

수질개선과 생태서식환경을 고려한 수변생태구역 너비 결정 방법 - 진위천 적용을 중심으로 -

송인홍[†] · 김익재^{*}

서울대학교 농업생명과학대학 지역시스템공학, 농업생명과학연구원 · *한국환경정책·평가연구원

Determining widths of riparian ecosystem zone for water quality and ecosystem conservation – A case study for the Jinwee stream

SONG, Inhong[†] · KIM IkJae^{*}

Dept. of Rural Systems Engineering, Institute for Agriculture and Life Sciences, Seoul National University

**Dept. of Land and Water Environment Research, Korea Environment Institute*

ABSTRACT : Riparian management has become important as stream water quality as well as riparian ecosystem gain more public attentions. The objective of this study was to determine riparian widths based on the functions of nutrient removal and wildlife habitat protection and to apply for the Jinwee stream area as a preliminary case. Nitrogen and phosphorus filtration efficiencies were considered in water quality aspect, while the habitat radii of amphibian and reptiles were used for wildlife conservation purpose. In addition, observation of endangered species and human impact on wildlife disturbance in riparian area were also taken into account in determining riparian widths. The stream confluence zone was emphasized by doubling the riparian widths as the focal point for wildlife habitat conservation. As the results, three different levels of riparian widths were proposed depending on the major riparian functions and applied to the Jinwee stream section as the case study. The proposed method can be used to determine riparian width in other stream areas based on different functional focus, ie, water quality or riparian conservation purposes.

Key words : Riparian Width, Nutrient Filtration, Wildlife Habitat, Jinwee Stream

1. 서 론

지난 수십 년간 우리나라의 하천환경 관리는 하도(河道) 위주의 물리·화학적 조사와 평가가 추진되었기 때문에 하천의 생태계 측면에서는 고려가 미흡하였다. 하지만, 국민 소득 향상과 더불어 삶의 질 향상에 따라 환경보전에 대한 의식이 제고되었고, 이에 환경정책의 주된 방향도 기존 지표위주에서 수생태계의 건강성을 보전·복원하는 방향으로 전향하였다(ME, 2006). 지난 고속 경제성장기를 거치면서 우리나라 하도뿐만 아니라 치수 중심

의 관리 때문에 수변공간도 직강화되면서 자연 하천과 수변이 가지는 다양한 순기능이 상실되었다. 최근 정부가 국가 정책으로 생태하천의 복원을 위한 노력을 기울이고 있지만, 하천 생태계의 자생적 복원을 위해서는 적절한 수변관리가 매우 중요하다. 환경부는 ‘물환경 관리기본계획(2006년-2015년)’(ME, 2006)에서 수용체 관점에서 하천 생태계 복원을 위한 대안의 하나로 수변생태구역 조성을 제시한 바 있다.

수변(水邊, riparian)은 땅과 물이 만나는 공간으로 수생태계와 육상생태계를 연결하는 완충지대로, 다양한 서식처에 영양물질을 공급하는 등 수생태계 보호를 위한 하천관리의 중요한 요소의 하나이다(USDA Forest Service, 1998). 이러한 수변은 식생 생태구역, 식생 띠대, 식생 완충대, 수변 산림대, 수변 산림 완충대, 수변식생

Corresponding author : Inhong SONG
Tel : 02-880-4581
E-mail : inhongs@snu.ac.kr

벨트 등 다양한 이름으로 명명되어 왔다(ME, 2006; USDA FS, 1998; Clark, 1996; Lowrance et al., 1998; ME, 2006) 수변은 하천의 환경변화에 대한 적응에도 중요한 요소로 유입되는 비점오염물질 제어, 홍수와 가뭄 피해의 저감 등 다양한 완충 기능을 담당하고 있다(Hession et al., 2008). 4대강 물관리 및 주민지원 법률에서는 수변구역을 명시하고 있다. 물환경보전법(제19조3)에서는 수변생태구역을 규정하고 있다. 수변구역 조성은 상수원 보호를 위하여 수체의 양안 500m ~ 1km 너비에 대한 토지규제 성격이다. 즉 하천의 생태적 측면 그리고 확일적 너비 설정에 따른 통합적 관리 측면이 미흡한 것으로 보고된 바 있다(HRWMC, 2005). 현재 4대강 수계에 모두 수변구역이 지정되어 운영되고 있다. 이와 다르게 수변생태구역 조성의 목적은 상수원 보호와 함께, 수변토지의 생태적 관리뿐만 아니라 고유 생물종의 보전과 복원, 비점오염물질 저감 등 수변구역 제도의 취지보다 통합적인 생태 관리정책으로 볼 수 있다. 하지만, 지금까지 수변생태구역 지정은 전국적으로 없는 실정으로 본 제도의 조성 취지와 목적의 실효성을 강화할 필요가 있다.

수변지대의 규모는 수질 개선 측면과 생태계 측면을 고려하여 결정하는 연구가 진행되어 왔다. 수질 측면에서는 수변의 경사도, 식생 종류, 하천 규모, 수문인자 등 다양한 인자를 고려하여 규모를 결정하는 모형들이 개발된 바 있다(Swift, 1986; USDA FS, 1998; Wenger, 1999; Haws and Smith, 2005). 생태적 측면에서는 Semlitsch and Bodie (2003)가 양서류 서식환경을 조사하여 완충구역, 핵심서식처로 구분하여 고려한 바 있다. 또한 수변생태구역 조성의 우선 순위를 정하는 연구로 Choi (2003)은 문헌조사를 통해 유역기반 우선순위 모델 (Watershed-based Land Prioritization Model: WLP)을 고찰한 바 있고, Song et al. (2012)는 수변지대의 산림과 산림변화 추이를 매개변수화하여 표준유역단위에서 수변생태구역 조성을 위한 우선순위 결정 방법을 제안한 바 있다.

하천 생태계의 건강성 복원을 위해서는 발원지에서 하류까지 하천의 경관, 지형, 수문, 수질 및 서식지와 같은 특성을 포괄적으로 고려할 필요가 있고, 또한 하천 본류와 대규모 호소뿐만 아니라 유역 하천연장의 2/3 이상을 차지하는 중소하천의 수변 관리가 중요하다.

본 연구의 목적은 수변의 수질 개선 기능과 생태 특성을 고려하여 수변생태구역을의 규모를 결정하는 방법을 고찰하고, 이를 진위천 일부 구간에 적용하여 수변구역 조성방안을 제시하는데 있다.

II. 수변생태구역 너비 결정

1. 수변생태구역 너비 결정에 고려사항

수변생태구역을의 규모는 수변생태계의 건강성 복원측면에서 결정되어야 하지만, 토지보상 등 경제적 측면도 간과할 수 없다. 따라서 수변생태구역을의 사업 추진 측면에서 최소화가 필요하며, 따라서 최소너비를 결정하는 것이 중요하다.

수변지대는 수질개선, 생태 서식처 제공, 홍수저감 등 다양한 기능을 담당하고, 요구되는 너비도 다르다 (Figure 1). USDA Forest Service (1998)에 따르면 하천의 규모에 따라 수변의 주요 기능이 변하는데, 수질 개선 기능은 소하천 규모에서 효과적이고, 생태계 서식처 제공 측면에서는 중규모 하천이 효과적이며, 치수 측면의 홍수관리에서는 대규모 하천 관리가 중요하다. 우리나라 하천은 대부분 정비되어 홍수기능이 보완된 만큼, 본 연구에서는 수질개선 기능과 생태적인 측면을 고려하여 물환경보전법에 명시된 수변생태구역 너비 결정에 대한 방법론을 연구하였다.

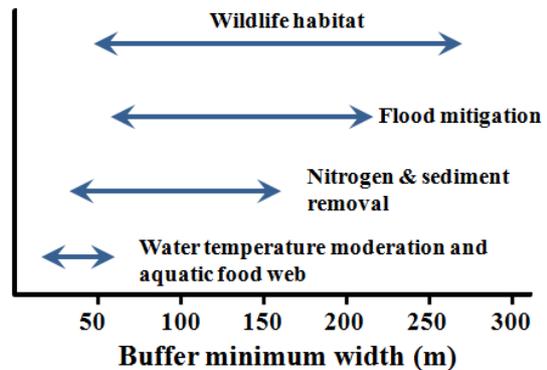


Figure 1. Minimum buffer width for different riparian functions (Modified from USDA Forest Service (1997))

가. 수질 개선 측면

식생으로 조성된 수변지대는 강우 유출수와 함께 비점오염 물질이 수체로 유입되는 것을 저감하는 기능을 한다. 식생에 의한 부유사의 필터링과 유사가 함유하고 있는 영양물질을 식물체가 흡수함으로써 오염물질을 줄이는 것이다. ME (2006)에 따르면 우리나라 전체 오염부하에서 비점오염이 차지하는 비중이 2/3이상으로 수변관리가 비점을 저감하기 위한 하나의 정책수단으로 추진되

고 있다.

수변지대의 물리적 특성은 비점 저감 측면에서 중요한 요소로 경사도, 하천규모, 식생종류 등이 수변너비를 결정하는데 고려인자이다.

경사도는 가장 중요한 물리적 인자 중 하나로 일반적으로 경사도가 클수록 수변지대의 수질 개선효과는 저감된다(Dillaha et al., 1989; Phillips 1989; Wenger, 1999). 같은 수질 개선효과를 얻기 위해서, 경사도 1%를 증가에 따라, 수변의 폭을 Swift (1986)는 0.12~0.42m, Wenger (1999)는 경사도 25%까지 0.13m, US Forest Service (1998)은 최소너비 15.2m에 1.2m씩 증가시킬 것을 제안한 바 있다.

하천 규모에 따라서는 하천차수가 낮은 중·소하천이 수질 개선 기능에 유리하다. 또한 수변에 고유의 식생종이 밀도 있게 조성되고 교란이 적을수록 효과가 크고, 특히 구조적으로 복합식생대가 가장 효과적인 것으로 보고된 바 있다(Hawes and Smith, 2005). 일반적으로 유역의 크기가 클수록 넓은 수변이 필요한 것으로 알려져 있다(Wenger, 1999).

1) 토사 제거

강우 유출수와 함께 움직이는 토사를 저감하는 방법에는 크게 토사 발생을 줄이는 방법, 유출수의 토사를 차단 또는 침전시키는 방법, 제방 안정이나 하천 유속 저감을 통한 수로 침식을 방지하는 방법이 있다. 일반적으로 수변의 너비가 클수록 토사 저감 효과가 크다. Desbonnet et al. (1994)에 따르면, 수변너비를 3.5배 키우면 토사 저감 효율이 약 10% 증가하고, 최적 수변 너비는 25 m라고 보고한 바 있다. 한편 Wegner (1999)는 수변의 규모는 수변의 지형조건이나 식생 상태에 대한 고려가 필요하고, 효과적인 식생관리를 위해서는 최소 9m 이상이 요구되며, 30 m 정도가 가장 효과적이라고 보고하였다.

2) 질소 제거

질소는 주요 영양물질의 하나로 농경지에 유출되는 비점 오염물질로서 수체의 부영양화에 영향을 주는 주요 인자이다. 질소는 물에 잘 녹기 때문에 강우 시 유출되는 물과 함께 거동하는 특성을 보인다. 수변생태구역을 통해 질소의 유입을 줄이는 기작은 수변의 식생에 의한 질소 흡수와 탈질작용이 있다.

식생의 질소 흡수는 질소를 영양소로 식물 생체량으로 변환하는 것이고, 탈질작용은 혐기조건에서 유기 또는 무기 질소가 토양 미생물에 의한 분해로 질소가스 형태로 대기로 휘산하는 작용이다.

수변지대에서 질소는 지표수의 식생 필터도 중요하지 않음은 지하수에서 탈질작용이 주요 기작이고, 제거 효율도 수변 너비가 커지면 증가한다. 탈질작용은 온화한 기후의 얇은 지하수 조건에서 활발하고, 하천변 식생지대에서 유속이 느려져 길어진 체류시간에 혐기성 조건이 되면 50% 이상의 제거효율을 기대할 수 있다(Ambus, 1993).

Meyer et al. (2005)는 수변의 효과적 질소 제거를 위해서 최소 15 m의 너비가 필요하고, 수변의 유지관리 차원에서 30 m 이상이, 또한 일관성 있는 질소 제거를 위해서는 50 m 이상의 수변너비가 필요한 것으로 보고한 바 있다. USEPA (2005)는 선행 연구 66개의 결과를 종합하여 개발한 수변 너비에 대한 질소 제거 효율을 모델을 이용하여 초생대나 수변산림대의 너비를 산정하였는데, 50~75%의 질소를 제거하기 위해서 수변 너비가 5~47m가, 90%는 90m의 수변 너비가 필요한 것으로 산정하였다.

3) 인 제거

인은 질소와 함께 중점 관리대상의 비점오염물질 중 하나로, 정지한 수체에서 부영양화의 원인이 되는 영양물질이다. 인의 주요 오염원은 농경지의 비료, 가축 배설물, 누수 정화조 또는 하수관거 등이고, 화학적으로 흡착성이 강하여 토사와 함께 거동하는 특성이 있다 (Karr and Schlosser, 1978; Peterjohn and Correll, 1984; Osborne and Kovacic, 1993).

수변지대에서 인은 주로 식생에 의한 토사 필터링과 식물 흡수로 제거되는데, 짧은 기간에는 높은 제거 효율을 기대할 수 있으나, 장기적 측면에서는 식생의 인 흡수와 수변토양의 인 보유용량에 제한이 있어 그 효과에는 한계가 있다 (Lowrance, 1998). 장기적으로 수변에 축적된 인이 하천으로 다시 방출될 수 있어 다른 인 제거 방법을 강구할 필요가 있다. 수변식생은 용존성 인의 제거에는 비효율적이고, 전반적으로 인이 토사에 흡착되어 함께 거동함을 고려하면, 인 제거를 위한 수변의 너비는 토사 제거와 유사하게 15 ~ 30m의 범위로 볼 수 있다 (Lowrance, 1998).

이 밖에도 수변지대는 기타 유기물, 농약, 중금속이 수체로 유입을 저감하는 기능도 담당한다. 이와 같이 다양한 오염물질의 제거 효율성을 높이고 유지하기 위해서는 수변지대의 토양과 식생의 관리가 중요하고, 수로 침식 보호 등 지속적인 유지관리가 필수적이다 (Meyer et al., 2005). 이상과 같이, 토사, 영양물질 제거 측면에서 수변의 너비를 정리하면 다음의 Table 1과 같으며, 대략 30m 내외의 수변 너비가 요구되는 것으로 나타났다.

Table 1. Riparian width requirement for sediment and nutrient removal

Contaminant	Riparian width requirement	References
Sediment	Minimum 9 m Optimum 30 m	Wegner (1999)
Nitrogen	Range 15 ~ 50 m Optimum 30 m	Meyer et al. (2005)
Phosphorus	9 ~ 30 m	Lowrance (1998)

4) 기타 규모 결정 모델

수변의 너비를 고정된 값이 아니라 수변의 지형적 특성, 즉 경사도, 토양 등을 고려하여 가변적으로 산정하는 모델들도 다수 개발되었다. 이러한 모형들을 정리하면 다음의 Table 2와 같다. 여러 모델을 동시에 이용할 경우 가장 넓은 산정 너비가 선정되어야 하는데 이는 경사도나 토양 특성이 지역적으로 편차가 있기 때문이다 (Hawes and Smith, 2005).

Table 2. Models for riparian width determination based on topographic characteristics

Model	Remarks or references
$W = 15 \times \text{SQRT}(S)$	Nieswand et al, 1990
$W = \text{SQRT}(S)$	Brown et al, 1987
$W = 2.5 \times (\text{Runoff time}) \times \text{SQRT}(S)$	Applicable for the slope less than 25% (Cohen et al., 1987)
$W = 7.5 + 0.6 \times S$	Trimble and Sartz, 1957
$W = 12.9 + 0.42 \times S$	Swift, 1986

* W: Riparian width (m), S: Slope (%)

나. 생태계 보전 측면

수변지대는 육상과 수상 생태계가 만나는 곳으로 파충류, 양서류, 조류, 포유류 등 다양한 생물종이 서식한다(Bodie, 2001; Darveau et al, 2001). 이 중 양서류와 파충류는 육상과 수중 모두를 서식 장소로 이용하는 종들로서 수변생태계를 가장 적절히 대표할 수 있는 생물종으로 간주할 수 있고, 따라서 본 연구에서는 양서/파충류의 서식 반경거리를 수변생태구역의 생태적 기능 보전

을 위한 너비 결정이 고려하고자 한다.

Semlitsch and Bodie (2003)는 문헌조사를 통해 양서류 32종 (개구리류 19종, 도롱뇽류 13종 (총 1,363 개체)과 파충류 33종(뱀류 5종, 거북류 28종 (총 2,245 개체))에 대한 서식 반경에 대해 조사한 바 있다. 서식 반경은 수중에서 육상 또는 육상에서 수중으로 먹이, 둥지, 동면 등을 위해 이동하는 거리를 핵심 서식반경으로 간주하였다. Table 3에서 보는 바와 같이, 양서류 서식 반경의 평균값은 최소 159m에서 최대 290 m까지, 파충류는 최소 127m에서 최대 289 m로 조사되었다. 양서/파충류 전체로 보면 최소 핵심 서식 반경의 평균은 142m이고, 최대 반경은 289m로 나타났다. 이 값들은 종별 평균값으로 특정 양서류 종의 경우 1,000~1,600m의 이동거리를 보이는 경우도 있었다.

Table 3. Means of minimum and maximum core habitat radii for amphibians and reptiles (Semlitsch and Bodie, 2003)

Species	Minimum (m)	Maximum (m)	
Amphibians	Frogs	205	368
	Salamanders	117	218
	Mean	159	290
Reptiles	Snakes	168	304
	Turtles	123	287
	Mean	127	289
Herpetofauna*	Mean	142	289

*Herpetofauna includes both amphibians and reptiles

Semlitsch and Bodie (2003)는 핵심서식 반경 개념 이외에 수생 완충대(Aquatic Buffer)과 육상 완충대(Terrestrial Buffer) 개념을 추가하여 수변생태구역 너비 설정을 위한 생물학적 기준을 제시하였다. 수생 완충대는 수체경계에서 30~60m, 육상 완충대는 핵심서식 반경의 바깥쪽 경계로부터 50m를 제안하였다.

우리나라에 서식하는 주요 양서류와 파충류 종에 대한 서식반경은 다음의 Table 4와 같다. 양서류 15종과 파충류 20종에 대한 서식반경을 나타내는데, 멸종위기 생물종으로 맹꽁이, 금개구리, 비바리뱀, 표범장지뱀, 남생이를 포함하고 있으며, 이들의 이동거리는 100 ~ 500 m 정도의 범위를 가지는 것으로 보고되었다 (NIER, 2008).

Table 4. Habitat radii of amphibian and reptiles in South Korea (modified from NIER (2008))

Species	R* (km)	Remarks
<i>Kaloula borealis</i>	0.1	Endangered II
<i>Rana plancyi chonsenica</i>	0.3	Endangered II
<i>Sibynophis collaris</i>	0.5	Endangered II
<i>Eremias argus</i>	0.2	Endangered II
<i>Chinemys reevesii</i>	0.5	Endangered II
<i>Trachemys scripta elegans</i>	0.5	Ecosystem disturbing species
<i>Rana catesbeiana</i>	0.3	Ecosystem disturbing species

* R indicates the radius of species habitat

다. 인간 간섭 고려 측면

양서·파충류 이외에 수변을 주요 서식처로 하는 생물 종이 있는데, 조류도 여기에 포함된다. 조류는 생활사에 복수의 서식환경을 필요로 하는데 수역과 육역, 산림과 초원, 바다와 강 등 서로 다른 서식환경의 경계역(ecoton, 추이대)을 중요한 서식 공간으로 하고 있다. 예를 들어 이동조류는 월동지와 번식지가 필요하고 먹는 장소와 둥지 장소가 서로 다르며, 계절에 따라 먹이자원이 다른 것이 일반적이다.

Nakani and Murakami(2000)는 북해도 대학 연습림에 흐르는 하천의 수변림에서 조류의 먹이행동을 먹이가 되는 절족동물의 계절 동태를 고려하여 관찰하였다. 이 연구는 수변 산림에 서식하는 조류가 먹이의 26%를 하천의 우화수서곤충에 의존하는 것으로 보고한 바 있다. 이러한 조류는 그 행동반경이 양서류에 비해서 크고, 인간

Table 5. Habitat conservation radii for the major rapacious birds (Modified from NIER (2008))

Species	Conservation radii (distance from nest in m)		
	Conservation area*	Restricted area**	Management area**
Golden eagle	1,200 ~ 2,000	1,200	5,000
Ground hornbill	300 ~ 1,200	1,200	2,500
Goshawk	200	300	1,000

*Conserved for minimal environmental change

**Restricted for human access, especially during breeding season

***Allowed for environmental change to a certain degree

의 침입에 영향을 받는다. 따라서 조류 서식처 보전을 위해서는 인간의 접근을 제한하는 간섭거리를 고려할 필요가 있다. 여기서는 보호종(멸종위기종 또는 천연기념물)에 대해 간섭거리를 고려하고자 하며, 주요 종에 대한 생활 반경은 다음의 Table 5와 같다.

2. 수변생태구역 너비 결정

수변지대의 기능을 구분하여 문헌을 통해 조사한 결과를 바탕으로 수변생태구역 너비를 결정하였다. 수질 개선 측면에서 수변생태구역의 너비는 Table 1과 2에 제시한 고정 너비와 가변 너비 결정법이 있는데, 수변의 지형자료가 부족하여 본 연구에서는 고정 너비 방법을 적용하였다. 또한 하천의 규모에 따라 국가 또는 지방하천(이하 대하천)과 기타하천을 소하천으로 구분하여 너비를 적용하였다.

수질개선과 생태계 보전 측면에서 3가지의 안으로 구분하여 수변생태구역 너비를 결정하였고, Table 6에 나타내었다. 1안은 수질 개선과 보호생물종(천연기념물, 멸종위기종, 고유종 등)의 서식환경을 고려한 것이고, 2안은 보호종이 발견되지 않았더라도 잠재한다고 가정하고 서식환경을 추가한 것이고, 3안은 생물종 보호를 위해 인간 간섭을 고려해서 서식환경의 2배를 수변구역의 너비로 제안하였다.

1안은 Table 1에 토사나 질소, 인, 질소 제거 측면에서 제시된 수변의 너비를 바탕으로 대하천은 50m를 소하천은 30m를 고려하였다. 상수원보호구역은 HRBMC (2007)에서 핵심수변구역으로 간주하는 구역으로 수질 개선 측면의 너비에 각각 5배와 3배 가중하여 대하천은 250m, 소하천은 90m를 적용하였다. 또한 생물 보호종이 발견된 지점은 보호종의 서식환경을 추가하여 수변생태구역을 제안하였다. 수변의 대표 생태종으로 양서/파충류를 선정하고, 각 종에 대해 Table 3과 4에 제시된 서식반경으로 너비로 적용하였다. 또한 양서/파충류를 주요 먹이로 하는 법정 보호 조류가 발견된 경우 이들의 서식반경(Table 5에 제시됨)을 추가로 고려하였다.

2안은 1안의 생태서식처 보전 측면을 강조하여 수변의 대표종인 양서/파충류의 대략 평균 서식반경인 125m를 최소 수변너비로 적용하였고, 3안은 인간의 잠재적 간섭을 고려하여 생물종의 서식반경의 2배를 수변너비로 적용하였다.

하천의 본류와 지류가 합류하는 지점은 생태적으로 중요하기 때문에 3개 안에 공통으로 제안하는 생태구역 너비의 2배를 적용하였다.

Table 6. Three schemes of riparian widths determination depending on different conservation objectives (unit: m)

Scheme	Drinking water conservation*		Others		Wildlife habitat conservation*	Stream confluence
	Large stream	Small stream	Large stream	Small stream		
1	250	90	50	30	Habitat radius of the conservation species	Twice of the determined width
2	250	125	250	125	Habitat radius of the conservation species	
3	250	125	250	125	Twice of the habitat radius	

* Large stream indicates the streams managed by central or province-level government, while small streams are managed by local government

** Conservation species include endangered or protected species

III. 진위천 구간에 시범 적용

1. 진위천 유역의 기본 현황

지금까지 기술한 수변생태구역의 너비를 결정하는 방법론을 실증하는 사례지역으로 서해안에 위치한 안성천 상류인 진위천 유역을 선정하였다. 대상 구간으로 진위천 상류의 이동 저수지 하류에서 안성천 합류지점까지로 선정했다. 이 구간이 평택, 용인 등의 팽창에 따라 개발압력이 높은 한편, 송탄 상수원 보호구역이 있어 상류부의 보전이 필요한 개발과 보전이 상충하고 있는 지역이기 때문에 수변생태구역 조성이 중요하다고 판단했기 때문이다.

진위천 상류 구간은 한반도 중서부에 위치해 여름은 고온다습하고 겨울은 한랭 건조한 전형적인 대륙성 기후를 보이고, 환경부가 실시한 자연환경조사 자료가 가용한 지역이기 때문에 선정하였다. 대상 지역의 기후는 Table 7에서 보는 바와 같이 연 평균기온 11.8℃, 강수량이 1,275mm로 한반도 평균과 유사하다.

Table 7. Mean meteorological data for the past 30 years (1971-2007)(KMA, 2008)

Temperature (℃)			Rainfall (mm)	Wind speed (m/s)	Humidity (%)	Sunlight duration (hr)
Mean	Max	Min				
11.8	17.1	7.1	1,275	1.6	70.6	6.1

*Data from the nearby Suwon weather station were used

대상 지역의 연 강수량의 69%가 장마와 태풍을 동반한 집중호우로 6월에서 9월 사이에 발생한다.

진위천은 한강 유역의 중권역인 안성천의 지류로 수질오염총량관리 대상지역이다. 진위천 유역은 황구지천, 오산천을 지류로 하고 있고 총 면적이 735.2km²이다. 진위천 상류는 평택, 용인 등의 여러 도시들이 산재하고 있다. 진위천을 포함하는 안성천 중권역의 수중 및 수변 생태계는 2012년 기준으로 “양호~보통”수준으로 보고된 바 있다(EAHRB, 2014).

2. 진위천의 생태 조사 결과

환경부가 2004년, 2005년에 걸쳐 실시한 전국자연환경조사에 따르면 진위천 유역에 담수 어류로 20~30여종의 멸종위기종이 발견되었고, 양서/파충류는 구렁이, 맹꽁이, 표범장지뱀(이상 멸종위기종)을 포함하여 도롱뇽, 두꺼비, 청개구리, 유헤목이, 무자치, 누룩뱀 등이 많이 서식하는 것으로 나타났다.

조류는 97종이 분포하는 것으로 조사되었고, 노랑부리백로, 노랑부리저어새, 물수리, 말뚝가리, 재두루미 등 11종의 멸종위기종의 서식이 보고되었다. 이 중 진위천의 수변에 자주 나타나는 종으로 말뚝가리, 황조롱이, 큰기러기, 원앙이 있는데 이들의 행동권역은 Table 5에 나타내었다.

이들 생태조사 자료를 대상 하천인 진위천 지역에 공간적으로 표시하면 다음의 Figure 2와 같다. 주요 보조생물종은 별종 위기종인 금개구리, 검독수리, 새매류(황조롱이, 조롱이, 별매, 붉은 뱃새매), 오리류(원앙, 큰기러기)를 포함하고 있다.

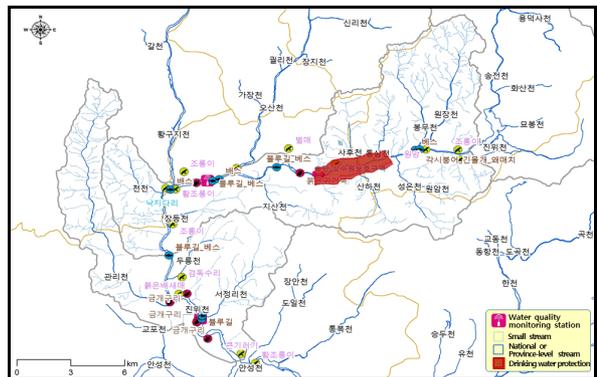


Figure 2. Spatial distribution of observed wildlife conservation species

3. 진위천 대상 구간의 수변생태구역 제안

진위천 지역을 대상으로 Table 6에 제시한 세 가지 안을 적용하여 수변생태구역 너비를 제안하였다. 이 지역에서 발견된 법정 보호 야생동물을 고려하기 위해 전국 자연환경조사 결과 자료를 이용하였다.

Figure 2에서 보는 바와 같이, 진위천 상류부에 송탄상수원보호구역이 있고, 주요 법정 보호종은 주로 진위천 하류의 본류 구간에서 많이 발견되고 있다.

수변생태구역 너비는 Table 6에 제시한 방법을 적용하였다. 주요 법정 보호종의 서식반경은 양서류인 금개구리는 300m, 조류 중 검독수리 1,200m, 새매류(황조롱이, 조롱이, 벌매, 붉은 뺨새매) 300m, 오리류(원앙, 큰기러기) 150m를 적용하였다. 하천 합류부는 서식공간의 일반적으로 다양한 만큼 수변생태구역 너비의 2배를 적용하였다.

진위천 구간에 수변생태구역 너비의 3개 안을 적용한 결과는 Figure 3에 나타내었다. 각 안에 따른 수변생태구역의 총 제안 면적은 1안이 70.2km², 2안이 105.8km², 3안이 119.1km²로 산정되었다. 생태조사 결과를 반영하여, 진위천 하류부에 법정 보호 생물종의 발견이 주로 분포하여 상대적으로 넓은 면적을 차지하는 것으로 나타났다. 또한 소하천은 대부분 각 지류의 최상류에 넓게 분포하여 산림과 맞닿아 있어서 육상 생태계와 연결통로로서 기능이 기대된다.

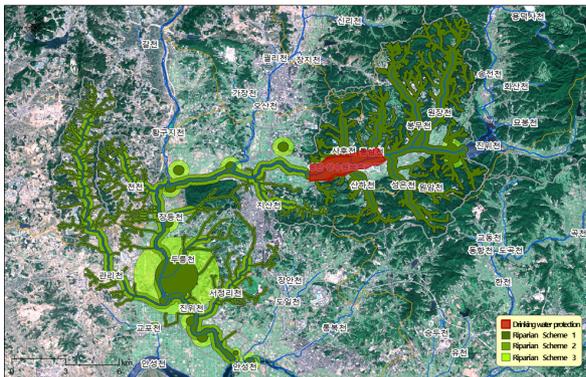


Figure 3. Three different schemes for establishing riparian conservation buffer area in the Jinwee stream watershed

본 연구에서 수질과 수변생태를 고려해서 수변생태구역 너비를 제안하고 진위천 구간에 시범 적용하였다. 기존의 환경부 생태조사 자료를 반영하였음에도 현장의 상황을 충분히 반영하는데 한계가 있다.

즉, 우리나라 하천은 거의 대부분 제방을 쌓고 제내지를 농경지 등 다양한 용도로 이용하고 있다. 수질개선

기능의 기본 기작이 식생에 의한 여과라고 보면, 대부분 제방을 경계로 하는 대하천보다 소하천의 수변관리가 수질개선 효과에 더 중요할 것이다. 또한 수변의 생태 측면에서도 수변의 식생이나 서식처의 환경조건, 하천의 상·하류나 인근 육상 생태계와의 연결성 등 추가적인 고려가 필요하다.

더불어 실제 수변의 수질 및 생태적 기능 외에도, 수변구역의 대부분이 다양한 용도의 토지로 이용되고 있는 만큼, 다양한 현장 조건을 반영하여 수변구역 관리에 우선순위를 고려할 필요가 있다.

IV. 결론 및 제언

본 연구의 주요 목적은 수변생태구역 구성에 필요한 적정 너비를 결정하기 위하여 수질, 생태, 인간 간섭을 고려하여 방안을 정립하고, 이를 진위천 상류유역에 실증적으로 적용하는데 있다.

수변생태구역의 특성에 따라 수질 개선이나 생태계 보전의 필요성에 따라 세 가지로 구분하여 수변생태구역 규모를 결정하도록 방법을 제안하였다. 생태계 보전 측면에서 인간의 간섭거리를 고려하여 주요 보호 생물종의 서식반경을 가중하여 너비를 적용하였다.

본 연구에서 정립된 수변생태구역 조성 방법을 진위천 상류 유역에 적용한 결과, 수변생태계 고려 정도에 따라 수변생태구역의 규모가 작게는 70.2km²에서 119.1km²까지 제안되었다. 수질 개선에 더하여 인간의 간섭거리를 고려하여 수변생태의 보전을 강조하여 충분한 수변생태구역을 조성하는 것이 이상적일 것이다. 하지만 수변지대는 다양한 용도의 토지이용에 이뤄지는 만큼 실질적인 수변생태구역의 기능을 기대하기 위해서는 하천과 수변의 특성을 충분히 반영하는 방안이 추가로 고려되어야 할 것이다.

이 연구는 서울대학교 신입교수 연구정착금으로 지원되는 연구비에 의하여 수행되었음. 한국환경정책평가연구원(수변생태구역 조성 및 관리방안 연구)의 연구비 지원으로 수행되었음.

References

1. Ambus, P., and C. Soren, 1993, Denitrification variability and control in a riparian fen irrigated with agricultural drainage water, *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 915-923.

2. American Fisheries Society. 1985. Stream obstruction removal guidelines. AFS, Grosvenor Lane, Bethesda, MD.
3. Bodie, J. R., 2001, Stream and riparian management for freshwater turtles, *Journal of Environmental Management* 62, 443-455.
4. Brown, A. V., M. D. Schram, P. P. Brussock, 1987. A vacuum benthos sampler suitable for diverse habitats. *Hydrobiologia*. 153, 241-247.
5. Choi, J. Y., 2003, Plan for the establishment of the riparian green zone and prioritization of its application, Korea Environment Institute.
6. Clark, R. J., 1996, Coastal zone management handbook, CRC Press, L, USA.
7. Cohen, P., P. R. Saunders, W. W. Budd and F. R. Steiner. 1987. Stream corridor management in the Pacific Northwest: II. Management strategies. *Environmental Management*, 11(5), 599-605.
8. Darveau, M., P. Labbe, P. Beauchesne, L. Belanger, and J. Huot, 2001, The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management* 431, 95-104.
9. Desbonnet, A., P. Pogue, V. Lee and N. Wolf. 1994. *Vegetated Buffers in the Coastal Zone: A Summary Review and Bibliography*. Providence, RI: University of Rhode Island
10. Dillaha, T.A.; Reneau, R.B.; Mostaghimi, S.; Lee, D., 1989, Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32: 513-519.
11. EAHRB (Environment Agency of the Han River Basin), 2014, Water environment management plan for the Ansong stream watershed (2014 ~2015).
12. HRBMC (Han River Basin Management Commission), 2007, A master plan for the riparian management in the Han river basin.
13. Hawes, E., and M. Smith, 2005, Riparian buffer zones: Functions and recommended widths. Eightmile River Wild and Scenic Study committee.
14. Hession W. C., McBride M, Pizzuto J. E., 2008. Riparian vegetation influence on channel morphology. In *Riparian Ecosystems and Buffers: Working at the Water's Edge*, Okay J, Todd AH (eds). American Water Resources Association: Middleburg, VA, CD-ROM
15. Karr, J.R. and I.J. Schlosser, 1978, Impact of Near stream Vegetation and Stream Morphology on Water Quality and Stream Biota. Athens, GA: U.S. EPA Ecological Research Series EPA-600/3-77.
16. Lowrance, R. R., 1998, Riparian forest ecosystems as filters for nonpoint-source pollution. 113-141 in: M. L. Pace and P. M. Groffman (eds.), *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer Verlag.
17. ME (Ministry of Environment), 2006, A master plan of national water environment management (2006-2015).
18. Mayer, P. M., S. K. Reynolds, M. D. McMutchin, and T. J. Canfield. 2005. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. EPA/600/R-05/118. USEPA, Office of Research and Development, Washington, DC.
19. Nakano, S., and M. Murakami, 2001, Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs, *PNAS* 98(1): 166-170.
20. NIER, 2008, Establishment of riparian ecosystem area and management.
21. Nieswand, G. H., R. M. Hordon, T. B. Shelton, B. B. Chavooshian and S. Blarr. 1990. Buffer strips to protect water supply reservoirs: A model and recommendations. *Water Resources Bulletin*, 26(6), 959-966.
22. Osborne, L. L. and D. A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29, 243-258
23. Peterjohn, W. T. and D. L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475
24. Phillips, J. D. (1989). An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *Journal of Hydrology*, 107, 133-145.
25. Semlitsch, R. D., and J. R. Bodie, 2003, Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for Amphibians and Reptiles, *Conservation Biology*, 17, 1219-1228.
26. Song, I., I. J. Kim, D. H. Han, M. S. Byeon, J. K. Lee, and M. S. Kang, 2012, Prioritizing locations for the riparian establishment based on spatiotemporal

- change of riparian forest area at a watershed scale. Paddy and Water Environment, 10(1), 49-58.
27. Swift, L. W., Jr. 1986. Filter strip widths for forest roads in the southern Appalachians. Southern Journal of Applied Forestry, 10(1), 27-34.
28. Trimble, G. R. and R.S. Sartz, 1957, How far from a stream should a logging road be located?, Journal of Forestry, 55, 339-341.
29. USEPA, 2005, Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations.
30. UDSA Forest Service, 1998, Chesapeake Bay Riparian Handbook: A guide for establishing and maintaining riparian forest buffers.
31. Wenger S., 1999, A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA.
-
- Received 8 January 2018
 - First Revised 9 February 2018
 - Finally Revised 23 February 2018
 - Accepted 25 February 2018