

한강수계 하천에서의 시공간적 수질변화 특성 및 연속적 인공댐호의 경험적 모델

전 혜 원 · 최 지 응 · 안 광 국*

(충남대학교 생명시스템과학대학 생물과학과)

Spatio-temporal Water Quality Variations at Various Streams of Han-River Watershed and Empirical Models of Serial Impoundment Reservoirs. Jeon, Hye-Won, Ji-Woong Choi and Kwang-Guk An* (Department of Biological Sciences, College of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

The objective of this study was to determine temporal patterns and longitudinal gradients of water chemistry at eight artificial reservoirs and ten streams within the Han-River watershed along the main axis of the headwaters to the downstreams during 2009~2010. Also, we evaluated chemical relations and their variations among major trophic variables such as total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and chlorophyll-*a* (CHL-*a*) and determined intense summer monsoon and annual precipitation effects on algal growth using empirical regression model. Stream water quality of TN, TP, and other parameters degraded toward the downstreams, and especially was largely impacted by point-sources of wastewater disposal plants near Jungrang Stream. In contrast, summer river runoff and rainwater improved the stream water quality of TP, TN, and ionic contents, measured as conductivity (EC) in the downstream reach. Empirical linear regression models of log-transformed CHL-*a* against log-transformed TN, TP, and TN: TP mass ratios in five reservoirs indicated that the variation of TP accounted 33.8% ($R^2=0.338$, $p<0.001$, slope=0.710) in the variation of CHL and the variation of TN accounted only 21.4% ($R^2=0.214$, $p<0.001$) in the CHL-*a*. Overall, our study suggests that, primary productions, estimated as CHL-*a*, were more determined by ambient phosphorus loading rather than nitrogen in the lentic systems of artificial reservoirs, and the stream water quality as lotic ecosystems were more influenced by a point-source locations of tributary streams and intense seasonal rainfall rather than a presence of artificial dam reservoirs along the main axis of the watershed.

Key words : empirical model, Han-River watershed, lentic ecosystem, phosphorus, point-source

* Corresponding author: Tel: 042) 821-6408, Fax: 042) 822-9690, E-mail: kgan@cnu.ac.kr

서 론

우리나라 4대강 수계의 여러 수체는 중·상류역에 중·대형 인공댐(인공호)들을 포함하는 구조적 특성을 가지고 있으며, 인근지역에 음용수 및 생태유지유량 등의 수자원을 공급하는 큰 역할을 담당하고 있다(Jones *et al.*, 1997). 특히, 한강수계는 우리나라 4대강 수계 중 가장 큰 수체로서, 많은 대형 인공댐을 포함하고 있어 이곳에서의 방류수질은 상·하류간의 수질특성에 지대한 영향을 미치고 있다. 이러한 한강수계는 남한강과 북한강이 팔당호에서 만나 합류하고, 서울시의 중심을 관통하여 하구에 달하는 유로연장 469.7 km, 유역면적 35,770 km² (남한지역: 26,218.9 km²)의 수체이다.

본 수계의 주요지류는 남한강 및 북한강으로서, 이들 수체는 형태적 특성 및 수리수문학적 특성 측면에서 뚜렷한 차이를 가지고 있어 연속적 수체의 수질 특성에 중요한 역할을 하는 것으로 알려져 있다(Hong, 1969). 남한강은 유역면적 12,514 km², 유로연장 375 km를 가진 하천으로서 퇴적이 많이 일어나고, 유역 지질이 석회암 지대로서 물의 알칼리도가 높다. 또한, 북한강에 비해 홍수조절을 위한 댐이 많지 않아 호우시 한강 유량에 미치는 영향이 크지 않다(Park and Shin, 2011). 팔당호로 유입되는 3개 유입천(남한강, 북한강, 경안천) 중 남한강의 유입량은 54%를 차지하여 가장 크고, 팔당호 수질에 대한 영향도가 상대적으로 큰 하천으로 보고되고 있다(Park *et al.*, 2008). 북한강 수계는 유량이 풍부하지만, 지형성 강우와 빈번한 집중호우, 봄철 가뭄으로 인하여 유량의 계절적 변동이 심하다(Sohn and Han, 1995; Park *et al.*, 2005; Ahn *et al.*, 2011). 북한강 수계의 풍부한 유량과 큰 경사도는 댐 건설에 유리한 조건으로 작용하여 청평댐을 시발점으로 하여 화천댐, 춘천댐, 의암댐, 소양강 다목적 댐이 건설되었다(Park, 2006). 이러한 댐 건설로 인해 생겨난 5개 호소의 유역면적/수표면적의 비는 외국의 자연호와는 달리 100 이상으로, 5개 호소 모두 수체류 시간이 짧고 호소에 유입되는 영양염류의 부하량이 증가하여 부영양화 될 취약성을 높게 지니고 있다(Brylinsky and Mann, 1973; Fee, 1979). 북한강 수계의 인공호는 유입량이 많은 지역에 유로를 차단하여 형성된 하천형 호수(Stream-lake hybrid)와 유입량은 적지만 경사가 깊은 곳에 댐을 건설하여 형성된 호소형 호수(Lake type)로 분류할 수 있다. 춘천호, 의암호, 청평호는 하천형 호수로 수심이 얕고 유입량 및 유출량이 저수량에 비해 상대적으로 크며, 유역의 강우와 오염물질의 부하에 의하여 직접적인

영향을 받는다. 반면, 파로호와 소양호는 호소형 호수로, 체류시간이 길고 자연호와 유사한 특성을 지닌다(Kim, 2004). 이와 같이 한강 수계에는 우수적 특성(Running water type)이 강한 하천 생태계, 정수적 특성(Stagnant type)이 강한 대형 인공호, 우수-정수의 교잡형(Lentic lotic type) 같은 하천-호수 교잡형이 존재하여 수계의 상·하류간 및 계절적 수질변화 특성이 다양할 것으로 예측되나 이렇게 호수 및 하천이 연속적으로 위치한 수체에서의 수질변동에 대한 연구는 거의 미미한 실정이다.

우리나라 인공호는 자연호와는 다른 인위적 과정을 거쳐 형성(Jones *et al.*, 1997)되었기 때문에 자연호와는 다른 생태적 특성을 보인다(Thornton, 1990; Wetzel, 1990). 일반적으로 인공댐은 하천의 흐름을 물리적으로 차단하여 일차적으로는 유량 및 수온 등의 수리·수문학적 요인 변화(Macan, 1961, 1974; Han *et al.*, 2010)와 영양 염류와 같은 화학적인 수질변화, 그리고 수체의 투명도 감소효과(Macan, 1974; Krenkel *et al.*, 1979; Rada and Wright, 1979)가 나타난다. 또한 수체 내 서식하는 동·식물 플랑크톤, 무척추 동물, 어류 등의 개체군 구조 및 기능에 영향(Moss, 1980; Edwards and Crisp, 1982; Merritt *et al.*, 1982; Ward, 1982)을 주는 것으로 알려져 있다. 또한 우리나라 인공호의 경우 아시아의 몬순 장마영향을 받기 때문에 북미 및 유럽의 인공호들과는 달리 계절적 강우분포 차이는 수체의 수질에 중요한 영향을 주는 것으로 알려져 있다(An and Jones, 2000; An *et al.*, 2001; An and Kim, 2003; Kim and Kim, 2004). 우리나라의 연평균 강우량은 1,245 mm(1974~2003년 평균)로 세계 평균 880 mm의 약 1.4배이나, 여름 하절기의 집중강우분포 특성 때문에 이 중 용수로 이용되는 강수량은 연간 총 강수량의 26%(301억 m³)에 불과하다. 이에 따라 용수의 이용률을 높이기 위해 한강수계에서는 북한강과 남한강에 댐을 건설하여 정체된 수체인 인공호를 조성하고, 생활용수 및 농·공업용수로 이용하고 있다(Kim, 2003).

하천 생태계는 물이 상류에서 하류로 흐르면서 하천형태 및 하상입자 같은 물리적 특성을 결정한다. 또한, 이렇게 결정된 물리적 특성들은 화학적인 특성에 영향을 미쳐 화학적 수질구배(Chemical gradient)가 생겨나게 된다(Vannote *et al.*, 1980). 즉, 자연적인 하천의 경우, 하천의 연속성 개념(River Continuum Concept, RCC)이 적용되어 자연적인 하천흐름에 따라 다양한 생물학적 반응이 복합적으로 일어나게 된다. 그러나 다양한 연속적 댐을 다수 포함한 한강수계의 경우, 상·하류간의 연속적 개념을 교란시켜 자연적인 하천과 다른 수환경 특성을 보이게 된다. 특히, 한강수계에서는 흐름에 따라 하천 성질이

연속적으로 변화하는 경향을 보이는데, 이는 하천이 상류에서 하류, 지천에서 본류로 이어지는 연속체로서의 특성 뿐만 아니라 이미 건설된 여러 인공호 방류수의 수질에 의하여 수환경 특성을 더욱 복잡하게 한다 (Kim and Yoo, 2004). 하천에 댐이 건설되면 그 연속성이 단절되면서 물의 흐름 (Kang and Park, 2002), 퇴적물 (Ward and Stanford, 1983), 수질 (Lee *et al.*, 2002), 생물상 (Kim and Yang, 2001; Jung, 2011) 등 하천 생태계에 복합적으로 영향을 미치게 되는데 국내에서 이에 대한 연구들은 극히 미미하여 불연속적 하천특성의 변화 규명에 대한 연구가 필요하다. Ward and Stanford (1983)는 하천의 불연속 개념 (Serial Discontinuity Concept: SDC)을 제시하였으며, 인공댐 및 보와 같은 물리적 구조물은 하천의 흐름을 방해하고 수체에 다각적으로 영향을 미치는 인위적인 요소로 파악하였다. 연속적인 변화를 보이는 하천 성질이 댐의 건설로 인하여 단절되고 댐 하류에서 하천의 생물·비생물학적 요인이 자연적인 과정과 지류 유입의 결과로 다시 원래의 성질로 되돌아가려는 경향을 제시한 바 있어 이에 대한 규명이 절실하다.

본 연구에서는 한강수계에 이미 건설된 연속적 인공댐들이 상류로부터 하류까지 질소 (N), 인 (P), 엽록소-*a* (CHL-*a*) 등의 화학적 수질 특성 (Chemical gradient)에 미치는 영향을 분석하였고, 수질 변수간의 경험적 모델 (Empirical model)을 적용·평가하여 하절기의 문순강우

특성 및 연별 집중강우 특성이 수 환경에 어떤 영향을 미치는가를 규명하는 데 그 목적이 있다.

재료 및 방법

1. 조사지 개요 및 조사지점

본 연구 범위에 속하는 한강구간은 북한강 화천댐에서부터 팔당댐까지 북한강 본류와 팔당댐 하류를 지나 한강 하류까지의 구간으로 설정하였고, 인공호를 포함하는 정수대 (lentic zone)의 댐 지역은 “D (Dam 약자)”로 지점을 표기하였고, 하천/강에 위치한 유수대 (Lotic zone)의 강은 “R (River 약자)”로 표기하여 정수대 및 유수대의 특성을 구분하였다. 또한, 댐의 위치 및 점오염원 특성 등을 고려하여 북한강 수계의 인공댐 호소수 8개 지점 (D1-D8), 북한강 및 한강 본류 수계의 하천수 10개 지점 (R1-R10) 등 총 18개의 연구대상 지점을 선정하였다. 선정된 18개 지점의 자세한 위치는 다음과 같다 (Fig. 1).

[지점명 및 위치]

- D1: 화천댐-강원도 화천군 화천읍 동촌리 두류봉 앞
- D2: 화천댐-강원도 화천군 간동면 구만리 화천댐 댐 앞
- R1: 강원도 화천군 간동면 구만리 구만교
- D3: 춘천댐-강원도 춘천시 사북면 신포리 도선장 앞

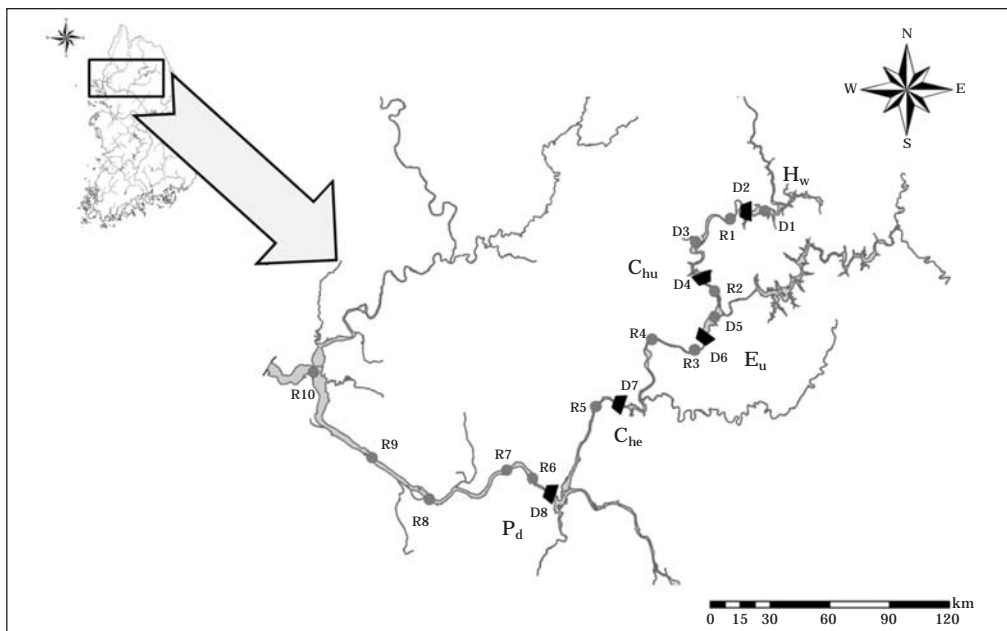


Fig. 1. Map showing the sampling sites of Han-River watershed (H_w: Hwacheon Dam, C_{hu}: Chuncheon Dam, E_u: Euiam Dam, C_{he}: Cheongpyeong Dam, P_d: Paldang Dam).

- D4: 춘천댐-강원도 춘천시 서면 오월리 춘천댐 댐 앞
- R2: 강원도 춘천시 신북읍 용산리 춘천댐 취수장 앞
- D5: 의암댐-강원도 춘천시 서면 현암리 금산선착장 앞
- D6: 의암댐-강원도 춘천시 신동면 의암리 신연교
- R3: 강원도 춘천시 신동면 의암리 신연교
- R4: 강원도 춘천시 서면 안보리 춘성대교
- D7: 청평댐-경기도 가평군 청평면 청평댐 댐 앞
- R5: 경기도 가평군 청평면 청평댐 직하류
- D8: 팔당댐-경기도 남양주시 조안면 능내리 팔당댐 댐 앞
- R6: 경기도 남양주시 조안면 능내리 팔당대교
- R7: 서울특별시 강동구 천호동 광진교
- R8: 서울특별시 용산구 이촌동 한강대교
- R9: 경기도 고양시 행주외동 행주대교
- R10: 경기도 고양시 일산서구 법곶동 일산대교

2. 분석변수 및 방법

이 · 화학적 수질 자료를 분석하기 위하여 2009년 1월부터 2010년 12월까지 18개 지점에서 측정된 환경부 물환경정보시스템의 월별자료를 분석하였다. 자료 분석에 이용된 수질변수는 엽록소-a (Chlorophyll-a, CHL-a), 총질소 (Total nitrogen, TN), 총인 (Total phosphorus, TP), 부유물질 (Suspended solids, SS), 전기전도도 (Electric conductivity, EC), 생물학적 산소요구량 (Biological oxygen demand, BOD)이며, 각 변수에 대한 시간별 (계절별), 공간별 변화양상을 분석하였다. 우리나라의 몬순강우의 하절기 특성을 고려하여 장마 전기 (Premonsoon, 4~6월; PRE), 장마기 (Monsoon, 7~8월; MON), 장마 후기 (Postmonsoon, 9~11월; POS)로 구분하였다. 또한, 공간적 수질변화 분석은 하천수 10개 지점 중 공간이질성 분석 (Spatial heterogeneity test)에 의한 통계 테스트 (ANOVA 검정) 후 R1 지점을 상류역 (U_s), R5 지점을 중류역 (M_s), R10 지점을 하류역 (D_s)으로 선정하였으며, 인공호 상 · 하류사이의 수질특성을 비교 · 분석하기 위해 북한강 수계에 있는 5개 댐 지점을 기준으로 댐 상류 지점 (Before the dam: D_b, 댐으로부터의 상부수역 및 댐 수역), 댐 지점 (Dam site: D_s, 댐 지점), 댐 하류 지점 (After the dam: D_a, 댐 지점 및 그 하부지점)으로 구분하여 각각의 수체 특성을 분석하였다.

3. 주요 부영양화 요인 변수의 경험적 모델 (Empirical model) 분석

본 연구에서는 5개의 댐에서 질소(N)와 인(P)이 조류

의 생체량(엽록소-a로 추정 산정)에 어떤 영향을 주는 지를 분석하기 위해 엽록소-a (CHL-a), 총인 (TP), 총질소 (TN), 질소인의 질량비 (TN : TP mass ratio)를 이용하여 1차 회귀방정식을 도출하였고, 각 변수간의 경험적 모델식을 이용하여 5개 호수의 영양상태 평가 및 예측에 이용하였다. 2009 및 2010년 총질소와 총인의 월 평균값을 이용하여 분석하였고, 장마가 호수에 미치는 영향을 알아보기 위해, 장마 전기와 장마기, 장마 후기로 대별하여 회귀분석을 실시하였다. 자료의 통계처리는 SPSS (Version 18.0 for windows) 프로그램을 이용하여 분석하였다.

결과 및 고찰

1. 이 · 화학적 수질 경향

한강 수계의 상류역 (D1)에서 하류역 (R10)까지의 연속적 수질특성 분석에 따르면, 영양염류 (TN, TP), 유기물 오염도 지표 (BOD), 엽록소-a(CHL-a) 및 부유물질 (SS)은 전반적으로 천천히 증가하다가 중류역의 D3-D5 부근에서 뚜렷한 증가 양상을 보였고, 최 하류역의 R8-R10의 지역에서는 3배 이상의 급격한 증가 양상을 보였다 (Fig. 2). 최 상류역인 D1-D2 부근에서 평균 총인은 20 µg L⁻¹ 이하와 총질소는 1.50 mg L⁻¹ 이하로서 “매우좋음 (Ia)” 상태 (환경부 수질기준)를 보였으며, 하류로 갈수록 점차적으로 증가되다가 하류역 (R10)에서는 급격히 악화되었다. 이와 같은 수질변화 특성에 따르면, 본 한강수계에서 인공 구조물 (댐) 건설에 의한 수질변화는 상대적으로 하수처리장 등의 방류수 유입에 의한 점오염원의 영향에 비해 적은 것으로 나타났다. 즉, 연속적 댐 구조물들에도 불구하고 그들의 수체류시간 변동에 의한 수질변화는 SDC (Serial discontinuity concept) 개념 측면에서 크지 않은 것으로 나타났다.

본 수체에서 D3, D5 및 R8 지점에서 뚜렷한 수질변화가 관측되었는데, 이는 인근 점 오염원 및 비점오염원이 산재된 수계로부터 유입되는 영양염류 및 유기물에 의한 것으로 사료된다 (An and Shin, 2005). 실제, D3 지점에서는 하천 주변에 경작지가 집중적으로 분포하고 있고, 또한 원촌농공단지의 방류수가 유입되며, D5 지점은 춘천시와 춘천공업단지로부터 유입되는 방류수의 영향이 큰 것으로 사료된다. 특히, 하류역의 R8에서의 총질소, 총인, 생물학적 산소요구량 및 전기전도도의 급격한 증가는 R7 부근에서 유입되는 중랑천에 의하여 수질이 악화된 것으로 나타났다. 이런 추론에 대한 이유는 동일기간 동안 중랑천의 총질소는 7.687 mg L⁻¹, 총인은 532 µg L⁻¹로서 중

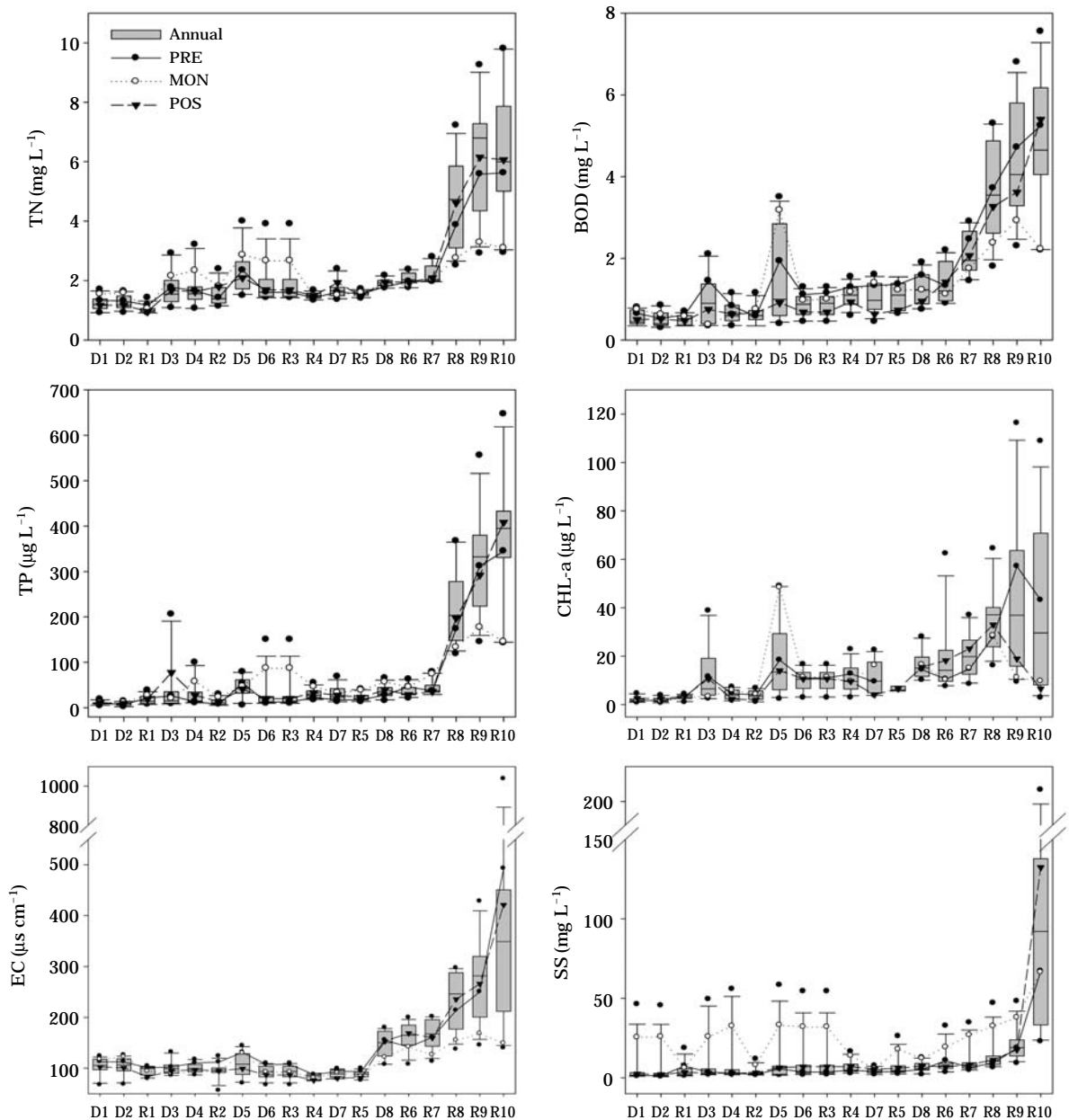


Fig. 2. Seasonal fluctuations of water chemistry during three seasons of premonsoon (PRE), monsoon (MON), and postmonsoon (POS) in Han-River watershed. The data were based on the averages of 2009~2010.

랑천은 한강 본류 수질을 크게 악화시키는 것으로 나타났다. 이런 특성은 중랑천에서 측정된 다른 변수들(전기 전도도 $434.8 \mu\text{s cm}^{-1}$, 엽록소-a $5.16 \mu\text{g L}^{-1}$)에서도 잘 나타나고 있다. 상·하류간의 장마에 대한 영향을 분석하기 위해 장마전기(PRE), 장마중(MON) 및 장마후기(POS)의 수질 비교분석에 따르면(Fig. 2), 장마기간 동안 최 하류역인 R8-R10의 수질은 장마 전기 및 장마 후기에 비해 크게 좋아지는 양상을 보여 최상류 지점(D1)으로부터 최

하류 지점사이의 수질편차는 3개의 계절 중 장마기간에 가장 적게 나타났다. 즉, 유기물 오염 및 부영양화가 가장 심한 하류역은 장마기 강우에 의하여 오염된 하천수의 희석효과(Dilution effect)가 나타나 질소(N) 및 인(P)이 급격히 감소하는 것으로 나타났다(An and Shin, 2005). 본 연구 결과는 이전의 연구들(Kim *et al.*, 2006)에서 제시된 것과 같이 한강본류에 대한 중랑천의 영향을 제시하고 있는데 R8에서의 급격한 영양염류(TN, TP)증가는

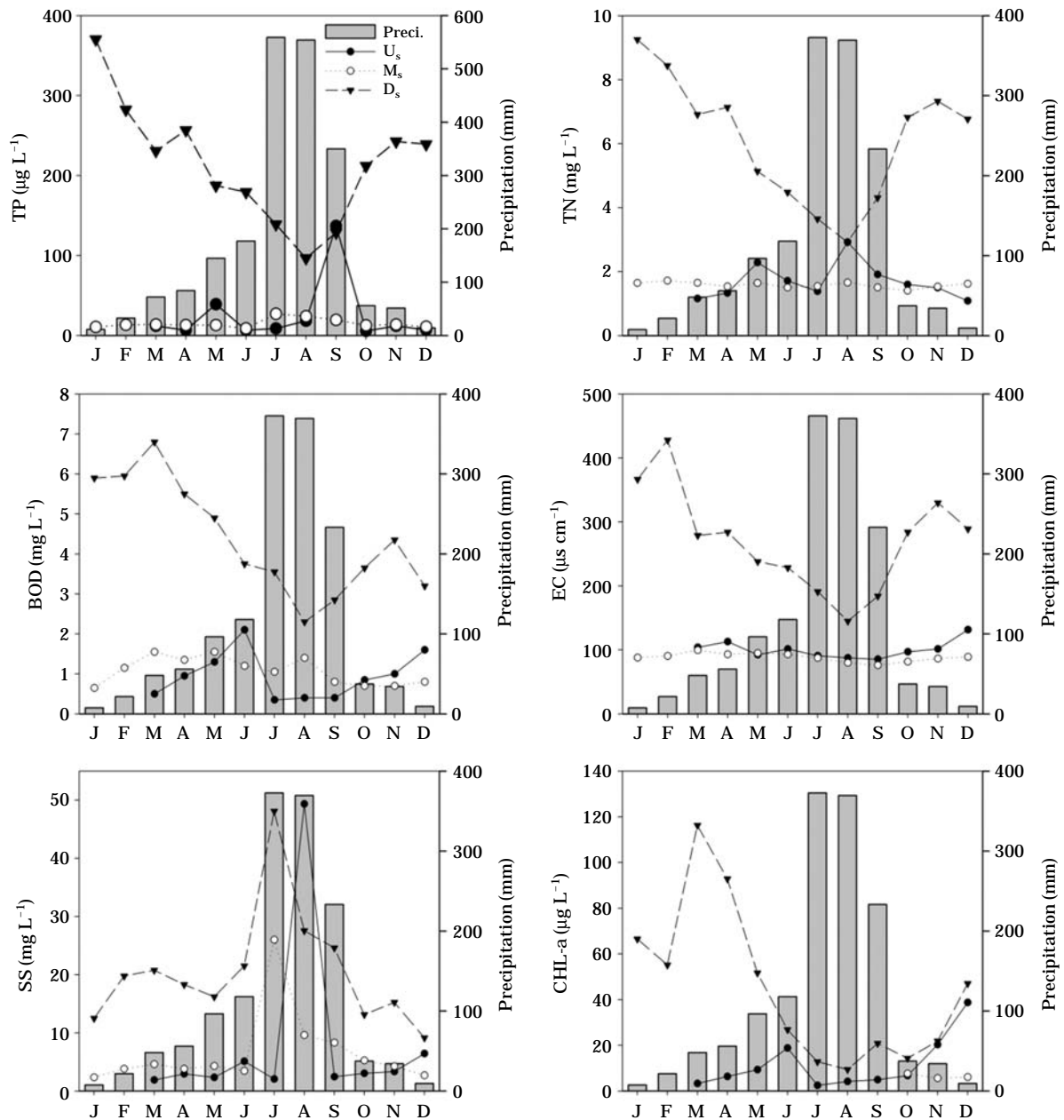


Fig. 3. Monthly variations of nutrients (TN, TP), BOD, electrical conductivity (EC), suspended solids (SS), and chlorophyll-*a* (CHL-*a*) in relation to monthly precipitation in the upstream (U_s), midstream (M_s), and downstream (D_s). Each data point indicates monthly average during 2009~2010.

엽록소-*a*를 하류역에서 $30 \mu\text{g L}^{-1}$ 까지 증가시키는 것으로 나타나 유입 지천인 중랑천의 인·질소 저감이 시급한 것으로 나타났다.

한강수계에서 1~12월까지 강우에 따른 계절별 수질특성을 평가하기 위해 상류역 (U_s), 중류역 (M_s), 하류역 (D_s)으로 대별하여 강우와 수질특성을 비교·분석한 결과는 Fig. 3과 같다. 연구기간 동안의 강우자료 분석에 의하면,

연 평균 강우량은 1404 mm였고, 장마기인 7~8월 동안 742 mm의 강우량을 보여, 전체 강우량의 53% 이상을 차지하였고 다른 이전 연구들에서 제시한 바와 같이 1~6월의 장마 전기 및 9~12월의 장마후기와는 뚜렷한 차이를 보였다(An, 2001; An *et al.*, 2001). 강우량에 대한 이·화학적 월별 수질특성 분석에 따르면, 영양염류 (TN, TP), 생물학적 산소요구량, 엽록소-*a* 및 전기전도도는 1~12월

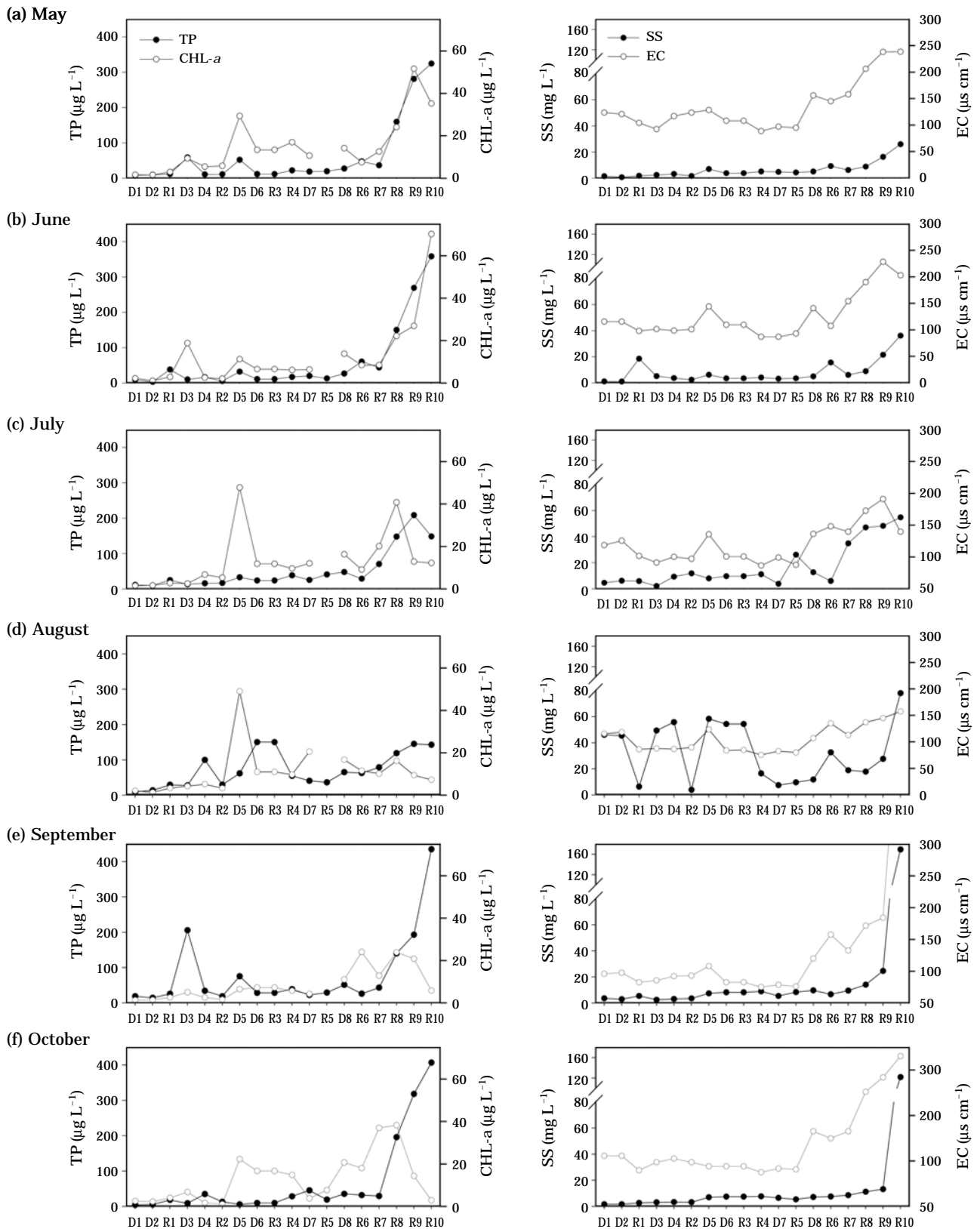


Fig. 4. Longitudinal gradients of total phosphorus (TP), chlorophyll-a (CHL-a), suspended solids (SS), and electrical conductivity (EC) during 2009~2010.

까지 U_5 및 M_5 지역 간에 큰 차이를 보이지 않았으나, 하류역의 D_5 에서는 큰 계절적 차이를 보였다 (Fig. 3).

상류역 (U_5)에서부터 중류역 (M_5)의 구간에서는 총인과 총질소, 생물학적 산소요구량의 경우, 하천의 자연유량이 적은 갈수기인 5월에 높게 나타났고, 하절기 장마에 의해 외부로부터 많은 영양물질이 유입되는 8~9월에 비교적 높게 나타났다 (Fig. 3). 반면, 하류역 (D_5)에서는 총인, 총질소, 생물학적 산소요구량, 전기전도도의 수질항목들에서 8월에 각각 $98 \mu\text{g L}^{-1}$, 2.9 mg L^{-1} , 2.3 mg L^{-1} , $152 \mu\text{S cm}^{-1}$ 로 나타나 모든 항목에서 최솟치를 보였는데 (Fig. 3), 이는 장마기에 강우에 의한 오염된 하천수의 희석현상으로 사료된다 (An and Shin, 2005; Park et al., 2009). 부유물질(SS)은 상·중·하류역 모두에서 장마철에 급격하게 증가하였는데, 이는 장마에 의하여 수계로 유입되는 흙이나 토사의 무기성(Inorganic solids) 부유물질에 의한 영향으로 사료된다 (An and Kim, 2003; Shin et al., 2003). 한편, 엽록소-a는 U_5 및 M_5 에서 모두 6월까지 증가하다가 7~8월에 급격하게 감소하는 경향을 보였으며, D_5 역시 8월에 최소값을 보였다 (Fig. 3). 모든 구간에서 8월 장마기의 엽록소-a 감소는 무기물 증가에 의한 수중 광투과율 저하 (Dodds et al., 1998), 강우에 의한 유량의 급격한 증가에 의하여 빨라진 유속에 따른 식물플랑크톤의 세척 현상 (Washing-out; Bae et al., 2007) 혹은 총인 및 총질소의 용존성 성분보다는 입자성 성분의 상대적 증가에 의한 식물플랑크톤의 이용도 (Nutrient availability) 감소 (Park et al., 2005)에 의한 것으로 사료된다. 즉, 하절기에는 인(P)과 질소(N)의 증가에도 불구하고 엽록소-a는 오히려 감소하는 것으로 나타나, 하절기 장마는 수체내 부유물질을 증가시키지만 수질향상에는 크게 기여하는 것으로 나타났다, 그 영향은 특히 하류역에서 큰 것으로 나타났다.

본 연구기간 동안 상류역에서 하류역까지 전 구간에 걸쳐 총질소와 총인의 질량비 (TN:TP mass ratio)는 평균 107.5 (범위: 2.0~1332.9)로서 Forsberg and Ryding (1980)에 의거할 때 인 제한(P-limitation) 상태의 수계로 판정되었다. 이를 기반으로 각 조사지점에 대한 월별 엽록소-a와 총인의 관계를 분석한 결과는 Fig. 4와 같다. 엽록소-a와 총인의 관계는 6월 기간에 높게 나타났다. 즉, 총인이 낮을 때 모든 지점에서 엽록소-a는 낮게 나타났고, 총인이 높아짐에 따라 엽록소-a는 1차 함수적으로 높아지는 것으로 나타나 하류역으로 갈수록 증가되는 총인에 의하여 엽록소-a의 값이 뚜렷하게 증가하는 양상을 보였다 (회귀 방정식; $\text{CHL-a} = 0.554 \cdot \text{TP} - 1.868$, $R^2 = 0.797$, $p < 0.001$). 반면에, 장마기 (7~8월) 및 장마후기 (9~10월)의 엽록소-a와 총인의 관계는 미미한 것으로 나타나 하류역

의 총인이 높은 값을 보였는데도 불구하고 엽록소-a는 매우 낮은 값을 보였다 (Fig. 4). 이는 상류역에서 7~8월에 유입된 무기성 현탁물이 하천 및 댐을 타고 유입되어 9~10월에 최하류 지점 (R10)에 도달되면서 나타난 Time-lag 현상으로 평가되었다 (An and Shin, 2005). 최하류 지점인 R10에서 부유물질(SS)은 160 mg L^{-1} 이상을 상회했다는 것은 Fig. 4에 잘 나타나 있으며, 이렇게 높은 부유물질은 식물플랑크톤에 대해 광 제한 현상 (Light limitation)을 가져온 것으로 사료된다. 이런 이유로 해서 R10에서 9월과 10월에 총인은 각각 $400 \mu\text{g L}^{-1}$ 을 상회하였으나, 엽록소-a는 각각 $5 \mu\text{g L}^{-1}$, $2 \mu\text{g L}^{-1}$ 로서 최저치를 기록하였다. 장마기의 하천수 유량증가는 수체 내 부유물질의 증가를 가져왔고, 이는 궁극적으로 식물플랑크톤의 광합성에 광 제한효과 (Dodds et al., 1998)를 가져온 것으로 평가되었다.

2. 인공호에서 경험적 모델 (Empirical model)

북한강 수계의 5개 인공호인 파로호, 춘천호, 의암호, 청평호, 팔당호에서 영양염류와 조류 생체량의 관계를 분석하기 위해 2009~2010년 로그 전환 (Log-transformation) 한 총질소(TN), 총인(TP) 및 엽록소-a(CHL-a)의 월별 자료 평균값을 이용하여 회귀분석을 실시한 결과는 Fig. 5와 같다. 총질소의 변화가 엽록소-a의 변화를 설명하는 폭은 통계학적으로 99% 신뢰도 구간에서 유의했지만, 이에 의한 설명력은 높지 않은 것으로 나타났다 ($R^2 = 0.214$, $p < 0.001$). 특히, 파로호와 춘천호의 경우, 예측되는 회귀식에 대비해 볼 때 단위 총질소당 엽록소-a는 극히 낮은 것으로 나타났다. 한편, 총인은 엽록소-a 변화를 33.8% ($R^2 = 0.338$, $p < 0.001$, 회귀식의 기울기=0.710, 상수=-0.121) 설명하여, 총질소보다는 뚜렷하게 엽록소-a의 변화에 영향을 미치는 것으로 나타났다. 총인과 엽록소-a의 관계에서 파로호와 춘천호는 단위 총인당 엽록소-a가 낮는데 비해, 의암호와 청평호에서는 단위 총인당 엽록소-a가 높은 것으로 나타났다. 상류역에 위치한 화천댐은 총질소에 따른 엽록소-a의 값과 총인에 따른 엽록소-a의 값이 비교적 낮게 나타났으나, 하류역의 팔당댐은 둘다 모두 높은 값을 보였다. 즉, 팔당댐에서는 인(P)의 유입에 대해 상류역의 댐들 보다 더 민감하게 반응하고, 더 빠르게 부영양화 되는 것으로 나타났다. 한편, 엽록소-a는 총질소와 총인의 질량비 (TN:TP mass ratio)의 증가에 따라 감소되는 경향을 보였으며 (회귀식의 기울기=-0.682, $R^2 = 0.158$, $p < 0.01$), 이는 총질소에 의한 영향이라기보다는 총인의 증감이 더 큰 영향을 미친 것으로 사료된다.

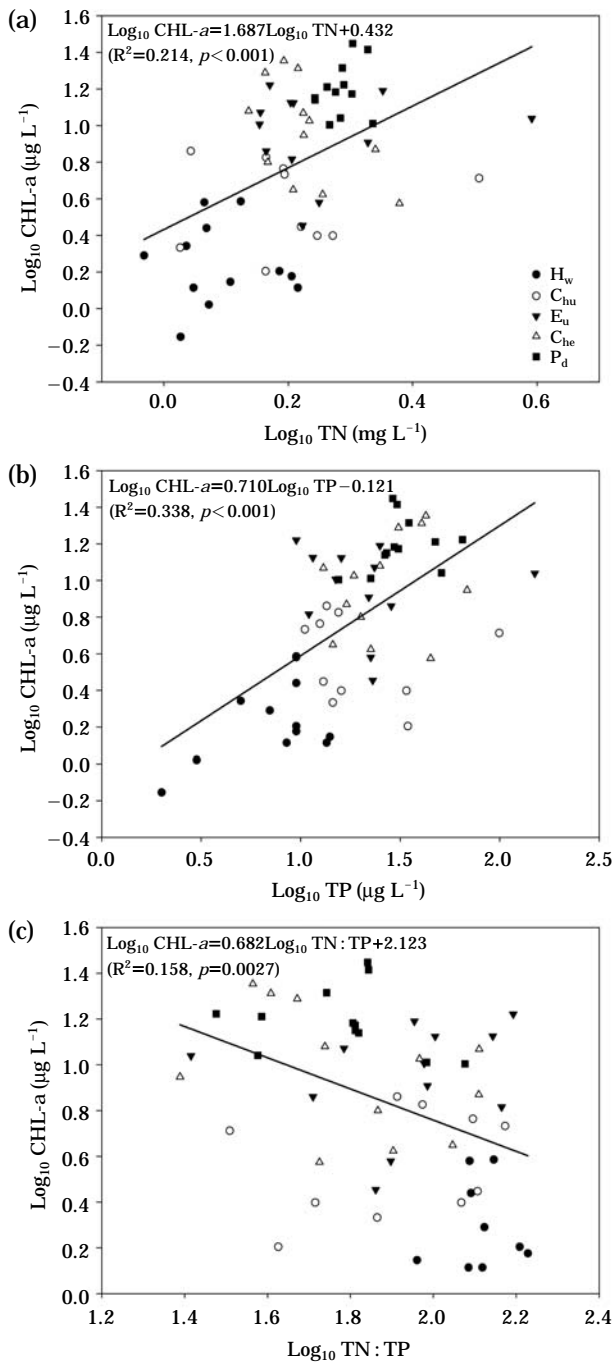


Fig. 5. Empirical models of Log_{10} (CHL-*a*) in relation to Log_{10} (TN), Log_{10} (TP), and Log_{10} (TN : TP) at the dams within Han-River watershed. Hw: Hwacheon, Chu: Chuncheon, Eu: Euam, Che: Cheongpyeong, Pd: Paldang.

결국, 총질소, 총인 및 총질소와 총인의 질량비에 대한 엽록소-*a*의 경험적 모델식 평가에 따르면, 인(P)은 인공호의 일차 생산력에 1차적으로 가장 중요한 제한요인(P-

limitation)으로 작용하는 것으로 나타났다. 일반적으로 총질소와 총인의 질량비가 16 이하일 경우 총질소가 제한 요인으로 작용하고, 29 이상일 경우 총질소에 비하여 총인의 부족으로 1차 생산력에 영향을 미칠 수 있는 잠재성 (Forsberg and Ryding, 1980)을 갖고 있는 것으로 판단되며, 5개의 인공호 모두 총질소와 총인의 질량비가 29 이상으로 인 제한효과 (P-limitation)는 분명하게 나타났다. 그러나 총인에 의한 엽록소-*a*의 증가는 33.8%에 미쳐서 그 외의 수체류 시간 효과, 몬순 강우기의 광 제한 효과 (Light limitation), 동물플랑크톤의 포식압 등의 타 요인들도 중요한 요인으로 사료된다.

몬순 장마에 따른 총질소와 엽록소-*a*의 관계 (Table 1-a) 및 총인과 엽록소-*a*의 관계 (Table 1-b)를 분석한 결과에 따르면, 이는 모든 인공호를 함께 그래프에 표시하여 회귀분석 했을 때와는 다른 양상을 보였다 (Table 1). 총질소는 파로호와 팔당호에서 각각 장마기와 장마 전기에 엽록소-*a*와 유의성을 보였다 ($p < 0.05$). 한편, 총인의 경우, 의암호와 팔당호에서 장마 전기에 총인의 증가에 따라 엽록소-*a*가 증가하는 경향을 보였으나 (의암담; $R^2 = 0.579$, $p < 0.001$; 팔당담; $R^2 = 0.261$, $p = 0.004$) 다른 인공담들에서는 유의성을 보이지 않는 것으로 나타났다 ($p > 0.05$). 다른 인공호는 인(P)의 유입이 엽록소-*a* 증가와 통계적으로 유의한 값을 갖지 않으나, 의암호와 팔당호는 장마 전기 총인의 증가에 따라 엽록소-*a*가 증가하는 결과를 보여 인 부하 (P-loading)에 대한 집중적인 관리가 필요할 것으로 사료된다.

3. 개별 인공호의 수질에 대한 댐의 영향

댐의 방류가 북한강 수계에 미치는 영향을 파악하기 위해, 댐 이전 지점 (D_b , 댐으로부터의 상부 수역), 댐 지점 (D_s , 댐 부근), 댐 이후 지점 (D_a , 댐 하부수역)으로 대별하여 분석한 결과는 Fig. 6과 같다. 각 지점에 따른 총인의 변화양상 (Fig. 6) 분석에 따르면, 화천댐에서의 총인 값은 대부분 $15 \mu\text{g L}^{-1}$ 이하로 지점별 (D_b , D_s , D_a) 및 월별 (1~12월)에 따라 큰 차이를 보이지 않았다. 마찬가지로 엽록소-*a* (CHL-*a*)의 변화양상은 화천댐에서의 총인과 마찬가지로 큰 차이를 보이지 않았으나 춘천댐의 경우, D_b 에서 5월과 9월에 높은 인(P) 값을 보였는데, 이는 D_b 의 상류 부에 위치한 원천농공단지로부터 유입되는 영양 염류의 영향이 가장 큰 것으로 사료된다. 한편, 춘천댐의 D_b 에서 9월 $200 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 높은 총인 값을 보였음에도 불구하고 엽록소-*a*는 $5 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 극히 낮은 값을 보여 짧은 수체류 시간 효과 혹은 식물플랑크톤의 빠른 세척효과 (Washing-out effect)에 의한 것으로 사료된다 (Bae *et al.*, 2007). 의

Table 1. Regression analysis of $\text{Log}_{10}(\text{CHL}-a)$ against $\text{Log}_{10}(\text{TN})$ and $\text{Log}_{10}(\text{TP})$ during 2009~2010. Seasons are categorized as three periods of premonsoon (P_r), monsoon (M_o), and postmonsoon (P_o) for empirical model analysis.

(a) TN vs. CHL-*a*.

Dams	Seasons	Equations	R ²	p-values
Hwacheon Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.855 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.358$	0.069	0.292
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.634 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.098$	0.521	0.008
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.730 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.282$	0.156	0.104
Chuncheon Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.193 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.748$	0.003	0.833
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.127 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.644$	0.004	0.839
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.731 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.424$	0.072	0.283
Euiam Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.976 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.789$	0.147	0.116
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.114 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 1.417$	0.004	0.844
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.428 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.835$	0.027	0.512
Cheongpyeong Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 2.801 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.370$	0.176	0.083
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 2.692 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.670$	0.174	0.178
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.364 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.541$	0.007	0.75
Paldang Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 1.553 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 0.697$	0.217	0.009
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 1.019 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 1.169$	0.105	0.164
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -1.195 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TN}) + 1.460$	0.138	0.043

(b) TP vs. CHL-*a*.

Dams	Seasons	Equations	R ²	p-values
Hwacheon Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.269 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.018$	0.145	0.119
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.060 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.259$	0.004	0.837
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.075 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.382$	0.004	0.81
Chuncheon Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.087 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.611$	0.005	0.771
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.351 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.101$	0.118	0.274
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.259 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.238$	0.047	0.387
Euiam Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.606 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.232$	0.579	<0.001
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.577 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.439$	0.286	0.073
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.223 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 1.221$	0.051	0.382
Cheongpyeong Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.182 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 1.156$	0.017	0.605
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.201 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 0.864$	0.012	0.736
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.555 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 1.356$	0.089	0.229
Paldang Dam	P_r	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = 0.856 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) - 0.109$	0.261	0.004
	M_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.113 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 1.631$	0.006	0.741
	P_o	$\text{Log}_{10}(\text{CHL}) = -0.258 \cdot \text{Log}_{10}(\text{TP}) + 1.503$	0.033	0.334

암댐의 경우, D_b 에서 4월과 9월에 총인 값이 높게 나타났으며, 장마기에는 유량의 증가로 인한 희석효과로 감소하는 경향을 보였다. 청평댐과 화천댐에서의 총인 값은 D_s 와 D_a 에서 비슷한 양상을 보였으며, 청평댐이 춘천댐과 의암댐에 비하여 하류역에 위치한 댐임에도 불구하고 상대적으로 낮은 총인 값을 보이는 것으로 나타났다. 이는 유량의 증가로 인한 희석효과와 댐에 의한 하천 단절효과 (Discontinuity effect)로 인한 것으로 사료된다 (Ward and Stanford, 1983).

결론적으로, 한강수계에서 연속적인 인공댐이 하천의 이화학적 수질 특성에 미치는 영향을 분석해본 결과, 하천의 상류에서 하류까지의 연속성이 단절된 것은 물리적인 측면에서 극명하였으나, 2009~2010년 기간에는 예상

되었던 것보다 그 영향이 미미한 것으로 나타났다. 즉, 하천의 수질은 하천 구조변경에 의한 수질변화보다는 유입지천과 하천 유역의 점오염원으로부터 유입되는 방류수가 이화학적 수질 변화에 더욱 크게 영향을 미친 것으로 사료된다. 그러나 만일 본연구가 극히 유량이 많은 풍수기 혹은 극히 강우가 적은 갈수기의 해에 대한 분석이 이루어졌다면 다른 결과를 얻을 수 있을 가능성도 있는 것으로 나타났다. 이런 추론은 수질이 극히 오염된 중랑천의 영향을 받는 하류역에서 하절기 몬순 강우가 수질에 지대한 영향을 끼치는 점을 확인하였기 때문에 가능하다. 한편, 본 한강 수계에서 연속적 댐의 건설에 대한 생물의 영향은 아직도 전혀 알려지지 않아 향후 대형 무척추 동물, 어류 및 부착조류와 같은 생물학적 지표를 이용한 영

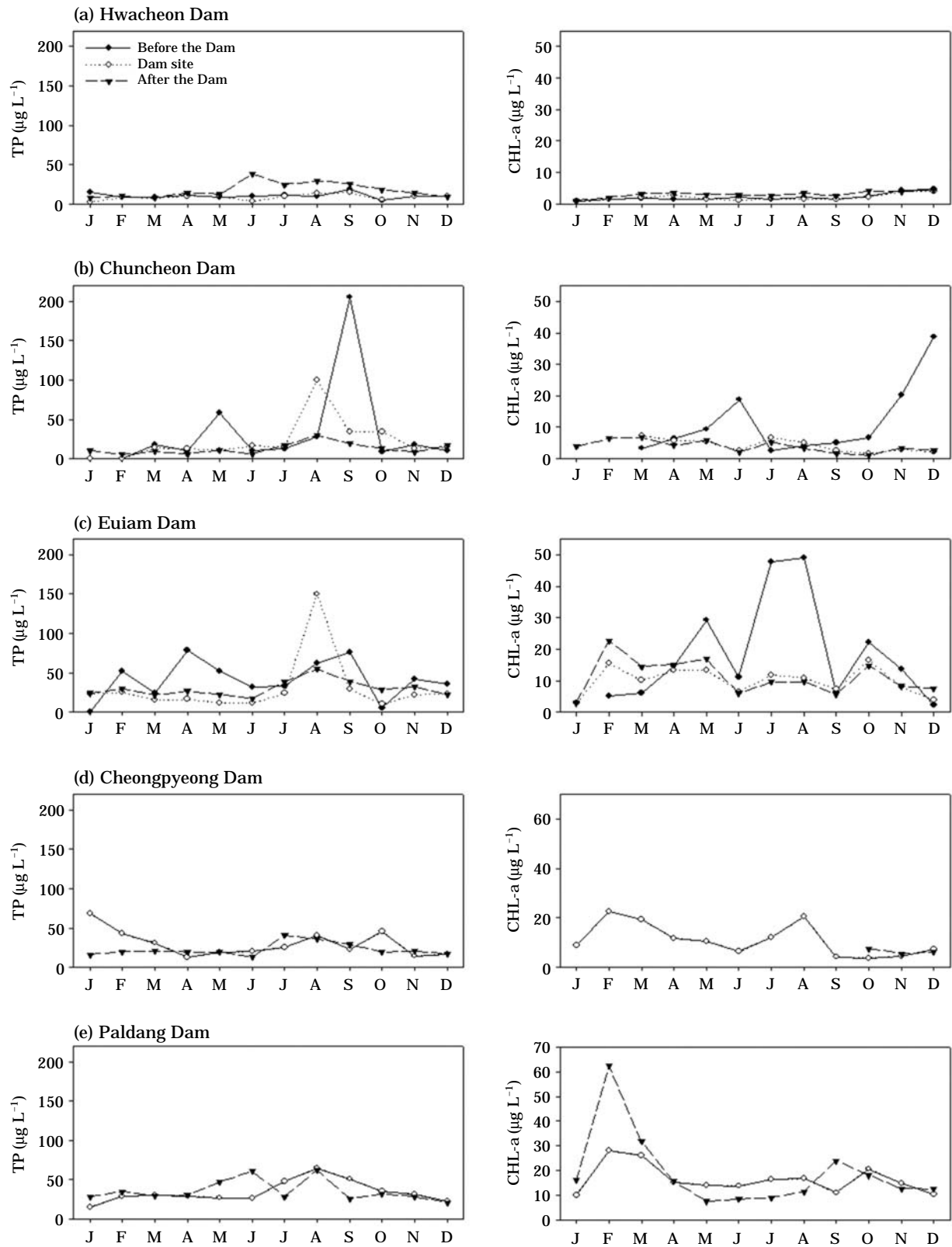


Fig. 6. Monthly variations of total phosphorus (TP), and chlorophyll-a (CHL-a) at three sites of before the dam (D_b), at the dam site (D_s), and after the dam (D_a) of each reservoir.

향평가도 필요할 것으로 사료된다(Nichols *et al.*, 2006).

적 요

본 연구에서는 2009~2010년 동안 한강 수계 인공댐 호수 8개 지점 및 한강 본류 수계의 하천수 10개 지점의 총 18개 지점에서 인공댐 및 하류역 하천들에 대한 수질변이특성을 평가하고자 하였다. 이미 건설된 연속적 인공댐들이 상류로부터 하류까지 질소(N), 인(P), 엽록소-a(CHL-a) 등의 화학적 수질 구배특성(Chemical gradient)에 미치는 영향을 분석하고, 수질 변수간의 경험적 모델(Empirical model)을 적용하여 하절기 몬순강우 특성 및 연별 집중강우 영향을 분석하였다. 한강수계는 상류에서 하류로 갈수록 수질이 악화되는 경향을 보였고 특히, 점오염원에 의한 오염물질의 유입은 수질변이에 가장 크게 작용하였으며, 특히 하류부의 중랑천 유입수는 수질을 급격하게 악화시키는 것으로 나타났다. 또한 하절기의 몬순강우는 하류역에서 총인(TP), 총질소(TN) 및 전기전도도(EC)값을 크게 낮추어 수질향상에 기여하였다. 5개의 인공댐들에서 총질소(TN), 총인(TP) 및 N:P 무계비에 대한 엽록소-a(CHL-a)의 경험적 모델식 평가에 따르면, 로그 전환된 총인(TP)은 엽록소-a(CHL-a)농도 변이를 33.8% ($R^2=0.338$, $p<0.001$, 회귀식 기울기=0.710) 설명하였으나, 총질소(TN) 변이는 21.4% 설명에 그쳤다 ($R^2=0.214$, $p<0.001$). 또한 N:P 무계비의 산정에 따르면, 본 인공호들에서는 모두 N:P 비가 29 이상으로 인 제한효과로 나타났다. 총질소(TN)의 농도는 모든 수체에서 이미 $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ 을 상회하여 조류성장에 풍부한 것으로 나타나 엽록소-a(CHL-a)의 증감은 인(P)에 의해 조절되는 인 제한요인(P-limitation)으로 나타났다. 그러나 엽록소-a(CHL-a)의 증감은 또한 개별적 인공댐에서 보여주는 바와 같이 부유물 증가에 의한 광투과도 저하, 수체류시간 감소에 의한 세척효과(Washing-out) 등도 부가적으로 영향을 미치는 것으로 나타났다. 결론적으로, 한강수계에서 하천 및 인공댐의 연속선 상에서 하천에 대한 댐의 이화학적 수질 특성에 미치는 영향은 미미한 것으로 나타났다. 반면, 유입 지천과 하천 유역의 점오염원으로부터의 방류수 유입은 이화학적 수질 변이에 크게 영향을 미치는 것으로 나타났다. 향후 연속적 인공댐의 수체에서 대형 무척추동물 및 어류와 같은 생물학적 지표를 이용한 영향평가도 수질과 같은 측면에서 연구될 필요가 있는 것으로 사료되었다.

인 용 문 헌

Ahn, J.S., G.M. Lee and K.S. Jung. 2011. Problems of water use and estimation of water right in North Han River shared by North and South Korea (II) - Estimation of water right in downstream area. *Magazine of Korea Water Resources Association* **44**(4): 315-325.

An, K.G. 2001. Hydrological significance on interannual variability of cations, anions, and conductivity in a large reservoir ecosystem. *Korean Journal of Limnology* **34**(1): 1-8.

An, K.G. and D.S. Kim. 2003. Response of lake water quality to nutrient inputs from various streams and in-lake fish-farms. *Water, Air, and Soil Pollution* **149**: 27-49.

An, K.G. and I.C. Shin. 2005. Influence of the asian monsoon on seasonal fluctuations of water quality in a mountainous stream. *Korean Journal of Limnology* **38**(1): 54-62.

An, K.G. and J.R. Jones. 2000. Temporal and spatial patterns in ionic salinity and suspended solids in a reservoir influenced by the Asian monsoon. *Hydrobiologia* **436**: 179-189.

An, K.G., J.W. Seo and S.S. Park. 2001. Influences of seasonal rainfall on physical, chemical and biological conditions near the intake tower of Taechung Reservoir. *Korean Journal of Limnology* **34**(1): 327-336.

Bae, D.Y., E.C. Yang, S.H. Jung, J.H. Lee and K.G. An. 2007. Nutrients and chlorophyll dynamics along the longitudinal gradients of Daechung Reservoir. *Korean Journal of Limnology* **40**(2): 285-293.

Brylinsky, M. and K.H. Mann. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnology and Oceanography* **18**(1): 1-14.

Dodds, W.K., J.R. Jones and E.B. Welch. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* **32**(5): 1455-1462.

Edwards, R.W. and D.T. Crisp. 1982. Ecological Implications of River Regulation in the United Kingdom, p. 843-865. *In: Gravel-bed Streams* (Hey, R.D., J.C. Bathurst and C.R. Thorne, eds.). John Wiley and Sons, Inc., Chichester, UK.

Fee, E.J. 1979. A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiments. *Limnology and Oceanography* **24**: 401-416.

Forsberg, C. and S.O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish wastelakes. *Archiv fur Hydrobiologie* **89**: 189-207.

- Han, J.H., J.Y. Lee and K.G. An. 2010. Interannual and seasonal variations of water quality in terms of size dimension on multi-purpose Korean Dam Reservoirs along with the characteristics of longitudinal gradients. *Korean Journal of Limnology* **43**(2): 319-337.
- Hong, S.U. 1969. Limnological comparison of the South and North-Han River. *Korean Journal of Limnology* **2**(3): 51-68.
- Jones, J.R., M.F. Knowlton and K.G. An. 1997. Developing a paradigm to study and model the eutrophication process in Korean reservoirs. *Korean Journal of Limnology* **30**(Special Issue): 463-471.
- Jung, Y.G. 2011. The effects of erosion control dam construction on the aquatic ecosystem environmental change : Focus on a benthic macroinvertebrate. Master thesis, Yeungnam University, Korea.
- Kang, D.S. and S.S. Park. 2002. Emery evaluation perspectives of a multipurpose dam proposal in Korea. *Journal of Environmental Management* **66**(3): 293-306.
- Kim, B.C. and Y.H. Kim. 2004. Phosphorus cycle in a deep reservoir in asian monsoon area (Lake Soyang, Korea) and the modeling with a 2-D hydrodynamic water quality model [CE-QUAL-W2]. *Korean Journal of Limnology* **37**(2): 205-212.
- Kim, I.S. and H. Yang. 2001. Fish community changes of the Buan Dam, Korea. *Korean Journal of Ecology* **24**(1): 45-50.
- Kim, J.M. 2004. Comparative limnological study on the water environment and phytoplankton dynamics of some large artificial reservoirs in Korea. Ph. D. Dissertation, Hanyang University, Korea.
- Kim, J.Y. 2003. The evaluation of the eutrophication for the lakes by phosphorus loading. *Journal of the Environmental Sciences* **12**(7): 689-695.
- Kim, S.D. and C.S. Yoo. 2004. Evaluation of the dam release effect on water quality using time series models. *Journal of the Korean Society on Water Environment* **20**(6): 685-691.
- Kim, Y.T., Y.L. Kim, N.C. Woo and S.G. Hyun. 2006. Hydrochemical characteristics and changes by rainfall in the Jungrang River. *Journal of the Korean Society on Water Environment* **22**(4): 666-671.
- Krenkel, P.A., G.F. Lee and R.A. Jones. 1979. Effects of the impoundments on downstream water quality and biota. p. 289-306. *In: The Ecology of Regulated Stream* (Ward, J.V. and J.A. Stanford, eds.). Plenum Press, NY, USA.
- Lee, H.W., K.G. An and S.S. Park. 2002. Long-term annual trend analysis of epilimnetic water quality and their longitudinal heterogeneities in Lake Soyang. *Korean Journal of Limnology* **35**(1): 36-44.
- Macan, T.T. 1961. Factors that limit the range of freshwater animals. *Biological Reviews* **36**: 151-198.
- Macan, T.T. 1974. *Freshwater Ecology*. John Wiley and Son, Inc., NY.
- Merritt, R.W., D.H. Ross and G.J. Larson. 1982. Influence of stream temperature and seston on the growth and production of over Wintering larval black flies (Diptera: Simuliidae). *Ecology* **63**(5): 1322-1331.
- Moss, B. 1980. *Ecology of fresh waters*, Blackwell Scientific Publications, London.
- Nichols, S., R. Norris, W. Maher and M. Thoms. 2006. Ecological effects of serial impoundment on the Cotter River, Australia. *Hydrobiologia* **572**: 225-273.
- Park, H.K., M.S. Byeon, M.J. Choi and Y.J. Kim. 2008. The effect factors on the growth of phytoplankton and the sources of organic matters in downstream of South-Han River. *Journal of the Korean Society on Water Environment* **24**(5): 556-562.
- Park, J.C., J.W. Park, J.K. Shin and H.M. Lee. 2005. Dynamics of high turbid water caused by heavy rain of monsoon and typhoon in a large Korean reservoir (Andong Reservoir). *Korean Journal of Limnology* **38**(1): 105-117.
- Park, J.E. 2006. A modeling study for the impact prediction of serial impoundments on downstream temperature distribution. Master thesis, Ewha Womans University, Korea.
- Park, S.M. and Y.K. Shin. 2011. The impact of monsoon rainfall on the water quality in the upstream watershed of Southern Han River. *Korean Journal of Limnology* **44**(4): 373-384.
- Park, Y.M., E.H. Lee, S.J. Lee and K.G. An. 2009. Trophic state characteristics in Topjeong Reservoir and their relations among major quality parameters. *Korean Journal of Limnology* **42**(3): 382-393.
- Rada, R.G. and J.C. Wright. 1979. Factors affecting nitrogen and phosphorus levels in canyon ferry reservoir Montana and its effluent waters. *Northwest Science* **53**: 213-220.
- Shin, J.K., S.J. Hwang and K.J. Cho. 2003. Assessment of water quality in Pyeongtaek Reservoir and its main tributaries. *Korean Journal of Limnology* **36**(1): 38-47.
- Sohn, B.J. and J.W. Han. 1995. Some climatological features associated with extremes of east asian summer monsoon. *Journal of the Korean Meteorological Society* **31**(4): 477-488.
- Thornton, K.W. 1990. Perspectives on reservoir limnology, p. 1-4. *In: Reservoir Limnology: ecological perspectives* (Thornton *et al.*, eds.). John Wiley and Sons, Inc., Chi-

chester, UK.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.

Ward, J.V. 1982. Ecological aspects of stream regulation: responses in downstream lotic reaches. *Water Pollution and Management Reviews* **2**: 1-26.

Ward, J.V. and J.A. Stanford. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems, p. 29-42. *In: Dynamics of Lotic*

Ecosystems (Fontaine, T.D. and S.M. Bartell, eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, USA.

Wetzel, R.G. 1990. Reservoir ecosystem: Conclusions and speculations, p. 227-238. *In: Reservoir Limnology: ecological perspectives* (Thornton *et al.*, eds.). John Wiley and Sons, Inc., Chichester, UK.

(Manuscript received 7 August 2012,

Revised 1 December 2012

Revision accepted 12 December 2012)