Korean J. Environ. Biol. 29 (4) : 353~361 (2011)

고랭지 농업으로 인한 토사가 송천 상류역에 서식하는 저서성 대형무척추동물 군집에 미치는 영향

한승철 · 전영철 · 황인철 · 원두희*

(주)생태조사단 부설 두희생태연구소

Effects of Sedimentation on Benthic Macroinvertebrate Communities at Upper Song Stream Basin

Seung Chul Han, Yung Chul Jun, In Chul Hwang and Doo Hee Won*

Doohee Institute of Ecological Research, Korea Ecosystem Service Inc., Seoul 153-768, Korea

Abstract − This study was conducted to examine the effects of sedimentation caused by highland agriculture on benthic macroinvertbrate assemblages in upper Song Stream from 2006 to 2009. The mean concentrations of water quality parameters (pH, DO, EC, TDS, TN, and TP) were gradually increasing toward downstream but ORP was decreased. Furthermore, biological habitats at lower reaches were more homogeneous and unstable due to sand deposition than those at upper sites. A total 106 species of benthic macroinvertbrates in 47 families, 11 orders, 6 classes, and 5 phyla were identified during whole field surveys. Song Stream showed great declines of overall biological attributes along its longitudinal gradients, particularly in taxa richness and abundance. Of all functional groups scrapers and clingers were most affected against the degradation of habitat quality, whereas collector-gatherers and burrowers showed the opposite case. It was found that such results had close correlations with water quality parameters and substrate composition which played an important role in structuring macroinvertebrate communities. In conclusion, this study represents that disturbance caused by highland agricultural activities had negative effects on benthic macroinvertebrate communities by leading to sand deposition at adjacent stream ecosystems.

Key words : sedimentation, highland agriculture, benthic macroinvertbrates, functional feeding groups (FFGs), habit groups (HGs), stream habitats

서 론

도시화 및 농업의 발달에 따라 인간에 의한 토지 이용이 심화되면서 다양한 교란 요인에 의하여 하천생태계의 건강성은 점차 악화되고 있다 (Collier *et al.* 2001). 특히 농경지와 인접한 하천에서는 작물 재배를 위한 객토, 시비, 제초, 정비 등이 이루어지고 있으며, 이로 인하여 강우 시에 토사 및 영양염류가 하천으로 과도하게 유입되어 하천 생태계가 심각하게 교란되고 있는 것이 현실이다.

우리나라의 강원도 지역은 산세가 험하고 해발고도가 높으며, 연평균 기온이 낮고 다습하여 엽채류, 근채류, 양채류, 감자 등을 경작하기에 알맞은 기후조건을 가지고 있어 국내 고랭지 농업의 약 63%를 점유하고 있다 (고령지농업연구소 2005). 이러한 고랭지 농업은 대체로 배

* Corresponding author: Doo Hee Won, Tel. 02-855-2112, Fax. 02-855-2105, E-mail. drdoogy@kes.re.kr

수가 용이한 마사토를 객토한 후, 퇴비나 비료를 이용하여 지력을 보강하여 작물을 재배한다. 객토된 마사토는 토양구조가 흐트러진 상태로 강수에 의하여 쉽게 양분 용탈 및 유실이 되는 경향이 있다. 특히 강원도 고랭지 지역 대부분이 경사지에 위치하며, 병충해 관리를 위하여 식생을 수변에 이르기까지 제거하였기 때문에 토사나 오염물질의 수계 유입률이 평지의 농경지보다 높다 (박 등 2004; 허 등 2007).

하천에 서식하는 수생생물들은 수변에서 공급되는 유기물을 분해하여 주요 에너지원으로 활용하며, 하천으로 유입되는 다양한 물질들은 하류 생태계에까지 영향을 미치게 된다 (Vannote *et al.* 1980). 이미 선진국에서는 토사유입의 증가와 영양염의 유입 및 유출, 그리고 수피도 감소에 의한 수온증가 등이 산림 환경에서 장-단기적인 물리적 영향을 나타낼 수 있고, 이에 따른 환경변화가 저서성 대형무척추동물과 어류를 포함한 수생생물의 구조나 기능에 영향을 미칠 수 있음을 제시하여 유역의 인위적인 변경이나 정비 등에 대한 문제점에 대해 다각적으로 연구가 이루어지고 있다 (Ward and Stanford 1979, 1982; Vannote *et al.* 1980; Murphy *et al.* 1982; Minshall *et al.* 1985; Cummins *et al.* 1989; Hartman and Scrivener 1990; Wallace *et al.* 1997; Rowe *et al.* 2002). 국내의 경우 농경지의 이용에 따른 토사 및 영양염의 유입에 대한 다양한 수리, 수문학적 및 수질 연구가 이루어지고 있지만, 생태계 분야에 대해서는 임하호 및 소양호 등 인공호소의 탁수 문제가 이슈화 된 후, 일부에서 심도 깊은 연구가 이루어졌을 뿐, 일반적인 하천유역의 생태계에 관한 토사 유입에 따른 영향이나 연구는 단편적이거나 매우 미흡한 실정이다 (낙동강수계관리위원회 2004; 한강수계관리위원회 2008).

특히, 강원도 도암면에 위치한 송천 유역은 70년대 이후 목축업은 축소된 반면, 배추 등 고랭지 채소 재배는 꾸준히 증가함에 따라 토사유실 및 수질오염 문제가 꾸준히 제기되어 왔으며, 이에 대하여 다양한 연구가 수행되었다 (김 등 1995; 허 등 1995; 허 등 2001; 신 2004; 이 등 2006). 그러나 대부분이 수질관리측면에서 연구가 수행되거나 도암호 수질문제와 관련하여 일부 생태계에 관한 연구가 단편적으로 이루어졌을 뿐, 유수역의 직접적으로 영향을 받는 송천 상류지역에 대한 연구는 전무한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 도암호로 유입되는 송천 본류를 대상으로 이화학적인 요인에 따른 저서성 대형무척추동물 군집의 특성을 파악함으로써 추후 유역 환경의 변동에 따른 생태계 변화에 대한 연구의 기초자료를 제공하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 연구지점 및 시기

연구 대상지역은 송천의 본류 구간으로 강원도 평창군 대관령면에 위치하고 있다 (Fig. 1). 조사지역의 토지이용현황은 산림이 82.6%로 가장 많은 면적을 가지며, 농경지와 초지가 각각 8.1% 및 4.4%로 이루어져 있다 (허 등 2001). 도암호 상류구간은 고도가 600 m 이상의 고지대로 2006년부터 2009년까지의 연평균 기온은 7.2°C, 강수량은 1,493 mm로 고랭지 농업이 발달해 있다. 이 일대 주요 산업 시설로는 약 70여개의 목장 및 스키장, 골프장, 콘도 등의 레저 시설들이 즐비하다 (이 등 2006). 송천의 주요 지류로는 차항천, 횡계천, 용평천 등이 있으며, 이는 송천 본류와 합쳐져 도암호로 유입된다. 송천 본류의 발원지로부터 도암호까지 유로연장은 약 29.5 km 이며, 유역면적은 149.2 km^2이다.

연구 기간은 2006년부터 2009년까지 결빙기를 제외

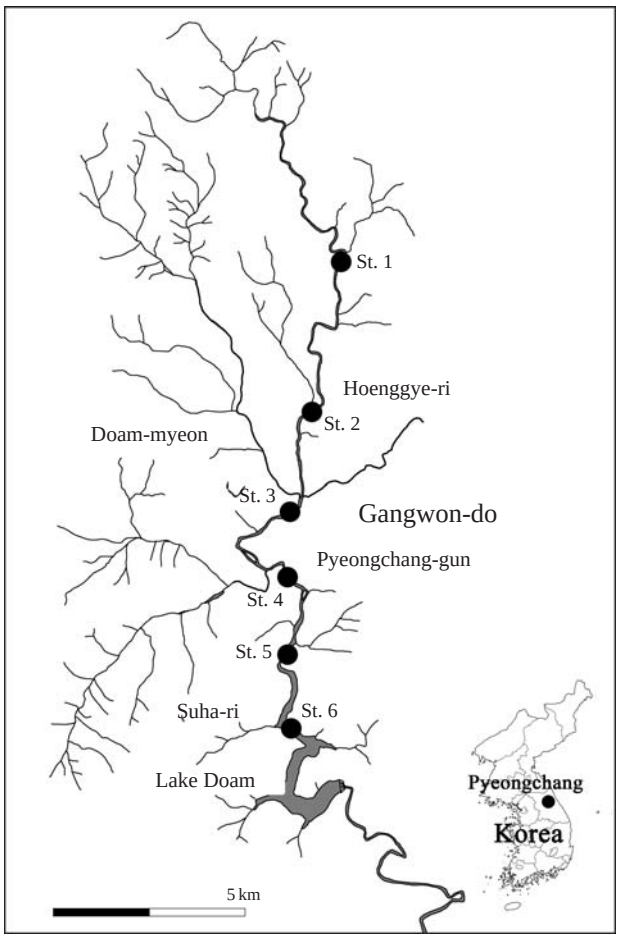

Fig. 1. Map of Song Stream watershed, showing six sampling sites.

하고 총 10회 실시하였다. 조사 지점은 송천 본류를 대상으로 최상류부터 도암호의 유입부까지 총 6개 지점을 선정하였다. St. 1의 상류는 삼양목장과 인접한 지역으로 산림과 초지가 발달해 있으며, 특별한 오염원은 없다. St. 1에서 St. 2는 산림과 농경지가 혼재하며, St. 2에서 St. 3에 이르는 구간은 전체가 농경지로 이루어져 있어 토사 유입의 영향을 직접적으로 받는 구간이다. St. 3에서 St. 5는 주거밀집지와 레저시설, 농경지가 혼재되어 있으며, 주변은 산림으로 이루어져 있다. St. 5에서 St. 6은 산림으로 되어 있으며, 오염원이 없다.

2. 환경요인측정

하상구조는 각 지점별로 현장조사를 통한 육안관찰법을 이용하여 각 크기별로 6단계로 나눈 후 (Cummins 1962), 박 등 (2004)과 신 (2004)의 연구결과에 따라 유입 토사의 입자 크기 (±2 mm)를 고려하여 크게 2가지로 구분하였다. 수질은 수온, pH, DO, EC, TDS, ORP 등은 다목적수질측정기 (Horiba U-22XD, Japan)를 이용하여 현장 측정하였으며, 생물화학적산소요구량 (BOD_5), 부유물질 (SS), 클로로필-a (Chl-a), 총질소 (T-N), 총인 (T-P) 등은 현장에서 2 L씩 채수하여 수질공정시험법에 따라 분석하였다 (APHA 2001).

조사기간 동안의 월별 강우량 변화는 기상청 (http://www.kma.go.kr) 대관령 기상대의 자료를 활용하였고, 월별 물환경의 변화는 연구대상지역에 위치한 송천1의 수질 측정 자료를 이용하였다 (환경부 물환경정보시스템, http://water.nier.go.kr).

3. 저서성 대형무척추동물

저서성 대형무척추동물의 채집은 각 조사지점의 유량과 물리적인 환경을 고려하여 계류형 채집망인 Surber net (30 × 30 cm, 망목 1 mm)를 사용하였다. 채집된 시료는 현장에서 80% ethanol로 고정하였으며, 실험실로 운반하여 고르기 및 동정을 한 후에 보관하였다.

저서성 대형무척추동물의 각 분류군 중 곤충강의 경우는 윤 (1988, 1995), McCafferty (1981), Kawai (1985), Merritt and Cummins (1996) 및 Peckarsky *et al.* (1990), 원 등 (2005)을 참고하였으며, 특히 꼬마하루살이류는 배 등 (1998), 날도래류는 황 (2006)을 참고하였고, 깔따구류는 Wiederholm (1983)을 이용하여 아과 (subfamily) 수준에서 임의 동정하였다. 또한 갑각류 및 환형동물류 등은 Pennak (1989), Peckarsky *et al.* (1990) 등을 이용하여 동정하였다. 동정된 개체의 학명의 체계 및 국명은 한국곤충명집 (한국곤충학회, 1994)과 한국동물명집 (한국동물분류학회 1997)을 따랐다.

4. 자료분석

저서성 대형무척추동물은 1 m^2당 개체수로 환산하였으며, 동정된 개체는 각 분류군 및 종별 구성과 비율을 분석하였다. 또 우점도지수 (DI)와 종다양도지수 (H′)를 산출하였으며 (Shannon and Weaver 1949; McNaughton 1967), 기능군의 분석은 기존의 문헌을 참고하여 섭식기능군 (FFGs, Functional Feeding Groups)과 생활형 (HGs, Habit Groups)을 구분하여 자료로 활용하였다 (Merritt and Cummins 1996; Smith 2001). 서식처의 물리적 환경 및 이화학적 환경요인과 생물군집간의 상관관계를 분석하기 위하여 STATISTICA (StatSoft 2004)로 t-test를 수행하였으며, 각 지점 간 군집의 차이는 ANOVA test를 수행한 후, Duncan test를 통하여 검증하였다.

결과 및 고찰

1. 환경 분석

연구가 수행된 2006년부터 2009년까지의 월평균 기온은 −7.5～21.5°C의 범위를 나타냈으며, 연평균 기온은 7.26°C로 예년 평균기온 (6.3°C)보다 높았다 (기상청 1971～2000). 일평균강수량은 0.18～32.82 mm의 범위로 나타났으며, 연평균 강수량은 1,493.6 mm로 과거평균 강수량 (1,583.3 mm)과 큰 차이가 없었으며 연 강수량의 약 60.6%가 7～9월에 집중되는 것으로 나타났다 (기상청 2006～2009). 수온은 월평균 0～24.0°C의 범위였으며, 연평균 수온은 11.8°C로 나타났다 (Fig. 2).

조사지점 중 St. 2～St. 4에 걸친 구간은 농경지가 밀집해 있었다. 작물의 생산성을 극대화 하기 위하여 대부분의 농경지에서 객토가 행해지고 있으며 (허 등 2007), 주 등 (2004)은 객토를 하지 않은 농경지보다 객토를 한 농경지에서 토사 유실이 6배 이상 많다고 보고하였다. 또한 허 등 (2007)은 2003년부터 2004년까지 2년간 모의연구를 통해 본 지역에서 284,813 m^3 $year^{-1}$의 토사가 유출된다고 하였다. 이에 따라 하상을 입자크기가 16 mm보다 큰 Pebble 이상과 입자크기가 2 mm보다 작은 Granule 이하로 구분해 본 결과, St. 1에서는 그 비율이 비슷하였으나, 하류 방향으로 갈수록 Granule 이하의 입자분포가 증가하는 것으로 나타나 유실된 토사가 하류지역 하상에 영향을 미치고 있다고 판단되었다 (Table 1).

수질 분석결과 pH는 2008년 6월 조사시 St. 1에서 6.95으로 가장 낮았으며, 2007년 10월 조사시 St. 5에서

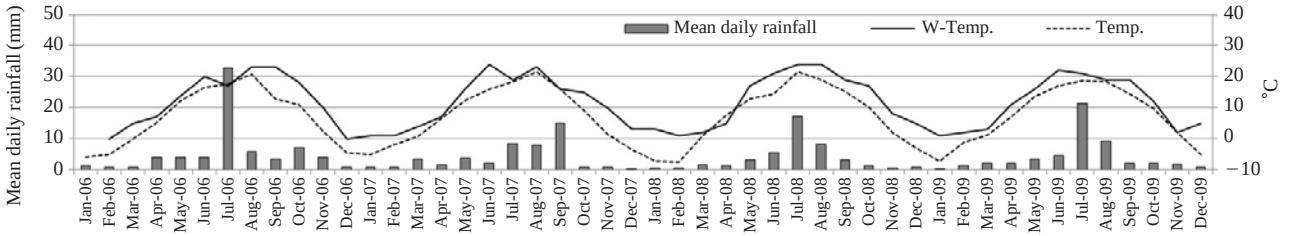

Fig. 2. Annual patterns of temperature and rainfall in Song Stream watershed.

9.44로 가장 높았다. DO는 St. 5에서 2008년 12월 조사시 12.60 mg L^{-1}으로 가장 높았으며, 6월 조사에서 7.45 mg L^{-1}로 가장 낮았다. 수온은 계절에 따라 증감하였으며 지점별로 큰 차이는 나타나지 않았다. DO와 pH는 수온에 반비례하는 경향을 보였으며, pH는 하류로 갈수록 증가하였다 (Table 2). EC는 2008년 6월 St. 1에서 3.90 mS m^{-1}으로 가장 낮았고, 2008년 4월 St. 3에서 23.60 mS m^{-1}으로 가장 높았으며, St. 1～St. 2에 비해 St. 3～St. 6에서는 조사 시기에 관계없이 약 10 mS m^{-1} 이상 높게 나타났다. TDS는 St. 1이 모든 시기에 걸쳐 0.03 g L^{-1}로 일정하게 낮았고, 2008년 4월 조사시 St. 3에서 0.15 g L^{-1}로 가장 높았으며, St. 1～St. 2에 비해 St. 3～St. 6에서 조사 시기에 관계없이 약 0.06 g L^{-1} 이상 높게 나타났다.

TN은 2008년 10월 조사시 St. 1에서 0.18 mg L^{-1}로 가장 낮았고, 2007년 10월 조사시 St. 3에서 7.01 mg L^{-1}로 가장 높았으며, St. 1～St. 2에 비해 St. 3～St. 6에서는 조사 시기에 관계없이 약 2.0 mg L^{-1} 이상 높게 나타났다. TP는 St. 4에서 2007년 6월 조사 시에 5.77 μg L^{-1}로 가장 낮았고, 2008년 6월 조사 시에는 121.48 μg L^{-1}로 가장 높았으며, St. 1～St. 2에 비해 St. 3～St. 6에서 조사 시기에 관계없이 약 20 μg L^{-1} 이상 높게 측정되었다. ORP는 2008년 10월 조사시 St. 1에서 341 mV으로 가장 높았으며, 2008년 10월 조사시 St. 2에서 174 mV로 가장 낮았다.

SS는 2008년 12월 조사시 St. 6에서 0.6 mg L^{-1}으로 가장 낮았고, 2007년 6월 조사시 St. 3에서 181.0 mg L^{-1}으로 가장 높았다. St. 1과 St. 2는 조사기간 동안 평균 SS가 각각 4.39 (±6.15) mg L^{-1} 및 5.18 (±4.27) mg L^{-1}로 낮은데 비해 St. 3은 평균 41.14 (±69.86) mg L^{-1}, St. 4는 35.30 (±55.91) mg L^{-1}, St. 5는 30.15 (±55.19) mg L^{-1}로 높았으며, St. 6은 평균 4.45 (±5.44) mg L^{-1}로 낮았다 (Fig. 3). Chl-a는 St. 6이 2008년 12월 조사시 0.12 μg L^{-1}로 매우 낮았으며, 2007년 6월 조사시 7.05 μg L^{-1}로 가장 높았고, 하류로 갈수록 증가하였으며, 계절에 따른 차이가 크게 나타났다. BOD_5는 St. 2에서 2007년 10월 조사시 0.27 mg L^{-1}로 가장 낮았고, 6월 조사시 2.99 mg L^{-1}로 가장 높았으며, 평균 BOD_5는 전체 지점 및 시기별로 큰 차이가 없었다.

Table 1. Summary of physical characteristics and substrate composition at Song Stream

Survey site	Altitude (m)	Distance from source (km)	Subsrate composition (%)		
			≥Pebble	≤Granule	Std.
St. 1	828	9.5	50.0	50.0	±5.7
St. 2	748	14.5	36.7	63.3	±9.4
St. 3	729	17.0	38.3	61.7	±10.7
St. 4	719	19.1	43.3	56.7	±7.5
St. 5	698	21.2	11.7	88.3	±14.6
St. 6	684	22.3	0.0	100.0	±0.0

Table 2. Summary of physical and chemical parameters at six sites in Song stream. *P*-values indicate statistical significance based on One-way ANOVA (S.D=Standard deviation)

Variables	Range	Mean	S.D	*P*
Water temperature (°C)	1.70～24.50	14.43	6.57	0.935
pH	6.95～9.44	8.28	0.62	0.055
DO (mg L^{-1})	7.45～12.60	9.84	1.47	0.867
EC (mS m^{-1})	3.90～23.60	13.38	6.58	<0.001
TDS (g L^{-1})	0.03～0.15	0.09	0.04	<0.001
ORP (mV)	174～341	597.7	44.7	0.870
SS (mg L^{-1})	0.6～181.0	22.1	47.1	0.650
Chl-a (μg L^{-1})	0.12～7.05	2.02	1.70	0.120
BOD_5 (mg L^{-1})	0.27～2.99	1.41	0.63	0.400
TN (mg L^{-1})	0.180～7.010	3.28	2.01	<0.001
TP (μg L^{-1})	5.77～121.50	45.07	33.8	0.499

조사기간 동안 EC와 TDS, TN은 지점 간 유의성이 높은 것으로 나타났으며, 수온, pH, DO, ORP, SS, Chl-a, BOD, TP는 낮은 것으로 분석되었다. 또 EC, TDS, SS, Chl-a, TN, TP는 St. 3을 전후로 하여 값이 전반적으로 높거나 낮으며, 변동 폭이 큰 것으로 확인되었다. 한편, TP와 SS는 4월과 6월, 10월 조사에서 급격히 증가하였는데, 본 지역에 대한 수질측정망 결과도 이와 비슷하였다 (Fig. 3). 신 (2004)과 정 등 (2009)은 채소의 파종에 앞서 밑거름으로 가축분 퇴비와 함께 다량으로 투입되는 화학비료에 포함된 인이 쉽게 이온화되어 강우시 토사와 함께 하천으로 유입된다고 하였는데 조사결과와 비

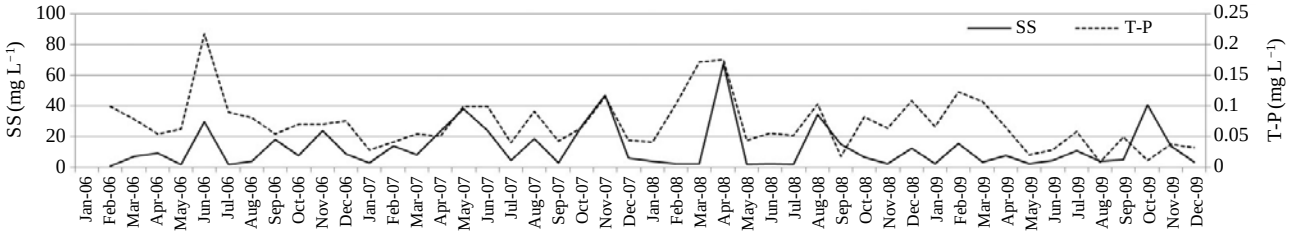

Fig. 3. Annual patterns of suspended solid (SS) and total phosphrous (TP) in Song Stream watershed.

Table 3. Average taxa richness and abundance at each sampling site

	Species		Individuals (m^{-2})	
	Total	EPT	Total	EPT
St. 1	42.7 (±5.4)	32.1 (±3.3)	3,393 (±821)	2,940 (±873)
St. 2	21.2 (±4.0)	14.2 (±3.5)	2,090 (±1,283)	1,612 (±1,002)
St. 3	18 (±5.4)	9.9 (±4.9)	2,668 (±2,321)	1,674 (±1,914)
St. 4	13.7 (±6.0)	7.8 (±4.4)	2,384 (±2,857)	1,384 (±1,538)
St. 5	10.8 (±7.0)	6.4 (±4.8)	1,341 (±2,069)	371 (±532)
St. 6	7.5 (±7.0)	4 (±5.4)	577 (±532)	168 (±325)

교할 때, St. 2 이하에서 농경지가 밀집해서 발달해 있는 지역의 특성으로 짐작해 볼 때, 인근에서 유입되는 영양염 및 토사가 지점 및 하류구간에 영향을 미치고 있다고 판단된다.

2. 종구성 및 군집분석

조사기간 동안 총 5문 6강 11목 47과 106종이 출현하였으며, 이중 곤충류가 101종으로 전체 출현종의 95.3%로 나타났다. 전체 구성종 중 EPT 분류군에 속하는 하루살이목이 34종(32.1%)으로 가장 많았고, 날도래목 25종(23.6%), 강도래목 15종(14.2%)으로 전체 종의 69.8%를 차지하였다. 기타 구성종 중에서는 파리목 24종(22.6%)으로 가장 많았으며, 그 외 비곤충류를 포함하여 8종(7.5%)이 출현하였다. 곤충류의 개체수 밀도는 전체의 90.8%를 차지하였으며, 이중 66.5%가 EPT에 속하는 개체로 확인되었다.

전체 지점 중 St. 1이 평균 42.7 (±5.4)종으로 가장 많은 종이 출현하였으며, 하류지점으로 갈수록 감소하여 St. 6지점에서 7.5 (±7.0)종으로 가장 적었다 (Table 3). 개체수 밀도는 St. 1이 3,393 (±821)개체 m^{-2}로 가장 높은 밀도를 보였으며, St. 6에서 577 (±532)개체 m^{-2}로 낮게 나타났다.

조사기간 중 2회 이상 우점종으로 출현한 종은 St. 1이 동양줄날도래 (*Hydropsyche orientalis*) 및 먹하루살이 (*Cincticostella tshernovae*), 알락하루살이 (*Ephemerella dentata*), St. 2는 줄날도래 (*Hydropsyche kozhantschikovi*)와 알락하루살이, St. 3은 줄날도래 및 개똥하루살이 (*Baetis fuscatus*), 깔따구류 (Chironomidae spp.), St. 4는 명주각다귀 (*Antocha* KUa)와 깔따구류, St. 5는 실지렁이 (*Limnodrilus gotoi*) 및 개똥하루살이, 깔따구류, St. 6은 깔따구류로 나타났다.

군집분석 결과, 우점도지수 (DI)와 다양도지수 (H′)는 반비례하여 증감하는 것으로 확인되었으며 (Fig. 4), 각 지점들은 유의한 수준 (ANOVA: F_{DI}=8.2, $F_{H'}$=16.3, P< 0.001)에서 뚜렷한 차이가 있는 것으로 확인되었다. 각 지점들에 대한 다중범위검정 (Duncan test) 결과 St. 1과 St. 2～St. 5, St. 6의 3개의 집단으로 구분되었는데, 이는 서식처가 되는 하상의 조성과 특성에 따라 종풍부도와 출현종이 밀접한 연관성을 가지는 저서성 대형무척추동물의 특성이 반영된 결과로 이들 세 집단 간의 환경이 확연한 차이가 있음을 나타낸다고 볼 수 있다. 일반적으로 하상 구조가 단순화되면 상대적으로 단순한 미소서식처를 가지게 되어 다양성이 낮아지게 되는데 (Allan 1995; Waters 1995; Merritt and Cummins 1996), 본 결과에서는 Pebble 이상의 하상이 하류로 갈수록 감소하는 것과 연관되어진 결과로 판단된다.

3. 섭식기능군 및 생활형

하상조건은 저서생물의 풍부도와 서식분포를 제한하는 가장 중요한 요소로서 하상상태의 변화는 저서생물의 종이나 밀도에 직접적인 영향을 미치게 된다 (Rabeni and Minshall 1977; Minshall 1988). 따라서 저서성 대형

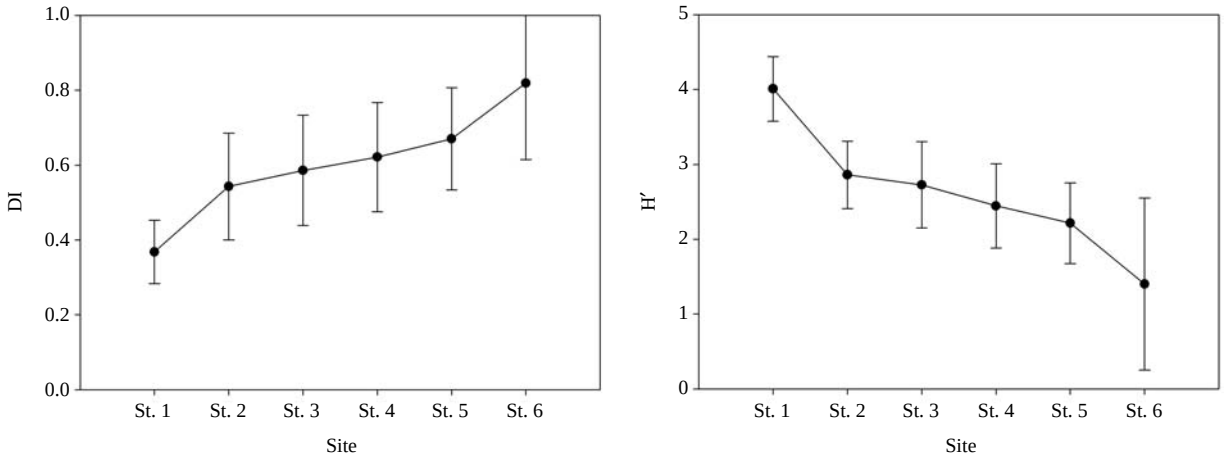

Fig. 4. Longitudinal changes of Dominance index (DI), Shannon diversity index (H′) at Song Stream.

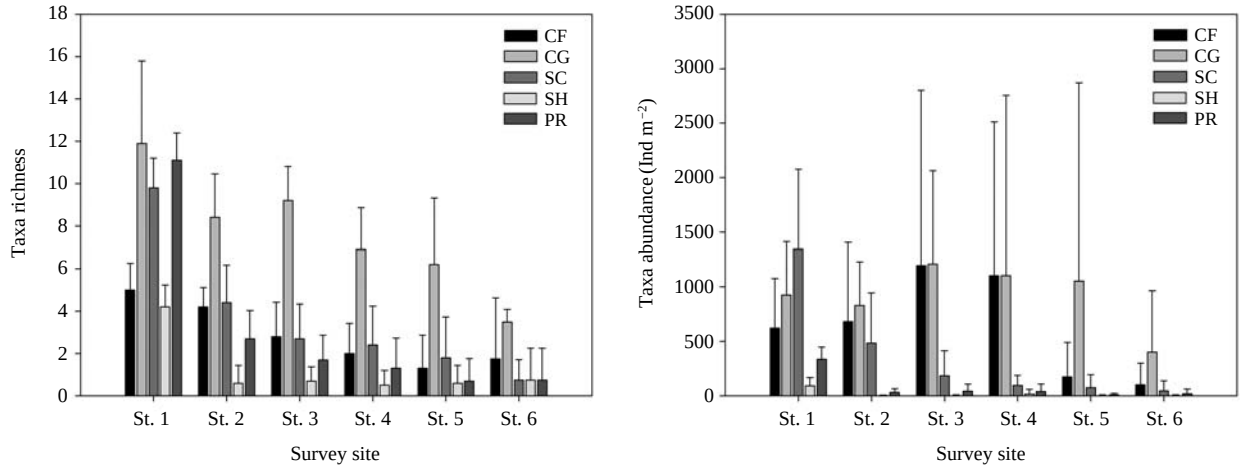

Fig. 5. Mean proportion of major functional feeding groups in Song Stream. Abbreviatons for functional feeding groups: CF, collector-filterers; CG, collector-gatherers; SC, scrapers; SH, shredders; PR, predators.

무척추동물의 섭식기능군과 생활형의 구성 및 분포 특성은 지역의 환경상태를 간접적으로 가늠해 볼 수 있는 척도로 활용될 수 있다.

대상지역에서 출현한 섭식기능군 중 주워먹는무리 (Collecter-gatherers)가 전 지점에서 우세하게 출현하였으며, 가장 많은 종 출현을 보인 St. 1에서 다양한 섭식기능군이 출현하였다 (Fig. 5). 각 섭식기능군은 하류로 갈수록 그 구성종이 감소하는 것으로 확인되었으며, 특히 긁어먹는무리 (Scrapers)와 썰어먹는무리 (Shredders), 잡아먹는무리 (Predator)는 St. 2 이하에서 급격한 감소를 나타냈다. 섭식기능군의 밀도를 살펴보면 긁어먹는무리와 잡아먹는무리는 종수의 감소에 따라 밀도도 현저하게 감소하는 것으로 나타났으나, 주워먹는무리와 걸러먹는무리 (Collector-filterers) 등은 St. 2～St. 4로 갈수록 증가하다가 이후에 감소하는 것으로 확인되었다.

생활형의 종 구성은 붙는무리 (Clingers)가 전체 구성종 및 밀도의 대부분을 차지하였으며, 다음으로 굴파는무리 (Burrowers)가 가장 많은 종수 및 밀도를 나타냈다 (Fig. 6). 기는무리 (Sprawlers)는 St. 1에서 비교적 다양한 종이 출현하였지만 그 밀도는 낮았으며, 하류지역에서는 거의 나타나지 않았다. Charles *et al.* (2005)에 따르면, 침전물의 증가는 전반적인 섭식기능군의 밀도를 감소시키는 요인이 되며, 상대적으로 주워먹는무리를 증가시킨다. 또한 붙는무리와 기는무리의 밀도를 감소시키고, 굴파는무리와 기어오르는무리 (Climber)의 밀도를 증가시킨다고 하였다.

본 연구에서도 이와 비슷한 결과를 확인하였는데, 하천으로 유입되는 모래나 미사와 같은 미세입자의 유입

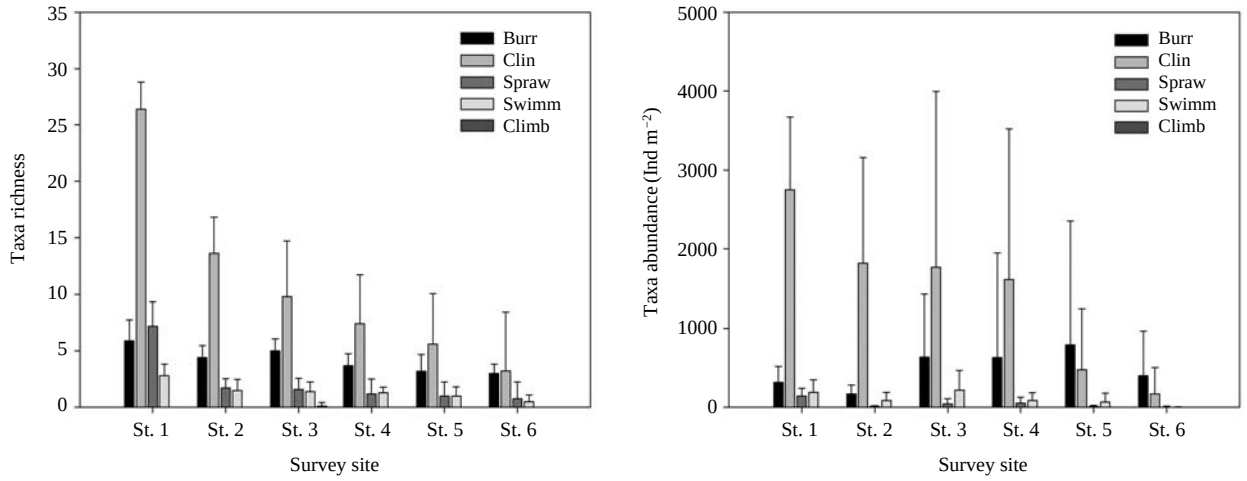

Fig. 6. Mean proportion of major habit groups in Song Stream. Abbreviatons for habit groups: Burr, burrowers; Clin, clingers; Spraw, sprawlers; Swimm, swimmers; Climb, climbers.

Table 4. Spearman rank correlation coefficients of biological attributes, and environmental factor at Song Stream (n=32). Abbreviations for chemical variables: EC, electrical conductivity; TDS, total dissolved solids; SS, suspended solids; BOD, biochemical oxygen demand; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus

Biological attributes	Physical and chemical factors							Substrate composition		
	EC (μS m^{-1})	TDS (g L^{-1})	Turbidity (NTU)	SS (mg L^{-1})	BOD (mg L^{-1})	TN (mg L^{-1})	TP (μg L^{-1})	Cobble	Granule	Sand
Taxa richness	−0.679**	−0.698**	−0.435*	−0.482**	−0.256	−0.572**	−0.547**	0.649**	−0.470**	−0.377*
EPT richness	−0.671**	−0.698**	−0.482**	−0.510**	−0.282	−0.561**	−0.622**	0.627**	−0.451**	−0.327
%EPT richness	−0.465**	−0.508**	−0.534**	−0.421*	−0.183	−0.395*	−0.709**	0.323	−0.183	−0.196
Taxa abundance	−0.376*	−0.396*	−0.051	−0.288	0.061	−0.391*	−0.244	0.768**	−0.516**	−0.583**
EPT abundance	−0.481**	−0.502**	−0.172	−0.286	−0.007	−0.452**	−0.385*	0.711**	−0.489**	−0.437*
%EPT abundance	−0.527**	−0.521**	−0.458**	−0.274	−0.253	−0.350*	−0.632**	0.246	−0.197	−0.028
DI	0.574**	0.602**	0.525**	0.318	0.362*	0.526**	0.463**	−0.353*	0.356*	0.199
H′	−0.619**	−0.640**	−0.513**	−0.357*	−0.363*	−0.562**	−0.521**	0.463**	−0.441*	−0.178
R1	−0.731**	−0.753**	−0.562**	−0.553**	−0.383*	−0.621**	−0.632**	0.561**	−0.405*	−0.270

*P < 0.05, **< 0.01

은 결과적으로 하상에 퇴적되어 하상의 공극을 메움으로써 생물서식처(Habitat)를 감소시키는 것으로 판단된다. 또한 미세입자가 수서곤충의 기관아가미에 흡착되어 호흡을 방해하게 되고, 하천 내 탁도를 증가시키거나 하상의 표면을 덮어 부착조류와 같은 일차생산자의 성장을 억제하여 먹이원의 질과 양을 저하시키는 것도 주요 원인으로 판단된다(Chutter 1969; Lemly 1982; Culp *et al.* 1983; Erman and Erman 1984; Minshall 1984; Peckarsky 1985; Graham 1990; 원 등 2007).

4. 환경요인과 상관관계

각 조사지점에서 확인된 생물지표와 하상구성의 상관분석 결과 Cobble 이상의 입자에서 종수 및 EPT구성종, 그리고 개체밀도에서 높은 양의 상관성을 보였으며, Granule과 Sand에서 음의 상관성을 보여 하상구성입자가 종다양성 및 개체밀도에 큰 영향을 미치고 있는 것으로 확인되었다(Table 4). 이러한 변화는 군집지수 변화에서도 유의한 상관성을 나타냄으로써 하상구조의 단순화로 인한 서식처 변화 및 단순화가 큰 영향을 미치고 있음을 확인하였다. 또 각 조사시기에 측정된 수질분석결과와 생물지표에 대한 상관분석결과 종수 및 개체수 밀도, EPT 등은 BOD_5에 대해서는 상관성을 나타내지 않았으나. 다양도지수와 풍부도지수에서 음의 상관성을 나타냈다. 또 EC, TDS, TN, TP에 대해서 우점도지수를 제외한 모든 지표에서 높은 음의 상관성을 나타냈는데, 이는 본 지역에서 유입되는 각종 광물질이나 이온 및 영양염의 유입이 저서성 대형무척추동물 군집에 악영향을 미치는 중요한 요인으로 작용하고 있다고 판단할 수

있다. 탁도와 SS는 전체 출현종 및 EPT출현종, 종다양도지수, 종풍부도지수에 대해 음의 상관성을 나타냈으며, 전체 밀도와 관련된 지표에서는 상관성을 나타내지 않았다. 그리고 탁도는 EPT 개체밀도비율에 대하여 음의 상관성을 보였다. 이로 볼 때 탁도와 SS는 하상구성 변화와 관련되어 종구성에 변화에 영향을 미치는 요인으로 판단된다.

적 요

본 연구는 송천 상류지역의 고랭지 농업으로 인한 토사유입이 저서성 대형무척추동물에 미치는 영향을 알아보기 위하여 2006년부터 2009년에 걸쳐 실시되었다. 조사결과, pH, DO, EC, TDS, TN, TP는 하류로 갈수록 증가하는 경향을 보였으며, ORP는 감소하는 것으로 확인되었다. 특히 SS와 TP는 농경지 구간인 St. 2～St. 4에서 급격한 증가를 보였으며, 파종과 수확시기에 변화가 컸다. 저서성 대형무척추동물의 구성은 총 5문 6강 11목 47과 106종이 출현하였으며, 이중 EPT 분류군이 전체의 구성종의 69.8%, 개체밀도의 66.5%를 차지하였다. 우점도지수는 하류로 갈수록 증가하였으며, 다양도지수는 이에 반비례하였으며, 각 지점들은 유의한 수준에서 차이를 나타냈다. 섭식기능군은 주워먹는무리가 전 지점에서 우세하였으며, 하류로 갈수록 전 섭식기능군에서 종수가 감소하는 것으로 나타났으나, 주워먹는무리는 상대적으로 증가하는 것으로 확인되었다. 생활형은 하류로 갈수록 붙는무리와 기어다니는무리의 종수 및 밀도가 감소하였으며, 굴파는무리의 밀도는 증가하였다. 환경요인과의 상관분석 결과, 저서성 대형무척추동물은 수질 및 하상구성에 대하여 민감하게 반응하는 것으로 확인되었다. 결과적으로 고랭지 농업에 의하여 야기된 토사의 퇴적은 미소서식환경을 변화시키거나 서식처의 질을 열악하게 함으로써 저서성 대형무척추동물 군집에 영향을 미친다고 판단된다.

사 사

본 연구는 ‘자연과 함께하는 하천복원 기술개발(ECO-RIVER 21)’사업의 일환으로 수행되었습니다.

참 고 문 헌

고령지농업연구소. 2005. 고랭지 경사지 토양의 농약오염 특성 및 농약투입저감방안 3차년도 완결보고서. 농촌진흥청.

김범철, 허우명, 황길순. 1995. 도암호의 부영양화 실태. 한국육수학회지. 28:223-240.

낙동강수계관리위원회. 2004. 임하호의 탁수가 수서생태계에 미치는 영향.

박철수, 정영상, 주진호, 양재의. 2004. 강원도 고랭지의 석비레 성토지 토양 특성. 한국토양비료학회지. 37:66-73.

배연재, 박선영, 황정미. 1998. 깜장하루살이 (하루살이목: 꼬마하루살이과) 유충의 기재 및 한국산 꼬마하루살이과 유충의 검색표. 한국육수학회지. 31:282-286.

신영규. 2004. 대관령 지역의 산림 소유역과 농경지 소유역의 수질 비교. 대한지리학회지. 39:544-561.

원두희, 권순직, 전영철. 2005. 한국의 수서곤충. 생태조사단.

원두희, 이종은, 공동수. 2007. 탁수가 저서성 대형무척추동물 군집에 미치는 영향. 자연보존. 139:16-29.

윤일병. 1988. 한국동식물도감. 제30권. 동물편 (수서곤충류). 문교부.

윤일병. 1995. 수서곤충검색도설. 정행사. 서울.

이상하, 최재석, 이광열, 장영수, 임인수, 허우명, 김재구, 김범철. 2006. 도암호의 수질과 어류군집 특성 연구. 한국육수학회지. 39:167-177.

정성민, 장창원, 김재구, 김범철. 2009. 한강상류 고령지 농업지역에서의 강우시 비점오염 유출 특성. 수질보전 한국물환경학회지. 25:101-111.

주진호, 박철수, 정영상, 양재의, 최중대, 이원정, 김성일. 2004. 산지 농경지에 투입되는 모재성토의 특성. 한국토양비료학회지. 37:245-250.

한강수계관리위원회. 2008. 한강수계 탁수저감대책 마련을 위한 연구.

한국곤충학회. 1994. 한국곤충명집. 한국곤충학회 건국대 출판부.

한국동물분류학회. 1997. 한국동물명집 아카데미서적.

허성구, 김재영, 유동선, 김기성, 안재훈, 윤정숙, 임경재. 2007. 객토 농경지의 토양특성을 고려한 도암댐 유역에서의 수물 및 유사 거동모의. 한국농경학회지. 49:49-60.

허인량, 박상균, 최규열, 정의호. 1995. 송천상류수계의 수질 및 오염부하량 분포에 관한 연구. 한국수질보전학회지. 11:175-181.

허인량, 신용건, 이건호, 최지용, 김영진, 정의호, 정명선. 2001. 송천유역의 수질환경특성 및 효율적 유역관리. 한국환경위생학회지. 27:51-59.

황정훈. 2006. 한국산 날도래목의 분류학적 연구. 고려대학교 박사학위 논문.

Allan DJ. 1995. Stream Ecology; Structure and Function of Running Water. Champman & Hall, London.

APHA. 2001. Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, 21st edn, APH-AWW-WEF, Washington, DC, USA.

Charles FR, KE Dosiy and LD Zweig. 2005. Stream invertebrate

community functional responses to deposited sediment. Aquatic Science 67:395-402.

Chutter FM. 1969. The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. Hydrobiologia 34:57-76.

Collier KJ, JC Rutherford, JM Quinn and RJ Davies-Colley. 2001. Forecasting rehabilitation outcomes for degraded New Zealand pastoral streams. Water Science and Technology 43:175-184.

Culp JM, SJ Walde and RW Davies. 1983. Relative importance of substrate particle size and detritus to stream bentic macroinvertebrate microdistribution. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40:1568-1874.

Cummins KW. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. American Midland Naturalist 67:477-504.

Cummins KW, MA Wilzbach, DM Gates, JB Perry and WB Taliaferro. 1989. Shredders and riparian Vegetation. Gioscience 39:20-24.

Erman DC and NA Erman. 1984. The response of stream macroinvertebrate to substrate size and hetrogeneity. Hydrobiologya 108:75-82.

Graham AA. 1990. Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentration in suspension. Hydrobiologia 1990:107-116.

Hartman GF and JC Scrivener. 1990. Impact of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek. British Columbia. Transactions of the American Fisheries Society 223:1-148.

Kawai T. 1985. An illustrated book of aquatic insects of Japan. Tokai Daigaku Shuppanakai.

Lemly AD. 1982. Modifications of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologia 87:229-245.

McCafferty WP. 1981. Aquatic entomology. Jones and Bartlett, Boston.

McNaughton SJ. 1967. Relationship among functional properties of California Grassland. Nature 216:168-169.

Merritt RW and KW Cummins. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company.

Minshall GW. 1988. Stream ecosystem theory: A global perspective. Journal of the North American Benthological Society 7:263-288.

Minshall GW. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. pp. 358-400. In The Ecology of Aquatic Insects (Resh VH and DM Rosenberg eds.). Praeger, NewYork.

Minshall GW, KW Cummins, RC Petersen, CE Cushing, DA Bruns, JR Sedell and RL Vannote. 1985. Developments in Stream Ecosystem Theory. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42:1045-1054.

Murphy ML, CP Hawkins and NH Anderson. 1982. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communitys. Transactions of the American Fisheries Society 110:469-478.

Peckarsky BL. 1985. Do predaceous stoneflies and silt affect the structure of stream insect communitis? Canadian Journal of Zoology 63:1519-1530.

Peckarsky BL, PR Fraissinet, MA Penton and DJ Conklin Jr. 1990. Freshwater Macroinvertebrates of Northeastern North America. Connell Univ. Press, Ithaca and London.

Pennak RW. 1989. Fresh-water invertebrates of the Unite States. 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc.

Rabeni CF and GW Minshall. 1977. Factors afecting the microdistribution of stream benthic insects. Oikos 29:33-43.

Rowe DK, J Smith and I Boothroyd. 2002. Effects of longging with and without riparian strips on fish species abundance, mean size, and the structure of native fish assemblages in Coromandel, New Zealand Streams. New Zealand Journal of Marin and Freshwater Research 36:67-79.

Shannon CE and W Weaver. 1949. The mathematical theory of communication, University of Illinois Press, Urbana, IL.

Smith DG 2001. Pennak's freshwater invertebrates of the United States - Porifera to Crustacea, John Wiley and Sons, New York.

StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), Version 7, http://www.statsoft.com.

Vannote RL, GW Minshall, KW Cummins, JR Sedell and CE Cushing. 1980. The River continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:130-137.

Wallace JB, SL Eggert, JL Meyer and JR Webster. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. Science 227:102-104.

Ward JV and JA Stanford 1979. Ecological factor Controlling Zoobenthos With Emphasis on Thermal Modification of Regulated Streams. The Ecology of Regulated Stream. Plenum: New York.

Ward JV and JA Stanford. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Annual Review of Entomology 27:97-117.

Waters TF. 1995. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. American Fisheries Society, Monograph 7, Bethesda, Maryland.

Wiederholm T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region Keys and diagnose. Part I - Larvae. Entomologica Scandinavica. Supplement 19.

Manuscript Received: August 17, 2011
Revision Accepted: November 17, 2011
Responsible Editor: Hak Young Lee