

Original article

환경변이에 대한 저서성 대형무척추동물의 생물학적 형질과 기능적 다양성 분석: 수생태계 건강성 평가 관점에서

문미영¹ · 지창우² · 이대성¹ · 이다영¹ · 황순진³ · 노성유⁴ · 곽인실² · 박영석^{1,5,*}

¹경희대학교 생물학과, ²전남대학교 수산과학연구소, ³건국대학교 환경보건과학과,
⁴국립환경과학원, ⁵경희대학교 나노의약생명과학과

Characterizing Responses of Biological Trait and Functional Diversity of Benthic Macroinvertebrates to Environmental Variables to Develop Aquatic Ecosystem Health Assessment Index. Mi Young Moon¹ (0000-0001-5162-0355), Chang Woo Ji² (0000-0001-6133-9399), Dae-Seong Lee¹ (0000-0001-7288-0156), Da-Yeong Lee¹ (0000-0002-2457-2041), Soon-Jin Hwang³ (0000-0001-7083-5036), Seong-Yu Noh⁴ (0000-0001-6396-4497), Ihn-Sil Kwak² (0000-0002-1010-3965) and Young-Seuk Park^{1,5,*} (0000-0001-7025-8945) (¹Department of Biology, Kyung Hee University, Dongdaemun-gu, Seoul 02447, Republic of Korea; ²Fisheries Science Institute, Chonnam National University, Yeosu 59626, Republic of Korea; ³Department of Environmental Health Science, Konkuk University, Gwangjin-gu, Seoul 05029, Republic of Korea; ⁴National Institute of Environmental Research, Seo-gu, Incheon 22689, Republic of Korea; ⁵Department of Life and Nanopharmaceutical Sciences, Kyung Hee University, Dongdaemun-gu, Seoul 02447, Republic of Korea)

Abstract The biological indices based on the community structure with species richness and/or abundance are commonly used to assess aquatic ecosystem health. Meanwhile, recently functional traits-based approach is considered in ecosystem health assessment to reflect ecosystem functioning. In this study, we developed a database of biological traits for 136 taxa consisting of major stream insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, and Odonata) collected at Korean streams on the nationwide scale. In addition, we obtained environmental variables in five categories (geography, climate, land use, hydrology and physico-chemistry) measured at each sampling site. We evaluated the relationships between community indices based on taxonomic diversity and functional diversity estimated from biological traits. We classified sampling sites based on similarities of their environmental variables and evaluated relations between clusters of sampling sites and diversity indices and biological traits. Our results showed that functional diversity was highly correlated with Shannon diversity index and species richness. The six clusters of sampling sites defined by a hierarchical cluster analysis reflected differences of their environmental variables. Samples in cluster 1 were mostly from high altitude areas, whereas samples in cluster 6 were from lowland areas. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) displayed similar patterns with cluster analysis and presented variation of taxonomic diversity and functional diversity. Based on NMDS and community-weighted mean trait value matrix, species in clusters 1-3 displayed the resistance strategy in the life history strategy to the environmental variables whereas species in clusters 4-6

Manuscript received 4 March 2020, revised 18 March 2020,
revision accepted 19 March 2020

* Corresponding author: Tel: +82-2 961-0946,
E-mail: parkys@khu.ac.kr

© The Korean Society of Limnology. All rights reserved.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>), which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provide the original work is properly cited.

presented the resilience strategy. These results suggest that functional diversity can complement the biological monitoring assessment based on taxonomic diversity and can be used as biological monitoring assessment tool reflecting changes of ecosystem functioning responding to environmental changes.

Key words: functional diversity, taxonomic diversity, biological trait, benthic macroinvertebrates, ecosystem health assessment

서 론

종다양성과 생태계 기능 간의 관계를 이해하고 예측하는 것은 중요한 연구 주제이다 (Hooper *et al.*, 2005). 종다양성은 주로 생물 군집을 구성하는 종의 수와 개체수 등 군집 구조를 기반으로 평가되었다 (Vandewalle *et al.*, 2010). 그러나 생태계를 온전히 이해하고 평가하기 위해서는 생물 군집의 구조뿐만 아니라 기능적인 측면도 같이 고려되어야 한다 (Menezes *et al.*, 2010). Statzner and Bêche (2010)는 생태계를 기능적 측면에서 접근하면 기존의 구조적 기반의 방법보다 더 효율적이고 전문화된 생태계 관리, 모니터링 등이 가능하다고 하였다. 하지만 생물종은 다양한 특성을 가지고 있어 종다양성과 생태계 기능의 관계를 분석하는 것은 쉽지가 않다 (Schmitz, 2010). 이를 보완하기 위해 생물학적 형질 (biological trait)을 이용한 기능적 다양성 (functional diversity; FD)이 제시되었다 (Lavorel *et al.*, 2013). FD는 군집 내에 종 간의 기능적인 차이를 나타내는 지수로 (Tilman, 2001), 자원이용의 상보성, 생물 간의 협력관계와 같은 생태계 기능의 메커니즘을 설명할 수 있다 (Chapin *et al.*, 2000). Dolédec and Statzner (2008)는 화물선 운송과 중금속 오염에 의한 종의 형질 변화(몸 크기, 세대수, 생식 빈도)를 예측하였고, Pease *et al.* (2015)는 어류 군집의 형질 특성과 유역 간의 관계를 분석하기도 하였다. 더 나아가 외래종의 분포나 기후변화를 예측하는 연구도 이루어졌다 (Canessa *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018). 이러한 생태계의 기능적 분석은 기존의 군집 구조적 분석보다 효율적이고 전문화된 생태계 관리 및 모니터링을 가능하게 한다 (Statzner and Bêche, 2010).

생물학적 형질을 통한 생태계 분석을 위해서는 조사지점의 환경에 따른 군집 특성(예, 종수, 개체수, 종다양도 등)과 FD가 평가되어야 한다. Statzner *et al.* (2001)와 Pont *et al.* (2006)는 군집 구조만을 이용한 분석은 결과를 추론하기 어려우며, 모든 종의 기능적인 가중치가 동일하므로 분명한 결과를 이끌어내기 어렵다고 하였다. 이에 반해 생물학적 형질을 이용한 분석은 해석에 용이하고 각기 다른 지역 간에 일반화가 가능하다 (Dolédec and Statzner, 2008). 그러나 생물적 형질과 환경 간의 관계를 해석하는 것은 여

전히 어렵다. 생물적 형질은 각 생물 개체가 환경과 개별적으로 작용하는 것이 아니므로, 생물적 형질과 환경 간의 관계는 군집 내에서 다양한 형질의 조합이 공분산에 의해 나타난 결과일 수 있다 (Statzner *et al.*, 1997; Bremner *et al.*, 2006). 또한, 형질을 이용하는 경우 ‘숨겨진’ 형질에 의한 해석이 어려울 수 있다 (Poff *et al.*, 2006). 생물의 형질에 대한 연구가 부족한 분류군은 환경과의 관계 분석이 어려우며 반대로 많은 연구가 진행된 분류군은 관련 정보가 많아 자료가 편향되어 형질이 한 양상(modality)에 집중되는 문제가 발생할 수 있다 (Poff *et al.*, 2006).

저서성 대형무척추동물은 담수생태계에서 종 다양성이 높고, 서식지에 따라 적응방식 및 그에 따른 생물학적 형질 또한 다양하다 (Kwak *et al.*, 2018; Lee *et al.*, 2018a). 영양단계에서는 소비자로서 생태계 내에서 중요한 역할을 담당하므로 생태계 기능의 측면에서의 생물다양성 연구에 용이하다 (Huryñ *et al.*, 2008). 그러나 저서성 대형무척추동물의 형질과 환경 간의 비교 분석은 상대적으로 많지 않다 (Díaz and Cabido, 2001). 저서성 대형무척추동물을 이용한 생태계 기능과 생물다양성의 관계에 대한 연구는 주로 유기물 분해의 기능과 관련하여 연구되었다 (Covich *et al.*, 2004). 예를 들어, Voß and Schäfer (2017)는 저서성 대형무척추동물의 섭식 기능군에 따라 유기물 분해정도를 예측하였으며, Feld *et al.* (2014)는 FD를 이용하여 수생태학적 변화(예, 댐 건설)에 따른 생태계의 생물다양성 변화를 분석하였다. 그러나 FD만을 이용하면 생물다양성 측면에서 최적의 결과를 이끌어 낼 수 없다. 왜냐하면 멸종위기종, 고유종 등 종다양성의 중요성을 간과할 수 있기 때문이다. Vandewalle *et al.* (2010)은 FD가 군집 다양도의 결과를 보완하도록 함께 연구되어야 한다고 하였다. 따라서 수생태계의 건강성 평가를 위해서는 저서성 대형무척추동물의 기존의 군집지수 등과 함께 생물학적 형질에 따른 FD와의 비교 분석이 필요하다.

본 연구에서는 국내 하천의 저서성 대형무척추동물의 군집지수와 형질 특성, 환경 간의 관계를 분석하였다. 저서성 대형무척추동물의 생물학적 형질과 환경 간의 관계를 규명하기 위해 군집 분석을 하였고, 군집지수와 기능적 형질 지수를 회귀분석하여 비교하였다. 나아가 분석된 조사

지점의 환경과 FD를 이용하여 생태계 과정의 메커니즘을 파악하였다.

재료 및 방법

1. 군집자료

저서성 대형무척추동물 자료는 환경부에서 수행하는 “수생태계 건강성 조사 및 평가(NAEMP)” (<http://water.nier.go.kr>) 중에서 생물측정망 조사 및 평가지침에 따른 2009년부터 2016년 사이에 조사된 자료를 이용하였다. 자료는 전국 규모의 5대강 수역(한강, 낙동강, 금강, 영산강, 섬진강) 및 제주 수계를 대상으로 총 1,159지점에서 조사된 것으로 한강 대권역 444지점, 낙동강 대권역 305지점, 금강 대권역 199지점, 영산강 대권역 102지점, 섬진강 대권역 102지점, 제주 수계 7지점으로 구성되었다(Kwak *et al.*, 2018). 본 연구에서는 2009년부터 2016년까지 연 2회(봄, 가을) 조사된 자료를 평균하여 사용하였으며 전체 1,159지점 중 종의 출현빈도가 10 이하인 지점은 제외하고 1,124지점을 분석에 이용하였다.

본 조사에 이용된 저서성 대형무척추동물은 국내에서 많은 개체수가 채집되는 분류군인 하루살이목(Ephemeroptera), 강도래목(Plecoptera), 날도래목(Tricoptera), 딱정벌레목(Coleoptera), 잠자리목(Odonata) (이하 EPTCO)만을 대상으로 하였다. 이들 분류군은 수생태계 건강성 평가를 위하여 빈번하게 사용되는 것으로 다양한 형질의 특성을 보이고 상대적으로 많은 연구가 이루어져 형질 자료를 수집하는 데 용이하다(Jun *et al.*, 2016). 하루살이목, 날도래목, 강도래목은 교란에 민감하여 높은 건강성을 나타내 주는 지표종으로 이용되며, 딱정벌레목은 생태계 내에서 구조와 기능이 다양한 반면 잠자리목은 비교적 단순하다는 특징을 가지고 있다(Lenat, 1988). 따라서 EPTCO가 다양한 생물학적 형질(이하 형질)과 환경 특성을 반영해 줄 수 있다.

2. 환경자료

EPTCO 형질의 특성과 환경 변수와의 관계를 분석하기 위해 NAEMP에서 조사된 지리적 인자, 기후인자, 토지 피복, 수리수문학적 인자, 이화학적 인자를 사용하였다. 고도와 하천차수는 지리적 인자로 사용되었고 기후인자로 는 평균 기온과 평균 강수량이 사용되었다. 토지피복 인자로는 시가화건조지역과 농업 지역, 산림 지역 자료를 활용하였다. 수리수문학적 인자는 여울과 흐름, 소, 평균유속, 평균수심을 포함하고 있으며 이화학적 인자로는 생물학

적 산소요구량(BOD)과 총질소(TN), 총인(TP), 염록소-*a*, 탁도, 용존산소량(DO), pH를 사용하였다. 수리수문학적 인자와 이화학적 인자는 환경부의 조사 기준(Ministry of Environment/National Institute of Environmental Research, 2008)에 따라 현장 또는 실험실에서 측정된 자료이다.

지리적 인자와 기후 인자는 GIS 기반 지도 자료(ArcGIS, 버전 10.1; ESRI)로 만들어졌다. 지리적 인자(고도)는 국토교통부 국토지리정보원(<http://www.ngii.go.kr>)의 전국단위 ‘수치표고모형(DEM)’을 이용하였다. 기후 인자는 농림기상센터의 ‘SRES A1B 시나리오 응용 농림기후자료’(<http://www.ncam.kr>)와 기상청의 ‘한반도기후변화 시나리오 RCP 4.5 자료(제어적분 400년)’(<http://www.climate.go.kr>)를 평균하여 사용하였다. 농림기후자료는 SRES 시나리오(미래 사회구조를 중심으로 선정) 중 A1B(고성장 사회) 시나리오를 바탕으로 국내 지형적 특이성에 맞춰 응용 및 수정한 자료이고 RCP 시나리오(기후변화 대응정책과 연계하여 선정)는 최근 온실가스 농도 변화 경향을 반영한 한반도지역 내 기후변화 시나리오 자료이다(IPCC, 2014). 그중 본 연구에서는 RCP4.5(온실가스 저감 정책이 상당히 실현되는 경우)를 사용하여 분석하였다(Lee *et al.*, 2018b).

토지 피복 자료는 환경공간정보서비스(<https://egis.me.go.kr/>)의 자료를 토대로 각 조사지점을 중심으로 상류로 지름 1 km 반원에 해당하는 영역을 추출하였다. 반원 안의 영역은 환경공간정보서비스의 분류기준에 따라 시가화건조지역, 산림 지역, 농업 지역, 초지, 습지, 나지, 수역으로 분류하였으며, 자료는 각 범주의 면적 비율을 사용하였다.

3. 형질자료

본 연구에서는 1과 165속의 EPTCO 형질 자료를 조사하였다. EPTCO 형질의 표현이 현실적으로 잘 반영되는 속 수준에서 조사하였으나(Dolédéc *et al.*, 2000; Gayraud *et al.*, 2003), 속 수준에서 형질에 대한 정보가 부족한 Hydraenidae(Coleoptera)는 과 수준에서 형질 정보를 조사하였다. 생물 형질의 자료는 출판된 논문(Resh *et al.*, 1994; Stanzner *et al.*, 1997; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a; Poff *et al.*, 2006; Vieira *et al.*, 2006)과 전문 서적(Woon *et al.*, 2005; Jung, 2007, 2011; Merritt *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2013; Kwon *et al.*, 2013) 등을 이용하였다. 그리고 분류군별로 날도래목(Giller *et al.*, 1998; Dudgeon, 1999; Wiggins, 2004), 강도래목(Garrido *et al.*, 2011), 잠자리목(Korea Biodiversity Information System; <http://www.nature.go.kr>), 딱정벌레목(Wichard *et al.*, 2002), 하

루살이목(Edmunds *et al.*, 1976; Thorp and Covich, 2009; Bauernfeind and Soldan, 2012)의 자료도 활용하였다.

EPTCO의 형질은 Poff *et al.* (2006)에 따라 4개의 형질 그룹으로 정리하였다(Table 1). 4개 형질 그룹은 생활사 5개 범주(세대수, 성장, 발생의 동시성, 수명, 탈출능력), 이동성 5개 범주(유충과 성충의 이동성, 나는 힘, 기는 정도, 수영 정도), 형태 5개 범주(부착성, 경화도, 형태, 호흡, 몸 크기), 생태 4개 범주(유수성, 열선호도, 서식기능군, 섭식기능군) 등으로 19개 범주 57개 형질로 이루어져 있다. Poff *et al.* (2006)에는 제시되었지만 자료가 부족한 '건조한 환경에서 살 수 있는 능력'은 제외하였다.

생활사 5개 범주 중 세대수(Voltinism)는 1년간의 세대수로 온도, 습도 등에 따라 변화한다(Merritt *et al.*, 2008). 그러므로, 환경에 따라 지역적으로 여러 형질이 나타나기도 하는데 이런 경우 다수의 문헌에서 나타내는 형질을 선택하였다. 성장은 애벌레의 계절적인 성장속도로서, 성장의 양상 중 dev1 (Fast seasonal)은 성충으로의 성장이 몇 일에서 몇 주 만에 이루어지는 것을 의미하며 일시적으로 발생하는 응덩이 환경에서 서식하는 종에도 많이 나타난다. dev2 (Slow seasonal)는 성충으로의 성장이 몇 계절이 지나야 완성이 되는 것을 의미하고, dev3 (Non-seasonal)은 다양한 생활사 단계가 불규칙하게 같이 나타나는 것을 의미한다(Hynes, 1970). 우화의 동시성(Synchronization of emergence)은 하나의 알주머니에서 동시에 우화하는 기간의 길이를 말한다. 성충의 수명(Adult life span)이 일반적으로 1~4주라는 연구를 바탕으로(Huryn *et al.*, 2008) 성충 기간이 일주일 이내이면 매우 짧은 것(life1)으로, 한 달 이상이면 긴 것(life3)으로 구분하였다. 탈출할 수 있는 능력(Adult ability to exit)은 성충이 물 안팎을 출입할 수 있는 능력으로, 주로 공기호흡을 하는 딱정벌레목이나 알을 낳기 위해 다시 물속으로 들어가는 일부 날도래목에서 나타난다.

이동성에서의 5가지 형질 중 유충과 성충의 이동성으로 나뉜다. 유충의 이동성은 애벌레가 흐름에 의해 하류로 이동(Occurrence in drift)하는 빈도로, 하류에서 발견되는 빈도가 일반적(drft2)으로 일어나는지 많은 빈도로 일어나는지(drft3)에 따라 나뉜다. 성충의 이동성은 암컷의 분산(Female dispersal)으로 알을 낳기 전 이동 거리를 나타낸다. 성충의 나는 힘(Adult flying strength)은 작은 바람에도 이겨내지 못하는 경우(flt1)와 나는 힘이 강한 경우(flt2)로 나누어진다. 최대 기는 정도(Maximum crawling rate)은 애벌레가 시간당 몇 cm 이동하는지를 실험한 결과에 따라 나타난 형질이다. 수영능력(Swimming ability)은 애벌레의 수영능력을 말하며 수영능력이 없거나(swim1)

높은 경우(swim3), 약한 경우(swim2)로 나누었다.

형태의 5가지 형질은 모두 애벌레 단계에서의 형질을 나타내며 그중 호흡(Respiration)은 애벌레의 탈피의 전 후 단계에서 변하기도 하는데 이 경우에는 주로 나타나는 형질을 선택하였다. 애벌레 몸 크기(Size at maturity)는 형질에 대한 출처가 전 세계적인 것을 감안하여 우리나라에서 조사된 결과만을 사용하였다.

생태에서 4가지 형질 중에 유수성(Rheophily)은 유충 또는 약충의 서식지 유속을 나타내는 것으로 rheo1 (Depositional only)은 유속이 느리거나 없는 경우를 말하고, rheo2 (Depositional and erosional)는 유속이 느리거나 빠른 곳 두 곳에서 서식할 수 있는 경우를 나타낸다. rheo3 (Erosional)은 유속이 빠르거나 완만한 경우를 말한다. 열선호도(Thermal preference)는 서식지의 온도를 말하는 것으로 정확히 연구된 정보가 없는 경우는 해당 종의 전 세계적인 분포 특징에 대한 정보를 통해 열대기후, 온대기후, 냉대기후로 분류하여 형질을 나타내었다.

형질을 이용한 분석은 대부분 fuzzy coding (Chevenet *et al.*, 2006)으로 변환하여 사용한다. Fuzzy coding은 형질의 경향성에 따라 숫자를 달리하는 것으로 0(해당 형질 없음)-N(가장 높은 비율로 형질을 가짐)까지로 표현한다. 그러나 본 연구에서는 두 가지 이유로 Poff *et al.* (2006)에 따라 하나의 상태만을 나타내는 명목형 형태(0, 1)로 사용하였다. 첫째는, 국내 종의 형질 정보가 부족하기 때문이다. 저서성 대형무척추동물의 경우, 사이즈, 섭식기능군, 서식기능군에 대한 정보가 대부분이고 생활사, 이동성에 대한 정보는 매우 적다. 둘째는, Poff *et al.* (2006)에 따르면 명목형 데이터를 이용하여 종을 분류(classification)하였을 때 뚜렷하게 구분되었기 때문이다. 형질에 대한 정보가 없거나 불명확한 경우(다수의 문헌에서 다르게 나타난 경우)는 결측값(NA)으로 처리하였다.

4. 군집지수와 기능적 형질 지수

군집지수는 종수, 개체수, Biological Monitoring Working Party index (BMWP) (Paisley *et al.*, 2014), Shannon diversity index (H') (Shannon, 1948), EPT의 비율(%EPT)을 사용하였다. BMWP는 저서성 대형무척추동물의 과 단위에서의 오염에 대한 민감도를 이용하여 수질을 측정하는 지수이다. 이 지수는 민감도가 낮은 분류군부터 높은 분류군까지 1~10의 점수를 부여하여 지점별로 점수의 합산을 통해 값이 산정된다. 본 연구에서는 R 프로그램의 'biotic' 패키지(Briers, 2016)를 이용하여 계산하였다. Shannon 다양도 지수는 전체 종의 총 개체수에 대한 한 종

Table 1. Description of the biological traits and trait modalities (modified from Poff *et al.* (2006)).

	Trait	Code	Trait modalities
Life history	Voltinism	vol1	Semivoltine (< 1 generation per year)
		vol2	Univoltine (1 generation per year)
		vol3	Bi- or multivoltine (> 1 generation per year)
	Development	dev1	Fast seasonal
		dev2	Slow seasonal
		dev3	Non-seasonal
	Synchronization of emergence	syn1	Poorly synchronized (wk)
		syn2	Well synchronized (d)
	Adult life span	life1	Very short (< 1 wk)
		life2	Short (< 1 mo)
life3		Long (> 1 mo)	
Adult ability to exit	exit1	Absent (not including emergence)	
	exit2	Present	
Mobility	Female dispersal	disp1	Low (< 1 km flight before laying eggs)
		disp2	High (> 1 km flight before laying eggs)
	Adult flying strength	flt1	Weak (e.g., cannot fly into light breeze)
		flt2	Strong
	Occurrence in drift	drft1	Rare (catastrophic only)
		drft2	Common (typically observed)
		drft3	Abundant (dominant in drift samples)
	Maximum crawling rate	crwl1	Very low (< 10 cm h ⁻¹)
		crwl2	Low (< 100 cm h ⁻¹)
		crwl3	High (> 100 cm h ⁻¹)
Swimming ability	swim1	None	
	swim2	Weak	
	swim3	Strong	
Attachment	atch1	None (free-ranging)	
	atch2	Some (sessile, sedentary)	
	atch3	Both	
Armoring	armr1	None (soft-bodied forms)	
	armr2	Poor (heavily sclerotized)	
	armr3	Good (e.g., some cased caddisflies)	
Shape	shpe1	Streamlined (flat, fusiform)	
	shpe2	Not streamlined (cylindrical, round, or bluff)	
Respiration	resp1	Tegument	
	resp2	Gills	
	resp3	Plastron, spiracle (aerial)	
Size at maturity	size1	Small (< 9 mm)	
	size2	Medium (9~16 mm)	
	size3	Large (> 16 mm)	

Table 1. Continued.

	Trait	Code	Trait modalities
Ecology	Rheophily	rheo1	Depositional only
		rheo2	Depositional and erosional
		rheo3	Erosional
	Thermal preference	ther1	Cold stenothermal or cool eurythermal
		ther2	Cool/warm eurythermal
		ther3	Warm eurythermal
	Habitat	habi1	Burrow
		habi2	Climb
		habi3	Sprawl
		habi4	Cling
		habi5	Swim
		habi6	Skate
	Trophic habitat	trop1	Collector-gatherer
		trop2	Collector-filterer
		trop3	Herbivore (scraper, piercer, and shedder)
trop4		Predator (piercer and engulfer)	
trop5		Shredder (detritivore)	

의 개체수의 비율로 종수가 증가하거나 분포가 균일하면 값이 증가한다. 그러므로 지점 내에 한 종만이 존재했을 경우 지수값이 0이고, 개체가 균등하게 분포할 경우는 값이 증가하게 된다. Shannon 다양도 지수는 R 프로그램의 ‘vegan’ 패키지(Oksanen *et al.*, 2011)를 이용하여 계산하였다. %EPT는 지점 내 EPT 개체수의 합을 전체 총 개체수로 나누어 100을 곱한 값이다.

기능 다양성지수는 functional richness (FRic)와 functional evenness (FEve) (Villegger *et al.*, 2008), functional dispersion (FDis) (Laliberté and Legendre, 2010), Rao’s quadratic entropy (RaoQ) (Botta-Dukát, 2005)를 사용하였다. 지수 간의 비교에는 사용되지 않았지만 환경 구배에 따른 변화를 확인하기 위해 군집 가중치 평균 형질 지수(CWM) (Garnier *et al.*, 2004)를 사용하였다. CWM을 제외한 모든 지수는 기능적인 공간 내에서 각 종에 상대적인 개체수의 비율이 가중치로 부과되어 계산되었다.

FRic는 일반적으로 지점 내 존재하는 종의 기능적인 공간 내에서 차지하는 비율을 나타낸다. 수리적으로는 convex hull 개념 (Cornwell *et al.*, 2006)을 기반으로 하여 점(지점 내 존재하는 모든 종)들의 최소한의 convex 세트를 계산하게 된다. 그러므로 비슷한 형질을 가진 종이 주로 존재하는 지점은 작은 FRic 값을 보이고 다른 형질을 가진 종이 주로 존재하는 지점은 높은 값을 보인다(Legras

et al., 2018). 그러나 명목형 자료의 경우 FRic 값은 지점 내에 존재하는 종의 형질 개수를 합한 값을 사용한다.

FEve는 기능적인 공간 내에서 개체수 분포의 균등도를 나타내는 값으로 개체수를 가중치로 한 종 간의 거리가 최소가 되고 사이클이 발생하지 않는 거리를 구하는 minimum spanning tree (MST)를 통해 계산된다. MTS를 구하기 위해 우선 종 간의 연결이 최소가 되는 partial weighted evenness (PEW)를 구한다. 가장 높은 균등도를 갖는 경우 모든 PEW는 $1/(S-1)$ 이 된다. FEve를 구하는 식은 아래와 같다.

$$FEve = \frac{\sum_{i=1}^{S-1} \min\left(PEW_i, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

S는 전체 종 개수이고, PEW_i 는 i 종의 부분적으로 가중치된 균등도 값이다. FEve 값은 0과 1 사이의 값으로 표현되며 공간 내에서 종의 분포 일부가 비어 있고, 다른 일부는 조밀하게 분포되어 있는 경우 FEve 값은 감소하게 된다.

FDis는 지점 내 존재하는 종들의 중앙값(centroid; c)과 종 간의 거리를 계산한 값으로 중앙값으로부터 얼마나 발산(divergence)되었는지를 나타내는지 FDiv (functional divergence) 값과 유사하다(Swenson, 2014). 본 연구에서는 명목형 자료에서는 계산되지 못하는 FDiv 대신 FDis를 사용하였다. FDis는 종수에 영향을 받지 않고 거리 측정 방

법에 의해 계산할 수 있다(Anderson *et al.*, 2006). 종들의 풍부도에 따른 중앙값(c)의 계산 방법은 다음과 같다.

$$c = \frac{\sum a_j X_j}{\sum a_j}$$

a_j 는 j 종의 종 풍부도이고, X_j 는 j 종의 공간 내 위치를 나타낸다. 중앙값을 구한 후 종과 중앙값 간의 거리를 계산하게 되는데 식은 다음과 같다. 이때, z_j 는 c 와 종 j 간의 거리를 나타낸다.

$$FDis = \frac{a_j z_i}{\sum a_j}$$

RaoQ는 두 종 간의 비유사도를 계산하는 방법으로 랜덤으로 선택된 두 개체 간의 평균거리를 계산한다. RaoQ의 계산 방법은 아래와 같다.

$$RaoQ = \sum_{i=1}^{s-1} \sum_{j=i+1}^s d_{ij} P_i P_j$$

d_{ij} 는 i 번째 종과 j 번째 종 간의 비유사도이고, P_i 와 P_j 는 랜덤하게 선택된 i, j 번째 개체를 나타낸다. Q는 FDis와 높은 양의 상관관계를 보이는 것으로 알려져 있다(Swenson, 2014).

CWM은 종의 상대적인 개체수를 가중치하여 지점 내에 존재하는 종의 형질에 따라서 표현된다. CWM은 특정 형질이 우세한 군집 내에서 형질의 패턴을 분석할 수 있으며 생태계 기능을 잘 나타내는 것으로 알려져 있다(Ricotta and Moretti, 2011).

5. 통계 분석

군집지수와 FD 간의 비교를 위해 변수 간의 상관분석을 실시하였다. 조사지점(1,124지점)을 분류하고 분류된 지점 간의 지수를 확인하기 위해 다변량척도법(NMDS)(Legendre and Legendre, 2012)과 군집분석(cluster analysis; CA(Dray and Legendre, 2008)을 사용하였다. CA는 24개의 환경인자(앞서 설명한 ‘환경자료’에서 초지, 습지, 나지, 수역 자료 추가)를 이용하여 조사지점 간 Euclidean distance를 구하고, Ward 연결법(Ward, 1963)을 이용하여 조사지점의 환경인자 유사성에 따라서 그룹화하였다. CA에 사용된 자료는 NMDS에 동일하게 적용되어 그룹화된 지점은 NMDS 상에 나타내었고 지수와 형질과의 적합도를 화살표로 표현하였다. NMDS 분석 방법은 2, 3차원으로 차원을 축소하여 시각화와 해석에 용이하며 여러 자료 타입을 처리할 수 있다(Kruskal, 1964).

모든 분석은 R(R Core Team, 2017)에서 수행하였다. 상관관계분석은 R에 기본 패키지로 제공되는 ‘stat’를 이용하였고, CA와 NMDS는 vegan 패키지(Oksanen *et al.*, 2011)를 사용하였다. 그룹 간의 환경인자의 유의성 검정을 위해 사용된 Kruskal-Wallis 검정(K-W)은 PMCMR 패키지(Pohlert, 2014)를 이용하였고, K-W에서 통계적 유의성이 있는 경우 pgirmess 패키지(Giraudoux, 2013)를 사용하여 Dunn 다중비교검정(Dunn, 1964; Siegel and Castellan, 1988)을 실시하였다.

결 과

1. FD와 군집지수의 상관분석

군집지수 사이에서는 종수와 Shannon 다양도가 높은 상관관계를 보였으며($r=0.82, p<0.001$), 종수와 BMWP 지수 간에도 상관성이 높았다($r=0.81, p<0.001$)(Fig. 1). FD 지수 간에는 FDis와 RaoQ가 가장 상관관계가 높았다($r=0.97, p<0.001$). 군집지수와 FD 지수 간에는 FRic가 %EPT를 제외하고 종수($r=0.93, p<0.001$), Shannon 다양도($r=0.74, p<0.001$), 종 풍부도($r=0.69, p<0.001$)와 높은 상관관계를 보였으며, Shannon 다양도는 FDis($r=0.73, p<0.001$)와 RaoQ($r=0.63, p<0.001$)와 높은 상관관계를 보였다.

2. 환경 구배에 따른 유형화

환경 구배에 따라 조사지점은 6개 그룹으로 나누어졌다(Fig. 2). 그룹 3이 가장 많은 지점이(266개) 포함되었으며, 그룹 6은 가장 적은 지점의 개수(86개)가 그룹화되었다. 각 그룹은 고도가 높은 그룹에서 낮은 그룹 순으로 정렬하였으며, 그룹 1과 그룹 2, 3 그리고 그룹 4, 5, 6 간에 통계적으로 유의한 고도의 차이를 보였다(K-W, $p<0.05$)(Fig. 3). 이와 유사하게 하천 차수는 그룹 3, 4가 대부분 4차하천에 해당하는 지점이 많이 분포하였으며, 그룹 6은 고도가 낮고 하천차수가 높았으며 주로 7차하천이 포함되었다(Fig. 3). 기후인자 중 평균기온은 고도와 밀접한 관계를 가지는 것으로 그룹 1에서 평균기온이 가장 낮았고(평균 8.6°C), 그룹 6이 가장 높았다(평균 11.6°C). 평균 강수량은 고도와 관계없이 그룹 3이 가장 높았으며, 그룹 2가 가장 낮게 나타났다. 그룹 1의 토지피복도는 도시화지역과 농업 지역의 비율이 가장 낮고 산림 지역의 비율이 가장 높았다. 반면 그룹 2, 3, 4는 도시화지역의 비율은 낮고 농업 지역과 산림 지역의 비율이 유사하게 높았다. 수리수문

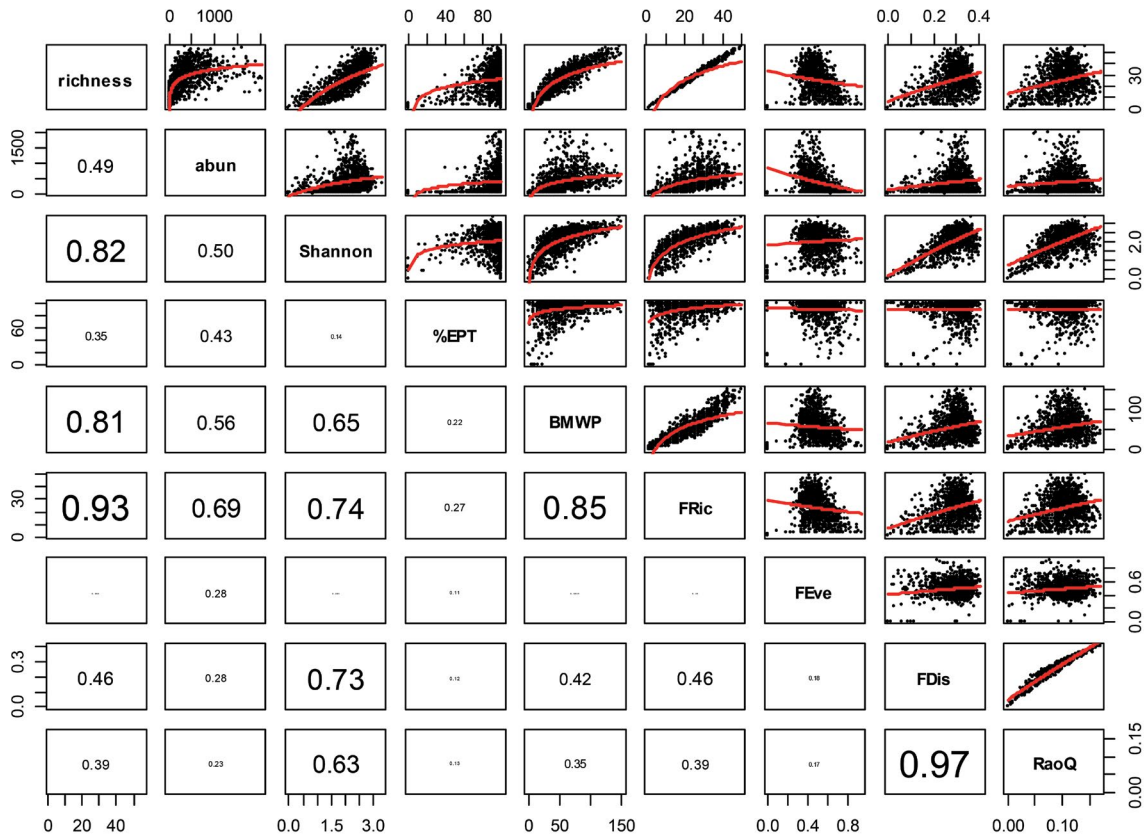


Fig. 1. Scatter plot with correlation coefficients between species diversity and functional diversity. richness: species richness, abun: abundance, Shannon: Shannon diversity index, %EPT: individual ratio of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera to total individual number, BMWP: Biological Monitoring Working Party index, FRic: Functional richness, FEve: Functional evenness, FDis: Functional dispersion, RaoQ: Rao's quadratic entropy.

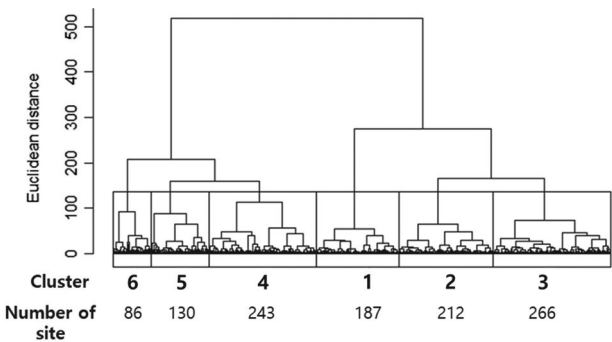


Fig. 2. Cluster analysis of the sampling sites based on the similarities of 24 environmental variables using Ward's linkage methods with Euclidean distance measure.

학적 인자 중 여울역의 비율은 그룹 1에서 가장 높고 그룹 6에서 가장 낮았으며 흐름역의 비율은 그룹 4와 5가 가장 높고 그룹 2가 가장 낮았다. 소의 비율은 그룹 2가 가장 높았으며, 그룹 4와 5가 가장 낮았다. 수목과 수심은 유사하

게 고도의 차이를 반영하였다. 이화학적 인자 또한 고도의 특성을 반영하였다. BOD, T.N, T.P, Chl-a, 탁도는 그룹 1에서 그룹 6 순서로 높은 값을 보였으며, TN, TP는 그룹 5에서 가장 높았다. DO는 그룹 1에서 가장 높고, pH는 그룹 6이 가장 높은 값으로 나타났다(Fig. 3).

3. 환경 특성과 다양성 지수

환경 특성에 따라 군집지수 및 FD 지수의 관계를 분석하기 위하여 NMDS 분석(Stress value: 0.18)을 실시하였다(Fig. 4). NMDS 상에 분포하는 지점은 Axis 1에 따라 CA에서 정의된 그룹 1, 2, 3, 4, 5의 순서로 분포하였으며, Axis 2에 따라서는 그룹 6과 5의 거리가 상대적으로 떨어져 분포하였다. 그룹별 환경 특성은 CA 결과(Figs. 2, 3)와 유사하게 고도에 따라 분명한 그룹별 차이를 보였다. 그룹 1이 고도와 산림 지역의 비율과 유의한 상관성($p < 0.001$)을 보였으며, 그룹 4와 5는 도시화지역과 농업 지역의 비율이 높고 BOD, TN, TP가 높은 값을 보였다(Fig. 4).

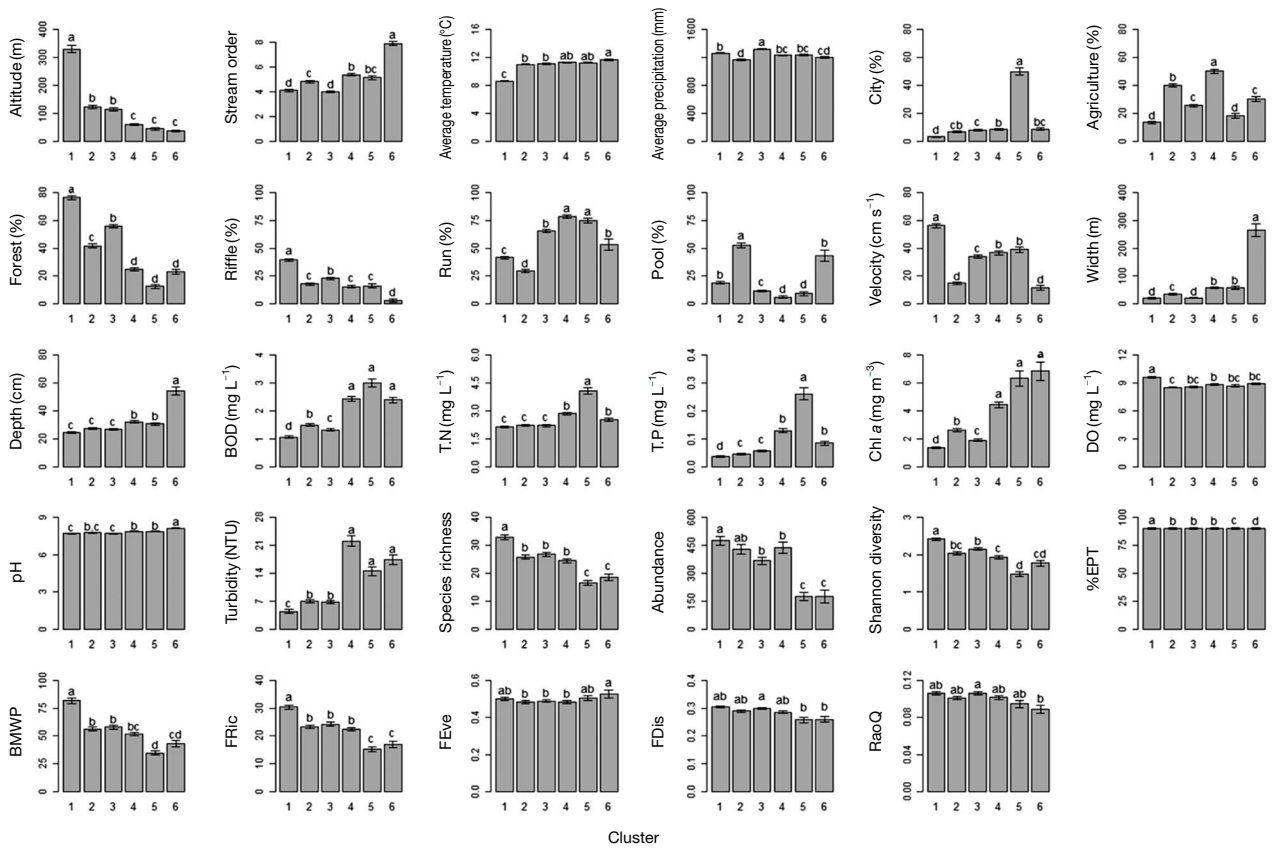


Fig. 3. Differences of environmental variables and biological indices at six different clusters defined in the cluster analysis. Error bar indicates standard error. The letters (a~d) on the error bars present statistically significant differences ($p < 0.05$) between the clusters based on the Dunn's multiple comparison tests after Kruskal-Wallis test.

NMDS 상에서 군집지수와 FD를 분석한 결과, BMWP, 종수, FRic는 같은 방향으로 위치하여 높았으며, 상관계수 r 값이 각각 0.14, 0.14, 0.15로 다소 낮으나 유의한 양의 상관관계를 보였다 ($p < 0.001$). 반면 FEve는 나머지 지수와는 반대 방향으로 분포하였으며 통계적으로 유의하지 않았다 ($r = 0.0006, p = 0.76$) (Fig. 4).

4. 환경특성과 기능적 형질의 관계

CWM을 NMDS상에 생활사, 이동성, 형태, 생태의 대분류에 따라 분석한 결과(Fig. 4c-f), 생활사 중 세대수는 1세대 미만인 경우(vol1)는 그룹 2, 1세대(vol2)는 그룹 1, 2세대 이상(vol3)은 그룹 5와 높은 연관성을 보였다. 발달속도 중 빠른 계절성(dev1)은 그룹 5, 느린 계절성(dev2)은 그룹 2, 비계절성(dev3)은 그룹 1과 유의성이 높았다. 동시에 우화하는 기간이 긴 경우(syn1)는 그룹 5, 기간이 짧은 경우(syn2)는 그룹 1로 연계되어 우화시기에 따른 특성의 차이를 보였다. 성충의 기간이 1주 미만인 경우(life1)는 그

룹 5, 1달 미만인 경우(life2)는 그룹 1, 1달 이상인 경우(life3)는 그룹 4와 높은 연관성을 보였다. 물 밖을 출입할 수 있는 능력이 없는 경우(exit1)는 그룹 1의 방향으로 유의한 관계($r = 0.03$)를 보였으며 반면 물 밖 출입능력이 있는 경우(exit2)는 유의한 관계를 보이지 않았다.

이동성에 해당하는 형질은 애벌레시기에 하류로 이동하는 정도가 보통으로 일어나는 경우(drift2)와 기어가는 정도가 적고(crwl2) 수영능력이 없거나 약한 경우(swim1, 2)는 그룹 1, 2와 밀접한 관련이 있었다. 반면 하류로 이동하는 정도가 매우 빈번하고(drift3) 기어가는 정도는 매우 적으며(crwl1) 수영능력이 뛰어난 경우(swim3)는 그룹 5와 밀접한 관련이 있었다. 기어가는 정도가 매우 빈번한 경우(crwl3)는 그룹 4에 가까웠으며, 하류로 이동하는 정도가 적은 경우(drift1)는 그룹 6에 가까웠다($r = 0.07$). 반면 암컷 성충의 이동성, 성충의 나는 힘은 유의한 관계를 보이지 않았다.

형태에 해당하는 형질 중 애벌레의 경화도가 매우 높은 경우(armr3)는 그룹 1, 반대로 경화도가 매우 낮아 외부

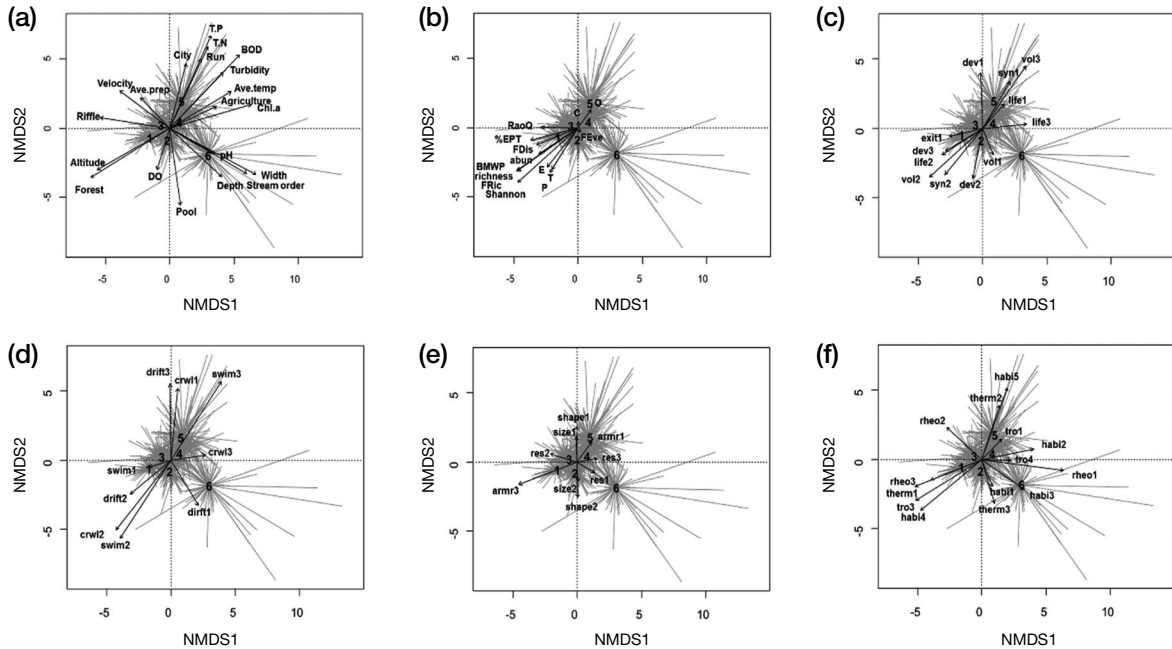


Fig. 4. Ordination of non-metric multidimensional scaling (NMDS) for the sampling sites (Stress value: 0.18). The same data used in the cluster analysis were used. Environmental variables (a) and biological indices (b) were presented on the NMDS. CWM matrix of life history (c), mobility (d), morphology (e) and ecology (f) categories in each cluster were visualized on the NMDS. ave.tem: average temperature; ave.prep: average precipitation; EPTCO: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata. Acronyms of biological traits (c~f) are given in Table 1.

가 부드러운 경우 (armr1)는 그룹 4, 5와 연관성이 높았다. 몸 크기가 중간인 경우 (size2)와 형태가 유선형이 아닌 경우 (shape2)는 그룹 2와 관련성을 보였으며, 반대로 유선형인 경우 (shape1)는 그룹 5에 가까웠다. 아가미로 호흡하는 경우 (res2)는 그룹 3, 외피호흡 (res1)은 그룹 6, 공기호흡 (res3)은 그룹 4와 관련성이 높았다.

생태에 해당하는 형질 중 유수역 (rheo3), 온도가 낮은 곳에 서식 (therm1), 초식성 (tro3), 유수역에 붙는 무리 (habi4)의 형질은 그룹 1과 연관성이 높았다. 반면 주위먹는 무리 (tro1), 헤엄치는 무리 (habi5), 낮거나 높은 온도 모두에서 서식할 수 있는 형질 (therm2)은 그룹 5에서 주로 관찰되었다. 기어오르는 무리 (habi2), 기는 무리 (habi3), 포식성 (tro4), 정수역에 서식하는 특성 (rheo1)은 그룹 4, 5와 가까웠다. 높은 온도를 선호하는 특성 (therm3)은 그룹 2, 정수역과 유수역 모두에 서식하는 특성 (rheo2)은 그룹 3에서 많이 관찰되었다.

고찰

1. 군집지수와 FD의 관계와 평가

군집지수와 FD 간에 상관분석 결과 FRic는 종수와 특

매우 높은 양의 상관관계를 보였다. FRic는 일반적으로 기능적인 공간 내에서 종이 차지하는 비율을 계산하지만 본 연구에서는 자료의 형태에 맞게 (명목형 자료) 조사지점 내에 존재하는 형질의 수로 계산되었다. 그러므로 FRic는 다른 FD보다 종수와의 관계에서 더 높은 상관관계를 보였다. Petchey and Gaston (2002)에 따르면 종수는 종의 형질이 동일하게 상호 보완적일 때 (예를 들어 먹이 이용의 경우, 다양한 먹이의 크기, 종류를 이용한다) FD와 높은 관계를 보이며 기능적인 공간에서의 FD를 계산한 값과 종수를 비교하였을 때 양의 관계를 보였다. 본 연구에서는 FDis, RaoQ가 종수가 증가함에 따라 증가하였으나 Shannon 다양도 지수와의 관계에서 더 높은 상관관계를 보였다.

군집지수와 FD는 환경인자에 따라 그룹화된 조사지점을 잘 나타내 주었으며 모두 그룹 1, 2, 3에서 가장 높은 값을 보였다 (Fig. 3). 고도에 의해 뚜렷하게 분류된 그룹들은 Shannon 다양도 지수와 가장 높은 상관성을 보였고, 다음으로 FRic, 종수, BMWP 순이었다. 이러한 결과는 기존에 환경 변화에 따라 군집지수와 FD를 비교한 연구 결과와는 차이가 있다. Vandewalle *et al.* (2010)은 저서성 대형무척추동물을 이용하여 토지피복도와 하천형태의 차이에 따른 Simpson 다양도 지수와 FD를 PCA를 통해 분석하였다.

그 결과 환경 구배에 따른 지수들의 상관관계는 유의하지 않았으나 조사지점 내 각 형질의 비율은 환경 구배에 따른 유의한 상관관계를 보였다. Charvet *et al.* (1998)은 환경인자, 종 구성, 형질에 따라 하천의 상류와 하류를 구분하였으며, 그 결과 환경인자, 종 구성, 형질 순으로 판별력을 보였다.

한편, 군집 구조를 이용한 하천의 건강성 평가는 대상지역 특성 변동이나 야외조사 노력의 정도에 따라 변동 등에 영향을 받을 수 있으며, 이에 따른 불확실성이 생물학적 형질을 이용한 분석보다 높은 것으로 알려져 있다(Charvet *et al.*, 1998; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b; Schmitz *et al.*, 2015). 그러나 본 연구에서는 군집지수와 FD가 환경 구배와 매우 높은 연관성을 보여주었다. 이는 다음과 같은 요인이 작용하였을 것이다. 첫째는 분석에 사용하는 형질의 수가 많을수록 FD는 종수와 더 뚜렷한 상관관계를 보이기 때문이다(Petchey and Gaston, 2002). 형질을 이용한 수리분류학에서는 최소 60개가 사용되어야 한다(Sneath and Sokal, 1973)는 연구가 있지만 아직 형질의 수와 관련된 이론적, 경험적인 연구는 부족하다. 본 연구에서는 분석에서 19범주에 속하는 57개 형질로 많은 수를 이용하였다. 모든 지수가 높은 값을 보인 그룹 1, 2, 3은 하루살이, 강도래, 날도래가 주로 높게 분포하여 딱정벌레와 잠자리가 분포하는 다른 그룹보다 높은 종수를 보였다. 그러므로 군집지수와 FD와는 더 뚜렷한 상관성을 보일 것으로 예측할 수 있다. 둘째는 조사지점 수가 많기 때문이다. 우리나라 대부분의 수계에 분포하는 조사지점은 환경 특성에 따라 6개의 그룹으로 구분되었으며 이에 따라 군집지수도 뚜렷한 차이를 보였다. 셋째는 두 지수는 수리적으로 보았을 때 완전히 독립적인 방법으로 볼 수 없다는 것이다(Vandewalle *et al.*, 2010). 더욱이 FDis와 RaoQ는 개체수로 가중치를 주어 계산되었다. 이와 같이 군집지수와 FD 간에는 분석된 자료의 특성과 군집에 따라 그 결과가 다르게 나타날 수 있다.

2. 생물다양성과 생태계 과정 간의 관계

생물다양성과 생태계 과정과의 관계는 형질의 분포 패턴에 따라 제시될 수 있다. Townsend and Hildrew (1994)는 시간적(서식지의 물리적인 교란), 공간적인 서식지의 이질성에 따라 형질의 특징을 구분하였다. 서식지 특성을 시간적인 다양성이 높고 공간적으로 안정적인 서식지와 시간적으로 다양성이 낮고 공간적으로 다양성이 높은 서식지 두 가지로 나누어 세대수, 성충 기간, 부착성, 몸 크기, 외부형태, 이동성 등의 형질로 구분하였다. 이러한 구분을 우

리 연구의 결과에 적용하면 다음과 같다. 고도가 높은 지점이 포함된 그룹 1~3은 생활사가 세대수가 1 이하이며, 성충 기간이 한 달 이내이고, 애벌레의 성장속도가 느리다. 이동성은 낮으며(낮은 기는 정도, 수영능력, 하류이동정도, 나는 능력, 암컷 성충의 이동거리), 중간에 부착성(부착하여 생활하기도 하고 자유롭게 생활), 형태적으로는 원통형이나 동그란 형태로 다양한 특성을 갖는다. 이는 시간적 다양성이 낮고, 공간적인 다양성이 높은 서식지에서 나타나는 형질 특성으로 저항성의 전략을 가진 개체에서 선호된다. 이와 반대로 도시화지역의 비율이 높게 나타난 그룹 4~6은 생활사 중 세대수가 2세대 이상이며, 성장속도가 빠르고, 성충 기간이 짧게 나타났다. 또한 이동성은 높으며(높은 기는 정도, 수영능력, 하류이동정도), 부착성이 뛰어나고, 형태적으로 외부 경화도가 낮으며 유선형의 형태를 가진다. 이는 시간적 다양성이 높고, 공간적인 다양성이 낮은 서식지에서 나타나는 특성으로 외부 자극을 높은 이동성이나 빠른 생식으로 피하는 회복력의 전략을 가지는 개체에서 선호된다. 이러한 형질 특성은 생물다양성과 생태계 과정의 기작을 설명해 준다. 산림 지역의 비율이 높게 나타난 그룹 1~3(높은 FD)에는 생식의 기간이 길고, 낮은 이동성의 형질을 가지며 이는 개체가 서식지에서 오래 머물 수 있도록 한다. 반대로 도시화지역의 비율이 높은 그룹 4~6(낮은 FD)에는 빠른 생식, 높은 이동성을 가진 군집이 외부 자극에 의해 개체가 서식하기에 적합하지 않으면 피할 수 있는 전략을 사용한다(Balvanera *et al.*, 2006; Mondy *et al.*, 2016). 이러한 특성은 생물종의 환경 적응 진화에 대한 특성을 반영해 주는 것으로 보다 환경과 형질의 상호 관계에 대한 보다 정량적인 연구가 필요하다.

3. 건강성 평가를 위한 FD의 잠재적 능력

지금까지 생태계 건강성 평가에 주로 군집구조 및 종다양성을 이용한 방법이 사용되었다(Sponseller *et al.*, 2001; Culp *et al.*, 2011). 그러나 최근 생태계 기능에 대한 관심이 증가하면서 생물학적 형질을 건강성 평가에 적용하는 연구가 많이 수행되었다(Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a, 2000b; Statzner *et al.*, 2004). 생물학적 형질을 이용한 방법은 종 구성이 다른 넓은 지역 간의 비교 평가를 가능하게 하며(Gayraud *et al.*, 2003; Bonada *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2018), 다양한 공간 규모에 따른 형질 특성을 잘 나타내 준다(Feld and Hering, 2007). 또한 교란의 특성에 따라 뚜렷한 형질의 차이를 보이며, 특정 형질의 차이에 따라 생태계에 주는 영향을 평가 예측할 수 있다(Doledec *et al.*, 2006; Statzner and Bêche, 2010). 본 연구에서 FD와 군집

지수를 이용하여 둘 간의 비교와 환경 구배에 따른 차이를 평가하였으며, FD는 생태계 기능을 잘 설명해 주었다. 그런 의미에서 FD를 이용한 생태계 건강성 평가는 군집구조에 근거한 방법을 대체하기보다는 같이 사용하여 서로 보완해 줄 수 있다. 이는 군집지수는 낮지만 FD는 높은 값을 보인 지점을 확인함으로써 그 근거를 뒷받침하여 주었다. 예를 들어 낙동강의 한 지점에서 FDis가 상대적으로 높은 값(0.3, 최대: 0.4)을 보였으나 두 종(딱정벌레목 1, 잠자리목 1)밖에 분포하지 않았다. 해당 지점은 그룹 5에 포함된 지점으로 이화학적 환경인자가 그룹 5에 해당하는 그룹보다 현저히 높은 값을 보였다. 이는 이화학적 인자의 변화에 따라 독특한 형질을 가진 종이 서식하는 것으로 추론할 수 있다.

본 연구에서는 수서 곤충의 생물학적 형질과 기능적 다양성을 이용하여 수생태계 건강성 평가를 위한 지표 개발 가능성을 분석하였다. 이를 위해 기능적 다양성과 군집 지수를 비교하여 환경 구배에 따른 특성을 분석하였다. 기능적 다양성은 군집지수 중 Shannon 다양도, 종수와 유의한 상관성을 보였으며 두 지수 모두 다양한 환경인자에 따라 뚜렷한 차이를 보였다. 더욱이 기능적 다양성은 생태계 기능과의 관계를 잘 설명해 주었다. 따라서 수생태계 건강성 평가에서 종다양성에 근거한 군집지수 및 생물학적 지수의 보완적 방법으로 생물학적 형질에 근거한 기능적 다양성이 사용될 수 있을 것이다. 이를 통해 수생태계의 구조와 기능을 모두 고려한 보다 효과적이고 온전한 수생태계 건강성 평가가 될 수 있을 것이다.

적 요

군집지수와 FD와의 상관분석 결과 FD는 군집지수 중 Shannon 다양도와 가장 높은 상관성을 보였다. 조사지점은 환경 특성에 따라 6개의 그룹으로 나누어졌으며, 고도에 따라서 뚜렷한 차이를 보였다. 이에 따라 고도가 높은 그룹 1은 산림의 비율이 많고 좋은 수질을 보였으나 고도가 낮은 그룹 6은 수질이 양호하지 않았다. 환경 구배에 따른 조사지역 그룹과 군집지수와 FD의 연관성 분석을 위해 NMDS를 시행하였으며 그룹 1~3에서 FEve를 제외한 모든 지수가 높았다. 그룹 간의 종구성은 그룹 1~3에는 하루살이목, 날도래목, 강도래목이 높았으며, 그룹 4, 5에는 잠자리목, 딱정벌레목이 주요하게 나타났다. 생물학적 형질은 그룹 1~3에서 생식기간이 길고, 이동성이 낮은 형질 특성을 보였으며 생물의 저항력 전략을 잘 보여주었다. 반대로 그룹 4~6은 생식기간이 짧고, 이동성이 높은 회복력

의 전략을 뚜렷하게 반영해 주었다. 수질의 오염도가 낮은 상류는 교란의 빈도가 적고 공간적으로 높은 이질성을 가졌으며 생물이 주로 저항성 전략을 보였으며 생물이 서식지에 오래 머무를 수 있어 기능적, 구조적 생물다양성이 높게 나타났다. 반대로 수질의 오염도가 높은 하류는 교란의 빈도가 높고 공간적으로 균질성이 높으며 생물은 주로 회복력의 전략을 보여 교란에 의해 이동하거나 회피할 수 있는 휴면기, 고치, 세포, 알 등의 독특한 형태를 갖는 반면 생물다양성은 낮게 나타났다. 본 연구를 통해 저서성 대형 무척추동물의 기능적 다양성은 수서 생태계 환경과의 관계를 잘 설명해 주었다. 따라서 생물의 형질을 이용한 기능적 다양성은 잠재적으로 수생태계 건강성 평가에 효과적으로 이용될 수 있을 것이다.

저자정보 문미영(경희대학교 대학원생), 지창우(전남대학교 박사후 연구원), 이대성(경희대학교 대학원생), 이다영(경희대학교 대학원생), 황순진(건국대학교 교수), 노성유(국립환경과학원 연구사), 박인실(전남대학교 교수), 박영석(경희대학교 교수)

저자기여도 연구설계: 박영석, 박인실, 자료수집: 문미영, 이대성, 이다영, 노성유, 자료분석: 문미영, 지창우, 이대성, 이다영, 원고작성: 문미영, 지창우, 박영석, 원고 수정 및 검토: 문미영, 지창우, 이대성, 이다영, 황순진, 노성유, 박인실, 박영석

이해관계 본 연구는 이해관계의 충돌 여지가 없습니다.

연구비 본 연구는 국립환경과학원 연구과제(NIER-2019-04-02-050)와 한국연구재단 연구과제(NRF-2018R1A6A1A03024314, NRF-2019R1H1A2080107 & NRF-2019R1A2C1087099)의 지원을 받아 수행되었습니다.

사사 환경부 및 국립환경과학원 지원 “수생태계 건강성 조사 및 평가”에서 야외 조사를 수행하신 연구자분들께 감사드립니다.

REFERENCES

- Anderson, M.J., K.E. Ellingsen and B.H. McArdle. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* **9**: 683-693.
- Authro. 2006. A Database of Lotic Invertebrate Traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187, <http://pubs.water.usgs.gov/ds187>.
- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.S. He, T. Na-

- kashizuka, D. Raffaelli and B. Schmid. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* **9**: 1146-1156.
- Bauernfeind, E. and T. Soldan. 2012. The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Brill, Leiden.
- Bonada, N., N. Prat, V.H. Resh and B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* **51**: 495-523.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Raó quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* **16**: 533-540.
- Bremner, J., S.I. Rogers and C.L.J. Frid. 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* **6**: 609-622.
- Briers, R. 2016. Biotic: Calculation of Freshwater Biotic Indices. R package version 0.1.2. <https://github.com/robbriers/biotic>.
- Brown, L.E., K. Khamis, M. Wilkes, P. Blaen, J.E. Brittain, J.L. Carrivick, S. Fell, N. Friberg, L. Füreder, G.M. Gislason, S. Hainie, D.M. Hannah, W.H.M. James, V. Lencioni, J.S. Olafsson, C.T. Robinson, S.J. Saltveit, C. Thompson and A.M. Milner. 2018. Functional diversity and community assembly of river invertebrates show globally consistent responses to decreasing glacier cover. *Nature Ecology & Evolution* **2**: 325-333.
- Canessa, R., A. Saldaña, R.S. Ríos and E. Gianoli. 2018. Functional trait variation predicts distribution of alien plant species across the light gradient in a temperate rainforest. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **32**: 49-55.
- Chapin, F.S., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. BHobbie, M.C. Mack and S. Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**: 234-242.
- Charvet, S., A. Kosmala and B. Statzner. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie* **142**: 415-432.
- Chevenet, F., S. Dolédec and D. Chessel. 2006. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**: 295-309.
- Cornwell, W.K., D.W. Schwillk and D.D. Ackerly. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* **87**: 1465-1471.
- Covich, A., M. Austen, F. Baerlocher, E. Chauvet, B. Cardinale, C. Biles, P. Inchausti, O. Dangles, M. Solan, M. Gessner, B. Statzner and B. Moss. 2004. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *Bioscience* **54**: 767-775.
- Culp, J.M., D.G. Armanini, M.J. Dunbar, J.M. Orlofske, N.L. Poff, A.I. Pollard, A.G. Yates and G.C. Hose. 2011. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management* **7**: 187-197.
- Díaz, S. and M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* **16**: 646-655.
- Dolédec, S., J.M. Olivier and B. Statzner. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie* **148**: 25-43.
- Doledec, S., N. Phillips, M. Scarsbrook, R.H. Riley and C.R. Townsend. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* **25**: 44-60.
- Dolédec, S. and B. Statzner. 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* **53**: 617-634.
- Dray, S. and P. Legendre. 2008. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* **89**: 3400-3412.
- Dudgeon, D. 1999. Tropical Asian Streams: Zoobenthos, Ecology and Conservation (Vol. 1). Hong Kong University Press.
- Dunn, O.J. 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics* **6**: 241-252.
- Edmunds, G.F., S.L. Jensen and L. Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press.
- Feld, C.K. and D. Hering. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* **52**: 1380-1399.
- Feld, C.K., F. de Bello and S. Dolédec. 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* **59**: 233-248.
- Garnier, E., J. Cortez, G. Billès, M.-L. Navas, C. Roumet, M. Debussche, G. Laurent, A. Blanchard, D. Aubry, A. Bellmann, C. Neill and J.-P. Toussaint. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* **85**: 2630-2637.
- Garrido, J., J.C. Benetti and A.P. Bilbao. 2011. Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain. Springer Dordrecht.
- Gayraud, S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybachp, F. Scholl, P. Ussegio-Polatera and M. Bacchi. 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* **48**: 2045-2064.
- Giller, P.S., P. Giller and B. Malmqvist. 1998. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press, Oxford.
- Giraudoux, P. 2013. Pgirmess: data analysis in ecology. R package version 1.5.

- Hooper, D.U., F.S. Chapin, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A.J. Symstad, J. Vandermeer and D.A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consequens of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**: 3-35.
- Huryn, A.D., J.B. Wallace and N.H. Anderson. 2008. Habitat life history, secondary production, and behavioral adaptations of aquatic insects. 3rd edition, In: Merritt, R.W., K.W. Cummins and M.B. Berg (eds.), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, pp. 55-103.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Jun, Y.-C., N.-Y. Kim, S.-H. Kim, Y.-S. Park, D.-S. Kong and S.-J. Hwang. 2016. Spatial distribution of benthic macroinvertebrate assemblages in relation to environmental variables in Korean nationwide streams. *Water* **8**: 27.
- Jung, K. 2007. *Odonata of Korea*. 1064 Studio.
- Jung, K. 2011. *Odonata larvae of Korea*. Nature and Ecology, Seoul.
- Kim, M.C., S.P. Chon and J.K. Lee. 2013. *Invertebrates in Korean Freshwater Ecosystems*. Geobook, Seoul.
- Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* **29**: 115-129.
- Kwak, I.-S., D.-S. Lee, C. Hong and Y.-S. Park. 2018. Distribution patterns of benthic macroinvertebrates in streams of Korea. *Korean Journal of Ecology and Environment* **51**: 60-70.
- Kwon, S.J., Y.C. Chon and J.H. Park. 2013. *Benthic Macroinvertebrates*. Nature and Ecology, Seoul.
- Laliberté, E. and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**: 299-305.
- Lavorel, S., J. Storkey, R.D. Bardgett, F. de Bello, M.P. Berg, X. Le Roux, M. Moretti, C. Mulder, R.J. Pakeman, S. Díaz and R. Harrington. 2013. A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem services. *Journal of Vegetation Science* **24**: 942-948.
- Lee, D.-Y., M.-J. Bae, Y.-S. Kwon, C.-W. Park, H.M. Yang, Y. Shin, T.-S. Kwon and Y.-S. Park. 2018a. Characteristics of spatiotemporal patterns in benthic macroinvertebrate communities in two adjacent headwater streams. *Korean Journal of Ecology and Environment* **51**: 192-203.
- Lee, D.Y., D.S. Lee, M.J. Bae, S.J. Hwang, S.Y. Noh, J.S. Moon and Y.S. Park. 2018b. Distribution patterns of odonate assemblages in relation to environmental variables in streams of South Korea. *Insects* **9**.
- Legendre, P. and L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*, 3rd ed. Elsevier, Amsterdam.
- Legras, G., N. Loiseau and J.C. Gaertner. 2018. Functional richness: Overview of indices and underlying concepts. *Acta Oecologica* **87**: 34-44.
- Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 222-233.
- Menezes, S., D.J. Baird and A.M.V.M. Soares. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* **47**: 711-719.
- Merritt, R.W., K.W. Cummins and M.B. Berg. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4th ed. Kendall Hunt Publishing, Dubuque, Iowa.
- Ministry of Environment / National Institute of Environmental Research, 2008. *The Survey and Evaluation of Aquatic Ecosystem Health in Korea*. The Ministry of Environment/ National Institute of Environmental Research, Incheon, Korea (in Korean with English summary).
- Mondy, C.P., I. Muñoz and S. Dolédec. 2016. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: A case study in the Ebro basin. *Science of The Total Environment* **572**: 196-206.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R.B. O'Hara, S. Gavin, P. Solymos, M.H.H. Stevens and H. Wagner. 2011. *vegan: Community Ecology Package*. R package version **1**: 17-10.
- Paisley, M.F., D.J. Trigg and W.J. Walley. 2014. Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Research and Applications* **30**: 887-904.
- Pease, A.A., J.M. Taylor, K.O. Winemiller and R.S. King. 2015. Ecoregional, catchment, and reach-scale environmental factors shape functional-trait structure of stream fish assemblages. *Hydrobiologia* **753**: 265-283.
- Petchey, O.L. and K.J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* **5**: 10.
- Poff, N.L., J.D. Olden, N.K.M. Vieira, D.S. Finn, M.P. Simmons and B.C. Kondratieff. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* **25**: 730-755.
- Pohlert, T. 2014. *The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR)*. R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>.
- Pont, D., B. Hugueny, U. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset and S. Schmutz. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European

- approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* **43**: 70-80.
- R Core Team. 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Resh, V.H., A.G. Hildrew, B. Statzner and C.R. Townsend. 1994. Theoretical habitat templets, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology* **31**: 539-554.
- Ricotta, C. and M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* **167**: 181-188.
- Schmitz, O.J. 2010. Resolving Ecosystem Complexity (MPB-47). Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Schmitz, O.J., R.W. Buchkowski, K.T. Burghardt and C.M. Donihue. 2015. Chapter Ten - Functional Traits and Trait-Mediated Interactions: Connecting Community-Level Interactions with Ecosystem Functioning, In: Pawar, S., Woodward, G., Dell, A.I. (eds.), *Advances in Ecological Research*, vol. 52. Academic Press, Oxford, pp. 319-343.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* **27**: 379-423 and 623-656.
- Siegel, S. and N.J. Castellan. 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. McGraw-Hill, New York.
- Sneath, P.H.A. and R.R. Sokal. 1973. *Numerical Taxonomy: The Principles and Practice of Numerical Classification*. W. H. Freeman and Co., London.
- Sponseller, R.A., E.F. Benfield and H.M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**: 1409-1424.
- Statzner, B. and L.A. Bêche. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* **55**: 80-119.
- Statzner, B., B. Bis, S. Dolédec and P. Usseglio-Polatera. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* **2**: 73-85.
- Statzner, B., K. Hoppenhaus, M.-F. Arens and P. Richoux. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology* **38**: 109-135.
- Statzner, B., S. Dolédec and B. Huguény. 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography* **27**: 470-488.
- Swenson, N.G. 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology* in R. Springer, New York.
- Thorp, J.H. and A.P. Covich. 2009. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, San Diego.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity, *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, pp. 109-121.
- Townsend, C.R. and A.G. Hildrew. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* **31**: 265-275.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux and H. Tachet. 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* **43**: 175-205.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux and H. Tachet. 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* **422/423**: 153-162.
- Vandewalle, M., F. de Bello, M.P. Berg, T. Bolger, S. Dolédec, F. Dubs, C.K. Feld, R. Harrington, P.A. Harrison, S. Lavorel, P.M. da Silva, M. Moretti, J. Niemelä, P. Santos, T. Sattler, J.P. Sousa, M.T. Sykes, A.J. Vanbergen and B.A. Woodcock. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* **19**: 2921-2947.
- Villeger, S., N.W.H. Mason and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**: 2290-2301.
- Voß, K. and R.B. Schäfer. 2017. Taxonomic and functional diversity of stream invertebrates along an environmental stress gradient. *Ecological Indicators* **81**: 235-242.
- Wang, W.J., H.S. He, F.R. Thompson, M.A. Spetich and J.S. Fraser. 2018. Effects of species biological traits and environmental heterogeneity on simulated tree species distribution shifts under climate change. *Science of The Total Environment* **634**: 1214-1221.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* **58**: 236-244.
- Wichard, W., W. Arens and G. Eisenbeis. 2002. *Biological Atlas of Aquatic Insects*. Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- Wiggins, G.B. 2004. *Caddisflies: the Underwater Architects*. University of Toronto Press, Toronto.
- Woon, D.H., S.J. Kwon and Y.C. Chon. 2005. *Aquatic Insects of Korea*. Korea Ecosystem Service, Seoul.