

유역 토지이용과 하천 생물지수의 비선형적 관계 연구*

- 한강권역을 대상으로 -

박세린¹⁾ · 이종원²⁾ · 박유진²⁾ · 이상우³⁾

¹⁾ 건국대학교 산림조경학과 박사후연구원 · ²⁾ 건국대학교 산림조경학과 대학원 학생 ·
³⁾ 건국대학교 산림조경학과 교수

Study of the Non-linear Relationships between Watershed Land Use and Biological Indicators of Streams*

- The Han River Basin -

Park, Se-Rin¹⁾ · Lee, Jong-Won²⁾ · Park, Yu-Jin²⁾ and Lee, Sang-Woo³⁾

¹⁾ Department of Forestry and Landscape Architecture, Konkuk University, Postdoctoral researcher,
²⁾ Department of Forestry and Landscape Architecture, Konkuk University, Student,
³⁾ Department of Forestry and Landscape Architecture, Konkuk University, Professor.

ABSTRACT

Land use is a critical factor that affects the hydrological characteristics of watersheds, thereby determining the biological condition of streams. This study analyzes the effects of land uses in the watersheds on biological indicators of streams across the Han River basin using a linear model (LM) and generalized additive model (GAM). LULC and biological monitoring data of streams were obtained from the Korean Ministry of Environment. The proportions of urban, agricultural, and forest areas in the watersheds were regressed to the three biological indicators, including diatom, benthic macroinvertebrate, and fish of streams. The estimated LM and GAM models for the biological indicators were then compared, using regression determination R^2 and AIC values. The results revealed

* 이 논문은 2020년도 건국대학교 우수연구인력 양성사업 지원과 환경부의 재원으로 한국환경산업기술원의 ICT 기반 환경영향평가 의사결정 지원 기술개발사업(No. 2020002990009)으로 연구되었으며 환경부와 국립환경과학원의 「하천 수생태계 현황 조사 및 건강성 평가」 자료를 활용했습니다.

First author : Park, Se-Rin, Dept. of Forestry and Landscape Architecture, Konkuk University, Postdoctoral researcher, Gwangjin-Gu, Seoul 05029, Republic of Korea,
Tel : +82-2-3437-0202, E-mail : serin87@konkuk.ac.kr

Corresponding author : Lee, Sang-Woo, Dept. of Forestry and Landscape Architecture, Konkuk University, Professor, Gwangjin-Gu, Seoul 05029, Republic of Korea,
Tel : +82-2-450-4120, E-mail : swl7311@konkuk.ac.kr

Received : 15 April, 2022. **Revised** : 29 April, 2022. **Accepted** : 26 April, 2022.

that GAM models performed better than the LM models in explaining the variances of biological indicators of streams, indicating the non-linear relationships between biological indicators and land uses in watersheds. Also, the results suggested that the indicator of macroinvertebrates was the most sensitive indicator to land uses in watersheds. Although non-linear relationships between watershed land uses and biological indicators of streams could vary among biological indicators, it was consistent that streams' biological integrity significantly deteriorated by a relatively low percentage of urban areas. Meanwhile, biological indicators of streams were negatively affected by the relatively high percentage of agricultural areas. The results of this study can be integrated into effective quantitative criteria for the watershed management and land use plans to enhance the biological integrity of streams. In specific, land uses management plans in watersheds may need more close attention to urban land use changes than agricultural land uses to sustain the biological integrity of streams.

Key words : *non-linear relationship, GAM, watershed land use, biological indicators, Han River*

I. 서 론

하천은 인간에게 용수 공급, 홍수 조절, 휴식 공간 제공과 같은 다양한 생태계 서비스를 제공할 뿐만 아니라 다양한 생물의 서식처를 제공하는 지역 생태계의 중요한 요소이다 (Brauman et al., 2007). 그러나 유역에서의 도시 확장과 인간 활동으로 인한 오염 발생량 증가, 수질 악화, 유량 감소 등으로 하천의 생태적 기능이 지속해서 저하되고 있다 (Carey et al., 2011; Waite et al., 2019). 특히 폭염, 폭우, 가뭄 등의 극한 기상 현상의 발생이 증가함에 따라 유역에서 녹지면적의 감소와 시가지지역 확산과 같은 토지이용의 변화는 하천생태계에 큰 위협이 되고 있다 (Dunn et al., 2012; Park et al., 2020). 이러한 맥락에서 유역 토지이용 유형과 토지이용 강도는 인간의 생태계에 대한 영향을 측정하기 위한 정량적인 지표로 사용되었으며 (e.g., Gu et al., 2019; Lee et al., 2020; Liu et al., 2018), 하천생태계 훼손을 최소화하기 위해 토지이용이 하천에 미치는 물리적, 화학적, 생물학적 영향을 평가하고, 이를 기반으로 효율적인 유역 관리방안을 마련하고자 하는 다양한 방안들이 모색되어 왔다 (Lee et al., 2020; Nessimian et al., 2008;

Sponseller et al., 2001).

유역의 토지이용이 하천의 수질이나 생태계에 미치는 영향은 국내외 다수의 연구에서 지속해서 수행되어왔다 (e.g., Giri et al., 2019; Kim et al., 2012; Park et al., 2019; Waite et al., 2019). 특히 유역에서 토지이용의 변화는 유역 물순환체계를 왜곡하고 수문학적 특성을 변화시켜 오염물질 배출을 증가시킬 뿐만 아니라 하천 수질을 악화시켜 종국에는 하천생태계에 심각한 훼손을 야기한다 (Allan et al., 1997; Dunn et al., 2012). 또한, 유역 토지이용은 하천의 폭, 수심, 형상 등 물리적 구조와 수온, 유기물, 영양염류 등 이화학적 특성을 변화시키고 이러한 변화는 하천 생물의 서식환경뿐 아니라 하천생태계를 심각하게 훼손시킨다 (Luo et al., 2018; Teittinen et al., 2015).

많은 선행연구에서 유역 토지이용의 하천생태계에 대한 영향은 수서생물 지수를 이용하여 분석되었다 (e.g., Giri et al., 2019; Walters et al., 2009). 하천 수질과 같은 이화학적 지수를 이용한 분석에 비하여 수서생물을 이용한 생물학적인 평가는 외부 환경요인이 하천에 미치는 영향을 종합적이고 장기적 관점에서 분석할 수 있다는 장점이 있다 (Karr, 1991). 이를 바탕으로

로 국내외적으로 수서생물을 이용하여 하천의 생물학적 상태를 평가하기 위한 다양한 생물지수들이 개발되었다 (e.g., Trophic Diatom Index (TDI), Index of Biotic Integrity (IBI), Fish Assessment Index (FAI)) (Karr, 1981; Kelly and Whitton, 1995; Kerans and Karr, 1994). 생물학적 지표가 이화학적 수질 지표에 비하여 유역의 하천에 대한 영향을 보다 종합적으로 이해하는데 유리하지만, 일반적으로 하나의 생물지수는 유역 토지이용의 모든 특성에 민감하게 반응하지는 않는 것으로 알려져 있다 (Fierro et al., 2019; Walters et al., 2009). 하지만 대부분의 선행연구에서는 단일 생물지수를 이용하여 유역 토지이용이 하천에 미치는 영향을 종합적으로 이해하는 데 한계를 가진다 (e.g., Lee et al., 2020; Min et al., 2012; Pillsbury et al., 2019; Teittinen et al., 2015). 또한, 공간적 측면에서도, 대부분 표준유역이나 하천 규모에서 단일 생물군으로 하천 상태를 평가하였다. 국가 또는 지역적 규모에서 다중 생물지수를 고려하여 토지이용의 영향을 평가한 연구는 극히 미진한 실정으로 (Kim et al., 2012; Min et al., 2012) 거시적 측면에서의 유역 및 하천관리 정책 수립을 위해서는 대권역 수계 단위에서 다양한 생물지수를 동시에 고려하는 통합적 연구가 필요하다.

대부분의 선행연구는 유역의 토지이용과 하천 생물지수와의 관계가 선형적이라는 가정을 바탕으로 피어슨 상관분석 (Pearson correlation), 선형 회귀 분석과 같은 최소자승 (Ordinary Least Square, OLS) 기반 통계분석 기법을 이용하였다 (Park et al., 2019; Pillsbury et al., 2019). 하지만 자연 생태계는 복잡하고 역동적인 상호작용을 하므로 종종 비선형적 관계를 가진다 (Groffman et al., 2006). 최근 연구들에서 토지이용과 하천의 이화학적 및 생물학적 특성 간 관계는 비선형적이며 임계점이 있는 것으로 보고된 바 있다 (Dodds et al., 2010; Hwang et al., 2016; Park et al., 2021). 이러한 비선형적 관계

나 임계점의 존재는 특정 구간에서는 하천의 이화학적 특성이나 수서생물들이 유역 토지이용에 상당히 민감하게 반응하나 그 외 구간에서는 그 반응이 상당히 제한적이거나 미미한 것으로 해석할 수 있다. 이러한 관점에서 토지이용과 하천 생물지수와의 비선형적 관계 분석의 필요성이 대두되었다. 비선형적 모델인 일반화 가법 모형 (Generalized Additive Model, GAM)은 OLS 기반 분석기법의 한계를 극복하고, 설명변수의 비선형적인 영향력을 평가할 수 있으며, 시각화에도 효과적이라는 점에서 생물, 환경, 보건, 도시 등 여러 분야에 적용되었으나 유역과 하천 간 관계 분석에 적용된 사례는 아직 미미하다 (e.g., Choi and Byeon, 2016; Murphy et al., 2019; Hjort et al., 2016; Kim, 2020).

본 연구는 a) 선형회귀모형 (Linear Model, LM) 과 일반화가법모형 (Generalized Additive Model, GAM)을 이용하여 유역의 토지이용과 다중 하천 생물지수 간 관계를 분석하고, b) 두 모형의 비교를 통해 유역의 토지이용과 하천 생물지수에 대한 선형 혹은 비선형적 관계를 검증하고, c) 각 수서생물의 유역 토지이용의 민감도 차이를 분석하는 것에 목적을 두고 수행되었다. 본 연구의 결과는 하천의 생물학적 건강성을 향상시키기 위한 유역관리나 토지이용 계획을 위한 정량적인 기준으로 활용될 수 있으며, 특히 수서생물에게 민감한 영향을 주는 토지이용에 대한 집중적인 관리 및 투자를 통하여 유역 토지이용에 의한 하천에 대한 부정적 영향을 효과적으로 제어할 수 있을 것으로 기대된다.

II. 연구방법 및 자료

1. 연구범위

본 연구의 공간적 범위는 남한강, 북한강, 안성천, 한강, 한강동해, 한강서해 권역을 포함한 한강 대권역이며 총 30개 중권역과 290개 표준유역을 포함하고 있다. 한강 대권역의 총 유역면적은

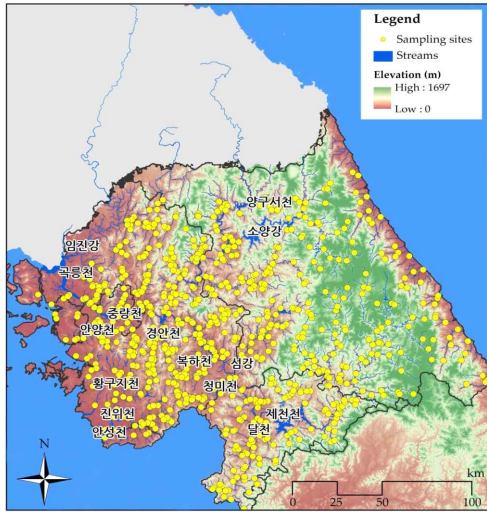


Figure 1. Study area and sampling sites of National Aquatic Ecological Monitoring Program

41,947km², 유로 연장은 약 494km로 국가하천 14개, 지방하천 685개로 구성되어 있다 (MOE, 2015). 한강 본류는 강원도 태백에서 발원하며 평창강, 달천, 섬강, 청미천, 가평천, 홍천강 등의 주요 유입 지천을 포함하고 있다 (Figure 1). 한강 대권역의 연평균 강수량은 1,348mm이며, 주요 기상관측소에서의 연평균 기온은 12.5°C에서 13.6°C로 나타났다 (MOE, 2015). 연구대상 대권역 내 인구는 전국 대비 약 53.7%로 인구가 지속해서 증가하고 있으며, 인구 증가에 따른 지속적인 개발사업으로 유역 토지이용에 의한 오염 부하량도 계속 증가하고 있다 (MOE, 2015).

2. 변수 선정 및 분석

1) 하천 생물지수

환경부는 하천의 건강성을 평가하기 위해 부착돌말, 저서성 대형무척추동물, 어류를 포함하는 하천 수서생물에 대한 지수를 개발하고, 2008년부터 전국 단위의 조사를 (National Aquatic Ecological Monitoring Program, NAEMP) 수행해오고 있다 (MOE/NIER, 2019). 부착돌말은 이동성이 낮아 환경변화에 대한 지표성이 높으며 영양염 변화에 따라 뚜렷한 종 출현 특성을 보이는 것

로 알려져 있다 (Cho et al., 2019). 저서성 대형무척추동물은 수질과 하천의 물리적인 상태에 따라 종 분포가 달라 지표생물로 많이 활용되며 (Won et al., 2006), 하천의 상위 소비자인 어류는 수명이 길고 이동성이 높아 다른 생물군에 비해 광범위한 지역에서 장기간의 영향 평가에 유리하다 (Kim et al., 2012). 다수의 선행연구에 의하면 각 생물군은 환경변화에 반응하는 정도가 달라 유역 토지이용이 하천에 미치는 영향을 평가하기 위해서는 하나의 생물학적 지수를 사용하기보다는 다수의 생물학적 지수를 같이 사용하는 것이 유리하다 (Flinders et al., 2008; Giri et al., 2019). 본 연구에서는 환경부에서 개발하여 현재 하천생태계 건강성 평가에 사용하고 있는 부착돌말지수 (Trophic Diatom Index, TDI), 저서성 대형무척추동물 지수 (Benthic Macroinvertebrate Index, BMI), 어류 평가 지수 (Fish Assessment Index, FAI)를 사용하였다.

분석을 위해 각 생물지수의 값을 이용했으며, 환경부에서 설치 및 운영하는 한강 대권역의 2016~2018년 생물측정망 조사 결과 (하천 수생태계 현황 조사 및 건강성 평가 결과)를 이용하였다. 한강 대권역 내 907개 지점에서의 1051개 데이터 중에서 토지피복도가 공개되지 않은 접경지역, 생물지수 결측값 등을 제외하고 총 990개 데이터를 대상으로 분석하였다.

2) 유역 토지이용 면적

하천별 소유역을 공간적 단위로 설정하였으며, 유역별 토지이용은 환경부에서 제공하는 전국 토지피복도(Land cover/land use, LULC)를 이용하여 ArcMap 10.6.1을 통해 추출하였다. 토지피복도는 시가화건조지역, 농업지역, 산림지역, 초지, 습지, 나지, 수역의 총 7개의 대분류와 22개의 중분류, 41개 세분류로 구분되어 있으며, 본 연구에서는 하천 수질과 서식생물에 영향을 미치는 주요 변수인 시가화건조지역(주거, 공업, 상업 지역 등), 농업지역(논, 밭 등), 산림지역을

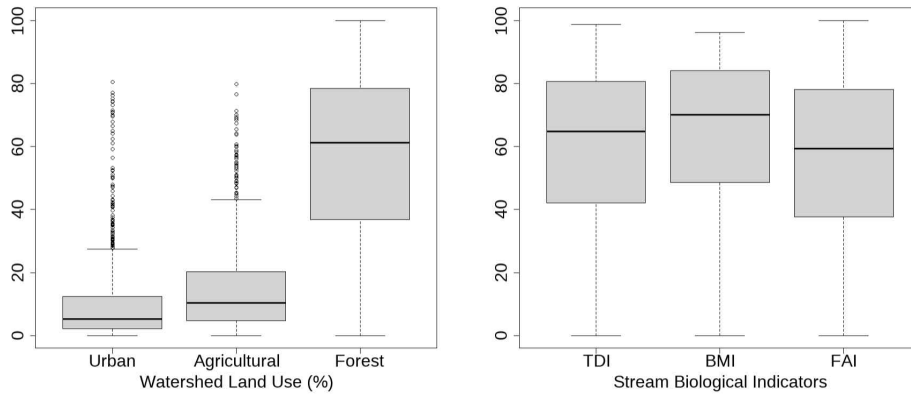


Figure 2. Boxplots of variables including LULC, and biological indicators

선정하였으며, 각 토지피복 분류의 면적 비율(%)을 계산하여 설명변수 값으로 이용하였다.

3) 선형회귀모형 및 일반화가법모형 설정

선형모형은 관계를 단순하게 표현하여 해석과 추론이 쉽지만, 예측력이 떨어지는 한계가 있는 것으로 알려져 있다 (Hwang et al., 2016; Kim, 2020). 복합적인 변수 간 관계 및 영향을 분석하기 위해서는 선형모형의 한계를 극복하고 설명변수와 반응변수의 비선형적인 관계를 추론할 수 있는 모형을 적용해야 한다. 일반화 가법모형은 각각의 설명변수에 비선형 함수를 적합할 수 있어 반응변수를 더 정확하게 예측할 수 있다 (Hastie and Tibshirani, 1990). 또한, 설명변수 각각의 함수가 따로 추정되면서 가산되기 때문에 반응변수에 대한 다른 설명변수들을 고정하고, 각 설명변수의 개별적인 영향을 파악할 수 있으며 직관적인 해석이 가능하다는 장점이 있다 (Hastie and Tibshirani, 1990). 그리고 일반화 가법모형은 회귀계수 대신 edf 값이 출력되며 이는 유효자유도(effective degrees of freedom)를 의미한다. 유효자유도는 함수의 복잡도를 나타내며 값이 1인 경우 직선이며 값이 클수록 곡선이 복잡해진다.

각 생물지수 별 LM(선형), GAM(비선형) 모형은 R-Package의 “lm”과 “mgcv” 패키지를 이용하

여 각각 추정하였다. 유역 토지이용과 하천 생물지수 간 비선형성이 있을 경우, LM 모형보다 GAM 모형의 성능이 우수할 것이나 그렇지 않은 경우 LM과 GAM 간 모형의 성능은 큰 차이가 없을 것으로 가정하였다. 추정된 모형의 성능은 모형 비교에 주로 사용되는 지표인 모형결정계수 (Adjusted R^2)와 AIC(Akaike’s Information Criterion) 값을 이용하였다. 이 경우 R^2 값이 높고, AIC 값이 낮으면 모형이 상대적으로 우수한 것으로 판단할 수 있다 (Park et al., 2019; Wood, 2017). 또한, GAM 모형의 경우, R의 “mgcv” 패키지를 사용하여 비선형적인 관계를 시각화하고 유역 토지이용에 따른 생물지수의 변곡점(change point)을 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

1) 변수별 통계 및 공간적 특성

연구대상지 유역별 시가지지역, 농업지역, 산림지역 면적 비율의 평균은 각각 11.1%, 14.9%, 55.1%인 것으로 나타났다 (Figure 2). 산림지역의 비율이 가장 높고, 다음으로 농업, 시가지 지역의 비율이 높게 나타났다. 유역 전체가 산림지역으로 이루어진 하천도 있으며, 도시와 농업 지역 면적 비율의 최대값은 각각 80.5%와 79.8%인 것으로 나타났다. TDI, BMI, FAI 값의 평균은 각각 60.3, 65.3, 58.3이며, 최대값은 각

Table 1. Estimated LM and GAM models for TDI, BMI and FAI.

Model	Variables	Linear Model			Generalized Additive Model	
		estimate	t-value	F-value	edf	F-value
TDI	Intercept	47.78	9.25***	150.7***		
	Urban	-0.19	-2.28**		7.69	5.54***
	Agri.	-0.27	-3.38***		7.87	3.89***
	Forest	0.34	5.86***		8.40	1.58
BMI	Intercept	48.76	12.75***	369.5***		
	Urban	-0.24	-3.83***		7.69	4.62***
	Agri.	-0.24	-4.05***		7.87	5.27***
	Forest	0.41	9.62***		8.40	6.87***
FAI	Intercept	35.52	7.65***	271.8***		
	Urban	-0.19	-2.57**		7.69	4.64***
	Agri.	-0.13	-1.90*		7.87	3.38***
	Forest	0.49	9.37***		8.40	4.87***

*** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.1$.

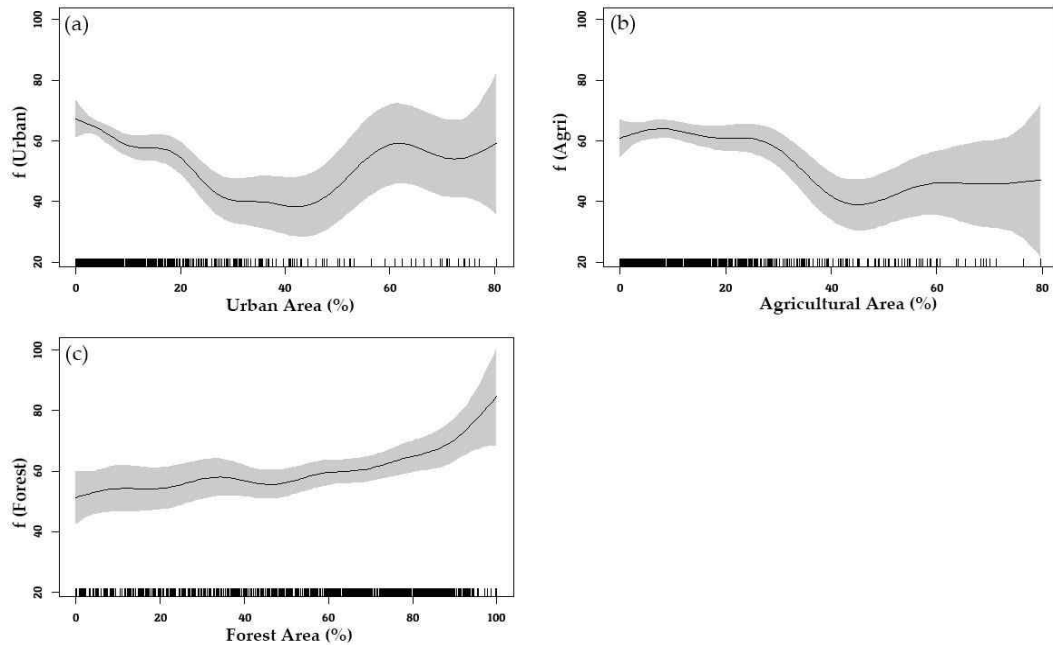


Figure 3. Estimated smooth function and 95% confidence interval (CI, shaded areas) of watershed land use on TDI: (a) urban area, (b) agricultural area, (c) forest area.

각 98.7, 96.2, 100으로 나타났다. 환경부 기준에 따르면 TDI, FAI 값의 평균은 하천의 건강성 평가에서 “보통” 등급이며, BMI 값의 평균은 “ 좋음” 등급에 해당한다 (MOE/NIER, 2019).

2) 유역 토지이용과 생물지수의 관계

추정된 LM 모형에서는 유역 내 도시, 농업지

역이 TDI, BMI, FAI 값을 감소시키고, 산림지역이 생물지수 값을 증가시키는 것으로 나타났다 (Table 1). 이 결과는 도시, 농업지역의 비율이 증가할수록 생물지수의 값은 선형적으로 감소하며, 산림지역의 비율이 증가할수록 생물지수의 값은 선형적으로 증가한다는 것을 의미한다.

GAM 모형의 추정결과 edf 값이 모두 7 이상

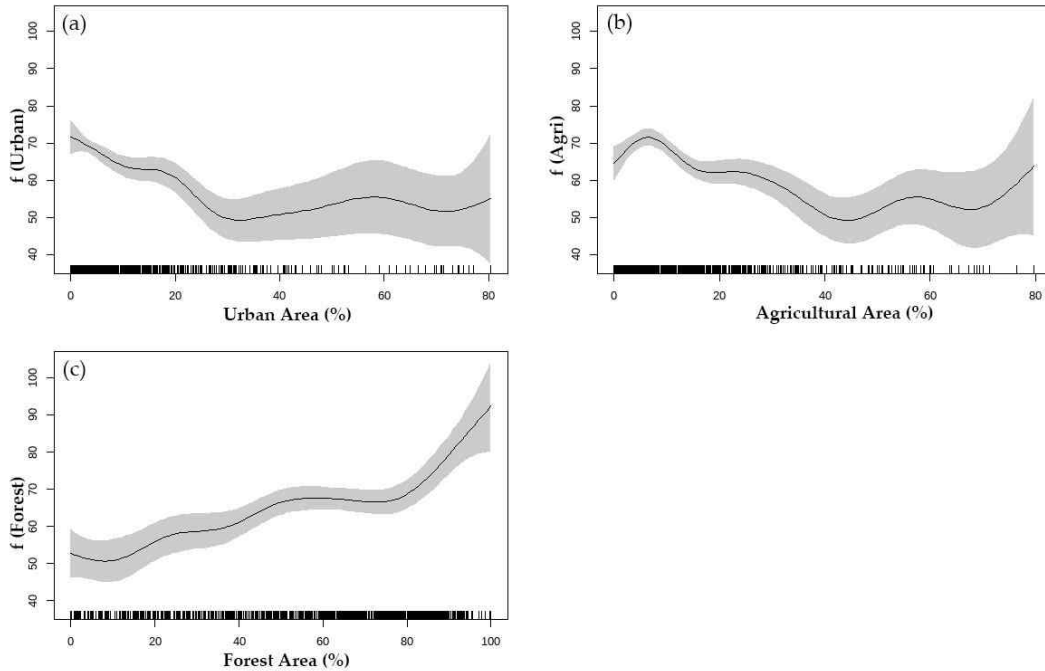


Figure 4. Estimated smooth function and 95% confidence interval (CI, shaded areas) of watershed land use on BMI: (a) urban area, (b) agricultural area, (c) forest area.

으로 유역 토지이용과 생물지수 간 비선형적인 관계가 존재하였으며, Figure 3, 4, 5는 비선형적인 관계를 시각화한 것이다. 각각의 그래프는 토지이용과 생물지수의 관계를 보여주고 있으며 회색 음영으로 나타낸 부분은 95% 신뢰구간을 의미한다. Figure 3에서 알 수 있듯이 도시지역 비율이 약 20%에서 25% 구간에서 TDI 값이 급격하게 감소하며 50% 구간까지는 일정하게 유지되다가 그 이상이 되면 TDI 값이 상승하는 형태를 나타낸다. 그러나 본 연구에 사용된 데이터에서 도시지역의 비율이 50% 이상인 유역의 수가 매우 적으며 신뢰구간이 매우 넓어 실제로 도시지역의 비율이 증가함에 따라 TDI 값이 개선된다고 판단하기는 어렵다. TDI 값은 농업지역 면적이 약 25% 일 때까지 어느 정도 일정하게 유지되다가 25%에서 40% 사이일 때 급격하게 감소하는 것으로 나타났으며 그 이후에는 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 또한, 산림지역은 증가할수록 TDI 값이 일정하게 증가하

는 경향을 보여주며 신뢰구간 또한 일정한 것으로 나타났다.

Figure 4는 토지이용이 BMI에 미치는 영향을 보여주고 있으며 도시지역의 경우 20%까지 서서히 BMI 값이 감소하다가 20%에서 25% 구간에서 급격하게 감소하며, 산림지역의 경우 면적이 증가할수록 BMI 값이 상승하는 것으로 나타났다. 또한, 농업지역의 비율이 20%에서 40% 구간에서 서서히 감소하는 것으로 나타났으며, 0%에서 10% 구간에서는 BMI 값이 다소 증가하다가 감소하는 경향을 보였다.

토지이용에 따른 FAI 값은 도시지역의 경우 약 20%에 이를 때까지 급격히 감소하며 농업지역의 경우 5%까지는 FAI 값이 다소 증가하고 일정하게 유지되다가 약 30%에서 45% 구간에서 감소하는 것으로 나타났다 (Figure 5). 산림면적은 TDI, BMI 지수와 유사한 경향을 나타낸다.

위와 같이 토지이용 변화에 따른 영향력은 생물지수에 따라 다소 차이가 발생하였으나 전반

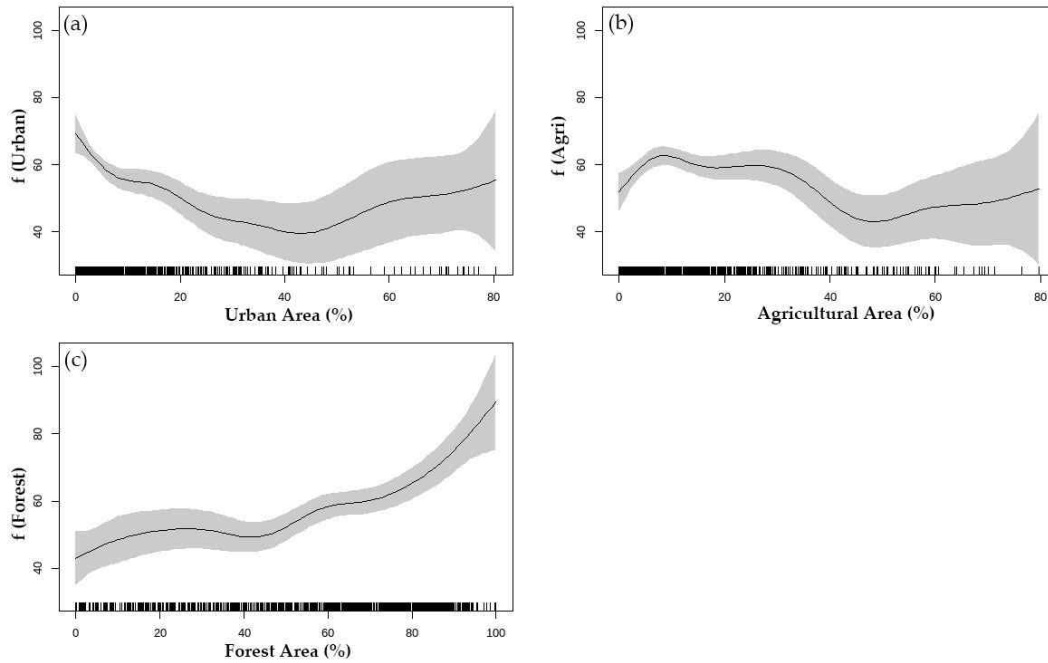


Figure 5. Estimated smooth function and 95% confidence interval (CI, shaded areas) of watershed land use on FAI: (a) urban area, (b) agricultural area, (c) forest area.

적으로 유사한 경향을 보여주었다. 도시지역의 경우 20%에서 25% 구간, 농업지역의 경우 20%에서 40% 구간이 생물지수 값의 변화지점인 것으로 나타났다. 즉, 도시지역의 경우 농업지역보다 더 낮은 비율에서도 급격하게 생물지수가 감소하며, 농업지역의 경우 도시지역보다 더 높은 비율에서 생물지수가 서서히 감소하는 경향을 보여주었다. 이는 수생생물이 농업지역보다 도시지역에 의해 더 민감하게 영향을 받는 것으로 볼 수 있다. 산림지역은 비율이 증가할수록 생물지수의 값이 지속해서 증가하는 것으로 나타났다.

토지이용이 하천에 미치는 영향이 급격하게 변화하는 지점을 분석하는 것은 국가 토지이용 관리의 정량적인 기준이 될 수 있다. 변화지점을 초과할 경우 생태계는 다시 원래의 상태로 복원되기 어려워 변화지점 분석은 중요하다 (Dodds et al., 2010). Park et al. (2021)의 연구에서는 1km 규모의 수변 구역에서 도시지역의

비율이 25%, 농업지역의 비율이 20~40%일 때 하천의 생물학적 지수가 급격하게 변화하는 것을 밝혔으며 이는 본 연구의 결과와 일치한다. 또한, 본 연구의 결과와 유사하게 Utz et al. (2009)는 도시지역이 하천의 수질이나 생태계에 미치는 영향이 농업지역에 비해 크고, 변화지점이 낮아 적은 면적에도 하천에 큰 영향을 미칠 수 있다고 하였다.

3) LM 및 GAM 모형 추정 결과 및 비교

유역 토지이용 비율을 독립변수로 각 생물지표를 종속변수로 설정하여 모형 추정결과 TDI, BMI, FAI 지수의 LM 모형의 결정계수(Adjusted R^2) 값은 각각 0.31, 0.52, 0.45로 그리고 GAM 모형의 결정계수는 0.35, 0.55, 0.48로 GAM 모형의 R^2 값이 높게 나타났다 (Table 2). 또한, 추정된 TDI, BMI, FAI 지수 LM 모형의 AIC 값은 각각 8790, 8196, 8578이고, GAM 모형의 AIC 값은 8754, 8160, 8538로 비선형모형에서 AIC 값이 낮

Table 2. Performance indicators of LM and GAM models. The higher value of R2 and lower values of AIC indicate better performance of the estimated models.

Criteria	TDI		BMI		FAI	
	LM	GAM	LM	GAM	LM	GAM
Adjusted R2	0.31	0.35	0.52	0.55	0.45	0.48
AIC	8790.33	8754.98	8196.72	8160.90	8578.84	8538.65

게 나타났다. LM 모형 대비 상대적으로 높은 GAM 모형의 R²값과 낮은 AIC 값은 GAM 모형의 성능이 LM 모형보다 우수하며 유역 토지이용과 생물지수 간 관계는 비선형성이 존재함을 보여준다. 이러한 결과는 토지이용이 하천의 수질이나 수생태에 미치는 영향 분석 시 선형성을 가정하여 분석하면 토지이용의 영향이 과소 혹은 과대평가될 수 있다는 것을 나타낸다. Morton and Henderson (2008)은 하천 수질의 특성을 분석하기 위해서는 비모수적인 방법이 필요함을 강조하며, 특히 GAM 모형의 우수성을 설명하였다. 또한, Hwang et al. (2016)은 도시의 토지이용과 하천 수질 간에는 비선형적인 관계가 있으며, 기존 선형모형보다 GAM 모형의 설명력이 더 높음을 보고하였다.

모형의 성능은 생물지수에 따라 다소 차이가 있는 것으로 나타났다. 저서성 대형무척추동물지수 (BMI) 모형의 성능이 가장 높고, 부착돌말지수 (TDI) 모형의 성능이 가장 낮은 것으로 나타났다. 이러한 결과는 저서성 대형무척추동물지수가 토지이용에 가장 민감하게 영향을 받는 것으로 해석할 수 있다. 저서성 대형무척추동물의 평가지수는 다른 선행연구에서도 하천의 전반적인 건강성을 대표하는 지표로 활용되어왔다 (Giri et al., 2019; Lee et al., 2020; Petty et al., 2010). 또한, 선행연구에서 저서성 대형무척추동물이나 어류가 부착돌말에 비해 광범위한 공간 규모에서 토지이용의 영향을 평가하기에 적합한 것으로 나타났다 (Flinders et al., 2008; Walters et al., 2009). 반면에 부착돌말은 상대적으로 이동이 적어 영양염, 이온, 수온 등의 하천 환경 변화에 더 민감하게 반응하는 것으로 알려

져 있다 (Pillsbury et al., 2019). 즉, 유역 특성이 하천의 수생생물에 미치는 영향은 고려되는 시간적 또는 공간적 범위, 변수 특성 등에 따라 적절한 평가지수의 선정이 요구되며 필요에 따라서는 다양한 지수가 고려되어야 한다 (Flinders et al., 2008).

IV. 결 론

본 논문에서는 유역의 토지이용이 하천 생물지수에 미치는 영향을 선형회귀모형(LM)과 일반화 가법모형(GAM)을 통해 추정하고 추정된 모형을 비교하였다. 모형의 성능을 비교한 결과 GAM 모형의 성능이 우수한 것으로 나타났으며, 생물지수 중 BMI 모형의 성능이 가장 우수한 것으로 나타났다. 결과를 통해 유역 토지이용과 하천 생물지수 간에는 비선형성이 존재하며, BMI가 토지이용에 가장 민감하게 영향을 받음을 알 수 있었다. LM 모형의 추정결과 도시와 농업지역의 비율은 생물지수에 부정적인 영향을 미치고, 산림지역의 비율은 긍정적인 영향을 미치는 것으로 나타났다. LM 모형은 선형성을 가정하기 때문에 도시와 농업지역의 비율이 증가함에 따라 생물지수의 값도 선형적으로 감소하는 것으로 해석할 수 있다. 그러나 GAM 모형의 결과는 유역 토지이용과 생물지수 간 비선형적인 관계가 존재함을 보여주었다. 토지이용 변화에 따른 생물지수의 반응 값은 생물지수에 따라 차이를 보여주었으나, 전반적으로 유사한 경향을 나타냈다. 유역 도시지역 면적의 경우 비율이 20%에서 25% 구간에서 생물지수가 급격하게 감소하며, 농업지역은 20%에서 40%

구간에서 서서히 감소하는 것으로 나타났다. 산림지역 면적의 비율은 높을수록 하천 생물지수가 지속해서 증가하였다.

본 연구는 유역 토지이용과 하천의 생물지수 간의 비선형적인 관계와 변화지점을 분석하였다는 측면에서 의미가 있다. 유역의 도시지역 비율은 상대적으로 낮은 비율에서도 하천의 수서생물에 영향을 미치기 때문에 유역 규모에서 개발지역 면적의 제한이 필요하며 개발의 부정적인 영향을 최소화할 수 있는 비점오염저감시설, 그린 인프라 등이 필수적으로 고려되어야 한다. 또한, 농업지역 면적의 비율이 20% 이상을 차지하는 유역에서는 하천의 생물학적 건강성을 유지하기 위해 농경지나 축산시설에서 배출되는 비점오염원의 관리가 필요하다. 산림지역이 차지하는 면적이 클수록 생물지수도 지속해서 증가하기 때문에 녹지면적의 비율을 높이는 것은 유역관리의 기본 방향이라고 할 수 있다.

GAM 모형에서 도시, 농업지역의 비율이 높은 경우에는 신뢰성이 낮은 것으로 나타났다. 이는 본 연구지역에서 높은 비율의 도시, 농업지역을 포함하는 유역의 수가 충분하지 못하였기 때문인 것으로 판단된다. 또한, 본 연구에서는 토지이용의 면적 비율만을 고려하였기 때문에 하천에서 각 토지이용까지의 거리, 토지이용의 공간적 구조 등 오염원의 위치나 거리, 오염물질이 하천으로 유입되는 과정에 대한 고려가 부족하다는 한계가 있다. 향후 충분한 데이터 확보와 다양한 토지이용 변수 선정을 통한 추가 분석이 필요한 것으로 판단된다. 본 연구는 유역관리의 효율성이 토지이용 구간별로 다를 수 있다는 것을 시사한다. 즉 유역 토지이용 관리의 효과는 일정 구간에서는 기대하기 어려우며, 일정 규모 이상 유역관리를 시행했을 때에만 하천생태계에 대한 긍정적 효과를 기대할 수 있다. 본 연구의 결과는 하천의 생물학적 건강성을 증가시키기 위한 유역관리 및 토지이용 계획을 위한 정량적인 기준으로 활용될 수 있다. 특

히 하천 건강성 개선을 위해 유역 토지이용 계획은 농업지역보다 도시지역의 변화에 더 관심을 두고 수립해야 한다.

References

- Allan, J.D., D.L. Erickson and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37(1): 149-161.
- Brauman, K.A., G.C. Daily, T.K. Duarte and H.A. Mooney. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67 - 98.
- Carey, R.O., K.W. Migliaccio, Y. Li, B. Schaffer, G.A. Kiker and M.T. Brown. 2011. Land use disturbance indicators and water quality variability in the Biscayne Bay Watershed, Florida. *Ecological Indicators* 11(5): 1093-1104.
- Cho, I.H., Y.W. Lee, H.K. Kim, Y.J. Kim, S.J. Hwang, D.H. Won, S.Y. Noh, J.K. Lee and B.H. Kim. 2019. A multimetric diatom index for biological integrity assessment of Korean streams. *Korean Journal of Environmental Biology* 37(2): 204-216.
- Choi, M.S. and S.I. Byeon. 2016. Comparison on Forecasting Performance of Housing Price Prediction Models in Seoul. *The Seoul Studies* 17(3): 75-89.
- Dodds, W.K., W.H. Clements, K. Gido, R.H. Hilderbrand and R.S. King. 2010. Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. *Journal of the North American Benthological Society* 29(3): 988-997.
- Dunn, S.M., I. Brown, J. Sample and H. Post.

2012. Relationships between climate, water resources, land use and diffuse pollution and the significance of uncertainty in climate change. *Journal of Hydrology* 434: 19-35.
- Fierro, P., C. Valdovinos, I. Arismendi, G. Díaz, A. Jara-Flores, E. Habit, and L. Vargas-Chacoff. 2019. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Science of the total environment* 686: 26 - 37.
- Flinders, C.A., R.J. Horwitz and T. Belton. 2008. Relationship of fish and macroinvertebrate communities in the mid-Atlantic uplands: implications for integrated assessments. *Ecological Indicators* 8(5): 588-598.
- Giri, S., Z. Zhang, D. Krasnuk and R.G. Lathrop. 2019. Evaluating the impact of land uses on stream integrity using machine learning algorithms. *Science of The Total Environment* 696: 133858.
- Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D. and Poff, N.L., 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application?. *Ecosystems*, 9(1): 1-13.
- Gu, H., J. Wang, L. Ma, Z. Shang and Q. Zhang. 2019. Insights into the BRT (Boosted Regression Trees) method in the study of the climate-growth relationship of Masson Pine in Subtropical China. *Forests* 10(3): 228.
- Hastie, T. and R. Tibshirani. 1990. Exploring the nature of covariate effects in the proportional hazards model. *Biometrics* 1005-1016.
- Hjort, Jan, Juuso Suomi, and Jukka Käyhkö. 2016. Extreme urban-rural temperatures in the coastal city of Turku, Finland: Quantification and visualization based on a generalized additive model. *Science of the Total Environment*. 569: 507-517.
- Hwang, S.A., S.J. Hwang, S.R. Park and S.W. Lee. 2016. Examining the relationships between watershed urban land use and stream water quality using linear and generalized additive models. *Water* 8(4): 155.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1(1): 66-84.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7(4): 433-444.
- Kerans, B.L. and J.R. Karr. 1994. A benthic index of biotic integrity (B IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4(4): 768-785.
- Kim, J.H., J.D. Yoon, H. Jo, K.H. Chang, and M.H. Jang. 2012. Stream health assessment on Hoeya river basin and other streams based on fish community and land use in the surrounding watersheds. *Korean Journal of Ecology and Environment* 45(4): 392-402.
- Kim, S.Y. 2020. Analysis of the factors influencing PM2.5 concentration. *Journal of The Korean Data Analysis Society* 22(4): 1335-1347.
- Lee, J.W., S.W. Lee, K.J. An, S.J. Hwang and N.Y. Kim. 2020. An Estimated Structural Equation Model to Assess the Effects of Land Use on Water Quality and Benthic

- Macroinvertebrates in Streams of the Nam-Han River System, South Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(6): 2116.
- Liu, J., Z. Shen, and L. Chen. 2018. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning* 176: 51-63.
- Luo, K., X. Hu, Q. He, Z. Wu, H. Cheng, Z. Hu, and A. Mazumder. 2018. Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. *Science of the Total Environment* 621: 1601-1614.
- Min, H.N., N.Y. Kim, M.K. Kim, S.W. Lee, K.S. Hwang, and S.J. Hwang. 2012. Relation of Stream Shape Complexity to Land Use, Water Quality and Benthic Diatoms in the Seom River Watershed. *Korean Journal of Ecology and Environment* 45(1): 110-122.
- MOE/NIER. 2019. Stream/River Ecosystem Survey and Health Assessment (XI). Ministry of Environment/National Institute of Environment Research, Incheon, Korea.
- MOE. 2015. National Water Environment Management Plan for Han River Basin; Korean Literature; Ministry of Environment/Han River Basin Environmental Office, Gyeonggi-do.
- Morton, R. and B.L. Henderson. 2008. Estimation of nonlinear trends in water quality: an improved approach using generalized additive models. *Water Resources Research* 44(7).
- Nessimian, J.L., E.M. Venticinque, J. Zuanon, J. P. de Marco, M. Gordo, L. Fidelis, J.D. Batista and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614(1): 117 - 131.
- Park, S.R., K.M. Choi, and S.W. Lee. 2019. Spatial variation in land use and topographic effects on water quality at the Geum River watershed. *Korean Journal of Ecology and Environment* 52(2): 94 - 104.
- Park, S.R., S. Kim and S.W. Lee. 2021. Evaluating the Relationships between Riparian Land Cover Characteristics and Biological Integrity of Streams Using Random Forest Algorithms. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(6): 3182.
- Park, Y., S. Lee, and J. Lee. 2020. Comparison of Fuzzy AHP and AHP in Multicriteria Inventory Classification While Planning Green Infrastructure for Resilient Stream Ecosystems. *Sustainability* 12(21): 9035.
- Petty, J.T., J.B. Fulton, M.P. Strager, G.T. Merovich, J.M. Stiles, and P.F. Ziemkiewicz. 2010. Landscape indicators and thresholds of stream ecological impairment in an intensively mined Appalachian watershed. *Journal of the North American Benthological Society* 29(4): 1292-1309.
- Pillsbury, R., R.J. Stevenson, M.D. Munn, and I. Waite. 2019. Relationships between diatom metrics based on species nutrient traits and agricultural land use. *Environmental Monitoring and Assessment* 191(4): 1-26.
- Sponseller, R.A., E.F. Benfield and H.M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46(10): 1409-1424.
- Teittinen, A., M. Taka, O. Ruth and J. Soininen. 2015. Variation in stream diatom communities in relation to water quality and catchment

- variables in a boreal, urbanized region. *Science of the Total Environment* 530: 279-289.
- Utz, R.M., R.H. Hilderbrand and D.M. Boward. 2009. Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators* 9(3): 556-567.
- Waite, I.R., M.D. Munn, P.W. Moran, C.P. Konrad, L.H. Nowell, M.R. Meador, P.C. van Metre, and D.M. Carlisle. 2019. Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages. *Science of the Total Environment* 660: 1472-1485.
- Walters, D.M., A.H. Roy, and D.S. Leigh. 2009. Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecological Indicators* 9(6): 1222-1233.
- Won, D.H., Y.C. Jun, S.J. Kwon, S.J. Hwang, K.G. Ahn and J.K. Lee. 2006. Development of Konan Saprobic Index using Benthic Macroinvertebrates and Its Application to Biological Stream Environment Assessment. *Journal of Korean Society on Water Quality* 22(5): 768-783.
- Wood, S.N., 2017. *Generalized additive models: an introduction with R*. CRC press.