度の分布から海水循環を求めたが、定常流は潮汐や風などによる流れの際に起こる水平拡散の陰に隠れ、水質の分布を支配しないとした。宇野木ほか（1979）は、湾内の流れの支配要因が卓越風であり、北ないし北東風で時計回りの循環が形成されることを明確にした。風による海況の変化は敏速で（宇野木ほか 1980）、北北東卓越風の連吹は、表層水を外洋へ運び去り、それを補う外洋水の下層からの流入を引き起こすと言う見解（蓮沼 1979）もある。近年、頻発する青潮は、北東を中心とした離岸風によって、沖合いの貧・無酸素底層水が湧昇して起こることは（柿野ほか 1987）、上記の見解を支持するものであろう。以上のことから、東京湾の流れに関しては、吹送流が重要な要因となっている。

観測時に外洋の海況変動が明らかに湾内に影響している例はよく見出されるが、どのような機構でそれが起こっているのかはよく解っていない（宇野木ほか 1980）。しかし、細窪（1989）は、湾内に出現した 34.5 以上の高塩分水に着目し、黒潮分枝流が大島西水道から相模灘に流入する流軸パターンの時には、東京湾にも外洋系水の影響が及ぶことを示唆した。

塩分： 1960 年代から 1970 年代にかけて 30.7 前後で推移したが、1980 年代に入つて 30.0 以下が目立ち始めた（図 2-1）。1980 年以降、年平均塩分が 30.0 を越えたのは、1984 年（30.69）と 1987 年（30.66）の 2 回で、1980 年代の平均塩分は 29.55 であった。近年、東京湾表層の塩分は、低下しつつあるといえる。

塩分の月毎の経年変化を 5 年毎の平均値の変化として図 2-2 に示す。1949 年以前はデータ数が少ないので、全データの平均とした。塩分は、12, 1~3 月は変化が小さく、高いまま維持されているが、その他の月では 1960 年代後半から 1980 年代にかけて、成層期を中心に、低下傾向が続いている。このことから成層期を中心に淡水流入量が増加していると考えられる。

内湾において塩分を下げる要因として降雨と河川からの淡水流入がある。年間でみた場合、海面への降雨によって内湾へ供給される淡水の量は河川流量の数%に過ぎないとされており（宇野木ほか 1980）、降雨が、表層塩分低下の主因とは考えられない。

東京湾への淡水流入量の多い河川は、江戸川・荒川・多摩川の順であるが（宇野木・岸野 1977）、ここでは多摩川の流量の経年変化を図 2-3 に示す。観測地点の下石原は、河口より 28.1 km 上流であるが、長期にわたり計測が行われており、観測地点の移動もないことから、東京湾へ淡水供給する河川の代表として用いた。河川流量の年平均 $15 \text{ m}^3/\text{sec}$ 以下の年は塩分が高くなり、 $25 \text{ m}^3/\text{sec}$ 以上の年は低くなる傾向を示した。1980 年代において河川流量と塩分の変動はかなり良く同調していた。例えば、1984, 1987 年の河川流量が $15 \text{ m}^3/\text{sec}$ を下回った年は、いずれも塩分が 30 を越えていた。

1965 年以降 5 年毎の平均でみると、河川流量は、変動はあるものの、1965-1969 年の $18.8 \text{ m}^3/\text{sec}$ から 1985-1989 年の $31.6 \text{ m}^3/\text{sec}$ へと上昇した。1980 年代の平均流量は $29.1 \text{ m}^3/\text{sec}$ であった。

1980 年代における塩分の低下傾向の一因として、河川からの淡水流入量の増加が

考えられる。また、近年では首都圏への人工集中による住宅地の拡大により、従来、東京湾以外に流出していた利根川や相模川水系などの淡水が、上下水道を通して、東京湾に直接供給される量も増加していると考えられる。

表層の塩分の低下は、表層水の比重を小さくし、比重の大きい底層水との間の密度差を大きくする。そのため密度流の働きはより円滑となり、その強化は、先に述べた吹送流と共に東京湾の海水交換に重要な役割をしていると考えられる。表・底層の密度差が長期間安定して大きい場合には、表層水中の粒子は底層に沈降しにくく、表層水と挙動を共にする。MATSUKAWA & SASAKI (1990) は、東京湾の窒素の負荷に対する堆積の比が小さい要因として、淡水流入量が多いため二層流が強くかつ安定していることと、この二層流が冬の季節風によってさらに強まることを挙げている。

珪酸態珪素： 1973年から1988年までは解析に十分な資料が収集できなかった。これは水質に関する注目が、リンと窒素に集まり、珪素の分析が行われなかつたためであろう。1948, 1949年の珪素の年平均濃度、 $64.3, 58.5 \mu\text{g-at/l}$ は、近年のほぼ年最高値に匹敵し、珪素が1948, 1949年当時より減少したことは明かである(図2-4)。珪素は1970年頃までに減少し、その後17年間資料がないが、現在は1970年頃と同じ水準にある。この減少の理由は明かではないが、珪藻の増殖による珪素の消費の他に、ダム建設によって上流部で珪素がストックされてしまったり、河川の改修によって河床から溶出する珪素が減少したこと、珪素は砂浜から自然に海域に供給されるので(宇野木・岸野1979)、沿岸部の埋立との関連も考えられる。

リン酸態リン： 1960年代中頃の $0.3 \mu\text{g-at/l}$ から1970年代中頃の $2.0 \mu\text{g-at/l}$ へと増加し、その後合成洗剤の無リン化などの影響により減少して(高田1993)、1980年代には $1 \mu\text{g-at/l}$ 前後で推移し、現在に至っている(図2-5)。

硝酸態窒素： 一貫して増加傾向にあり(図2-6)、5年間の平均で1965-1969年の $10.8 \mu\text{g-at/l}$ に対し、1985-1989年では2倍以上の $23.2 \mu\text{g-at/l}$ になった。

亜硝酸態窒素： 硝酸態窒素同様増加傾向が顕著で(図2-7)、5年間の平均で1960-1964年の $0.8 \mu\text{g-at/l}$ に対し、1985-1989年では約4倍の $3.3 \mu\text{g-at/l}$ になった。

アンモニア態窒素： 1947年より観測データはあるが、宇野木・岸野(1977)によれば、1963年頃まで分析方法に数回の変更がなされたといわれる。そこで本論文では、1964年からの資料について解析を行った。アンモニアは、1970年前後までに

一時増加したが、その後減少傾向を示し、1970年代中頃から近年は、 $15\sim20\text{ }\mu\text{g-at/l}$ の水準にある（図2-8）。

アンモニアは1970年頃から減少傾向がみられたが、硝酸・亜硝酸は一貫して増加していたため、全体として溶存態無機窒素は増加傾向にある（図2-9）。1970年頃までは未処理の下水が直接東京湾に流入し、そのため有機窒素から分解して生じたアンモニアが海水中に多く含まれていたが、下水処理場が整備されると共に酸化した窒素が湾内に流入するようになったためと考えられる。

クロロフィルa量： 1969年から1979年までは資料数が少ないので、全データを平均した値を用いる。クロロフィルa量は、1969-1979年の平均と1980年代に入つてからの年平均値との間に大きい違いはみられなかった（図2-10）。しかし、1985年までは年間最大クロロフィルa量が、 $250\sim4760\text{ }\mu\text{g/l}$ を示したのに対し、それ以後、1987年の $882\text{ }\mu\text{g/l}$ を除けば、 $106\sim164\text{ }\mu\text{g/l}$ に下がり、高濃度なクロロフィルa量は観測されなくなった。

年毎の最高値が $200\text{ }\mu\text{g/l}$ を越えたのは、1980年は5月、1982年は6月、1985年は6月にみられ、それぞれ $204.4, 383.2, 551.6\text{ }\mu\text{g/l}$ を記録した。その主因となった植物プランクトンは、それぞれ *Olisthodiscus* sp., *Heterosigma* sp., *Prorocentrum minimum* であった。*Skeletonema costatum*を中心とする珪藻赤潮は年間を通してみられるものの（山口・有賀1988）、高クロロフィルa値への寄与は主として鞭毛藻によっていた。

クロロフィルa量は最高値が経年に低下してはいるが、標準偏差は小さくなっている。このことは表層クロロフィルa量が、湾奥から湾口まで均一化していることと、極めて高濃度のクロロフィルa量が記録されない代わりに、年間を通して高いクロロフィルa量が維持されていることを示している。

透明度： 1959年以前、1960年代、1970年代そして1980年代では、それぞれ $3.7, 2.9, 3.3, 3.1\text{ m}$ であった（図2-11）。5年毎に各月を平均化すると（図2-12）、冬季に高く夏季に低いという季節変化に変わりはないが、1955-1959年には夏季においても 2.9 m の透明度を保っていた。1965-1969年の夏季の透明度は 2 m 以下で、1975-1979年には一時的に上昇したが、1985-1989年になって 1.8 m へと低下した。

透明度が1975-1979年に上昇した理由として、外洋の海況変動が影響している可能性が考えられる。1975-1979年は川辺（1986）によれば黒潮大蛇行期で、黒潮が

伊豆大島東水道あるいは西水道より相模灘に流入した時には、その流れの影響が東京湾に及ぶとしている（川田・岩田 1957; 大塚 1972; 細窪 1989）。黒潮の影響が大きい年には、東京湾の海水交換が良く、透明度が上昇すると考えられるが、詳細については更に研究が必要である。

第3章 東京湾湾央部における動物プランクトンの出現状況

東京湾におけるプランクトンの研究報告数は、決して少なくはない。しかし、これらの研究は、年数回から毎月1回で1年間程度と調査期間が短く、断片的なものが多い。プランクトンの出現状況や群集構造を知ろうとした場合には、毎月1回の調査を少なくとも3~4年間は継続することが望ましいといわれる(OMORI & IKEDA 1984)。本研究は、東京湾における動物プランクトンの出現状況を知るために、東京湾中央部の定点において、微小・小型動物プランクトンについては月1回の調査を26ヶ月にわたり、中・大型動物プランクトンに関しては10年間にわたり調査を継続した。海外においては、例えばスウェーデン・グルマーフィヨルド(LINDAHL & HERNROTH 1988)やアメリカ・ナラガンセット湾(KARENTZ & SMAYDA 1984)など、長期間継続してプランクトン群集の変動を調べた研究が知られているが、日本において10年の期間にわたり実施された研究は、おそらく本研究が初めてのものであろう。

動物プランクトンの出現種数や出現密度は、水温・塩分など直接的に、栄養塩などは餌となる植物プランクトンを介すなどして間接的に、水域環境と密接に関連している。そこでプランクトン採集時にいくつかの環境要素の測定を行った。経年変動については既に第2章で述べたが、ここでは主として動物プランクトンの採集を行った湾央部の定点における水域環境の変化の詳細を記述する。また、近年、枝角類・橈脚類の休眠卵や纖毛虫類の休眠細胞の中には、海底に沈降し、生活史の一時期をそこで過ごすことが解ってきた(遠部 1973, 1978; ONBE 1977; KASAHARA et al. 1974; KAMIYAMA & AIZAWA 1990; MARCUS 1990)。UYE et al. (1979)は *Acartia omorii* (論文中では *A. clausi*)など6種の橈脚類の休眠卵が0.08 ml/l以下での溶存酸素濃度ではフ化しないことを示した。また、LUTZ et al. (1992)は *Acartia tonsa*など4種のカラヌス科橈脚類で0.02 ml/l以下の溶存酸素濃度ではフ化が抑えられた。貧・無酸素化した底層の水塊は、種や個体群により耐性は異なるであろう(LUTZ et al. 1992)、休眠期を海底で過ごす橈脚類に影響し、ひいては東京湾の動物プランクトンの群集組成にも影響を及ぼしていると考えられる。そこで本研究では底質の強熱減量と近底層の溶存酸素濃度に関する調査を行った。

1. 材料と方法

本研究に用いた材料は、東京湾で 1970 年代後半から東京水産大学研究練習船「青鷹丸」あるいは実習艇「ひよどり」を用いて継続して行っている毎月 1 回の定期調査において得た。動物プランクトンの採集は定点 T-4 において行った。同点では各環境要素についても調査を実施したが、透明度、近底層の溶存酸素濃度及び底質の強熱減量については 6 定点全てで行った（図 3-1）。なお、調査は昼間行った。定点の位置とおおよその水深を表 3-1 に示す。

1. 1. 水域環境

水域環境の調査に用いた各環境要素の測定開始年は、水温・塩分が 1988 年、栄養塩が 1989 年、クロロフィル a 量・透明度が 1983 年、近底層の溶存酸素濃度及び底質の強熱減量が 1989 年である。

水温・塩分は CTD を用い測定した。クロロフィル a 量及び栄養塩用の採水は、VAN DORN 採水器あるいは CTD に装着した ROSETTE MULTI-SAMPLER を用いて 0~25 m 深まで 5 m 間隔で行った。クロロフィル a 量の測定は WHATMAN 社製グラスファイバーフィルター (GF/C) で試水 250~1000 ml を濾過した後、アセトンで色素を抽出し、分光光度計を用いて行った。クロロフィル a 量の単位は $\mu\text{g/l}$ である。なお、クロロフィル a 量のデータは、東京水産大学水産生物学講座有賀祐勝教授の御好意により拝借した。栄養塩の $\text{SiO}_2\text{-Si}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ の分析は 200 ml の試水を上記同様 GF/C のグラスファイバーフィルターで濾過し、その濾液を研究室へ持ち帰って、STRICKLAND & PARSONS (1972) の方法により AUTOANALYZER によって行った。栄養塩濃度の単位はいずれも $\mu\text{g-at/l}$ である。近底層の溶存酸素濃度は、VAN DORN 採水器を使用し、海底から 0.5~1 m の層から採取した試水を用いワインクラー法 (STRICKLAND & PARSONS 1972) によって測定した。溶存酸素濃度の単位は ml/l である。透明度はセッキーディスクを用いて測定した。底質の強熱減量は、柱状コアサンプラーを使用して採取した海底泥のコアを、水との境界面から 5 cm 深までを切り取り、110°C で 24 時間乾燥させた後、800°C で 3 時間加熱処理して有機物を分解し、加熱処理する前と処理後の重量を測ることで求めた。強熱減量の単位は % である。本研究で測定した環境要素に関する単位は以後の文中では省略する。

1. 2. 各層採水による動物プランクトン採集方法

試料の採集は VAN DORN 採水器を用いて 0~25 m 深まで 5 m 間隔で 6 層から採水し、その 5 ℥ を 0.02 mm 目合のネットを用いプランクトンを濾過捕集した。これに船上で中性ホルマリンを 5% 濃度になるように加えて固定し、研究室において顕微鏡下で同定・計数した。各層採水による動物プランクトン採集は、1989 年 4 月から 1991 年 5 月までの 26 ヶ月間行った。各層採水して得た密度の全層の平均値を月別の出現密度とした。

無殻纖毛虫類は 0.03 mm より大型の種ではホルマリン固定が可能とされているが（加藤ほか 1991）、小型種では形態が崩れてしまうため、本研究ではこれら小型種の計数をすることは出来なかった。また、東京湾において、時に多量に出現し、赤潮を形成する裸口類の *Mesodinium rubrum* は、ネットの目合 0.02 mm を通り抜けてしまい殆ど採集されないため扱わなかった。

Saphirella 様橈脚類は、東京湾には 8 タイプがあるといわれるが（ITOH & NISHIDA 1991）、本論文ではタイプ分けせず、一括して計数した。

採水濾過によって採集された動物プランクトンの密度の単位は、個体/ℓ である。以後文中で単位は省略する。

1. 3. ネットによる動物プランクトン採集方法

使用したネットは NORPAC タイプ（目合 0.33 mm; NGG 54）で、海底近くから表面までの鉛直曳きによってプランクトンを捕集した。これに船上で中性ホルマリンを 5% 濃度になるように加えて固定し、研究室において実体顕微鏡下で同定・計数した。ネットによる動物プランクトンの同定・計数は、1981 年 1 月から 1990 年 12 までの 10 年間の試料を用いた。

計数に際し、ミズクラゲ *Aurelia aurita* は定量採集が難しいため、本研究では計数の対象に加えなかった。また、カブトクラゲ *Bolinopsis mikado* はホルマリンでは固定が不可能であるため、固定する前に船上で個体数を記録した。

尾虫類の *Oikopleura dioica* と多毛類幼生は、採水とネットのどちらの採集方法によっても採集される。密度の換算は、採集方法の違いを考慮して、別々に行った。

ネット曳きによって採集された動物プランクトンの密度の単位は、個体/m³ である。以後文中で単位は省略する。

2. 結果

2. 1. 水域環境

水温と塩分

定点 T-4 における 1989 年 3 月から 1991 年 5 月までの水温の鉛直分布を図 3-2 に示す。水温は、9.2~27.6°C の間で変動し、最高は 1990 年 8 月に、最低は 1990 年 2 月に共に表層で観測された。通常、表面水温は、2 月に最も低く、8 月あるいは 9 月に高いという季節変化をするが（野村 未発表）、1991 年には最低水温が 3 月にみられ、1~8 m で 9.9°C となった。それ以前における定点 T-4 の棒状温度計で得られた表面水温の最高は、29.9°C（1985 年 7 月）、最低は 6.5°C（1984 年 2 月）であった（野村 未発表）。

底層水温は、表層と同様、通常 8 月に最も高く、2 月に低くなる。25 m 深での最高は 1990 年 8 月の 22.7°C、最低は 1990 年 1 月の 10.7°C であった。1990 年 2 月、1991 年 2, 3 月には 25 m 深の水温が 11.5, 11.7, 12.3°C と例年より高くなかったのは、底層に外洋起源の高温・高塩分水塊が存在したためであった。

海面冷却の進む 11 月から上下層の水温は逆転し、底層で高く、表層で低くなつた後、1 月には表・底層の温度較差は小さくなる。その後、海面加熱が進行する 4 月に水温は再び表層が高くなり、9 月あるいは 10 月まで成層が強化される。水柱中で水温が均一化したのは（上下層の水温差が 1°C 未満）、1989 年 11 月、1990 年 1 月及び 11 月の 3 回であった。

定点 T-4 における 1989 年 3 月から 1991 年 5 月までの塩分の鉛直分布を図 3-3 に示す。表層での塩分は 23.0~32.8 の間で変動し、冬季に高く（1~3 月に 32.1~32.8）、夏季に低い（7~9 月に 23.0~29.9）。1989 年は記録的な降水量を記録した年で、29 以下の塩分が 6, 7, 9, 10 月にみられた。

底層では 32.9~34.2 の間で変動した。底層塩分は外洋水や吹送流・密度流の影響を含め検討しなければならないが、概して 3~5 月を中心に高い傾向がみられた。逆に低くなるのは、鉛直混合の進む 1, 2 月であった。

1~3 月には海面冷却による対流の発達と北方成分の季節風の連吹により、水柱は鉛直混合が進むが、底層に高温高塩分水が存在するために混合は底まで達しない。4~6 月には海面加熱によって表面水温は上昇し、温度逆転は解消して表面水温が高くなる。7~9 月には表面水温は更に高くなり、成層が強化され、塩分は上・下層の較差が特に

大きくなる。成層が発達している6~9月は、河川流量・降雨量の増加する時期と一致している。多摩川の河川流量は、建設省河川局発行の流量年表から計算すると8,9月に多く、それぞれ $50.0, 50.9 \text{ m}^3/\text{sec.}$ であり、降雨量は東京の場合、気象庁月報から算出すると、6月に 170.7 mm と増加した後一度減少し、9,10月にそれぞれ $197.9, 174.1 \text{ mm}$ となる。ちなみに河川流量・降水量共に低い時期は12~2月である。9月には河川からの流入水が増加すると共に、北方成分の季節風が卓越し（宇野木ほか1980）、吹送流が起こる。季節風の連吹は、上下層の密度差とあいまって二層流を強化し（MATSUKAWA & SASAKI 1984）、表層で流出が、底層で外湾水の流入が起り、海水交換が促進される。また、この頃には海面冷却が始まり、10月あるいは11月に一時的に水温は鉛直的に均一化するが、塩分が底層で高いため、水柱中が完全に鉛直混合することなく1月をむかえる。

以上のように本定点における水温・塩分の鉛直分布の特徴は、循環期でも上下層が均一化したのが1990年1月のみであり、高温・高塩分水が常に底層に分布するため鉛直循環が底まで達せず、成層構造が通年維持されることである。

栄養塩

定点T-4における $\text{SiO}_2\text{-Si}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ の経月変化を上層（0, 5, 10m）と下層（15, 20, 25m）とに分け、それぞれの平均値を求め、図3-4に示す。

$\text{SiO}_2\text{-Si}$ ： 上・下層共に9,10月に増加し、1,2月に減少した。上層での最高は、1989年11月5mにおける52.10、最低は1990年9月5mにおける0.25であった。下層での最高は1989年11月25mにおける35.52、最低は1991年2月15mにおける0.55であった。

$\text{PO}_4\text{-P}$ ： 上層で6,7月の初夏に低く秋季に高い。下層は夏季に高く冬季に低くなる。上層での最高は1989年10月0mにおける1.97、下層での最高は1991年7月25mにおける2.62であった。最低は1991年2月で、上層が0mの0.05、下層が15mの0.06であった。夏季における底層での増加は、底層の還元状態により鉄酸化物に吸着されていたリン酸塩が大量に放出されるためと考えられている（魚1992）。

$\text{NO}_3\text{-N}$ ： 夏季を中心に上・下層共低く、冬季に高い。値の低い7,8月には、下層の濃度が上層を上回ることがあるものの、ほぼ通年にわたり上層で高い。上層での最高は、1991年4月0mにおける40.49、下層での最高は、1989年12月20mにおける35.30であった。上層での最低は1989年7月0mにおける4.95、下層での最低

は1989年6月20mにおける1.46であった。

NO₂-N： NO₃-Nと同様、夏季に減少する傾向がみられた。しかし、NO₃-Nと異なり、上層で低く、上層の濃度が下層より高くなつたのは1989年8月の1回のみであった。上層の最高は1991年6月0mにおける5.86で、同月は下層での最高も15mで4.29を記録した。一方、上層の最低は1991年8月10mにおける0.84、下層の最低は1989年6月20mにおける0.40であった。

NH₄-N： 夏季に減少するが、年間の変動は激しかった。上層での最高は1991年4月0mにおける38.02、下層での最高は1989年1月15mにおける23.21であった。上層での最低は1989年6月0mにおける0.00、下層の最低は1990年10月15mにおける0.69であった。

東京湾に流入する淡水は、6～9月に多くなり、それに含まれる栄養塩の湾への負荷も大きくなると考えられるが、栄養塩は夏季を中心に減少する。この時期は水温も高くクロロフィルa量が増加する時と一致しており、植物プランクトンによる栄養塩の取り込みが活発に行われていることがわかる。栄養塩の中で硝酸と亜硝酸は、調査期間中に枯渇することは観測されなかった。通常、窒素三態が十分に存在する時には、植物プランクトンはアンモニア態窒素を優先的に取り込む（才野1985）。また、現在の東京湾においては、植物プランクトンにとって窒素が過剰に存在し、珪素やリンが制限因子となっていることが指摘されている（佐々木1991；魚1992）。

珪素・リン・アンモニアは、1991年2月に極めて低濃度になった。1991年1月末から2月初旬の月例調査の間に行われた、東京大学海洋研究所研究船淡青丸の研究航海（KT-91-2航海）において、筆者は東京湾から浦賀水道にかけての広い海域で珪藻による大規模な赤潮が発生しているのを観察した。おそらく珪素・リン・アンモニアの低濃度は、珪藻による活発な消費によるものと考えられる。このことは、現在の東京湾において珪素やリンが、植物プランクトンの増殖の制限要因となっていることを示す一例であろう。

クロロフィルa量

定点T-4における表面クロロフィルa量の季節変化を図3-5に示す。各月の値は、1983年から1991年まで9年間に得られた最高値、平均値、最低値である。クロロフィルa量は季節的に変動するが、平均的には夏季に高く冬季に低い。最高は7月（49.3）、最低は12月（9.1）であった。

定点 T-4 における 1983 年から 1991 年までの表面クロロフィル *a* 量の経年変化を図 3-6 に示す。年平均表面クロロフィル *a* 量は 1986 年の 31.6 から 1983 年の 14.1 の間で変化し、調査を行った 9 年間の平均は 23 で殆ど変化はみられなかった。調査期間中の表面クロロフィル *a* 量の最高値は 1986 年 8 月の 141.0、最低値は 1983 年 12 月の 0.9 であった。

定点 T-4 における 1988 年から 1991 年までのクロロフィル *a* 量の鉛直分布の季節変化を図 3-7 に示す。夏季を中心にクロロフィル *a* 量の濃密な分布が表層で観察された。1990, 1991 年には共に 7 月にそれぞれ 105.6, 109.9 となった。10 m 以浅のクロロフィル *a* 量の季節変化は、15 m 以深に比べ著しく大きい。1989 年 8 月には表層から底層までクロロフィル *a* 量が一様に低くなる現象が観察された。最高が 5 m の 2.3 で、水柱中の平均が 1.2 と調査期間中観察された値としては、1983 年 12 月の 0.8 に次ぐ低い記録となった。一方、周年に渡り 15 m 以深では常にクロロフィル *a* 量は低かった。下層まで 20 以上の値を示したのは、1991 年 2 月のみであった。一般に冬季には鉛直的に水柱中のクロロフィル *a* 量は均一になる傾向がみられた。

山口・柴田（1979）は、1975 年 12 月から 1978 年 12 月までの資料を基に、湾内表層水中のクロロフィル *a* 量が、周年にわたり 10 mg/m^3 を下回ることは少なく、時に $40 \sim 80 \mu\text{g/l}$ もの高濃度になることを報告した。定点 T-4 における表層クロロフィル *a* 量は、 $9.1 \sim 49.3 \mu\text{g/l}$ の間で変動し、年平均は $22.7 \mu\text{g/l}$ であり、クロロフィル *a* 量を指標とした植物プランクトン現存量は、山口・柴田（1979）の当時と変化していない。

鉛直的には、多くの場合、クロロフィル *a* 量の分布極大は 0.5 m でみられ、その傾向は SHIBATA & ARUGA (1982) の研究と同様であった。特に、6 月から 7 月には 0 m で $90 \mu\text{g/l}$ 以上のクロロフィル *a* 量が観察された（図 3-7）。東京湾においては強光阻害を示さない光合成曲線がしばしば得られていることから (HOGETSU et al. 1959; 船越 1973; BRANDINI & ARUGA 1983)、夏季の強照度下においても、クロロフィル *a* 量の分布極大は表層に現れるものと考えられている（山口・有賀 1988）。

クロロフィル *a* 量を構成する植物プランクトン種に関し、山口・有賀（1988）は、近年、小型の鞭毛藻の比重が高まってきたことを指摘している。*Skeletonema costatum*を中心とした珪藻の赤潮は、周年にわたり起こっているが (HAN 1988; 山口・有賀 1988)、季節的に高いクロロフィル *a* 量の見られる 6~8 月（図 3-5）に卓

越する植物プランクトンは、*Heterosigma akashiwo* や種不明の微細鞭毛藻である（東京都環境保全局 1987; 佐藤・小川 1988）。

第 2 章で述べた栄養塩の近年における動向は、湾内に流入する元素の量的な比率が変化してきていることを示しており、こうした変化は、おそらく栄養塩を利用してい る植物プランクトンの群集構成に影響を及ぼしているであろう。山口・有賀（1988）の指摘は、東京湾における栄養塩の動向に対応した植物プランクトン群集構成の変化を意味するものであろう。

透明度

東京湾 6 定点（図 3-1）における透明度の経月変化を図 3-8 に示す。それぞれの定点の調査期間は、定点 A と T-4 が 1983 年から 1991 年まで、他の定点は 1989 年から 1991 年までである。

透明度はいずれの定点においても、冬季に高く夏季に低い。しかも、各月における定点間の透明度はよく似た値を示した。各定点の調査期間における平均透明度は湾口寄りの T-4 で最も高く 3.6 m、湾奥の A-3 で最も低く 2.8 m とあまり差がなく、湾内では透明度に関する限り海域差はわずかであった。定点 A を除く 5 定点で 7 月に透明度が高くなる傾向がみられたが、その理由は明かではない。

定点 T-4 における透明度の経年変化を図 3-9 に示す。この 9 年間透明度は大きな変動が認められなかった。最も透明度が高かったのは、1983 年の 4.6 m で、低かったのは 1985 年の 3.1 m であった。1983 年に年平均透明度が高い値を示したのは 11 月と 12 月にそれぞれ 12.0, 9.5 m の透明度を記録したことが主因であった。

通常、その年の最高透明度は、11 月から 1 月までの三ヶ月間の間に観測される（11 月 2 回、12 月 2 回、1 月 4 回）。しかし、1983 年に次いで透明度の良かった 1987 年は、最高透明度（7.0 m）が 5 月と 12 月の 2 回見られた。また、1984 年には最高透明度（5.5 m）が 9 月に観察された。1984 年と 1987 年は、東京湾の表面塩分（図 2-4）の高くなった年と対応していることから、成層期に海水交換が良い年は表面塩分の高く、その影響は湾中央部に位置する定点 T-4 で比較的明瞭に現れるものと推測される。

年平均で透明度を左右するのは、5~9 月にかけての表層クロロフィル a 量の高い時期（図 3-5）の値である。透明度から有賀（1986）の式を用いて換算した補償深度は、クロロフィル a 量の高い 5~9 月には最も深い 5 月で 8.0 m、浅い 8 月には 5.3 m に

なる。強く成層する夏季においては定点 T-4 の 10 m 以深の水柱は、殆ど光のない状況であるといえる。ちなみに、クロロフィル a 量の低い 12, 1~3 月の補償深度は最も深い 1 月に 15.2 m、浅い 2 月で 9.4 m であることから、定点 T-4 においては、周年、海底まで光合成による生産が行われていることはない。

近底層の溶存酸素濃度

近底層（海底上 0.5~1.0 m）の溶存酸素濃度の経月変化を図 3-10 示す。溶存酸素濃度は、特に夏季には海底から数 cm の間でも大きく変化すると推測されるが、採水が船上から採水器をワイヤーでつって行われているため、波浪による船の振幅があつて、海底から常に一定間隔で試水を得ることは出来ない。そのためここで図示した値は、その絶対値というよりは傾向を示すものと理解したい。

底層の溶存酸素濃度は、各定点毎に変動はあるものの水温の上昇と共に減少するが、高温期を過ぎると上昇し、低温期にピークを迎える。最高濃度は、1990 年 1 月の定点 A-3 で 6.75、最低は 1989 年 9 月の定点 A-2 の 0.28 であった。各定点の年平均溶存酸素濃度は、羽田沖の定点 A が最も低く 3.14、ついで定点 A-2 がほぼ同様の 3.17 で殆ど差はなかった。逆に高かったのは湾口に一番近い定点 T-4 で 3.70 であった。湾奥部に位置する定点 A-3 は 3.64 と定点 T-4 と同程度に高い値を示した。定点 T-4 が比較的狭い範囲で変動したのに対し、定点 A-3 は他の定点に比べても (0.38~6.75) 、著しく変動が大きかった。

底質の強熱減量

経月変化を図 3-11 に示す。強熱減量は、どの定点においても変動が激しく、明瞭な季節変化は認められなかった。年平均値は、溶存酸素濃度で低い値を示した定点 A 及び A-2 で高くなつた。それぞれの値は、17.2 と 18.8 である。定点 A-2 では 1990 年 4 月に 31.6 という高い値を示したが、その理由については明かでない。強熱減量が低いのは、湾口に近い定点 T-4 の 13.6 と定点 A-3 の 14.5 であった。定点 T-4 で 8.8 (1990 年 7 月) の低い値を示した時、試料中には砂が含まれていた。強熱減量が月毎に変動するのは、主にコアサンプラーの着底場所の違いと考えられる。

底層の溶存酸素濃度に関し、1956 年当時、夏季 (7 月) には既に湾奥部 (定点 A-2 付近) に小さい貧酸素水域 (ここで貧酸素水とは 0.25 以下、無酸素水は 0.025 未満をいう; 柳 1989) が出現していたが、1965 年にはこの貧酸素域は無酸素域となり、貧酸素域は湾央部にまで拡大していた (菅原ほか 1966)。しかし、湾奥は貧酸

素域とはなっておらず、本調査7月の分布様式と類似している。

1972年8,9月（建設省関東地方建設局企画部1973）,10月（一都三県公害防止協議会1973）の資料を基に湾奥から湾央までの溶存酸素濃度を調べると、湾奥が貧酸素水域になったのは8月で、9~10月には共に定点A付近で最も濃度が低くなっていた。以上の事から、定点A-3付近は通常貧酸素の度合が低く、むしろ定点A,A-2付近が貧酸素域となっていることがわかる。その原因は、定点A-3付近は水深が浅いため、風などにより、鉛直的に良く混合されるためと考えられる。東京大学海洋研究所淡青丸KT-89-13航海において、1989年8月に定点A-3付近で、3時間間隔で15時間OCTOPUS (ISHIMARU et al. 1984) を昇降させた結果、混合が海底付近まで達するのが観測されている（野村未発表資料）。この観測例は、東京湾奥部の浅海域が夏季においても混合が底まで達することで、貧酸素が解消することがあることを支持するものである。逆に、定点A-3付近の底層が貧酸素になるのは、成層構造が強く維持され海底泥の還元度合が促進される時と沖合いから貧酸素水が移流して来る時であろう。湾奥で発生する中規模以上の青潮は、沖合い底層の貧酸素水が風によって湧昇して起こることが知られている（柿野ほか1987）。

強熱減量に関し1964年7月（青木1965）,1973年8月（建設省関東地方建設局企画部1973）と比較すると、1964年の調査での高い値は、羽田と盤洲鼻を直線で結んだ線の中央部の10.2%と千葉市沖合いの10.8%であった。しかし、全体の傾向としては、多摩川・隅田川・荒川の河口を中心に扇状に8.5%以上の区域が広がっており、9%以上の区域が、羽田沖と湾奥中央部に存在した。江戸川河口にあたる浦安沖（5.3%）や行徳沖（2.9%）は低い値で、岸寄り（河口寄り）ほど高い値を示しているということではなかった。1972年においては、強熱減量で10%以上が湾奥中央から湾中央（1964年に高い値を示した地点）まで広がり、羽田と姉ヶ崎を結ぶ線の中間付近で14.3%を示した。両年共分布傾向はほぼ本調査と同様の結果となったが、最高値に関しては、年代が進むと共に上昇し、本調査では6点を含めた年平均16.3%となっている。

湾中央部で強熱減量が高く、溶存酸素濃度が低いことは底質が強い還元状態にあることを示している。湾中央部は、東京湾の中で有機物が堆積しやすいことを示すものと思われる。石渡（1988）は、湾中央部の表層堆積物中の全有機炭素やアルキルベンゼンの分布から、この付近に水の淀みがあるとしている。

2. 2. 採水採集による動物プランクトン

2. 2. 1. 出現種

採水・濾過によって採集された動物プランクトン出現種を表 3-2 に示す。これらは 37 属にわたり、種まで同定出来たのは 55 種であった。そのうちわけは、放散虫類 3 種、有孔虫類 1 種、無殻纖毛虫類 2 種、有鐘纖毛虫類 39 種、橈脚類 9 種、尾虫類 1 種であった。

放散虫類：5 種が出現したが、2 種の未同定種が含まれる。

有孔虫類：2 種が出現した。そのうち 1 種が未同定種である。

無殻纖毛虫類：現在その分類は、光学顕微鏡では甚だ困難であるといわれており（前田私信）、今回の研究においても裸口類の 2 種が同定されたのみで、裸口類 1 種、少毛類は 3 属に属する複数種が未同定種のまま残された。

有鐘纖毛虫類：未同定の 2 種を含め、41 種が出現した。

ワムシ類：*Trichocerca* 属と *Synchaeta* 属にそれぞれ複数の未同定種が出現した。*Lepadella* 属は東京湾から初めて記録される。

橈脚類：カラヌス目の 9 属、キクロプス目 1 属、ハルパクチクス目 1 属が出現した。これらのうち種まで同定出来たのは、それぞれ 2 種、6 種、1 種の計 9 種であった。また、上記とは別にカラヌス目とハルパクチクス目には、未同定の属が複数出現した。

尾虫類：*Oikopleura dioica* 1 種が出現した。出現した個体は主にフ化直後から体躯部が成体と同様の形態になるまでの幼生期であった。

2. 2. 2. 出現状況

微小動物プランクトンの出現密度は、606～21656 の範囲に変動した。2 年余の調査期間では年により必ずしも同じ季節変化は示さなかつたが、5 月から 9 月に高密度となり、10 月に一度低下し、11 月に再び高密度となった（図 3-12）。最高は 1989 年には 7 月 1990 年には 5 月に、最低は 1989 年には 10 月、1990 年には 4 月に見られた。この変動は、ほぼ有鐘纖毛虫類の増減を反映したものであった。鉛直的には、微小動物プランクトンは主に 10 m 以浅、特に 5 m 以浅に分布し、最も高密度に分布したのは 1989 年 7 月の 0 m で、58506 を記録した。分布密度は混合層内で高く、混合層がうすくなると分布密度はより高くなる傾向がみられた（図 3-2, 3-3, 3-14）。調査期間の出現密度を水深毎に平均にすると、0, 5, 10 m はそれぞれ 9827, 7931,

4215 と高い密度で出現したが、15, 20, 25 m ではそれぞれ 2760, 1479, 1236 で 0 m の三分の一以下に減少した。

小型動物プランクトンの出現密度は、20~1137 の範囲で変動した。季節的には 5 月頃より上昇を始め、1989 年 8 月、1990 年には 6 月に第 1 のピークをむかえた。1989 年 8 月は調査期間中の最高を示したが、この値は 1990 年の 3 倍以上であった。9, 10 月、特に 10 月には大きく低下したが、再び 11 月から上昇し、1989 年には 12 月、1990 年には 11 月に第 2 のピークをむかえた。1989 年の場合には翌年の 3 月まで低下を続けたが、1990 年では翌年の 2 月までほぼ同じレベルを保った。最低は 1991 年 4 月にみられた。このような変動は橈脚類、とりわけ *Oithona davisae* の増減を反映していた（図 3-15）。鉛直的には混合層に多く分布する傾向がみられ、微小動物プランクトンと類似した傾向を示したが、5 m 層で僅かではあるが 0 m より高密度であった（図 3-16）。すなわち調査期間における水深毎の平均では、0, 5, 10 m ではそれぞれ 1217, 1362, 779 が出現したが、15, 20, 25 m では、それぞれ 458, 303, 202 であった。最も高密度な出現は 1989 年 8 月の 5 m で、2784 を記録した。

次に各動物群について出現状況の概要を記す。

放散虫類：8 月ないし 9 月から出現し、11 月ないし 12 月頃までみられた。最高密度は 1989 年 9 月の 31、年平均出現密度は 3.2 であった（図 3-13）。出現密度が低く、鉛直的には明かな分布の傾向はみられなかった。最多出現は、1989 年 9 月の 5 m の 88 であった（図 3-17）。

有孔虫類：出現密度は最高でも 1991 年 5 月の 7 と低く、季節的な傾向はみられなかった（図 3-13）。年平均出現密度は 0.6 であった。鉛直的には、10 m 以深にのみ出現し、1991 年 1 月の 15 m 層と同年 5 月の 15, 20 m 層に 20 が出現した（図 3-18）。

高島・森本（1922）は東京湾・浦賀水道から *Acanthometron* を、須田ほか（1931）及び AIKAWA（1936）はそれぞれ東京湾から *Globigerinidae* を記録し、須田ほか（1931）は *Globigerina* が内湾に比較的広く分布したことを報告した。また、AIKAWA（1936）によれば放散虫類は冬季にはみられなかった。1970 年代に入って丸茂ほか（1974）は東京湾では放散虫類が出現しなくなったと述べているが、山路（1973a）は *Acanthometron pellucidum*, *Sticholonche zanclea*, *Globigerina bulloides* を記録している。放散虫類と有孔虫類は、1970 年代には現在同様少数が、海水交換のよい時に外湾から流入していたものと考えられる。

無殻纖毛虫類：1989年には5月と9月、1990年には3月と8月、1991年の前半では4月と、春季と晩夏に高密度を示した。1989年の2回のピークは1990年の場合よりはるかに高かった。出現密度の最高は1989年5月（4428）、最低は1990年11月の60であった（図3-12）。年平均出現密度は、778であった。ピーク時の主要種は1989年5月と1990年3月には*Tiarina fusus*、1990年8月と1989年9月は*Lohmanniella* spp.、1991年4月には、未同定種であった。無殻纖毛虫類は、通常0～10mに多く分布し、15m以深で減少した（図3-19）。

東京湾における無殻纖毛虫類に関する報告は山路（1973a）による*Tiarina fusus*が最初のものである。その後、報告は途絶えたが、佐藤・松崎（1986）が再び記録し、それ以降本種はよく出現していることが明らかになっている。

Tiarina fusus

年平均出現密度は423であった。ほぼ周年出現したが、主な出現時期は2月から6月であった。最多出現は1989年5月の4327で、その時の最高密度は5mにみられた12840であった。本種は通常5～10mに多く分布したが、20m以深ではいずれの月においても少なかった（図3-20, 21）。

Lohmanniella spp.

本属に関しては、多産した時以外はその他の種として一括して計数したため周年にわたる資料はない。1989年9月には水柱平均として2278出現し、最高密度は0mの5800であった。1990年8月には水柱平均で743出現し、最高密度は0mの1620であった。

有鐘纖毛虫類：季節的には概して1～3月と10月に少なく5～9月並びに11月に多い傾向を示した。各年の最高は1989年には7月の20160、1990年には5月の10263、最低は1989年には10月の178、1990年には4月の254であった（図3-12）。年平均出現密度は、3203であった。高密度な出現は、1990年5月、1991年5月及び1989年7月の0mにみられ、それぞれ23200, 26550, 54884を示した（図3-22）。有鐘纖毛虫類は出現密度の高い5～9月と11月には0, 5mで分布密度が高く、通常10m以深では上層の半分以下に減衰した。調査期間中の各水深毎の平均出現密度は、0mから25mまで順に7125, 5263, 2732, 1955, 987, 897であった。

Amphorellopsis acuta

有鐘纖毛虫類の中で最も高密度に出現し、東京湾を代表する微小動物プランクトン

である。本種は2月から5月には出現せず、1989年には7月と11月、1990年には7, 9, 11月に高密度がみられた。それぞれの出現密度は13832, 7395, 470, 1240, 2180で、最高密度は1989年7月0mの39900であった。年平均出現密度は、1119であった。鉛直的には15m以浅に多く分布し、それ以深で急減した（図3-23, 24）。

Eutintinnus tubulosus

年平均出現密度は60であった。6~9月と12月を中心に出現し、冬季から春季にかけては10以下と少なく、特に2月から4月には出現しなかった。最多出現は1989年8月の617、最高密度は同月の0, 5mと共に1080がみられた。本種は*A. acuta*と同様15m以浅に多く出現したが、1989年12月には20m以深に分布の中心がみられた。また、1990年は1989年に比べ密度の季節的な増減が緩やかであった（図3-23, 25）。

Helicostomella fusiformis

本種は*A. acuta*に次いで多く出現した。年平均出現密度は632であった。11~1月から7月に出現し、8月から10月ないし11月はほとんど出現しなかった。最も多く出現したのは1990年5月の8717で、最高密度は0mでの19900であった。鉛直的には、高密度時には0mに、その他の月には5~10mにみられた（図3-23, 26）。本種は1990年5月の高密度時に多数の休眠細胞が観察された。

Helicostomella longa

年平均出現密度は488であった。*H. fusiformis*とは逆に高水温時に高密度に出現在する傾向を示した。最も多く出現したのは1989年7月の6147で、最高密度は0mに見られた14650であった。本種は主に0, 5mに多く出現した（図3-23, 27）。

Tintinnidium mucicola

年平均出現密度は104であった。余り明瞭な季節変化は観察されなかつたが、7月から9月には出現しなかつた。最も多く出現したのは1990年5月の1343で、最高密度は0mにみられた3000であった。本種は主に0, 5mに多く出現したが、10m（1990年12月, 1991年2月）や20m（1990年1月）に分布の中心を示すことがあつた（図3-23, 28）。本種は1990年5月の高密度時に多数の休眠細胞が観察された。

Tintinnopsis karajacensis var. *rotundata*

年平均出現密度は61であった。6月から11月に多く出現し、その他の月では年に

よって出現しない月があった。最も多く出現したのは 1989 年 8 月の 930 で、その時の最高密度は 0 m の 2140 であった。鉛直的には 0~10 m の間で変動したが、水柱中平均密度 100 以上の時は 0, 5 m に分布し、通常 15 m 以深で急減した。本種の出現密度の変動幅は 1989 年には 0~930 と大きかったが、1990, 1991 年には 0~47 と小さかった（図 3-23, 29）。

Tintinnopsis strigosa

年平均出現密度は 358 であった。主に 3 月から 6 月に出現し、その他の月は 10 以下であった。1991 年 5 月と 1989 年 6 月には、それぞれ 5310, 3363 出現し、最高密度は、1991 年 5 月 0 m での 23650 であった。1990 年には、全体的に出現密度は低く、最高は 3 月の 133 であった。本種は、高密度に出現した 3 月から 6 月には常に 0 m に分布の中心がみられた（図 3-23, 30）。

Favella ehrenbergii

年平均出現密度は 8 であった。6 月から 10 月に出現し、11 月から 5 月までは出現しなかった。最多出現は 1990 年 7 月の 111 で、鉛直的には躍層以浅の 0, 5 m で多く、最高密度は 0 m にみられた 404 であった。（図 3-31, 32）。

Favella taraikensis

年平均出現密度は 11 であった。*F. ehrenbergii* とは逆に、8 月から 11 月には出現しないか、出現しても 5 以下であった。本種が多く出現したのは 1991 年 1 月の 61、最高密度は 1989 年 7 月の 0 m で見られた 184 であった。本種は鉛直的には中層に多く出現した（図 3-31, 33）。

織毛虫類の増殖が餌となるナノサイズのプランクトンの多寡によることは多くの海域で知られている (PARANJAPE 1990; CAPRIULO & CARPENTER 1983; VERITY 1986; HEINBOKEL 1978)。東京湾の有鐘織毛虫類は、約 20 μm の口リカ口径を持つ種が多く、1992 年 4~11 月には、このサイズの有鐘織毛虫類が全体の約 72% であった (竹井 1992)。有鐘織毛虫類の捕食可能な餌のサイズは口リカ口径の 43% 以下といわれる (SPITTLER 1973; HEINBOKEL 1978) ことから主要な餌は 8 μm 前後の植物プランクトンと考えられる。水温の上昇期は 5 μm 前後の植物プランクトンの密度の上昇期と一致しており (野村 未発表資料)、ナノプランクトンの密度の上昇が引金となって有鐘織毛虫類の密度が上昇すると考えられる。

有鐘織毛虫類は、不適条件下を休眠細胞で過ごすといわれ (REID & JHON 1978;

KAMIYAMA & AIZAWA 1990)、不適条件については、水温であるとされており(鈴木 1979)、それを指摘する報告もある(PARANJAPE 1980; 神山・会沢 1992)。1990 年 5 月の観察で、*Helicostomella fusiformis* や *Tintinnidium mucicola* などの休眠細胞が好適温度であるはずの出現盛期に既に高い割合で口リカ内に形成されているのがみられた。このことは休眠細胞の形成は不適水温のみならず高密度時に代謝を支えるだけの餌が得られない場合や密度効果によっても起こり得ることを示している。

ワムシ類：種の同定並びに種毎の計数は行っていない。出現したのは、*Synchaeta* spp. 及び *Trichocerca* spp. が主で、*Lepadella* sp. は 1990 年 7 月に 23 が出現したのみであった。ワムシ類はほぼ周年にわたり出現し、概して夏季に出現密度が高くなつたが、季節的変動は著しい。出現密度の最高は 1990 年 7 月の 408 であった。1990 年 1 月、1991 年 4 月、1989 年 7 月には出現しなかつた(図 3-13)。年平均出現密度は 86 であった。鉛直的には、8 月から 9 月には、10 m 以浅に多く分布し、その他の月では明かな鉛直分布の傾向はみられなかつたが、25 m 層では出現密度は低かつた。最も高密度に出現したのは 1990 年 7 月の 0 m で 1150 であった(図 3-34)。

ワムシ類は 1970 年代に入って山路(1973a)によって *Brachionus* sp., *Synchaeta littoralis*, *Synchaeta* sp., *Trichocerca marina* の出現が記録され、特に *Synchaeta* sp. は目立つ存在であることが報告された。丸茂・村野(1974)及び穴久保・村野(1991)は出現密度として 10~50 を記録しているが、本研究と比べると明らかに低密度であり、近年出現密度が上昇していると考えられる。

橈脚類：時期並びに密度で 1989 年と 1990 年では若干の違いはあるが、6~9 月及び 11, 12 月に高い密度で出現した。出現密度は、58~3095 の間で変動した(ノープリウスとコペポダイトの変動幅はそれぞれ 50~2208, 8~1069)。最高は 1989 年 8 月に、ノープリウスのみでは 1990 年 6 月に、最低は 1991 年 4 月にみられた。年平均出現密度は 730 (ノープリウス 566、コペポダイト 164) であった。これらの変動は、ほぼ *Oithona davisa* の増減を反映していた(図 3-16, 35)。鉛直的には、10 m 以浅で高密度に出現し、15 m 以深で急激に減衰した。分布極大は 5 m にみられることが多かつた(図 3-36)。最も高密度に分布したのは、6456 (ノープリウス 3848、コペポダイト 2608) が出現した 1989 年 8 月の 5 m であったが、ノープリウスのみでの最高は 5725 が出現した 1990 年 6 月 0 m であった。

Oithona davisae

コペポダイト期：周年出現し、年平均出現密度は 156 であった。季節的には 6 月から 9 月と 11 月から 2 月に多く、10 月及び 3 月から 5 月に少なかった（図 3-37）。最高出現密度は 1989 年 8 月の 1041、最低は 1991 年 4 月の 6 であった。

鉛直的には 0～10 m に多く、特に 5 m に高い密度で分布した。調査期間の平均として 0 m から 25 m の順に 256, 343, 153, 87, 56, 35 で、15 m 以深で減衰した。最高密度は 2520 が出現した 1989 年 8 月の 5 m であった（図 3-38）。

ノープリウス期：周年出現し、年平均出現密度は 501 であった。季節的には 6 月から 9 月と 11 月から 1 月に多く、10 月と 2 月から 5 月に少なかった。最高出現密度は、1990 年 6 月の 2048、最低は 1990 年 2 月の 21 であった（図 3-37）。

鉛直的には 0～5 m に多く、調査期間の平均として 0 m から 25 m の順に 884, 895, 541, 305, 203, 129 で深度が増すにつれ減少した。ノーブリウスが最も高密度に分布したのは 5625 が出現した 1990 年 6 月の 0 m であった（図 3-39）。

ノーブリウス 1-6 期、コペポダイト 1-5 期及び成体について加重分布深度を PEARRE (1973) の式を用いて求めた（図 3-40）。多くの場合、ノーブリウスとコペポダイト 1-5 期の分布水深は同じで年平均は共に約 8 m であった。それに対し、成体は若干深い層に分布する傾向を示し、平均は約 10 m で、ノーブリウスやコペポダイト 1-5 期との間には 2 m の差があった。しかしながら、季節的にはいずれの発育段階においても、高密度に出現する 6～9 月の水温躍層の発達する時期には分布深度は浅くなり、水温躍層がくずれ鉛直混合が深くなる時期には分布深度が深い方へ移る共通した傾向がみられた。

Parvocalanus crassirostris

年平均出現密度は 0.6 で、橈脚類の中では *Oithona davisae* に次いで多産した。10 月から 1 月に出現期を持ち、その他の月には出現しなかった（図 3-41）。出現密度の最高は 1989 年 11 月の 7 で、その時の最多分布水深は 16 が出現した 20 m であった。鉛直分布の傾向は明瞭でなく、1989 年には 20 m 以浅に、1990 年から 1991 年にかけては 10 m 以深に分布した（図 3-42）。志々伎湾における上田 (1980; 1982) の調査によれば、本種は 7 月から 12 月まで出現し、最高密度は 1975 年 8 月の湾奥で 3.5、湾全域の平均として 0.6 を報告している。また、稻葉 (1985) は瀬戸内海において、志々伎湾と同様に夏季から秋季に出現すると述べており、これらの結果は本研究とよ

く似た傾向を示している。大村湾における伊藤・飯塚（1979）の調査によれば、本種は周年出現し、最高出現密度は1976年7月の28.2であり、本研究や志々伎湾（上田1980; 1982）と比較し、多産しているものと推察される。

Microsetella norvegica

年平均出現密度は0.2であった。8~10月の10m以浅に出現し、その他の月及び15m以深には出現しなかった（図3-41, 43）。出現密度の最高は1990年9月の3で、最多分布水深は20が出現した0mであった。

大村湾においては（伊藤・飯塚1979）、本種は周年出現し、最多出現は1976年1月の41.5であった。志々伎湾における上田（1980; 1982）の調査によれば、本種は周年出現するものの8~11月に多く、最多出現は1985年8月の湾央で1.7、湾全域の平均として0.5であった。これら両湾とは出現傾向に違いが認められた。

Oithona brevicornis

1990年2, 3, 7, 9月にのみ0.7の密度で出現し、年平均出現密度は0.1であった。鉛直的には2月は5m, 3月は10m, 7月は0m, 9月は15mにそれぞれ4が出現したのみであった（図3-41, 44）。

Oithona nana

年平均出現密度は0.1であった。1989年8, 9月, 1990年10月にそれぞれ0.7出現し、その他の月には出現しなかった。鉛直的には8月は10m, 9月は20m, 10月は5mにそれぞれ4が出現したのみであった（図3-41, 45）。本種は、先の*O. brevicornis*同様、東京湾外湾に分布の中心を持つ種であることが知られている（NISHIDA 1985）。

*Saphirella*様橈脚類

年平均出現密度は0.2であった。出現期は8, 9月及び12, 1月の2期に限られた。密度が高かったのは1.3が出現した1989年8月と1990年9月であった（図3-41）。鉛直的には主に25mに分布し、特に10m以浅では希であった。最多分布水深は8が出現した1989年8月の25mであった（図3-46）。本橈脚類は、ITOH & NISHIDA（1991）によって報告されるまで、過去の東京湾の動物プランクトンに関する報告では全く出現が認められていなかった。本橈脚類の1型は、ITOH & NISHIDA（1993）による飼育実験の結果、*Hemicyclops japonicus*のコペポダイトであることが明らかくなっている。

その他の橈脚類

以上その他に、*Paracalanus elegans* (1990年11月0mで12)、*Oithona attenuata* (1990年2月10mで4)、*O. similis* (1991年3月25mで4)、*O. simplex* (1990年8月10mで8, 11月15mで4)、*Oithona* sp. (1989年12月25mで4)の出現が確認された。

尾虫類：ほぼ周年にわたり出現したが、明瞭な季節変化はみられなかった。概して冬季から夏季に多く、9月から11月には低密度であった。1989年4月、1990年10月には出現せず、最も高密度だったのは、1990年5月の49であった（図3-47）。鉛直的には混合層内に多く分布する傾向がみられ、調査期間の平均では0mから25mまで順に26, 29, 22, 13, 12, 5で、25mでは常に低密度であった（図3-48）。

多毛類幼生：7月から11月に多く出現した。1990年3月、1991年1月、1991年4月には出現しなかった。最も高密度だったのは1989年9月の55であった（図3-49）。鉛直的には、1990年8月0mで160と最も高密度となつたが、通常5から15mに分布の中心がみられた。年平均では0mから25mまで順に13, 17, 16, 11, 7, 3であった（図3-50）。

2.2.3. 群集構成

採集された動物プランクトンの年平均出現個体数4832のうち、有鐘纖毛虫類が66.3% (3203)、無殻纖毛虫類が16.1% (778)、橈脚類が15.1% (730)を占め、これら三生物群で97.5% (4711)を占有した（図3-51）。その他の2.5%は、ワムシ類1.8% (87)、尾虫類0.3% (16)、多毛類幼生0.2% (11)、放散虫類0.1% (3)、有孔虫類0.1%未満 (1)で構成された。一般的のいづれの海域においても有鐘纖毛虫類の5~10倍出現するといわれる無殻纖毛虫類は（谷口1989）、20μmの目合で採集される動物プランクトンに限れば東京湾においては少なかった。

有鐘纖毛虫類の69.8% (2239)は*Amphorellopsis acuta* (34.9%)、*Helicostomella fusiformis* (19.7%)、*H. longa* (15.2%)の3種、無殻纖毛虫類の54.4% (423)は*Tiarina fusus*、橈脚類の90.0% (657)は*Oithona davisae*により、それぞれ占められており、これら5種で年平均出現個体数の68.8%となる。このことは東京湾において採水採集される小型動物プランクトン群集は、極めて単純な組成であることを表している。

2. 3. ネット採集による動物プランクトン

2. 3. 1. 出現種

種まで同定出来たのは、旗口クラゲ類 2 種、クシクラゲ類 2 種、頭足類 1 種、枝角類 5 種、貝虫類 1 種、橈脚類 61 種、毛顎類 6 種、尾虫類 2 種、ウミタル類 1 種の計 6 門 46 属 82 種であった（表 3-3）。表 3-4 は月毎の各生物群の出現状況を示す。

刺胞動物門

クダクラゲ類：複数の未同定種が出現したが、形態から判断して *Muggiaeae* 属のような釣鐘型の種と *Abyla* 属のような角錐型の種を合わせて、少なくとも 3 種が出現した。クダクラゲ類は 1987 年以降年 3 回以上みられたが、1986 年以前は 1983 年の 2 回と 1985 年の 1 回を除き出現しなかった。

旗口クラゲ類：*Aurelia aurita* と *Dactylometra pacifica* の 2 種が出現した。

有櫛動物門

クダクラゲ類と同様な傾向を示し、1987 年以降では年 1～4 回出現したが、それ以前では 1985 年に 1 回出現した以外みられなかった。

カブトクラゲ類：*Bolinopsis mikado* 1 種が出現した。

ウリクラゲ類：*Beroe cucumis* 1 種が出現した。

軟体動物門

ダンゴイカ類：*Sepiola birostrata* 1 種が 1989 年 9 月 (0.2) と 1990 年 10 月 (0.4) の 2 回出現したのみであった。

節足動物門

枝角類：*Evadne tergestina*, *Penilia avirostris*, *Podon leuckarti*, *Evadne spinifera*, *Podon polyphemoides* の 3 属 5 種が出現した。多産したのは前 3 種で、*E. spinifera* は 1983 年 5, 6 月（それぞれ 3.9, 3.1）に、*P. leuckarti* は 1987 年 11 月 (2.4) に出現したのみであった。枝角類は 1981 年には年 5～7 回の出現であったが、変動しながら 1988 年以降には毎月出現するようになった。

Evadne tergestina

年平均出現密度は 57 であった。3～12 月と長期にわたり出現し、特に 8～10 月に多産した。最高密度は 9 月の 355 であった。

経年的には 1982 年の 8 から 1990 年の 177 の間で変動した。平均出現密度は、1983 年の 109、1987 年の 138 及び 1990 年の 177 以外の 7 年間は、8～52 と低かっ

た（図 3-52）。10 年間の最高出現密度は 1990 年 9 月の 2127 であった。

Penilia avirostris

年平均出現密度は 141 であった。7~11 月、特に 8~10 月に出現し、最高は 9 月の 1533 であった。ただし、1990 年 9 月に出現した 14910 を除くと 9 月の値は 49 に下がり、10 月の 60 が最高密度となる。

経年的には 1982 年の 1 から 1990 年の 1266 の間で変動した。先に述べたように 1990 年 9 月に多産し、この月の値を除くと 1990 年の平均出現密度は 26 となり、年毎での出現密度は 1988 年の 31 が最高となる。その他の年での出現密度は 1~20 であった（図 3-53）。

Podon polyphemoides

年平均出現密度は 86 であった。ほぼ周年出現したが、特に 1~5 月は多産し、74~277 で推移した。最高は 1 月にみられた。7~12 月には出現密度は 14 以下と低かった。

経性的には比較的安定した出現傾向がみられ、1983 年の 14 から 1988 年の 135 の間で変動した。1983 年と 1986 年にはそれぞれ 14, 19 と低密度であったが、その他の年には 60 以上出現した（図 3-54）。10 年間での最高出現密度は 1981 年 5 月の 1404 であった。

貝虫類：*Cypridina noctiluca*（1990 年 9 月に 1.6）と 3 種以上の未同定種が出現した。貝虫類は 1981, 1983, 1984 年には出現しなかったが、1982 年に 1 回、1985 年以降は年に 1~4 回出現した。

橈脚類：カラヌス目 54 種（うち未同定種 8 種）、キクロプス目 13 種、複数の未同定種を含むハルパクチクス目 2 種の計 69 種が出現した。このうち *Acartia omorii*, *Centropages abdominalis*, *Paracalanus parvus*, *Pseudodiaptomus marinus*, *Temora turbinata* の 5 種は周年あるいは季節的に出現し、内湾種と位置づけられるが、他のほとんどの種は海水交換などにより外湾から流入したものである。

Acartia omorii

東京湾を代表する中・大型動物プランクトンである。年平均出現密度は 1353 であった。1~6 月に主に出現し（平均 2555）、7~12 月（平均 157）より明らかに高密度であった。年間の最高密度は 3 月にみられ、3704（339~10923）であった。最低密度は 10 月に現れ、0~18 に変動し、平均は僅か 4 であった。

経年的には 1984 年の 447 から 1983 年の 3018 の間で変動した。1984 年 (447) と 1989 年 (530) に低密度になり、1985 年にも 871 と低かったが、その他の 7 年間は 1000 以上出現した（図 3-55）。10 年間での最高出現密度は 1986 年 3 月に観察された。

Centropages abdominalis

年平均出現密度は 286 であった。主として 1~3 月に出現し、最高は 2 月の 1799 (623~3634) であった。6~12 月には出現しないか、出現しても 21 以下であった。

経年的には 1989 年の 66 から 1982 年の 626 の間で変動し、調査した 10 年間ではわずかながら減少傾向を示した（図 3-56）。10 年間での最高出現密度は、1982 年 3 月の 4684 であった。

Paracalanus parvus

周年を通じて平均 100 以上出現し、年平均出現密度は 424 であった。1988 年 8 月に 3586 出現したのを除けば、主な出現期は 10~2 月 (517~1077、平均 728) で、3~9 月 (109~488、平均 214) より明らかに多産した。最高密度は 10 月に、最低密度は 7 月にみられた。

経年的には 1986 年の 104 から 1983 年の 823 の間で変動した。1985 年も 169 と低密度であったが、その他の 8 年間は 250 以上出現した（図 3-57）。10 年間での最高出現密度は 1983 年 10 月の 6706 であった。

Pseudodiaptomus marinus

年平均出現密度は 119 であった。周年にわたり出現し、主な出現期は 5~9 月で、調査した 10 年間のうち 6 年は 8 月 (323) に最高を示した。1987 年には 2 月に 768 と多産した。最低密度は 1 月の 13 であった。

経年的には 1984 年の 2 から 1990 年の 289 の間で変動した。本種は、季節的にも経年的にも出現時期の変動が大きかった（図 3-58）。10 年間での最高出現密度は 1981 年 8 月の 1793 であった。

Temora turbinata

年平均出現密度は 27 であった。5 月に出現し始め、9, 10 月にピークを向かえ、12 月にはみられなくなった。9, 10 月にはそれぞれ 119, 206 出現したが、それ以外の月では 5 以下であった。

経年的には 1984, 1989 年の 1 から 1985 年の 86 の間で変動した（図 3-59）。10

年間での最高出現密度は 1985 年 10 月の 700 であった。

端脚類：*Hyperia shizogeneios* (1986 年 9 月に 2.0) と未同定の数種が出現した。端脚類は 1984 年以前及び 1988 年には出現しなかったが、1985 年以降には年 1~4 回出現した。

毛顎動物門

6 種が出現した。*Sagitta crassa* 以外は、全て外湾性種である。このうち *Eukrohnia hamata*, *S. neglecta* 及び標本の破損が大きいが *S. bedoti* と思われる種は、東京湾において初めて記録される。毛顎類は 116 回の採集においてほぼ毎回出現した。

Sagitta crassa

年平均出現密度は 175 であった。周年にわたり出現したが、特に夏季から秋季にかけて多産した。すなわち 2~5 月は 28~54, 6 月から 1 月は 100 以上、特に 8~11 月は 300 以上出現した。最高は 9 月 (372) にみられ、最低は 4 月にみられた。

経年的には 1984 年の 35 から 1982 年の 352 の間で変動した。1983 年から 1985 年までの 3 年間は、95 以下で推移したが、その他の年は 150 以上出現した (図 3-60)。10 年間での最高出現密度は 1988 年 10 月の 1905 であった。

原索動物門

尾虫類：未同定種を含む 2 属 3 種が出現した。東京湾においては通常 *Oikopleura dioica* のみが見られるが、1989 年 6 月には *Fritillaria* sp. (13.9) と *O. longicauda* (9.9) の湾外種が出現した。尾虫類は 1982, 1983 年には年 7 回の出現であったが、その他の年にはほぼ周年みられた。

Oikopleura dioica

年平均出現密度は 183 であった。周年にわたり出現した。本種は、1 月に多く (644)、その後多少の増減はあるが、低密度で推移し、8, 9 月には常に 10 以下と少なかった。11 月にみられた多産は、1981, 1982 年にそれぞれ 3088, 2410 出現したために形成されたものである。

経年的には 1985 年の 12 から 1981 年の 448 の間で変動した。1981 年から 1985 年まで変動しながら減少し、その後増加傾向に向かった (図 3-61)。10 年間での最高出現密度は 1981 年 11 月にみられた。

ウミタル類：*Dolioletta gegenbauri* f. *tritonis* と未同定の数種が出現した。未同定種は、1983 年 10 月に 75.0 と多数に出現したが、これらは傷みが激しく、同定出来な

かった。ウミタル類は 1987 年以降年 2~4 回出現したが、それ以前は 1983 年に 1 回みられたのみであった。

枝角類・橈脚類・毛顎類及び尾虫類の四つは、出現密度の高い生物群であった。特にこれらの中で出現密度において卓越し、毎年季節的な消長を示した種は、枝角類の *Evadne tergestina*, *Penilia avirostris*, *Podon polyphemoides*、橈脚類の *Acartia omorii*, *Centropages abdominalis*, *Paracalanus parvus*, *Pseudodiaptomus marinus*, *Temora turbinata*、毛顎類の *Sagitta crassa*、尾虫類の *Oikopleura dioica* の 10 種であった。

10 年間で、橈脚類と幼生は 116 回の採集において、常に出現した。ついで毛顎類、尾虫類、枝角類が高い頻度で採集され、1989, 1990 年には全ての生物群が出現した。

浮遊期幼生

幼生に関しては、以後、結果の中でほとんど扱わない。そこで出現状況をここで詳しくふれることとする。

幼生は 8 門が出現し、これらは 15 の分類群に分けられた（表 3-3）。すなわち、ハナギンチャク類・異紐虫類・腹足類・二枚貝類・多毛類・蔓脚類・長尾類・短尾類・口脚類・海鼠類・ウニ類・真海星類・蛇尾類・ホヤ類・魚類である。これらの中で毎年出現がみられた分類群は、二枚貝類・多毛類・蔓脚類・長尾類・短尾類・口脚類・蛇尾類・魚類の八つであった。

幼生は周年出現し、出現密度も比較的高く、158（1985 年）から 745（1990 年）の間で変動し、最高は、1988 年 10 月の 3035 であった（図 3-62）。先に述べた 8 分類群は、全幼生の出現個体数の 65%（1984 年）から 95%（1989 年）を占めた。

二枚貝類：ベリジャー幼生がほぼ周年にわたり多く出現し、着底直前と思われる稚貝は非常に少なかった。また、年間を通して腹足類よりも遙かに多く出現した。年毎の出現密度は、6（1987 年）から 48（1990 年）の間で変動し、最多出現は 1990 年 3 月で 296 であった（図 3-63）。二枚貝類幼生の周年にわたる出現は村野（1980）も記録している。

多毛類：年毎の出現密度は、6（1985 年）から 109（1982 年）の間で変動し、最多出現は 1982 年 11 月の 547 であった（図 3-64）。多毛類幼生は、トロコフォラよりもポストラーバでの出現がどの季節においても遙かに多く、このことは穴久保・村野（1991）と同様である。

蔓脚類：年毎の出現密度は、5（1985年）から70（1981年）の間で変動し、最多出現は1981年1月に406を記録したが（図3-65）、以後100を超えたのは1981年6月（212）、1983年1月（159）、1984年1月（131）の3回のみだった。

長尾類：年毎の出現密度は、4（1985年）から16（1988年）の間で変動し、最多出現は1988年10月の79であった（図3-66）。

短尾類：甲殻類幼生の中で最も卓越した。年毎の出現密度は、4（1985年）から169（1982年）の間で変動した。短尾類は時として非常に多く採集される場合があり、1982年11月には1277を記録した（図3-67）。また、原因は明かではないが、1985年から1988年までの4年間は、年に四ヶ月以上出現の見られない時期があり、特に1～2月には全く出現しなかった。

口脚類：alima 幼生は、6月ないし7月から9月ないし10月まで出現しなかった（図3-68）。年毎の出現密度は、1（1983年）から4（1988年）の間で変動し、最多出現は1988年8月の40であった。幼生が全般に年によって主出現期が大きく変化し、しかも一定の傾向を持たない中で、alima 幼生は東京湾のシャコの産卵期が4～8月である（大富ほか1988）ことと対応し、明瞭な季節変動を示した。

蛇尾類：東京湾に出現する幼生類の中で最も高い出現密度を示した。年毎の出現密度は、36（1984年）から502（1990年）の間で変動し、最多出現は1990年11月に2055であった（図3-69）。これまで東京湾における蛇尾類幼生の多量の出現記録はない。

魚類：仔稚魚の年毎の出現密度は、0.4（1982年）から9（1988年）の間で変動し、最多出現は1988年8月の84であった（図3-70）。主に5～10月に多く、11～4月にはあまり出現しなかった。

東京湾に出現する幼生は、蛇尾類・多毛類が多く、甲殻類・軟体類が少ない。他の内湾、例えば三河湾においては蔓脚類ノープリウスが（門田ほか1978）、大村湾においては二枚貝類に次いで腹足類と多毛類が（伊東・飯塚1980）多く出現している。浮遊期幼生の出現状況は、その湾に生息する付着・底生生物相を反映するものであり、蛇尾類・多毛類が多いことは東京湾の特色といえよう。

2. 3. 2. 季節的消長

動物プランクトンの出現密度は、年毎に変動したが（2. 3. 4. 参照）、調査を行った

10年間においては、1990年9月に枝角類の *Penilia avirostris* が多産したのを除けば、群集構成自体に大きい変化が生じることはなかった。そこで10年間の各動物プランクトンの出現密度を毎月平均し、この値を用いて季節的消長を論じる。

2. 3. 2. 1. 出現密度

幼生を含めた出現密度は、2月と9月に山を持つ二峰型が観察された（図3-71）。前者は3150～10265に変動し、平均出現密度は6182であった。後者は185～18164の間で変動し、平均は3098で前者の約半分であった。9月の高密度値は、1990年の *Penilia avirostris* の大量出現によって形成されたものであり、その値を除くと9月の出現密度は1549へと低下し、秋季の高密度の山は、2951の10月と入れ替わる。

出現密度の最低は年により一定せず、4月（1989年）、5月（1982年）、8月（1985, 1990年）、9月（1981, 1983, 1988年）、10月（1986年）、12月（1984, 1987年）にみられた。最低密度の平均は282、平均密度の最低は12月で1199（42～3126）であった。10年間の平均出現密度は、3266であった。

2. 3. 2. 2. 出現種数

主要4群（枝角類・桡脚類・毛顎類・尾虫類）の総出現種数は9月にみられ、16.5種（6～22種に変動）で、10年間のうち6年間で最多を記録した（図3-72）。他の4年間の最多種数は、1981年8月の11種、1983年10月の16種、1989年6月の30種、1990年10月の29種であった。最多出現種数は1989年の6月を除き、全て8～10月に集中しており、この時期に種数が上昇することは明瞭な事実として認識できる。

最少種数は1月にみられ、7.9種（6～12種に変動）であった。10年間での平均出現種数は、11種であった。

これらの変動は出現種数の約80%を占める桡脚類の動向にほぼ相応したものだが、枝角類・毛顎類でも夏季から秋季に若干の上昇がみられた。

2. 3. 2. 3. 群集構成

中・大型動物プランクトン群集の個体数の百分率組成の季節変化を図3-73に示す。図には1990年9月の *Penilia avirostris* の値は特異的な現象と認めたのでこの値を含

めず作図した。

群集構成は 6 月までとそれ以降で大きく変化する。1~6 月は個体数密度が高く、その 62~89% を櫛脚類が占めた。櫛脚類以外で高い占有率を示したのは 1 月の *Oikopleura dioica* (15%) のみであった。この期間、*Acartia omorii* が最優占し、1 月及び 2 月は櫛脚類の 52, 56% を、3 月以降では 73% 以上を占めた。また、*Paracalanus parvus* は 1 月に 32% を、*Centropages abdominalis* も 1~3 月には、櫛脚類のそれぞれ 17, 33, 19% を占めた。

7 月以降も櫛脚類は多いが、動物プランクトン群集に占める割合は 32~67% となり、その他の動物の占有率が高くなる。8~10 月は枝角類と毛顎類がそれぞれ 7~14%、12~18% を、11 月には尾虫類が 20% を占めた。また、7~11 月には蛇尾類、多毛類、短尾類、蔓脚類などの幼生が 13~31% を占めた。7 月以降の主な構成種は枝角類の *Evdne tergestina*, *Penilia avirostris*、櫛脚類の *Paracalanus parvus*, *Pseudodiaptomus marinus*, *Temora turbinata*、毛顎類の *Sagitta crassa*、尾虫類の *Oikopleura dioica* であった。その他の生物群ではクシクラゲ類やクダクラゲ類が 1987 年以降の 10~12 月に出現するようになった。特にクダクラゲ類は 1988 年 10 月には 407 出現し、全個体数の 6% に達した。

先に述べたように 1990 年 9 月には *Penilia avirostris* が大量出現した。これは 10 年間、116 回にわたる採集においてただ 1 回観察された特異的な現象であり、ここで論議からはこの値を除いて考察する。

採集された動物プランクトンの年平均出現密度 (3164) の内、櫛脚類が 71.1% (2251)、枝角類が 5.0% (156)、毛顎類が 5.6% (178)、尾虫類が 5.8% (183) を占め、これら 4 生物群で 87.5% (2768) を占有し (図 3-74)、その他は幼生が 11.7% (383) であった。

櫛脚類はその 91.6% (2063) を *Acartia omorii* (60.1%)、*Centropages abdominalis* (12.7%)、*Paracalanus parvus* (18.8%) の 3 種が、枝角類はほぼ 100% を *Podon polypnemoides* (55.1%)、*Evdne tergestina* (36.5%)、*Penilia avirostris* (8.3%) の 3 種が、毛顎類は 98.3% を *Sagitta crassa* が、尾虫類はほぼ 100% を *Oikopleura dioica* が、それぞれ占めており、この 8 種で出現個体数の 81.4 % であった。このことは先の採水採集された動物プランクトン群集と比べて、ネット採集された動物プランクトン群集はなお一層単純な組成であることを示している。

2. 3. 3. 経年変化

2. 3. 3. 1. 出現密度

幼生まで含めた中・大型動物プランクトンの年平均出現個体数密度は、1985 年の 1837 から 1983 年の 5039 の範囲で変動した（図 3-75）。1981 年から 1983 年は 3876～5039 で推移したが、1984 年に 2102 と半減し、その後 1989 年までは 1837～3397 の間で増減を繰り返し、1990 年にいたって 4834 と増加した。これらの変動は、1989 年までは全体の 63～83% を占有する橈脚類、中でも *Acartia omorii* の変動を反映していた。ちなみに、湾外種の出現密度は最大でも 1988 年の 91 であった。1990 年における出現密度の増加は、9 月に枝角類の *Penilia avirostris* が 14910 と大量に出現したことによる。そのため同年の橈脚類の割合は全体の 46% と減少するとともに、枝角類が 31% と高い比率を占め、それまでとは大きく異なる結果となった（その他の年では枝角類は 1.4～9.7%）。本調査海域における枝角類の大量発生は今回初めて記録される。

2. 3. 3. 2. 出現種数

枝角類・橈脚類・毛顎類及び尾虫類の年平均出現種数は、調査を行った 1981 年から 1990 年までの 10 年間、最少は 1981 年の 8.4 種、最多は 1989 年の 14.9 種で、漸増傾向を示した（図 3-76）。種数の増加は、外湾を起源とする流入種の増加を示すもので、湾外種の数は 1981 年の年平均 2.6 種から 1990 年の 6.9 種へと上昇した。そして、これらの外湾種は、そのほとんどが橈脚類種数の上昇によるものであった。

一方、内湾種は、この 10 年間で 5.6～8.0 種で変動し、最少は 1983 年に、最多は 1989 年にみられた。内湾種に関しても、外湾種と同様、増加傾向がうかがわれ、1983 年までは 5.6～5.7 種であったが、1984 年から 1987 年までは 6.0～6.3 種となり、1988 年から 1990 年に 6.9～8.0 種となった。

季節的にどの時期に種数が増加しているかを知るために一年間を表面水温によって以下の 4 つの時期に区分した。

| 季節区分 | 表面水温 |
|----------|---------|
| 冬季、1～3 月 | ：13℃以下 |
| 春季、4～6 月 | ：14～21℃ |
| 夏季、7～9 月 | ：22℃以上 |

秋季、10~12月：14~21°C

種数の増加は冬季には10年間、それほど大きな変化をしていないが、春季と夏季、特に夏季に著しかった。秋季は1981年の9.0種から1986年の5.5種まで減少したが、その後増加し、1990年には20.3種となった（図3-77）。

それぞれの季節における種数の変化を内湾種と外湾種に分けてみると（図3-78）、冬季の変化は、主に内湾種によるもので、5.0~7.5種の間で変動しながらもやや増加傾向を示した。最少は1981年と1983年に、最多は1989年にみられた。外湾種は1.3種（1982, 1985, 1986年）から3.0種（1988, 1989年）の変動幅を示し、経的な変化は明瞭でなかった。

春季において、内湾種は5.5種（1981年）から8.3種（1989年）の間で変動し、微増傾向にあるのに対し、外湾種は1.3種（1982年）から9.0種（1989年）と年による変動が大きく、明らかな傾向は認められなかった。1989年春季の外湾種の急増は、6月に21種もの外湾種が出現したために形成されたものであった。

夏季における内湾種は微増傾向を示し、変動幅は1983年の5.3種から1986年及び1989年の8.7種であった。一方、外湾種は1983年までは2.3~3.0種の出現であったものが、1984年に7.7種となり、それ以後1990年の9.7種まで増加した。

秋季において内湾種は1986年の2.5種から1989年及び1990年の7.0種の間で変動したが、1986年の減少を除けば、他の9年間で出現種数の大きい変化は認められなかった。外湾種は1984年及び1987年の2.7種から1990年の13.3種の間で変動した。秋季における外湾種の出現は、年毎の変動が大きく、明らかな傾向はなかった。1990年の外湾種の急激な増加は、10月に22.0種の出現がみられたために形成されたもので、この22.0種は、月別でみた場合の調査期間中における最多出現種数であった。

年平均出現種数の最も少なかった1981年には内湾種・外湾種が共に周年を通じて低いまま経過したが、1984年から季節によって出現種数の変動幅が大きくなっていた。

出現種数の上昇が、主として外湾から流入してくる橈脚類の種数の上昇を反映していることから、外湾起源の橈脚類出現種数を月別にして示したのが図3-79である。

湾外起源の橈脚類は、1981年から1983年にかけては周年にわたり出現したものその種数は少なかった。1984年からは夏季を中心に出現種数は多くなり、その傾向は1990年まで続いた。一方、1986年頃から夏季以外にも突発的に種数の増加する月

がみられるようになり、その結果は年平均出現種数の上昇をもたらしている。

2. 3. 3. 3. 出現密度と出現種数の関係

以上に述べたごとく出現種数は主として外湾種の変動により、出現密度は内湾種の変動により左右されていた。調査した 10 年間について出現密度と出現種数の関係をみると（図 3-80）、出現種数が少なく出現密度の高い時期（1981～1983 年）から、出現種数が多く出現密度の低い時期（1984～1987 年）を経て、出現密度は上下するものの更に出現種数の豊富な時期（1988 年以降）へと変化してきたことが示される。

3. 考察

3. 1. *Oithona davisae* の出現密度と鉛直分布の経月変化

本種は東京湾において周年出現する。本種は、舞鶴湾（上田 1992）、瀬戸内海（弘田 1980）、大村湾（伊東・飯塚 1979）においても周年出現し、季節的にも暖水期に多産することで共通している。東京湾における本種の主な分布水深である 5~15 m 層の水温は 9~27°C の広い範囲にあり、生息水温の許容範囲が広いことが、本種の周年出現を可能にしている一つの要因と考えられる。

ノープリウス 1-6 期、コペポダイト 1-5 期及び成体のそれぞれの出現密度の経月変化を図 3-81 に示す。全発育段階を含めた *O. davisae* の出現密度は 6~9, 11~12, 1 月は高密度期（400 以上出現）、2~5, 10 月は低密度期（200 以下の出現）の二つの時期に分けられる。本種が主に高密度となる 10~15 m 深を参考にすると、低密度期の 2~5 月には、水温は 9°C から 17°C に上昇する。また、10 月には水温は 20°C 前後である。一方、高密度期の水温は 10~26°C の範囲にある。

本種が高水温期に高い密度で出現することは明らかであるが、水温と *O. davisae* の密度とは必ずしも比例関係にはない（図 3-82）。低密度期に、卵をもった成体雌がいるにもかかわらず成体に対するノープリウスの比率が等しかったり、コペポダイトに対するノープリウスの比率が低く、高密度期には成体・コペポダイト・ノープリウスの順に密度が高くなる。東京湾における本種の低密度期から高密度期への移行は、水温の上昇と本種の密度の上昇が対応せず、高密度期（繁殖期）の開始を水温によって説明できない。

水温上昇と本種の密度の上昇が遅れる理由として、東京湾の水温は通常 2 月に最低となるため（2. 1. 参照）、*O. davisae* の繁殖活動が低下し、初期ノープリウス加入量が減少すること、水温の低下によりコペポダイトの齢滞留時間が延長されること（内間私信）、そしてもう一点として *Acartia omorii* との関連が考えられる。

UCHIMA & HIRANO (1986b) は、*A. omorii* の成体雌と *O. davisae* のノープリウス 1 期の食関係について室内実験を行い、*A. omorii* の成体が *O. davisae* のノープリウスを捕え、摂餌することなく殺してしまうことを観察した。*A. omorii* は *O. davisae* のノープリウスが持つ刺や剛毛によって摂食できず、そのまま放棄してしまい、傷ついたノープリウスはそのまま死んでしまう（内間私信）。*O. davisae* の出現量の少ない 2~5 月は、*A. omorii* の主出現期にあたることから、*O. davisae* の増殖が水温の上昇

に対して遅れる理由の一つとして、これら 2 種の種間関係による可能性を指摘したい。

Oithona davisae の鉛直分布に関し、穴久保・村野（1991）は、本種の分布中心が成層が強化される高温期の 7~9 月には 0~5 m 層に、弱まる低温期には 12.5~15 m 層にあり、季節的に生息層の異なることを示した。穴久保・村野（1991）は 0.093 mm の目合のネットを用いているため、採集された標本はコペポダイト 4 期以降の個体数の平均値と見なせる。今回の研究ではノープリウス期・コペポダイト 1-5 期・成体に区分して調べたがいずれの発育段階においても同様な結果を得たことにより（図 3-40）、穴久保・村野（1991）によって示された *O. davisae* の季節的な分布水深の変化を再確認すると共に、本種の全ての発育段階で分布水深の変化がみられることが確かめられた。

本種の季節的な分布水深の鉛直的な変化に関連して、東京湾では塩分躍層がほぼ周年見られるが（図 3-3）、水温が均一になることはたびたび観察されることから（図 3-2）、本種の分布水深は水温躍層よりも塩分躍層により依存的と考えられる。澤田・坂本（1993）は室内実験を行い、本種の鉛直的な分布水深が二つの機構によって制御されていることを示した。すなわちコペポダイト後期では重力または水圧に対する走行性によって鉛直下向きに移動し、好適塩分の選択によって高塩分の海水を選択し、ノープリウス後期ではいずれも逆の傾向を、ノープリウス初期ではいずれの機構も働かないとした。

O. davisae と塩分の鉛直分布の異なる夏季と冬季、1989 年 8 月（図 3-83）と 1991 年 1 月（図 3-84）を例にとると、成体の分布極大の季節的な変化は、ノープリウスやコペポダイトと比べ、より明瞭に認識でき、塩分躍層が浅い時には上層に、躍層が深くなると下層にみられる。各発育段階の分布極大がみられた水深の塩分は約 29, 33 と広い範囲にある。筆者は湾奥で日周的な本種成体の分布水深の変化を 2 m 間隔で採水して調べた結果、同じ水温でも分布極大の現れる塩分範囲は 4 度の範囲で散らばることを観察した（未発表資料）。このことから本種成体が分布水深を決定する要因の一つとして、コペポダイト後期に発育段階が進み、より高塩分な海水を選択する（澤田・坂本 1993）ことに加え、塩分差を感じし、その水深を維持する性質を現すと考える。但しここでは餌生物を考慮していないのでそれとの関連を調べる必要はある。

穴久保・村野（1991）に比べ本研究の分布中心が深くなった理由は、彼らの採水層

が本研究よりも密でより詳しく分布を調査していることや、多摩川河口に近いため表層塩分が本調査海域に比べ低く、水柱の成層構造がより強いためと考えられる。

3. 2. 海水交流と動物プランクトンの出現種数の変動

調査を行った 10 年間で *Aurelia aurita* を除き、東京湾において出現密度が高く、ほぼ一定の季節的消長を示す中・大型動物プランクトンは 10 種であり、これらは東京湾において生活史を全うする種である。その他の種は、再生産が確認されておらず、外湾から流入したものと考えられ、年によっては出現しないか、出現してもその時期は定まっていない。

晩夏には出現種数が増加する。東京湾では、9 月には北から北東にかけての風が卓越する（宇野木ほか 1980）と共に、河川からの流入水が増加する（宇野木・岸野 1977）。このため内湾水は表層で流出が起こり、それに伴って中・底層での外湾水の流入が起こる。9 月における出現種数の増加は、外湾水と共に流入する外湾種によるものであり、9 月における外湾種種数の上昇は、規則的に、この時期に海水の交流があることを示すものである。

9 月ほどではないが、4, 5 月にも出現種数が上昇し小さいピークを形成することを野村・村野（1992）は報告している。この上昇は内湾種によって形成されるのが主であるが、年によって *Sagitta nagae* などの外湾種が種数の上昇に寄与することがある。冬季、浦賀水道に形成されている熱塩フロントは、3 月下旬に海面加熱が始まると解消し（YANAGI & SANUKI 1991）、4, 5 月には水柱の二層構造は徐々に強化されていく。この時期には風向の 16~20% は北東風であることから（宇野木ほか 1980）、それに起因する海水の交流が、9 月同様にあることを、外湾種の出現は示していると考えられる。これを支持する報告として細窪（1989）は 1966 年から 1971 年までの 5 年間で、横浜沖の底層に塩分 34 以上の高塩分水が確認された月の頻度は、4~6 月が高いことを示した。また、石丸ほか（1991）は 1990 年 6 月の湾奥から浦賀水道にかけての連続観測の結果から、急激で間欠的な表層水の流出を報告し、こうした現象には密度流と季節風のバランスが関与するとしている。

8 月は 9 月に次いで出現種数が多い。これは各内湾種の出現期の重複と共に、やはり外湾種の増加を示している。外湾種の出現状況は年によって一様ではなく、塩分躍層が顕著に発達した時に多く出現する傾向がみられることが指摘されている（野村・

村野 1992)。YANAGI et al. (1989) は、1987 年夏季の観測から、黒潮フロントが浦賀水道に接近すると、黒潮水は東京湾中層に流入し、表層及び底層の水は湾外に流出することを示し、こうした現象がしばしば発生することを示唆した。8 月の外湾種種数の上昇は、こうした黒潮水流入と関連すると思われる。

1989 年 6 月には外湾種が 21 種（橈脚類 19 種、尾虫類 2 種）出現し、それらの出現密度は 298 に達した。同年の外湾水流入は、3 月から断続的に起こっており、6 月は塩分 34 以上の水塊が 16 m までみられ、外湾水の流入が顕著であったことを示していた。こうした外湾水の流入は、塩分等の生息環境の変化によって個体群自体が影響を受けると考えられる。例えば同年には *A. omorii* は出現盛期である 1~6 月においても最大で 1172 しか出現しなかったのは、そうした影響によるものかも知れない。しかし、LINDAHL & PERISSINOTTO (1987) が指摘しているように、動物プランクトン群集の変化は、海水交換の規模や進行の早さによっても異なる。黒潮流軸や淡水流入量の変化などによる海水交流が、動物プランクトン群集にどのような影響を与えるかに関してはまだ資料の蓄積が十分でなく、今後、その蓄積を待つて更に検討したい。

1984 年には内湾種の出現密度の急激な低下と、外湾種の出現種数の上昇が同時に起こった。1984 年は表層塩分が高い年であり（図 2-1）、海水の交流が年間を通して良かったものと思われる。一般に内湾域の動物プランクトン群集が、大規模な海水の交流によって影響されることとは広く知られた現象である（MADHUPRATAP & HARIDAS 1975; TRANTER & ABRAHAM 1971; KRAUSE & KATTNER 1989; LINDAHL & HERNROTH 1983 等）。顕著な例としては、スウェーデンのフィヨルドにおいて大規模な海水交換により流入した動物プランクトンのために動物プランクトン現存量が増加し、その変動は 3 年間持続した（LINDAHL & HERNROTH 1988）。東京湾における 1984 年に起こった動物プランクトン群集の変化も、おそらく 1989 年同様に海水の交換が原因であろうと考えられる。しかし、その後も出現種数の上昇は継続しており、その理由を大規模な海水交流だけでは説明できない。

1981 年頃には採集されず、その後加わってきた分類群の多くは（表 3-3）、外湾を起源としており、これらは東京湾において定着し、再生産しているとは考えられない。

外湾起源の動物プランクトンの採集頻度の上昇したことは、これらの動物プランクトンが、水域環境の好転により採集されるまでは生残出来たことを示すとも考えられる。しかし、1980 年代に入ってからの動物プランクトンを取り巻く水域環境に関し

ては、リン濃度は現在では 1970 年頃の半分に下がったがそれでも 1960 年頃の 2 倍であり、窒素濃度は年々上昇していることから（第 2 章）、この上昇は水域環境の改善によるとは必ずしもいえない。

むしろ近年における淡水流入量の増加にその原因が求められる（第 2 章）。すなわち淡水流入量の増加は、二層構造を強化し、それに伴う表層での内湾水の流出、底層での外湾水の流入を促進した。このことが外湾水と共に内湾へ運ばれて来る動物プランクトンの増加に結果しているものと考えられる。

3. 3. 東京湾と瀬戸内海における動物プランクトンの群集構造の比較

枝角類、橈脚類、毛顎類、尾虫類について瀬戸内海との比較を行う。本項における橈脚類の出現密度はコペポダイトの値を用いる。瀬戸内海において動物プランクトンの周年調査を実施した HIROTA (1979) を参照すると、瀬戸内海では 25 種（枝角類 5 種、橈脚類 18 種、毛顎類と尾虫類各 1 種）が常住していると思われる。瀬戸内海に常住して東京湾に常住しない種は、枝角類の *Evadne nordmanni*, *Podon leuckarti*、橈脚類の *Calanus sinicus*, *Centropages yamadai*, *Corycaeus affinis*, *Labidocera bipinnata*, *Microsetella norvegica*, *Oithona nana*, *O. similis*, *Oncae media*, *Acartia erythraea*, *A. pacifica*, *Calanopia thompsoni*, *Corycaeus andrewsi*, *Tortanus forcipatus* である。これらのうち *O. media* までの前 10 種は本調査点においては出現する年もあるが、後の 5 種は、*A. erythraea* が東京湾に隣接する浦賀水道南部の館山湾に出現することを除けば（野村未発表資料）、本調査地点においては 10 年間に一度も出現しなかった。

このような動物プランクトン種の出現状況の違いは、それぞれの種を生息可能にする多様な環境を持つ瀬戸内海と、湾全域にわたり富栄養化が極度に進行し、生息環境が均一化している東京湾との差を表しているものと考えられる。例えば東京湾においては例年夏季を中心にはほぼ全域にわたり底層に貧・無酸素層が発達するが（風呂田 1988）、瀬戸内海においては、貧酸素水塊の発生の可能性は否定できないものの頻発することはなく（武岡・越智 1985）、1980 年頃よりは好転の兆しがみられている（越智 1985）。このような生息環境の違いが瀬戸内海に倍以上の種を常住させていく要因の一つと考えられる。

東京湾における動物プランクトン種の季節的消長は、既に穴久保・村野（1991）が

指摘したことなく、瀬戸内海 (HIROTA 1979) のそれと類似している。すなわち冬季における *Centropages abdominalis* の出現、冬季から春季にかけての *Acartia omorii* の増加、そしてほぼ周年にわたる *Oithona davisae*, *Paracalanus parvus*, *Sagitta crassa*, *Oikopleura dioica* などの出現は両海域に共通しており、日本の温暖な内湾域に共通する特徴である。

しかし、出現密度の消長は異なるように思われる。東京湾の動物プランクトン出現個体数密度は年平均にすると、*A. omorii* (1353) に対し、*O. davisae* (156000) が多く、東京湾の動物プランクトン出現密度は *O. davisae* 1 種に依存している。そのため 1~6 月には *A. omorii* が多産するものの、その密度はせいぜい 10000 前後であり、*O. davisae* の高密度な 6~12, 1 月、特に 6~8 月、とでは出現密度に大きな差があり、2~5 月は東京湾の動物プランクトン出現密度にとって谷間の時期に当たる。一方、瀬戸内海では中・大型動物プランクトンの多くの種が、それぞれ時期を違えて出現盛期をむかえること、*O. davisae* が *A. omorii* や *P. parvus* との比較においてそれほど多量に出現しないことから、動物プランクトン出現密度は、*O. davisae* や *P. parvus* の高密度な夏季を中心になだらかな山を形成し、東京湾のように山と谷での変動が大きくない。

本調査の中・大型種の枝角類・橈脚類・毛顎類及び尾虫類の年平均出現密度は、東京湾で 2700、瀬戸内海で 9300 (HIROTA 1979 Fig. 3 より換算) であり、瀬戸内海は東京湾よりも 3 倍以上高い。これは *A. omorii*, *O. davisae*, *P. parvus*, *Penilia avirostris*, *Podon polyphemoides* についての最高出現密度の比較からもわかるように (図 3-85) 、瀬戸内海においては枝角類が多量に出現すること、橈脚類の *Paracalanus* 属が *A. omorii* 以上に多産すること、東京湾においては小型種の *O. davisae* が、ほぼ周年にわたり最優占種であり、最高出現密度は 293000~1041000 で、瀬戸内海の場合の 8~30 倍に達することによる。

O. davisae が多量に出現することは、二次生産者としての役割を *A. omorii* を代表とする中・大型種よりも小型種の *O. davisae* がより大きく担っていることを示している。一方、瀬戸内海において中・大型種の出現密度が東京湾の 3 倍以上高いことは、*O. davisae* を代表とする小型種に代わり、*P. parvus* や *A. omorii* などの中・大型種が二次生産者として、より重要な地位を占めていることを示している。

東京湾と瀬戸内海で *O. davisae* と *P. parvus*, *A. omorii* などの中・大型橈脚類との

量的関係が異なる理由として、物理化学的環境とともに、植物プランクトン相と橈脚類の生殖方法の違いという生物学的な側面が考えられる。*A. omorii* や *P. parvus* は珪藻食者であり、*O. davisae* は鞭毛藻食者であるが (UCHIMA 1988) 、近年の東京湾は、小型鞭毛藻の比重が大きくなっていると指摘されている (山口・有賀 1988)。このことは有鐘纖毛虫類などの微小種にあっても、また、*O. davisae* にとっても好ましい状態であるのに対し、橈脚類の中・大型種にとっては好ましくない状況であることが推察される。更に、*A. omorii* や *C. abdominalis* の休眠卵や *P. parvus* などの水中に放出された卵は、沈降した際に、成層期の東京湾に形成される底層の貧酸素や無酸素水塊のため、致命的な影響を受けると考えられる (UYE et al. 1979; LUTZ et al. 1992)。一方、*O. davisae* の雌はノープリウスがフ化するまで卵塊を体に付着させたまま遊泳しているので (UCHIMA & HIRANO 1986a) 、その影響は受けない。このような生活史の差異が、直接あるいは間接的に東京湾の動物プランクトン相に大きく影響しているものと考えられる。また、中・大型種の出現には底層の還元状態の度合に対する耐久性の強弱も関連するであろう。通常、夏季に出現し休眠卵を形成する内湾性種 (*Labidocera bipinnata*, *Centropages yamadai* など) の再生産が東京湾でみられないことは、それを反映したものと考えられる。

東京湾においての枝角類の最優占種は *P. polyphemoides* である。瀬戸内海においては、*P. avirostris* が最優占し (最高出現密度で約 5800) 、次いで *P. polyphemoides* (最高出現密度で約 5000) である (HIROTA 1979)。出現密度を比較すると、東京湾は瀬戸内海に比べて極めて低い。以前より東京湾における枝角類の少ないことは指摘されており (穴久保・村野 1991) 、その理由として底層の悪化による休眠卵の死滅が指摘されているが (山路 1973a) 、枝角類は生息環境が良好な時には単為生殖により急激に増殖するから、休眠卵からのフ化個体が少なくとも、環境さえ適当ならば大量出現は可能である (遠部 1974)。穴久保・村野 (1991) は多摩川河口沖において *P. polyphemoides* の大量出現 (約 70000) を記録したが、本調査点においては 1990 年 9 月に *P. avirostris* の 14910 を記録した以外に大規模な増殖は観察されなかった。東京湾における枝角類の低密度出現の理由は依然として未解決である。

3. 4. 動物プランクトンの遷移

ここでは比較的資料の多い有鐘纖毛虫類・橈脚類・毛顎類について、その遷移を述べる。過去の報告との比較にあたり、ネット、採水、採水濾過とそれに違う採集方法が用いられている。また、採水・濾過によるものは、濾過時の目合が異なっている。その目合の幅は 20 μm (本研究), 40 μm (鈴木 1979), 95 μm (下村 1953) と広く、比較するにはかなり難しいが、おおまかな傾向を知ることは可能と考える。

有鐘纖毛虫類の出現密度の単位は個体/ ℓ である。過去の報告で橈脚類の密度については特に明記されているわけではないが、コペポダイトを対象としていると思われる所以、ここではコペポダイト 1-6 期の出現密度について考察する。また、本研究では採水採集した動物プランクトンとネットによるものでは出現密度の表記の単位が異なるので、ここでは総て m^3 当りの単位に統一した。毛顎類の単位も m^3 当りとし、以上の動物プランクトンの単位は、以後本文中では省略する。

3. 4. 1. 有鐘纖毛虫類

有鐘纖毛虫類の出現状況の変遷を表 3-5 に示す。AIKAWA (1936) の 1927 年から 1929 年の調査によれば、有鐘纖毛虫類の中で主体をなすのは *Tintinnopsis* spp. で、これらは周年出現するものの 4~5 月に多かった。このことから当時は顯著な増殖が、水温上昇期の年 1 回であったものと考えられる。下村 (1953) は、1948 年 8 月から 1 年間、湾央の表面水を観察し、有鐘纖毛虫類の主体は *Tintinnopsis* であり、出現密度の高い時期は 6 月 (768) と 10 月 (8271) の 2 回で、12 月から 4 月には出現しないと記録している。1971 年から 1972 年当時、本調査海域の表層に出現した主な有鐘纖毛虫類は *Codonellopsis morchella*, *Favella taraikaensis*, *Tintinnopsis beroidea*, *T. tubulosa* であり、*Tintinnopsis* 属の 2 種の出現密度が 7000~26000 と高く、他の種は 100~1000 程度であった (丸茂ほか 1974)。1975 年 12 月から 1978 年 6 月の調査では、本定点 T-4 で最も多く見られた種は *Amphorellopsis acuta* であり、次いで *Stenosemella parvicollis* 及び *Helicostomella subulata* であった (鈴木 1979)。本研究で 6 月から 1 月に出現した *A. acuta* は、当時 9 月から 11 月にのみ出現した。

有鐘纖毛虫類の出現密度は、1948 年頃から 1972 年までの約 20 年間に約 3 倍に上昇したが、主要構成種に変化はなく、この期間を通じて *Tintinnopsis* が優占した。

1972 年以降、出現密度に明らかな変化は認められないが、種組成からみると、

1970 年代後半になって、*Amphorellopsis acuta* 等の透明な口リカを持つ種の占める割合が徐々に高くなり、現在に至っている。口リカ表面に多くの粒子を付着させる種は沿岸水域の指標種とされ（羽田 1957）、富栄養化の進んだ水域ではより多くの物質を付着させる傾向があるといわれる（GOLD & MORALES 1976）。しかし、今回の調査結果は、東京湾では透明な口リカを持つ 4 種が有鐘織毛虫類の約 72% を占めるという結果を示しており、羽田（1957）や GOLD & MORALES（1976）とは異なる結果が得られている。1970 年代後半から粒子を付着しない種が卓越するようになった理由を明らかにすることはできなかった。

Favella に関しては、過去に定量採集がなされている。*F. taraikaensis* の海表面での出現記録は、1971 年から 1972 年に湾全域で 100～1000（丸茂ほか 1974）、1975 年 12 月から 1976 年 3 月では最高 650（村野ほか 1977）、1976 年 5 月に湾奥で 2573（鈴木 1979）が記録されている。1991 年 6 月には *F. ehrenbergii* が多摩川河口沖で 3150、*F. taraikaensis* が湾奥で 1550 出現した（竹井 1993）。これらの値の比較から *Favella* の出現密度は、1970 年代から今日まで大きな変化をしていないことを示している。また、湾央での本研究と比べ 1976 年や 1991 年の湾奥の *F. taraikaensis* の値は高く、鈴木（1979）の指摘しているように、本種はより内湾性の強い海域で多産する傾向にあると考えられる。

3. 4. 2. 橋脚類

主要種の交代

東京湾における橋脚類主要構成種の変遷を表 3-6 に示す。1920 年代の AIKAWA（1936）による調査から 1970 年代初頭の丸茂・村野（1974）による調査まで *Microsetella norvegica* は東京湾を代表する主要種として出現した。1980 年代に入って穴久保・村野（1991）は出現は認めたものの主要種とはほど遠い出現密度を示し、以後その状態は現在まで継続している。*Oithona similis* は *M. norvegica* と共に *Microsetella-O. similis* 群集ともいべき主要構成種の一翼を担っていたが（YAMAZI 1955）、1970 年代初頭に外湾種として扱われて以来（山路 1973a）、今日まで出現が認められるのみで、*M. norvegica* 同様、主要種とはいえない状態にある。本研究においても海水交流のよい時期に出現するのみである。*Acartia omorii* と *Paracalanus parvus* は藤谷（1952）によって主要種に挙げられていた。前者はまた YAMAZI（

1955) によって *O. davisae* に次ぐ占有率をもつ種であることが記録された。1940 年代後半には主要な構成種であったことが伺われる。*O. davisae* は 1940 年代後半の藤谷 (1952) の調査以来、一貫して主要種として扱われている。本種は 1970 年代初頭に最優占種となり (丸茂・村野 1974)、*O. davisae-Microsetella* 群集を築いたが、1980 年代には *M. norvegica* の減少により、単独で橈脚類群集中の最優占種となっている。

以上とりまとめると橈脚類構成種の主体は、*M. norvegica* と *O. similis* (1920-1940 年代) から *O. davisae* と *M. norvegica* (1970 年代初頭) になり、更に *O. davisae* のみ (1980 年代以降) へと変遷したと考えられる。

種の多様性の変遷

須田ほか (1931) の 1929 年 4 月の調査によれば、*Acartia bifilosa*, *Calanus finmarchicus*, *Calanus tenuicornis*, *Centropages abdominalis*, *Centropages kroyeri*, *Euchaeta marina*, *Macrosetella gracilis*, *M. norvegica*, *O. davisae*, *Oithona plumifera*, *O. similis* など 11 種が記録された。*C. finmarchicus* は少数ながら内湾に広く分布したとされる。この *C. finmarchicus* は現在では大西洋産の種といわれ、太平洋産のこれに変わる種は *Calanus pacificus* あるいは *Calanus sinicus* に該当する種と思われる。*A. bifilosa* は日本近海での出現は確認されているものの (田中 1957)、少なくとも東京湾や相模湾伊豆海域からは記録されておらず (TANAKA 1965)、同定には疑問な点が残る。

YAMAZI (1955) による 1948 年 7 月の調査では、*A. omorii*, *Calanus helgolandicus* (本種は現在 *C. pacificus* あるいは *C. sinicus* のどちらかに分類されている: 戸田 1986), *Calanus minor*, *C. tenuicornis*, *Corycaeus* spp., *M. norvegica*, *O. davisae*, *O. plumifera*, *O. similis*, *Oncaeaa media*, *Oncaeaa venusta*, *P. parvus* が湾央に出現し、*Oncaeaa* や *Corycaeus* に至っては出現密度がそれぞれ 240, 260 に達した。須田ほか (1931) や YAMAZI (1955) の報告はそれぞれ一回の調査にもかかわらず、多摩川河口沖で *C. tenuicornis* が出現したり、*C. kroyeri* や *E. marina* が湾央にも広く分布したり (須田ほか 1931)、*Oncaeaa* や *Corycaeus* が多数出現するなど (YAMAZI 1955)、調査の行われた 1940 年代までの東京湾は、現在の浦賀水道に相当する海況にあったことを示している。

山路 (1973a) は、*A. omorii*, *C. abdominalis*, *Centropages yamadai*, *Labidocera*

bipinnata, *M. norvegica*, *O. davisae*, *P. parvus*, *Pseudodiaptomus marinus* を出現種として挙げた。丸茂・村野（1973）の1971年8月の調査における出現種は、*A. omorii*, *C. pacificus*, *C. yamadai*, *L. bipinnata*, *M. norvegica*, *O. davisae*, *O. similis*, *O. media*, *P. parvus*, *Rhincalanus nasutus* であり、1940年代以前の報告と比較して出現種は明らかに減少したことを報告している。

1980年代に入って穴久保・村野（1991）は、1980年10月から1982年9月までの多摩川河口沖における調査から、*A. omorii*, *C. sinicus*, *C. abdominalis*, *C. yamadai*, *Corycaeus affinis*, *Euterpina acutifrons*, *L. bipinnata*, *M. norvegica*, *O. davisae*, *P. parvus*, *Parvocalanus crassirostris*, *P. marinus*, *Temora turbinata* を報告した。

山路（1973a）、丸茂・村野（1973）、穴久保・村野（1991）の出現種を本研究の結果を用い検討すると、*A. omorii*, *C. abdominalis*, *O. davisae*, *P. parvus*, *P. marinus*, *T. turbinata* は東京湾に常住する種であり、*C. sinicus*, *C. affinis*, *L. bipinnata*, *P. crassirostris* などはほぼ毎年出現が認められている種である。本研究における主要種 (*A. omorii*, *O. davisae*, *P. parvus*) 以外の出現種で1970年代以後の報告でみられた希な種は *C. yamadai*, *E. actifrons*, *R. nasutus* の3種のみである。即ち、1970年代から出現種は類似した構成でなっていることがわかる。

1940年代以前と1970年代以後では橈脚類群集の主要構成種が変化したと共に、本研究の10年にわたる調査で出現のみられないあるいは希な *C. minor*, *C. tenuicornis*, *E. marina* などがたった2回の調査でみられ、1940年代以前が多様な構成種よりなる橈脚類群集であったことを示している。1940年代後半の東京湾は富栄養状態であったとされているが（丸茂1975）、当時は多くの種が再生産を行っていたのか、あるいは外湾水の影響をかなり受けているものと考えられる。

各種の変遷

M. norvegica：出現密度は、1948年7月に行われた YAMAZI（1955）の調査においては、内湾で1000～20000、定点T-4付近では4000～13000であった。1970年代初頭においては、出現密度は1971年8月に表層で最高320000、11月には下層で440000、1972年6月には内湾に広く分布し、2000～30000がみられた（丸茂・村野1974）。1980年代初頭の穴久保・村野（1991）によれば、本種は夏季と冬季には出現しない傾向を示し、最高密度でも2000であった。定点T-4の今回の調査においても、水柱当たりの最高値は1990年9月の3000（最高密度は0mで20000）であり、

湾奥においては出現をみなかった（野村未発表資料）。このように 1970 年代に著しい減少が認められた。

HIROTA & TANAKA (1975) は八代海における分布状況から、本種は外洋的な水を好むとし、弘田 (1980) は瀬戸内海での本種の減少は富栄養化に起因するとしている。それに対し、穴久保・村野 (1991) は東京湾において最も富栄養化が進行した 1970 年代初頭においても本種は優占種であったことから、その減少を富栄養化のみに原因を求められないとした。東京湾においては 1980 年代に入って淡水負荷量が増加傾向にある（第 2 章）。本種が外洋的な水を好むという指摘は (HIROTA & TANAKA 1975)、生活史のある時期あるいは再生産過程を通じて、生息環境内に耐えられない低塩分を経験する頻度が淡水流入量の上昇に伴い増加し、そのことが本種の減少と関連するのかも知れない。

O. similis： 本種は 1948 年 7 月には少数が湾全域に広く、ほぼ均一に 1000～3000 分布していたが (YAMAZI 1955)、1970 年代に入って、内湾には少なく、特に夏季には湾奥に分布せず、湾央以南にのみみられるようになった（山路 1973a）。1971 年 11 月の調査では本種は内湾には出現せず、外湾で 1000 程度の出現であった (NISHIDA 1985)。1980 年代における本研究では、定点 T-4 では 1991 年 3 月に水柱平均で 670 の出現が認められたのみであった。

O. davisa： 出現密度の変遷を表 3-7 に示す。本種は、1948 年 8 月の YAMAZI (1955) の図をもとに出現密度を換算すると、湾奥では 169000、湾央では 37000 であり、出現密度は湾口に向かって減少した。1970 年代に入って本種の出現密度は 1971 年 8 月には湾奥で最高 470000、1971 年 11 月には湾央の表層で 800000 出現し、1972 年 6 月には湾奥の中層で 500000、湾央では 10000～50000 であった（丸茂・村野 1974）。NISHIDA (1985) は湾奥で 1971 年 11 月に 600000 を記録した。1979 年 7 月の調査において本種の出現密度は、いずれも水柱平均として、定点 T-4 で約 300000 (NAGASAWA & MARUMO 1984a)、湾奥では最高 1177000 であった (NAGASAWA & MARUMO 1984b)。1980 年代に入って湾奥における水柱平均での最高値は 674000、最高密度は 1982 年 7 月の 0 m で 2045000 を記録した（穴久保・村野 1991）。1989 年 8 月の湾奥における調査（未発表資料）では、水柱平均値としての最高は 1171000（最高密度は 7 m で 1710000）であった。本研究での定点 T-4 における水柱当たりの最高値は 1989 年 8 月の 1041000（最高密度は 5 m で 2520000）を

記録した

O. davisae は 1940 年代に入って、主要種に加わってきた種である（表 3-6）。1950 年頃から増加を見せ始めた基礎生産と共に *O. davisae* もまた増加し始めたのであろう。本研究及び 1979 年の 7 月の出現密度は 1948 年当時の湾央と比べ、ほぼ 7 ~ 8 倍に上昇した。最高密度は 1970 年代と 1980 年代を比べるとほぼ 2 倍となり、このことは本種がその後も増加していることを示している（表 3-7）。また、湾奥における出現密度の上昇に比べ、湾央での上昇が顕著なことから、水域環境の変化は湾奥よりも湾央で大きかったものと考えられる。

A. omorii： 出現密度の変遷を表 3-8 に示す。YAMAZI (1955) による 1948 年 7 月の調査において *A. omorii* は湾奥で 28000 ~ 38000、湾口に向かって減少し、湾央では 3500 ~ 5200 がみられた。1980 年代に入って穴久保・村野 (1991) の調査における出現密度は平均して 2 ~ 7 月には 7700、その他の月は 1900 であり、最高は 1982 年 4 月の 23000 であった。TSUDA & NEMOTO (1988) は 1983 年 2 月の湾奥で 13170 を記録した。本研究においては本種は最高として 1986 年 3 月に 10923、7 月としての最高は 1982 年に 1275（10 年間では 7 月の平均は 464）みられた。

YAMAZI (1955) の調査した 7 月は、*A. omorii* は出現盛期を過ぎているにもかかわらず橈脚類群集の最高で 40% を占めており、その占有率は *O. davisae* に次いで高かった。YAMAZI (1955) の値は、本研究及び穴久保・村野 (1991) と比べて高密度であり、1970 年代初頭までの間に減少傾向がみられ（山路 1973a）、その傾向は継続していると考えられる。

P. parvus： 1948 年 7 月には、湾内に広く分布し、主として湾奥に多く（2100）、多摩川河口沖で 1480 ~ 1520、湾央では 180 ~ 1480 であった（YAMAZI 1955）。1980 年代初頭には 1981 年 5 ~ 7 月を除けば通年出現し、最高密度は 1981 年 10 月の 3800 であった（穴久保・村野 1991）。本研究においては最高出現密度 6706 が 1983 年 10 月にみられたが、7 月は 4 ~ 358 で変動し（平均 109）、10 年間を通じて 1948 年当時のように多産せず、減少傾向にあるものと思われる。

Centropages spp.： 本属の出現密度は 1980 年代初頭の調査によれば 2, 3 月に 2200 ~ 11200、他の月は 500 以下であった（穴久保・村野 1991）。本研究において東京湾で多産するのは *C. abdominalis* であることを明らかにしたが、本種の定点 T-4 における最高密度は 4684（1982 年 3 月）であった。*Centropages* は過去の報告（須

田ほか 1931)において出現が確認されたものの、出現密度は明らかにされていない。1980 年代に入って示された値は比較的高く、本種の近年における増加を示すものと思われる。

P. marinus： 本種の東京湾からの最初の記録は 1970-1971 年にかけての山路 (1973a) の調査である。YAMAZI (1955) は 1948 年 7 月、湾全域に多くの観測点を設けて調査を行ったが出現は確認されていない。1980 年代初頭の調査では 1~3 月に少なく 0~100、7~11 月に多く 200~8100 の出現がみられた (穴久保・村野 1991)。本研究では *P. marinus* は、年平均で 1984 年の 2 から 1990 年の 289 と年によって出現密度の変動が大きいが、1984 年を除けばほぼ周年出現し (特に 1989, 1990 年は毎月出現した)、最高密度は 1981 年 8 月の 1793 であった。本研究における季節的な出現傾向は夏季を中心に多産する点で穴久保・村野 (1991) と一致する。穴久保・村野 (1991) の指摘したように、本種は、近年増加した種と考えられる。

3. 4. 3. 毛顎類

東京湾における毛顎類出現種の変遷を表 3-9 に示す。1947-1948 年には 5 回の調査回数にもかかわらず 10 種が出現したが、1970 年代には 4 種と減少し、1980 年代に入ってからは 7 種であった。1980 年代での種数の増加は調査回数の増加によるところが大きいと考えられ、1947-1948 年当時と比べ、それ以後の調査での種数の減少は明らかである。一方、東京湾と隣接する浦賀水道においては、毛顎類の出現種数は 1947-1948 年 (村上 1957) と 1971-1978 年では変化していない (丸茂ほか 1978)。このことは水域環境のあまり変化のしていない浦賀水道には依然として多くの種が生息しているのに対し、東京湾は富栄養化の進行による水域環境の変化によって、外湾種が生存しにくい状況になったためと考えられる。

1947 年には *Pterosagitta draco* や *Krohnitta pacifica* などが採集された (村上 1957)。調査回数が少ないにもかかわらず、このような外湾種の出現が認められたことは、当時の東京湾は外洋水の影響を強く受けている状況にあったことを示している。本研究でも 1990 年には *Eukrohnia hamata* や *Sagitta bedoti?* などの外湾性毛顎類が出現し、内湾と外湾で海水交流があったことを示している。しかし、これらの外湾性毛顎類の出現は、10 年間の観測期間中ただ一度のことであり、特筆すべきことではあるが、一時的なものか、今後継続して起こる現象か注目したい。

東京湾における毛顎類出現密度の変遷を表 3-10 に示す。比較にあたり出現密度が明らかにされている報告は、1947-1948 年の調査（村上 1957）及び 1971-1978 年の調査（丸茂ほか 1978）以外には見あたらなかった。それぞれの最高出現密度は、1948 年 3 月には 91、1971 年 11 月には 1389、本研究では 1988 年 10 月に 1928 であった。平均出現密度は、村上（1957）には示されていないが、1970 年代では 254（丸茂ほか 1978）、本研究では 178 であった。これらの値を比較すると、毛顎類の出現密度は 1970 年頃までに 1947-1948 年当時の 10~20 倍に上昇し、1970 年代以後は大きくは変化していないと推測される。この上昇は毛顎類を支える主要餌生物である橈脚類の増加に伴うものである。前項で述べたように *Oithona davisae* は 1970 年代までに密度の上昇が 5~10 倍に及んだ。*S. crassa* は *O. davisae* を摂餌していることが知られており（NAGASAWA & MARUMO 1984c）、本種の個体数密度の 10~20 倍にも及ぶ上昇は、*O. davisae* の密度の上昇に呼応したものであろう。*O. davisae* の個体数の上昇が 5~10 倍であるのに対し *S. crassa* のそれが 10~20 倍となった理由は明かではないが、一つの要因として *O. davisae* の世代時間が 20~24 日（UCHIMA 1979）に対し、*S. crassa* はより長い 24~49 日（NAGASAWA 1984）であり、世代の回転率が関連していると考えられる。

東京湾における毛顎類群集の主体は、一貫して *Sagitta crassa* であった。このことは本種が極めて内湾の環境によく適応した種であると共に、東京湾の毛顎類の出現密度の上昇が本種 1 種によることを示している。

第4章 総合考察

本研究には二つの目的があった。第4章では、目的としたことに対し、研究結果としてどのようなことが得られたか、その研究結果がどのような意味を持つのかについて考察する。

微小・小型動物プランクトンの採集は、各層採水した5lの海水を0.02mm目合のネットで濾過する方法を用いた。本採集方法は、東京湾のように生産性が高い海域において、微小な纖毛虫から小型の橈脚類まで同時に採集することが可能であり、これにより出現種のリストと同時に、各種の出現密度を明らかにした。

プランクトンの定量研究に際し、動物プランクトンの微細分布の構造や成因を知ることは、大・中規模のパッチの認識と共に生態研究上の意義は重要である（安楽1975）。本研究においては微小・小型種の出現密度が6～9月の夏季を中心に上昇すること、これらの主な生命活動の空間が水塊構造と密接に関係し、塩分躍層以浅にあることが示された。これらの知見は、今後、東京湾で微小・小型動物プランクトンを調査する上で有益な情報と考える。

森岡ほか（1988）は志々伎湾においてネット採集を昼夜行い、動物プランクトンの採集量が夜間にきわだて多いことを報告した。これは昼間は海底直上に集中して分布するため採集することが出来ない *Acartia* が、夜間には水柱内に分散するためであった。本研究において中・大型動物プランクトン中で卓越した *Acartia omorii* もその成体は、昼間、海底直上で濃密な集群を形成することが知られている（UEDA et al. 1983, KIMOTO et al. 1988）。昼間、発育段階によって鉛直分布が異なる種について、その出現密度を知る場合には底層からの鉛直曳きによる採集が必要であり、特に *Acartia* のように分布に極端な偏りがある種については、水柱に拡散する夜間に採集するか、昼間採集されたコペポダイオ期の出現密度を基に推定することを上田（1992）は推奨している。

本研究では海底直上からのネットの鉛直曳きにより定量採集を実施したが、より精度の高い出現密度を求めるには夜間採集が望まれる。しかし、他の海域との出現密度の比較に関しては、日本の内湾域における多くの調査（古橋1957; 藤井・税所1973; HIROTA 1979; UYE 1982など）が昼間行われていることもあり、昼間の採集が直ちに否定されるものではない。

ネット採集を 10 年間継続したことにより、本調査海域に生息する種（内湾種）と外湾から流入して来る種（外湾種）を明確にし、内湾種に関しては 10 年間の出現密度を平均化することによって信頼できる季節的消長を提供することが出来た。また、経的な出現密度と種数の変動、特に種数の増加から、外海との海水交流が年々良くなっていることを指摘した。その原因は淡水流入量の増加により上下層の塩分差が拡大し、水柱の二層構造が明瞭になってきたこととの関連が考えられたが、これに関しては外洋の海況変動の影響も考慮する必要があり、更に調査を継続しなければならない。

東京湾の水域環境の変遷を、1950 年代以前、1960 年代、1970 年代、1980 年代以後の四つの期間に分けて表 4-1 に示す。少数の内湾性種が多量に出現する現在は、外湾性とされる種の多くが出現し、動物プランクトンの出現密度の低かった 1950 年代以前と、動物プランクトンを取り巻く水域環境は以下の点で異なっている。すなわち、1) 淡水流入量の増加により表層と底層との間に塩分差が生じ、水柱の二層構造が明瞭化した、2) 流入する元素比の変化から植物プランクトン相が変化した、3) 1970 年代から夏季を中心に貧酸素水塊が底層に形成されるようになった（第 3 章 2.1 参照）ことである。

近年、リンや珪素が東京湾で不足していることが指摘されている（石丸 1991; 魚 1992）。特に珪素の枯渇が起これば、珪藻類の減少と共に珪藻食者である動物プランクトンにも影響が及ぶ。村田（1973）は、1953, 1962, 1972 年をそれぞれ比較し、1953, 1962 年には出現しなかった極く小さな珪藻類や微小な有色鞭毛虫類が 1972 年には多量に出現していること、山口・有賀（1988）は、植物プランクトン構成種の中で微細な鞭毛藻類の比重が高まっていることをそれぞれ指摘している。一般に富栄養海域では大型の珪藻が多く（PARSONS & TAKAHASHI 1973）、逆に貧栄養海域では微細藻が多いといわれる（FURUYA & MARUMO 1983）。しかし、村田（1973）や山口・有賀（1988）の報告は、既に富栄養海域であった東京湾においては、過度な富栄養化が、微細な藻類の増加を促進したことを示している。有鐘纖毛虫類の増加は、この様な餌環境の変化に伴って起きたことを示唆している。

1948 年夏季には橈脚類中で *Acartia* や *Paracalanus* などの占める比率が高かったのに対し（YAMAZI 1955）、1970 年代初頭には小型橈脚類の *Oithona* や *Microsetella* 主体の群集へと大きく変化した。更に、1980 年代になって群集に占め

る *Microsetella* の比率は減少し、*Oithona* の優占率が高まり、今日もその状態が続いている。また、*Oithona davisae* の出現密度の上昇は、肉食性動物プランクトン *Sagitta crassa* の出現密度を上昇させたことはほぼ疑いのないところであろう。

出現密度の上昇した有鐘纖毛虫類や *O. davisae* と、減少傾向のみられた *A. omorii* や *P. parvus* のおかれている現状を比較すると、有鐘纖毛虫類や *O. davisae* は、主な生活空間を塩分躍層以浅に持ち、それ以深で形成される貧酸素水塊の影響を受けにくく、餌環境では微細な鞭毛藻類の増加により有鐘纖毛虫類や鞭毛藻食者とされる *O. davisae* にとっては好適な条件にある。一方、*A. omorii* や *P. parvus* は、その休眠卵や放出卵が海底に沈降した際、貧酸素水の影響を受けやすく、珪藻食者の *A. omorii* などにとっては餌環境が不適なものとなっていると考えられる。

東京湾では富栄養化の進行に伴い動物プランクトン中に占める小型種の割合が上昇した。東京湾の中・大型動物プランクトンの出現密度は瀬戸内海に比べ低く、一方小型橈脚類 (*Oithona davisae*) の出現密度ははるかに高い。このため東京湾では、瀬戸内海と比べ、動物プランクトン群集のサイズ組成が小さい方へと片寄る結果となっている。

陸水の富栄養化とそれに伴う生物相の遷移については、長期間の調査に基づいた研究や富栄養化の程度の異なる湖沼を比較した研究などの多くの成果が発表されている（津田 1964; BEETON 1965; 手塚 1972; BEAVER & CRISMAN 1982 など）。湖沼の富栄養化を象徴する現象としては、植物プランクトン相の変化、植物プランクトンの異常増殖、底層の貧酸素化、動物プランクトン相の変化、原生動物の増加などが挙げられ、東京湾での富栄養化の過程と多くの点で一致する。富栄養化に伴う生物過程は、陸水においても、東京湾のような内湾においても共通している。

海洋においては 1980 年前後、特に AZAM et al. (1983) が microbial loop の概念を提唱して以来、細菌や従属栄養鞭毛藻を含め微小なプランクトンに関する研究が盛んになった。こうした研究の流れの中から、水柱の成層構造が明瞭な海域で微小な動物プランクトンが多い一方、混合している海域では中・大型種が多くなることが明らかになってきた (SMETACEK 1981; KJØRBOE et al. 1990 など)。また、貧栄養海域と比較して、富栄養海域は栄養度が高くなるほど微小動物プランクトンの密度が高く、かつ密度の変動が著しく大きくなることや (REVELANTE et al. 1985; PORTER et al. 1985; ANDERSEN & SØRENSEN 1986 など)、富栄養海域では微細な植物プランクトンとそれ

を消費する纖毛虫の出現量が増加し、より大型の消費者が少ないとその炭素要求量をこえること (LEAKEY et al. 1992) が知られるようになった。

これらの研究を基に東京湾の食物網について考えてみる。多くの報告は（森下 1975; BEAVER & CRISMAN 1982; REVELANTE et al. 1985; ANDERSEN & SØRENSEN 1986 など）、富栄養化に伴う纖毛虫類や小型の橈脚類の増加により食物網が、grazing food chain が主体なものから microbial food chain が主体なものに変化することを示している。しかし、東京湾においては多量に出現する上位消費者のミズクラゲの胃内容から高頻度で *Oithona davisae* が見られる（豊川私信）ことは、生産が上位消費者まで行く流れが決して細いものではないことを物語っている。すなわち、過栄養化によって、その環境に適した少数の種が多量に出現し、それらが構成する食物網は比較的単純な構造になっていることが指摘できる。この食物網は人為的影響を強く受けており、今までいわれていた grazing food web や microbial food web とは異なるようであり、更に研究の余地がある。

富栄養化に伴う動物プランクトン群集構造の変化は、興味深い研究対象である。にもかかわらず日本の海洋における研究が少ないので、湖沼と異なり環境の物理・化学過程が複雑な上、そこに生息する動物プランクトンの富栄養化に対する反応を定量的に捉えられないことや（門田 1982）、最終的には種の生態学に帰するが、どの様な相互関係によって影響が現れるのか研究が十分でないこと、そして長期的な変動を検討した例が少ないためであり、水域環境と生物の長期的なモニタリングは今後進めて行くべき研究課題であることを強調したい。

要約

東京湾における動物プランクトンの群集構造を明らかにするために、採水採集、ネット採集を併用した詳細な調査を、採水採集に関しては約2年、ネット採集に関しては10年行った。また、過去の動物プランクトンと水域環境の資料を多数参照し、動物プランクトンの遷移を水域環境の変遷との関連において考察した。

1. 出現状況

出現種： 種まで同定出来たのは73属136種で、有鐘纖毛虫類（13属39種）と橈脚類（33属70種）の種数が多かった。

出現密度： 採水採集された動物プランクトンの出現密度は、5~9月及び11,12月、特に5~8月に高く、1~4月に低くなり、この変動は、主として有鐘纖毛虫類を反映したものであった。鉛直的には、分布は混合層中に片寄る傾向にあった。ネット採集された動物プランクトンの出現密度は1~3月に高く、変動しつつ7月に向けて低下していき、9月に再び上昇して12月に低下した。この変動は、1~6月では橈脚類を反映していた。7月以降も橈脚類は多産するが、比率では低下し、9~11月は月によって枝角類・毛顎類・尾虫類も高い率で出現した。

主要種： 採水採集された動物プランクトンの個体数の約70%は、有鐘纖毛虫の *Amphorellopsis acuta*, *Helicostomella fusiformis*, *H. longa*、無殻纖毛虫の *Tiarina fusus*、橈脚類の *Oithona davisae* によって占められる構成になっていた。ネット採集された動物プランクトンの80%以上は橈脚類の *Acartia omorii*, *Centropages abdominalis*, *Paracalanus parvus*、枝角類の *Evadne tergestina*, *Penilia avirostris*, *Podon polyphemoides*、毛顎類の *Sagitta crassa*、尾虫類の *Oikopleura dioica* により占められる構成になっていた。よって東京湾の動物プランクトンの群集構造は、個体数で上記の13種で動物プランクトンの7割以上を占める単純な組成になっていたことが明らかになった。

2. 動物プランクトンの遷移

有鐘纖毛虫類： 1920年代から1970年代初頭まで *Tintinnopsis* 属が主要種であった。1970年代中頃から *Amphorellopsis* や *Helicostomella* 属が優勢となり現在に至っている。最高密度の比較から有鐘纖毛虫の出現密度は、1940年代には1970年代の1/3、現在の1/7と推定される。

橈脚類： 1920 年代から 1940 年代は、 *Microsetella norvegica*, *Oithona similis* であったが、 1940 年代に *O. davisae* がこれに加わった。 1970 年代になると *O. similis* が減少し、 さらに 1980 年代には *M. norvegica* も減少して主要種ではなくなり、 *O. davisae* 1 種が主要種となった。 1940 年代の本種の出現密度は、 最高密度の比較から現在の 1/5~1/10 と推定される。

動物プランクトンの遷移と水域環境の変遷： 動物プランクトンに影響したと考えられる水域環境の変化として、 1) 表層の低塩分化に伴う上下層の密度差の拡大による二層構造の強化、 2) 流入する元素比の変化に伴う植物プランクトン現存量中の鞭毛藻の比率の上昇、 3) 1970 年代からみられる夏季を中心とした底層の貧・無酸素化、 を指摘することが出来る。 個体数の増加してきた有鐘纖毛虫類や *O. davisae* は、 塩分躍層以深の貧酸素水塊の影響を受けにくい一方、 出現密度に減少傾向のみられた *A. omorii* や *P. parvus* はその休眠卵や放出卵が、 海底に沈降した際、 貧酸素水の影響を受けやすい。 微細な鞭毛藻類の増加は有鐘纖毛虫類や鞭毛藻食者である *O. davisae* にとっては好適な、 珪藻食者の *A. omorii* などにとっては不適な環境となっている。 東京湾の動物プランクトンは、 以上に挙げた要因から微小・小型動物プランクトンである纖毛虫類や *O. davisae* の増加、 中・大型動物プランクトンである *A. omorii* などの減少により、 現在の群集構造が形成されたと考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたり、東京水産大学水産生物学講座村野正昭教授、大森信教授、奥谷喬司教授、石丸隆助教授には懇切な御指導と校閲の労を賜った。水産生物学講座有賀祐勝教授には御指導、御校閲を賜ったばかりでなく、1983年から1990年までの東京湾6定点における貴重なクロロフィルa量のデータの提供を受けた。水産生物学講座丸山隆助手には採集での御助力と共に貴重な御助言を頂いた。採集にあたっては東京水産大学研究練習船青鷹丸五月女雄二郎船長（元海鷹丸船長）、磯打勉船長（現海鷹丸船長）、春日功船長（現神鷹丸船長）、実習艇ひよどり伊豆哲夫元艇長並びに各乗船員の方々に多大なる御助力を頂いた。水域環境の資料の収集にあたり、千葉県水質保全研究所小川カホル博士、千葉県内面水産試験場細谷岑生氏、千葉県水産試験場富津分場安原宏分場長、兼子昭夫氏、神奈川県水産試験場岩田静夫博士、岡部久氏には御多忙の中を心安く資料の探索、貸出をして頂いた。東京大学海洋研究所才野敏郎助教授には東京大学海洋研究所所属淡青丸乗船の際に栄養塩の試料の一部を分析して頂いた。東京水産大学資源育成学講座大学院生魚京善氏には栄養塩の試料の一部を分析して頂くと共に貴重な資料を提供頂いた。株式会社パスコ総合環境センター内間満明博士には*Oithona daviseae*に関し、有益な情報と御助言を賜った。本研究で用いた10年にわたる研究試料は、筆者が東京水産大学村野研究室（当時水産資源研究施設魚族生態部門）に在籍する4年前より採集され、水産資源研究施設廃止後も引き続き、村野研究室により採集保管されてきたものである。この貴重な試料の採集には非常に多くの歴代学部生・大学院生が携わっている。

これらの方々の御協力と御理解がなければ本研究は成しえるものではなく、ここで深謝の意を表す。

引用文献

- AIKAWA, H. (1936): On the diatom communities in the waters surrounding Japan. Rec. oceanogr. Works Japan, 8: 1-159.
- 穴久保隆・村野正昭(1991): 東京湾における動物プランクトンの季節変化. 東京水産大学研究報告, 78: 145-165.
- ANDERSEN, P. & H. M. SØRENSEN (1986): Population dynamics and trophic coupling in pelagic microorganisms in eutrophic coastal waters. Mar. Ecol. Prog. Ser., 33: 99-109.
- 安樂正照(1975): かいあし類のマイクロ・ディストリビューションに関する一考察. 日本プランクトン学会報, 22: 17-32.
- 青木邦昭(1965): 東京湾の底質 (COD, 硫化物, 強熱減量の分布) について. 千葉県内湾水産試験場試験調査報告書, 第7号: 60-68.
- 有賀祐勝(1986): 海洋植物プランクトンの生産生態. 藻類の生態 (秋山優・有賀祐勝・坂本充・横浜康繼共編), 内田老鶴園, 東京, 81-121.
- AZAM, F., T. FENCHEL, J. G. FIELD, J. S. GRAY, L. A. MEYER-REIL & F. THINGSTAD (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 10: 257-263.
- BEAVER, J. R. & T. L. CRISMAN (1982): The trophic response of ciliated protozoans in freshwater lakes. Limnol. Oceanogr., 27: 246-253.
- BEETON, A. M. (1965): Eutrophication of the st. Lawrence Great lakes. Limnol. Oceanogr., 10: 240-254.
- BOLTOVSKOY, D., E. O. DINOFRIO & U. A. ALDER (1990): Intraspecific variability in Antarctic tintinnids: the *Cymatocylis affinis/convallaria* species identification. J. Plankton Res., 12: 403-413.
- BRADFORD, J. M. (1976): Partial revision of the *Acartia* subgenus *Acartiura* (Copepoda: Calanoida: Acartiidae). N. Z. J. Mar. Freshw. Res., 10: 159-202.
- BRANDINI F. P. & Y. ARUGA (1983): Phytoplankton biomass and photosynthesis in relation to the environmental condition in Tokyo Bay. Jap. J. Phycol., 31: 129-147.

CAPRIULO, G. M. & E. J. CARPENTER (1983): Abundance, species composition and feeding impact of tintinnid micro-zooplankton in central Long Island Sound. Mar. Ecol. Prog. Ser., 10: 277-288.

第二港湾建設局横浜調査設計事務所(1974): 東京湾の水域環境, 278 pp.

DAVIS, C. C. (1981): Variations of lorica shape in the genus *Ptychocylis* (Protozoa: Tintinnina) in relation to species identification. J. Plankton Res., 3: 433-443.

江角比出郎(1979): 東京湾の水質・沿岸海洋研究ノート, 16: 101-105.

FERRARI, F. D. & J. OLSI (1984): *Oithona davisae*; new species, and *Limnoithona sinensis* (BURCKHARDT, 1912) (Copepoda: Oithonidae) from the Sacramento-San Joaquin estuary, California. J. crust. Biol., 4: 106-126.

藤井清文・税所俊郎(1973): 鹿児島湾における動物性プランクトンとくに枝角類および橈脚類について. 鹿児島大学水産学部紀要, 22: 113-126.

藤谷超(1952): 東京湾に於ける珪藻の年変化に就て. 内海区水研研報, 2: 27-33.

船越真樹(1973): 内湾の汚染と赤潮の発生. 立教女学院紀要, 2: 35-52.

船越真樹・中本信忠・宝月欣二(1974): 東京湾の基礎生産と赤潮の役割. 文部省特定研究・人間生存と自然環境, 「内湾性物に及ぼす汚濁の影響に関する基礎的研究」研究業績報告(宝月欣二編), 115-128.

風呂田利夫(1988): 東京湾における貧酸素水の底生・付着動物群集に与える影響について. 沿岸海洋研究ノート, 25: 104-113.

古橋賢造(1980): 舞鶴湾のプランクトン. 海洋科学, 12: 717-729.

FURUYA, K. & R. MARUMO (1983): Size distribution of phytoplankton in the western Pacific Ocean and adjacent waters in summer. Bull. Plankton Soc. Japan, 30: 21-32.

GOLD, K. (1971): Growth characteristics of the mass-reared tintinnid *Tintinnopsis beroidea*. Mar. Biol., 8: 105-108.

GOLD, K. & E. A. MORALES (1976): Observations on the nature and significance of the particles used by Tintinnida during lorica-building. Trans. Am. microsc. Soc., 95: 69-72.

HADA, Y. (1932a): The Tintinnoinea from the sea of Okhotsk and its neighborhood. J. Fac. Sci., Hokkaido Imp. Univ., Ser. VI, Zool., 2: 37-59.

- HADA, Y. (1932b): Report of the biological survey of Mutsu Bay. 24. The pelagic ciliata, suborder Tintinnoinea. Sci. Rep. Tohoku Imp. Univ., 4 ser., Biol., 7: 553-573.
- HADA, Y. (1937): The fauna of Akkeshi Bay IV. The pelagic ciliata. J. Fac. Sci., Hokkaido Imp. Univ., Ser. VI, Zool., 5: 143-216.
- HADA, Y. (1938): Studies on the Tintinnoinea from the western tropical Pacific. J. Fac. Sci., Hokkaido Imp. Univ., Ser. VI, Zool., 6: 87-190.
- 羽田良禾(1957): 有鐘纖毛虫類の指標プランクトンとしての価値. 日本プランクトン研究報, 第 5 号: 10-12.
- HAN, M. -S. (1988): Studies on the population dynamics and photosynthesis of phytoplankton in Tokyo Bay. Ph. D. Thesis, Univ. Tokyo, 172 pp.
- 花輪公雄・中野猿人・小田巻実・川辺正樹(1990): 第 6 章日本周辺海域の潮汐と潮流について. 続・日本全国沿岸海洋誌 (日本海洋学会・沿岸海洋研究部会編), 東海大学出版会, 東京, 143-164.
- 蓮沼啓一(1979): 東京湾における流動の特徴. 沿岸海洋研究ノート, 16: 67-75.
- HATTORI, A. (1981): Routine observation of hydrographic variables in Tokyo and Funka bays. Distributions and fate of pollutants in coastal environments, Date records 1979-1980, 「環境科学」研究報告集, B97-R14-4: 1-27.
- HATTORI, A. (1982): Summary of oceanographic date in Tokyo Bay on KT-81-9 cruise of Tansei Maru. Distributions and fate of pollutants in coastal environments and dissolution of chemical substances from the shallow sea bottom, Date records supplement, 「環境科学」研究報告集, B141-R14-1, 4: 1-3.
- HEINBOKEL, J. F. (1978): Studies on the functional role of tintinnids in the southern California Bight. II. Grazing rates of field populations. Mar. Biol., 47: 191-197.
- 平坂恭介(1915): 東京湾のクラゲ. 動物学雑誌, 27: 164.
- 広海十朗(1981): 本邦周辺海域に出現した Paracalanidae 3 種. 日本プランクトン学会報, 28: 153-164.
- HIROTA, R. (1979): Seasonal occurrence of zooplankton at a definite station off Mukaisima from July of 1976 to June of 1977. Publ. Amakusa mar. biol. Lab.

Kyushu Univ., 5: 9-17.

弘田禮一郎(1980):瀬戸内海の動物プランクトン.海洋科学, 12: 730-737.

HIROTA, R. & Y. TANAKA (1985): High abundance of *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida) in the shallow waters adjacent to the mud flats in Ariake-kai, western Kyushu. Bull. Plankton Soc. Japan, 32: 169-170.

HOGETSU, K., M. SAKAMOTO & H. SUMIKAWA (1959): On the high photosynthetic activity of *Skeletonema costatum* under the strong light intensity. Bot. Mag. Tokyo, 72: 421-423.

保坂三継(1990):東京湾における *Gymnodinium nagasakiense* TAKAYAMA et ADACHI の出現.日本プランクトン学会報, 37: 69-75.

細窪迅(1989):東京湾奥部漁場環境に関する基礎的研究.東京水産大学大学院修士学位論文, 46 pp.

ICHIMURA, S. (1967): Environmental gradient and its relation to primary productivity in Tokyo Bay. Rec. oceanogr. Works Japan, 9: 115-128.

市村俊英・小林弘(1964):東京湾の基礎生産に関する調査報告.日本プランクトン研究連絡会報, 第 11 号: 6-8.

ICHIMURA, S. & Y. ARUGA (1964): Photosynthetic natures of natural algal communities in Japanese waters. In MIYAKE, Y. & T. KOYAMA (eds.), K. SUGAWARA Fest. Vol. Recent researches in fields of hydrosphere, atmosphere and nuclear geochemistry, Maruzen, Tokyo, 3-37.

稻葉明彦(1985):瀬戸内海の生物とその分布.瀬戸内海の環境(小坂淳夫編), 恒星社恒星閣, 東京, 99-121.

石丸 隆 (1991):植物プランクトンの役割.海洋, 23: 187-193.

石丸隆・磯打勉・小池義夫・喜多沢彰・村野正昭(1991):東京湾の海況と植物プランクトン.水産海洋学会研究発表大会講演要旨集, p. 51.

ISHIMARU, T., H. OTOBE, T. SAINO, H. HASUMOTO & T. NAKAI (1984): OCTOPUS, an octo parameter underwater sensor, for use in biological oceanography studies. J. oceanogr. Soc. Japan, 40: 207-212.

石渡良志(1988):東京湾への陸源有機物の流入と堆積.沿岸海洋研究ノート, 25: 127-133.

伊藤栄樹・飯塚昭二(1979): 大村湾における動物プランクトンに関する研究—I. 橋脚類

の季節的出現. 長崎大学水産学部研究報告, 第 47 号: 5-14.

伊藤栄樹・飯塚昭二(1980): 大村湾における動物プランクトンに関する研究—II. 輪虫類

枝角類, 矢虫類, 尾虫類及び底生生物幼生の季節的出現. 長崎大学水産学部研究報

告, 第 49 号: 1-10.

伊東宏・木立孝(1990): 東京湾における浮遊性かいあし類の分布生態—I. 冬季における

出現種とその水平分布. 1990 年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, 272-273.

ITOH, H. & S. NISHIDA (1991): Occurrence of *Saphirella*-like copepods in Tokyo Bay.

Bull. Plankton Soc. Japan, Spec. Vol., 397-403.

ITOH, H. & S. NISHIDA (1993): A new species of *Hemicyclops* (Copepoda,

Poecilostomatoida) from a dredged area in Tokyo Bay, Japan. Hydrobiologia,

254: 149-157.

一都三県公害防止協議会(1973): 昭和 47 年度水質汚濁共同調査報告書 (東京湾総合調

査). 266 pp.

門田定美(1982): 富栄養化と動物プランクトンの指標性. 沿岸海域の富栄養化と生物指

標 (日本水産学会編), 恒星社恒星閣, 東京, 59-74.

門田定美・原田彰・浜田真次(1978): 動物プランクトンの変動とその指標性に関する研

究. 農林水产生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究, 水生生物

環境の変化に伴う生物相の変動とその指標性, 昭和 51 年度研究成果報告書, 東

海区水産試験場・南西海区水産試験場・水産大学校, 222-226.

柿野純・松村皐月・佐藤善徳・加瀬信明(1987): 風による流れと青潮との関係. 日本水

産学会誌, 53: 1475-1481.

KAMIYAMA, T. & Y. AIZAWA (1990): Excystment of tintinnid ciliates from marine

sediment. Bull. Plankton Soc. Japan, 36: 137-139.

神山孝史・会沢安志(1992): 海底泥からの有鐘纖毛虫類の出現にかかる温度と明暗条

件の影響. 日本水産学会誌, 58: 877-884.

KARENTZ, D. & T. J. SMAYDA (1984): Temperature and seasonal occurrence patterns

of 30 dominant phytoplankton species in Narragansett Bay over a 22-year

period (1959-1980). Mar. Ecol. Prog. Ser., 18: 277-293.

KASAHARA, S., S. UYE & T. ONBE (1974): Calanoid copepod eggs in sea-bottom

muds. Mar. Biol., 26: 167-171.

加藤治・石丸隆・村野正昭(1991): 東京水産大学繫船場に出現する纖毛虫類一II. 1991

年 度 日 本 海 洋 学 会 春 季 大 会 講 演 要 旨 集 , 337-338.

川田健次・岩田憲幸(1957): 相模湾の海潮流について. 水路要報, 第 53 号: 44-47.

川辺正樹(1986): 黒潮および対馬海流の研究—流路変動について—. 日本海洋学会誌,

42: 319-331.

建設省関東地方建設局企画部(1973): 東京湾環境保全対策調査東京湾汚濁調査報告書解
析編. 230 pp.

建設省関東地方建設局企画部・新日本気象海洋株式会社(1973): 東京湾汚濁調査報告書
資料編 II (潮流、生物、底質) . 1145 pp.

KIMOTO, K., J. NAKASHIMA & Y. MORIOKA (1988): Direct observations of copepod
swarm in a small inlet of Kyushu, Japan. Bull. Seikai Reg. Fish. Res. Lab.,
no. 66: 41-58.

KIØRBOE, T., T. KAAS, B. KRUSE, F. MOHLENBERG, P. TISELIUS & G. AERTEBJERG
(1990): The structure of the pelagic food web in relation to water column
structure in the Skagerrak. Mar. Ecol. Prog. Ser., 59: 19-32.

北森良之介(1971): 水質汚濁にともなう沿岸域の生物相の変化—主として底生物につい
て—. 地域開発, 77: 34-40.

KOFOID, C. A. & A. S. CAMPBELL (1929): A conspectus of the marine and fresh-water
ciliata belonging to the suborder Tintinninea, with descriptions of new
species principally from the Agassiz Expedition to the eastern tropical
Pacific 1904-1905. Univ. California Publ. Zool., 34: 1-403.

KRAUSE, M. & G. KATTNER (1989): The influence of water exchange on zooplankton
dynamics and species development in a south Norwegian fjord. J. Plankton
Res., 11: 85-103.

倉茂英二郎(1931): 東京湾に於けるプランクトンの分布と水理状況との関係について.
気象集誌, 第 2 集, 9: 716-724.

LAACKMANN, H. (1913): Adriatische Tintinnodeen. Aus den Sitzungsberichten der
Kaiserl, Bd. C22: 123-167.

LEAKEY, R. J. G., P. H. BURKILL & M. A. SLEIGH (1992): Planktonic ciliates in

Southampton Water: abundance, biomass, production, and role in pelagic carbon flow. Mar. Biol., 114: 67-83.

LINDAHL, O. & L. HERNROTH (1983): Phyto-zooplankton community in coastal waters of western Sweden—an ecosystem off balance ? Mar. Ecol. Prog. Ser., 10: 119-126.

LINDAHL, O. & L. HERNROTH (1988): Large-scale and long-term variations in the zooplankton community of the Gullmar fjord, Sweden, in relation to advective processes. Mar. Ecol. Prog. Ser., 43: 161-171.

LINDAHL, O. & R. PERISSINOTTO (1987): Short-term variations in the zooplankton community related to water exchange processes in the Gullmar fjord, Sweden. J. Plankton Res., 9: 1113-1132.

LUTZ, R. V., N. H. MARCUS & J. P. CHANTON (1992): Effects of low oxygen concentrations on the hatching and viability of eggs of marine calanoid copepods. Mar. Biol., 114: 241-247.

MADHUPRATAP, M. & P. HARIDAS (1975): Composition and variations in the abundance of zooplankton of backwaters from Cochin to Alleppey. Ind. J. Mar. Sci., 4: 77-85.

MARCUS, N. H. (1990): Calanoid copepod, cladoceran, and rotifer eggs in sea-bottom sediments of northern Californian coastal waters: identification, occurrence and hatching. Mar. Biol., 105: 413-418.

丸茂隆三(1975): 東京湾のプランクトン群集の遷移に関する研究. うみ, 13: 155-156.

丸茂隆三・村野正昭(1973): 東京湾の珪藻プランクトンの遷移. うみ, 11: 10-22.

丸茂隆三・村野正昭(1974): 東京湾のプランクトン(KT-71-12, KT-71-19, KT-72-7). 文部省特定研究・人間生存と自然環境, 「内湾性物に及ぼす汚濁の影響に関する基礎的研究」研究業績報告 (宝月欣二編), 35-42.

丸茂隆三・佐野昭・村野正昭(1974): 東京湾の珪藻プランクトンの遷移一続. うみ, 12: 145-156.

丸茂隆三・永沢祥子・T. C. HIRATA (1978): 東京湾と浦賀水道のやむし群集. 沿岸海域の利用, 保全のためのモニタリングに関する研究, 昭和 52 年度研究経過報告, 東京大学海洋研究所, 50-54.

- 松江吉行(1935): 繊毛虫の激増に依つて生じたる赤潮. 水産学会報, 6: 242-243.
- MATSUKAWA, Y. & K. SASAKI (1990): Nitrogen budget in Tokyo Bay with special reference to the low sedimentation to supply ratio. J. oceanogr. Soc. Japan, 46: 44-54.
- 松本英二(1983): 大都市に面した内湾海域の環境変動史. 地質学論集, 第 23 号: 91-95.
- 松本浩一・松本淳彦(1973): 動物性プランクトンおよび硫酸塩還元菌について (予報). 昭和 47 年度水質汚濁共同調査報告書 (東京湾総合調査), 一都三県公害防止協議会, 212-238.
- 森岡泰啓・中嶋純子・木元克則(1988): 1988 年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集, 260-261.
- 森下郁子(1975): 湖沼のプランクトンのサイズをめぐって. 用水と廃水, 17: 867-871.
- 向井宏(1993): 底生生物 (ベントス). 東京湾 (小倉紀雄編), 恒星社恒星閣, 東京, 77-101.
- 村上彰男(1957): 内湾・内海に於ける浮游性毛顎類の出現. 水産学集成, 東京大学出版会, 東京, 357-384.
- 村野正昭 (1980): 東京湾のプランクトン. 海洋科学, 12: 761-777.
- 村野正昭・丸茂隆三・佐野昭・鈴木繁美(1977): 東京湾の有鐘纖毛虫に関する研究. 人間の生存にかかわる自然環境に関する基礎的研究 (佐々学ほか編), 東京大学出版会, 東京, 168-178.
- 村田靖彦(1973): 東京湾におけるプランクトンの季節的変動. 千葉県内湾水試調査報告, 第 14 号: 49-60.
- NAGASAWA, S. (1984): Laboratory feeding and egg production in the chaetognath *Sagitta crassa* TOKIOKA. J. exp. mar. Biol. Ecol., 76: 51-65.
- NAGASAWA, S. (1985a): Ecological significance of deformed chaetognaths associated with bacteria. Bull. mar. Sci., 37: 707-715.
- NAGASAWA, S. (1985b): Copulation in the neritic chaetognath *Sagitta crassa*. J. Plankton Res., 7: 927-935.
- NAGASAWA, S. (1986): Will head-damaged chaetognaths become headless ? . J. Plankton Res., 8: 1217-1220.
- NAGASAWA, S. (1987): Ecological interrelationships of zooplankton in Tokyo Bay. La

mer, 25: 161-166.

NAGASAWA, S. (1989): Feeding habits of immature chaetognaths in Tokyo Bay. J. Plankton Res., 11: 615-618.

NAGASAWA, S. (1991): Vertical distribution, life cycle and production of the chaetognath *Sagitta crassa* in Tokyo Bay, Japan. J. Plankton Res., 13: 1325-1338.

NAGASAWA, S. & R. MARUMO (1984a): Parasitic infection of the chaetognath *Sagitta crassa* TOKIOKA in Tokyo Bay. Bull. Plankton Soc. Japan, 31: 75-77.

NAGASAWA, S. & R. MARUMO (1984b): The zooplankton community and its abundance in Tokyo Bay. La mer, 22: 277-286.

NAGASAWA, S. & R. MARUMO (1984c): Feeding habits and copulation of the chaetognath *Sagitta crassa*. La mer, 22: 8-14.

永沢祥子・根本敬久(1985): やむしのデトリタス化. うみ, 23: 56-63.

NAGASAWA, S., U. SIMIDU & T. NEMOTO (1984): Bacterial invasion of chaetognaths under laboratory and natural conditions. J. oceanogr. Soc. Japan, 40: 327-333.

NAGASAWA, S., U. SIMIDU & T. NEMOTO (1985): Ecological aspects of deformed chaetognaths and visual observations of their periphytes. Mar. Biol., 87: 67-75.

NISHIDA, S. (1985): Taxonomy and distribution of the family Oithonidae (Copepoda, Cyclopoida) in the Pacific and Indian oceans. Bull. Ocean Res. Inst., Univ. Tokyo, 20: 1-167.

西田周平・丸茂隆三(1976): 日本近海の *Oithona* 属橈脚類の分類について. 1976 年度日本海洋学会秋季大会講演要旨集, 8-9.

NISHIDA, S. & F. D. FERRARI (1983): Redescription of *Oithona brevicornis* GIESBRECHT, and *O. aruensis* FRUCHTL, new rank, with notes on the status *O. spinulosa* LINDBERG. Bull. Plankton Soc. Japan, 30: 71-80.

NISHIDA, S., O. TANAKA & M. OMORI (1977): Cyclopoid copepods of the family Oithonidae in Suruga Bay and adjacent waters. Bull. Plankton Soc. Japan, 24: 119-158.

- 野村英明・村野正昭(1992): 東京湾における中・大型動物プランクトンの季節的消長.
うみ, 30: 49-56.
- 大富潤・清水誠・J. A. MARTINEZ VERGARA (1988): 東京湾のシャコの産卵期について.
日本水産学会誌, 54: 1929-1933.
- 岡村金太郎(1907): 木更津に現れたる赤潮について. 水産研究誌, 2: 1-5.
- OMORI, M. (1985): Vortex/semi-vortex submerged pump for collecting good samples
of zooplankton. Bull. mar. Sci., 37: 772-773.
- OMORI, M. & T. IKEDA (1984): Methods in marine zooplankton ecology. John Wiley &
sons, New York, 332 pp.
- 遠部卓(1973): 海産枝角類耐久卵の生態に関する二、三の知見. 日本プランクトン学会
報, 20: 74-77.
- 遠部卓(1974): 海産枝角類の生態に関する研究. 広島大学水畜産学部紀要, 13: 83-179.
- ONBE, T. (1977): The biology of marine cladocerans in a warm temperate water. Proc.
Symp. Warm Zool. Spl. Publ. UNESCO/NIO (Goa), 383-398.
- 遠部卓(1978): 海産枝角類の生活史. 日本プランクトン学会報, 25: 41-54.
- 越智正(1985): 問題の背景.瀬戸内海の環境(小坂淳夫編), 恒星社恒星閣, 東京,
124-127.
- 大塚一志(1972): 日平均水面の変動からみた相模灘への黒潮分枝流の流入について. 水
産海洋研究会報, 第 20 号: 1-12.
- PARANJAPE, M. A. (1980): Occurrence and significance of resting cysts in a hyaline
tintinnid, *Helicostomella subulata* (Ehre.) Jorgensen. J. exp. mar. Biol. Ecol.,
48: 23-33.
- PARANJAPE, M. A. (1990): Microzooplankton herbivory on the Grand Bank
(Newfoundland, Canada): A seasonal study. Mar. Biol., 107: 321-328.
- PARSONS, T. R. & M. TAKAHASHI (1973): Environmental control of phytoplankton cell
size. Limnol. Oceanogr., 18: 511-515.
- PEARRE, JR., S. (1973): Vertical migration and feeding in *Sagitta elegans* VERRILL.
Ecology, 54: 300-314.
- PORTER, K. G., E. B. SHERR, B. F. SHERR, M. PACE & R. W. SANDERS (1985): Protozoa
in planktonic food webs. J. Protozool., 32: 409-415.

REID, P. C. & A. W. G. JOHN (1978): Tintinnid cysts. J. mar. biol. Ass. U. K., 58: 551-557.

REVELANTE, N., M. GILMARTIN & N. SMODLAKA (1985): The effects of Po River induced eutrophication on the distribution and community structure of ciliated protozoan and micrometazoan populations in the northern Adriatic Sea. J. Plankton Res., 7: 461-471.

才野敏郎(1985): 河口・沿岸海域における栄養塩類の動態. 沿岸海洋研究ノート, 23: 88-103.

SMETACEK, V. (1981): The annual cycle of protozooplankton in the Kiel Bight. Mar. Biol., 63: 1-11.

佐野昭(1975): 有鐘纖毛虫類の分類. 海洋科学, 7: 26-33.

佐々木克之(1991): プランクトン生態系と窒素・リン循環. 沿岸海洋研究ノート, 28: 129-139.

佐々木克之・梅林脩・中田薰・松川康夫(1989): 東京湾における栄養条件とプランクトン生産の特異性に関する研究. 昭和 63 年度科学技術振興調整費（重点基礎研究）中央水産研究所報告, 53-1～53-13.

佐藤正春(1985): 赤潮等プランクトン調査. 千葉県水保研年報（昭和 58 年度）, 33-44.

佐藤正春(1986): 赤潮等プランクトン調査. 千葉県水保研年報（昭和 60 年度）, 23-31.

佐藤正春(1987): 赤潮等プランクトン調査. 千葉県水保研年報（昭和 61 年度）, 25-33.

佐藤正春・松崎淳三(1986): 赤潮等プランクトン調査. 千葉県水保研年報（昭和 59 年度）, 25-35.

佐藤正春・小川カホル(1988): 赤潮等プランクトン調査. 千葉県水保研年報（昭和 62 年度）, 25-34.

澤田好史(1991): かいあし類ノープリウス幼生の濃密分布形成機構に関する研究. 京都大学大学院博士学位論文, 62 pp.

澤田好史・坂本亘(1993): 水温・塩分の勾配がカイアシ類 *Oithona davisae* の鉛直分布に及ぼす影響—室内実験—. Bull. Plankton Soc. Japan, 39: 87-96.

SHIBATA, Y. & Y. ARUGA (1982): Variations of chlorophyll a concentration and photosynthetic activity of phytoplankton in Tokyo Bay. La mer, 20: 75-92.

清水恵助(1983): 東京湾における埋立地について. 地質学論集, 第 23 号: 141-154.

- 清水誠(1985): 東京湾の環境の変化と漁業資源の推移. 産業公害, 21: 733-745.
- 清水誠(1987): 東京湾の魚介類 (4) シャコの個体群生態. 海洋と生物, 9: 340-347.
- 下村敏正(1953): ミクロプランクトンの生産・分布及び海況と関係に関する研究. 日水研研報, 第3号: 1-167.
- SPITTLER, P. (1973): Feeding experiments with tintinnids. Oikos (Suppl.), 15: 128-132.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS (1972): A practical handbook of seawater analysis, 2nd ed. Fish. Res. Bd. Canada, 167, 310 pp.
- 須田暎次・日高孝次・川崎英男・松平康雄・水内松一・久保時夫・高畠勉(1931): 東京海湾海洋観測調査報告. 海洋時報, 3: 1-119.
- 菅原兼男・佐藤正春(1966): 東京湾の赤潮. 水産海洋研究会報, 9: 116-133.
- 菅原兼男・海老原天生・関達哉・青木那昭・宮沢公雄(1966): 東京内湾の海洋観測結果について. 水産海洋研究会報, 第9号: 2-11.
- 鈴木繁美(1979): 東京湾における有鐘纖毛虫の研究. 東京水産大学大学院修士学位論文, 74 pp.
- 高田秀重(1993): 水質. 東京湾 (小倉紀雄編), 恒星社恒星閣, 東京, 39-44.
- 高島啓次・森本敬義(1922): 東京海湾々口に於ける海洋状態と浮游生物の関係 (二). 水産研究誌, 17: 109-116.
- 竹井祥人(1992): 東京湾に出現する浮遊性纖毛虫の種組成と季節的消長. 東京水産大学学士学位論文, 24 pp.
- 武岡英隆・越智正(1985): 貧酸素水塊における酸素収支.瀬戸内海の環境 (小坂淳夫編), 恒星社恒星閣, 東京, 138-145.
- 田村静夫(1970): 東京内湾海域の水質変動と漁業生産. 海洋科学, 2: 51-59.
- 田中於菟彦(1957): 浮遊性橈脚類. 水产学集成, 東京大学出版会, 東京, 259-284.
- TANAKA, O. (1965): The pelagic copepods of the Izu region, middle Japan, systematic account XIII, Parapontellidae, Acartiidae and Tortanidae. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 12: 379-408.
- 谷口旭(1975): 動物プランクトンの生産生態. 海洋プランクトン (元田茂編), 東海大学出版会, 東京, 117-235.
- 谷口旭(1989): 微小動物プランクトンの存在. 生物海洋学 (西澤敏編), 恒星社恒星閣,

東京, 27-48.

TERADA, T., H. SEKI, & S. ICHIMURA (1974): An areal distribution of microbial biomass in Tokyo Bay at summer stagnation period. La mer, 12: 192-196.

手塚泰彦(1972): 環境汚染と生物II. 一水質汚濁と生態系一. 共立出版, 東京, 71 pp.

戸田龍樹(1986): Calanoidae科橈脚類の分類に関する諸問題. 海洋と生物, 8: 182-192.

東京府水産試験場(1937): 東京府内湾(品川湾)水産調査報告, 第一次, 207 pp.

東京都環境保全局(1987): 昭和60年度東京都内湾赤潮調査報告書, 45 pp.

東京湾研究会(1978): 東京湾を診断する. 東海区水産研究所業績C集, さかな, 第21号:

1-55.

TRANTER, D. J. & S. ABRAHAM (1971): Coexistence of species of Acartiidae (Copepoda) in the Cochin backwater, a monsoonal estuarine lagoon. Mar. Biol., 11: 222-241.

TSUDA, A. & T. NEMOTO (1988): Feeding of copepods on natural suspended particles in Tokyo Bay. J. oceanogr. Soc. Japan, 44: 217-227.

津田松苗(1964): 汚水生物学. 北隆館, 東京, 258 pp.

UCHIMA, M. (1979): Morphological observation of developmental stages in *Oithona brevicornis* (Copepoda, Cyclopoida). Bull. Plankton Soc. Japan, 26: 59-76.

UCHIMA, M. (1988): Gut content analysis of neritic copepod *Acartia omorii* and *Oithona davisae* by new method. Mar. Ecol. Prog. Ser., 48: 93-97.

UCHIMA, M. & R. HIRANO (1986a): Food of *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida) and the effect of food concentration at first feeding on the larval growth. Bull. Plankton Soc. Japan, 33: 21-28.

UCHIMA, M. & R. HIRANO (1986b): Predation and cannibalism in neritic copepods. Bull. Plankton Soc. Japan, 33: 147-149.

上田拓史(1980): 志々伎湾の動物プランクトンに関する研究—I. 1975年4月から8月までの動物プランクトンの組成と橈脚類の分布. 西海区水産研究所研究報告, 第54号: 171-194.

上田拓史(1982): 志々伎湾の動物プランクトンに関する研究—II. 1975年9月から1976年4月までの動物プランクトン群集, 特に内湾性橈脚類の分布特性について. 西海区水産研究所研究報告, 第58号: 1-22.

- 上田拓史(1986): 本邦沿岸内湾域において *Acartia clausi* として知られている橈脚類の分類学的見直しと地理的分布. 日本海洋学会誌, 42: 134-138.
- UEDA, H. (1986a): Redescription of the planktonic calanoid copepod *Acartia hudsonica* from Atlantic and Pacific waters: a new record from Japanese waters. J. oceanogr. Soc. Japan, 42: 124-133.
- UEDA, H. (1986b): Reproductive isolation between the sympatric, closely related species *Acartia omorii* and *A. hudsonica* (Copepoda: Calanoida). Bull. Plankton Soc. Japan, 33: 59-60.
- 上田拓史(1992): 内湾における浮遊性カイアシ類の量的変動に関する研究. 京都大学大学院博士学位論文, 77 pp.
- UEDA, H., A. KUWAHARA, M. TANAKA & M. AZETA (1983): Underwater observations on copepod swarms in temperate and subtropical waters. Mar. Ecol. Prog. Ser., 11: 165-171.
- 宇野木早苗・岸野元彰(1977): 東京湾の平均的海況と海水交流. Technical Report of the Physical Oceanography Laboratory, The Institute of Physical and Chemical Research, No. 1, 89 pp.
- 宇野木早苗・岡崎守良・長崎秀樹(1979): 初冬における東京湾の循環流と海況—1978年11月～12月の係留観測に基づく解析一. Technical Report of the Physical Oceanography Laboratory, The Institute of Physical and Chemical Research, No. 3: 81 pp.
- 宇野木早苗・岡崎守良・長崎秀樹(1980): 東京湾の循環流と海況. Technical Report of the Physical Oceanography Laboratory, The Institute of Physical and Chemical Research, No. 4: 262 pp.
- 浦和栄助(1987): 東京湾追浜沖における音波散乱層の出現と内湾性毛顎類 *Sagitta crassa* の日周活動について. 東京水産大学学士学位論文, 24 pp.
- UYE, S. (1982): Seasonal cycles in abundance of major holozooplankton in the innermost part of Onagawa Bay, northeast Japan. J. Fac. Appl. Biol., Hiroshima Univ., 21: 1-10.
- 上真一(1991): 小型動物プランクトンのもたらすもの. 海洋, 23: 194-198.
- UYE, S., S. KASAHARA & T. ONBE (1979): Calanoid copepod eggs in sea-bottom

muds. IV. Effects of some environmental factors on the hatching of resting eggs. Mar. Biol., 51: 151-156.

上真一・大塚攻・遠部卓(1990): 生物過程. 潮目の科学 (柳哲雄編), 恒星社厚生閣, 東京, 78-102.

VERITY, P. G. (1986): Growth rates of natural tintinnid populations in Narragansett Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser., 29: 117-126.

和波一夫(1979): 1977年にみられた東京湾の赤潮. 沿岸海洋研究ノート, 16: 112-117.

山田紀男(1971): 東京湾の潮流. 水路要報, 第91号, 85-91.

山口征矢・柴田佳明(1979): 東京湾における基礎生産の現況. 沿岸海洋研究ノート, 16: 106-111.

山口征矢・有賀祐勝(1988): 東京湾における基礎生産の変遷. 沿岸海洋研究ノート, 25: 87-95.

YAMAGUCHI, Y., H. SATOH & Y. ARUGA (1991): Seasonal changes of organic carbon and nitrogen production by phytoplankton in the estuary of river Tamagawa. Mar. Poll. Bull., 23: 723-725.

山下弘文(1989): だれが干潟を守ったか. 農山漁村文化協会, 東京, 260 pp.

YAMAZI, I. (1955): Plankton investigation in inlet water along the coast of Japan XVI. The plankton of Tokyo Bay in relation to the water movement. Publ. Seto mar. biol. Lab., 4: 285-309.

山路勇(1973a): 東京湾のプランクトンと汚濁. 東京湾汚濁調査委員会報告書, 建設省関東地方建設局企画部, 173-208.

山路勇(1973b): 東京湾のプランクトン. 沿岸海洋研究ノート, 10: 105-109.

柳哲雄(1989): シンポジウム「貧酸素水塊」のまとめ. 沿岸海洋研究ノート, 26: 141-145.

YANGI, T. & T. SANUKI (1991): Variation in the thermohaline front at the mouth of Tokyo Bay. J. oceanogr. Soc. Japan, 47: 105-110.

YANAGI, T., H. TAMARU, T. ISHIMARU & T. SAINO (1989): Intermittent outflow of high-turbidity bottom water from Tokyo Bay in summer. La mer, 27: 34-40.

吉村広三(1971): 東京湾表面水の化学的生物学的調査 (1). 海と空, 47: 19-27.

吉村広三・鷺猛・佐野昭(1972): 東京湾表面水の化学的生物学的調査 (2). 海と空, 48:

11-18.

魚京善(YU, J. -S.) (1992): 東京湾における栄養塩の循環と収支に関する研究. 東京水産

大学大学院修士学位論文, 24 pp.