

연안해역에서 분변오염의 생화학적 지표(coprostanol)에 관한 연구

강 헌⁽¹⁾, 여환구⁽²⁾

Studies on biochemical indicator(coprostanol) of fecal pollution at coastal waters

by

Kang, Hun⁽¹⁾ and Hwan-Goo Yeo⁽²⁾

요 약

분변성 생화학적 지표인 coprostanol(5-cholestan-3-ol)을 이용하여 1997년 여름에서 1998년 겨울에 걸쳐 낙동강 하구와 진해만에서 분변오염의 정도를 조사·연구하였다. Coprostanol은 사람을 포함한 포유동물의 분변에서만 발견되므로 분변오염에 대한 유용한 추적자로 사용된다. 조사결과 coprostanol은 기존의 분변오염의 지표로 사용되는 분변계 대장균이나 암모니아보다 주변환경의 변화를 덜 받았으며 좋은 지표로 나타났다. 따라서 coprostanol과 그 계열의 성분들을 장기적으로 관찰하면 분변유입으로 인한 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향에 대한 지표로 유용하게 사용할 수 있는 것을 국내연안에 적용해 보았다.

Abstract

Using a biochemical indicator, the effects of fecal pollution in the estuary of the Nakdong river and in the Chinhae Bay were investigated from summer to winter in 1997-1998. The biochemical indicator used in this study was coprostanol (5-cholestan-3-ol) which is a kind of fecal sterol. It is a useful tracer of fecal pollution, as it is only found in feces of mammals including humans. Coprostanol was less affected by surrounding environments than other indicators of fecal pollution such as fecal coliform or ammonium and was proved to be a good indicator of fecal pollution. Therefore, long-term observations of coprostanol and related compounds could be used as useful indicators for the effects of feces on marine environments and ecosystems.

Keywords : coprostanol, biochemical indicator, fecal pollution, sterol

(1) 정희원, 수원대학교 환경공학과 hkang@mail.suwon.ac.kr

(2) 한서대학교 환경공학과 yeohg@hanseo.ac.kr

1. 서 론

도시에 인접한 대부분의 연안해역은 각종 오염물질의 유입으로 인한 수질의 부영양화가 해양오염을 점차 가속화시키고 있는 실정이며, 이러한 현상은 인구증가와 더불어 매년 증가하고 있다. 특히 만이나 하구지역은 해수의 이동이나 순환이 극히 적기 때문에 정체현상이 일어나 가축폐수, 분뇨 그리고 도시하수의 유입에 의해 적조가 발생하고 있다. 이와 같이 가축폐수와 분뇨 등의 유기물질은 연안 생태계에 심각한 변화를 야기할 수 있지만, 해양환경에 미치는 영향에 대해서는 아직 완전하게 밝혀지지 않고 있다.

연안해역에서 가축폐수와 인분과 같은 분변오염의 영향은 주로 분변계 대장균, 암모니아, 생물분해된 유기물 등을 이용하여 측정되었지만 이러한 지표는 환경이나 독성물질의 존재에 기인해서 쉽게 변하기 때문에 오염의 적절한 지표로서 안정성이 의문시 되어왔다(McFeters et al., [1986]). 따라서 해양환경에서 이와 같은 오염의 추적에 생화학적지표(biochemical indicator)로서 특이적인 유기화합물의 사용이 제안되어져 왔다(Hatcher et al., [1977]; McCalley et al., [1980]; Murtaugh et al., [1967]). 생물지표의 하나로서 분변스테롤인 coprostanol(5β -cholestan- 3β -ol)은 사람을 포함한 포유동물의 분변에서만 발견되기 때문에 해양환경 등에서 분변오염에 대한 유용한 추적자로서 다음과 같이 연구되었다. 해양의 물과 퇴적물에서의 현황을 조사한 연구와(Kanazawa et al., [1978]; Pocklington et al., [1987]; Sherwin et al., [1993]) 주로 해양퇴적물의 연구(Chaloux et al., [1995]; Teshima et al., [1978]; Jeng et al., [1996]) 오염의 부하가 큰 estuary에서의 연구(Jeng et al., [1994]; Laurellard et al., [1993]) 도시의 sewage의 영향과 dumping에 관한 연구(Eganhouse et al., [1988]; Hatcher et al., [1979]; Pierce et al., [1984]; Takada et al., [1994]; Nichols et al., [1991]; Nichols et al., [1993]; Nichols et al., [1992]) 그리고 남극에서의 오염 연구(Green et al., [1992]; Venkatesan et al., [1992] Venkatesan et al., [1986]) 등이 있다. Coprostanol은 포유동물의 소화기관내에서 장내세균이 cholesterol(cholest- 5 -en- 3β -ol)을 환원시킴으로써 생성된다(Takada et al., [1994]). 그리고 coprostanol은 오염되지 않은 해양퇴적물에

서는 발견되지 않기 때문에, 해양환경에서 coprostanol은 분변오염기원으로 믿어지고 있고 대도시 주변의 연안환경에서 분변오염에 대한 이상적인 추적자로 간주되어져 왔다(Hatcher et al., [1977]).

본 연구는 분변오염물의 대량 유입으로 날로 수질오염이 심화되고 있는 연안해역에서 분변스테롤인 coprostanol을 사용하여 해수 중에 유입된 분변오염물의 시·공간적 분포양상과 그 오염현황에 대해 연구하였다. 또한 조사해역의 해수 중 대장균, 입자태 유기물과 coprostanol의 상호관계에 대해서 연구하였다.

2. 연구방법 및 이론

2.1 시료채집

인근 도시에 의한 과도한 양의 유기물이 유입되는 것으로 알려진 낙동강 하구에서는 97년 8월과 98년 2월에 생물지표성분, 분변계 대장균과 해양세균, 입자태 유기물, 물리·화학적 환경요인의 상호관계를 진해만 해역에서는 97년 8월, 11월에 생물지표성분, 분변계 대장균과 해양세균, 입자태 유기물을 조사하기 위해 water sampler를 이용하여 계절별, 수평·연직적으로 각각의 분석항목에 대한 해수 시료를 채수하였다(Fig. 1).

2.2 해수 중의 coprostanol 분석

해수시료 2~5 l 를 채수 즉시 선상에서 450°C에서 5시간동안 회화시킨 GF/F filter (110 mm)로 여과한 후 분석시까지 -20°C에서 동결 보관하였다. Bligh and Dyer의 방법(Bligh et al., [1959])에 따라 chloroform /methanol 2:1(v/v) 용액으로 여과지에서 지질을 추출한 다음 계속 chloroform /methanol 용액을 가하여 2~3회 더 지질을 추출한 후 추출물을 35°C에서 감압 농축한 후 동결건조시켜 분석시까지 -70°C에 보관하였다.

지질 추출물을 미량의 chloroform에 용해시킨 후 silica gel(100~200 mesh, Sigma Co.) column chromatography(25×1.5 cm)에 넣고 chloroform를 가하여 중성지질을 분리하였다. 분리된 중성지질에 toluene을 가하고 0.5 N KOH-MeOH-H₂O를 넣고 가수분해시킨 다음 cholesterol과 coprostanol을 대조물질로 하여 Thin layer chromatography (Merck 60G, Sigma Co.)를 이용하여

중성지질에서 sterol를 분리 정제하였다. 분리된 스테롤 성분은 bis-(trimethylsilyl) trifluoroacetamide를 첨가하고 가열하여 trimethylsilyl ethers를 만든 후 유도체화된 스테롤(trimethylsilyl ethers)을 35°C, 질소기류하에서 감압농축한 후 gas chromatography와 gas chromatography/mass spectrometry 분석시까지 -70°C에 보관하였다.

Trimethylsilyl ethers를 hexane에 용해시킨 다음 non-polar fused silica capillary column DB-5(phenylmethyl silicone; 직경 30 m×0.32 mm; film 두께 0.25 μm), flame ionization detector 그리고 on-column injector가 장치된 Hewlett Packard 6890 gas chromatography와 Hewlett Packard 5970 mass spectrometry detector(MSD)를 이용하여 스테롤 조성을 분석하였다. 분석조건은 오븐온도는 50~100°C(25°C/min)와 100~300°C(3°C/min)의 두 단계로 프로그래밍하고, 검출기 온도는 320°C이고 헬륨을 전개가스로 사용하였다(유출율 2ml/min). 스테롤의 내부표준물질로는 5α(H)-cholestane을 사용하였다. 분리된 스테롤은 외부 표준물질(coprostanol, cholestanol, epicoprostanol, campesterol, β-sitosterol 등)과 시료의 gas chromatograph 체류시간과 질량스펙트럼을 비교하여 확인하였다.

2.3 대장균군 세균 및 총세균

대장균군 세균의 실험을 위하여 조사해역의 시수를 180°C에서 2시간동안 건열멸균한 유리병에 채수한 후 적절히 희석한 시료를 lactose broth 배지에 접종하여 배양한 후, 생성되는 가스의 존재를 Durham tube를 통해 양성, 음성을 구분하고 양성반응을 나타내는 시료를 채취하여 MPN법으로 총 대장균의 경우 Brilliant Green Lactose Bile (BGNB)액체배지에 접종하여 35°C에서 배양하고 분변성 대장균의 경우에는 EC배지에 접종하여 44°C에서 배양하여 가스생성을 확인하여 균수를 측정한다(안승구 et al., [1995]).

현장에서 해수시료 100ml에 1% 중성 formaline 용액을 넣고 고정된 후 Irgalan black으로 전처리한 millipore filter(φ 0.2 micrometer)를 여과장치에 설치한다. 시료 1ml에 DAPI 시약 0.1 ml를 첨가하고 5분간 방치 후 여과하고, 형광현미경(×1000)으로 20 field 이상 계수하여 그 평균값으로

총 세균수를 계산하였다(Porter et al., [1980]).

2.4 입자태 유기물 분석

입자태 유기탄소(particulate organic carbon) 및 질소(particulate organic nitrogen)는 450°C에서 5시간동안 회화시킨 GF/F filter(직경 25 mm)로 채수 즉시 해수 약 500ml를 여과한 후 1 N HCl을 가하여 CaCO₃를 제거한 다음 실험실에서 건조연소법을 이용하여 CHN-analyzer(Perkin Elmer-2400)로 측정하였다.

2.5 물리·화학적 성분 분석

수온, 염분, pH등의 물리적 성분은 현장에서 water quality meter(PPC Co.)를 이용하여 측정하였고, 영양염 분석을 위하여 시료 500 ml를 현장에서 GF/C filter로 여과시켜 냉동보관 하였다가 실험실에서 시료 분석전에 녹여서 암모니아 질소(인도페놀 청법), 아질산 질소(sulfanilamide와 N-(1-naphthyl)-ethylendiamine을 이용한 NED법), 질산 질소(Cu-Cd column을 이용한 아질산 환원법), 인산 인(ascorbic acid법) 및 규산 규소(몰리브덴 청법) 등의 용존 무기 영양염류를 측정하였다(Strickland et al., [1972]).

3. 결과

낙동강 하구 주변해역의 물리적 특성을 조사한 결과 수온은 1997년 8월이 25.6~27.5°C로 표저층간, 정점간 큰 차이는 없었으나 1998년 2월의 경우에는 저층이 표층보다 높은 분포양상을 보였다(Fig. 2). 이것은 동계의 낮은 기온으로 인하여 표층의 수온이 저하된 것으로 생각된다. 또한 염분과 pH는 정점에 따라 상당한 차이를 보였는데 낙동강 하구엔 상부에 위치한 N1 정점의 경우 낙동강 하구엔 아래에 위치한 정점들인 N2와 N3보다 훨씬 낮은 염분값(0.08~0.18‰)과 높은 pH값(7.8~9.2)를 나타내어 거의 담수에 가까운 수질을 알 수 있었다. 그러나 염분과 pH의 계절 변화는 크지 않았다.

낙동강 하구 주변해역의 용존 무기 영양염의 분포는 질소태 영양염(NO₂, NO₃, NH₄)의 경우 0.99~8.15 mg/l의 농도로 계절별 큰 차이는 없었으나 다른 정점에 비해 정점N1이 약간 더 높은

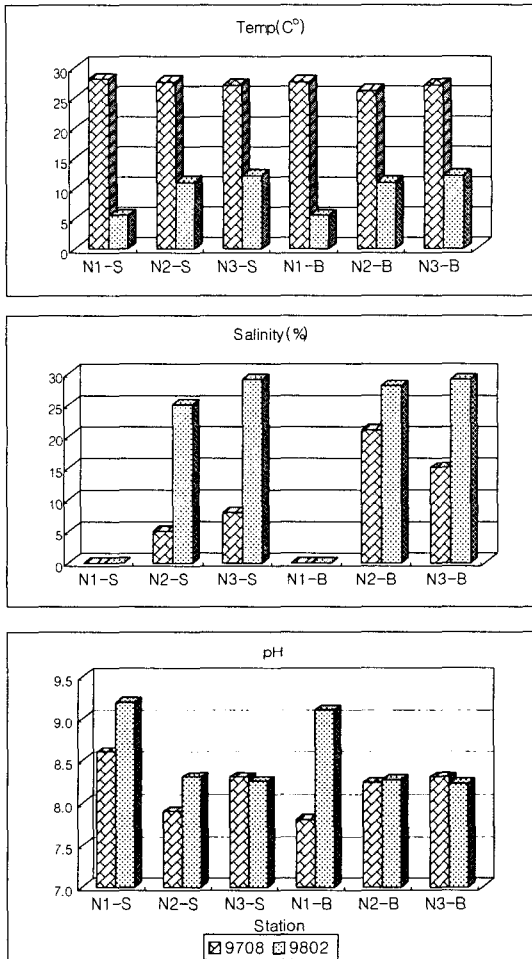


Fig. 2 of physical factors in the Nakdong river estuary during study period.(S: Surface B: Bottom)

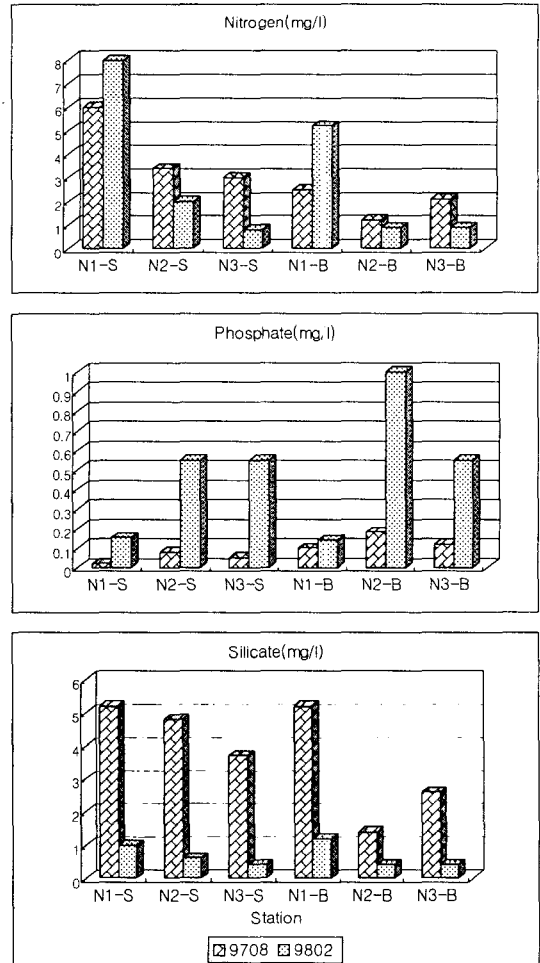


Fig. 3 Distribution of Nutrients in the Nakdong river estuary during study period. (S: Surface B: Bottom)

농도분포를 나타내었다. 그리고 인산염(PO_4)은 0.01~0.99 mg/l로 표층보다는 저층에서, 하계보다 동계에 더 높은 분포양상을 나타내었으며 규산염(SiO_2)의 경우에는 0.26~5.15 mg/l로 하계가 동계보다 더 높은 농도분포를 보였다(Fig. 3).

입자태 유기탄소 및 유기질소의 분포를 살펴보면 낙동강 하구 주변수역에서 관찰된 입자태 유기탄소의 경우 하계에 173~365 $\mu g/l$, 동계에 106~706 $\mu g/l$ 였으며 입자태 유기 질소는 하계에 21~41 $\mu g/l$, 동계에 11~116 $\mu g/l$ 로 하계에 비해 동계에 정점간 변화가 심했으며 하구둑 상부에 위치한 정점 N1에서 가장 높은 농도분포를

보였다(Fig. 4).

부유물질(SS; Suspended Solid)의 경우에는 저층이 표층에 비해 높은 경향을 보였으며 하계보다는 동계에 더 높은 분포양상을 보였다. 이것은 동계 시료채취시 하구언 갑문의 개방으로 인하여 퇴적물이 재부유한 결과로 생각된다. 그리고 입자태 유기탄소 및 유기질소의 분포는 클로로필과 부유물질과 유사한 분포양상을 나타내었는데, 이와 같은 결과는 하계 식물플랑크톤의 활발한 일차생산과 밀접한 관련이 있으며(Fig. 4와 Fig. 5) 또한 C/N 비로 볼 때 의해에 가까운 정점 N3에서 높은 값을 나타내고 육지에 인접한

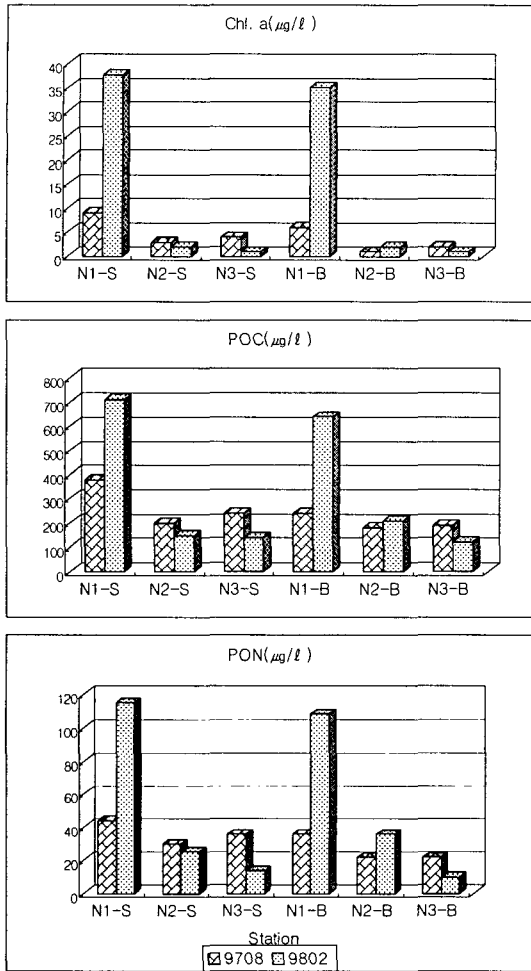


Fig. 4 Distribution of Chlorophyll-a, POC and PON in the Nakdong river estuary during study period. (S: Surface B: Bottom)

N1과 N2에서 낮은 농도 분포를 보여 인근 하천에서 입자태 유기물이 많이 유입되었음을 추정할 수 있다(Fig. 5).

대장균군의 경우 하계에 낙동강 하구 주변수역에서는 총 대장균이 $93 \sim 2.4 \times 10^3/100 \text{ ml}$, 분변계 대장균이 $9 \sim 4 \times 10^2/100 \text{ ml}$ 이었으며 총 대장균은 표층에서, 분변계 대장균은 저층에서 더 많이 분포하고 있었다. 진해만 주변해역의 경우에는, 총 대장균이 $7 \sim 2.4 \times 10^2/100 \text{ ml}$, 분변계 대장균이 $0 \sim 15/100 \text{ ml}$ 로 분변계 대장균은 거의 검출되지 않았으며 총대장균도 낙동강 하구 주변수역보다는 낮게 분포하였다. 해양세균은 $10^5 \sim 10^8/\text{ml}$

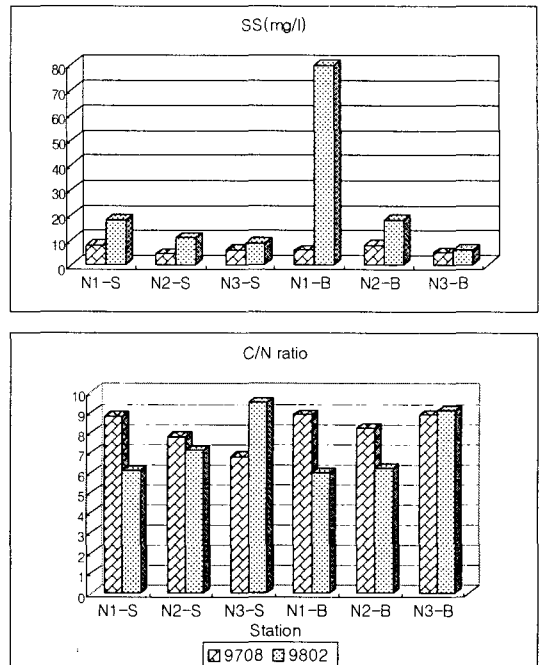


Fig. 5 Distribution of SS and C/N ratio in the Nakdong river estuary during study period. (S: Surface B: Bottom)

범위에서 변화하였으며(Fig. 6) 낙동강 주변수역의 경우 하계와 동계에 유사한 분포양상을 보였으나 진해만 주변해역에서 하계와 동계의 해양세균의 분포를 비교해 볼 때 하계에는 저층수가, 동계에는 표층수가 다른 계절에 비해 더 높은 분포양상을 보였다(Fig. 6).

본 연구해역에서 조사된 총 지질은 낙동강 하구 주변수역에서는 하계에 6460~7960 ng/l, 동계에 540~3263 ng/l로 동계보다 하계에 훨씬 더 많은 지질이 분포하고 있었으며 하계에는 정점간 큰 차이가 없었으나 동계에는 하구둑 상부 수역인 N1에서 높은 농도분포를 나타내었다(Fig. 7A). 한편 진해만 주변해역의 경우에는 하계에 680~1360 ng/l, 동계에 680~2800 ng/l로 하계보다 동계에 더 많은 총 지질이 검출되었으며 정점별로는 만 안쪽에 위치한 정점인 J3에서 가장 높은 농도 값을 보였다(Fig. 7B).

낙동강 하구 주변수역과 진해만 주변해역에서 검출된 스테롤 조성을 Table 1과 2에 나타내었다. 검출된 스테롤의 기원을 살펴보면 동물과 식물에서 공통으로 기원하는 cholesterol이 많은 부

Table 1 Relative composition of particulate sterols in the Nakdong river estuary waters expressed as percentages of total particulate sterol

Sterol composition	August 1997						February 1998					
	N1-S	N2-S	N3-S	N1-B	N2-B	N3-B	N1-S	N2-S	N3-S	N1-B	N2-B	N3-B
cholesterol	27.0	32.9	34.3	17.4	28.0	31.3	28.4	29.0	36.1	27.8	34.1	57.8
campesterol	3.6	5.1	6.0	3.9	2.8	5.4	2.9	4.5	2.7	5.4	5.2	7.9
stigmasterol	1.1	2.6	2.2	11.5	1.7	3.3	3.6	6.1	2.6	3.0	2.9	4.1
β -sitosterol	7.0	12.5	15.6	9.6	10.5	15.8	14.1	14.0	15.4	13.1	13.6	13.6
coprostanol	45.0	32.1	28.9	43.1	43.0	24.2	33.6	30.8	29.4	35.3	30.9	16.5
24-me coprostanol	3.2	3.2	2.2	2.1	1.1	2.5	3.5	3.3	2.7	2.6	2.3	tr
24-et coprostanol	12.6	11.8	10.8	12.4	12.9	10.8	13.9	12.3	11.1	12.9	11.0	tr
total 5β -stanols	61	47.0	41.9	55	57	37.5	51.0	46.3	43.2	50.8	44.2	16.5

tr : < 1%

Table 2 Relative composition of particulate sterols in the Jinhae bay waters expressed as percentage of total particulate sterol

Sterol composition	August 1997						November 1997					
	J1-S	J2-S	J3-S	J1-B	J2-B	J3-B	J1-S	J2-S	J3-S	J1-B	J2-B	J3-B
cholesterol	48.0	21.5	24.9	29.2	20.9	28.0	57.5	21.8	32.4	39.5	25.1	26.5
campesterol	3.5	2.5	1.7	4.9	3.0	2.2	5.3	4.2	5.4	5.9	3.1	4.6
stigmasterol	1.3	tr	4.0	2.3	4.8	2.3	3.9	1.4	3.5	7.3	1.4	2.6
β -sitosterol	7.8	7.3	8.0	11.7	8.5	8.5	13.1	7.54	12.3	14.7	9.2	11.3
coprostanol	25.8	48.4	44.0	37.6	46.5	45.0	11.5	43.2	32.4	27.3	45.4	39.7
24-me coprostanol	2.8	3.8	2.4	3.3	1.1	tr	1.8	tr	3.0	tr	2.7	3.3
24-et coprostanol	10.6	16.6	14.0	10.9	15.14	14.0	6.8	21.9	10.8	5.3	13.2	11.9
total 5β -stanols	39	68	60.4	51.8	62.1	59	20.1	64	46.3	32.6	61	55

tr : <1%

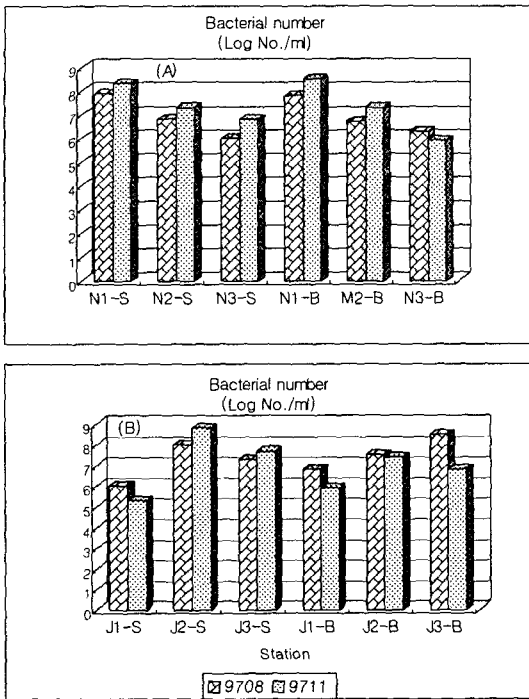


Fig. 6 Distribution of total bacterial number in the (A) Nakdong river estuary and (B) Jinhae bay. (S: Surface B: Bottom)

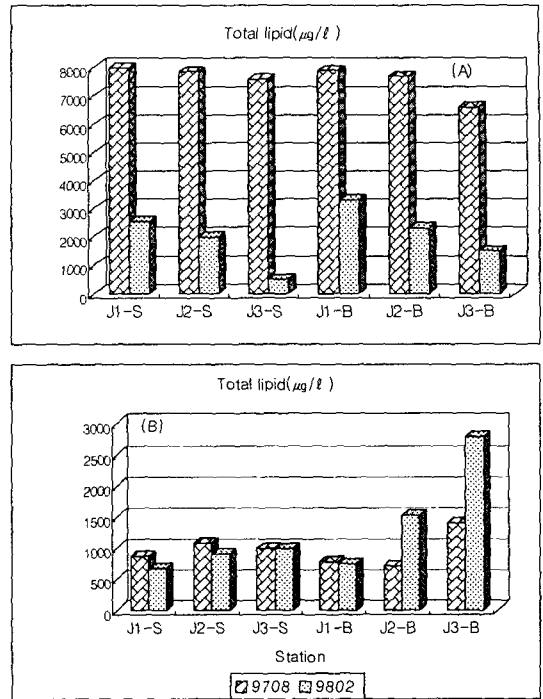


Fig. 7 Distribution of total lipid in (A) Nakdong river estuary and (B) Jinhae bay (S: Surface B: Bottom)

분을 차지하고 그 외 식물기원 특히 수생식물기원으로 알려져 있는 campesterol, stigmasterol 그리고 β -sitosterol이 약간을 차지하고 있다. 또한 동물기원으로 알려져 있는 coprostanol계통이 절반에 가까운 부분을 점하고 있다. 따라서 sterol 조성 중 식물기원은 적은 부분을 차지하고 있는 것을 알 수 있으며, 낙동강과 진해만의 오염물 유입이 대부분 육상의 동물기원에 있다는 것을 알 수 있다. 하계에 낙동강 하구 주변수역에서 조사된 스테롤 조성을 살펴보면 coprostanol이 24.2~45.0%로 가장 많이 검출되었으며 그 다음으로 cholesterol이 많이 발견되었다(17.4~34.3%). 동계에는 cholesterol(27.8~57.8%)이 가장 많이 관찰되었으며 coprostanol(16.5~35.3%)도 비교적 높은 비율을 차지하고 있었다. 정점별로는 하구 독주변에 위치한 정점인 N1과 N2에서는 coprostanol이 cholesterol보다 높게 분포하고 있었지만 외해에 가까운 정점인 N3에서는 cholesterol이 coprostanol보다 많이 검출되었다. 주변해역은 하계에는 coprostanol이 25.8~48.4%

로 가장 많이 발견되었으며 cholesterol은 20.9~48.0%로 그 다음을 차지하였고 동계에는 coprostanol(11.5~45.4%)과 cholesterol(21.8~57.5%)로 거의 유사한 분포양상을 보였다. 정점별로는 육지에 인근 한 정점(J2와 J3)보다 외해에 가까운 정점(J1)에서 높은 양이 검출되어 낙동강 하구 주변수역에서 발견된 결과와 유사한 양상이었다.

4. 고찰

부산 근교에 위치한 낙동강 하구역과 진해만은 인근 도시에서 과도한 유기물의 유입으로 인하여 연중 심각한 부영양화 현상을 나타내고 있으며 매년 발생하는 적조로 인하여 많은 피해를 주고 있는 실정이며, 이러한 현상은 인구증가와 더불어 농업용수의 공급을 원활히 하기 위하여 낙동강 하구를 막는 하구둑 공사가 1987년에 완공되어 하구둑 건설 후 담수환경과 해수환경이 일시적으로 격리되어 하구 수질 및 생태계의 변화가

예상되고 있다. 한편 진해만은 마산, 진해, 고성 등 만 주변에 위치한 도시로부터 가정하수, 가축 폐수, 양식폐수 등의 유입으로 인한 수질악화로 해양환경과 양식산업에 큰 영향을 미치고 있다. 이와 같이 도시 및 가축 오폐수는 연안생태계에 심각한 변화를 야기할 수 있지만, 여러 가지 오염물질이 해양환경 및 생태계에 미치는 영향에 대해서는 아직 완전하게 밝혀지지 않고 있다.

해수 중에 존재하는 입자성 유기물질은 해양생태계의 먹이사슬에 에너지를 제공하는 역할을 한다. Moon et al., [1993]은 아산만에서 입자성 유기탄소의 농도를 결정하는데 식물플랑크톤의 기초생산보다 유기입자의 변화가 더 큰 영향을 미친다고 하였으며 Lee et al., [1994]은 진해만에서 여름철에 입자성 유기물질의 농도가 높은 것은 육상으로부터 많은 영양염이 공급되어 식물플랑크톤의 대량증식이 일어났기 때문이라고 보고하였다. Moon et al., [1994]은 낙동강 하구역에 분포하는 입자태 유기탄소 중 상당부분이 유기 쇄설 입자에서 기원되었다고 보고했다. 또한 Brown et al., [1984]는 coprostanol의 대부분이 입자와 결합하고 있다고 보고하였다. 또한 coprostanol의 농도는 총유기탄소 농도와 상당히 잘 일치하고 (Sherwin et al., [1993]; Venkatesan et al., [1986]), coprostanol의 분포량은 입자태 물질과 결합하는 여러 곳에서 기원된 오염물질, 즉 병원 미생물, 독성금속, 석유, 살충제 등의 분포에 대한 지표를 제공한다(Pierce et al., [1984]; Shigenaka et al., [1988]; Wade et al., [1988]). 따라서 낙동강 하구역과 진해만에서 관찰된 높은 비율의 coprostanol (> mean 35%) 분포는 조사해역에 비

교적 높은 농도로 존재하는 부유물질 중 특히 POC와 관련이 있는 것으로 생각된다(Fig. 4와 Fig. 5). 따라서 분변성오염의 상대적인 중요도는 coprostanol/POC의 비율로 살펴볼 수 있다 (Venkatesan et al., [1986]).

본 연구해역에서 관찰된 총 대장균과 분변계 대장균의 분포양상은 염분과 같은 환경요인에 대한 내성의 차이에 의한다는 Yde et al., [1982]의 보고와 일치하며, 사람의 왕더가 많은 곳에 분변계 대장균의 오염도가 높다는 Nichols et al., [1993]의 보고와 일치한다. Kogure et al., [1980]는 총균수의 분포가 식물플랑크톤의 증식과 밀접한 관계가 있다고 하였으며 본 조사해역에서 나타난 총균수 변화는 수온과 클로로필 a 그리고 영양염, 특히 질소태 영양염의 변화에 기인하는 것으로 생각된다(Fig. 3과 Fig. 4). 그리고 총균수는 인근 하천의 영향을 많이 받는 내만이 외해수의 영향을 받는 외만보다 높게 분포했는데, Kang, H, [1993]은 만의 세균 군집은 유기물의 농도가 낮은 외해에 비해 유기물의 농도가 높은 내해에서 더 높게 분포하고 있다고 보고하여 본 연구 결과와 비슷한 경향이였다.

본 연구해역에서 관찰된 coprostanol의 농도분포는 낙동강 하구수역이 0.56~15.4 $\mu\text{g}/\ell$, 진해만 주변해역에서는 0.06~3.31 $\mu\text{g}/\ell$ 이었다. 이와 같은 결과로 진해만 주변해역은 동경만의 0.2~6.6 $\mu\text{g}/\ell$, 라인강의 1.20~3.20 $\mu\text{g}/\ell$ 과 유사한 농도 분포였으며 낙동강 하구 주변수역의 경우 Scheldt estuary보다는 높았다(Table 3). 본 연구가 수행된 두 해역을 coprostanol/POC의 비율로 비교해 보았을 때 진해만보다는 낙동강하구의

Table 3 Coprostanol concentrations in estuaries and coastal areas impacted by sewage pollution

Location	Concentration($\mu\text{g}/\ell$)	Reference
Ariake sea, Japan(T)	0.06~1.05	Kanazawa et al., 1978.
Scheldt estuary, Belgium(T)	<0.1~0.28	Yde et al., 1982.
Galveston bay	1.0	Shigenaka et al., 1988.
Tokyo bay	0.2~6.6	Chaloux et al., 1995.
Rhine river	1.20~3.20	Quéméneur et al., 1994.
Anraku river	trace~0.45	Kanazawa et al., 1978.
Nakdong river	0.56~15.4	present study
Jinhae bay	0.06~3.31	present study

T : total(dissolved+particulate)

POC 양이 높은 것과 일치하게 진해만 주변해역 보다는 낙동강 하구 주변수역에서 더 높은 coprostanol이 발견되어 낙동강을 통한 분변오염이 심각함을 알 수 있었다.

연안해역에서 분변오염의 영향은 주로 분변계 대장균, 암모니아, 생물 분해된 유기물 등을 이용하여 측정되어왔다. 본 연구결과 나타난 하수오염의 지표들의 분포를 살펴보면 낙동강 하구 주

변수역에서 1997년 8월의 경우 coprostanol은 정점 N1을 제외하고는 분변계 대장균과 유사한 분포양상을 나타내었으나 암모니아와는 큰 상관성이 발견되지 않았다(Fig. 8). 한편 비슷한 시기에 진해만 해역에서 관찰된 연구결과는 coprostanol은 분변계 대장균과 상이한 분포양상을 보였으며 분변계 대장균이 전혀 검출되지 않은 정점에서도 coprostanol이 발견되었다(Fig. 9). 전통적으로 분변오염의 지표로 사용되고 있는 분변계 대장균은 높은 온도나 독성물질의 존재에 기인해서 쉽게 파괴되기 때문에, 분변오염의 적절한 지표로서 대장균 검사의 안정성에 대한 의문이 제기되어 왔으므로(McFeters et al., [1986]) 진해만 주변해역에서 나타난 결과로 판단해 볼 때 coprostanol이 분변계 대장균과 비교하여 더욱 유용한 분변오염의 지표성분임을 알 수 있다. 그러나 다음과 같은 점을 유의하여 보충적인 지표성분으로 사용하여야 한다. Coprostanol은 호기성 환경에서는 분해가 일어나지만 혐기성 환경에서는 잘 보존이 되기 때문에 퇴적토에서 장기간 또는 대규모적인

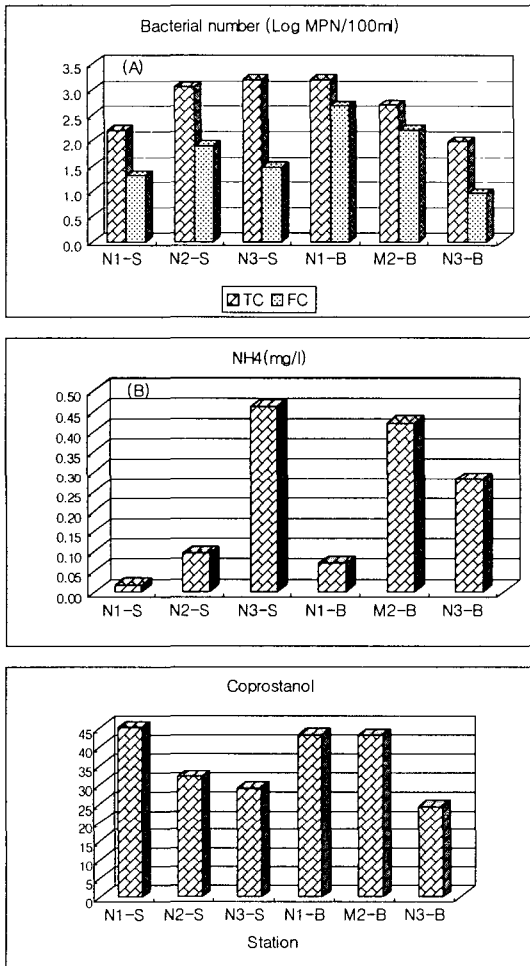


Fig. 8 Distribution of indicators of sewage pollution used in the Nakdong river estuary in Aug. 1997.

(A) coliform number, (B) NH₄-N, (C) Aoprostanol

TC : total coliform bacteria, FC: fecal coliform bacteria

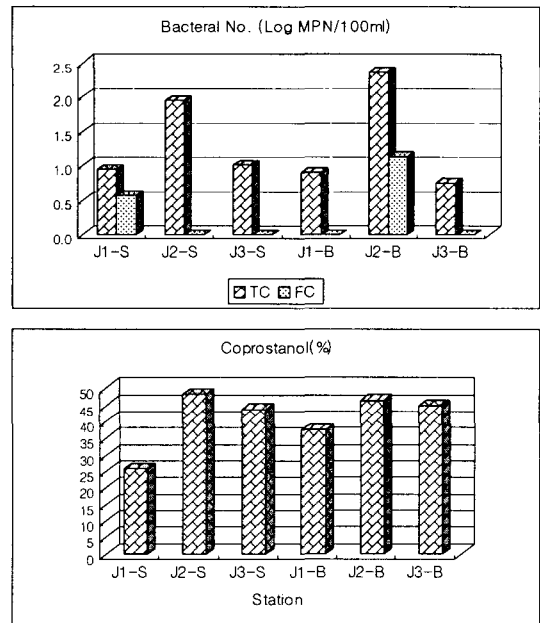


Fig. 9 Distribution of indicators of sewage pollution used in the Jinhae Bay in Aug. 1997.

TC: total coliform bacteria, FC: fecal coliform bacteria

모니터링 때의 분변성 지표로는 아주 유용하나 단기간의 소규모 지역에서는 경우에 따라 올바른 정보를 제공하지 못하는 수가 있다. 즉, E. coli가 실제로 없으나 예전에 유입된 분변성 sterol이 혐기성 지역에서 잘 보존되어 나타났다면 그 지역을 오염되었다고 할 수 있는지 여부를 예로 들 수 있다. 따라서 조사기간과 지역넓이 그리고 조사지역의 환경에 따라 지표성분으로 사용하는데 주의할 기울려야 한다. 또한 총 스테롤과 다른 각각의 스테롤에 대한 coprostanol의 비율은 연안수역에서의 분변오염 분포의 조사연구에 유용하다. Sherwin et al., [1993]은 총 스테롤에 대한 coprostanol의 상대적인 기여는 퇴적된 유기물에 대한 분변유입의 중요성을 나타내는 지표라 하였으며, Nichols et al., [1991]은 coprostanol과 해양생물에서 특징적으로 발견되는 스테롤의 비율은 분변오염의 해양유입의 상대적인 정도에 대한 보충적인 인자를 제공한다고 보고하였다.

본 연구결과 총 스테롤 및 다른 스테롤에 대한 coprostanol의 상대적인 양은 낙동강 하구 주변수역의 경우 하계에는 cholesterol에 비해 coprostanol의 양이 더 높았으며 동계에는 cholesterol의 양이 상대적으로 높았다(Fig. 10). 하계의 높은 coprostanol의 상대적인 양은 하계의 우천으로 인하여 상류와 인근 하천에서 유입되는 도시하수 및 가축폐수의 영향이 큰 것으로 생각되며 하구 연 상부에 위치한 N1정점에서는 coprostanol이 cholesterol보다 훨씬 많이 검출되었다. 그러나 낙동강 하구에서 가장 먼 정점인 N3에서는 cholesterol이 coprostanol보다 더 많이 발견되었으며 특히 동계에는 훨씬 더 많은 양이 조사되었다. 진해만 주변해역도 낙동강 하구 주변수역과 비슷한 분포양상을 보였는데 만 입구인 정점 J1에서는 계절에 관계 없이 cholesterol이 coprostanol보다 훨씬 높은 양이 검출되었지만 만 내의 정점들에서는 coprostanol의 양이 cholesterol보다 상대적으로 높았다(Fig. 11). 이와 같은 현상은 다음과 같이 해석할 수 있다. Cholesterol은 모든 동물과 식물에 고루 존재하여 많은 양이 유입되나 이 물질은 곧 물질순환에서 사용되어 적은 반면, coprostanol은 잘 변형되지 않고 특히 혐기성 환경에서는 잘 보존이 되는 이유로 많이 검출된다고 볼 수 있다. 이와 같은 조사로는 Hatcher et al., [1977]은 해양환경에서 cholesterol은 분변 스테롤의 9.5%를 차지하지만

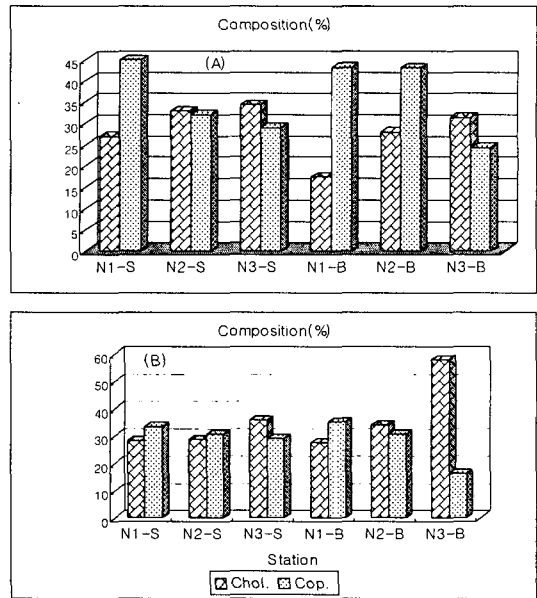


Fig. 10 Distribution of sterol composition in the Nakong river estuary.

(A) Aug. 1997, (B) Feb. 1998

Chol: cholesterol, Cop: coprostanol

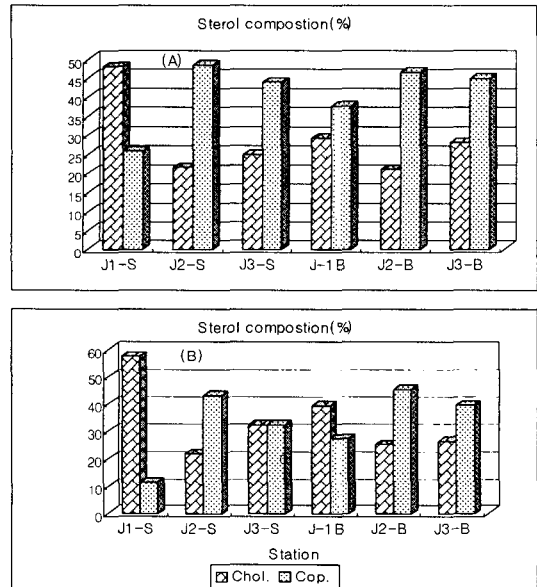


Fig. 11 Distribution of sterol composition in the Jinhae bay.

(A) Aug. 1997, (B) Nov. 1997

Chol: cholesterol, Cop: coprostanol

coprostanol은 50~80%를 차지한다고 하였으며, Brown et al., [1984]는 cholesterol과 coprostanol의 상대적인 양의 차이는 cholesterol은 해양생물, 즉 해양기원에서 많이 생성되는 반면에 coprostanol은 가축, 농업, 도시하수에서 기원하기 때문이라고 보고하였다. 따라서 낙동강 하구 주변수역과 진해만 주변해역에서 관찰된 cholesterol과 coprostanol의 상대적인 양 차이로 인근의 도시에서 배출되는 분변의 영향의 정도와 범위를 추정할 수 있었으며 이 성분들을 장기적이고 지속적으로 관찰하여 분변 유입으로 인한 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향에 대한 지표로 유용하게 사용할 수 있다.

5. 결론

연안해역에서 분변오염의 생물 지표로서 coprostanol을 사용한 결과 coprostanol은 기존의 분변오염의 지표로서 많이 사용되는 분변계 대장균이나 암모니아보다는 주변의 환경변화를 덜 받았으며 조사수역에 존재하는 입자태 유기물의 농도와 밀접한 관계를 가지고 있었기 때문에 연안해역에서의 도시분변오염의 동태와 중요성을 이해하는데 다른 오염지표에 비해 coprostanol이 더 유용함을 알 수 있었다.

또한 외해에 가까운 정점보다는 육지에 인접한 정점들에서 더 높게 검출된 coprostanol의 분포를 볼 때 낙동강 하구 주변수역과 진해만 주변해역에서 관찰된 cholesterol과 coprostanol의 상대적인 양 차이로 인근의 도시에서 배출되는 분변의 영향의 정도와 범위를 추정할 수 있었으며, 이 성분들을 장기적이고 지속적으로 관찰하여 분변 유입으로 인해 해양환경 및 해양생태계에 미치는 영향에 대한 지표로 유용하게 사용할 수 있다.

후 기

본 연구는 한국과학재단 (KOSEF 971-1106-035-1)의 지원으로 수행되었다. 논문의 수정과 보완에 큰 도움을 주신 익명의 두분 심사위원과 저의 연구실 대학원생들에 감사 드립니다.

참고문헌

- [1] 안승구, 김상진, 김상종의 6명. 1995. 환경미생물학. 신광출판사.
- [2] Bligh, E. G. and W. J. Dyer, 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37(8), 911~917.
- [3] Brown, R. C. and T. L. Wade, 1984. Sedimentary coprostanol and hydrocarbon distribution adjacent to a sewage outfall. *Water Research*, 18(5), 621~632
- [4] Chaloux, N., H. Takada and J. M. Bayona, 1995. Molecular markers in Tokyo Bay sediments sources and distribution. *Marine Environmental Research*, 40(1), 77~92.
- [5] Eganhouse, R. P., D. P. Olaguer, B. R. Gould and C. S. Phinney, 1988. Use of molecular markers for the detection of municipal sewage sludge at sea. *Marine Environmental Research*, 25, 1~22.
- [6] Green, G., J. H. Skerratt, R. Leeming and P. D. Nichols, 1992. Hydrocarbon and coprostanol levels in seawater, sea-ice algae and sediments near Davis Station in eastern Antarctica: A regional survey and preliminary results for a field fuel spill experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 25(9-12), 293~302.
- [7] Hatcher, P. G., L. E. Keister and P. A. McGillivray, 1977. Steroids as sewage specific indicators in New York Bight sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 17, 491~498.
- [8] Hatcher, P. G. and P. A. McGillivray, 1979. Sewage contamination in the New York Bight. Coprostanol as an indicator. *Environmental Science and Technology*, 13(10), 1225~1229.
- [9] Jeng, W. -L. and B. -C. Han, 1994. Sedimentary coprostanol in Kaohsiung Harbor and the Tan-Shui Estuary, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 28(8), 494~499
- [10] Jeng, W. -L. and B. -C. Han, 1996. Coprostanol in a sediment core from the anoxic Tan-Shui Estuary, Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, 727~735.
- [11] Kanazawa, A. and S. Teshima, 1978. The occurrence of coprostanol, an indicator of faecal

- pollution, in sea water and sediments. *Oceanologica Acta*, 1(1), 39~44.
- [12] Kang, H., 1993. The Gram-Stain characteristics of bacteria in marine environment, Shimoda Bay in Japan.(I), *J. of Inst. of Industrial technology, the University of Suwon*, Vol. 8, No. 175-179,
- [13] Kogure, K., U. Simidu and N. Taga, 1980. Distribution of viable marine bacteria in neritic seawater around Japan. *Canadian Journal of Microbiology*, 26(3), 318~323.
- [14] Laurellard, J. and A. Saliot, 1993. Biomarkers in organic matter produced in estuaries: a case study of the Krka estuary (Adriatic Sea) using the sterol marker series. *Marine Chemistry*, 43, 247~261.
- [15] Lee, P. Y., C. K. Kang and J. S. Park. 1994. Annual change and C:N:P ratio in the particulate organic matter in Chinhae Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 29, 107~118.
- [16] McCalley, D. V., M. Cooke and G. Nickless, 1980. Coprostanol in Severn Estuary sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 25, 374~381.
- [17] McFeters, G. A., J. S. Kippin and M. W. LeChevallier, 1986. Injured coliforms in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, 51(1), 1~5.
- [18] Moon, C. H., C. Park, S. Y. Lee. 1993. Seasonal variations of nutrient and particulate organic matter in Asan Bay. *Bull. Korean Fish Soc.*, 26, 173~181.
- [19] Moon, C. H. and K. Y. Kwon. 1994. Seasonal variations of particulate biogenic silica in the Nakdong river estuary. *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 29, 5~16.
- [20] Murtaugh, J. J. and R. L. Bunch, 1967. Sterols as a measure of fecal pollution. *Journal of Water Pollution Control Federation Research*, 39(3), 404~409.
- [21] Nichols, P. D. and R. Leeming, 1991. Tracing sewage in the marine environment using signature lipids. *Chemistry in Australia*, 58, 274~276.
- [22] Nichols, P. D., R. Leeming and G. Cresswell, 1993. Survey of Sydney's coastal environment. *Water*, 32~33.
- [23] Nichols, P. D., R. Leeming and G. Cresswell, 1992. Sydney deep ocean outfall studies. *Chemistry in Australia*, 59, 389.
- [24] Pierce, R. H. and R. C. Brown, 1984. Coprostanol distribution from sewage discharge into Sarasota Bay, Florida. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, 75~79.
- [25] Pocklington, R., J. D. Leonard and N. F. Crewe, 1987. Coprostanol as an indicator of faecal contamination in seawater and marine sediment. *Oceanologica Acta*, 10(1), 83~89.
- [26] Porter, K. G. and Y. S. Feig, 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25, 943~948.
- [27] Quéméneur, M. and Y. Marty, 1994. Fatty acids and sterols in domestic wastewaters. *Water Research*, 28(5), 1217~1226.
- [28] Sherwin, M. R., E. S. Van Vleet, V. U. Fossaton and F. Dolci, 1993. Coprostanol (5 β -cholestan-3 β -ol) in lagoonal sediments and mussels of Venice, Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 26(9), 501~507.
- [29] Shigenaka, G. and J. E. Price, 1988. Correlation of coprostanol to organic contaminants in coastal and estuarine sediments of the U.S.. *Water Resources Bulletin*, 24(5), 989~998.
- [30] Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd ed., *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, 167.
- [31] Takada, H., J. W. Farrington, M. H. Bothner, C. G. Johnson and B. W. Tripp, 1994. Transport of sludge-derived pollutants to deep-sea sediments at Deep Water Dump Site 106. *Environmental Science and Technology*, 28(6), 1062~1072.
- [32] Teshima, S. and A. Kanazawa, 1978. The occurrence of coprostanol, 24-ethylcoprostanol and 5 α -stanols in the marine sediment. *Journal of the Oceanography society of Japan*,

34, 85~92.

[33] Venkatesan, M, I., E. Ruth and I. R. Kaplan, 1986. Coprostanol in Antarctic marine sediments: A biomarker for marine mammals and not human pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 17(12), 554~557.

[34] Venkatesan, M. I. and H. Mirsadeghi, 1992, Coprostanol as sewage tracer in McMurdo Sound, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 25(9-12), 328~333.

[35] Wade, T. L., E. L., Atlas, J. M. Brooks, M. C. Kennicutt II, R. G. Fox, J. Sericano, B. Garcia-Romero and D. DeFreitas, 1988. NOAA Gulf of Mexico status and trends program: Trace organic contaminant distribution in sediments and oysters. *Estuaries*, 11(3), 171~179.

[36] Yde, M. E. De Wulf, S. De Maeyer-Cleempoel and D. Quaghebeur, 1982. Coprostanol and bacterial indicators of faecal pollution in the Scheldt Estuary. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 28, 129~134.