

湖水環境の人為的改造と底生有孔虫の群集変化： その2 宍道湖の中央1測線の結果

野村律夫*・吉川恵吾**

Ritsuo NOMURA ・ Keigo YOSHIKAWA
Benthic foraminiferal changes in relation to human activities
in brackish environment:
Part 2 the results of one central transit in Lake Shinjiko

ABSTRACT

Large-scale national and prefectural projects have existed to reclaim the marginal area of Nakaumi and Shinjiko Lakes during the past several decades. Original brackish environment may have changed with these reclamation projects associated with many artificial constructions, which affect directly or indirectly life forms living in the lakes. We examined this hypothesis in six columnar sediments (20cm long) from the viewpoint of foraminiferal ecology and paleoecology.

Critical environmental changes were found in two different levels below lake floor, one of which is 4-7 cm and the other is 10-17cm. In the first upper level, a distinct increase of individual number of *Ammonia beccarii* type 1, which forms the *A. beccarii* type 1 Assemblage, was recognized. The *A. beccarii* type 1 Assemblage replaced the *Haplophragmoides canariensis* Assemblage in the second deeper level. Ecology of these assemblages indicates the progressed increase of bottom water salinity. These levels are estimated about 15 years and 60 years before the present, respectively. We compared these foraminiferal events with known historical records and found a good correlation between the foraminiferal events and the construction times of artifacts.

We conclude that the sediments and bottom waters of Shinjiko Lake changed their physicochemical characters in association with a consistent salinity input, which was introduced by human activities. Such environmental changes are easily detectable by using foraminiferal analysis, rather than chemical analyses of brackish water.

1. はじめに

低-中塩分濃度よりなる宍道湖は、斐伊川より流入する河川水と大橋川を介して流入する海水によって、複雑な汽水環境を形成している。この汽水域に中海・宍道湖干拓・淡水化事業が開始されて以来、1980年代前半までには中海に水門や堤防が相次いで建設された。一方で、干拓・淡水化事業がはじまった当初より、この干拓・淡水化事業による両湖の環境変化が危惧され、県や大学の関連機関で水質調査が活発に行われるようになった。その結果は定期的に報告されている（たとえば、伊達ほか、1989；橋谷ほか、1991）。しかしながら、これらの報告に表れる個々の水質項目の測定数値を見る限り、短周期、例えば月単位の変化は認められるものの、水門や堤防の建設が完工して十数年たった今日までの経年的な変化に

は一見して意義のある変化傾向を読み取ることができないように思われる（例えば、Fig. 1）。一般に、湖水環境の変化の認知は、水質による測定が第一義的なものと考えられており、たとえば積極的に化学的酸素要求量（COD）といった水質分析が広大な湖水域を有す宍道湖のような所にも適用され、環境の指標として議論の主題となっている。しかし、短期的にも、長期的にも、そして地域的にも変化に富む中海や宍道湖のような汽水湖は、生物による記録や無機的そして有機的な集積物である堆積物から得られる情報も水質以上に重要な評価対象物である。

宍道湖・中海では水質や堆積物と密接な相互関係を有する生物に原生動物の有孔虫が生息しており、主要な中型底生生物（meiobenthos）を代表している（Nomura

* 島根大学教育学部研究室

** 松江市役所固定資産税課

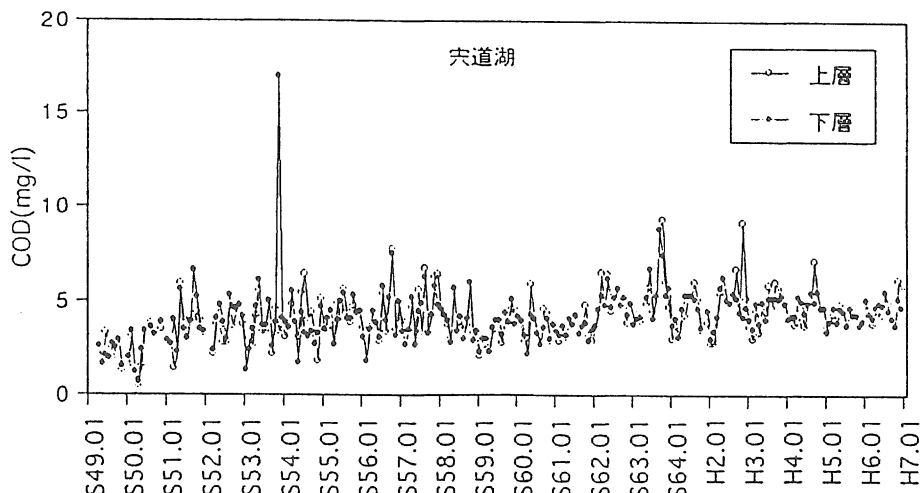


Fig. 1. Long-term COD (Chemical Oxygen Demand) variation given by Prefectural Government (Reference: Ishitobi *et al.*, 1995)

and Seto, 1992). 筆者らは、有孔虫のような湖底泥に表生または内生する有孔虫に示される定量的な変化には、意義のある環境変化が記録されているものと考え、現在有孔虫のモニタリングを継続しているところである。この考えに基づいた以前の報告には、野村・猪口 (1994) による中海本庄工区での研究例があり、人為的に閉鎖した湖水域の環境変化の具体的な過程が復元されている。本研究は、湖底に現在生息し、過去に生息したこのような底生有孔虫の殻を定量し、ここ数十年間に人間活動が及ぼした環境変化を具体化させることを目的に進めたものであり、著者の一人吉川恵吾が行った卒業研究の成果の一部である。とくに、宍道湖では今日まで議論すべき資料が皆無であるため、宍道湖に限ってここ数十年間の湖水環境の復元結果を報告する。

2. 宍道湖の概要

2-1. 湖底地形

宍道湖は、周囲48km、面積79.2km²で、日本第7位の面積をもった富栄養型の海跡湖である (国立天文台編、

1994)。主要河川としては、湖西岸に斐伊川があり、東岸に大橋川、北東岸に佐陀川がある。最大水深は中央部で6 mあり、平均水深は4.5mである。

宍道湖の湖底地形は、中央に水深4～5mの湖底平原が広がっている。南岸と北岸にはそれぞれ5～600mの幅で水深3m以浅の湖棚があり、湖底平原とは斜面をなす。湖底の堆積物は、水深4～6mがシルト、粘土からなり、水深2m以浅は砂が主体となっている (三梨ほか、1988)。

2-1. 水質

宍道湖の水質については、伊達ほか(1989)および橋谷ほか(1991b)による継続した報告がある。ここでは『ごびうす』(島根大学理学部化学科による速報)を基にして、1991年1月-1994年12月の中海、宍道湖、境水道の水質の特徴をまとめてみる。

水温については、地域間による差が上層水より下層水の方で大きい。宍道湖の1月の下層の水温は、境水道より8.5℃も低い。8月の下層の水温は、1月とは逆に宍

Table 1. Six locations studied

Core sample (Location)	Sampling date	Water depth (m)	Temperature (°C)	PH (bottom water)	Salinity (%)
SI-1 (off Inonada)	June 17, 1994	4.5	25.4		6.0
SI-2 (off Takanomiya)	June 17, 1994	5.5	24.2	8.3	10.2
SI-3 (off Aika)	Nov. 8, 1994	5.5	11.5		18.0
SI-4 (off Nishi-nagae)	Nov. 8, 1994	5.3	11.8		17.0
SI-5 (off Nagae)	June 3, 1994	5.0	23.2	7.1	6.0
SI-6 (off Sadagawa R.)	June 3, 1994	4.5	23.5	7.6	6.0

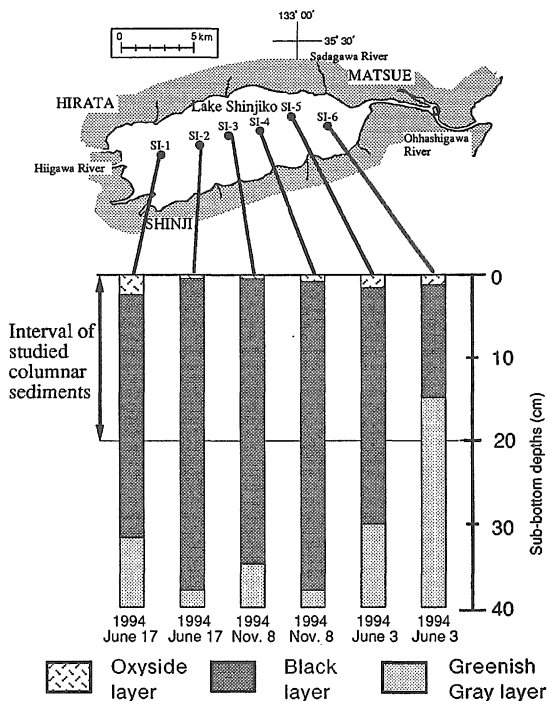


Fig. 2. Locations of studied columnar sediments in Shinjiko Lake and their lithologies.

道湖側で最も高い。下層水の年平均水温は宍道湖で低く、境水道側で高い。

塩分については、上層水、下層水のいずれも境水道から中海中央にかけて徐々に減少し、中海中央から宍道湖にかけては、急激に減少する。年平均値でみると、宍道湖中央の塩素量は、境水道の塩素量と比べると上層で約 $1/6$ 、下層で約 $1/8$ である。実際には、境水道の下層水の塩分の年平均値が $30 \sim 33\%$ であるのに対して、宍道湖湖心では $3 \sim 4\%$ である。塩分の上層と下層の差は、境水道と中海中央部で大きく、 10% 前後も違うのに対し、宍道湖、大橋川ではほとんど差はない。ただし、これは年平均値でのことであり、低気圧の移動に伴った高潮の発生や経年的変動のなかで出現する累積降雨量の減少期には、中海より塩分水が逆流するため宍道湖でも明瞭な塩分躍層が形成されたりする（橋谷ほか, 1989, 1991a; 徳岡ほか, 1994）。

溶存酸素量は、上層水が年間を通して過飽和状態にあるが、下層水では、水温が高くなる6~10月に減少し、8月には境水道を除く宍道湖・中海のほぼ全域で 20% 以下になる。

全リンは1月より8月で高い。境水道を除けば、上層

水よりも下層水の方が高いが、流入負荷の影響を受けやすい大橋川水域では上層も高い。8月の下層水では、宍道湖中央部で高くなる。リン等の栄養素や溶存酸素の上層と下層でそれらの濃度が異なっているのは、湖水の対流の程度によるものであり、気象条件からみて湖底の塩分が上昇し易く、しかも有機物の分解が最も進む夏期に、還元的な環境が形成されるためである（橋谷ほか, 1989, 1991b）。この還元的環境のもとで堆積物より可溶性元素の放出が起きている。

3. 試料と方法

試料の採取は1994年6月と11月に行った。採取地点は、SI-1（いのなだ沖）、SI-2（たかのみや沖）、SI-3（秋鹿沖）、SI-4（西長江沖）、SI-5（長江沖）、SI-6（佐陀川沖）の6地点である（Fig. 2; 表-1）。

宍道湖6地点から採取した柱状試料（直径4cm）は、表層20cmまでを1cmごとに切断し、250メッシュの篩で洗浄した。さらに表層10cmまではローズベンガルで染色した後、遺骸と生体のそれぞれについて単位堆積物（g）当りの個体数を定量した。また、SI-1、SI-3、SI-6の3地点については、ヤナコCHNコーダー（MT-5型）を用いて有機物（CHN）分析を行った。処理方法は三瓶（1991）に従い、セラミックボードに粉末状にした試料を約50mg測り取り、1N塩酸を加えて炭酸カルシウム（ CaCO_3 ）を除去した後、乾燥させCHNコーダーで測定した。

4. 底生有孔虫群集の解析結果

4-1. 堆積物の単位重量あたりの個体数について

堆積物1g当たりの有孔虫の総個体数は、塩分や有機物質の組成の違いを反映して、極めて大きな違いを宍道湖の東西で示す。また、ここ数十年間の湖水環境の変動を反映して、同じ地点でも堆積物中で変化している。とくに、湖底下4cmと10cm付近には宍道湖の東部で顕著な変化が見られる。以下、各地点ごとにその特徴を記述する。

SI-1 (Fig. 3) : *Miliammina fusca* のみ産し、他の種は産出しない。表層1cmで6個体/gを記録し、4cmと18cmで2個体/gを記録するほかは、全て1個体または産出していない。総個体数も6つの調査地点の中で最も少ない。

SI-2 (Fig. 4) : 湖底下20cmまでの堆積物中には *M. fusca* と *Ammonia beccarii* type 1 の2種からなる。層的にみると、湖底下6~19cmでは *M. fusca* のみで構成され、1~4cmは *A. beccarii* type 1 のみで構成されている。湖底下11cmで5個体/g、次いで18cmで3

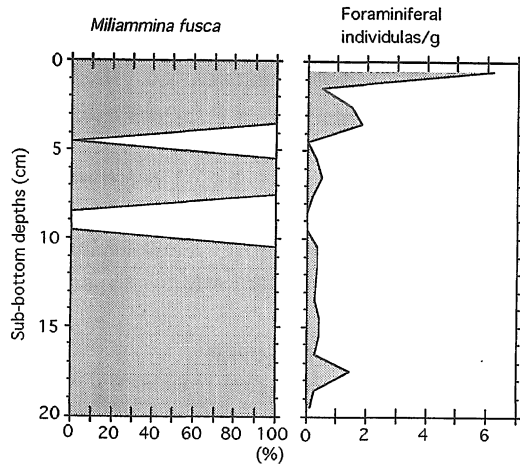
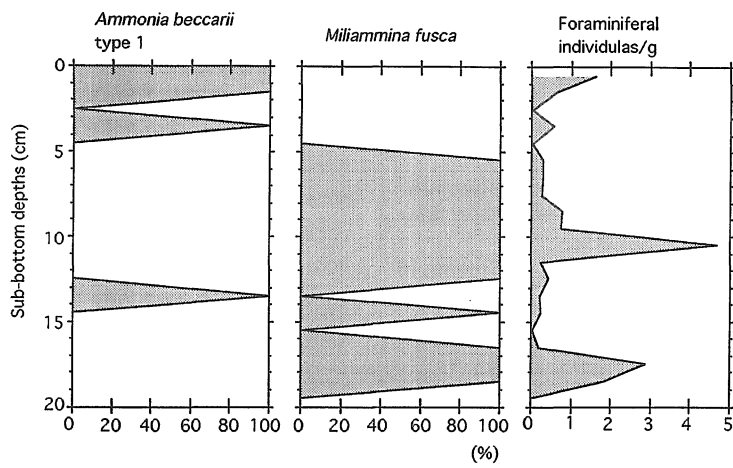


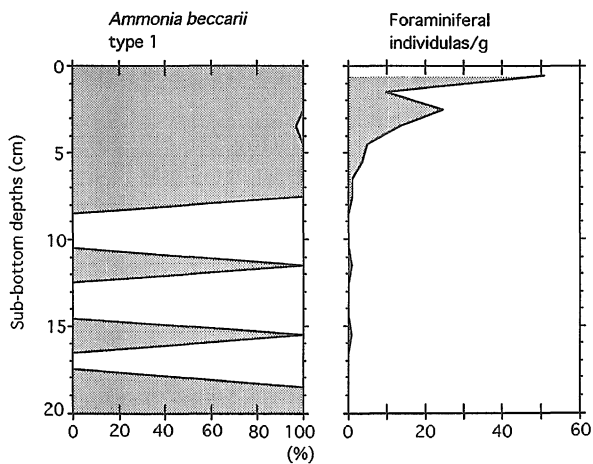
Fig. 3. Foraminiferal occurrences at SI-1.

SI-1



SI-2

Fig. 4. Foraminiferal occurrences at SI-2.



SI-3

Fig. 5. Foraminiferal occurrences at SI-3.

個体/cm, 表層1cmと19cmで2個体/gを産出する。他は全て1個体または産出せず, SI-1における産状に類似する。

SI-3 (Fig. 5) : *Miliammina fusca*と*A. beccarii* type 1の2種のみである。*Ammonia beccarii* type 1は表層1cmで, 最大の51個体/gを記録する。7cm以深で*M. fusca*が1個体または皆無であるのに対して, 3~7cmにかけて顕著な総個体数増加が認められる。湖底下3cmでは24個体/gになっている。

SI-4 (Fig. 6) : 産出有孔虫には5種が認められ, *A. beccarii* type 1と*H. canariensis*が優占種となっている。*H. canariensis*は, 湖底下18cmから上位にかけて個体数が減少しはじめ, 入れ替わるように*A. beccarii* type 1の個体数が増加する。とくに, *A. beccarii* type 1は湖底下3~6cmで顕著な個体数増加が認められ, 湖底下6cmで6個体/gだったのが湖底下3cmで84個体/gになり, 表層1cmでは87個体/gになる。また, *M. fusca*は, 少ないながら全試料に含まれている。

SI-5 (Fig. 7) : SI-4と同様に, 全産出有孔虫種数は5種であり, *A. beccarii* type 1と*H. canariensis*が優占種として分布している。湖底下16cmから上位にかけて, *H. canariensis*は減少しはじめ, 入れ変わるように*A. beccarii* type 1が増加している。全体的に*M. fusca*も20%未満ながら広く分布している。湖底下5~8cmで*A. beccarii* type 1の顕著な個体数増加が認められ, 湖底下8cmで9個体/gだったのが湖底下5cmで74個体/gになる。湖底下4cmでは77個体/gを記録する。

SI-6 (Fig. 8) : 宍道湖のなかでは, 最も産出種数の多い7種が確認された。層位的な変化でもSI-5に似て, *A. beccarii* type 1, *H. canariensis*が優占種として分布している。個体数の顕著な増加が, 湖底下11~14cmと表層から6cmの2箇所に見られる。前者では, *H. canariensis*が湖底下14cmで23個体/g産出し, 11cmで119個体/gになる。後者では, *A. beccarii* type 1が6cmで20個体/gを産したものの, 表層1cmで最大の671個体/gに急増している。また, 湖底下20cmには*Elphidium cf. subarcticum*が23%を有し, 特異な産状を示している。一般的に, *E. cf. subarcticum*の産出は, 中海程度の塩分を要求される環境に適応しているため, この層準で, 塩分の増加が一時的にも存在したことが考えられる。

以上のように, 有孔虫の産出状況は, 西部から東部にかけて産出個体数および種数において明瞭な増加傾向が

見られる (Figs. 9, 10)。層位的な分布をみると湖心部から東部の調査地点では, 下部から上部にかけて*Haplophragmoides canariensis*から*Ammonia beccarii* type 1に優占種の明瞭な交換が起こっている。

4-2. 生体について

各地点の種別の生体数の比較は, 湖底下1~3cmの個体数を用い, 単位堆積物量当たりの個体数として比較した。以下, 生体の確認された2種について, それぞれ水平分布についてみる (Fig. 11)。

A. beccarii type 1は, 調査した6地点中, SI-1を除く残り5地点全てに産出している。このうち, SI-3では82個体/g, SI-4では143個体/g, SI-6では129個体/gと極めて多く産出しており, 宍道湖東部が*A. beccarii* type 1の生態に好ましい環境になっている。

*M. fusca*はSI-1, SI-5, SI-6の3地点から産出している。SI-1の3個体/gが最大で, *A. beccarii* type 1と比べるとその数は極めて少ない。

1994年の7月以降は高塩分の下層水が停滞したことと*A. beccarii* type 1の生体の多産していることは, この種の生態について塩分との間に何らかの関係を示唆する (Fig. 12)。とくにSI-4, -5, -6では, 表層1cm内の堆積物中で生体の占める割合が40-50%となっている。*Ammonia beccarii* type 1はこの産状からしても, 表層の1-2cm以内に生息する浅内生的な生態を有すものと見られるが, 10-15%程度の塩分の下層水の存在が好環境条件になっていることのはかには, 他の環境要素との間に明瞭な関係は導けない。

5. 有孔虫群集と有機物組成との関係

C/N比は, 西部が他の2地点に比べて高く, 湖心部, 東部で低い (Fig. 13)。一般にC/N比は有機物の組成の違いを示していると考えられ, 陸上のセルロースやリグニンからなる高等植物ではN量が少ないためC/N比は高くなり, 海洋の植物プランクトン起源の堆積物ではC/N比は6-7と低くなる (たとえば, 中井ほか, 1982)。したがって, 宍道湖の東部と西部でC/N比が異なるのは, 斐伊川によって供給される陸上植物起源の有機物が西部ではトラップされやすいことや, 東部では植物プランクトン起源の有機物がおもに堆積するためであろう (Sampei et al., 1994; 三瓶ほか, 1994)。宍道湖のそれぞれの地域を代表する3地点の分析値をみると, SI-1では, ほぼ9.0~9.5の間で安定しており, 3地点の中で最も高い。SI-3では, 下部から上部にかけての顕著な減少が湖底下1~4cmと13~15cmのところにみられる。前

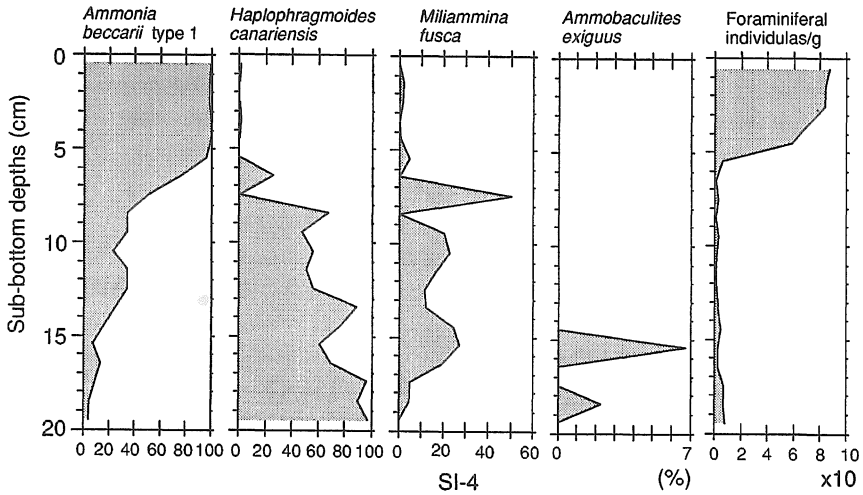


Fig. 6. Foraminiferal occurrences at SI-4.

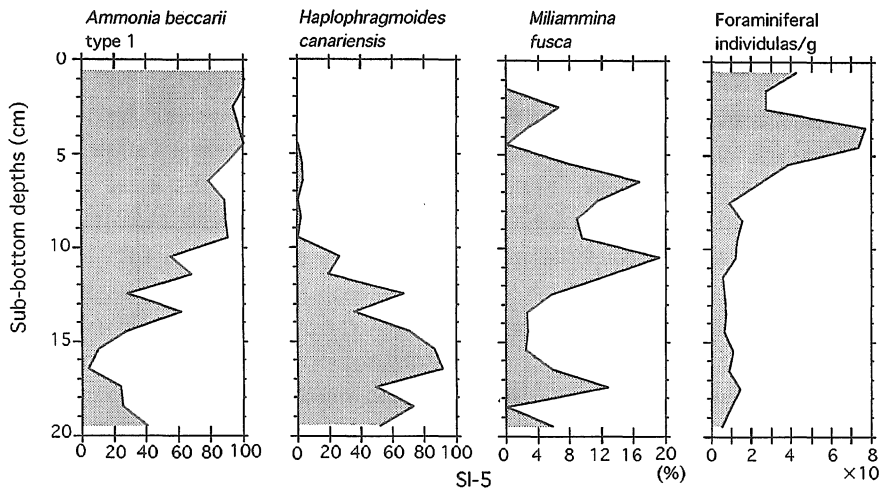


Fig. 7. Foraminiferal occurrences at SI-5.

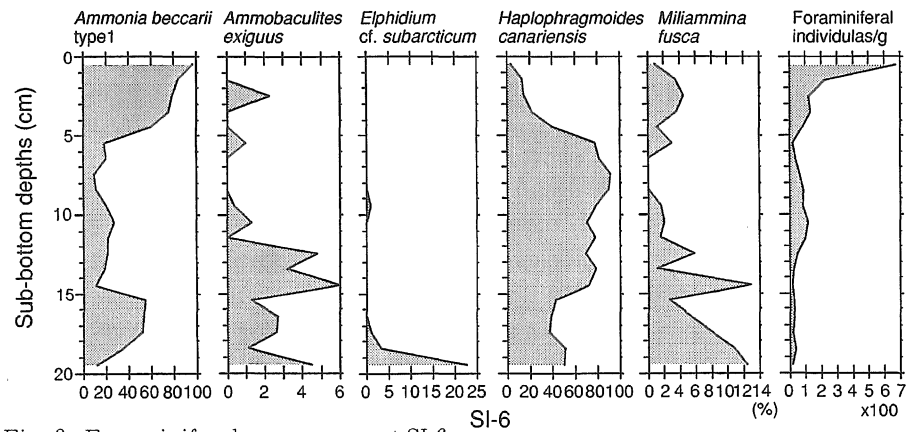


Fig. 8. Foraminiferal occurrences at SI-6.

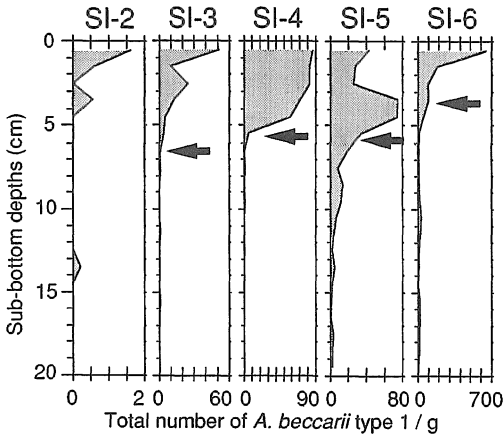


Fig. 9. Comparison of foraminiferal individual number of *Ammonia beccarii* type 1 per gram of sediments among five locations. Note rare occurrences in the western part of Shinjiko Lake and particularly abundant in upper 5-6 cm of the sediments in the eastern part. Arrows indicating time level of about 1981.

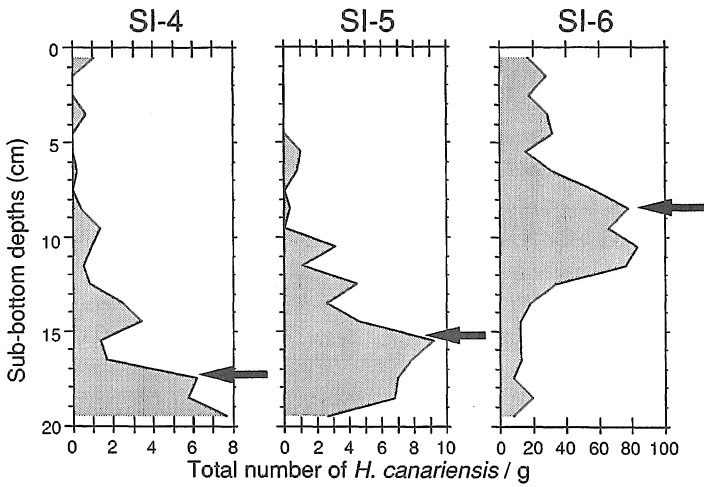


Fig. 10. Comparison of individual number of *Haplophragmoides canariensis* per gram of sediments among three locations. Arrows indicating time level of about 1933.

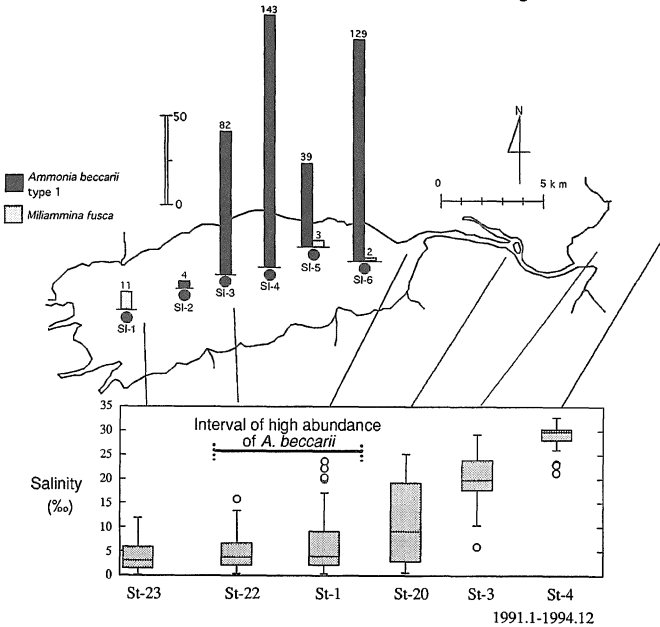


Fig. 11. Occurrences of live specimens upper 3 cm of columnar sediments (37.7 cc) at each location and lateral variation of salinities in Shinjiko Lake. Each box encloses 50% of the data. Circles represent exceptional values for the data.

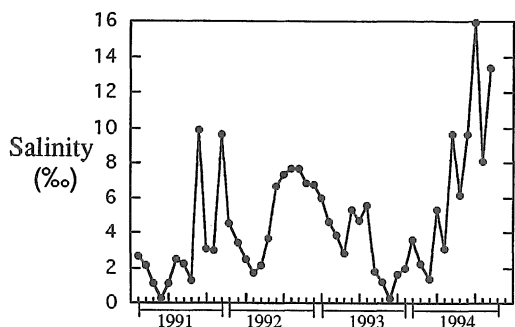


Fig. 12. Monthly variation of bottom water salinity in the central part of Shinjiko Lake during four years (1991-1994).

者では8.1から7.3まで、後者では8.0から7.2まで減少している。この変動の直接的な要因を指摘することは、困難であるが、湖底下13~15cmで起こっているC/N比の減少は、宍道湖東部で見られた*Haplophragmoides*群集から*Ammonia*群集への移行期間と対比が可能かもしれない。もし、この対比を強調すると、湖水下層水の塩分が上昇したことによって、一時的にせよ下層水に栄養素がトラップされ、これが湧昇現象と結びついて、植物プランクトンの増殖を導いた結果とも考えられる。

SI-6では、6.7~7.9の間で下部から表層にかけて緩やかに増加している。この分布傾向は、堆積物として供給される有機物組成に顕著な変化が起こらなかったことを示しているようである。

このように、C/N比からも地域性のある宍道湖の特徴が明らかされるが、ここ数十年間については有孔虫群集のような変化とは必ずしも明瞭な対応関係が得られないように見える。これは、有機物組成は湖底環境の複雑な変動によって分解や供給が左右されるためであろう。三瓶ほか(1992)によると、宍道湖においては斐伊川の流入する西部で、有機分解速度が速いにもかかわらず、有機物の供給量も多く、埋積される有機物量も比較的多いことが報告されている。また、分解速度についても、宍道湖湖心部、東部、西部の順に速くなることが指摘されている。その一因として、次のようなことが考えられる。宍道湖湖心部は湖内でも水深が深く塩分が停留しやすく、塩分躍層が形成されることもしばしばある。このため、底層まで酸素が供給されず、夏には無酸素状態になることが多い。酸素が少ないことにより、分解速度が

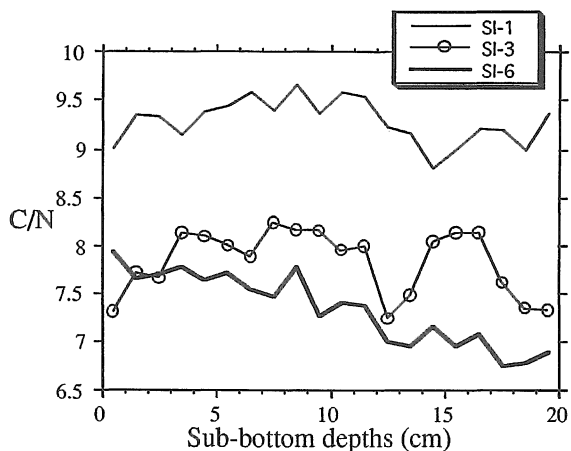


Fig. 13. Depth variation of C/N ratios to 20 cm below lake floor at each location (SI-1: western, SI-3: central, SI-6: eastern).

他の水深の浅い地点に比べ遅くなる。

これらを踏まえたうえで、宍道湖西部における*Miliammina*を代表とする有孔虫の生態について言及すると、宍道湖の西部、SI-1, SI-2は他の地点と比べ、極めて底生有孔虫の総個体数が少ないことが指摘される。また、種数についても同様に少ない。この要因としては、宍道湖に供給する全河川水量の80%以上をもつ斐伊川の影響が考えられる。斐伊川から注ぎ込まれる淡水により、宍道湖西部の水は汽水の範囲内でもかなり塩分の薄い水域となる。Nomura and Seto (1992)は、地中海の底生有孔虫の群集解析をし、底生有孔虫が塩分に極めて敏感で、塩分が低くなると種数が低下することを指摘している。斐伊川河口域である宍道湖西部で種数が少ないのも、Nomura and Seto が指摘するように塩分の低さが関係していると考えられる。また、堆積物1g当たりの個体数が宍道湖の他の地点と比べ極めて少ないのは、先に述べたように、斐伊川河口域の堆積物供給量がかかなり多いこと(堆積速度が速いこと)が原因として考えられる。

6. 宍道湖の堆積速度

宍道湖の堆積速度の研究については、中海・宍道湖自然史研究会ほか(1986)や徳岡ほか(1990)により、鉛(^{210}Pb)年代法やセシウム(^{137}Cs)年代法から求められている。 ^{210}Pb 法によると、宍道湖の堆積速度は、西部で $0.165 \text{ g/cm}^2/\text{y}$ 、湖心部で $0.116 \text{ g/cm}^2/\text{y}$ 、東部で $0.070 \text{ g/cm}^2/\text{y}$ というように西部ほど速いことが明らかになっている。我々は、この堆積速度を基にして、採取した柱状試料の堆積年代を見積ることにした(Fig.

14). それによると、同じ湖底下20cmでも、西部SI-2では約40年前であるが、SI-6では約200年前となり、堆積速度の違いが顕著である。これは、宍道湖の堆積物供給源として斐伊川が強く影響していることによる。また、これらの堆積速度から、湖心部から東部にかけてみられた湖底下10~17cmの*H. canariensis*の減少しはじめたところは約61年前、つまり1930年代前半になる。また、湖底下4~6cmの*A. beccarii* type 1の急増しはじめたところは約12~13年前、つまり1980年代前半に相当することが明かとなった。

7. 宍道湖と人為的改造

宍道湖は、1700年代後半から湖周辺の人為的改造がなされている。その最初の人為的改造が、1785年の佐陀川の開削である。これにより、宍道湖に海水が流入するようになる。1922年には、斐伊川改修工事、大橋川の浚渫、境港外防波堤の建設（1931年完工）があり、宍道湖の塩分が上昇している。1933年には佐陀川の浚渫が完了し、1935年には宍道湖で塩害が発生したことが記録されている。1949年には、農林水産省が中海・宍道湖の干拓・淡水化のための調査を開始し、1968年からは干拓・淡水化のための工事が開始され、年次計画の基に1983年春まで継続されている。境水道の浚渫および1969年には中浦水門が建設（1974年完工）され、海水の直接の流入部分に大規模な工事がなされている。さらに、大海崎堤防の建設（1978年完工）や森山堤防の建設（1981年完工）は、中海の北半分を干拓（本庄工区）のために完全閉鎖させた工事であり、現在の中海は、これらの工事によって境

水道からの海水の出入り部分が中浦水門に限定されている。

これら一連の工事により起こった大きな環境変化としては、中海・宍道湖の水位の変化と湖水の流路の変化の2点が挙げられる。水位の変化については橋谷ほか（1991a）がその歴史的経過をまとめている。それによると、1922年（大正11年）の大橋川の改修以前は、宍道湖の湖面海拔高度（水位）は33cmで中海より12cm高かったとされる。しかし、この改修で河水面積が約6割増ため、水はけがよくなり宍道湖の水位が5cm下がり、中海との差が7cmとなった。一方、同じ1922年から始まった境港外防波堤（延長2.9km）の建設で、中海の排水は悪くなり、水位が3cm上がり、宍道湖との水位差が4cmとなった。このように年々水位差は小さくなり、現在では、始めの1/3の水位差になっている。その結果、境水道から流入してきた海水は、中海を通り容易に宍道湖まで流入するようになった（橋谷，1992）。1935年に宍道湖で塩害が起き、灌漑揚水として使えなくなったのも、このことを裏付けている。

次に、湖水の流路変化については、干拓・淡水化工事の着工以前に、大橋川から中海に流入していた宍道湖からの上層水はその一部が中海の中央部へ広がったが、大部分の水は、大根島の西方から大根島の北側を通って境水道から日本海へ流出していた。また、大根島の南方の中央水域では、飯梨川や伯太川などの河川からの流入水が環流して容易に外海に流出しないために停滞水域を形成していた。一方、境水道から流入してくる日本海の海水は、湖水との緩やかな混合によって塩分を供給して、

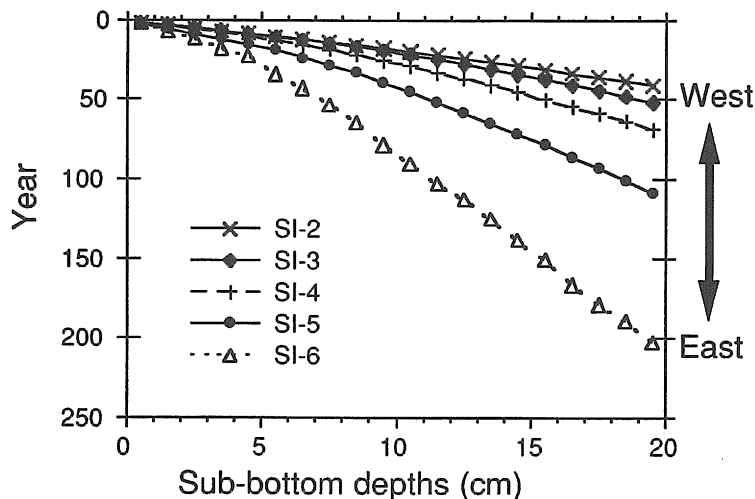


Fig. 14. Sedimentation rate in each location.

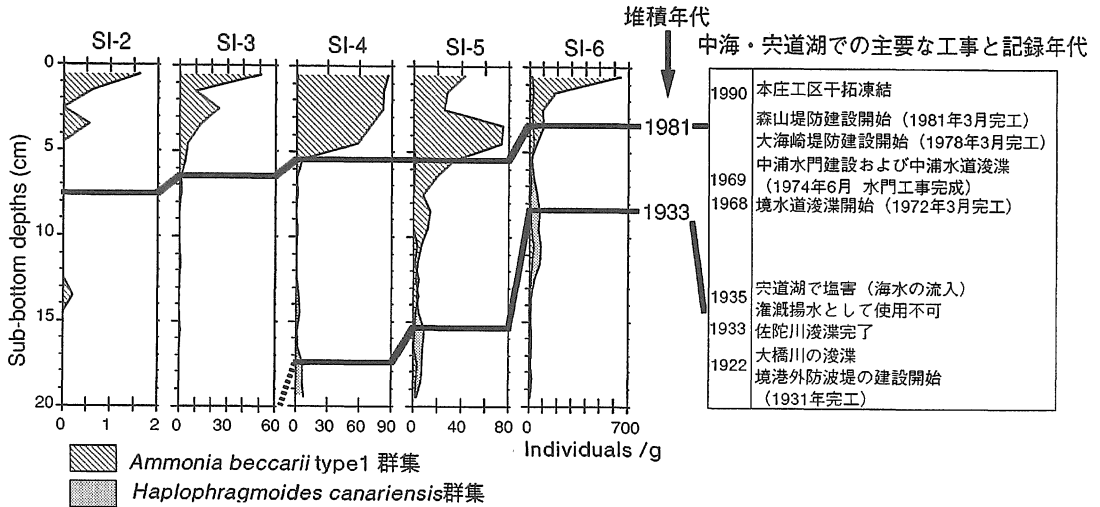


Fig. 15. Reconstructed foraminiferal events and their correlations with historical events related to human activities.

いわゆる緩混合型の密度流を形成していた。この密度流は主に大根島の北側を流れて、南方に至る経路で中海の中央水域に到達し、その一部は宍道湖へ流入していた(橋谷, 1992)。ところが、1978年(昭和53年)に大海崎堤防が完成してからは、これまで大根島の北側を通過して境水道へ流出していた大橋川からの流れは、すべて中海の中央水域を通過して直接中浦水門へ向かうことになった。1981年(昭和56年)に森山堤防が完成して現在に至るまで、日本海と中海との間の海水の交換は中浦水門を通してのみ可能となっている。

現在、このように大きな環境変化をもたらした干拓・淡水化事業は、国内外の経済情勢の変化と環境保全の高揚のなかで、1988年に農水省が休止を受けて事実上の中止となっており、中海・宍道湖は1980年代前半の姿のままで存続している。以上のように現在の中海・宍道湖の環境変化は、自然に起こる変化に加えて、人為的改造による環境変化も無視できない状況にある。

8. 人為的改造が与えた湖水環境の変遷を記録する有孔虫群集

底生有孔虫群集の単位体積当りの個体数変化は、明らかに湖水環境の変化をとらえたものであると考えられる。先の項でもふれたが、中海の底生有孔虫の群集解析結果では、底生有孔虫が塩分に極めて敏感で、塩分が低くなると種数が低下することが指摘されている(Nomura and Seto, 1992)。

前述のように、1922年から始まった大橋川の浚渫と

境港外防波堤の建設や1933年の佐陀川の浚渫で、宍道湖では海水の逆流が容易になり、さらに塩分の影響を強く受けるようになった(橋谷ほか, 1991a, 1992)。これら、記録に残る中海・宍道湖の改造工事が湖水に及ぼす影響を与えたのか、有孔虫群集の生態と堆積物の示す年代を参照することによって解釈が可能である。SI-4の湖底下18cm, SI-5の湖底下16cm, SI-6の湖底下9cm, つまり1930年代前半の*H. canariensis*の減少とそれに伴う*A. beccarii* type 1の増加は、宍道湖の汽水の塩分が高くなったことを反映していると考えられることができる(Fig. 15)。Nomura and Seto (1992)によると、*A. beccarii* type 1は、現在、中海南西部に多く生息しており、*H. canariensis*は、さらに塩分の薄いところに生息している。このことから判断して、*A. beccarii* type 1と*H. canariensis*の入れ変わる層で塩分に関連した環境変化が起こっていると考えられる。すなわち、淡水から汽水になってまだ淡水に近かった頃、宍道湖東部には*H. canariensis*が優占種として生息していたが、塩分の濃い水が流入しはじめると、塩分の増加に適応できず減少していった。そして*A. beccarii* type 1が好む湖水環境になっていくことにより、経年的に増加していった。そして、湖底下5cm程度のところでさらに塩分の影響が強まることが起こり*A. beccarii* type 1が急増してきたと考えられる。

湖底下4~6cmの*A. beccarii* type 1の急増している層は、堆積速度から1980年代前半であることが判明した(Fig. 15)。この頃は、中海で干拓・淡水化のための

水門、堤防の年次建設が全て終了した年に対応している。つまり、*A. beccarii* type 1の増加は、中海における水門、堤防の建設に伴う環境変化を明瞭にとらえていることになる。しかし、工事の当初より定期的に報告されている個々の水質項目には、有孔虫群集に比較されるような大きな変化をみることはできない。有孔虫群集の変化は塩分に付随する種々の水質項目の、複雑な相互作用に伴う環境変化としてとらえることができると考えている。

宍道湖の湖底堆積物に関する研究には、橋谷ほか(1988)による化学元素の鉛直分布の測定がある。近年では亜鉛やマンガンが急増し、とくに、亜鉛は宍道湖西端部でここ20年の間に3倍の360ppmに激増している。しかし、マンガン等はイオン形態によっては間隙水での移動も考えられるため、その濃度は時間に平行しているとはいえない。現在のところ、我々は、有孔虫のような原生動物の殻に記録される環境の復元方法こそ、最も簡便な手法であり、解析情報も安定したものであると考えている。続報でも人間活動との関係のもとに報告する予定である。

9. 結 論

中海・宍道湖では、1968年から干拓・淡水化事業が開始され、中海に水門や堤防が建設された。この一連の工事により、両湖の湖水をとりまく環境は大きく変化し、湖底に生息する生物にも影響を及ぼしていることが予想される。本研究では、宍道湖について、ここ数十年の人間活動が及ぼした環境変化について検討した。

宍道湖の6地点から採取した柱状試料について、それぞれ湖底下20cmまで、底生有孔虫群集、有機物(CHN)について層位的分析を行った結果、次のことが明らかになった。

(1) 有孔虫群集の解析から、*Ammonia beccarii* 群集、*Haplophragmoides canariensis* 群集、*Miliammina fusca* 群集の3群集を認めた。

(2) C/N比は、西側-湖心部-東部の順に低くなり、西側ほど陸源供給物が多い。塩分と陸源有機物の供給の程度によって、上記3群集はその生態を異にしている。低塩分で陸源有機物の多い環境では*Miliammina fusca* 群集よりなり、種数および個体数とも著しく少ない。*Haplophragmoides canariensis* 群集も比較的低塩分領域に産し、*Ammonia beccarii* 群集は、宍道湖では塩分の高くなる宍道湖東部で多産する。とくに、1994年の高塩分環境では生体が多数認められた。

(3) 湖底下10~17cmで*H. canariensis* 群集から*A. beccarii* 群集に移行しており、この堆積年代は中海・

宍道湖自然史研究会ほか(1986)の堆積速度(0.116 g/cm²/y)をもとにすると1933年頃になる。

(4) 宍道湖では、湖底下4~7cmにかけて*A. beccarii* type 1群集の顕著な個体数増加が認められ、堆積速度を考慮すると1970年代後半から1980年代前半に相当する。

以上の結果から、宍道湖の湖水環境は1968年からはじまった干拓・淡水化事業の水門や堤防の建設により、それまでと大きく変化していることが指摘される。

引用文献

- 伊達善夫, 橋谷 博, 清家 泰, 近藤邦男, 奥村 稔, 藤永 薫, 1989: 12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質-季節変化, 経年変化, 平年値一. 山陰地域研究, 5, 89-102, 島根大学.
- 橋谷 博, 1992: 汽水湖宍道湖・中海の常識・非常識. 第4回関西水圏研究機構公開シンポジウム, 31-45.
- 橋谷 博, 奥村 稔, 谷口弘志, 1988: 宍道湖・宍道湖の湖底堆積物に含まれる諸元素の鉛直分布. 山陰地域研究, 4, 55-63, 島根大学.
- 橋谷 博, 奥村 稔, 近藤邦男, 清家 泰, 木村隆俊, 1989: 宍道湖底層水質の変動. 山陰地域研究, 5, 75-88, 島根大学.
- 橋谷 博, 奥村 稔, 藤永 薫, 近藤邦男, 清家 泰, 1991a: 宍道湖への高塩分水の流入. 山陰地域研究, 7, 83-92, 島根大学.
- 橋谷 博, 清家泰, 近藤邦男, 奥村 稔, 藤永 薫, 伊達善夫, 1991b: 月1回の定期調査からみた中海・宍道湖の水質. 山陰地域研究, 7, 93-104, 島根大学.
- 石飛 裕, 神門利之, 嘉藤健二, 神谷 宏, 芦矢 亮, 1995: 宍道湖, 中海の水質汚濁と今後の課題. 第9回衛生公害研究所研究発表会, 抄録集, 16-21, 島根県.
- 国立天文台編, 1992: 理科年表 丸善, 1040p., 東京.
- 三梨 昂, 後藤慎二, 大西郁夫, 高安克己, 徳岡隆夫, 渡辺正己, 安間 恵, 松岡弘和, 中原昌樹, 水野篤行, 井内美郎, 1988: 宍道湖の湖底地形と堆積層. 山陰地域研究, 4, 43-54, 島根大学.
- 中海・宍道湖自然史研究会, 松本英二, 井内美郎, 水野篤行, 1986: 中海・宍道湖自然史研究-その5. 宍道湖における1985年度柱状採泥一. 島大地質研報, 5, 11-18.
- 野村律夫・猪口 靖, 1995: 湖水環境の人為的改造と底生有孔虫の群集変化-その1. 島根県中海本庄工区の場合. *Laguna*, 2, 1-9. 島根大学汽水域センター.
- Nomura, R. and Seto, K., 1992: Benthic

- foraminifera from brackish Lake Nakanoumi, San-in District, Southwestern Honshu, Japan. *Centenary of Japanese Micropaleontology*, p. 227-240, Terra Sci. Publ. Co., Tokyo.
- 三瓶良和, 1991: CHNコーダー. 地球科学, 45, 285-289.
- Sampei, Y., Yomura, H., Otsuka, M., Yoshida, K., Suzuki, N., 1994: Decomposition of organic matter and the organic carbon content of sediments in Lake Shinji, southwest Japan. *Earth Sci. (Chikyu Kagaku)*, 48, 317-332.
- 三瓶良和, 吉田憲司, 平坂健, 鈴木徳行, 松本英二, 1994: 粘土鉱物組成および全有機炭素・全窒素濃度からみた宍道湖湖底堆積物の特徴. *Res. Org. Geochem.*, 8, 11-16.
- 徳岡隆夫, 大西邦夫, 三瓶良和, 瀬戸浩二, 田村嘉之, 高安克巳, 安間恵, 土屋洋一, 松田滋夫, 井内美郎, 西村清和, 1994: 音波探査による中海・宍道湖の塩分躍層の検討とその意義. *Laguna*, 1, 11-26. 島根大学汽水域センター.
- 徳岡隆夫, 大西郁夫, 高安克巳, 三梨 昂, 1990: 中海・宍道湖の地史と環境変化. 地質学論集, 36, 15-34. 地質学会.

Plate 1. 1, *Ammobaculites exiguus* Cushman and Bronnimann, 86 μ m; 2, *Miliammina fusca* (Brady), 100 μ m; 3a, b, *Haplophragmoides canariensis* (d'Orbigny), 86 μ m; 4a, b, *Ammonia beccarii* Linné type 1, 176 μ m; 5a, b, *Ammonia beccarii* Linné type 2, 120 μ m; 6, *Elphidium* cf. *subarcticum* Cushman, 86 μ m; 7. Close view of apertural opening of *Haplophragmoides canariensis*, 30 μ m; 8, Close view of umbilicus of *Ammonia beccarii* type 1 showing umbilical plug, 60 μ m; 9, Close view of umbilicus of *Ammonia beccarii* type 2 showing no umbilical plug, 50 μ m.

