

珪藻群集を生物指標とする陸水汚濁の定量的環境評価法の研究

Studies on the quantitative water quality estimation on fresh water pollution using diatom communities as the biological indicator

| | | |
|-------|---|-------|
| 代表研究者 | 奈良女子大学理学部教授 Prof., Faculty of Sci., Nara Women's Univ. Toshiharu WATANABE | 渡辺仁治 |
| 協同研究者 | 日本珪藻学会長 President, Japanese Society of Diatomology Ken-ichiro NEGORO | 根来健一郎 |
| | 東京女子体育大学教授 Prof., Tokyo Women's College of Physical Education Hiroshi FUKUSHIMA | 福島博 |
| | 東京学芸大学教授 Prof., Dept. of Biol., Tokyo Gakugei Univ. Hiromu KOBAYASHI | 小林弘 |
| | 大阪医科大学講師 Lecture, Osaka Medical Colledge. Kazumi ASAI | 浅井一視 |
| | 近畿大学教養部講師 Lecture, Dept. of General Education, Kinki Univ. Toshikazu Goro | 後藤敏一 |
| | 日本歯科大学講師 Lecture, Nippon Dental Univ. Tamotsu NAGUMO | 南雲保 |
| | 横浜市立大学文理学部助手 Assist., Yokohama City Univ. Tsuyako KOBAYASHI | 小林艶子 |
| | 東京学芸大学研究生 Researcher, Dept. of Biol., Tokyo Gakugei Univ. Shigeki MAYAMA | 真山茂樹 |
| | 奈良女子大学理学部助手 Assist., Faculty of Sci., Nara Women's Univ. Akiko HOUKI | 伯耆晶子 |

Some indices with equations for numerical estimation to organic water pollution using the biological indicators have been developed e.g. H. Knopp (1955), R. Pantle u. H. Buck (1955), M. Zelinka u. P. Marvan (1961) J. P. Descy (1979) and H. Lange-Bertalot (1979); although a severe criticism "accurate only in show" has been given to some methods. It is an important cautionary sign, since this criticism is caused by the fact that the index and formula do not necessarily take any ecological significance.

Watanabe, T. (1981) has developed a new index e.g. Diatom Community Index from an ecological view point in conformity to the criticism. However, as the study progressed, the method of ecological classification of diatom taxa and nomenclatures of the groups and index have changed. In recent years, a new index, Diatom Assemblage index to organic water pollution

(DAI_{po}), developed by us. It will be able to provide more accurate and more useful informations to concerning organic water pollution of rivers and lakes.

At the start of this study, the ecological characteristics of diatom taxa have been investigated concentrating on the correlation between the relative abundance of each diatom taxa and BOD value at each sampling station. However, the BOD values are merely instantaneous values at the time of sampling and are not always constant in Japan. So the value of BOD provides a general measure to estimate the degree of water pollution, however, even if it was an average of repeated measured values, it does not always serve as the representative value of the water quality in that station. Therefore, we are investigating the appropriate classification of diatom adaptabilities to organic water pollution from the following biological view point.

It can be considered that the taxa occurred frequently accompanied with one another, react similarly to water quality where they occur.

From this view point, cluster analysis has been undertaken on 454 diatom taxa (j) occurred in 533 sampling stations (i), using the following equations.

Based on the cluster analysis, all diatom taxa occurred were allocated to the next three groups, e.g. Saprophilous species, Eurysaprobic species and Saproxenos species.

Diatom Assemblage Index to organic water pollution (DAI_{po}) can be calculated by the following equation (Watanabe, T.; 1981, Sumita, T. and T. Watanabe; 1983) (Fig. 5).

$$DAI_{po} = 100 - \frac{\sum_{i=1}^m R_i S_i}{\sum_{i=1}^m R_i} - 1/2 \frac{\sum_{i=1}^n R_i E_i}{\sum_{i=1}^n R_i}$$

DAI_{po}: diatom assemblage index to organic water pollution, the maximum rating is 100.

$\sum_{i=1}^m R_i S_i$: sum of relative abundances (%) of saprophilous taxa from 1 to m at the sampling station.

$\sum_{i=1}^n R_i E_i$: sum of relative abundances (%) of eurysaprobic taxa from 1 to n at the sampling station.

The relative abundance of the three components in diatom assemblages increase or decrease systematically accompanied by the change of DAI_{po} values. Therefore, it will be said that the DAI_{po} value is an index numerized the regularity founded in the variations of the three components in diatom assemblage.

The ecological significance of DAI_{po} value was examined by using the pollution spectrum represented by the rise and fall of dominant diatom species in the course of variation of DAI_{po}, and relation between Shanonn's diversity index and DAI_{po} value.

From the correlation of DAI_{po} value with EC, BOD, T-N and T-P, it is suggested that linear increase of DAI_{po} is equivalent to increase in a geometric ratio of chemical analysis value.

The numerical water quality map for the surveyed river was made by using DAI_{po} value in each sampling station. The map not only shows clearly the present condition of the river pollution, but also may indicates preventive methods against the river pollution.

River pollution Index (RPI_b) was obtained using the numerical water quality map to compare together the pollution degrees of river systems with different lengths.

Applicabilities of other biological indicators which have developed by some researchers were investigated by Fukushima, H. and T. Kobayashi. The results may be summarized as follows:

1. Shanonn's diversity index value becomes minimum at the middle of August with high water temperature, at that time, *Homocothrix janthina* commonly occurs as dominant species in attached algal communities.

2. There is a near connection between indices to the degree of water pollution and water temperature. It seems to be explained by the activity variation of bacteria participates in decomposition of organic matters in water.

The study on diatom communities in non-polluted rivers seems to provide powerful supporting factors to investigate the indicator organisms to polluted water. Negoro, K. and T. Gotoh studied the physical background which cause the difference in specific compositions of diatom communities, in the Rivers Ukawa, Yura-gawa, Kino-kawa, Yoshino-gawa and Shingu-gawa.

There are many diatom taxa of which taxonomical identification is very difficult, among diatom taxa occurred in organic polluted water. Kobayashi, H., S. Mayama and T. Nagumo investigated the important indicator taxa from taxonomical and ecological view points by using SEM.

はじめに

生物学的水質判定法が、内外において広く用いられるようになってからの歴史は古いが、その結果は往々にして物理化学的水質測定値の補助値、あるいは独立の評価値として扱われてきた。

生物学的水質判定は複合的・相乗的にからみあい、しかも動的な環境要因を累積的に総合評価するのに対して、物理化学的測定値は環境の時系列的変動の一断面を数量的に分析する。いいかえれば、前者は水質要因の解析よりも総合的評価に有効であるのに対して、後者は総合評価よりもむしろ水質要因の数量的解析に有効である。そして両者の長所はお互いに短所を補い、しかも両者間には因果関係が成立するはずである。しかし、生物学的水質判定の結果が適当に数量化されない限り、両者の因果関係を検討することは不可能に近い。

水質の生物学的数量評価法は、幾つかの異なった視点から既に内外の多くの研究者によって提案されてきた。それらの詳細については渡辺・浅井・伯耆 (1986a) が紹介している。しかし指標生物を用いての数量評価法は、渡辺 (1981)、渡辺ほか (1983)、渡辺・浅井・伯耆 (1986a, b) が指摘しているように、生態学的に必ずしも納得のいく方法とはいえない現状である。

我々は珪藻群集を有機水質汚濁に対する指標とし、数理生態学的に妥当な汚濁度の数量評価法の開発に努め、ようやく完成することができた。

この方法を開発するに当たって、珪藻群集を指標とする理由、サンプリングの条件設定の必要性とその方法については既に述べてきた (渡辺 1981, 渡辺・浅井・伯耆 (1986a, b))。また、種の同定にかかわる形態学的研究も、種が保有する生態学的情報の解析と伝承にとって重要な意味をもっている。これらはいずれも、この数量的モニタリング法を生態学的に妥当ならしめるための不可欠の課題であった。

本報ではこの数量評価法を解説し、併せて評価法のもつ生態学的意義を考察したものである。また、本研究にかかわる種の種類学的研究、ならびに平行して進められてきた数量評価法についても

その概略を付記した。

方 法

1 サンプリング

生物試料は、1981年5月から1985年7月までの春と夏に、近畿、北陸、九州、関東の65河川、533地点から下記の条件統一のもとに採集した。

a. 水深およそ 30 cm 以浅、流速約 $30 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ の瀬で採集する。

b. 石礫の上面が平滑で、その面が水面とほぼ平行な石礫を選び、上面に付着する群集のみを採集する。

c. 遷移過程の成熟期と考えられる、現存量の大きい群集を選択採集する。

d. 上記条件に該当するサンプルを5試料以上混ぜ合わせてその地点の試料とする。

2 サンプルの処理と細胞数の計測

試料はすべて硫酸と過マンガン酸カリウムなどによって酸処理後水洗し、Caedax を用いて永久プレパラートを作製した。種の同定に当たっては、ノーマルスキー光顕による2000倍の顕微鏡写真をとり、Hustedt, F. (1930, 1930~1966); Cleve, E. A. (1951~1955); Patrick, R. and C. W. Reimer (1966, 1975); Kobayashi, H. and S. Mayama (1982); Lange-Bertalot, H. (1978); Lange-Bertalot, H. and K. Bonik (1976); Lange-Bertalot, H. and R. Simonsen (1978); Lange-Bertalot, H. and U. Rumric (1981); 福島・木村・小林 (1973); 渡辺・藤平・角谷 (1982) を主な参考文献として写真判定を行なった。小形種については走査電顕写真をも参考にして同定を行なった。

各試料ともに taxon ごとに細胞数を数えて、合計が500細胞以上になるまで計算を行い、各 taxon ごとに珪藻群集内の相対頻度を求めた。

3 汚濁への適応能の決定

渡辺 (1981); 渡辺・藤平・角谷 (1982a); 渡辺ほか (1983) らは、先述の条件設定のもとに採集された試料により、各採集地点に出現した taxon の相対頻度と BOD 値 (年4~12回の測定値の平均) との相関を検討し、出現した珪藻を耐

汚濁性種、広適応性種、非耐汚濁性種に類別した。そして、珪藻群集中におけるこれら3類別群の構成比が、汚濁の進行に伴って規則的に変化する傾向のあることを見いだした。しかしBOD値は水質の瞬間値である限り、それがたとえ平均値であるにせよ、値がしばしば変動する水域では、汚濁度のおおよその目安とはなっても、その地点の汚濁度の代表値とは必ずしもなりえない。したがって、BODを尺度とした上記3群の類別は、十分に妥当な類別とはいえなかった。

そこで我々は化学分析値に頼らず、生物学的視点にたつて、数理的手法による生態学的類別を試み、その結果に基づいて群集構成に見られた規則的変化の規則性を検討した。

その方法を以下に記す。

ある調査地点(i)に出現する m 種の珪藻(j)の相対頻度(R_j)の和を次式で示す。

$$\sum_{j=1}^m R_j(i, j) = 1$$

次に各珪藻種の汚濁指数(D)の範囲を次のように規定する。

$$0 \leq D \leq 100$$

まず、汚濁した地点には例外なく出現して、優占度が他を圧して大きい *Nitzschia palea* を好汚濁性種の代表種とみなし、その D 値を0とした。一方、清水域に常に出現して優占度も大きい、汚濁水域には決して出現しない *Cymbella minuta* を、嫌汚濁性種の代表種とし、 D 値を100とした。その他の種はどちらのグループに属するかが判別できないものと仮定して、それらの D 値をすべて50とし、これらを以後の計算の初期値とした。

仮定した三つの D 値を用いて、各調査地点(i)の汚濁指数(SI)は次式(1)で求めることができる。

$$SI(i) = \sum_{j=1}^m \{R_j(i, j) \times D(j)\} \quad (1)$$

当然のことながら、*Nitzschia palea* の相対頻度の大きい地点の SI 値は低く、*Cymbella minuta* の多い地点の SI 値は高い。しかしこの SI 値は2種の珪藻のみを指標としているので、信頼度は低く暫定的な値でしかない。

次に、式(1)で求められた全調査地点の SI 値

を用いて、初期値として0, 50, 100の値を与えた各珪藻種の D 値を、0から100まで順次大きくなる指数へ求めなおすことができる。 D 値が50と仮定されたある種が、 SI 値の低い地点に多く出現するものであれば、その種の D 値は小さくなり、 SI 値の高い地点によく出現する種の D 値は大きくなる。すなわち、*Nitzschia palea* とよく随伴して出現する種の D 値は小さく、*Cymbella minuta* とよく随伴する種の D 値は大きくなる。これら2種と随伴して出現しない種、あるいは、どちらとも同じ程度に随伴して出現する種の D 値は共に50近い値となる。

以上のことを考慮して、各珪藻 taxon の D 値を求める式を式(2)のように設定した。

$$D(j) = \frac{\sum_{i=1}^n \{SI(i) \times R_j(i, j)\}}{\sum_{i=1}^n R_j(i, j)} \quad (2)$$

式(2)で計算に用いた SI 値は、先に述べたように暫定値であるので、式(2)でえられた $D(j)$ 値を用いて再度 SI 値を求めなおすことができる。しかし、式(1)、(2)をフィードバックさせながら繰り返して計算していくと、 $D(j)$ 、 SI 値共に50に近づき指標値とはなりえない。そこで、式(1)に下記の考えを導入して、別の SI 値を求めた。

(a) 全調査地点中、汚濁された地点の観測例が多ければ、 $D(j)$ 、 SI 値共に小さいものが多くなり、逆の場合は大きい値のものが多くなる。そこで全調査地点の SI の平均値(M)を用いることにより、両者の値が一方へ寄ることをできる限り避けた。

(b) 次の式(3)、(4)、(5)によって、平均値(M)からの差に重みをつけた。

$$M = \frac{\sum_{i=1}^n SI(i)}{n} \quad (3)$$

n : 全調査地点数

$D(j) \geq M$ のとき

$$X(j) = 50 + \frac{50}{\sqrt{100-M}} \times \sqrt{D(j)-M} \quad (4)$$

$D(j) < M$ のとき

$$X(j) = 50 - \frac{50}{\sqrt{M}} \times \sqrt{M-D(j)} \quad (5)$$

$X(j)$: 珪藻種の新汚濁指数

式(4)または(5)によって $X(j)$ を求めて式に代入し、これを次式(6)とした。

$$SI(i) = \sum_{j=1}^m \{R_j(i, j) \times X(j)\} \quad (6)$$

各地点の $SI(i)$ 値と各 taxon の D 値が収束するまで、式 (2)～式 (6) の計算を繰り返して、それぞれの最終値を求めた。各地点の汚濁指数 $SI(i)$ をこのようにして求めることはできるが、これは参考値として残したまま、あえて記述を進めた。その理由は後述する。一方、各珪藻種の汚濁指数 $X(j)$ が求まり、各珪藻 taxon は、その値の小さいものから大きいものへの順、すなわち、汚濁水域を好む種から嫌う種までの順に並べることが可能となった。この順序に照らしあわせてそれぞれの種の随伴種を検討すると、 $X(j)$ の小さい好汚濁性種は、当然のことながら互いに随伴して出現することが多いが、 $X(j)$ が 50 に近い種とも共存していることが認められた。また逆に $X(j)$ が大きい種についても同様のことが認められ、河川産珪藻は、このような群分析の結果からも三つのグループに大別しうることが示唆された。

本研究を通じて出現した 454 taxa の珪藻が、それぞれどのグループに属するかが決まれば、渡辺ほか (1983) が既に提案した式によって、各地点の汚濁度 DA_{Ipo} (Diatom Assemblage Index to organic water pollution) を求めることができる。

ここに、汚濁度の数値的評価値として、 SI と DA_{Ipo} との両者が利用可能のように見えよう。しかし、 SI 値を求める場合、生態学的には、2種の珪藻の情報と、両種への随伴性を中心にした群分析という、少ない情報を基盤とした計算を行ってきた。また数理的な扱いにおいても、珪藻の汚濁指数を求めるに当たって、式 (3)～(5) の便宜的な操作を施した。したがって、 SI は珪藻種の汚濁嗜好性への順序を示す値として利用はできても、数値自体に生態学的意義は認めにくい。よって、このような $X(j)$ を組み入れた式からえられた SI 値は、それを参考値とはしても、評価値することは避けたい。

一方、DA_{Ipo} の式を利用するためには、三つのグループの類別をどうするかの問題が残っている。この類別に当たって次の 3 規準を設定した。

(1) 汚濁の変化に伴う珪藻群集組成の規則的

変化を、より明確にすることの可能性を、グループの類別と関連させて検討する。

(2) 好汚濁性種 (Saprophilous species) と嫌汚濁性種 (Saproxenous species) とに属する種が、同時に出現する地点数を最少にする。

(3) DA_{Ipo} と SI 値との相関が大きく、両者の平均値ができるだけ等しくなるようにする。

以上の規準をすべて満足しうる区分点を $X(j)$ に基づく序列の中に求めて、3 グループの類別を行った。その結果、

好汚濁性種 (Saprophilous species) 33 taxa
 広適応性種 (Euryasaprobic species) 241 taxa
 嫌汚濁性種 (Saproxenous species) 180 taxa
 が決定された。この結果は、BOD を汚濁の尺度として第 1 次の類別を行ない、それを群分析によって修正した結果 (渡辺ほか 1984) と比べると、好汚濁性種、嫌汚濁性種から広適応性種への属性変更が一部にあり、結果的に広適応性種の taxa が増加した。

Figs. 1～3 は、3 生態群に属する代表種の、群集中の相対頻度 (優占度) と DA_{Ipo} との相関を図示したものである。

4 DA_{Ipo}

珪藻群集を指標とする有機汚濁指数 DA_{Ipo} は、次式によって求めることができる。この式は渡辺 (1981) の Diatom Community Index—DCI, Sumita, M. & T. Watanabe (1983) の New Diatom Community Index—NDCI を求める式と同等であるが、珪藻を 3 生態群に類別する基本原則が異なる。

$$DA_{Ipo} = 100 - \frac{\sum_{i=1}^m R_i S_i - 1/2 \sum_{j=1}^n R_j E_j}{\sum_{i=1}^m R_i S_i + \sum_{j=1}^n R_j E_j}$$

$\sum_{i=1}^m R_i S_i$: その地点に出現した m 種の好汚濁性種 (S_i) の珪藻群集中における相対頻度 (R_i) の和
 $\sum_{j=1}^n R_j E_j$: その地点に出現した n 種の広適応性種 (E_j) の珪藻群集中における相対頻度 (R_j) の和

5 水質の物理化学的分析

試料の採集地点は、河川ごとに環境規準点、補助地点など定時に水質観測が義務づけられている地点を含めて設定されている。物理化学的分析値

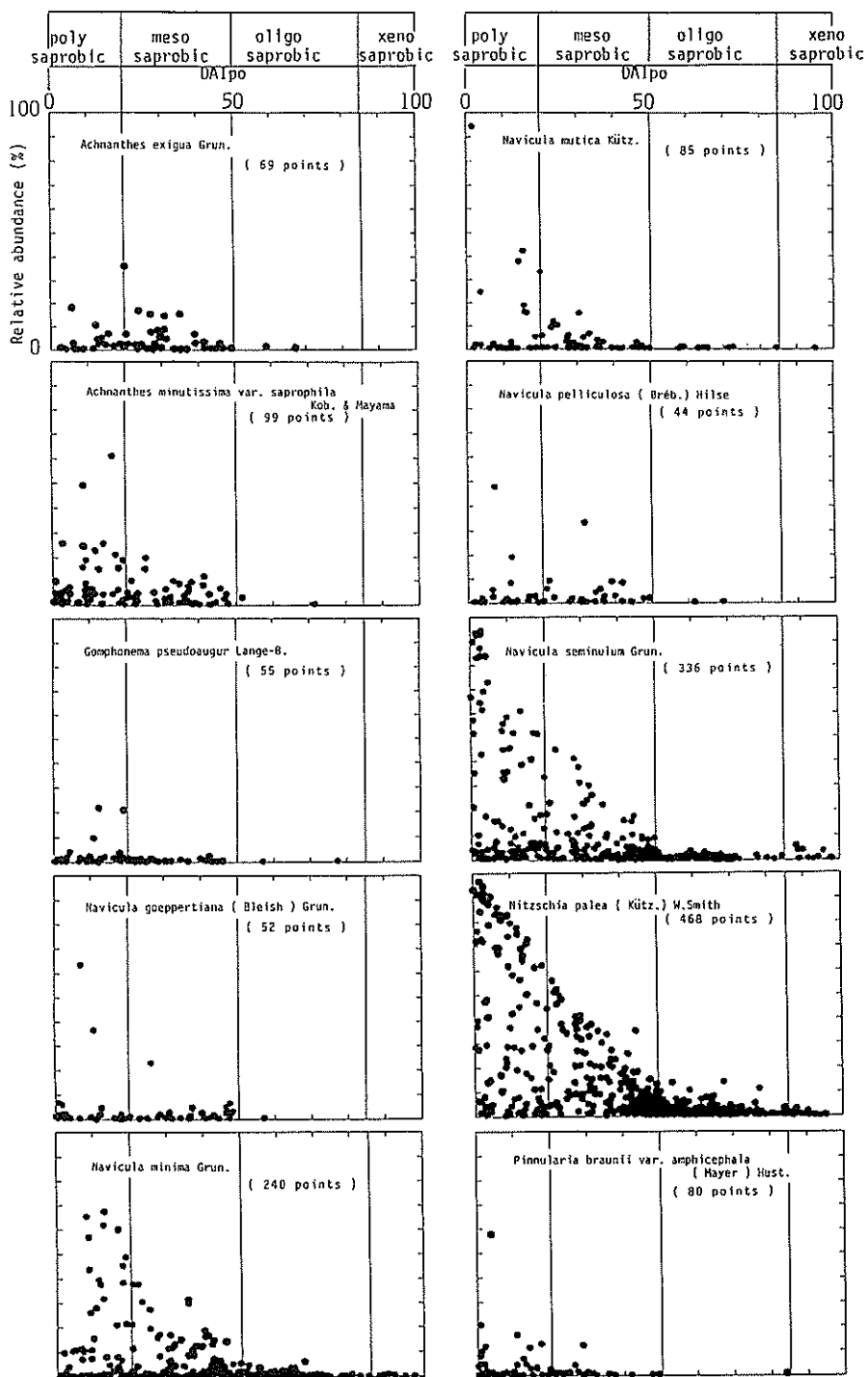


Fig. 1. The relation between DAIPo value and relative abundance of saprophilous taxa.
 DAIPo: diatom assemblage index to organic water pollution
 (): number of sampling points where the taxon occurred

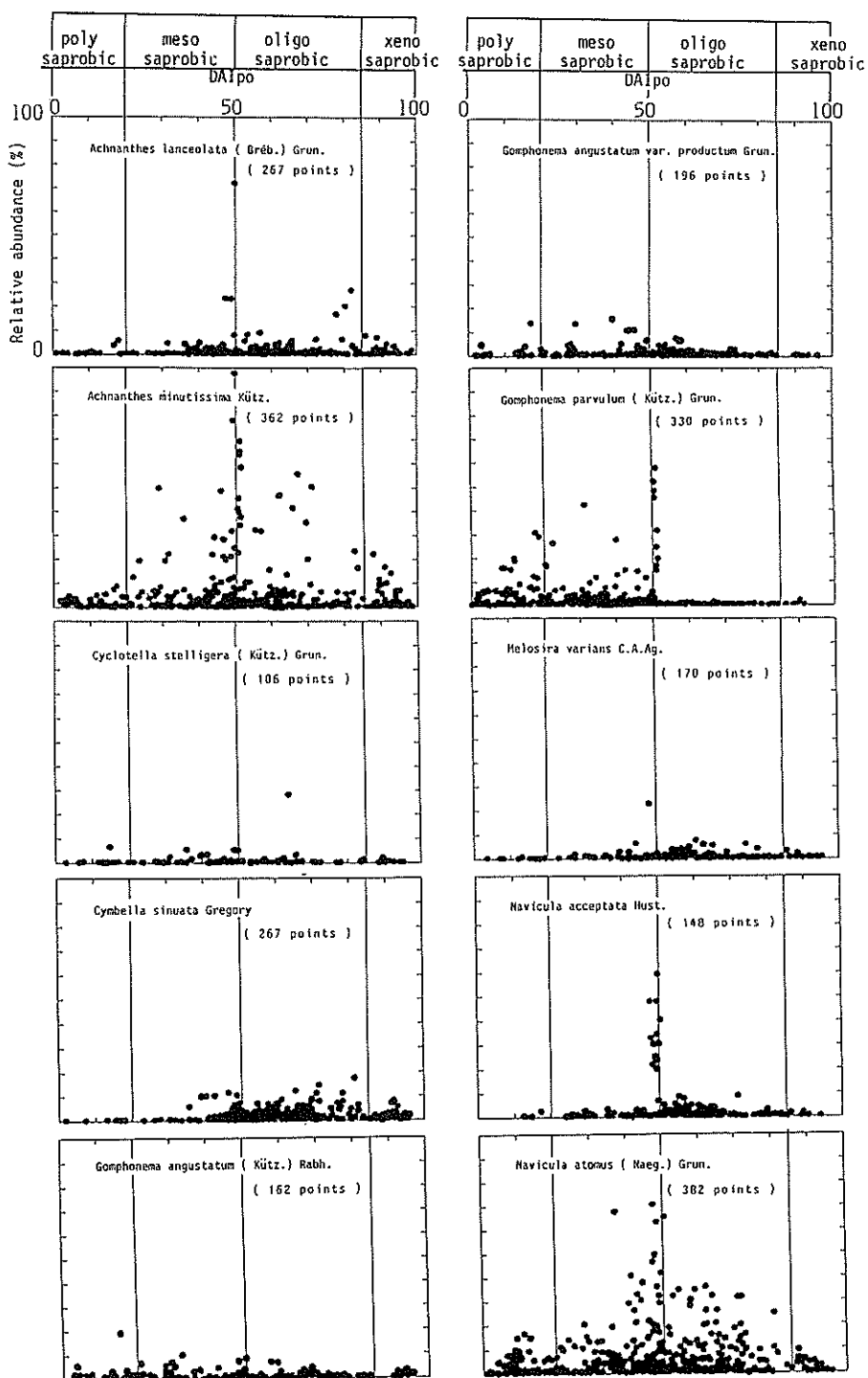


Fig. 2. The relation between DALpo value and relative abundance of eury saprobic taxa.
 DALpo: diatom assemblage index to organic water pollution
 () : number of sampling points where the taxon occurred

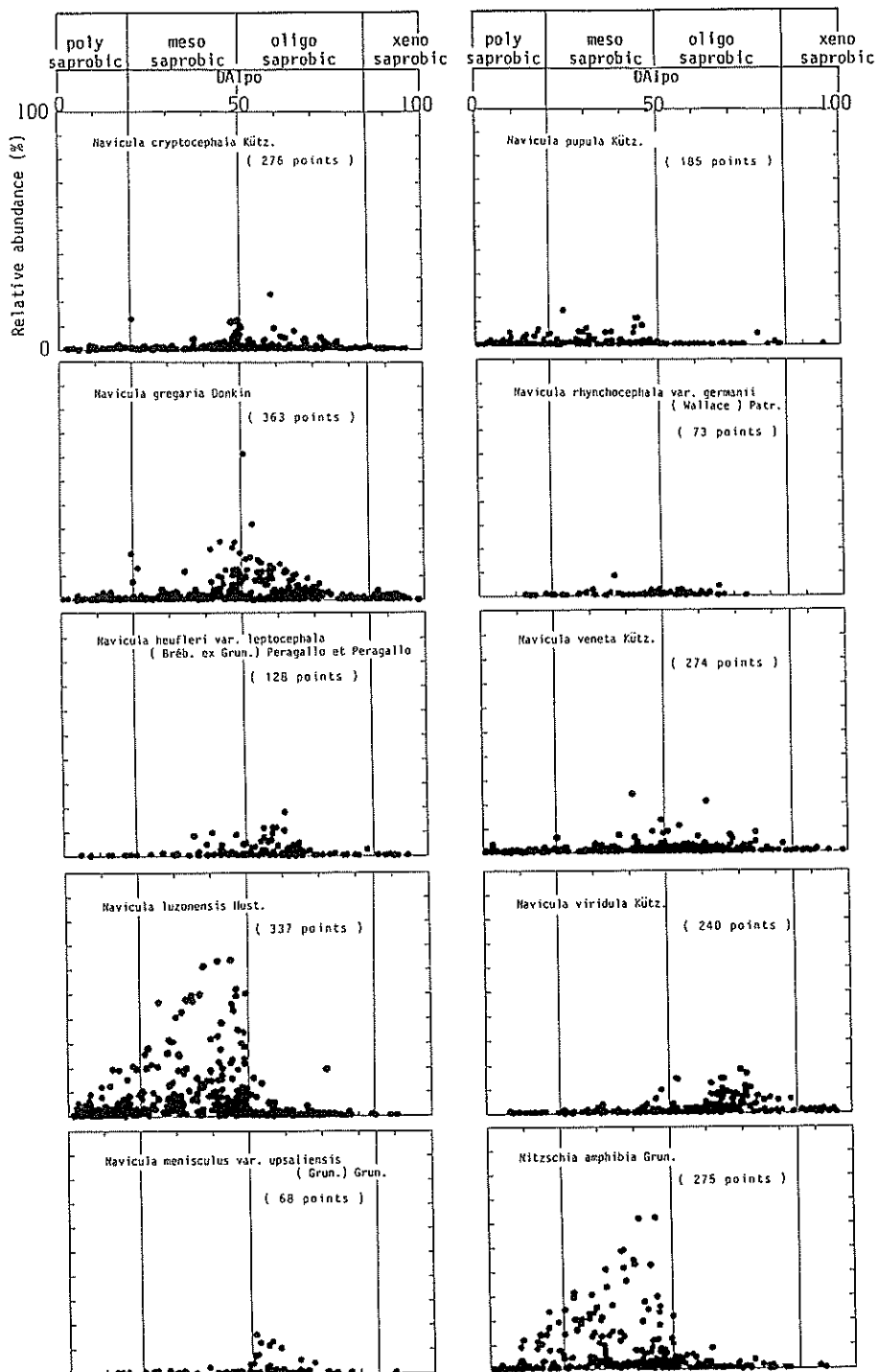


Fig. 2. (continued)

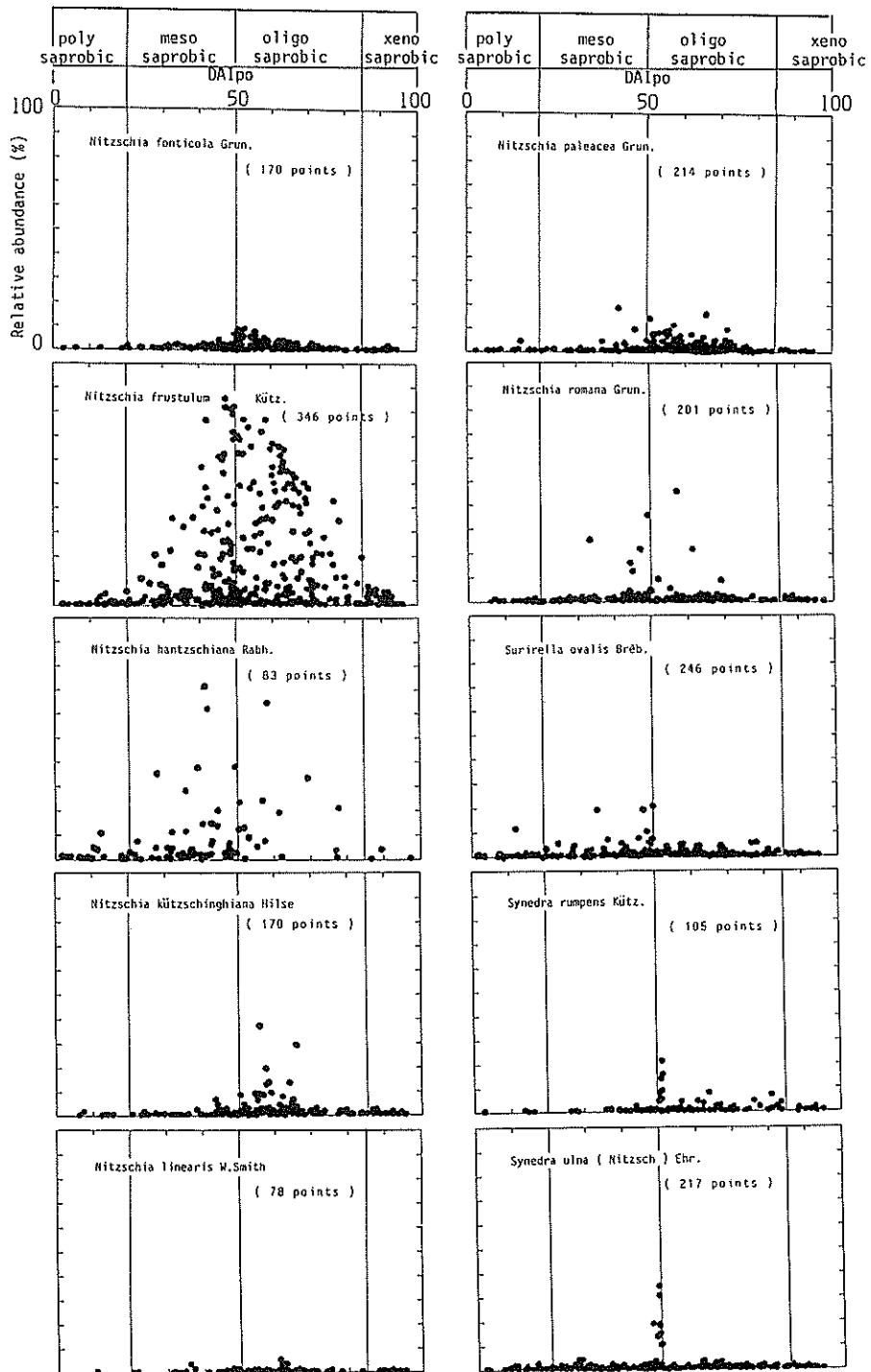


Fig. 2. (continued)

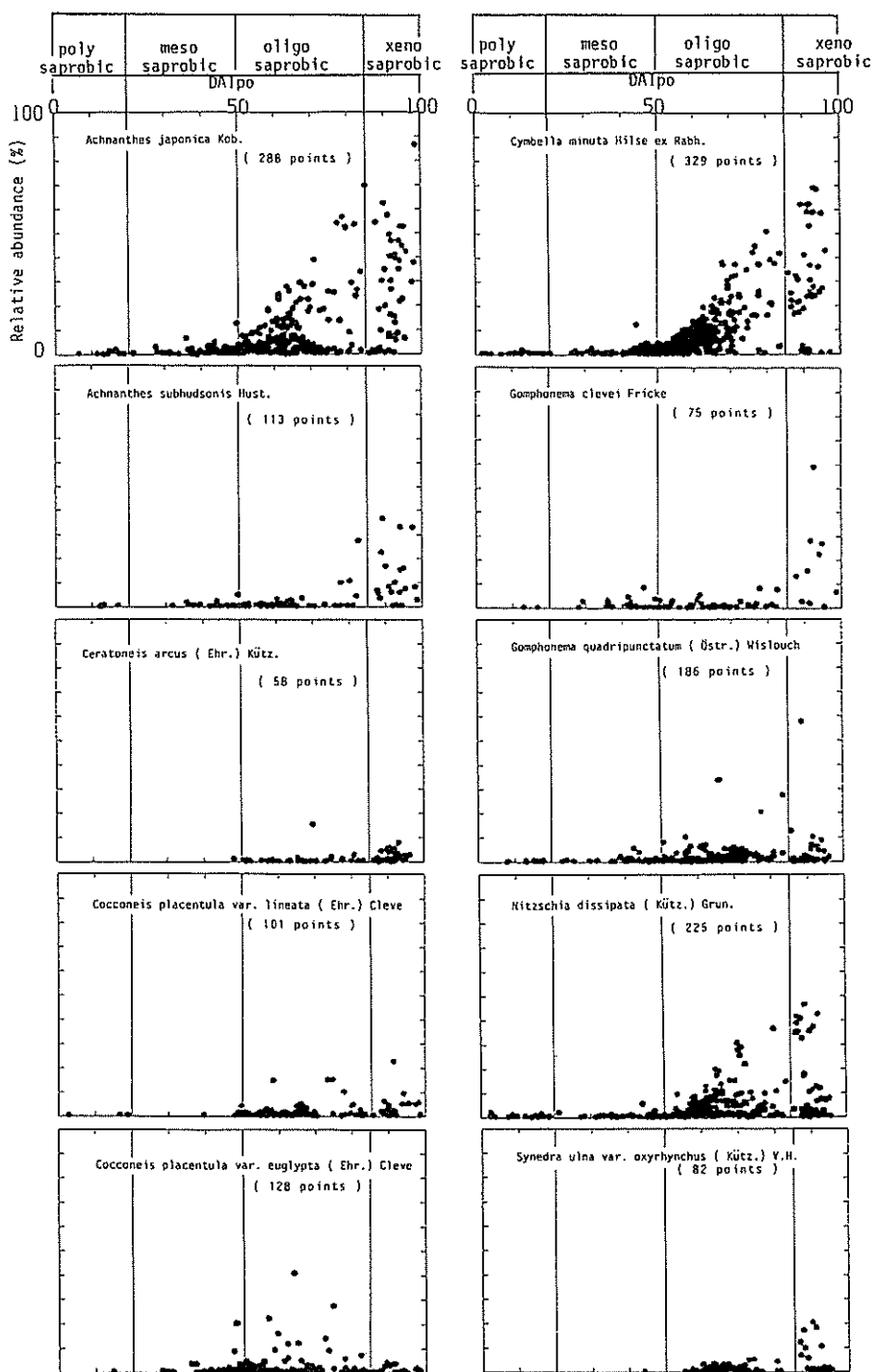


Fig. 3. The relation between DAIPo value and relative abundance of saproxenous taxa.
 DAIPo: diatom assemblage index to organic water pollution
 (): number of sampling points where the taxon occurred

Table 1. List of the saprophilous species and their pollution index.

| | | |
|-------|--|---------|
| 1. | <i>Achnanthes exigua</i> Grun. | (27.7) |
| 2. | <i>Ach. minutissima</i> Kütz. var. <i>saprophila</i> Kob. & Mayama | (19.9) |
| 3. | <i>Amphora submontana</i> Hust. | (27.0) |
| 4. | <i>Cyclotella crytica</i> Reimann, Lewin & Guillard | (25.8) |
| 5. | <i>Fragilaria pseudogailonii</i> Kob. & Idei | (23.3) |
| 6. | <i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-B. | (18.6) |
| 7. | <i>Melosira ambigua</i> (Grun.) O. Müll. | (28.6) |
| 8. | <i>Navicula cloacina</i> Lange-B. | (—) |
| 9. | <i>Nav. confervacea</i> Kütz. | (15.9) |
| 10. | <i>Nav. cuspidata</i> (Kütz.) var. <i>cuspidata</i> | (26.3) |
| 11. | <i>Nav. excelsa</i> Krasske | (21.9) |
| 12. | <i>Nav. goeppertiana</i> (Bleish) Grun. | (24.4) |
| (Syn. | <i>Nav. mutica</i> f. <i>goeppertiana</i> (Bleish) Grun. | |
| 13. | <i>Nav. gysingensis</i> Foged var. <i>gysingensis</i> | (22.2) |
| 14. | <i>Nav. minima</i> Grun. | (28.9) |
| 15. | <i>Nav. mutica</i> Kütz. | (22.7) |
| 16. | <i>Nav. mutica</i> var. <i>stigma</i> patr. | (14.9) |
| 17. | <i>Nav. mutica</i> f. <i>undulata</i> (Hilse) Grun. | (40.6)* |
| 18. | <i>Nav. pelliculosa</i> (Bréb.) Hilse | (24.1) |
| 19. | <i>Nav. permilis</i> Hust. | (24.1) |
| 20. | <i>Nav. saprophila</i> Lange-B & Bonik | (24.1) |
| 21. | <i>Nav. semihuloides</i> Hust. | (21.8) |
| 22. | <i>Nav. seminulum</i> Grun. | (21.8) |
| 23. | <i>Nav. seminulum</i> var. <i>hustedtii</i> Patr. | (21.8) |
| 24. | <i>Nav. seminulum</i> var. <i>radiosa</i> Hust. | (51.2)* |
| 25. | <i>Nav. subatomoides</i> Hust. | (25.9) |
| 26. | <i>Nav. subseminulum</i> Hust. | (21.8) |
| 27. | <i>Nav. terminata</i> Hust. | (68.1)* |
| (Syn. | <i>Nav. mutica</i> var. <i>tropica</i> Hust.) | |
| 28. | <i>Nitzschia heusteriana</i> Grun. | (21.4) |
| 29. | <i>Nit. palea</i> (Kütz.) W. Smith | (26.7) |
| 30. | <i>Nit. palea</i> var. <i>debilis</i> (Kütz.) Grun. | (17.0) |
| 31. | <i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cleve var. <i>amphicephala</i> (Mayer) Hust. | (17.3) |
| 32. | <i>Pin. gibba</i> Ehr. var. <i>sancta</i> (Grun.) Meist. | (25.6) |
| 33. | <i>Pin. microstauron</i> (Ehr.) Cleve | (21.3) |

(): X_j (pollution index in each taxon).

*: The pollution index values of other taxa belongs to this species are low, and the frequency of occurrence in this taxon is very few.

は、国、各府県の指定機関が測定した値をとり、採集時からさか上って1年間の4~12回の測定値の平均を生物試料に対応する分析値とみなした。なお電気伝導度(EC)は、生物試料採集時に測定した値の20℃換算値である。生物試料を採集した533他点のうち、水質分析値がえられたのは

395地点であった。なお水質分析は下記の方法によった。

BOD: BOD₅

COD: 過マンガン酸カリ酸カリ酸性法

T-N: ケールダール法

T-P: モリブデン酸アンモニウム法

Table 2. List of the euryaprobian species and their pollution index.

| | | |
|-----|---|----------|
| 1. | <i>Achmanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun. | (39.3) |
| 2. | <i>Ach. hungarica</i> (Grun.) Grun. var. <i>hungarica</i> | (36.7) |
| 3. | <i>Ach. hauckiana</i> Grun. var. <i>hauckiana</i> | (72.1) |
| 4. | <i>Ach. inflata</i> (Kütz.) Grun. | (50.3) |
| 5. | <i>Ach. lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>lanceolata</i> | (70.9) |
| 6. | <i>Ach. lanceolata</i> var. <i>dubia</i> Grun. | (75.7) |
| 7. | <i>Ach. lanceolata</i> var. <i>elliptica</i> Cleve | (85.2)* |
| 8. | <i>Ach. lanceolata</i> var. <i>omissa</i> Reim. | (71.7) |
| 9. | <i>Ach. lanceolata</i> var. <i>rostrata</i> Hust. | (68.3) |
| 10. | <i>Ach. linearis</i> W. Sm. var. <i>jackii</i> (Rabenh.) Grun. | (73.0) |
| 11. | <i>Ach. minutissima</i> Kütz. | (61.2) |
| | (Syn. <i>Achmanthes lineariformis</i> Kob. | |
| | <i>Ach. linearis</i> W.Sm. | |
| | <i>Ach. linearis</i> f. <i>curta</i> H. L. Sm. | |
| | <i>Ach. microcephala</i> Kütz.) | |
| 12. | <i>Amphora acutiuscula</i> Kütz. | (25.6) |
| 13. | <i>Amp. montana</i> Krasske | (43.2) |
| 14. | <i>Amp. ovalis</i> Kütz. var. <i>ovalis</i> | (76.5) |
| 15. | <i>Amp. ovalis</i> var. <i>affinis</i> (Kütz.) V. H. | (50.3) |
| 16. | <i>Amp. ovalis</i> var. <i>pediculus</i> Kütz. | (62.3) |
| 17. | <i>Asterionella gracillima</i> (Hantzsch) Heiberg | (67.2) |
| 18. | <i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin | (59.8) |
| 19. | <i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Mereschkowsky | (62.2) |
| 20. | <i>Cal. bacillum</i> f. <i>constricta</i> Mayer | (57.3) |
| 21. | <i>Cal. bacillum</i> var. <i>subcuneata</i> Mayer | (19.5)** |
| 22. | <i>Cal. clevei</i> (Lagst.) Cleve var. <i>attenuata</i> Manguin | (34.1) |
| 23. | <i>Cocconeis pediculus</i> Ehr. | (50.2) |
| 24. | <i>Coc. placentula</i> Ehr. | (45.3) |
| 25. | <i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun. | (59.8) |
| 26. | <i>Cyclotella atomus</i> Hust. | (30.1) |
| 27. | <i>Cyc. comta</i> (Ehr.) Kütz. | (55.2) |
| 28. | <i>Cyc. glomerata</i> Bachmann | (45.3) |
| 29. | <i>Cyc. Kützingiana</i> Thwaites | (32.9) |
| 30. | <i>Cyc. meneghiniana</i> Kütz. | (32.4) |
| 31. | <i>Cyc. pantanelliana</i> (Pantanelli) Castracane | (43.3) |
| 32. | <i>Cyc. pseudostelligera</i> Hust. | (36.2) |
| 33. | <i>Cyc. stelligera</i> Cleve & Grun. | (60.1) |
| 34. | <i>Cyc. stelligera</i> var. <i>tenuis</i> Hust. | (32.3) |
| 35. | <i>Cyc. striata</i> (Kütz.) Grun. | (49.6) |
| 36. | <i>Cymbella affinis</i> Kütz. | (46.5) |
| 37. | <i>Cym. microcephala</i> Grun. | (49.8) |
| 38. | <i>Cym. sinuata</i> Gregory | (73.3) |
| 39. | <i>Cym. tumida</i> (Bréb.) V.H. | (70.8) |
| 40. | <i>Cym. tumida</i> var. <i>gracilis</i> Hust. | (64.0) |
| 41. | <i>Cym. turgidula</i> Grun. | (64.4) |
| 42. | <i>Cym. turgidula</i> var. <i>nipponica</i> Skv. | (72.5) |

| | | |
|-----|--|----------|
| 43. | <i>Diatoma vulgare</i> Bory var. <i>vulgare</i> | (68.2) |
| 44. | <i>Dia. vulgare</i> var. <i>brevis</i> Grun. | (78.2)* |
| 45. | <i>Dia. vulgare</i> var. <i>productum</i> Grun. | (64.0) |
| 46. | <i>Fragilaria brevistriata</i> Grun. var. <i>brevistriata</i> | (45.3) |
| 47. | <i>Fra. brevistriata</i> var. <i>capitate</i> Hérib. | (78.9)* |
| 48. | <i>Fra. brevistriata</i> var. <i>inflata</i> (Pantocsek) Hust. | (48.4) |
| 49. | <i>Fra. capucina</i> Desmazières var. <i>capucina</i> | (55.1) |
| 50. | <i>Fra. capucina</i> var. <i>acuta</i> Grun. | (42.9) |
| 51. | <i>Fra. capucina</i> var. <i>lancelata</i> Grun. | (62.2) |
| 52. | <i>Fra. construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>construens</i> | (59.2) |
| 53. | <i>Fra. construens</i> var. <i>binodis</i> (Ehr.) Grun. | (28.3) |
| 54. | <i>Fra. construens</i> var. <i>veneta</i> (Ehr.) Grun. | (61.6) |
| 55. | <i>Fra. crotonensis</i> Kitton var. <i>crotonensis</i> | (44.5) |
| 56. | <i>Fra. crotonensis</i> var. <i>oregona</i> Sov. | (56.0) |
| 57. | <i>Fra. elliptica</i> Schum. | (43.7) |
| 58. | <i>Fra. pinnata</i> Ehr. | (53.6) |
| 59. | <i>Fra. pinnata</i> var. <i>lancettula</i> (schum.) Hust. | (52.4) |
| 60. | <i>Fra. pinnata</i> var. <i>trigona</i> (Brun. & Heribaud) Hust. | (13.5)** |
| 61. | <i>Fra. virescens</i> Ralfs var. <i>virescens</i> | (73.9) |
| 62. | <i>Fra. virescens</i> var. <i>elliptica</i> Hust. | (71.1) |
| 63. | <i>Fra. virescens</i> var. <i>mesolepta</i> Rabenh. | (70.8) |
| 64. | <i>Frustulia vulgaris</i> Thweites | (72.7) |
| 65. | <i>Gomphonema affine</i> Kütz. var. <i>affine</i> | (49.1) |
| 66. | <i>Gom. angustatum</i> (Kütz.) Rabh. var. <i>angustatum</i> | (49.5) |
| 67. | <i>Gom. angustatum</i> var. <i>productum</i> Grun. | (52.8) |
| 68. | <i>Gom. angustatum</i> var. <i>sarcophagus</i> (Greg.) Grun. | (75.9)* |
| 69. | <i>Gom. angustatum</i> var. <i>undulatum</i> Grun. | (27.6)** |
| 70. | <i>Gom. gracile</i> Ehr. var. <i>gracile</i> | (39.3) |
| 71. | <i>Gom. gracile</i> var. <i>auritum</i> (A. Braun) Cleve | (50.4) |
| 72. | <i>Gom. intricatum</i> Kütz. var. <i>intricatum</i> | (45.3) |
| 73. | <i>Gom. intricatum</i> var. <i>pumilum</i> Grun. | (60.1) |
| 74. | <i>Gom. minutum</i> Agardh | (37.4) |
| 75. | <i>Gom. olivacea</i> (Lyngb.) Dawson | (67.0) |
| | (Pro Syn. <i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.) | |
| 76. | <i>Gom. parvulum</i> (Kütz.) Grun. | (34.8) |
| 77. | <i>Gom. parvulum</i> var. <i>exilis</i> Grun. | (20.3)** |
| 78. | <i>Gom. parvulum</i> var. <i>lagenula</i> (Kütz. ? Grun.) Hust. | (21.4)** |
| 79. | <i>Gom. parvulum</i> var. <i>microps</i> (Kütz.) Cleve | (59.2) |
| 80. | <i>Gom. parvulum</i> var. <i>subelliptica</i> Cleve | (65.1) |
| 81. | <i>Gom. pulvinatum</i> Braun | (59.5) |
| | (Syn. <i>Gomphonema intricatum</i> var. <i>pulvinatum</i> Grun.) | |
| 82. | <i>Gom. sphaerophorum</i> Ehr. | (33.5) |
| 83. | <i>Gom. subclavatum</i> (Grun. in V. H.) Grun. var. <i>subclavatum</i> | (30.8) |
| 84. | <i>Gom. subclavatum</i> var. <i>commutatum</i> (Grun.) Mayer | (36.1) |
| 85. | <i>Gom. tenellum</i> Kütz. | (67.2) |
| 86. | <i>Gom. tergestinum</i> (Grun.) Fricke | (67.6) |
| 87. | <i>Gyrosigma spencerii</i> (W. Sm.) Cleve | (72.9) |

| | | |
|------|---|---------|
| 88. | <i>Gyr. spencerii</i> var. <i>curvula</i> Grun. | (61.3) |
| 89. | <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. | (33.9) |
| 90. | <i>Hydrosera triquetra</i> Wallich | (64.5) |
| 91. | <i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>alpigena</i> Grun. | (29.7) |
| 92. | <i>Mel. granulata</i> (Ehr.) Ralfs | (59.9) |
| 93. | <i>Mel. granulata</i> var. <i>angustissima</i> Müll. | (43.4) |
| 94. | <i>Mel. islandica</i> O. Müll. | (44.7) |
| 95. | <i>Mel. islandica</i> subspec. <i>helvetica</i> O. Müll. | (35.6) |
| 96. | <i>Mel. italica</i> (Ehr.) Kütz. | (56.1) |
| 97. | <i>Mel. italica</i> f. <i>curvata</i> (Pantocsek) Hust. | (61.6) |
| | (Syn. <i>Melosira italica</i> var. <i>corvata</i> Pantocsek) | |
| 98. | <i>Mel. italica</i> var. <i>tenuissima</i> (Grun.) O. Müll. | (63.5) |
| 99. | <i>Mel. varians</i> C. A. Ag. | (67.6) |
| 100. | <i>Navicula acceptata</i> Hust. | (68.4) |
| 101. | <i>Nav. accomoda</i> Hust. var. <i>accomoda</i> | (31.5) |
| 102. | <i>Nav. arenariaeformis</i> Pantocsek | (56.2) |
| 103. | <i>Nav. arvensis</i> Hust. var. <i>arvensis</i> | (59.0) |
| 104. | <i>Nav. atomus</i> (Naeg.) Grun. var. <i>atomus</i> | (58.4) |
| 105. | <i>Nav. bacillum</i> Ehr. | (72.2) |
| 106. | <i>Nav. brevissima</i> Hust. | (61.3) |
| 107. | <i>Nav. capitata</i> Ehr. var. <i>capitata</i> | (66.3) |
| 108. | <i>Nav. capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross | (78.5)* |
| 109. | <i>Nav. capitata</i> var. <i>linearis</i> Östrup | (62.1) |
| 110. | <i>Nav. capitatoradiata</i> Germ. | (41.6) |
| 111. | <i>Nav. cari</i> Ehr. | (72.4) |
| 112. | <i>Nav. contenta</i> Grun. | (68.8) |
| 113. | <i>Nav. contenta</i> f. <i>biceps</i> Arnott | (71.1) |
| 114. | <i>Nav. cryptocephala</i> Kütz. | (62.5) |
| 115. | <i>Nav. decussis</i> Östrup var. <i>decussis</i> | (64.1) |
| 116. | <i>Nav. elginensis</i> (Greg.) Ralfs var. <i>elginensis</i> | (55.2) |
| 117. | <i>Nav. elginensis</i> var. <i>lata</i> (M. Perag.) Patr. | (72.6) |
| 118. | <i>Nav. elginensis</i> var. <i>neglecta</i> (Krasske) Patr. | (69.2) |
| 119. | <i>Nav. exigua</i> (Greg.) O. Müll. var. <i>exigua</i> | (59.7) |
| 120. | <i>Nav. exigua</i> var. <i>capitata</i> Patr. | (68.5) |
| 121. | <i>Nav. exilis</i> Kütz. | (—) |
| 122. | <i>Nav. explanata</i> Hust. var. <i>explanata</i> | (71.2) |
| 123. | <i>Nav. frugalis</i> Hust. | (—) |
| 124. | <i>Nav. gotholandica</i> Grun. | (57.9) |
| 125. | <i>Nav. graciloides</i> A. Mayer | (56.3) |
| 126. | <i>Nav. pregaria</i> Donkin | (66.0) |
| 127. | <i>Nav. guluensis</i> Giffen | (39.9) |
| 128. | <i>Nav. hasta</i> Pantocsek | (73.1) |
| 129. | <i>Nav. heufferi</i> Grun. var. <i>heufferi</i> | (70.6) |
| | (Syn. <i>Navicula cincta</i> var. <i>heufferi</i> Grun.) | |
| 130. | <i>Nav. heufferi</i> var. <i>leptocephala</i> (Bréb. ex Grun.) Peragallo et Peragallo | |
| | (Syn. <i>Navicula leptocephala</i> Béb. ex Grun. <i>Navicula cincta</i> var. <i>leptocephala</i> Bréb. ex V. H.) | (69.9) |

| | | |
|------|---|--------|
| 131. | <i>Nav. hustedtii</i> Krasske | (—) |
| 132. | <i>Nav. lanceolata</i> (Agardh) Kütz. | (67.7) |
| 133. | <i>Nav. laterostrata</i> Hust. | (58.3) |
| 134. | <i>Nav. luzonensis</i> Hust. var. <i>luzonensis</i> | (34.6) |
| 135. | <i>Nav. mendotia</i> Van Ledingham | (54.7) |
| | (Syn. <i>Navicula dulcis</i> Patr.) | |
| 136. | <i>Nav. menisculus</i> Schumann | (62.8) |
| 137. | <i>Nav. menisculus</i> var. <i>upsaliensis</i> (Grun.) Grun. | (70.5) |
| 138. | <i>Nav. minuscula</i> Grun. | (59.0) |
| | (Syn. <i>Navicula muralis</i> Grun.) | |
| 139. | <i>Nav. mollis</i> (W. Sm.) Cleve | (63.9) |
| 140. | <i>Nav. neoventricosa</i> Hust. | (68.1) |
| | (Syn. <i>Navicula mutica</i> var. <i>ventricosa</i> (Kütz.) Cl. et Grun.) | |
| 141. | <i>Nav. notha</i> Wallace var. <i>notha</i> | (71.8) |
| 142. | <i>Nav. odiosa</i> Wallace var. <i>odiosa</i> | (39.5) |
| 143. | <i>Nav. Paucivistata</i> Patr. var. <i>paucivistata</i> | (40.9) |
| 144. | <i>Nav. permitis</i> Hust. | (—) |
| 145. | <i>Nav. perpendicularis</i> Cleve-Euler | (41.7) |
| 146. | <i>Nav. prostrata</i> Grun. | (70.0) |
| 147. | <i>Nav. psedolanceolata</i> Lange-B. | (59.0) |
| | (Syn. <i>Navicula lanceolata</i> (Agardh.) Kütz.) | |
| 148. | <i>Nav. pupula</i> Kütz. var. <i>pupula</i> | (34.7) |
| 149. | <i>Nav. pupula</i> var. <i>capitata</i> Hust. | (50.1) |
| 150. | <i>Nav. pupula</i> var. <i>elliptica</i> Hust. | (53.0) |
| 151. | <i>Nav. pupula</i> var. <i>mutata</i> (Krasske) Hust. | (45.2) |
| 152. | <i>Nav. pygmaea</i> Kütz. | (34.8) |
| 153. | <i>Nav. radiosa</i> Kütz. var. <i>radiosa</i> | (71.7) |
| 154. | <i>Nav. radiosa</i> f. <i>nipponica</i> Skv. | (39.8) |
| 155. | <i>Nav. rhynchocephala</i> Kütz. var. <i>rhynchocephala</i> | (61.7) |
| 156. | <i>Nav. rhynchocephala</i> var. <i>amphiceros</i> (Kütz.) Grun. | (39.0) |
| 157. | <i>Nav. rhynchocephala</i> var. <i>germanii</i> (Wallace) Patr. | (59.2) |
| 158. | <i>Nav. salinarum</i> Grun. var. <i>intermedia</i> (Grun.) Cleve | (73.8) |
| | (Syn. <i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>intermedia</i> Grun.) | |
| 159. | <i>Nav. subminuscula</i> Manguin | (—) |
| 160. | <i>Nav. symmetrica</i> Patr. var. <i>symmetrica</i> | (49.6) |
| 161. | <i>Nav. tantula</i> Hust. | (32.3) |
| 162. | <i>Nav. tenelloides</i> Hust. var. <i>tenelloides</i> | (49.6) |
| 163. | <i>Nav. thienemannii</i> Hust. | (35.6) |
| 164. | <i>Nav. veneta</i> Kütz. | (60.7) |
| | (Syn. <i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kütz.) Grun. | |
| | <i>Nav. cryptocephala</i> var. <i>subsalina</i> Hust.) | |
| 165. | <i>Nav. ventralis</i> Krasske | (72.5) |
| 166. | <i>Nav. viridula</i> Kütz. | (73.9) |
| 167. | <i>Nav. viridula</i> var. <i>avenaceae</i> (Bréb.) Grun. | (73.9) |
| 168. | <i>Nav. viridula</i> var. <i>linearis</i> Hust. | (73.9) |
| 169. | <i>Nav. viridula</i> var. <i>rostellate</i> (Kütz. ?) Cleve | (73.9) |
| 170. | <i>Nav. viridula</i> var. <i>slesvicensis</i> (Grun.) Cleve | (69.5) |

| | | | |
|------|-------------|---|----------|
| 171. | <i>Nav.</i> | <i>zanoni</i> Hust. | (40.3) |
| 172. | | <i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm. | (69.6) |
| 173. | <i>Nit.</i> | <i>amphibia</i> Grun. | (31.6) |
| 174. | <i>Nit.</i> | <i>archibaldii</i> Lange-B. | (46.2) |
| 175. | <i>Nit.</i> | <i>brevissima</i> Grun. | (62.3) |
| 176. | <i>Nit.</i> | <i>clausii</i> Hantzsch | (74.1) |
| 177. | <i>Nit.</i> | <i>communis</i> Rabh. | (55.0) |
| 178. | <i>Nit.</i> | <i>denticula</i> Grun. | (66.8) |
| 179. | <i>Nit.</i> | <i>filiformis</i> (W. Sm) Hust. | (54.9) |
| 180. | <i>Nit.</i> | <i>fonticola</i> Grun. | (69.1) |
| 181. | <i>Nav.</i> | <i>fonticola</i> var. <i>genuina</i> A. Cl. | (19.5)** |
| 182. | <i>Nit.</i> | <i>frustulum</i> Kütz var. <i>frustulum</i> | (71.8) |
| 183. | <i>Nit.</i> | <i>frustulum</i> var. <i>perminuta</i> Grun. | (71.8) |
| 184. | <i>Nit.</i> | var. <i>perpusila</i> (Rabh.) Grun. | (71.8) |
| 185. | <i>Nit.</i> | <i>frustulum</i> var. <i>subsalina</i> Hust. | (71.8) |
| 186. | <i>Nit.</i> | <i>gandersheimiensis</i> Krasske | (60.9) |
| | (Syn. | <i>Nitzschia leavis</i> Hust.) | |
| 187. | <i>Nit.</i> | <i>graciliformis</i> (Hust.) Lange-B. | (50.1) |
| | (Syn. | <i>Nitzschia graciloides</i> Hust.) | |
| 188. | <i>Nit.</i> | <i>gracilis</i> Hantzsch | (60.0) |
| 189. | <i>Nit.</i> | <i>hantzschiana</i> Rabh. | (73.2) |
| 190. | <i>Nit.</i> | <i>hungarica</i> Grun. var. <i>linearis</i> Grun. | (22.0)** |
| 191. | <i>Nit.</i> | <i>intermedia</i> Hantzsch. | (32.2) |
| 192. | <i>Nit.</i> | <i>Kützschinghiana</i> Hilse | (73.2) |
| 193. | <i>Nit.</i> | <i>linearis</i> W. Sm. | (68.0) |
| 194. | <i>Nit.</i> | <i>minuta</i> Bleish | (—) |
| 195. | <i>Nit.</i> | <i>nana</i> Grun. | (36.1) |
| 196. | <i>Nit.</i> | <i>obtusa</i> W. Sm. | (46.0) |
| 197. | <i>Nit.</i> | <i>obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i> Grun. | (21.7)** |
| 198. | <i>Nit.</i> | <i>ovalis</i> Arnott | (51.8) |
| 199. | <i>Nit.</i> | <i>paleacea</i> Grun. | (70.9) |
| 200. | <i>Nit.</i> | <i>parvula</i> Levis | (62.7) |
| 201. | <i>Nit.</i> | <i>pusilla</i> Grun. | (17.1)** |
| 202. | <i>Nit.</i> | <i>romana</i> Grun. | (59.3) |
| 203. | <i>Nit.</i> | <i>rostellata</i> Hust. | (66.0) |
| 204. | <i>Nit.</i> | <i>sigma</i> (Kütz.) W. Sm. | (66.4) |
| 205. | <i>Nit.</i> | <i>sinuata</i> (W. Sm.) Grun. var. <i>delognei</i> (Grun.) Lange-B. | (44.2) |
| 206. | <i>Nit.</i> | <i>sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> Grun. | (76.3)* |
| 207. | <i>Nit.</i> | <i>stagnorum</i> Rabh. | (60.6) |
| 208. | <i>Nit.</i> | <i>sublinearis</i> Hust. | (72.0) |
| 209. | <i>Nit.</i> | <i>subtilis</i> Kütz. | (25.7)** |
| 210. | <i>Nit.</i> | <i>thermalis</i> (Kütz.) Auersw. var. <i>intermedia</i> Grun. | (53.8) |
| 211. | <i>Nit.</i> | <i>tryblionella</i> Hantzsch var. <i>debilis</i> (Arnott) A. Mayer | (63.9) |
| 212. | <i>Nit.</i> | <i>tryblionella</i> var. <i>subsalina</i> Grun. | (62.0) |
| 213. | <i>Nit.</i> | <i>tryblionella</i> var. <i>victoriana</i> Grun. | (19.5)** |
| 214. | <i>Nit.</i> | <i>umbonata</i> (Ehr.) Lange-B. | (53.8) |
| | (Syn. | <i>Nitzschia thermalis</i> (Kütz.) Auersw.) | |

| | | |
|------|--|----------|
| 215. | <i>Pinnularia biceps</i> Greg. var. <i>biceps</i> | (18.9)** |
| 216. | <i>Pin. biceps</i> f. <i>petersenii</i> Ross | (30.1) |
| 217. | <i>Pin. brebissonii</i> Kütz. | (67.1) |
| 218. | <i>Pin. molaris</i> Grun. | (72.2) |
| 219. | <i>Pin. subcapitata</i> Greg. var. <i>subcapitata</i> | (40.9) |
| 220. | <i>Pin. subcapitata</i> var. <i>paucistriata</i> Grun. | (70.3) |
| 221. | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Ag.) Lange-B. | (45.4) |
| 222. | <i>Stauroneis montana</i> Krasske | (63.8) |
| 223. | <i>Sta. smithii</i> Grun. | (36.6) |
| 224. | <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. | (50.0) |
| 225. | <i>Ste. invistatus</i> Hohn et Hellerman | (34.8) |
| 226. | <i>Surirella ovalis</i> Bréb. | (57.4) |
| | (Syn. <i>Surirella ovata</i> Kütz. | |
| | <i>Sur. angusta</i> Kütz.) | |
| 227. | <i>Sur. ovata</i> var. <i>pinnata</i> (W. Sm.) A. Cl. | (57.4) |
| 228. | <i>Sur. ovata</i> var. <i>salina</i> (W. Sm.) Hust. | (57.4) |
| 229. | <i>Synedra delicatissima</i> W. Sm. var. <i>delicatissima</i> | (56.1) |
| 230. | <i>Syn. delicatissima</i> var. <i>angustissima</i> Grun. | (89.2)* |
| 231. | <i>Syn. inaequalis</i> H. Kobayashi | (58.8) |
| 232. | <i>Syn. parasitica</i> W. Sm. var. <i>parasitica</i> | (44.2) |
| 233. | <i>Syn. parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> Grun. | (75.4)* |
| 234. | <i>Syn. rumpens</i> Kütz. | (64.3) |
| 235. | <i>Syn. socia</i> Wallace var. <i>socia</i> | (64.5) |
| 236. | <i>Syn. tabulata</i> (Ag.) Kütz. | (47.3) |
| | (Syn. <i>Synedra fasciculata</i> (Ag.) Kütz. var. <i>fasciculata</i>) | |
| 237. | <i>Syn. ulna</i> (Nitzsch) Ehr. var. <i>ulna</i> | (61.5) |
| 238. | <i>Syn. ulna</i> var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.) Grun. | (59.6) |
| 239. | <i>Syn. ulna</i> var. <i>contracta</i> Östr. | (44.7) |
| 240. | <i>Syn. ulna</i> var. <i>constricta</i> A. Mayer | (29.8)** |
| 241. | <i>Syn. ulna</i> var. <i>obtusata</i> V. H. | (22.1)** |

() : X_j (pollution index in each taxon).

* : The pollution index values of other taxa belongs to this species are low, and the frequency of occurrence in this taxon is very few.

** : The pollution index values of other taxa belongs to this species are high, and the frequency of occurrence in this taxon is very few.

EC: DKK, Model PK-5 電極を使用

結果と考察

I 珪藻の3生態群への類別

533 観測地点に出現した 454 taxa の珪藻を、既に述べた方法に従って 3 生態群に類別した。Table 1 に好汚濁性種、Table 2 に広適応性種の総てを表示し、各 taxon の汚濁指数 $X(j)$ を () 内に示した。各 taxon の写真、図は別報 (Watanabe T. *et al.* 1986) に示した。

Table 1 に示すように、好汚濁性種の $X(j)$ はす

べて < 29 であるが、3 taxa の例外がある。例外はいずれも、それらと同種の $X(j)$ 値が小さくて出現した地点数が極めて少ない taxon である。

Table 2 に示した広適応性種は 241 taxa で、それらの $X(j)$ 値は 30~74 の範囲内にある。この範囲を越える $X(j)$ 値をもつ例外が 23 taxa ある。これらの例外には、同種の $X(j)$ 値が範囲内であって、出現した地点数が少ない taxon、および少数種ではあるが、光学顕微鏡では、形態が類似した他の広適応性種と判別しにくい taxon を含

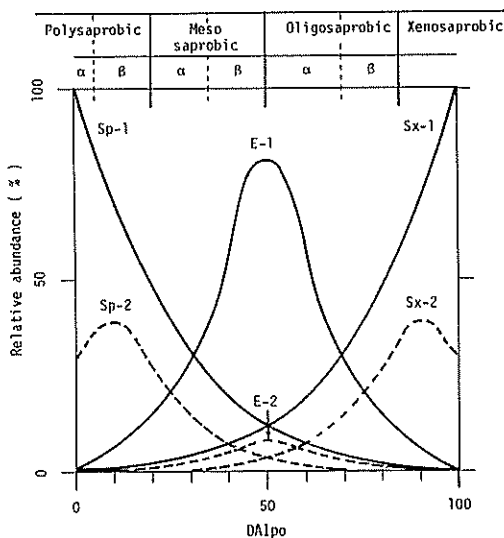


Fig. 4. Distribution patterns of saprophilous, eurysaprobic and saproxenous species in the relation between DAIPo value and relative abundance.

- Sp-1: Saprophilous taxa with high abundance
- Sp-2: Saprophilous taxa with low abundance
- E-1: Eurysaprobic taxa with high abundance
- E-2: Eurysaprobic taxa with low abundance
- Sx-1: Saproxenos taxa with high abundance
- Sx-2: Saproxenos taxa with low abundance

んでいる。

好汚濁性と広適応性種は、表示された計 274 taxa によって、少なくとも日本産のものはほとんど網羅されたと考えている。表記の taxa 以外に 180 taxa が出現したが、それらはすべて嫌汚濁性種である。これら 3 生態群から、出現した地点数の比較的大きいものを選び、各 taxon ごとに DAIPo と相対頻度の関係を Figs. 1~3 へ示した。これらの図は各 taxon の珪藻群集中での優占度が、汚濁度の違い (DAIPo と汚濁階級で示す) によって変化する傾向を図示したものである。これらの図で明らかなように、どの生態群の taxon も、その存在のみをとりあげると、汚水域から清水域までかなり広範囲の水域に生存するものが多い。しかし群集中の優占度に着目すると、taxon ごとに有機汚濁に対する選択性が異なり、独自の分布パターンを示す。

それらのパターンを各生態群ごとにまとめると

Fig. 4 のようになる。

好汚濁性種には、群集中の相対頻度 (優占度) が比較的大きくなる taxa (Sp-1) と、比較的小さい taxa (Sp-2) とがある。いずれも、相対頻度の最高値は強腐水性水域にある。少数ではあるが、中腐水性水域に最高値のある taxon もある。両者共に清浄水域へ向かうに従って、相対頻度が急速に減少するパターンをもつ。

広適応性種にも相対頻度の大きさの異なる 2 群 (E-1, E-2) が含まれるが、相対頻度の最高値は DAIPo がほぼ 50、すなわち、 β 中腐水性から α 貧腐水性までの水域にある。

嫌汚濁性種にも相対頻度の大きさの異なる 2 群 (Sx-1, Sx-2) がある。相対頻度の最高値は、大部分が超貧腐水性水域にあるが、一部 β 貧腐水性水域に最高値のみられる種もある。

2 DAIPo と珪藻群集の構成

DAIPo=0 すなわち有機汚濁が極端に進んだ水域から、DAIPo=100 の極めて清冽な水域にわたって出現した 533 の珪藻群集において、3 生態群 (Saprophilous, Eurysaprobic, Saproxenos taxa) の群集中に占める相対頻度が、汚濁度の違いによってどう変わるのかを Fig. 5 D に図示した。

横軸上に垂直に立った線が、1 本ずつ一つの群集組成を示している。ただし、Eurysaprobic species の相対頻度は線の欠損部として示されている。

3 生態群構成比の、汚濁度の違いに伴う変化傾向には、Fig. 5 D で明らかなように、下記の規則性が認められた。

(1) 好汚濁性種 (Saprophilous species) の相対頻度は、DAIPo=0 の水域において最大 (100%) となり、DAIPo=50 の水域において最小となる。

その間、相対頻度は DAIPo 値の増大に反比例して減少する。

(2) 嫌汚濁性種 (Saproxenos species) の相対頻度は、DAIPo=100 の水域において最大 (100%) となり、DAIPo=50 の水域において最小となる。

その間、相対頻度は DAIPo 値の減少に正比例

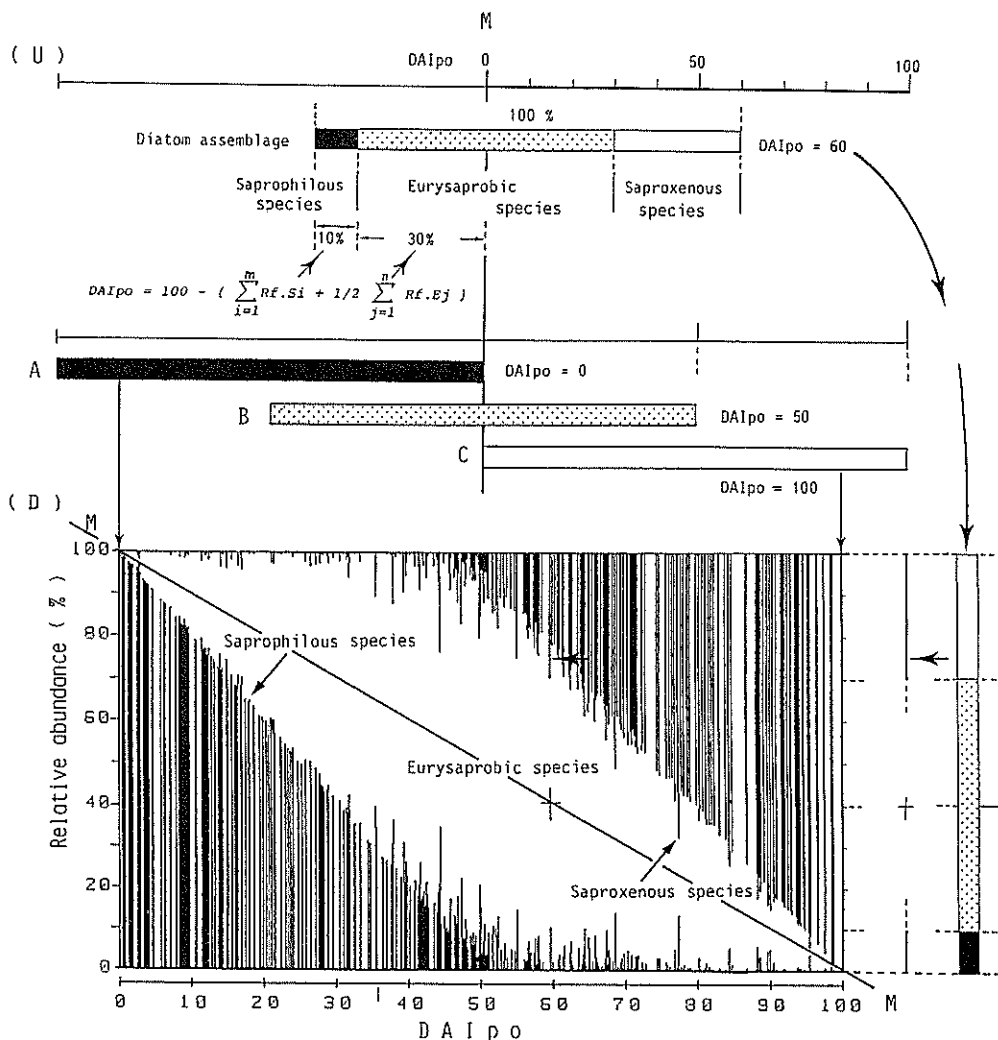


Fig. 5. (U) Explanation drawing of the equation to obtain DAIPo value.

DAIPo: diatom assemblage index to organic water pollution based on the specific components of epilithic diatom assemblage

$\sum_{i=1}^m Rf.Si$: sum of relative abundances (%) of saprophilous taxa from 1 to m occurred in the sampling point

$\sum_{j=1}^n Rf.Ej$: sum of relative abundances (%) of eurysaprobic taxa from 1 to n occurred in the sampling point

A: saprophilous species only in the assemblage

B: eurysaprobic species only in the assemblage

C: saproxenous species only in the assemblage

(D) Relative change of components (saprophilous, eurysaprobic and saproxenous species) among 533 diatom assemblages, in the course of the change of DAIPo values.

The upper bar shown the diatom component is divided into two parts by the axis M in Figure 5 (U), DAIPo value is equal to the value of relative abundance (%) corresponded to right part of the bar. In Figure 5 (D), standing the bar on the horizontal line, the bar is equivalent to outer and inner line with an arrow head of this figure.

して小さくなる。

(3) 同一の珪藻群集中で、好汚濁性種と嫌汚濁性種の相対頻度が、共に大きくなることはありえない。

(4) 広適応性種 (Eury saprobic species) の相対頻度は、DAI_{po} = 50 の水域において最大 (100%) となり、DAI_{po} の増減に比例して減少し、DAI_{po} が 0 または 100 の水域で最小 (0) となる。

上記の規則性にはいくばくかの例外事例が伴っているが、3 生態群の類別に妥当性を欠く場合にも、珪藻群集の配列の順序が不当な場合にも、例外事例の数が増加して明瞭な規則性が成立しえないことを、本研究の進行の過程でしばしば経験してきた。

Fig. 5 U は DAI_{po} を求めるための式の説明図である。この図で明らかのように、DAI_{po} 値は、広適応性種の相対頻度の和の 1/2 と、嫌汚濁性種の相対頻度の和との加算値に等しい。したがって、Fig. 5 U の DAI_{po} = 60 の棒グラフは、Fig. 5 D において、横軸上の DAI_{po} = 60 の位置に、棒グラフの左を下にして垂直に立て、それを直線に変換したものに相当する。棒グラフの広適応性種の相対頻度 (点紋) の部分は、この直線では中央の欠損部として表現されている。Fig. 5 U の A 群集 (好汚濁性種のみ) の群集と C 群集 (嫌汚濁性種のみ) の群集とは、Fig. 5 D ではそれぞれ図の最左端、最右端の縦線に相当する。

つまり、DAI_{po} 値は、Fig. 5 U の M 軸が Fig. 5 D の対角線 M に相当することから、Fig. 5 D においては、対角線 M によって 2 分された群集組成の、上半部の相対頻度の値と等しい。

したがって、DAI_{po} の値は、この珪藻群集にみられる規則性を、忠実に数値化した評価値ということができよう。

3 珪藻群集の汚濁スペクトラム

汚濁度が数値で表現されると、生物学上の具体的情報が隠されてしまう。そこで DAI_{po} 値が誘引された生物学的情報源にたちもどって、その値がもっている生態学的意義を検討したい。

まず、珪藻群集を構成する種の優占度に着目し

て、群集の汚濁スペクトラムを作った (Fig. 6)。533 地点の試料において、珪藻群集中の相対頻度 (優占度) が 10% 以上になる taxa は 82 種であったが、それらの中、いずれかの地点で最大優占度をえた種は 51 taxa であった。Fig. 6 はこれら 51 taxa の消長を DAI_{po} の変化と対応させて図示したものである。

太い線は優占種 (最大の相対頻度をもつ種) として出現した汚濁度の範囲を示し、細い線は出現頻度が 10% 以上で出現した汚濁度の範囲を示している。図下段の数値は、好汚濁性種、広適応性種、嫌汚濁性種ごとに、DAI_{po} の変化に伴う種数の増減を示したものである。

汚濁度の変化に伴う優占種交代の概況は、Fig. 6 から次のようにまとめることができよう。

(1) DAI_{po} が 20 までの強腐水性水域での優占種は、総て好汚濁性種である。

(2) 好汚濁性種が優占種として出現するのは、DAI_{po} が 0~35 の水域、すなわち、強腐水性水域と α 中腐水性水域に限られる。

(3) DAI_{po} が >80 の清冽な水域での優占種は、すべて嫌汚濁性種である。

(4) 強腐水性水域での優占種は、*Nitzschia palea*, *Navicula* 属の数種など、滑走運動 (gliding movement) を行なってバクテリアのコロニー膜や有機残滓の中などへ侵入するような生活様式をもつものが多い。一方、清冽な水域では、*Achnanthes*, *Gomphonema* 属の固着性種が優占種となる。

これは、前者の珪藻が heterotrophic、後者が autotrophic の生理機能をもつことが、生活の様式へ反映されているのであろう。

(5) DAI_{po} が 40~60 の水域での優占種は、ほとんど広適応性種で占められている。生活様式には、運動性のあるものと固着性のものとの両者が含まれる。

4 DAI_{po} と多様性指数

多様性指数を水質汚濁の生物学的指標として利用することは、多くの研究者 (Edwards *et al.* 1972; Mackay *et al.* 1973; Balloch *et al.* 1976; Cooke, 1976; Hellawell, 1977) によって試みられ

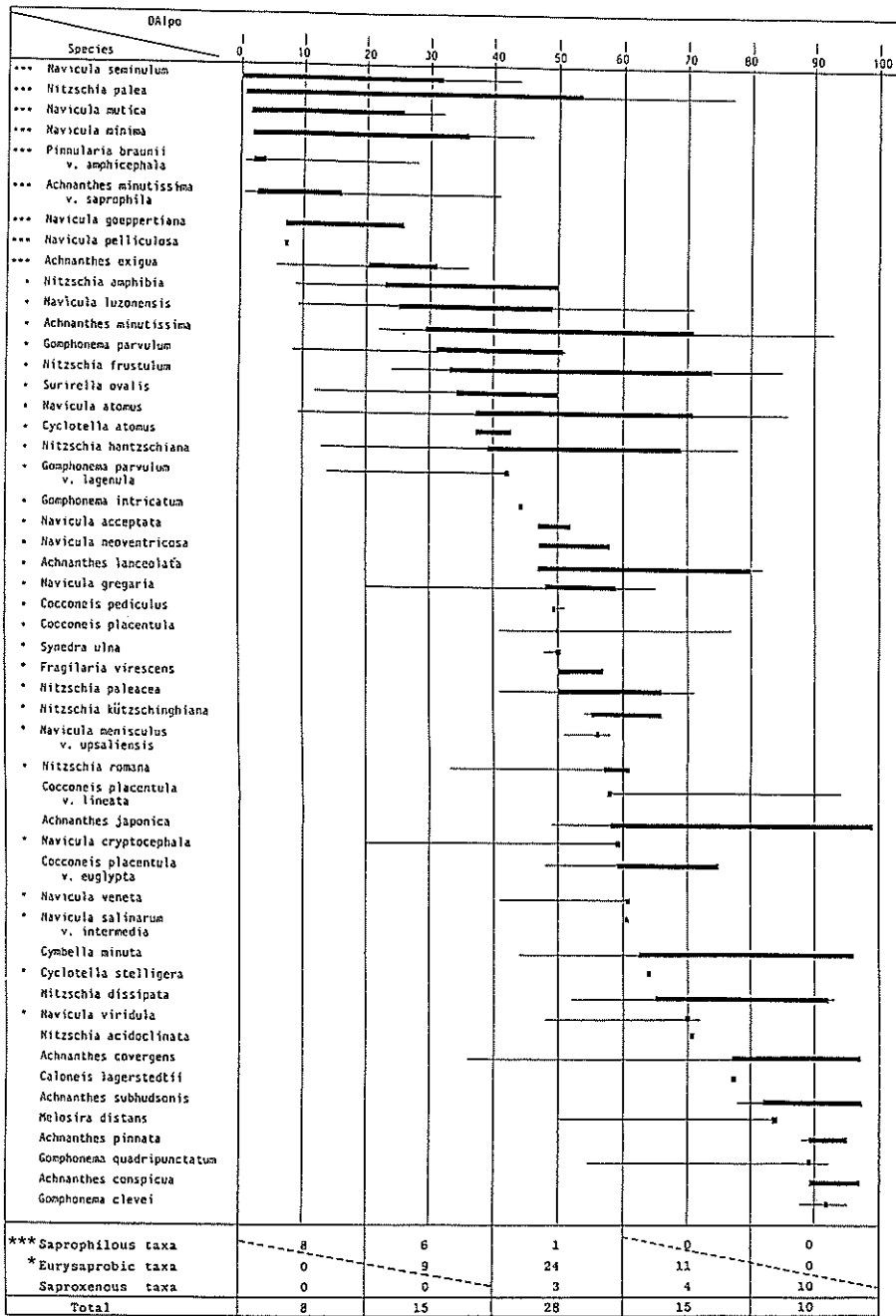


Fig. 6. Pollution spectrum by the dominant diatom taxa in epilithic assemblage on river bed, and number of dominant taxa within every 20 range of DAipo value.
 solid line: show the DAipo range of sampling points in where the taxon occurred with over ten percent in relative abundance.
 bold line: show the DAipo range of sampling points in where the taxon was dominant species.

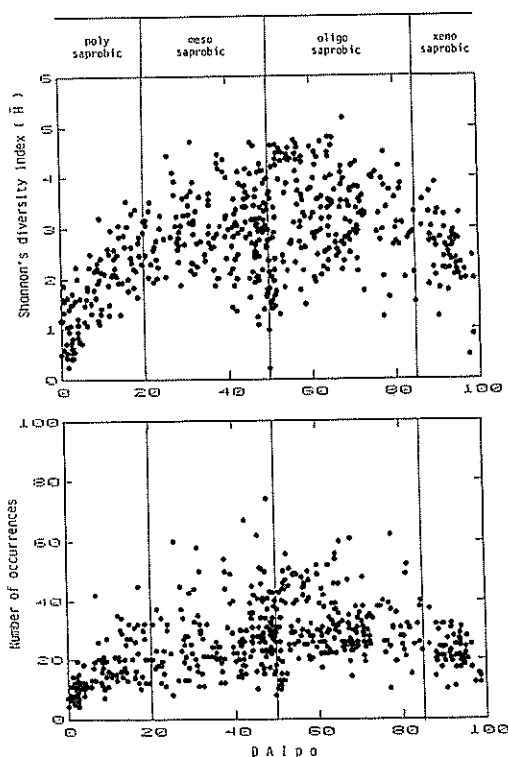


Fig. 7. Graphs of DAIPo vs. Shannon's diversity index and species richness (number of occurrences).

てきた。しかし、Hawkes (1979) が述べているように、群集の多様性と指標生物とは、汚濁の性質によっては異なった反応を示すかもしれない。

珪藻群集の種群構成を、汚濁への反応とみなした DAIPo 値は、多様性とは無関係の値である。そこで、DAIPo 値の指標性が、群集の多様性と関連するか否かを検討した。

Shannon の多様性指数、および、出現する種の豊富さ (Species richness) と DAIPo との相関を Fig. 7 に図示した。Shannon の多様性指数は、汚濁度の増加に伴って拋物線状に変わり、その最高値は DAIPo=50 の近くにある。従来の研究者の多くが指摘していたように、汚濁水域へ移るに従って多様性指数は小さくなる。しかし、この図で明らかのように、中程度の汚濁水域から清浄な水域へ移る場合にも小さくなる。したがって、一つの多様性指数の値が、二つの異なる水質を指標

することに注意する必要がある。

この現象は、中程度の汚濁水域 (DAIPo=50) を境にして、珪藻群集の多様性を支配する環境要因が異なることを示唆している。

次に、強い汚濁水域でも清浄な水域でも、群集の多様性は小さいが、その傾向は汚濁水域のほうが著しい (Fig. 7)。これと同様の現象は種の豊富さにおいても認められる (Fig. 7)。これを優占種と関連させて考えると、好汚濁性種や嫌汚濁性種が優占種となる群集では、構成種が特定種に限られてその種数が少なく、細胞数は、著しく優占種に偏して多い傾向が大きい。これが両水域での珪藻群集の特徴といえよう。

一方、DAIPo=50 近くの水域では、群集を構成する種類数が豊富で、それらは細胞数においても、少数種に片寄ることなく均等に生存する傾向が認められる。しかし、多様性、種の豊富さとともに、その振幅も大きい (Fig. 7)。このような群集の構成者の多くは、Fig. 6 で明らかのように広適応性種である。

5 DAIPo と物理化学的分析値

電気伝導度 (EC) 以外の化学分析値は、先に述べたように、試料を採集した時からさか上って 1 年間の測定値の平均である。これらの物理化学的分析値と DAIPo との相関を Fig. 8 に図示した。それぞれの図の中央の直線は、各関数のグラフであるが、それをささむ左右の直線は、それぞれの分析値の 95% 信頼区間を示している。

EC は試料採集時 1 回のみの測定値であるにもかかわらず、相関係数は最も大きく、 $r = -0.885$ を得た。これは水中の溶存イオンの総量が、珪藻群集の構成と最も強い相関のあったことを示して筆者らの注意をひいた。EC に次いで BOD との相関係数が大きく、COD, T-N, T-P との相関係数は比較的小さかった。

次に分析値 95% の信頼区間を、BOD を例に挙げて検討したい。Fig. 8 において、DAIPo=0 の場合に BOD の区間幅は最大 (4.5~91 ppm) となり、DAIPo=100 の場合に最小 (0.1~1.5 ppm) である。これらの信頼区間は、DAIPo 値を求めた地点の、BOD 値の年間ふれ幅を示すことになる

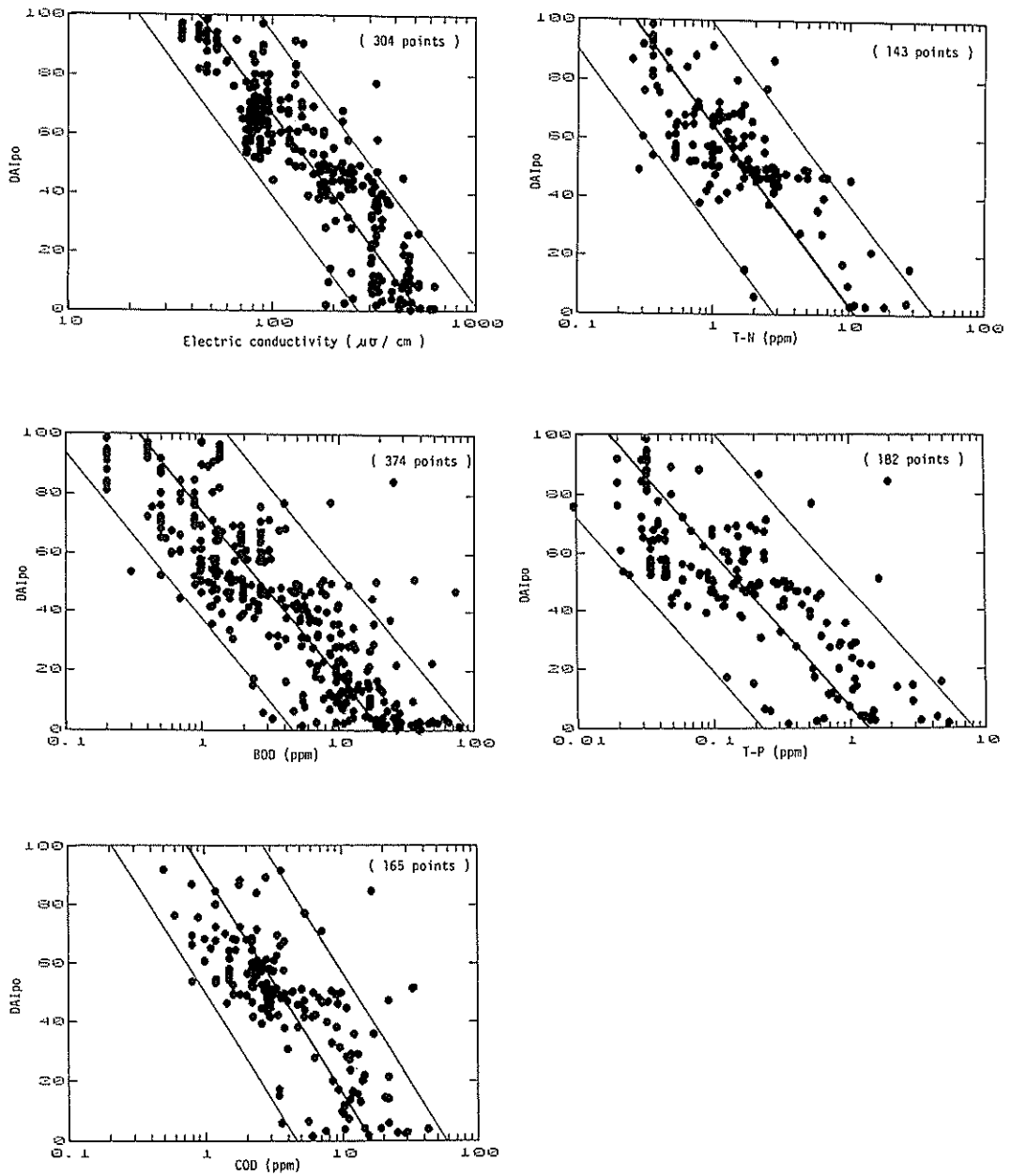


Fig. 8. Correlation of EC, BOD, COD, T-N and T-P with DAIPo.

From this figure, we can predict the average and 95% confidence intervals of each parameter during one year, going back to the past from the sampling time.

Three lines show the average value and 95% confidence intervals for an individual prediction of each parameter from DAIPo value.

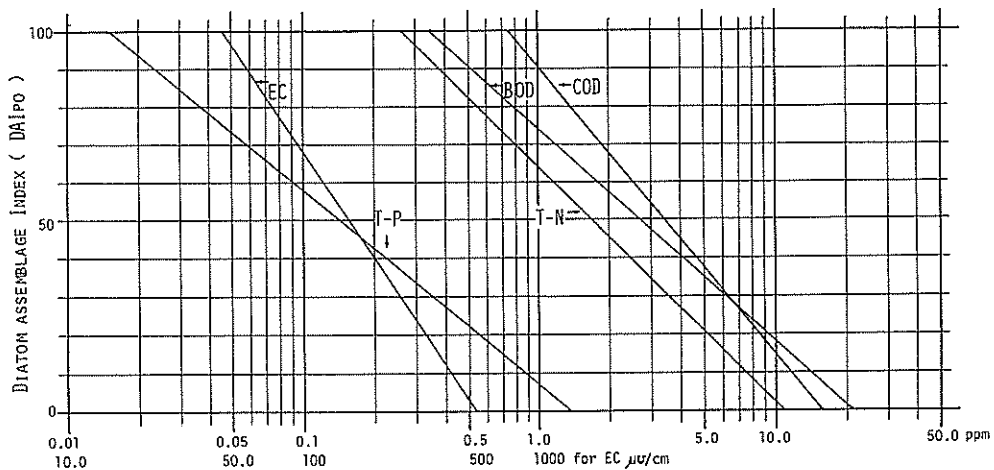


Fig. 9. Graphs of DAIpo vs. EC, BOD, COD, T-N and T-P.

Each parameter is able to be calculated by the following equation from DAIpo value.

Electric conductivity—EC—($\mu\text{v}/\text{cm}$)

$$\log x = -0.011 (\text{DAIpo}) + 2.719 \quad r = -0.89$$

BOD (ppm)

$$\log x = -0.018 (\text{DAIpo}) + 1.317 \quad r = -0.83$$

COD (ppm)

$$\log x = -0.013 (\text{DAIpo}) + 1.217 \quad r = -0.73$$

T-N (ppm)

$$\log x = -0.016 (\text{DAIpo}) + 1.041 \quad r = -0.75$$

T-P (ppm)

$$\log x = -0.019 (\text{DAIpo}) + 0.136 \quad r = -0.75$$

r : coefficient of correlation

が、汚濁度が大きくなるに従ってふれ幅は著しく大きく示される。しかし今回利用した 374 地点の年間 BOD 測定値を、観測地点ごとに検討すると、この程度のふれ幅はおよそ 2/3 の観測地点において認められた。BOD 値が測定のごとにかなり大きく変動することは、渡辺ら (1982) が既に指摘しているが、他の分析値も同様にふれ幅は大きい。したがって、DAIpo 値から推定された各地点の物理化学的分析値は、その地点の年間平均値とふれ幅の実態を正当に推定していると考えられる。

しかし、この研究で用いた物理化学的分析値は、必ずしも DAIpo 値に対応できる適切な値ではない。今後、DAIpo 値にみあう期間内の適切多数の分析値をえて再検討をする必要があろう。

Fig. 9 は、DAIpo と物理化学的分析値との関数グラフをまとめて図示し、各相関式と相関係数 (r)

を併せて表示したものである。Fig. 9 で明らかのように、どの分析値も、その対数に対して、DAIpo 値との間に一次関数式が成立する。これは、河川の水質を生物学的に判断するとき、物理化学的に判断するときとの尺度が、基本的に違うことを明示している。

換言すれば、DAIpo 値での等差級数的な差異は、物理化学的測定値の等比級数的差異に対応している。これを、環境要因に対する生物の反応の視点から見ると、珪藻群集は、ここに挙げた分析要因に関しては、比較的低濃度において、より敏感に反応していると考えられよう。

この問題に関して、従来の水質汚濁階級においても、超貧腐水性、貧腐水性、 β 中腐水性、 α 中腐水性、強腐水性の BOD 上限値は、それぞれ 1, 2.5, 5, 10, 50 ppm と設定されている (Sládeček, 1969, 1973) が、これもほぼ等比級数関係にある

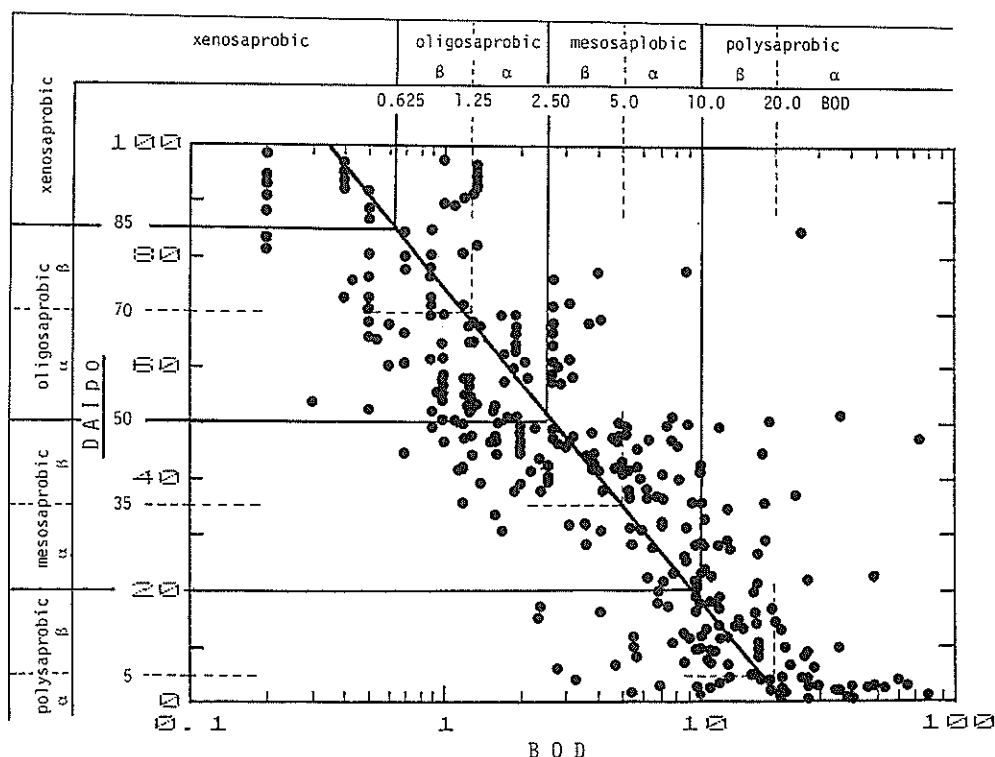


Fig. 10. Correlation of DAIPo with saprobic class, derived by the use of BOD value.

とみることができよう。Fig. 10 は、各水質汚濁階級の BOD 上限値を、等比級数関係が成立するように一部に小修正を加えて、DAIPo と従来の水質汚濁階級との関係を図示したものである。本文中に用いてきた汚濁階級は、この図に基づいて規定したものである。

6 水系の総合評価と止水域の汚濁度評価

DAIPo 値を用いて水系の汚染地図を作ることができる。Sumita & Watanabe (1983) は、この汚染地図から水系の総合評価値 (River Pollution Index—RPI_b) を求める式を提案した。

Fig. 11 は、清冽な水系例として新宮川、汚濁が進んだ水系例として大和川の汚染地図 (渡辺ほか 1986c) を示したものである。

新宮川の RPI_b は 76.3、大和川は 29.2 である。RPI_b は次式によって求めることができる。

$$RPI_b = S/L$$

S: 各地点の DAIPo 値を結ぶ折線と横軸、

縦軸とが囲む面積

L: 最上流と最下流の調査地点間の距離

新宮川水系には 10 余のダム湖があるが、それらの水質は、湖内に設置されたブイへ付着する珪藻群集を試料として、河川の場合と同様にして DAIPo を求めた。流水域で開発された方法を止水域の水質判定にそのまま利用することには、珪藻の生活型から考えて疑問が残るが、諸種の止水域において、止水域内の試料からえた DAIPo の値を、止水域からの流出河川の試料からえた値と対比させ、止水域での値の妥当性を検討してきた (渡辺・金近 1986d)。その結果、3 生態群中の珪藻には、止水域にも共通して出現するものの数が多いこともあって、止水域の水質判定にもそのまま利用できることがほぼ明らかとなった。現在さらに多くの試料を集めて検討を続けている。

新宮川水系のダム湖の水質は次のように 2 大別することができる。

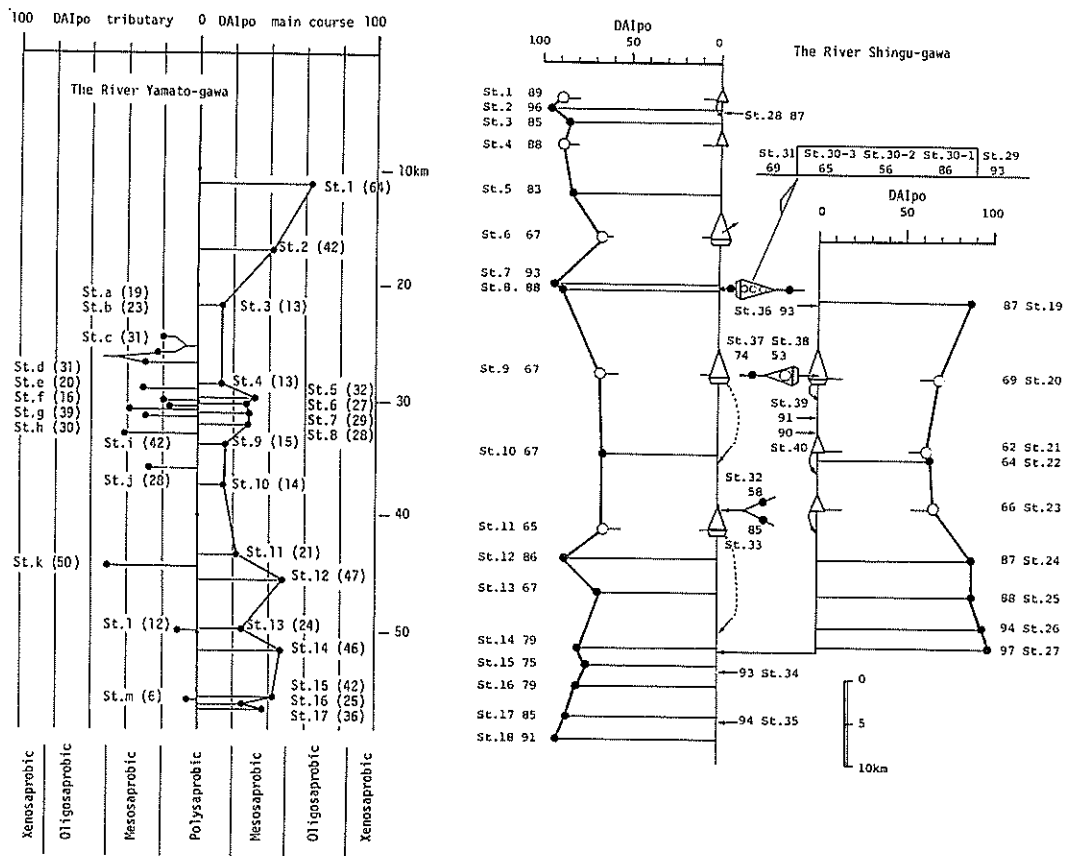


Fig. 11. Water quality charts of a polluted water system (the River Yamato-gawa) and a clean water system (the River Shingu-gawa), based on DAiPo.

- : sampling station in stream
- : sampling station in reservoir
- arrow: tributary inflow
- number: DAiPo value in each sampling station

(1) 湖内水質が流入河川の水質とほとんど変わらない湖

(2) 湖内水質が流入河川の水質よりも悪化する湖

この違いは湖水の滞留時間の長さに関係している。すなわち、前者は滞留時間の短い、いわゆる“流れダム”、後者は滞留時間の長い“止りダム”である。

7 諸種の汚濁指数の検討 (福島 博・小林艶子)

信濃川、福島県只見川滝谷川、岩手県淋代川、江戸川水系において、付着藻類の現存量と従来か

ら用いられてきたシャノンの多様性指数、純率、ベックの生物指数、清浄度、汚濁指数、ザプロビ指数が検討された。その結果明らかになった事項を下に記す。

汚濁源のほとんどない小河川では、

(1) 現存量 (容積、湿重量、乾重量) と細胞数は、上流で小さく下流で大きい値を示すことが多い。

(2) 現存量は、4月以降8月中旬のピークまで増大を続け、8月以降は減少する傾向がある。

(3) シャノンの多様性指数は、高水温の8月中旬に最小となる。多様性指数が極端に小さい時、

附着藻類の優占種は、大抵の場合藍藻の *Homoiothrix janthina* である。

(4) 清浄度は冷水温期の4月に大きく、高水温期の8月中旬に最低となる。その間何回かの増減が繰り返されるが、清浄度は現存量と負の相関があるように見える。

(5) 汚濁度、汚濁指数、ザプロビ指数は、清浄度および現存量と負の相関がある。

(6) 水質汚濁を示す諸指数は水温と重要な関係がある。これは水中の有機物分解に関与するバクテリアの活性によって説明が可能である。

汚濁した河川をも含めて汚濁指数の月変化を検討した結果を下に記す。

(1) 汚濁度に変化の少ない自然河川では、水温の低い季節は高い季節と比べて清浄である。

(2) 水質汚濁と群集の多様性とは相関を示す場合があるが、相関を示さない場合も多い。

(3) シャノンの多様性指数と純率では、水温との相関が不明りょうであるが、清浄度、汚濁度、汚濁指数、ザプロビ指数は、水温上昇に伴って、汚濁度が大きくなるように変化した。

(4) ベックの生物指数は、サンプルサイズの影響を強く受ける。

8 清冽な河川と湖沼の珪藻群集 (根来健一郎・後藤敏一)

清冽な河川のいわゆる原植生からの情報は、汚濁水域の群集を考えるに当たって、重要な基礎資料を提供しよう。このような視点にたつて、京都府宇川の珪藻植生が検討された(後藤・根来, 1986)。さらに近畿地方の由良川、天野川、姉川、十津川、熊野川、吉野川、紀ノ川水系の調査を行い、環境要素と珪藻群集の構成状態との相関を検討した。珪藻群集の成立を支配する環境要素として、環境水の電気伝導度が最も重要な影響を及ぼすという知見に基づき、電気伝導度を目安として検討を進め、やがてその上に重ねて及ぶ有機汚濁の意義を明らかにしようとした。

止水域については、淡水湖として余呉湖、汽水湖の浜名湖の珪藻植生を明らかにした。成果の詳細は別報にゆずる。

9 汚濁指標として重要な taxon の分類学的検討 (小林 弘・南雲 保・真山茂樹)

小林・真山・浅井・中村(1985)は、東京とその近郊の汚濁河川に出現した珪藻 125 taxa について、それらの出現様式、特に相対出現頻度と BOD₅ との関係について考察し、出現様式に三つのパターンがあることを明らかにした。これらの taxa 中には、淡水産種のみならず汽水産種も含まれている。さらに、光顕では識別が困難な種も少なくない。これらの taxon については、SEM による形態学的検討を行った。本研究の成果として既に印刷されたものを下に列記した。

- 1) Mayama S., Kobayasi H.: The Separated Distribution of the Two Varieties of *Achnanthes minutissima* Kütz. According to the Degree of River Water Pollution. *Jap. Journ. Limnol.*, 45 (4), 304-312 (1984).
- 2) 小林 弘・井上裕喜: 日本産小形ステファノディスクス属 (ケイソウ類) の微細構造と分類, 1. *Stephanodiscus invisitatus* Hohn & Hell. 藻類, 33, 149-157 (1985).
- 3) 小林 弘・真山茂樹・浅井一視・中林眞一: 東京およびその近郊の各種汚濁河川から採取したケイソウの出現様式、特に相対出現頻度と BOD₅ との関係について。東京学芸大学紀要, Sect. 4, 37, 21-48 (1985).
- 4) 小林 弘・井上裕喜・小林秀明: 日本産小形ステファノディスクス属 (ケイソウ類) の微細構造, 2. *Stephanodiscus hantzschii* Grun. form. *tenuis* (Hust.) Håk. et Stoerm. 藻類, 33, 233-238 (1985).
- 5) Kobayasi, H. and Nagumo, T.: Observation on the Valve Structure of Marine Species of the Diatom Species of the Diatom Genus *Cocconeis* Ehr. *Hydrobiologia*, 127, 97-103 (1985).
- 6) Kobayasi, H., Kobayashi, H. and Idei, M.: Fine Structure and Taxonomy of the Small and Tiny *Stephanodiscus* (Bacillariophyceae) Species in Japan. 3. Cooccurrence of *Stephanodiscus minutulus* (Kütz) Round and *S. parvus* Stoerm. & Håk. *Jap. J. Phycol.*, 33, 293-300 (1985).
- 7) Kobayasi, H. and Kobayashi, H.: Fine Structure and Taxonomy of the Small and Tiny *Stephanodiscus* (Bacillariophyceae) Species in Japan. 4. *Stephanodiscus costatitimbis* sp. nov. *Jap. J. Phycol.*, 34, 8-12 (1986).
- 8) 南雲 保・小林 弘: 淡・汽水産珪藻 *Cyclotella* 属の3種 *C. atomus*, *C. caspi*, *C. meduanae* の微

細構造. 日本プランクトン学会報, 32(2), 101-109 (1985).

謝 辞

本研究は昭和58年から3年間、日産科学振興財団の研究助成を受けた。本研究に着手して3年目にいただいた助成により、研究が予期以上に進展しえたことに対して深く感謝する次第である。成果のうちでも、ことに複雑な生物群集の汚濁による変化の中に、単純な法則を見いだすことができたことは、それが数量的モニタリングの基礎となりえただけに望外の喜びであった。

参考文献

- Balloch, D., Davis, C. E. & Jones, F. H.: Biological assessment of water quality in three British Rivers: The North Esk (Scotland), The Ivel (England) and the Taff (Wales). *Wat. Pollut. Control*, 75, 92-100. (1976).
- Cleve-Euler, A., 1951-1955: Diatomeen von Sweden und Finnland., K. Svenska Vetensk Akad. Handl. Sr. 4, I. 2, 1, 1-163 (1951); V. 3, 3, 1-153 (1952); II. 4, 1, 1-158 (1953 a); III. 4, 5, 1-255 (1953 b); IV. 5, 4, 1-232 (1955).
- Cook, S. E. K.: Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environ. Pollut.*, 11, 269-288 (1976).
- Edwards, R. W., Benson-Evans, K., Learner, M. A., Williams, O. & Williams, R.: A biological survey of the River Taff. *Wat. Pollut. Control*, 71, (2), 144-666 (1972).
- 福島 博, 木村 努, 小林 艶子: 木曾川のケイ藻. 横浜市大紀要, 生物編, 3, 2: 1-155 (1973).
- Hawkes, H. A.: Invertebrates as indicators of river water quality. in ed. James, A. & Evison, L. Biological indicators of water quality, Chapter 2: 1-45. John Wiley & Sons, N. Y. (1979).
- Hellawell, J. M.: Change in natural and managed ecosystems: detection, measurement and assessment. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 197, 31-56 (1977).
- Hustedt, F.: Bacillriophyta (Diatomeae). in ed. A. Pascher, Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas: 1-466. Jena, Gustav Fischer (1930).
- Hustedt, F.: Die kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz mit Berücksichtigung der übrigen Länder Europa sowie der angrenzenden Meeresgebirte. In: Rabenhorst, L. (ed.) *Kryptogamen-Flora* I, pp. 1-920 (1930); II pp. 1-845 (1959); III pp. 1-816 (1961-1966) Leipzig. (1930-1966)
- Kobayasi, H. & S. Mayma: Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Jap. J. Phycol.*, 30, 188-196 (1982)
- Lange-Bertalot, H.: Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitfomen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 51, 393-427 (1978).
- Lange-Bertalot, H. and K. Bonik: Massentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator Starker Abwasserbelastung in Flüssen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 49, 303-332 (1976).
- Lange-Bertalot, H. and U. Rumrich: The taxonomic identity of some ecologically important small Naviculatae. In: Ross, R. (ed.) *Proceeding of the sixth symposium on recent and fossil diatoms*: 135-153 (1981)
- Lange-Bertalot, H. and R. Simonsen: A taxonomic revision of the *Nitzschia lanceolatae* Grunow 2. European and related Extra-European fresh and brakish water taxa. *Bcillaria*, 1, 11-112 (1978)
- Mackay, D. W., Soulsby, P. G. and Poodle, T.: The biological assessment of pollution in streams. Ass. River Authorities Year Book and Directory, 189-197 (1973)
- Patrick, R. and C. W. Reimmer, The diatoms of the united States Vol. 1, *Acad. Nat. Sci. Phil. Monograph*, 13, 1-788 (1966).
- Patrick, R. and C. W. Reimer: The diatoms of the United States. Vol. 2, Pt. 1, *Acad. Nat. Sci. Phil. Monograph*, 1-213 (1975).
- Sládeček, V.: The measure of saprobity. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 17, 546-559 (1969).
- Sládeček, V.: System of water quality from biological point of view. *Ergebn. Limnol.*, 7, 1-218 (1973).
- Sumita M. and T. Watanabe: New general estimation of river pollution using new diatom community index (NDCI) as biological indicator based on specific composition of epilithic diatoms communities applied to Asano-gawa and Sai-gawa Rivers in Ishikawa Prefecture. *Jap. J. Limnol.*, 44 (4), 329-340 (1983).
- 渡辺仁治: 付着性珪藻の相対頻度に基づく生物指標への試み—指標生物に対する問題点の考察から. 公害と対策, 17, 5, 13-18 (1981).
- 渡辺仁治, 藤平 緑, 角谷晴世: 有機汚濁河川の付着性珪藻群集を用いた新しい水質判定法. 「環境科学」研究報告集, B 121-R 12-10; 44-47 (1982 a).
- 渡辺仁治, 藤平 緑, 角谷晴世: 有機汚濁に耐性をもつ付着性珪藻と広い適応性をもつ付着性珪藻. 「環境科学」研究報告集, B 121-R 12-10, 48-74. (1982 b).

- 渡辺仁治, 根来健一郎, 福島 博, 小林 弘, 浅井一
視, 後藤敏一, 小林艶子, 真山茂樹, 南雲 保,
伯耆晶子, 藤平 緑: 珪藻群集を生物指標とする
陸水汚濁の定量的環境評価法の研究 (1). 日産科
学振興財団第 10 回事業報告書, 308-317 (1983).
- 渡辺仁治, 根来健一郎, 福島 博, 小林 弘, 浅井一
視, 後藤敏一, 小林艶子, 真山茂樹, 南雲 保,
伯耆晶子: 珪藻群集を生物指標とする陸水汚濁の
定量的環境評価法の研究 (2). 日産科学振興財団
第 11 回事業報告書, 308-317 (1984).
- 渡辺仁治, 浅井一視, 伯耆晶子: 付着珪藻群集に基づ
く有機汚濁指数 DAIPo とその生態学的意義. 人
間文化研究科年報 (1986a).
- 渡辺仁治・浅井一視・伯耆晶子: 珪藻群集による河川
有機汚濁の数量評価. 関西自然保護機構会報, 13:
31-48 (1986b).
- 渡辺仁治・肥塚利江・田中志穂子: 川床への付着珪藻
群集組成からみた大和川の汚濁状況. 珪藻学会
誌, 2: 125-131 (1986c).
- 渡辺仁治・金近美佐子: DAIPo の止水域への適用—
奈良県室生ダム湖の場合—. 珪藻学会誌, 2: 153
-162 (1986d).
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., Tanaka, S. and T.
Hizuka: Saprophylic and eurysaprobic
diatom taxa to organic water pollution and
Diatom Assemblage Index (DAIPo). Diatom, 2:
23-73 (1986).