

特集：DAIpoを今こそ見つめ直す

DAIpo（付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数）の 概要と課題

加藤 和弘

〒262-0018 千葉県千葉市花見川区畑町1051 東京大学大学院農学生命科学研究科附属緑地植物実験所

An outline and problems of DAIpo (Diatom Assemblage Index to organic water pollution)

Kazuhiro Katoh

*Experimental Station for Landscape Plants, Graduate School of Agricultural and Life Sciences,
the University of Tokyo, Hata-machi 1051, Hanamigawa-ku, Chiba 262-0018, Japan*

Abstract

DAIpo (Diatom Assemblage Index to organic water pollution) is a biological index calculated from the species compositional data of a diatom assemblage. DAIpo itself is a simple index, but it is based on the original classification system of diatom taxa. First, diatom samples collected at more than 1000 stations in Japanese freshwaters were analyzed by the original ordination technique to obtain an order of diatom taxa, of which the endpoints were forced to be *Nitzschia palea* and *Achnanthes japonica*. Then, the taxa were classified into three groups according to the obtained order. It is assumed that this classification reflects the pollution tolerance of each taxon because water pollution is regarded as the most important environmental gradient in Japanese freshwaters.

In the present paper I point out that there are problems to be solved or explained in this ordination procedure.

- 1) Why do the endpoints need to be *Nitzschia palea* and *Achnanthes japonica*?
- 2) Why should the endpoints of the taxon ordination be determined? If water pollution is truly the most important environmental gradient, usual ordination techniques such as corresponding analysis can extract the first axis representing water pollution.
- 3) Were there other community gradients in the data set used to construct the classification system of diatom taxa for DAIpo? Such gradients might disturb the community gradient corresponding to the water pollution gradient. If this happened, the classification of diatom taxa used in DAIpo could also be disturbed by these other gradients.

The relationship between DAIpo and other biological indices is still unclear. The relationship between DAIpo and Shannon's diversity index has been discussed in a few previous papers, though it should be noted that some of the structure observed in the relationship is caused by the formulae of DAIpo itself.

Key index words: *Achnanthes japonica*, biological index, DAIpo (Diatom Assemblage Index to organic water pollution), *Nitzschia palea*, ordination, Shannon's diversity index.

DAIpoの背景

河川に生息・生育する生物の種組成や種多様性から、その場所の水質汚濁の状況を評価する試みには、百年を越える歴史がある。20世紀半ば頃までは、個々の種の環境指標性を経験的に示し、どのような環境指標性をもった種がどのくらい出現しているかに基づいて水質汚濁状況の判断が行われてきた(津田 1961)。この判断を簡便に行うために数量的な基準として、生物指数biological indexが用いられるようになる。津田(1961)は、上述の経験的総合的判断をオーソドックスな方法とする一方で、数量的方法については簡便法と位置づけている。

初期の代表的な生物指数として、Beckの指数(Beck 1955)とPantleとBuckの指数(Pantle & Buck 1955)を挙げることができる。前者は、汚濁耐性がない種に倍の重みを与えて得られる、重み付けされた種数の和である。後者は、対象種のそれぞれに汚濁耐性に基づくスコアをあらかじめ与えたうえで計算される。ある地点において出現した種の汚濁耐性スコアの加重平均値を、出現数量を重みとして計算したもの、といえる。

その後しばらくの間は、この2つの指数やその発展型(例えば渡辺 1962)が、シャノンの多様性指数など種多様性の指数とともに、水質汚濁の評価のために用いられてきた。しかし、指数の計算式についてはさまざまに検討や提案がなされたものの、個々の種の環境指標性は、依然、経験的な判断に基づいて決められていた。過去の関連研究を多数集めて、経験的な判断をできるだけ客観化しようという試みは見られたものの(例えばPalmer 1969)、生物の出現状況それ自体を数量的客観的に分析し、個々の種の環境指標性を明らかにしようとした研究は、しばらくの間現れなかった。

個々の種の環境指標性を客観的な手法により明らかにしようとした研究の初期の例として、Descy(1979)とLange-Bertalot(1978, 1979)を挙げることができる。Descy(1979)は、序列化型の多変量解析手法である因子分析を、珪藻の種組成のデータに適用し、その結果から、個々の種の水質汚濁からの影響の受けやすさを5段階で評価した。これは、群集生態学でいうところの間接傾度分析に相当する。

Lange-Bertalot(1978, 1979)は、生物化学的酸素要求量BODや溶存酸素飽和度DOから判断された水質汚濁の階級と、個々の種の出現状況の対応関係に基づいて、個々の種の汚濁耐性を評価することを試みている。群集生態学でいうところの直接傾度分析に準じたやり方である。この結果に基

づき、出現した主要な種を汚濁耐性の異なる3グループに分けている。

1980年代の日本でも、国内の多数の地点で得られた珪藻の出現状況のデータを数量的に解析し、個々の種の環境指標性を明らかにするとともに、それに基づく水質評価指数を提案する試みが、2つの研究者集団によってなされた。1つはKobayasi & Mayama(1989)に代表される一連の研究である。Lange-Bertalotのアプローチを出発点としつつ、個々の種の珪藻群集内での構成比、すなわち相対頻度が、BODに対応してどう変化するかが検討された。相対頻度とBODの散布図を用い、相対頻度のピークがBODのどのあたりにあるのかをにらんで、珪藻種を汚濁耐性の異なる3つのグループに区分している。そしてもう一つが、Descy(1979)と同様に間接傾度分析を採用し、本稿の主題となる、DAIpoに関わる一連の研究である。

DAIpoの概要

DAIpoの算出にあたっては、珪藻種は汚濁耐性の異なる3グループに区分される。しかし、このグループを得る手続きは、DAIpo独自のものである。

当初は、渡辺(1981)がBOD7ppm以上、以下、それぞれの水域での出現状況に着目して、主要な珪藻種を汚濁に耐えられる種、広い適応性を持つ種、汚濁に耐えられぬ種の3つに分けたように、出現水域のBODを基準として珪藻種を分類していた。その上で、汚濁に耐えられる種の相対頻度(%)の合計に、広い適応性を持つ種の相対頻度(%)の合計の1/2を加えて得られた値が、珪藻群集に基づく有機汚濁指数DCIとして提案された。Sumita & Watanabe(1983)および墨田・渡辺(1984)は、汚濁耐性に基づく種の区分を一部見直した上で、DCIの値を100から減じることで汚濁した水域で値が小さくなるようにした指数をNDCI(new DCI)として提案している。

しかし、生物群集を利用した水質評価の長所は、生息・生育期間を通じ変動する水質の平均的な状態を反映することである(渡辺ら 1986a, 加藤 1989, 渡辺ら 2005)。一方でBODを初めとする水質測定値は、採水がなされたその瞬間における値であり、その地点の水質汚濁を反映する代表値としては必ずしも適切ではない(渡辺ら 1986a, Watanabe *et al.* 1986)。そこで、珪藻の生育状況をBODやその他の理化学的水質測定値と対応づけることをやめ、出現傾向の類似性に基づいて珪藻種を、好汚濁性種、広適応性種、好清水性種の3つのグループに分けるという新たなアプローチがとられることになった。これは、類似の出現傾向を示す種は水質に対しても類似した反応を示すであ

ろうという仮定に基づく（渡辺ら 1986a, Watanabe *et al.* 1986）。

1986年に、河川の水質汚濁の評価のための指数として初めて提示されたDAIpoは、その後、止水域にも適用可能なように種の区分を見直し（渡辺ら 1988）、さまざまな水域での適用例を重ねて（渡辺ら 1986b, 肥塚・中村 1991, 墨田・渡辺 1997, Kim 1999, Duong *et al.* 2007）今日に至っている。DAIpoの値は水質汚濁に関連した水質項目の測定値と高い相関を示していることもあり（Watanabe *et al.* 1988）、いわゆる水質汚濁の指標として広く受け入れられている（Round 1993, Stevenson & Pan 1999）。

以上述べたように、DAIpoは、珪藻の環境指標性が種によって異なることを利用し、陸水淡水域の水質汚濁を評価しようとする水質汚濁指数と位置づけることができる。但し、指数という表現には注意が必要である。指数というと、とすればその計算式のみを指すようにとられがちである。しかしDAIpoの場合には、指数算出の根拠となる、汚濁耐性に基づく個々の種の種群への区分もまた、その構成要素とされるべきである。さらには、個々の種の同定上の基準をも明らかにしており（渡辺ら 2005）、それをもってDAIpoの一応の完成と捉えることができる。つまりDAIpoは、同定基準、汚濁耐性に基づく種の区分、指数の計算式という3つの構成要素からなる水質評価システムとしての一面も備える。

DAIpoにおける種の区分の特徴

DAIpoの計算式は、実のところ、PantleとBuckの指数と本質的に同じである（Kobayasi & Mayama 1989）。DAIpoの独自性は、むしろ、汚濁耐性についての珪藻種の区分のやり方にある。その特徴は、以下のようにまとめることができる。

1) 間接傾度分析（序列化）を採用している。

Lange-Bertalot (1978, 1979) や Kobayasi & Mayama (1989) は、個々の珪藻種の出現状況とBODなど水質測定値を直接対比させ、珪藻種の水質汚濁に関する環境指標性を判断した。しかしDAIpoは、珪藻種の環境指標性を判断する上でこのようなプロセスを経していない。このことは、DAIpoに「純生物学的数理解析」（渡辺ら 2005）の結果に基づく生物指数としての性質を与える一方で、DAIpoの値が指し示す内容が明確ではない（高村 1990, 1991）という不明瞭さにもつながっている。

DAIpoにおける種の区分にあたっては、河川974地点、止水域100地点（渡辺ら 1988）、あるいは両者あわせて1240（渡辺ら 2005）ものサンプル

が用いられている。これだけ多数のサンプルを用いているなら、水質汚濁以外の環境条件が十分に均一にならず、結果としてそれらの条件が珪藻群集の種組成にばらつきを生じさせることもあると考えられる。DAIpoにおける種の区分のためのサンプルの採取にあたっては、流水域・止水域それぞれにおける付着基物の種類を統一する、流水域では流速約40cm・s⁻¹、水深約30cm以浅に統一する、遷移の進んだ現存量の多い藻被を対象とする、強酸性、強アルカリ性など非調和型の水域や、海水、毒物等の影響を受ける水域を対象としないといった条件が設定されている（渡辺ら 1986a, Watanabe *et al.* 1986, 渡辺ら 2005）。しかしそれでも、データにはpHをはじめ水質汚濁とは別の環境傾度を構成する要素が含まれている可能性は高い。さらには、種組成の地域や水系による違いも無いとはいえない。特定の地域や水系に偏って出現する分類群の存在が、種組成の変化の軸を構成することも考えられる。

通常の間接傾度分析では、複数の要因によって種組成が変化している場合には、それぞれの要因に対応した種組成の変化を別個の軸として抽出する（Gauch 1982, 加藤 1995）。しかしDAIpoでは、水質汚濁に伴う種組成の変化のみを抽出している。水質汚濁に伴う種組成の変化がデータセットにおけるばらつきをもたらず最重要の要因であるか、そうでなくても、水質汚濁以外の環境傾度に伴う種組成の変化が、水質汚濁に伴う種組成の変化から完全に独立であれば問題は生じない。しかし実際には、ある環境傾度を形成する環境条件が強く働く場所（環境条件が極端な場所、例えば、水質がきわめて悪化した場所など）では、別の環境条件による生物群集への影響が見られなくなる、ということはある。例えばKatoh (1991a) は、水質汚濁が進んだ場所では、水温の変化に伴う付着珪藻群集種組成の変化が認められにくいことを指摘している。データセット中の水質汚濁以外の環境傾度に対応する群集傾度が、水質汚濁に伴う群集変化に影響を与えることはなかったのか、多次元の序列化を行うことで検討する必要があるのではないかと思われる。

2) 序列化に際し、種の序列の両極を設定している。

今日一般的に行われている序列化手法として、主成分分析、対応分析（交互平均法；Hill 1973）、除歪対応分析（DCA；Hill & Gauch 1980）、多次元尺度構成法を挙げることができる（加藤 1992, 1995）。これらは序列化にあたり、種組成のデータそのもの以外の情報を用いない。ところがDAIpoにおける序列化では、*Nitzschia palea*を汚濁の進ん

だ水域の代表種、*Cymbella minuta* (後に代表種を *Achnanthes japonica* に変更; 渡辺ら 2005) を清浄な水域の代表種とし、この2種の位置を固定した上で他の種を位置づけるという手法がとられている (渡辺ら 1986a, Watanabe *et al.* 1986, 渡辺ら 2005)。DAipoにおける序列化の過程は、交互平均法 (Hill 1973) の第1軸の算出の過程と類似しているようにも見えるが、交互平均法では軸の両端は分析者により指定されない。この点でDAipoにおける序列化は、極座標付けPolar ordination (Bray & Curtis 1957) に近いものともいえよう。

序列 (= 軸) の両極を指定するためには、選ばれた両極がそれに最適であることを立証する必要がある。DAipoの序列化に関しては、この部分に若干の議論の不足があるように思われる。*N. palea* が汚濁の進んだ水域の代表種であることについては文献も多数あり、異議を唱える余地はほとんどなかろう。*C. minuta* や *A. japonica* が清浄な水域に出現することについても同様だが、極として最適であることについては、なお議論の余地があったのではないだろうか。

また、そもそもこのような極を設定する必要があるのかという問題もある。環境指標性を検討するためのデータを得た地点の間で水質汚濁が最も主要な環境傾度であるなら、極を設定しない序列化手法、例えば本来の反復平均法をそのまま用いたとしても、水質汚濁に対応する種組成の変化の軸が抽出されるはずである。両極を設定しないと適当な軸が得られないなら、データセットが水質汚濁以外の要因による種組成の変化をより強く反映していることになる。その場合、水質汚濁とは別の要因があり、極を指定しない序列化を用いた場合には水質汚濁に対応する軸が適切に抽出されなくとも、極を指定することにより水質汚濁に伴う種組成変化の軸が適切に抽出されることが、データに基づき立証されれば、DAipoの理論的な基盤が強化されることになるだろう。

3) 種の区分に際しての工夫

このほかに、種の序列化の結果に基づいて種を3つのグループに区分する際、汚濁に耐えられる種と耐えられぬ種ができるだけ一緒に出現しないような境界の設定を行っているという点も、DAipoの特徴である (渡辺ら 2005)。このことは、DAipoの順にサンプルを並べ、好汚濁性種、広適応性種、好清水性種の構成比を表示した場合に、水質が悪化するに従って非汚濁耐性種が広適応種に置き換わり、広適応種がさらに汚濁耐性種に置き換わるという明瞭なスペクトラムを得る上で、大きな意味を持っている (渡辺ら 2005)。

DAipoと水質測定値、および他の生物指数との関係

DAipoと水質測定値の関連性を調べ、DAipoの環境指標性を明らかにしようとした研究は少なくない。一般に水質汚濁を指標するとされている水質項目の測定値とDAipoの間には、測定値が汚濁を示すようになればなるほどDAipoの値は小さくなるという単相関関係が存在している (Watanabe *et al.* 1988)。

もっとも水質汚濁は、BODなど特定の一属性だけで記述できるものではない。相互に関連する複数の属性の、総合的な効果を示す複合的な環境傾度である (Katoh 1992)。DAipoが複数の水質項目から影響を受ける総合的な指標としての性質を備えることについては、大塚ら (2007) が検討を加えているが、今後なお検討の必要があると考えられる。

一方で、他の生物指数との関連性を明らかにしようとした研究は非常に少ない。数少ない例である加藤 (1988) は、DAipoは、小林ら (1985) の珪藻種区分に基づくPantleとBuckの指数と並び、Beckの指数など他の汚濁指数や多様性指数と比べて水質汚濁関連水質項目との相関が強かったとしている。これは、汚濁耐性値の加重平均の形の指数が、他の指数よりも水質汚濁の状況をより良く反映する (Katoh 1991b) を示す。珪藻類の種組成を規定する最も重要な環境要因が水質汚濁である場合には、このような形の指数は、序列化型の変数解析の第1軸のスコアとも非常に強い相関を示す (Katoh 1992)。

DAipoとPantleとBuckの指数の間には、上述のように数式上の本質的な違いはない。両者の差は珪藻種区分の差に起因するものだが、これについて、東京都のサンプルを対象とした場合には、小林ら (1985) の区分を用いたPantleとBuckの指数の方がDAipoよりもばらつきが小さいという結果が得られている。また、DAipoのほうが中間的な値になりやすい点が指摘されている (加藤 1988)。

ただしこれらの点については、DAipoが、より幅広い水質条件をカバーすることを念頭に構成されたものであり、適用可能な水質の幅の広さと局所的な精度の高さがトレードオフの関係になるためではないか、とも考えられる。小林ら (1985) の区分は基本的に東京都内の河川で得られた珪藻群集の種組成とBODのデータに基づいているのに対し、DAipoにおける区分は広く全国の水域から得られたデータに基づいている。結果として、後者はより幅広い水質条件の水域に適用し得るのに対し、前者は東京都やその隣接地域に限れば後者よ

りもよい適合性を示すという可能性が考えられる。

以上より、根拠は異なれどもそれぞれに適切な手続きを経て作られた指標種の区分が用いられている場合には、指標種の区分のあり方が評価結果に及ぼす影響は、数式の作り方の違い（和か、比か）や、種のアバンダンスに関する情報を用いるか否かが結果に及ぼす影響に比べて小さいと考えられる。さらには、水質汚濁を念頭に置いて作られた手法は単なる種多様性の指数よりも水質の変化にはるかによく対応する（加藤 1988, Katoh 1991b, Round 1993）。

DAIpoとシャノンの多様性指数の関係については、墨田（1993）などにも言及があるが、渡辺ら（2005）が明確に描写している。DAIpoが50の付近で多様性は最大になること、0および100の付近では相対的に小さな値をとること、0, 50, 100のあたりでは多様性指数は時に0近くまで低下するが、25, 75のあたりでは常に1bit以上であること、といった特徴を見いだすことができる。但し、この関係が全て生態学的な意味を持つというわけではない。DAIpoの計算式から明らかに、単一の種が極端に優占する多様性がきわめて低い（0bitに近い）群集の場合、DAIpoの値は0, 50, 100のいずれかにきわめて近い値になる。逆にDAIpoが25や75の場合、もっとも多様性が低くなるのは、（好清水性種と好汚濁性種が共存しないと考えるのであれば）広適応性種1種と好汚濁性種または好清水性種1種が半々で出現するような状況であり、この場合多様性指数は1bitになる。つまり、あるDAIpo値におけるシャノンの指数の下限値はDAIpoの計算式から自動的に決まり、その値は一定ではない。DAIpoが0, 50, 100の場合には0bit, 25と75の時は1bitとなる。上述の関係には、多様性指数の下限値についてのこの制約が反映されているということになる。

ま と め

DAIpoは、BODなど外的基準を参照すること無しに構築された。その結果、DAIpoの環境指標性について論理的な根拠を問う余地が生じ、環境指標性の詳細についてはなお明らかにすべき点があるものの、既往の関連研究の成果から、水質汚濁の評価のために十分に用いることができると考えられる。

DAIpo算出における種群の区分においては、いくつかが根拠が不明確な部分が残っている。極となる種を設定する必要性と、極として*Achnanthes japonica*を選んだ理由の提示、極を*Cymbella minuta*から*A. japonica*に変更したことに伴う種の分類の変化や、極をさらに他の種とした場合の影響の検

討、根拠となるデータにおける最重要の環境傾度が本当に水質汚濁であったことの検証が、特に望まれる部分であろう。また、こうして得られた種群が、別の手続きによって得られた種群とどのように違いがあるかについても、興味を持たれる。DAIpoは海外でもしばしば利用されていることから（例えばKim 1999, Duong *et al.* 2007）、種群を区分するために用いる珪藻サンプルを採取する地理的な範囲と、その種群を用いたDAIpoの適用可能範囲に関する検討も、今後の検討課題になり得る。

DAIpoと他の生物指数との関係についても検討の余地がある。特に多様性指数との関係については、環境の違いが多様性に及ぼす影響を反映した部分と、数式の構造上必然的に生じる性質とを区別して議論する視点が求められよう。

DAIpoは、本稿でも事例のごく一部を引用したように、国内外で今日広く使われている。上述の問題が今後の研究により解消されていくに従い、いっそうの広がりを見せることであろう。

謝 辞

本稿の執筆にあたり、琵琶湖博物館の大塚泰介氏、大阪医科大学の浅井一視氏より、多くの有益な情報とご助言を賜った。ここに記して感謝申し上げる。

引用文献

- Beck, W.M. 1955. Suggested method for reporting biotic data. *Sewage and Industrial Wastes* **27**: 1193-1197.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325-349.
- Descy, J.P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia Beiheft* **64**: 305-323.
- Duong, T.T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D.K. & Boudou, A. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators* **7**: 839-851.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. 298 pp. Cambridge University Press, Cambridge.
- 肥塚利江・中村寿子. 1991. 付着珪藻群集に基づく猪名川の汚濁状況. *Diatom* **6**: 1-9.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal Averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* **61**: 237-249.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence Analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* **42**: 47-58.
- 加藤和弘. 1988. 付着珪藻群集に基づく生物指数の性質. *Diatom* **4**: 81-88.
- 加藤和弘. 1989. 生物による水環境評価について. *環境科学会誌* **2**: 301-310.

- Katoh, K. 1991a. Spatial and temporal variation of diatom assemblages in a partly polluted river. *Japanese Journal of Limnology* **52**: 229-239.
- Katoh, K. 1991b. A comparative study on some pollution indices using diatoms. *Diatom* **6**: 11-17.
- Katoh, K. 1992. A comparative study on some ecological methods of evaluation of water pollution. *Environmental Science* **5**: 91-98.
- 加藤和弘. 1992. 多変量解析を用いた珪藻群集の生態研究. *Diatom* **7**: 1-8.
- 加藤和弘. 1995. 生物群集分析のための序列化手法の比較研究. *環境科学会誌* **8**: 339-352.
- Kim, Y.J. 1999. An assessment of water quality by attached diatoms assemblage in the Pochun Stream. *Korean Journal of Limnology* **32**: 135-140.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *Korean Journal of Phycology* **4**: 121-133.
- 小林弘・真山茂樹・浅井一視・中村真一. 1985. 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. *東京学芸大学紀要第4部門数学自然科学* **37**: 21-46.
- Lange-Bertalot, H. 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen, ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* **51**: 393-427.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft* **64**: 285-304.
- 大塚泰介・打越崇子・甲津久生. 2007. 農業排水路でDAIPo (付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数)は何を指標するか? -構造方程式モデリングによる検討-. *陸水学雑誌* **68**: 229-240.
- Palmer, C.M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology* **5**: 78-82.
- Pantle, R. & Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*. **96**: 604.
- Round, F.E. 1993. A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality. 65 pp. HSMO Books, London.
- Stevenson, R.J. & Pan, Y. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *In*: Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (eds) *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. pp. 11-40. Cambridge University Press, Cambridge.
- 墨田旭彰. 1993. 北陸河川の有機汚濁に対する付着珪藻群集の種組成分析による考察 (II): 群集構造とシヤノンの多様性指数. *Diatom* **8**: 19-34.
- Sumita, M. & Watanabe, T. 1983. New general estimation of river pollution using new diatom community index (NDCI) as biological indicator based on specific composition of epilithic diatom communities: applied to the Asano-gawa and the Sai-gawa Rivers in Ishikawa Prefecture. *Japanese Journal of Limnology* **44**: 329-340.
- 墨田旭彰・渡辺仁治. 1984. 川床の付着珪藻群集を指標とした能登半島の7河川の汚濁状況. *陸水学雑誌* **45**: 134-143.
- 墨田旭彰・渡辺仁治. 1997. 石川県金沢市及びその近郊部湧水のDAIPo. *Diatom* **13**: 161-169.
- 高村健二. 1990. DAIPoは何を指標しているのか. *陸水学雑誌* **51**: 123-124.
- 高村健二. 1991. DAIPoを検討することがまず第一である. *陸水学雑誌* **52**: 65-66.
- 津田松苗. 1961. *汚水生物学*. 258 pp. 北隆館, 東京.
- 渡辺仁治. 1962. 北海道常呂川の水質汚濁に対する珪藻の種類数に基づく生物指標. *日本生態学会誌* **12**: 216-222.
- 渡辺仁治. 1981. 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**: 13-18.
- 渡辺仁治・浅井一視・伯耆晶子. 1986a. 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. *奈良女子大学大学院人間文化研究科年報* **1**: 77-95.
- Watanabe, T., Asai, K. & Houki, A. 1988. Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages. *In*: Round, F.E. (ed.) *Proceedings of the 9th International Diatom Symposium* pp. 123-141. Biopress, Bristol & Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., Tanaka, S. & Hizuka, T. 1986. Saprophilous and euryaprobiotic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIPo). *Diatom* **2**: 23-73.
- 渡辺仁治・浅井一視・大塚泰介・辻彰洋・伯耆晶子. 2005. *淡水珪藻生態図鑑*. 784 pp. 内田老鶴圃, 東京.
- 渡辺仁治・田中志穂子・肥塚利江. 1986b. 紀の川の汚染地図 - 付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数 (DAIPo) を用いて -. *Diatom* **2**: 117-124.
- 渡辺仁治・山田妥恵子・浅井一視. 1988. 珪藻群集による有機汚濁指数 (DAIPo) の止水域への適用. *水質汚濁研究* **11**: 765-773.