

인공기질에서의 부착규조의 초기 군집형성과 천이

장성현* · 이정준 · 이정호

(대구대학교 생물교육과)

Colonization and Succession of Epilithic Diatoms on Artificial Substrata

Sung Hyun Jang*, Jung Joon Lee and Jung Ho Lee

Department of Biology Education, Daegu University, Kyungbuk, 712-714, Korea

The purpose of the study is to understand the ecological characteristics of the early stage of community formation of epilithic diatoms. The samples were daily collected from a site of the Kumho River during 70 days from October 13 to December 21 in 2002. Total 126 diatom taxa collected in the study were classified into 114 species and 12 varieties belonging to 26 genera. About 80% of the taxa collected from the artificial substrata during the whole studying period were observed until tenth day from the start time of the study. In the study the successional process of the diatom community was divided into the three stages of the early, the middle and the later by cluster analysis based on the similarities in species composition among the communities. *Cocconeis placentula* Ehrenb. and *C. placentula* var. *lineata* (Ehrenb.) V.H., horizontally positioned species, would be divided into the early successional species, and *Diatoma vulgre* Bory, vertically positioned species, was the later successional species. Cell densities and species composition of the diatoms on the artificial substrata were closely similar to them of natural substrata after 40th day from the start time of the study.

Key Words: artificial substrata, composition, density, epilithic diatom, succession

서 론

하천은 시·공간적 차이에 따라 많은 환경 요인들이 변화하는 복잡한 생태계이며, 하천의 물리·화학적 그리고 생물학적 특성들은 하천유역의 기후, 토지사용, 지형학의 조건 등에 의해 영향 받는다(Richards *et al.* 1996; Stevenson and Pan 1999). 하천의 수질 상태를 추론하기 위해서는 가능한 많은 환경 요인들이 측정되어야 하지만(Barbour *et al.* 1995; Norris and Norris 1995), 많은 환경요인들 중에서도 Stevenson and Pan(1999)은 생육시작 시점부터 채집시기까지 복잡하게 변하는 수 환경에 적응하며 살고 있는 생물군을 이용한 수질상태의 추론이 수 환경을 가장 완전하게 평가할 수 있다고 보고하였다.

Cox(1991)는 지표가 되는 생물군의 선택 시 다음과 같은 기준에 적합하여야 한다고 보고하였다. 첫째, 각 분류군은

정확한 생태적 범위를 가져야 한다. 둘째, 이 범위는 한정되어 있어야 한다. 셋째, 그 분류군들은 일관성 있고 정확하게 동정되어야 한다. 이러한 기준으로 볼 때, 지표종으로 부착규조는 매우 적합하다. 왜냐하면 부착규조는 가장 풍부하게 생육하는 군집들 중 하나이며(Round *et al.* 1990) 쉽게 채집할 수 있다. 또한 그들의 생태 범위에 대해서는 Knopp (1955), Zelinka and Marvan(1961), Sladeczek(1973) 등에 의해 많은 연구들이 보고되었으며, 분류학적 연구도 다른 생물군에 비해 상대적으로 매우 풍부한 연구 축적이 이루어져 있어 동정의 객관도가 높은 것으로 보고되고 있다(Round *et al.*, 1990). 그리고 이미 Patrick(1973), Lange-Bertalot (1979), Wetzel(1983), Stevenson and Lowe(1986), Round (1991), Asai and Watanabe(1995) 등의 부착규조를 이용한 생물학적 수질평가가 널리 활용되고 있다.

국내에서도 부착규조의 군집구조에 대한 조사와 이를 통한 수질평가의 연구들이 많이 이루어졌다(Chung *et al.* 1985; 정 1987; Choi and Chung 1990; 홍과 정 1990; 이와 정 1991; 정 등 1992; 이와 정 1993; 정 등 1993; 이와 김 1996;

*Corresponding author (jungho@daegu.ac.kr)

이 1998; 이 2003). 그러나 위의 연구들은 구조의 군집구조 변화를 조사 간격이 큰 월별 또는 계절적으로만 조사하여 부착구조의 군집형성에 대한 생태학적 특성을 이해하기에는 부족하며, 특히 군집 형성 과정에 대한 이해는 자연적 부착 기질이 아닌 인공기질의 사용이 적극적으로 권장된다는 관점에서 기존의 연구들은 많은 제약을 가지고 있다(Butcher 1932; Henrici 1933; Gause 1936; Castenholz 1960; Spoon and Burbank 1967; Cairns *et al.* 1969; Tuchman and Blinn 1979; Biggs 1988; Danilov and Ekelund 2001). 국내에서는 조(1994)와 정 등(1996)에 의한 인공기질을 이용한 소수의 부착조류의 연구들이 있을 뿐, 실질적인 부착구조의 발생 및 천이 과정에 대한 연구는 매우 빈약한 상태이다. 인공기질은 부착구조의 생태 연구에 다양한 유용성을 제공해 준다. 특히, 부착구조에 대한 물리적 또는 생물학적 현상이나 특성을 연구자의 의도에 따라 조절하기에 매우 용이하며, 자연 상태에서 파악하기 어려운 군집형성이나 천이과정을 용이하게 관찰 할 수 있는 이점이 있다(김 1987).

그러므로 본 연구에서는 인공기질 이용하여 부착구조 군집 형성의 초기단계에 대한 특성을 밝힘으로서, 부착구조의 기본적 생태에 관한 이해를 넓히고, 구조를 이용한 생물학적 수질판정법의 합리적 활용법 수립에 기여하고자 하였다.

재료 및 방법

본 조사는 금호강 본류 중 경상북도 경산시 진량읍 내리리에 위치한 지점을 대상으로 실시하였다. 본 지점은 낙동강과 접하는 금호강 하류로부터 약 54 km 상류에 위치하고 있으며, 본류 수역 중 유량 등의 환경조건의 변화가 비교적 적은 지역이다(Fig. 1). 본 조사 정점의 수심 약 30 cm에 5 cm 간격으로 인공기질(직육면체 콘크리트 블록; 19.5 mm × 8.0 mm × 5.5 mm) 600개를 2002년 10월 12일 설치하여 2002년 10월 13일부터 12월 21일까지 70일간 매일 한 차례씩 채집하였다.

수온과 pH, 전기전도도는 현장 수질측정기인 D-24 (HORIBA)로 측정하였으며, BOD는 수질오염 공정시험방법 (환경부 1996)에 준하여 Winkler법으로 측정하였다. 유속은 CR-7형 유속계(YOKOGAWA)를 사용하여 세 번 이상 측정 후 평균값으로 계산하였다.

부착구조는 인공기질인 콘크리트 블록의 수면과 평행한 상면부를 솔로서 긁어 채집하였다. 비교 분석을 위한 시료로서 본 조사 정점에서 가장 보편적인 상태를 지니고 있는 것으로 추정되는 지름 15-20 cm 정도의 수면하의 자연석을 선정하여 가로 10 cm, 세로 10 cm의 고무판을 사용하여 상표면의 100 cm²를 솔로 긁어 채집하였다. 부착구조의 현존량 산정을 위하여 인공기질의 상면부를 채집한 정량시료를 잘 혼



Fig. 1. A map showing the sampling station of the Kumho River.

합한 후 1 mL를 취해 Sedgwick-Rafter Chamber를 사용하여 Schoen(1988)의 방법으로 계수하였다.

종의 동정을 위하여 채집된 시료를 KMnO₄법(Hendey, 1974)으로 세정하고 Pleurax로 봉입하여 영구표본을 제작하였다. 제작된 슬라이드는 OLYMPUS BX-50 광학현미경으로 400-1000배에서 관찰하였고, OLYMPUS PM-20으로 사진 촬영하여 분석하였다. 또한, 구조 군집의 상대빈도를 위한 계수는 임의로 선정된 현미경 하의 시야에서 피각의 수가 500 개 이상이 되도록 하였다.

부착구조 군집 구조를 분석하기 위하여 전 조사기간의 출현종의 상대빈도를 기본 자료로 하여 Shannon and Weaver (1963)의 종다양성지수, Simpson(1949)의 우점도지수 그리고 Pielou(1966)의 균등지수를 구하였다. 집단분석(cluster analysis)과 주성분분석은 MVSP 3.1을 사용하여 구하였다.

결 과

환경요인

수온은 1.4-19.7°C의 범위를 보였으며, 전기전도도는 213 $\mu\text{s cm}^{-1}$ -422 $\mu\text{s cm}^{-1}$ 를 기록하였다. 조사기간 동안 전기전도도의 평균치는 254 $\mu\text{s cm}^{-1}$ 로 조사되었다. pH는 6.8-9.8의 범위를 보였으며, 전 조사 기간의 평균치는 8.1이었다.

BOD는 1.2 mgL⁻¹-4.9 mgL⁻¹의 범위를 나타내었으며, 조사 기간의 평균치는 2.6 mgL⁻¹였다. 하천의 플랑크톤 및 부착생물의 생육의 중요 교란요인인 유속(Stevenson 1983)은 6.2 cm sec⁻¹-32.8 cm sec⁻¹의 범위로 전 조사 시기에 17.5 cm sec⁻¹의 평균치를 나타내었다(Fig. 2).

종조성과 출현종

본 연구에서는 *Aulacoseira* 속, *Caloneis* 속, *Cymbella* 속, *Fragilaria* 속, *Hantzschia* 속, *Navicula* 속의 각각 1종의 총 6

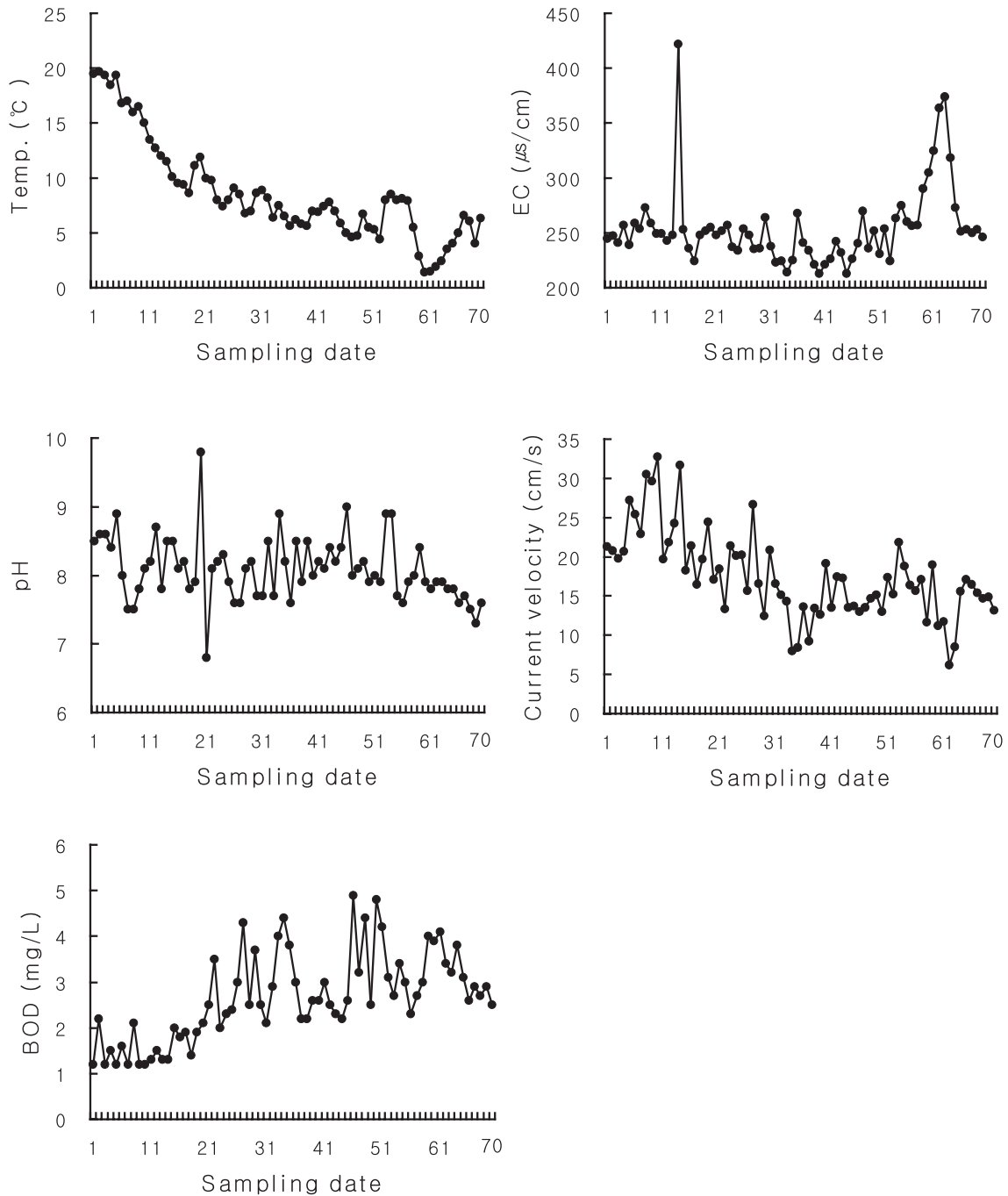


Fig. 2. Daily variation of environment factors at the sampling station of Kumho River during the studying period.

종의 미동정종을 포함한 125 taxa의 규조가 출현하였으며, 이들은 Simonsen (1979)의 분류체계에 따라 2목 3아목 10과 26속의 107종 12변종으로 분류되었다.

중심목 규조는 총 12 taxa로써 전체의 9.5%였으며, 우상목 규조는 총 114 taxa로 전체의 90.5%였다. 조사 시기 동안 부착규조의 일 조사 평균 출현종 수는 47종이었으며, 조사 시작 2일째인 2002년 10월 14일에 30종으로 가장 빈약한 출현종 수를 보였으며, 조사 시작 38일째인 2002년 11월 19일에 55종으로 가장 많았다(Fig. 3). 전 조사 기간에 동정된 전

체 출현종 중 조사 시작 후 10일 사이에 약 80%가 착생되는 것으로 확인되었다.

출현종의 분포 양상

전체 천이의 과정을 종조성의 유사성을 기초로 한 집단 분석에 따라 3단계(초기, 중기, 후기)로 나누었으며, 각 단계에서의 인공기질과 자연석의 부착규조의 상대빈도를 비교하여, 출현종의 양상을 초기 선호종(early successional species)과 후기 선호종(later successional species)으로 나눌

수 있었다.

본 연구에서 *Cocconeis placentula* Ehrenb.와 *C. placentula* var. *lineata* (Ehrenb.) V.H.가 초기 선호종으로 나타났다(Fig. 4). 인공기질의 착생 초기에 *C. placentula*는 30% 이상의 높은 상대빈도 보이다가, 그 이후로 3% 이하의 상대빈도를 보였으며, 이에 반하여 자연석에서 상대빈도는 조사 시기 동안 0.3-1.1% 사이로 일정하게 나타났다. *C. placentula* var. *lineata*도 인공기질의 착생 초기에 16% 이상의 높은 상대빈도를 보였다가 그 이후로 2% 이하의 상대빈도를 나타내었다. 비교 분석을 위한 자연석 조사에서 *C. placentula* var. *lineata* 상대빈도는 평균 1.2%로 조사 기간 동안 일정한 상대빈도를 나타내었다.

Diatoma vulgare Bory는 대표적 천이 후기 선호종으로 나타났다. 조사 기간 동안 *D. vulgare*는 인공기질의 착생 초기에 0.5% 이하의 낮은 상대빈도를 보이다가 착생 후기에는 3-8%의 일정한 상대빈도를 나타내었다. 비교를 위한 자연석 조사에서의 *D. vulgare*의 상대빈도는 평균 3.5%로 조사 기간 동안 거의 일정하게 나타났다(Fig. 5).

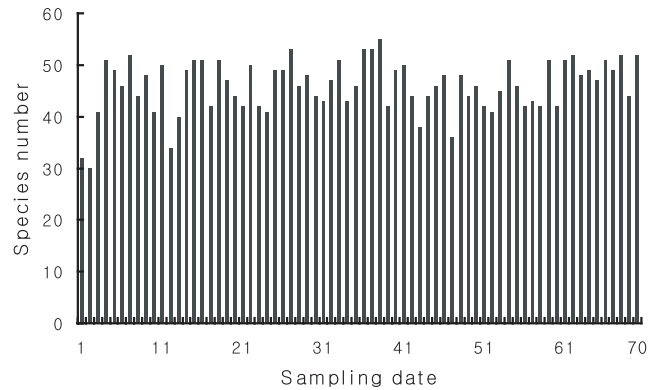


Fig. 3. Daily variation of species number on artificial substrata at the sampling station of the Kumho River during the studying period.

현존량

본 조사에서 현존량은 조사 시기 1일째인 2002년 10월 13일에 1,930 cells cm⁻²로 최저치를 나타냈으며, 조사 시기 63일째인 2002년 12월 14일에 766,784 cells cm⁻²로 최고치를 나타내었다(Fig. 6).

종조성의 유사성을 기초로 한 집단 분석에 따라 천이과정을 3단계(초기, 중기, 후기)로 나누었으며, 이에 따른 현존량을

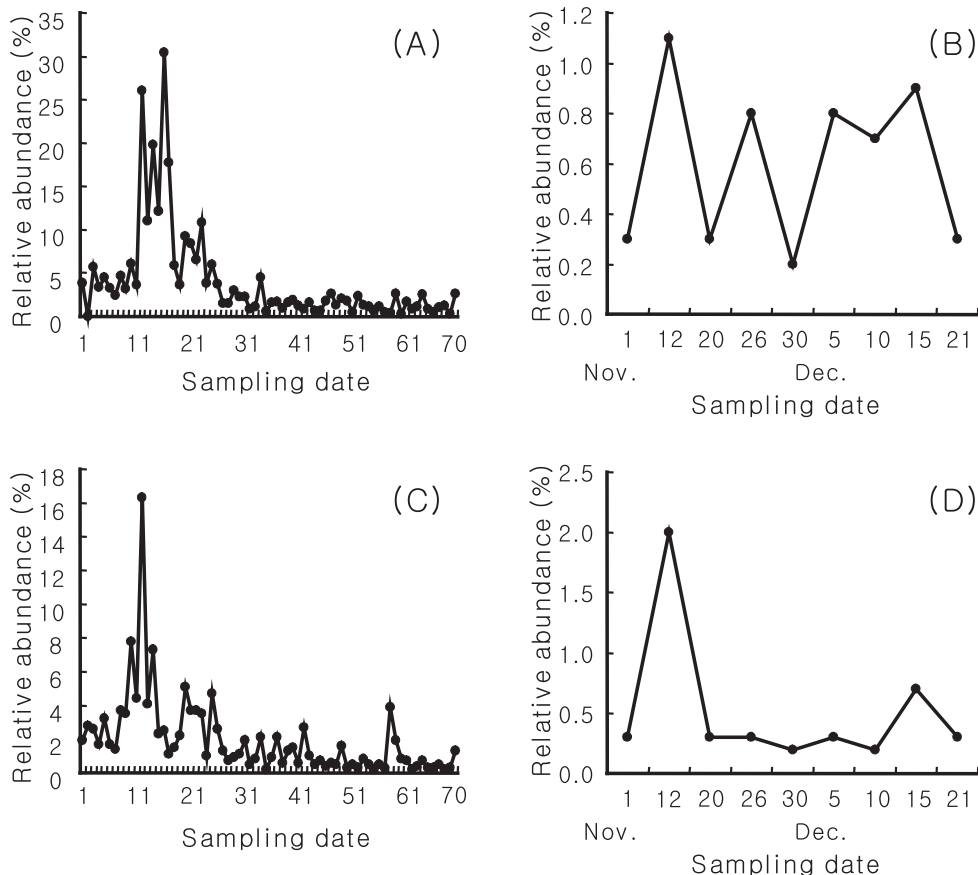


Fig. 4. Variation of *Cocconeis placentula* (A & B) and *Cocconeis placentula* var. *lineata* (C & D) at the sampling station of the Kumho River during the studying period (A & C: artificial substrata, B & D: natural substrata).

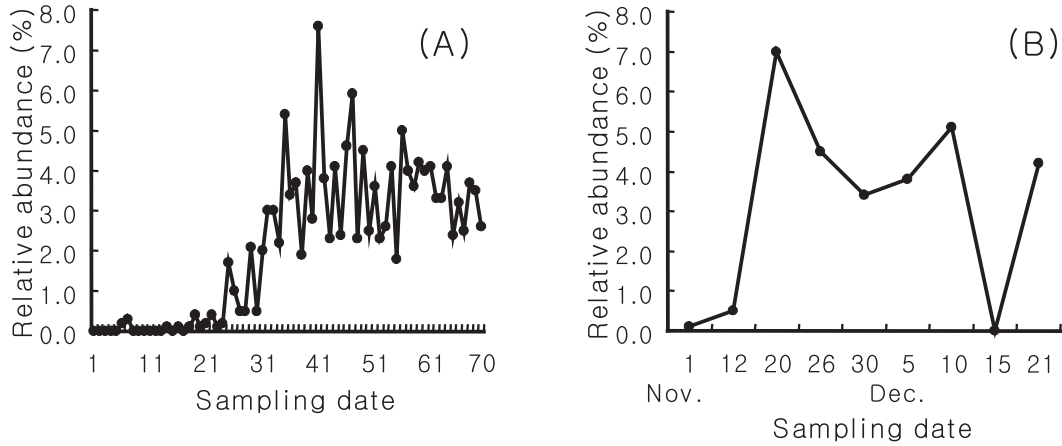


Fig. 5. Variation of *Diatoma vrlgare* at the sampling station of the Kumho River during the studying period (A: artificial substrata, B: natural substrata).

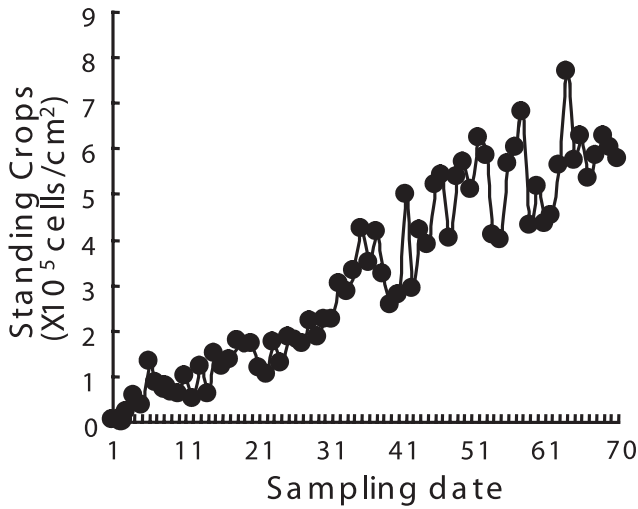


Fig. 6. Daily variation of standing crops on artificial substrata at the sampling station of the Kumho River during the studying period.

의 변화는 초기에 1,930 cells cm⁻²에서 129,941 cells cm⁻² 사이로, 중기에는 48,889 cells cm⁻²에서 497,895 cells cm⁻² 사이로, 후기는 현존량이 최대 766,784 cells cm⁻²까지로 거의 일정한 값을 나타내었다.

우점종 및 아우점종의 천이

부착구조의 군집형성의 초기단계의 생태학적 특성을 이해하기 위해 우점종 및 아우점종의 천이를 파악하고자 하였다.

전 조사 기간 중에 1회 이상 우점종으로 조사된 taxa는 *Nitzschia amphibia* Grun. (56회)와 *Nitzschia fonticola* Grun. (11회), *Cocconeis placentula* (3회) 등 3 taxa였다. 또한 *Nitzschia paleacea* Grun.와 *Melosira varians* C. Agardh, *Fragilaria construens* var. *venter* (Ehrenb.) Grun., *Navicula capitatoradiata* H. Germ. 등 4종이 아우점종을 이루었다 (Table 1).

전 조사 기간 동안의 우점종의 변화는 *Nitzschia amphibia* → *Cocconeis placentula* → *Nitzschia amphibia* → *Nitzschia fonticola* 순으로 나타났다.

본 연구에서 가장 높은 상대빈도를 나타낸 4종을 그 순서대로 나열하면 *Nitzschia amphibia*, *Nitzschia fonticola*, *Fragilaria construens* var. *venter* 그리고 *Cocconeis placentula* 등이며, 각 시기마다 이들이 차지하는 비율을 Fig. 7에 도시하였다. 이들은 전 조사 기간 중에서 조사 시작 2일째인 2002년 10월 14일에 30.2%로 가장 낮은 빈도를 보였고, 조사 시작 21일째인 2002년 11월 2일에 68.0%로 가장 높았다. 이는 종 다양성 지수의 변화 양상과 유사함을 보였다.

종다양성 및 우점도 지수

종다양성지수는 조사 시작 21일째인 2002년 11월 2일에 최저치 0.938을 나타내었고, 조사 시작 59일째인 2002년 12월 10일에 최고치인 1.355를 나타내었다. 또한 균등도지수는 종다양성지수와 같이 조사 시작 21일째인 2002년 11월 2일에 0.578로 최저치를, 그리고 조사 시작 59일째인 2002년 12월 10일에 0.794로 최고치를 나타내었다. 이는 균등도지수가 다양성지수에서 산출된 지수이므로 종다양성지수와 유사한 경향을 보이는 것이다.

우점도지수는 종다양성지수와 균등도지수와는 정반대로 조사 시작 21일째인 2002년 11월 2일에 0.274로 가장 높게 나타났으며, 조사 시작 59일째인 2002년 12월 10일에 0.070으로 가장 낮게 조사되었다(Fig. 8).

군집 구조

종조성의 유사성으로 부착 초기 1일에서 5일까지와 그 이후의 5일 간격으로 집단분석을 한 결과, 3개 집단(초기, 중기, 후기)으로 나눌 수 있었다(Fig. 9). 즉 부착 초기에 수평형 구조종(horizontally positioned species)과 수직형 구조종

Table 1. Dominant and subdominant species in sampling station of epilithic diatoms of the Kumho River during the studying period

Date	Dominant species	Subdominant species
1	<i>Nitzschia amphibia</i> (26.8%)	<i>Nitzschia paleacea</i> (8.0%)
2	<i>Nitzschia amphibia</i> (23.4%)	<i>Melosira varians</i> (5.7%)
3	<i>Nitzschia amphibia</i> (17.4%)	<i>Nitzschia palea</i> (7.8%)
4	<i>Nitzschia amphibia</i> (22.3%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (13.1%)
5	<i>Nitzschia amphibia</i> (21.8%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (14.2%)
6	<i>Nitzschia amphibia</i> (22.4%)	<i>Nitzschia paleacea</i> (10.9%)
7	<i>Nitzschia amphibia</i> (21.0%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (10.5%)
8	<i>Nitzschia amphibia</i> (29.5%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (8.8%)
9	<i>Nitzschia amphibia</i> (31.9%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (10.6%)
10	<i>Nitzschia amphibia</i> (35.6%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (8.7%)
11	<i>Nitzschia amphibia</i> (33.1%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (13.0%)
12	<i>Cocconeis placentula</i> (26.0%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (22.8%)
13	<i>Nitzschia amphibia</i> (40.2%)	<i>Cocconeis placentula</i> (11.0%)
14	<i>Cocconeis placentula</i> (19.8%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (19.3%)
15	<i>Nitzschia amphibia</i> (36.8%)	<i>Cocconeis placentula</i> (12.1%)
16	<i>Cocconeis placentula</i> (30.4%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (26.0%)
17	<i>Nitzschia amphibia</i> (38.2%)	<i>Cocconeis placentula</i> (17.7%)
18	<i>Nitzschia amphibia</i> (28.7%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (10.2%)
19	<i>Nitzschia amphibia</i> (36.0%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (11.9%)
20	<i>Nitzschia amphibia</i> (45.5%)	<i>Cocconeis placentula</i> (9.2%)
21	<i>Nitzschia amphibia</i> (50.5%)	<i>Cocconeis placentula</i> (8.4%)
22	<i>Nitzschia amphibia</i> (25.1%)	<i>Cocconeis placentula</i> (6.5%)
23	<i>Nitzschia amphibia</i> (28.4%)	<i>Cocconeis placentula</i> (10.8%)
24	<i>Nitzschia amphibia</i> (37.9%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (6.8%)
25	<i>Nitzschia amphibia</i> (22.4%)	<i>Navicula capitatoradiata</i> (8.2%)
26	<i>Nitzschia amphibia</i> (23.0%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.1%)
27	<i>Nitzschia amphibia</i> (31.0%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (12.0%)
28	<i>Nitzschia amphibia</i> (34.1%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.6%)
29	<i>Nitzschia amphibia</i> (31.5%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.7%)
30	<i>Nitzschia amphibia</i> (33.7%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (12.8%)
31	<i>Nitzschia amphibia</i> (32.1%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (9.9%)
32	<i>Nitzschia amphibia</i> (32.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (12.4%)
33	<i>Nitzschia amphibia</i> (18.7%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.6%)
34	<i>Nitzschia amphibia</i> (24.8%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (10.5%)
35	<i>Nitzschia amphibia</i> (18.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (16.7%)
36	<i>Nitzschia amphibia</i> (21.3%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (11.9%)
37	<i>Nitzschia amphibia</i> (14.3%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.8)
38	<i>Nitzschia amphibia</i> (17.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.4%)
39	<i>Nitzschia amphibia</i> (25.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (18.8%)
40	<i>Nitzschia amphibia</i> (29.2%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (13.2%)
41	<i>Nitzschia amphibia</i> (20.8%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (13.5%)
42	<i>Nitzschia amphibia</i> (24.2%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (15.7%)
43	<i>Nitzschia amphibia</i> (26.8%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (13.8%)
44	<i>Nitzschia amphibia</i> (32.7%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (15.7%)
45	<i>Nitzschia amphibia</i> (29.2%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (9.5%)
46	<i>Nitzschia amphibia</i> (23.9%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.4%)
47	<i>Nitzschia amphibia</i> (20.7%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (11.5%)
48	<i>Nitzschia amphibia</i> (25.1%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (13.7%)
49	<i>Nitzschia amphibia</i> (20.3%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (15.8%)
50	<i>Nitzschia amphibia</i> (24.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (16.2%)
51	<i>Nitzschia amphibia</i> (26.1%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (21.7%)
52	<i>Nitzschia amphibia</i> (22.1%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (17.2%)
53	<i>Nitzschia amphibia</i> (34.2%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (19.7%)

Table 1. (continued)

Date	Dominant species	Subdominant species
54	<i>Nitzschia amphibia</i> (21.4%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (19.2%)
55	<i>Nitzschia amphibia</i> (37.0%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (18.7%)
56	<i>Nitzschia amphibia</i> (28.9%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (16.6%)
57	<i>Nitzschia amphibia</i> (27.5%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (22.5%)
58	<i>Nitzschia amphibia</i> (23.5%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (21.9%)
59	<i>Nitzschia fonticola</i> (14.8%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (14.5%)
60	<i>Nitzschia amphibia</i> (21.8%)	<i>Nitzschia fonticola</i> (21.0%)
61	<i>Nitzschia fonticola</i> (22.4%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (11.5%)
62	<i>Nitzschia fonticola</i> (21.1%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (20.5%)
63	<i>Nitzschia fonticola</i> (22.4%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (19.9%)
64	<i>Nitzschia fonticola</i> (25.6%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (10.9%)
65	<i>Nitzschia fonticola</i> (20.1%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (16.5%)
66	<i>Nitzschia fonticola</i> (29.1%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (14.8%)
67	<i>Nitzschia fonticola</i> (16.9%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (16.5%)
68	<i>Nitzschia fonticola</i> (24.2%)	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (12.5%)
69	<i>Nitzschia fonticola</i> (27.6%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (14.7%)
70	<i>Nitzschia fonticola</i> (24.3%)	<i>Nitzschia amphibia</i> (19.0%)

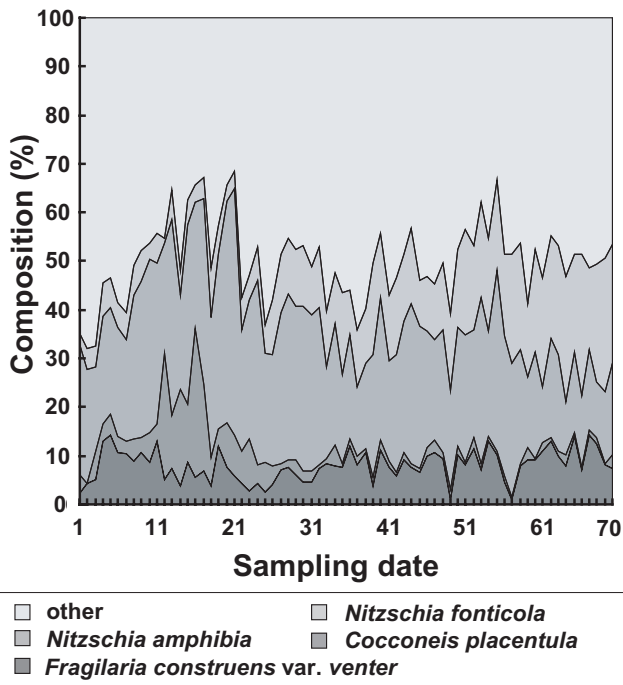


Fig. 7. Comparison of the most abundant four taxa and the others.

(vertically positioned species)이 혼재되어 나타난 1일에서 5일까지의 집단과 *Nitzschia amphibia*와 *Cocconeis placentula*, *Nitzschia fonticola*가 우점종으로 출현하는 10일째에서 20일째까지의 집단, *Nitzschia amphibia*와 *Nitzschia fonticola*가 우점종으로 출현하는 35일째에서 70일째까지 등 3개 집단으로 구분되는 결과를 나타냈다. 초기단계의 군집 유사성은 30-60%로 군집들 간의 유사성이 낮게 나타났으며, 중기와 후기단계

로 진행될수록 군집 유사성이 최고 85%로 높게 나타났다. 또한, 주성분 분석(PCA)을 통한 결과에서도 시간이 경과함에 따라 군집간의 구조가 유사해짐을 알 수 있었다. Fig. 10의 주성분 분석의 결과에서 나타난 것처럼 Axis 1을 기준으로 시간의 경과에 따라 초기단계와 중기단계, 후기 단계로 구분할 수 있었으며, 초기단계의 시기들은 넓게 산재되어 있는 반면, 후기로 갈수록 시기들이 조밀하게 표시되어 시간의 경과에 따라 군집들 간의 종조성 및 군집구조가 유사해짐을 나타내고 있다.

고 찰

현존량은 조사 시작 1일째인 2002년 10월 13일에 1,930 cells cm⁻²로 최저치를 나타냈으며, 조사 시작 63일째인 2002년 12월 14일에 766,784 cells cm⁻²로 최고치를 나타내었다. Stevenson(1983)은 물속의 부유성 플랑크톤이 기질에 유입된 군집의 근원이라고 보고하였으며, 유입의 범위를 30-1,500 cells cm⁻² d⁻¹로 나타내었다. 그러나 본 연구에서는 조사 1일째에 1,930 cells cm⁻² d⁻¹로 Stevenson(1983)이 보고한 유입 범위를 초과하였는데, 이는 유속의 평균치가 17.5 cm sec⁻¹로 낮게 나타났기 때문에 착생초기에 다양하고 많은 종들이 유입되어졌다고 사료되어진다.

착생 초기에 인공기질에 상대적으로 높은 상대빈도를 나타낸 종은 수평형 구조종(horizontally positioned species)인 *Achnanthes convergens*, *Cocconeis placentula*, *C. placentula* var. *lineata*, *C. placentula* var. *euglypta*와 수직형 구조종(vertically positioned species)인 *Nitzschia palea*, *N. amphibia*, *N. paleacea*, *Navicula viridula* var. *rostellata*로 나타

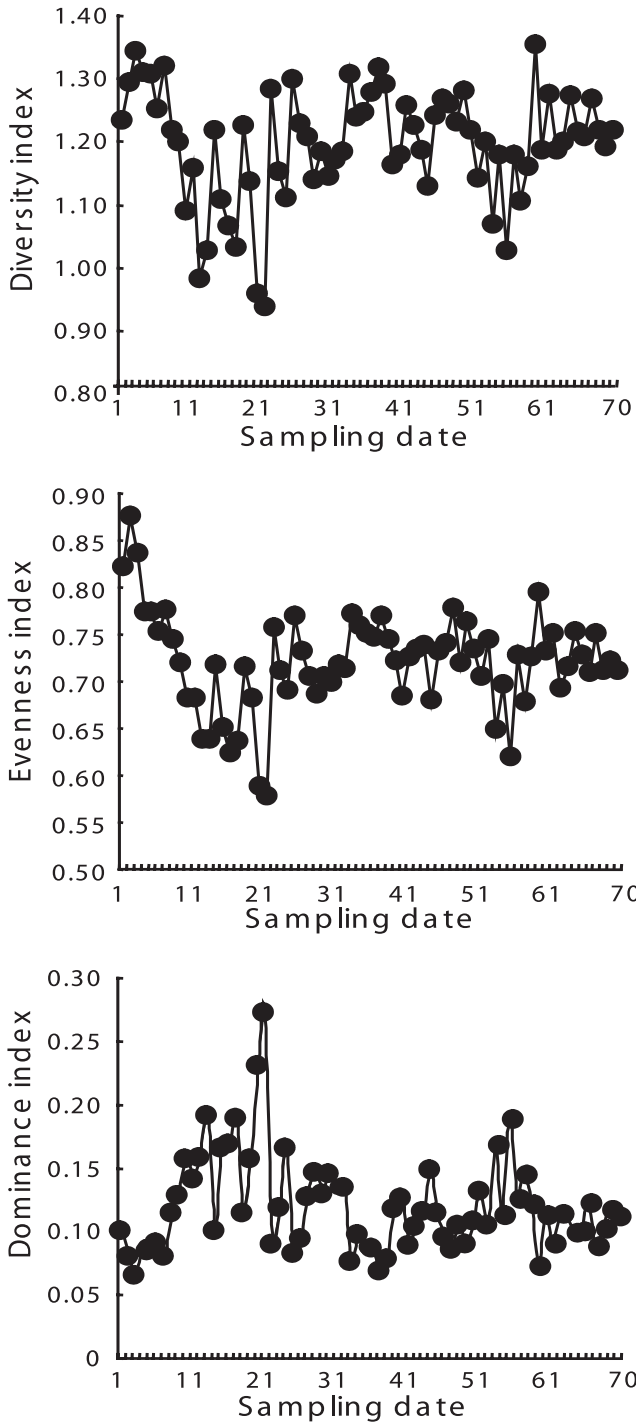


Fig. 8. Daily variation of diversity index, evenness index and dominance index at the sampling station of the Kumho River during the studying period.

났다. Horne and Goldman(1994)은 호수와 하천의 새로운 기질에 대한 조류의 천이과정에서 착생초기에는 수평형 구조종의 부착구조로 시작된다고 보고하였으나, 본 연구에서는 수평형 구조종과 수직형 구조종이 착생초기에 기질에 혼재하여 나타났는데, 이는 비교적 느린 유속으로 인하여 착생 초기의 기질에 수평형 구조종과 수직형 구조종이 혼재하여

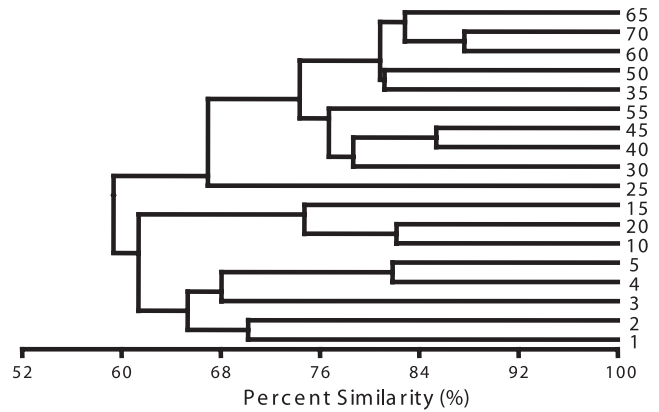


Fig. 9. Dendrogram of cluster analysis of the epilithic diatom communities at the sampling station of the Kumho River during the studying period.

나타난 현상으로 추측된다(Stevenson 1983; McIntire 1966; Horner and Welch 1981).

본 연구에서는 부착구조의 천이과정을 집단분석에 준하여 초기와 중기, 후기로 나누었는데, 천이 초기 선호종은 *Cocconeis placentula*와 *C. placentula* var. *lineata*가, 후기 선호종은 *Diatoma vulgare*였다. 이는 초기 유속 등의 환경조건에서 기질에 부착하기 유리한 부착형태인 수평형 구조종이 초기 선호종으로, 천이과정에 있어서는 빛의 경쟁에 유리한 부착형태인 수직형 구조종이 후기 선호종으로 나타났다고 판단되어 진다. 그리고 *Achnanthes convergens*와 *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Nitzschia palea*, *N. amphibia*, *N. fonticola*, *N. paleacea*, *Navicula viridula* var. *rostellata*, *Synedra ulna* 등은 인공기질과 자연석에서 유사한 변화양상을 보였다.

종조성의 유사성을 기초로 집단분석의 결과, 크게 3개의 집단(초기, 중기, 후기)으로 나눌 수 있었다. 즉 부착 초기에 수평형 부착구조와 수직형 부착구조가 혼재되어 나타난 1일째에서 5일째까지의 집단과 *Nitzschia amphibia*와 *Cocconeis placentula*가 우점종으로 출현하는 10일째에서 25일째까지의 집단, *N. amphibia*와 *N. fonticola*가 우점종으로 출현하는 30일째에서 70일째까지 등 3개 집단으로 구분되는 결과를 나타냈다. 그리고 초기단계의 군집들 간의 유사성은 30-60%로 낮았으며, 중기와 후기단계의 군집들 간의 유사성은 60%에서 최고 85%로 높게 나타났다. 이는 군집구조가 시간의 경과에 따라 변화하며, 후기로 갈수록 군집구조가 더욱 유사해짐을 나타내는 것으로 이해된다. 주성분분석 결과에서도 Axis 1을 기준으로 시간 경과에 따라 초기단계와 중기, 후기 단계로 구분할 수 있었으며, 초기단계의 시기들은 넓게 산재되어 있는 반면, 후기로 갈수록 시기들이 조밀하게 표시되어 시간의 경과에 따라 군집들 간의 종조성 및 군집구조가 유사해짐을 알 수 있었다.

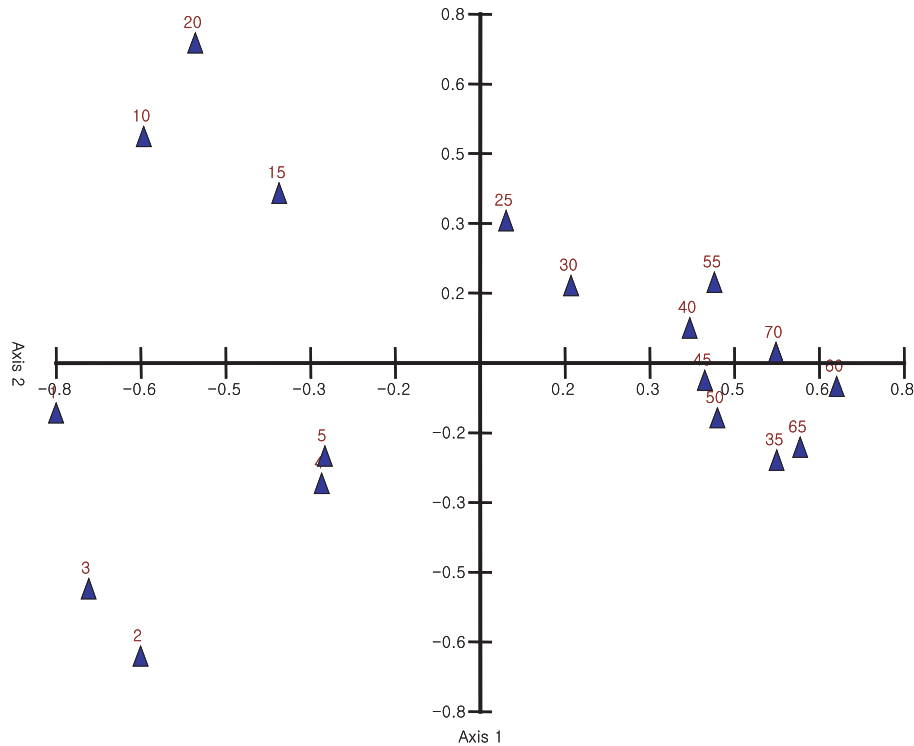


Fig. 10. Distributions of loading factor by PCA.

Biggs and Stokseth(1996)는 인공기질을 이용한 부착규조 군집 형성과정에 영향을 주는 요인으로 크게 노출시간, 계절적 변화, 유속 등 3가지로 보고하였는데, 본 연구에서는 초기 군집형성에는 유속이 가장 중요한 요인이며, 중기와 후기에는 수온 등의 계절적 변화가 많은 영향을 미친 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 2004학년도 대구대학교 연구비 지원에 의하여 수행되었습니다. 본 연구를 위하여 시료 채집과 자료 정리에 도움을 주신 대구대학교 생물교육과 육수학연구실원들께 감사드립니다.

인용문헌

김영환. 1987. 인공기질을 이용한 해조류의 착생 및 천이에 관한 연구. 한국조류학회지 2: 73-91.
 이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수(DAIpo). 한국육수학회지 31: 38-44.
 이정호. 2003. 부착규조를 이용한 생물학적 모니터링 기법에 의한 낙동강의 유기오염도 평가. 경북지역환경기술개발센터.
 이정호, 김용재. 1996. 낙동강 수계 댐호의 부착규조 및 영양단계 평가. 환경생물학회지 14: 18-28.
 이정호, 정준. 1991. 금호강의 오탁도에 따른 부착규조의 정점별 변화. 한국육수학회지 25: 31-40.

이정호, 정준. 1993. 광천(경상북도 울진군)의 부착규조의 군집구조. 한국육수학회지 26: 223-233.
 정연태, 최민규, 김백호, 위인선, 이종빈. 1996. 수질오염 판정을 위한 기법 개발(I). 부착조류 군체화에 미치는 기질특이성 연구. 한국육수학회지 14: 95-111.
 정준. 1987. 부착규조에 의한 형산강수계의 수질평가. 한국조류학회지 2: 139-146.
 정준, 최재신, 이정호. 1992. 부착규조에 의한 양산천의 수질평가. 환경생물학회지 10: 9-23.
 정준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁 지수(DAIpo)에 의한 금호강의 수질평가. 환경생물학회지 11: 43-58.
 조경제. 1994. 인공부착대를 이용한 부착조류 조사. 한국육수학회지 27: 47-57.
 홍은희, 정준. 1990. 부착규조에 의한 동화천 수계의 수질평가. 경북대학교 환경과학연구소 논문집 4: 33-54.
 환경부. 1996. 수질오염공정시험방법. 동화기술, 서울.
 Asai K. and Watanabe T. 1995. Statistic classification of epilithic diatom species into three ecological groups relating to organic water pollution (2) Saprophyllous and saproxenous taxa. Diatom 10: 35-47.
 Barbour M.T., Stribling T.B. and Karr J.R. 1995. Multimetric approach for establishing bio-criteria and measuring biological condition. In Biological Assessment and Criteria: Tools for water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers.
 Biggs B.J.F. 1988. Artificial substrate exposure times for periphyton biomass estimates in Rivers. New Zeal. J. Mar. and Fresh Research 22: 507-515.
 Biggs B.J.F. and Stokseth S. 1996. Hydraulic habitate suitability for periphyton in Rivers. Regulated Rivers; Research and

- Management* **12**: 251-261.
- Butcher R.W. 1932. Studies on the ecology of Rivers II. The microflora of Rivers with special reference to the algae on the River bed. *Ann. Bot. (Lond.)* **46**: 813-862.
- Cairns J., Jr. Dahlberg M.L., Dickson K.L., Smith N. and Waller T. 1969. The relationship of freshwater protozoan communities to the MacArthur-Wilson equilibrium model. *Am. Nat.* **103**: 439-454.
- Castenholz R.W. 1960. Seasonal changes in the attached algae of freshwater and saline lakes in the Lower Grand Coulee, Washington. *Limnol. Oceanogr.* **5**: 1-28.
- Choi J.S. and Chung J. 1990. An assessment of water quality by epilithic diatoms of Namchun water system. *Kor. J. Phycol.* **5**: 173-191.
- Chung J., Watanabe T. and Horki A. 1985. Assessment of Water Quality by Epilithic Diatoms of Sin-Chun Water-system. *Res. Rev. Kyungpook Nat. Univ.* **39**: 99-112.
- Cox E.J. 1991. What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In: Whitton B.A., Rott E. and Friderich G. (eds), Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. pp. 33-44.
- Danilov R.A. and Ekelund N.G.A. 2001. Comparison of usefulness of three types of artificial substrata (glass, wood and plastic) when studying settlement patterns of periphyton in lakes of different trophic status. *J. Microbio. Methods* **45**: 167-170.
- Gause G.F. 1936. The principles of biocoenology. *Q. Rev. Biol.* **11**: 20-336.
- Hendey N.I. 1974. The permanganate method for cleaning using diatoms. *Nova Hedwigia Beih.* **64**: 305-323.
- Horne A.J. and Goldman C.R. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, New York.
- Horner R.R. and Welch E.B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **38**: 449-457.
- Knopp H. 1955. Ein neuer weg zur Darstellung biologischer Borfluternutesuchungen erlauter an einem Gutelangsschnitt des Mains. *Die Wasserwirtschaft* **45**: 9-15.
- Lange-Bertalot H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia, beih.* **64**: 285-304.
- McIntire C.D. 1966. Some effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. *Hydrobiologia* **27**: 559-570.
- Norris R.H. and Norris K.B. 1995. The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology* **20**: 1-6.
- Patrick R. 1973. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. In *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.
- Pielou E.C. 1966. The measurement of diversity in different of biological collections. *J. Theoret. Biol.* **13**: 131-144.
- Richards C., Johnson L.B. and Host G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53(Supplement 1)**: 295-311.
- Round F.E. 1991. Diatoms in River water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* **3**: 129-145.
- Round F.E., Crawford R.M. and Mann D.G. 1990. *The Diatoms. Biology & Morphology of the genera*. Cambridge Univ. Press.
- Schoen S. 1988. *Cell counting*. In: Experimental Phycology A Laboratory Manual (Christopher, S.L., J.C. David & P.K. Bruno, eds.). Cambridge Univ. Press., London.
- Shannon E. and Weaver W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana. Illinois Univ. Press.
- Shimpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nat.* **163**: 1-688.
- Simonsen R. 1979. The diatom system: Ideas on Phylogeny. *Basc.* **2**: 9-71.
- Sladeczek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv fuer Hydrobiologie* **7**: 1-218.
- Spoon D.M. and Burbanck W.D. 1967. A new method of collecting sessile ciliates in plastic petri dishes with tight fitting lids. *J. Protozool.* **14**: 735-739.
- Stevenson R.J. 1983. Effects of current and conditions simulating autogenically changing microhabitats on benthic diatom immigration. *Ecology* **64**: 1514-1524.
- Stevenson R.J. and Lowe R.L. 1986. Sampling and interpretation of algal patterns for water quality assessment. In *Rationale for sampling and Interpretation of Ecological Data in the Assessment of Freshwater Ecosystems*, Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.
- Stevenson R.J. and Pan Y. 1999. Assessing environmental condition in Rivers and streams with diatom. In *The Diatoms: Applications for the Enviromental and Earth Sciences*, Cambridge Univ. Press.
- Tuchman M. and Blinn D.W. 1979. Comparison of attached algal communities on natural and artificial substrata along a thermal gradient. *Br. Phycol. J.* **14**: 243-254.
- Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. 2nd. Sounders Coll. New York, Publishers.
- Zelinka M. and Marvan P. 1961. Zur Prazisierung der Biologischen Klassifikation des Reinheit Fliessender Gewaser. *Archiv fuer Hydrobiologie* **57**: 389-407.

Received 11 July 2006

Accepted 10 August 2006