

금강수계에서 수중 유기탄소의 분포와 분해속도

장창원 · 김재구 · 김동환 · 김범철[†] · 박주현*

강원대학교 환경과학과

*국립환경과학원

The Distribution of Organic Carbon and its Decomposition Rate in the Kum River, Korea

Chang-Won Jang · Jai-Ku Kim · Dong-Hwan Kim · Bomchul Kim[†] · Ju-Hyun Park*

Department of Environmental Science, Kangwon National University

*National Institute of Environmental Research

(Received 12 November 2007, Accepted 21 February 2008)

Abstract

The distribution of organic carbon and its decomposition rate were studied in the middle and down stream reaches of the Kum River system, Korea. Water samples were collected from May to June in 2006 at seven mainstream sites and three tributary sites from the river mouth to the Daechung Reservoir outlet. The change of DOC and POC were measured during incubation for the determination of decomposition rate. The reduction of organic carbon during 20 days' incubation was regarded as labile or biodegradable organic carbon (LDOC, LPOC), and the remaining organic carbon was regarded as recalcitrant organic carbon. The mean TOC was 5.17 (± 1.49) mgC·L⁻¹ in the mainstream sites and 7.09 (± 1.48) mgC·L⁻¹ in tributary sites, respectively. TOC comprised of 62% DOC and 38% POC. LPOC was approximately 68% of POC, while LDOC was only 24% of DOC. Mean decomposition rate of TOC was about 0.03 day⁻¹. Mean decomposition rates of LPOC ranged from 0.10 day⁻¹, and that of LDOC was approximately 0.08 day⁻¹. The decomposition rate of both LPOC and LDOC did not show significant difference between mainstream and tributary sites. The result of this study can give a guide to the selection of parameters in the calibration processes of water quality models.

keywords : Decomposition rate, Dissolved organic carbon, Kum River, Particulate organic carbon

1. 서론

수중유기물은 대부분 탄소를 포함하고 있으며, 유기물의 구성성분 중 많은 부분을 차지하기 때문에, 유기물의 양을 구하고자 할 때 유기탄소의 총량으로 측정한다(Riemann and Søndergaard, 1986). 이러한 유기물은 입자의 크기에 따라 용존유기탄소(dissolved organic carbon, DOC)와 입자성 유기탄소(particulate organic Carbon, POC)로 구분된다. 일반적으로 하천이나 호수에서의 유기물은 POC형태가 10~17%를 차지하며, DOC형태가 80%이상으로 대부분을 차지한다(Hessen and Tranvik, 1998; Keskitalo and Eloranta, 1999; Thurman, 1985; Wetzel, 1984; Wetzel and Rich, 1973). 또한 수체 내 유기물은 분해특성에 따라 생분해성유기물(labile organic matter)과 난분해성유기물(recalcitrant organic matter)로 구분된다. 분해가 잘 일어나는 생분해성유기물은 주로 아미노산과 단백질, 탄수화물 등의 저분자 물질로 구성되어 박테리아에 의해 쉽게 분해되고 즉시 이용된다. 그러나

분해가 어려운 난분해성유기물 형태는 주로 부식물질(humic substance)로 구성되어 있으며, 토양과 수체 내에 약 70~80%를 차지한다(Haslam, 1998; Larson and Hufnal, 1980).

수체 내에 분포하는 유기물의 형태와 분해특성은 수체의 생·지·화학적특성, 유역특성, 일차생산력, 계절적 영향을 잘 반영하며, 이에 따라 구성 비율이 다르게 나타난다. 부영양한 수역에서는 수체 내부에서 일차생산을 통하여 자체적으로 유기물이 생성되며, 이렇게 생성되는 유기물은 생분해성의 비율이 높아 유기물의 분해가 빠르게 일어난다(Wetzel, 2001). 반면 강우시 유역으로부터 대량의 유기물이 유입되는 경우 난분해성 유기물의 비율이 높아 유기물의 분해가 느리게 일어난다(김재구 등, 2007; Choi, 2000).

수체 내 유기물의 분해속도는 수질예측모델에서 반응계수로 사용되고 있다. 대표적인 하천수질모델인 QUAL-2E에서는 BOD를 중심항목으로 모델링하므로 생분해성 유기물의 분해속도상수가 모델 보정의 핵심이 된다. 한편 저수지수질모델인 CE-QUAL-W2에서는 DOM과 POM을 labile과 refractory로 구분하고 있으며, LPOM의 분해속도계수로서 0.08 day⁻¹, LDOM의 분해속도계수로서 0.10 day⁻¹을 초기값으로 설정하고 있다. 그러나 이러한 유기물분해속도는 국내

[†] To whom correspondence should be addressed.
bkim@kangwon.ac.kr

수환경과는 다른 조건을 가진 외국의 환경조건을 반영하고 있다. 그러므로 정확한 보정을 위해서는 각 수체에서의 시·공간적 구획을 대변할 수 있는 고유의 계수를 실측하여 적용하는 것이 가장 좋으나, 현실적으로 매번 계수를 실측하는 것이 어려우므로 다른 지역에서 측정된 계수나 모델의 초기값을 그대로 사용하고 있는 실정이다. 모델 보정을 위해 계수조정을 하는 경우에는 계수의 일반적 변동 범위 내에서 조절하여 보정하는 것이 일반적인 관행이며, 계수의 변동범위, 표준편차, 평균 등의 분포특성을 고려하여 적절한 범주 내에서 조정을 한다. 그러나 이제까지 실측자료의 부족으로 인하여 유기탄소 분해속도계수의 변동범위를 파악하지 못하고, 모델을 보정할 때 유기물분해속도상수에 대해 비현실적인 계수를 사용하기도 하며, 과도한 조정이 가해지기도 하여 모델링의 신뢰도를 떨어뜨리고 있다.

따라서 본 연구에서는 국내 4대강 수계중의 하나인 금강 수계를 대상으로 유기물 분포특성을 파악하고, 유기물 분해속도를 측정하여 금강의 수 환경 특성에 맞는 분해속도계수를 제시함으로써 향후 수질모델의 보정에 활용될 수 있는 자료를 제공하고자 한다.

2. 연구방법

2.1. 연구대상지역

금강 수계는 하천연장 401 km, 유역면적 9,858 km²이며, 크고 작은 20여개의 지류하천이 합류된다. 금강의 중·하류 수역인 대청댐은 대전광역시에 위치하고 있다. 본 조사는 대청댐 하류에서 금강하구언까지 본류 7개 지점과 지류 3개 지점을 대상으로 하였다(Fig. 1).

대청댐하류 약 2 km 지점인 St. 1은 댐 방류에 직접적인 영향을 받는 지역으로 수온이 낮고 유속이 빠르다. 댐에서 방류된 이후 대전광역시를 관통하는 갑천과 청주시를 관통하는 미호천이 합류되며 금강 본류의 수질이 크게 악화되고 있다. St. 2~St. 4는 갑천과 미호천의 직접적인 영향을 받고 있으며, 공주시와 부여시를 지나면서 하폭이 크게 증가하고, 유속이 느려지는 하류적 특성을 보인다. 금강 하류인 St. 5에서 논산천이 유입되고, 수량이 크게 증가하여 St. 6, St. 7은 호소적 성격을 띠고 있다.

2.2. 유기물 분석

금강본류 7개 지점과 본류로 유입되는 갑천, 미호천, 논산천 등 3개의 지류하천을 대상으로 2006년 4월부터 6월까지 총 4회 조사하였다. 각 지점에서 원시료 약 20 L를 Polyethylene bottle에 채수하였다. 채수된 시료는 실험실로 옮긴 후 동물플랑크톤의 영향을 배제하기 위하여 플랑크톤 네트(200 μm)를 이용하여 여과하였다. 여과된 시료는 항온 암실(20±1°C)에서 보관하며, 20일간에 걸쳐 유기물 분해실

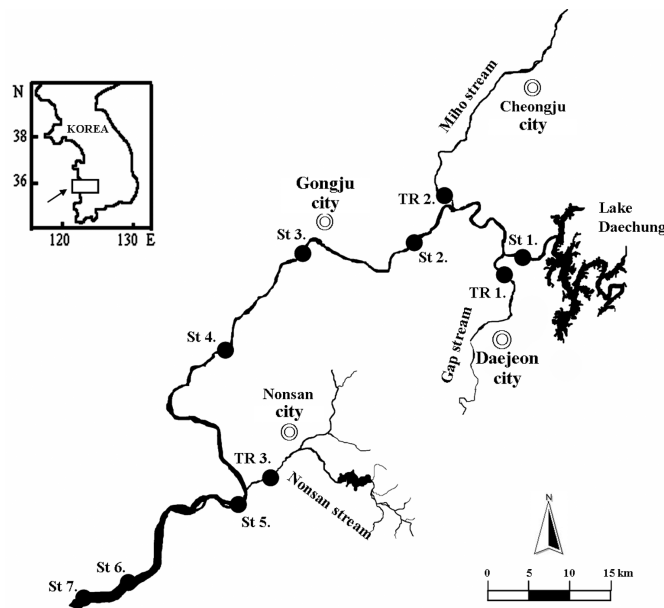


Fig. 1. Map showing the 10 sampling sites, including 3 tributaries.

- St. 1 : Seokbong-dong, Daedeok-gu, Daejeon
- St. 2 : Naseong-ri, Nam-myeon, Yeongi-gun, Chungcheongnam-do
- St. 3 : Ungjin-dong, Gongju-si, Chungcheongnam-do
- St. 4 : Bungang-ri, Tancheon-myeon, Gongju-si, Chungcheongnam-do
- St. 5 : Hwangsan-ri, Ganggyeong-eup, Nonsan-si, Chungcheongnam-do
- St. 6 : Wanpo-ri, Hwayang-myeon, Seocheon-gun, Chungcheongnam-do
- St. 7 : Dangsun-ri, Hwayang-myeon, Seocheon-gun, Chungcheongnam-do
- TR. 1 : Gujeuk-dong, Yuseong-gu, Daejeon (Gap Stream)
- TR. 2 : Gungpyeong-ri Gangoe-myeon Cheongwon-gun Chungcheongbuk-do (Miho Stream)
- TR. 3 : Daegyo-dong, Nonsan-si, Chungcheongnam-do (Nonsan Stream)

험을 실시하였다. 생분해성 유기물은 대부분 2일 이내 분해가 일어나기 때문에 초기 유기물 분해 속도는 1일 간격으로 채수하여 3일간 실시하였고, 이후 10일간은 2~3일 간격, 그리고 10일 이후에는 5일 간격으로 시료를 채취하여 DOC와 POC를 측정하였다. 20일 동안 분해된 유기물을 생분해성유기물로 구분하였고, 20일 이후에도 분해되지 않은 유기물을 난분해성유기물로 하였다.

DOC분석은 450°C에서 미리 태운 GF/F 유리섬유 여과지로 여과하였다. 여과한 시료에 1N HCl을 첨가하여 pH 2 이하로 낮춰 무기탄소를 제거한 후, 고온 연소법으로 분석하였다(Shimadzu-5000A). POC는 시료를 여과한 여과지를 105°C에서 1시간 건조 후 데시케이터(12N HCl)에서 4시간 동안 훈증 처리한 뒤, CHN 원소분석기로 분석하였다. TOC는 DOC와 POC의 합으로서 계산하였다.

2.3. 분해속도계수 산정

유기물 분해속도는 TOC, POC, 그리고 DOC로 구분하여 계수를 산정하였다. 특히 DOC와 POC는 생분해성과 난분해성으로 구분하였다. 난분해성 유기물의 분해속도계수는 단기간 내에 측정이 불가능하며, 농도변화가 거의 없는 것으로 보고하고 있어 분해속도계수는 임의로 0.001 day⁻¹인 것으로 간주하여(Ogura, 1972; Servais et al., 1987) 고정값을 사용하였다. 유기물 분해속도는 1차 지수반응식을 이용하여 잔차제곱의 합이 가장 작게 fitting하여 분해속도계수 값을 추정하였다.

$$TOC_t = TOC_0 \times e^{(-K_{TOC} \cdot t)} \tag{1}$$

식에서 TOC_t는 시간 t에서의 TOC 농도이며, TOC₀는 초기 TOC농도, K_{TOC}는 분해속도계수(day⁻¹)를 의미한다.

LPOC와 LDOC의 분해속도계수는 식 (2), (3)에 의해 산정하였다.

$$POC_t = LPOC_0 \times e^{(-K_{LPOC} \cdot t)} + RPOC_0 \times e^{(-K_{RPOC} \cdot t)} \tag{2}$$

$$DOC_t = LDOC_0 \times e^{(-K_{LDOC} \cdot t)} + RDOC_0 \times e^{(-K_{RDOC} \cdot t)} \tag{3}$$

식에서 POC_t와 DOC_t는 시간 t에서의 POC와 DOC농도이다. LPOC와 LDOC는 초기 labile POC · DOC농도이며, RPOC와 RDOC는 초기 recalcitrant POC · DOC농도이다. K_{LPOC}, K_{LDOC}는 labile POC · DOC의 분해속도계수이며, K_{RPOC}, K_{RDOC}는 recalcitrant POC · DOC의 분해속도계수로 0.001 day⁻¹로 고정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 유기물의 농도분포

유기물의 농도분포는 각 지점별로 차이를 나타냈으며, 특히 금강본류와 본류로 유입하는 지류하천 간에 큰 차이를 나타냈다(Table 1). 금강본류의 평균 TOC 농도는 본류구간에서 5.17(±1.49) mgC·L⁻¹였으며, 3개 지류하천의 평균 TOC농도는 7.09(±1.48) mgC·L⁻¹로서 지류하천에서 높게 나타났다(t-test, p<0.005). 금강의 지류하천은 대전시와 청주시, 논산시를 관통하기 때문에 도시지역의 하수유입으로 유기물농도가 높은 것으로 사료된다. 구간별 유기물 농도의 변동을 보면 대청댐으로부터 장기간 저류된 후 방류되는 St. 1에서 가장 낮은 농도를 보였다. 그러나 하류로 이동하면서 도시하수의 영향을 크게 받는 TR. 1, TR. 2의 유입으로 TOC의 농도가 증가하였으며, 이후 하류까지 높은 농도를 유지했다. 전 세계 하천에서 나타나는 평균 TOC농도는 약 7 mgC·L⁻¹로서(Hessen and Tranvik, 1998; Keskitalo and Eloranta, 1999; Wetzel, 1984), 이와 비교했을 때 금강본류의 TOC 농도는 다소 낮게 나타났으며, 지류하천의 경우 유사한 농도를 나타냈다.

금강본류 구간의 평균 DOC농도는 3.11(±0.82) mgC·L⁻¹, 그리고 지류하천에서 4.34(±0.74) mgC·L⁻¹로서 본류구간이 지류하천에 비해서 다소 낮았다(t-test, p<0.0005). 본류구간과 지류하천의 DOC의 농도는 온대 기후대에 속하는 하천의 DOC농도범위인 3~15 mgC·L⁻¹에 비해 낮았지만(Thurman, 1985), 세계의 주요 하천을 대상으로 측정된 DOC평균 농도인 4~6 mgC·L⁻¹(Degens, 1982), 미국의 주요 강과 하천에서 측정된 DOC농도범위 3~4 mgC·L⁻¹와는 비슷한 결과를 보였다(Malcolm and Durum, 1976). 한편 금강 본류구간의 평균 POC는 약 2.06(±1.01) mgC·L⁻¹, 그리고 지

Table 1. The longitudinal variation of POC (mgC·L⁻¹) and DOC (mgC·L⁻¹) in the Kum-River

Site	Apr. 14			May. 14			Jun. 09			Jun. 20			
	TOC	POC	DOC	TOC	POC	DOC	TOC	POC	DOC	TOC	POC	DOC	
Main stream	St. 1	1.94	0.50	1.44	2.18	0.58	1.60	1.81	0.32	1.49	1.78	0.38	1.40
	St. 2	4.85	1.70	3.15	6.80	3.36	3.44	5.64	2.67	2.97	5.52	2.68	2.84
	St. 3	5.11	2.01	3.10	6.30	2.90	3.4	5.13	2.37	2.76	5.97	3.44	2.53
	St. 4	5.76	2.68	3.08	6.76	3.17	3.59	5.73	2.95	2.78	7.17	4.43	2.74
	St. 5	6.20	2.82	3.38	5.60	2.06	3.54	5.34	1.64	3.70	7.04	2.57	4.47
	St. 6	4.88	1.25	3.63	5.13	1.63	3.50	5.23	1.43	3.80	5.61	1.72	3.89
	St. 7	5.45	2.2	3.25	4.81	1.24	3.57	5.27	1.24	4.03	5.95	1.79	4.16
Tributaries	TR. 1	5.88	1.89	3.99	7.22	2.84	4.38	6.58	2.12	4.46	8.80	4.33	4.47
	TR. 2	6.56	2.63	3.93	9.59	4.38	5.21	7.70	2.87	4.83	7.92	3.53	4.39
	TR. 3	3.89	1.42	2.47	6.12	2.02	4.10	6.36	1.93	4.43	8.41	3.03	5.38

류하천의 POC는 $2.75(\pm 0.95) \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ 로서 본류와 지류하천 간에 유의적인 차이는 보이지 않았으며(t-test, $p>0.05$), 전 세계 하천을 대상으로 측정된 POC평균 농도인 $2 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ 와 비슷한 결과를 나타냈다(Meybeck, 1982).

3.2. 금강수계의 TOC의 구성

금강수계 본류와 지류하천에서 DOC/TOC비율은 기간별로 차이는 있지만 평균 62% 정도를 나타냈다(Fig. 2). 이는 일반 하천에서 나타나는 평균 DOC/TOC(약 70%정도)와 비교하여 유사한 결과이나(Wetzel and Rich, 1973), 호소의 평균 DOC/TOC 비와 비교할 때는 낮은 범위이다. 수심이 깊고 체류시간이 긴 소양호에서 DOC는 평균 80%정도 차지하는 것으로 알려져 있다(Kim et al., 2000). 그 외 스코틀랜드의 Lake Ness에서 DOC는 70%이상이며, 미국 오대호 중 하나인 미시간호의 DOC는 평균 80%정도 차지하는 것으로 알려져 있다(Koenings and Hooper, 1976). 반면 수심이 얇고, 체류시간이 상대적으로 짧은 북한강 상류의 춘천, 의암, 청평댐에서는 48~62% 정도로서 TOC에 대한 DOC의 비율이 낮게 나타났다(Unpublished data). 따라서 호수와 하천 간에 DOC/TOC 비율의 차이는 수심이나 체류시간 등의 수리적 특성이 중요한 요인으로 작용함을 의미한다.

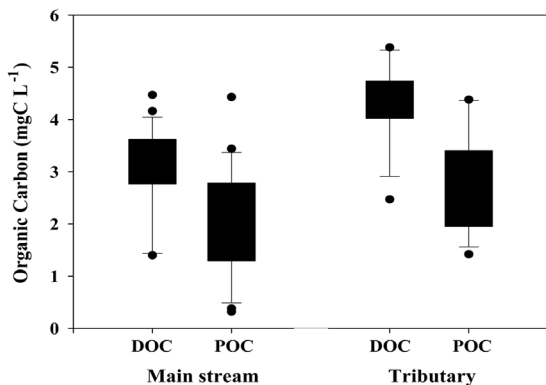


Fig. 2. The comparison of DOC and POC at mainstream sites and tributary sites.

3.3. LPOC와 LDOC의 구성비율

금강 수계에서의 LPOC/POC함량은 평균 61%로 대부분 LPOC형태로 존재했으며, LDOC/DOC함량은 평균 23%로 대부분 난분해성으로 존재했다. LPOC와 LDOC의 함량은 지점별로 유의적인 차이를 나타내지 않았으나(one-way ANOVA, $p>0.1$), 시간별로 유의적인 차이를 나타냈다(Fig. 3). 평균 LPOC, LDOC함량은 4월 조사에서 각각 53%, 18%로 나타났으나, 6월 말 조사에서는 각각 76%, 28%로 증가하였다(one-way ANOVA, $p<0.05$). LPOC와 LDOC의 함량이 시간별로 차이를 나타내는 것은 6월로 갈수록 조류가 증가하여 수중유기물에 대한 기여도가 증가한 것으로 생각되며, 부영양한 하천인 낙동강수계에서도 조류에 의한 수중유기물 기여도가 여름철로 갈수록 증가한 것으로 조사된 바 있다(김범철 등, 1996).

금강 수계에서 조사된 이전의 연구와 비교해보면, 유순주

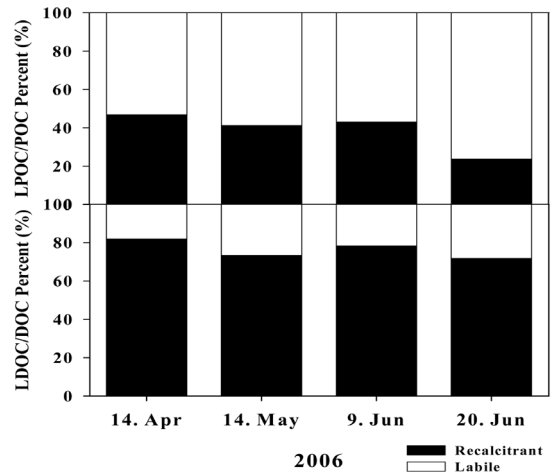


Fig. 3. Percentage of recalcitrant and labile form of POC and DOC in the Kum-River system.

등(2005)의 조사에서 RDOC가 평균 68%로 LDOC는 약 32% 정도인 것으로 보고하고 있고, 금강 중·상류에 위치한 대청호나 용담호의 평균 RDOC도 거의 비슷한 수준인 것으로 보고된 바 있다. 이는 계절적인 편차를 고려하면 본 조사와 거의 유사하게 나타났다. 일반적으로 강이나 하천의 경우 외부 육상으로부터 기원된 유기물의 유입이 많기 때문에 난분해성 유기물의 비율이 우세하게 나타난다(Grieve, 1990; Meyer, 1986; Moore, 1987). 이러한 RDOC는 대부분 Hydrophobic acid(HPOA) 계열의 부식물질로서, 일반적으로 발생 지역에 따라 큰 차이를 보이는 것으로 보고되고 있다. 프랑스의 Apremont 저수지의 경우 RDOC는 66%에 이르지만(Agbekodo, 1991), 반면 South Platte 강의 경우 30% (Croue et al., 1998), Passaic 강은 단지 DOC의 12%만이 HPOA로 이루어져 있다고 보고한 바 있다(Marhaba and Van, 2000). 한편 수체 내에서 RDOC의 비율이 높다는 것은 상수원의 이수적 측면에서 염소 소독부산물 생성 잠재력(disinfection by-product formation potential, DBPFP)이 높기 때문에 중요한 의미를 갖는다(오정우와 윤재홍, 1998; Krasner, 1999; Owen et al., 1993; Reckhow and Singer, 1990).

3.4. 유기물 분해속도

금강 수계 TOC의 평균 분해속도(K_{TOC})는 본류에서 0.027 day^{-1} , 그리고 지류에서 0.025 day^{-1} 로 조사되었다. 본류구간과 지류하천 간에 차이는 없었다(t-test, $p>0.05$). 각 지점별 분해속도를 비교해보면 4월 조사를 제외하고, St. 1에서 가장 낮게 나타났으며, 하류로 갈수록 분해속도가 증가하는 경향을 보였다. 댐 방류지점인 St. 1은 댐으로부터 장기간 체류된 후 방류되기 때문에 생분해성 유기탄소는 대부분 분해되어 난분해성의 비율이 높아져 상대적으로 분해속도가 느리게 나타난 것으로 사료된다. 한편 하류에서 분해속도가 증가하는 것은 갑천, 미호천 등 지류하천으로부터 유기물이 유입하여 분해속도계수가 크게 증가한 것으로 판단된다(Table 2). 이러한 TOC분해속도는 각 조사지점들 간에는 분해속도는 차이를 보이지 않았지만(one-way ANOVA, $p=0.168$), 조사시기에 따른 유의적인 차이를 보였다. 특히

Table 2. The distribution of TOC (k_{TOC} , day⁻¹) decomposition rate in the Kum-River

Site	Apr. 14	May. 14	Jun. 09	Jun. 20	
Main stream	St. 1	0.024	0.018	0.011	0.018
	St. 2	0.018	0.050	0.025	0.038
	St. 3	0.025	0.032	0.038	0.062
	St. 4	0.024	0.028	0.034	0.056
	St. 5	0.022	0.027	0.015	0.030
	St. 6	0.016	0.023	0.019	0.026
	St. 7	0.023	0.018	0.016	0.030
Tributaries	TR. 1	0.020	0.028	0.016	0.053
	TR. 2	0.009	0.025	0.024	0.037
	TR. 3	0.017	0.024	0.019	0.027
Mean	0.020	0.027	0.022	0.038	
Median	0.021	0.026	0.019	0.034	
SD	0.005	0.009	0.009	0.015	

4월에서 6월 초까지 평균 TOC 분해속도는 0.020~0.027 day⁻¹로서 낮았지만, 6월 조사에서 분해속도는 0.037 day⁻¹로 증가하였다(one-way ANOVA, $p < 0.01$).

평균 LPOC의 분해속도는 0.10(±0.02) day⁻¹로서 각 조사지점별로 유의적인 차이가 없었다(one-way ANOVA, $p = 0.777$). 2004년 낙동강 수계를 대상으로 한 LPOC의 분해속도는 0.040 day⁻¹로서(국립환경과학원, 2004; 윤영삼 등, 2005), 이는 본 연구결과와 비교해서 매우 낮았다. 평균 LDOC 분해속도는 0.08(±0.01) day⁻¹로서(Table 3), LPOC와 마찬가지로 각 조사지점들 간에는 차이를 보이지 않았다(one-way ANOVA, $p = 0.961$). 2004년 낙동강 수계에서 연구된 LDOC의 분해속도는 0.01~0.16 day⁻¹로서 본 연구결과와 비교하여 지점에 따라 10배 이상 차이를 나타냈으며, 이윤희(1998)의 국내 호수를 대상으로 한 DOC분해속도 연구에서는 분해속도가 0.16~0.59 day⁻¹로 본 연구결과와 비교해서 매우 빠른 분해속도를 나타냈다. 최승봉(1994)의 국내 호수 및 하천의 BOD탈산소계수 연구에서는 일반 하천과 호수의 탈산소계수가 0.08~0.15 day⁻¹ 범위로서 본 연구결과와 유사하게 나타났으며, 일반하수의 탈산소계수는 0.15~ 0.20 day⁻¹로

본 연구결과가 낮은 값으로 나타났다. 대표적인 수질모델인 CE-QUAL-W2에서 제시한 초기값은 LPOM 값이 0.08 day⁻¹, LDOM값이 0.1 day⁻¹로 LDOM의 분해속도가 더 빠르게 제시되어 있으나, 본 연구에서는 LPOC분해속도가 더 LDOC보다 더 빠르게 나타났다(paired t-test, $p < 0.00001$).

한편 금강수계의 수질예측 연구에서 모델에 사용된 탈산소계수값은 평균 0.26(±0.23) day⁻¹로서 본 연구결과에서 제시된 분해속도와 비교하여 편차를 크게 하여 사용하는 것으로 보였다(김선미 등, 1997; 서동일 등, 2004; 이용석, 1996; 최홍식과 이길성, 1987). 이렇게 모델연구자들이 사용하는 분해속도계수가 실제 수계에서 나타나는 분해속도와 차이가 크게 나타난다면 모델결과의 신뢰도에 큰 영향을 줄 것으로 생각된다.

4. 결론

금강분류에서의 평균 TOC농도는 5.17(±1.49) mgC·L⁻¹로 지류하천의 평균 TOC농도인 7.09(±1.48) mgC·L⁻¹보다 낮게 나타났다. 본류와 지류하천에서 DOC/TOC비율은 계절적인 차이는 있지만 평균 62% 정도였으며, 38%가 POC로 존재했다. 한편 POC에서 LPOC가 차지하는 비율은 약 60% 이상이었지만, DOC에서 LDOC가 차지하는 비율은 약 24% 정도이고, RDOC가 70% 이상 차지하는 것으로 나타났다. 금강수계에서 본류와 지류하천의 TOC 분해속도는 0.025~0.027 day⁻¹범위였으며, LPOC의 분해속도는 0.10~0.11 day⁻¹범위였다. LDOC의 평균분해속도는 본류와 지류하천 모두에서 0.08 day⁻¹였다. 본류구간과 지류하천 간에 유기물 분해속도에 대한 유의적인 차이가 없었지만, 본류구간에서 하류로 이동하며 유기물 분해속도가 증가하였다. 본 조사결과에서 나타난 금강수계의 유기물 분해속도는 대표적인 수질모델인 CE-QUAL-W2가 제시하는 초기값과 비교해서 LPOC의 분해속도가 더 빠른 것으로 나타났다. 따라서 이번 유기물 분해속도 연구 결과는 수질모델의 보정과 정에서 계수의 선택에 있어 가이드 라인을 제시할 수 있을 것으로 생각된다.

Table 3. The distribution of the decomposition rate of LPOC (k_{LPOC} , day⁻¹) and LDOC (k_{LDOC} , day⁻¹) in the Kum-River

Site	Apr. 14		May. 14		Jun. 09		Jun. 20		
	k_{LPOC}	k_{LDOC}	k_{LPOC}	k_{LDOC}	k_{LPOC}	k_{LDOC}	k_{LPOC}	k_{LDOC}	
Main stream	St. 1	0.113	0.048	0.091	0.110	0.092	0.077	0.068	0.072
	St. 2	0.080	0.098	0.151	0.098	0.091	0.079	0.122	0.082
	St. 3	0.092	0.081	0.095	0.089	0.123	0.077	0.156	0.090
	St. 4	0.099	0.079	0.120	0.104	0.108	0.085	0.140	0.081
	St. 5	0.108	0.079	0.092	0.097	0.086	0.068	0.140	0.076
	St. 6	0.091	0.080	0.090	0.088	0.142	0.074	0.116	0.075
	St. 7	0.099	0.084	0.090	0.083	0.085	0.073	0.100	0.083
Tributaries	TR. 1	0.097	0.081	0.085	0.109	0.086	0.075	0.165	0.085
	TR. 2	0.066	0.062	0.093	0.106	0.094	0.076	0.129	0.087
	TR. 3	0.082	0.074	0.084	0.109	0.090	0.073	0.122	0.071
Mean	0.093	0.077	0.099	0.099	0.100	0.076	0.126	0.080	
Median	0.095	0.080	0.092	0.101	0.092	0.076	0.126	0.082	
SD	0.014	0.013	0.021	0.010	0.019	0.004	0.028	0.006	

사 사

본 연구는 국립환경과학원의 연구지원에 의해 수행되었음.

참고문헌

- 국립환경과학원(2004). 낙동강수계 수중생태계 수질모델인자 조사 연구보고서II, 환경부.
- 김범철, 김동섭, 황길순, 최광순, 허우명, 박원규(1996). 부영양한 낙동강수계에서 유기물오염에 대한 조류 1차생산의 기여도. *한국조류학회지*, **11**(2), pp. 231-237.
- 김선미, 김규호, 홍일표, 서동일(1997). 금강 본류의 갈수시 수질관리를 위한 하천유지유량 산정. *대한환경공학회지*, **19**(11), pp. 1347-1360.
- 김재구, 김범철, 정성민, 장창원, 신명선, 이윤경(2007). 한강수계 농경지역 하천과 산림지역 하천에서 DOM과 POM의 분포 및 안정탄소동위원소 조성비. *한국육수학회지*, **40**(1), pp. 93-102.
- 서동일, 이종현, 이은형, 고익환(2004). QUAL2E를 이용한 금강 하류의 수질 모델링 및 오차 원인 분석. *대한환경공학회지*, **26**(8), pp. 933-940.
- 오정우, 윤재홍(1998). 상수도관로내에서의 THMs 생성특성. *한국물환경학회지*, **14**, pp. 223-228.
- 유순주, 김창수, 하성룡, 황종연, 채민희(2005). 금강수계 자연 유기물 특성 분석. *한국물환경학회지*, **21**(1), pp. 125-131.
- 윤영삼, 유재경, 김문수, 신찬기, 박제철(2005). 낙동강 본류에 대한 용존유기물의 분해속도 연구. *공동추계학술발표회 논문집*, 대한상하수도학회·한국물환경학회, pp. 455-460.
- 이용석(1996). 금강 수질변화 예측을 위한 QUAL2E모델의 보정 및 검증에 관한 연구. *환경관리학회지*, **2**(1), pp. 112-121.
- 이유희(1998). 소양호 용존유기물의 분포 및 분해특성에 관한 연구. 이학석사학위논문, 강원대학교.
- 최승봉(1994). BOD 탈산소계수와 온도보정계수의 분포에 관한 연구. 이학석사학위논문, 강원대학교.
- 최흥식, 이길성(1987). QUALII 모델의 금강수계에의 적용. *대한상하수도학회지*, **2**, pp. 20-33.
- Agbekodo, K. (1991). Utilisation des Resines Macroporeuses XAD-8 et XAD-4 pour l'extraction et la Caracterisation du Carbone Organique Dissous D'une eau de Barrage. *Diplome d'Etudes Approfondies Chimie et Microbiologie de l'Eau*, Universite de Poitiers, France.
- Choi, K. S. (2000). Dynamics of Dissolved Organic Carbon in a Deep Reservoir, Lake Soyang. Ph.D dissertation, Kangwon National University, Korea.
- Croue, J. P., Korshin, G. V., Leenheer, J. A. and Benjamin, M. M. (1998). *Isolation, Fractionation and Characterization of Natural Organic Matter in Drinking Water*. AWWARF report.
- Degens, E. T. (1982). *SCOPE/UNEP Transport of Carbon and Minerals in Major World River Part I*. University of Hamburg, German.
- Grieve, I. C. (1990). Seasonal, hydrological, and land management factors controlling dissolved organic carbon concentrations in the Loch Fleet catchments, southwest Scotland. *Hydrol. Processes*, **4**, pp. 231-239.
- Haslam, P. L. (1998). BAL standardization and measurement of a cellular components. *Eur. Resp. Rev.*, **8**, pp. 1066-1071.
- Hessen, D. O. and Tranvik, L. J. (eds). (1998). *Aquatic humic substances-ecology and biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin.
- Keskitalo, J. and Eloranta, P. (eds). (1999). *Limnology of humic water*, Backhuys Publishers, Leiden.
- Kim, B., Choi, K., Kim, C., Lee, U. H. and Kim, Y. H. (2000). Effect of the summer monsoon on the distribution and loading of organic carbon in a deep reservoir, Lake Soyang, Korea. *Water Res.*, **43**(14), pp. 3495-3504.
- Koenings, J. P. and Hooper, F. F. (1976). In Situ Experiments on the Dissolved and Colloidal State of Iron in an Acid Bog Lake. *Limnol. Oceanogr.*, **21**, pp. 684-696.
- Krasner, S. W. (1999). Chemistry of Disinfection By-Product Formation, Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water. AWWA, Denver, pp. 27-52.
- Larson, R. A. and Hufnal, Jr. J. M. (1980). Oxidative polymerization of dissolved phenols by soluble and insoluble inorganic species. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, pp. 505-512.
- Malcolm, R. L. and Durum, W. H. (1976). Organic Carbon and Nitrogen Concentrations and Annual Organic Carbon Load of Six Selected Rivers of the United States. *USGS Water Supply Paper*, pp. 1817-F.
- Marhaba, T. F. and Van, D. (2000). The variation of mass and disinfection by-product formation potential of dissolved organic matter fractions along a conventional surface water treatment plant. *J. Has. Mat.*, **A74**, pp. 133-147.
- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transports by world river. *Amer. J. Sci.*, **282**(4), pp. 401-450.
- Meyer, J. L. (1986). Dissolved organic carbon dynamics in two subtropical blackwater rivers. *Arch. Hydrobiol.*, **108**, pp. 119-134.
- Moore, T. R. (1987). Patterns of dissolved organic matter in sub-Arctic peatlands. *Earth Surf. Processes Landforms*, **12**, pp. 387-397.
- Ogura, N. (1972). Rate and extent of decomposition of dissolved organic matter in surface seawater. *Mar. Biol.*, **13**, pp. 89-93.
- Owen, D. M., Amy, G. L. and Chowdhury, Z. K. (1993). Characterization of Natural Organic Matter and Its Relationship to Treatability. AWWA, Denver.
- Reckhow, D. A. and Singer, P. C. (1990). Chlorination of Humic Materials: By-Product Formation and Chemical Interpretations. *Environ. Sci. Technol.*, **24**, pp. 1655-1664.
- Riemann, B. and Søndergaard, M. (1986). Regulations of bacterial secondary production in two eutrophic lakes and in experimental enclosures. *J. Plankton Res.*, **8**, pp. 519-536.
- Servais, P., Billem, G. and Hascoet, M. C. (1987). Determination of the Biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Wat. Res.*, **21**(4), pp. 445-450.
- Thurman, E. M. (1985). *Organic Geochemistry of Natural Water*, Dordrecht, The Netherland.
- Wetzel, R. G. (1984). Detrital dissolved and particulate organic carbon functions in aquatic ecosystems. *Bull. Mar. Sci.*, **35**, pp. 503-509.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic press, San Diego, USA.
- Wetzel, R. G. and Rich, P. H. (1973). Carbon in fresh water systems. *In G. M.*, pp. 241-263.