Journal of Korean Society on Water Quality, Vol. 25, No. 4, pp.494-501 (2009)

확률생태위해성평가(PERA) 선진국 사례분석 및 국내수계에 적합한 PERA 기법 제안

안윤주† · 남선화 · 이우미

건국대학교 환경과학과

Comparative Study of Probabilistic Ecological Risk Assessment (PERA) used in Developed Countries and Proposed PERA approach for Korean Water Environment

Youn-Joo An† · Sun-Hwa Nam · Woo-Mi Lee

Department of Environmental Science, Konkuk University

(Received 13 February 2009, Revised 22 April 2009, Accepted 4 May 2009)

Abstract

Probabilistic Ecological risk assessment (PERA) is extensive approach to qualify and quantify risk on the multi species based on species sensitivity distribution (SSD). As a while, deterministic ecological risk assessment (DERA) considers the comparison of predicted no-effect concentration (PNEC) and predicted exposure concentration (PEC). DERA is used to determine if there is potential risk or no risk, and it doesn't consider the nature variability and the species sensitivity. But PERA can be more realistic and reasonable approach to estimate likelihood or risk. In this study, we compared PERA used in developed countries, and proposed PERA applicable for the Korean water environment. Taxonomic groups were classified as “class” level including Actinopterygill, Branchiopoda, Chlorophyceae, Maxillapoda, Insects, Bivalvia, Gastropoda, Secernentea, Polychaeta, Monocotyldoneae, and Chanophyceae in this study. Statistical extrapolation method (SEM), statistical extrapolation method $_{\text{acutechronicratio}}$ (SEM_{ACR}) and assessment factor method (AFM) were used to calculate the ecological protective concentration based on qualitative and quantitative levels of taxonomic toxicity data. This study would be useful to establish the PERA for the protection of aquatic ecosystem in Korea.

keywords : Assessment factor method (AFM), Deterministic ecological risk assessment (DERA), Probabilistic Ecological risk assessment (PERA), Statistical extrapolation method (SEM)

1. 서 론

생태위해성평가(Ecological risk assessment, ERA)는 생태수용체(Ecological receptor)가 유해인자(Stressor)에 노출되었을 때 발생하는 부정적 생태 영향을 평가하는 단계적인 과정이다. 생태위해성평가는 1980년대 이후 지속적으로 발전하면서 환경기준 설정 등을 위한 의사결정지원수단으로서 선진국에서 이미 널리 활용되고 있다. 특히 미국, 호주, 캐나다, 유럽연합, 뉴질랜드, 네덜란드 등에서는 생태위해성평가 지침을 마련하고 이에 준하여 생태위해성평가를 적용하고 있다(Hope, 2006). 생태위해성평가는 결정생태위해성평가(Deterministic ecological risk assessment, DERA)와 확률생태위해성평가(Probabilistic ecological risk assessment, PERA)로 구분할 수 있다. DERA는 예측무영향농도(Predicted no effect concentration, PNEC)와 예측환경농도(Predicted environmental concentration, PEC)의 비교 수치인 유해 지수(Hazard index, HI)를 산정한다. 그러나 단일 수치만으로 평가하는 DERA 기법은 잠재적 위해성의 유무 여부를 판단할 수 있을 뿐 자연 변이성과 종 민감성을 파악하는 데에는 한계가 있다(Verdonck, 2003). 반면 PERA는 종민감도분포(Species sensitivity distribution, SSD)를 바탕으로 다양한 생물종에 대한 위해성을 양적·질적으로 평가할 수 있는 진보된 접근법이라 할 수 있다(George et al., 2003). 특히 DERA의 한계를 일찌감치 인식한 호주/뉴질랜드와 네덜란드는 PERA 기법을 적용하여 제도적으로 환경을 관리하고 있으며, 이 때 자국의 상황을 반영하여 고유의 관리 수치를 제안한 바 있다(ANZECC and ARMCANZ, 2000; RIVM, 2001). 또한 국내에서도 환경부와 국립환경과학원(2006)에 의해 수질유해화학물질의 생태위해성평가 연구에서 호주/뉴질랜드의 PERA 기법을 활용하여 생태위해성평가가 수행된 바 있다. 이 때 물질별 국내종 독성 자료의 부족으로 일부 물질에 한해서만 PERA 기법을 적용하였고, 대부분의 물질에 대해 DERA 기법을 적용할 수밖에 없었던 한계성이 있었다(환경부와 국립환경과학원, 2006). 따라서 효율적인 생태위해성평가를 위해서는 선진국의 PERA 기법을 수정 및 보완하여 국내 상황에 적합한 기법을 마련하는 것이 필요하며, 이를 위해 PERA 기반 연구가 필요하다.

본 연구에서는 발전된 생태위해성평가 기법인 PERA에 대한 선진국의 사례를 비교 분석하고, 수생태계를 대상으로

† To whom correspondence should be addressed.
anyjoo@konkuk.ac.kr

국내에 적합한 PERA 기법을 제안하였다.

2. 연구방법

2.1. 생태 독성 자료의 고려조건

생태 독성 자료의 선별을 위해 상세 독성 실험 정보의 제시 여부에 따른 자료의 신뢰성, 시험종의 서식 분포 성향에 근거한 지역특이성, 시험종의 생활사에 따른 급성 및 만성 노출 기간 분류 기준, 수체 내 중금속의 수용체에 대한 독성력의 변화를 야기하는 경도의 보정 여부 등을 고려하였다.

2.2. 선진국의 PERA 사례 분석

기존 PERA의 적용 사례를 분석하기 위해 선진국에서 국가 수질 권고치로 활용되고 있는 수생태 보호 농도를 산출하기 위한 기반 독성 자료 및 산출 수식, 산출 인자 등을 조사하였다. 특히 미국, 호주/뉴질랜드, 네덜란드, 캐나다 등의 선진국에서 생태위해성평가를 바탕으로 수질 권고치로 활용되는 수생태계 보호 농도 산출 방법론을 분석하였으며, 이를 바탕으로 국내 적용 가능한 PERA 기법을 제안하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 생태 독성 자료 처리

3.1.1. 신뢰성 기반 자료 선별

지속적으로 생성 및 축적되는 다양한 생태 독성 자료 중 표준 시험법에 따라 수행되지 않아 활용이 불가한 자료들이 존재하기 마련이므로 자료의 질을 선별할 필요가 있다. 일반적으로 생태위해성평가를 위해 활용되는 자료는 신뢰성, 타당성, 적절성이 확인되어야 한다(Klimisch et al., 1997). Klimisch 등(1997)에 따르면 제한 없는 신뢰성(Reliable without restriction), 제한적 신뢰성(Reliable with restrictions), 신뢰성 없음(Not reliable), 지정할 수 없음(Not assignable)의 분류 기준에 따라 자료의 활용 여부를 평가하게 된다. 제한 없는 신뢰성은 경제협력개발기구(Organization for Economic Cooperation and Development, OECD), 미국표준시험협회(American Society for Testing and Materials, ASTM), 미국 환경보호청(U.S. Environmental Protection Agency, USEPA) 등의 국제적 지침인 GLP(Good laboratory practice)에 따라 수행된 독성 자료를 포함하며, 제한적 신뢰성은 국제적 지침을 따르지 않았으나 SCI 급 논문과 같이 충분한 실험 정보를 제공한 독성 자료를 포함한다. 반면 신뢰성 없음은 허용할 수 없는 방법을 따랐거나 평가하기에 불충분하거나 전문가 판단에 대해 확신할 수 없는 독성 자료를 포함하며, 지정할 수 없음은 불충분한 실험 정보를 제공하거나 초록 또는 2차 문헌에 제시된 독성 자료를 포함한다(Klimisch et al., 1997).

3.1.2. 지역특이성 기반 자료 선별

특정 국가의 생태위해성평가를 위해 생태 독성 자료를 활용할 때에는 지역 특이성을 고려한 자료를 선별할 필요가 있다. 대체로 생태위해성평가를 위한 수집된 자료는 OECD, ASTM 등의 국제적 표준시험법을 토대로 수행된 결과이기 때문에 실험 결과는 시험종의 서식지의 영향을 받지 않는다. 그러나 특정 국가의 수생태계 관리를 위한 과학적 근거로서 활용될 독성 자료는 먹이사슬을 통한 생물종간 상호관계를 고려해야 하므로 그 지역에 분포하는 시험종에 대한 자료를 활용할 필요가 있다(남선화 등, 2007; 박용석 등, 2003; 안윤주 등, 2007, 2008a). 또한 국제시험종이라 하더라도 그 지역에 분포하지 않는 종일 경우, 해당 지역특성을 반영할 수 없을 것이다. 특히 호주/뉴질랜드와 캐나다는 수질 준거치 산출 시 활용되는 생태독성자료를 선별할 때 그 지역에 분포하는 시험종의 사용 여부를 판별한 뒤 활용한 바 있다(ANZECC and ARMCANZ, 2000; CCME, 2003). 호주/뉴질랜드는 국내종을 이용한 생태독성자료의 불충분으로 주로 북미 중심의 국외종 자료를 활용하였으나, 현재 33개 화학물질에 대해 국내종을 이용한 생태독성자료를 바탕으로 국가 수질 준거치를 제시하고 있다(ANZECC and ARMCANZ, 2000). 캐나다는 북미에서 서식하는 수서생물종을 반드시 포함하여 수질 준거치를 도출하도록 되어 있으며, 농업용수 보호를 위한 수질 준거치 산출 시에도 국내에서 생장하는 농작물을 포함하도록 하고 있다(CCME, 2003).

3.1.3. 노출 기간 기반 급성 및 만성 자료 분류

생태위해성평가를 위해 활용되는 독성 자료는 노출 기간에 따라 급성 및 만성 자료로 분류된다. 이 때 급성 및 만성 독성 자료의 양질에 따라 자료의 충족도가 달라지면 위해성 평가의 신뢰도도 함께 달라지기 때문에 분류 기준이 명확할 필요가 있다. 그러나 기존의 급성 및 만성 기간은 장·단기간 영향이라는 기준으로 불분명하게 구분되어 있으며, 표준 시험법에 제시된 권고 시험종에 한해 구분되어 있을 뿐이다. 따라서 생물종의 생활사에 따라 급성 및 만성 독성 기간을 차등 적용할 필요가 있다(남선화 등, 2007; 안윤주 등, 2007, 2008a). 남선화 등(2007)의 어류독성연구에 따르면 치사독성시험은 모든 생물종에 대해 급성 시험은 14일 미만으로 만성 시험은 14일 이상으로 구분한 바 있다. 또한 수정란자어독성시험은 수정란부터 치어가 나타나기 직전까지의 시기를, 생애초기단계독성시험은 수정란부터 성어가 되기 직전까지의 시기를, 치어성장독성시험은 성어가 나타나기 직전까지의 시기를 고려하여 적용한 바 있다. 안윤주 등(2007)의 물벼룩독성연구에 따르면 생식독성시험은 최소 3배 이상의 생식이 가능한 시기를 고려하였으며, 치사독성시험과 유영장애독성시험은 생물종에 따라 만성 영향을 평가할 수 있는 최소 기간을 기준으로, 급성 시험과 만성 시험의 기간을 설정한 바 있다. 안윤주 등(2008a)의 녹조류 독성연구에 따르면 성장저해시험은 최소 두 세대 이상의 세대 교번이 이루어진 시기를 기준으로, 급성 시험은 72시간 미만으로 만성 시험은 72시간 이상으로 구분한 바 있다.

3.1.4. 수체 내 경도 기반 자료 보정

경도는 수체 내 유해물질의 독성 발현에 영향을 미치는 물의 세기 지표로서, 특히 중금속의 수용체 내 흡수기작을 교란시켜 독성을 약화시키는 역할을 한다(Genderen et al., 2007). 즉 경도가 높을수록 중금속의 수서독성 발현력이 약화되기 때문에, 경도를 제외한 실험 방법을 동일하게 적용했더라도 경도 차이에 따른 독성 발현력, 즉 독성 값의 차이를 유발하게 된다. 따라서 경도를 고려하여 생태독성자료의 독성 값을 적용해야 하며, 미국, 유럽연합, 호주/뉴질랜드, 캐나다에서는 경도 보정 알고리즘을 적용하여 일찍이 독성 값을 보정하고 있다(ANZECC and ARMCANZ, 2000; CCME, 2003; EU, 2007; USEPA, 2006). 국내에서는 환경부와 국립환경과학원(2006)의 연구에서 생태독성자료 활용 시 미국의 경도 보정 알고리즘을 보완하여 적용한 바 있으며, 안윤주 등(2008b)의 연구에서 선진국의 경도 보정 알고리즘을 비교 분석하여 국내 적용 가능한 경도 보정 알고리즘을 제안한 바 있다. 안윤주 등(2008b)의 연구에 따르면 경도 보정된 독성치 = 실험 상 독성치(실험 상 경도/기준 경도)$^{slope\ factor}$ 라는 국내 적용 가능한 경도 보정 알고리즘을 제안하였고, 이 때 slope factor는 Cd 0.89, Cr^{3+} 0.82, Cu 0.85, Pb 1.27, Ni 0.85, Zn 0.85를 적용하였으며, 국내 기준 경도 제시는 신뢰성 있는 자료의 부재로 보류한 바 있다.

3.2. 선진국 사례 분석

3.2.1. 미국

미국은 수생태계를 보호하기 위해 국가 수질 준거치인 CMC(Criterion maximum concentration)와 CCC(Criterion continuous concentration)를 제시하고 있다(USEPA, 2006). CMC는 단기간 노출되더라도 담수생태계에 유해 영향을 미치지 않을 수 있는 지표수 내 유해물질의 최고 농도를 가리키며, Table 1에 제시된 수식에 따라 최종급성치(Final acute value, FAV)의 반값으로 산출된다. CCC는 장기간 노출되더라도 담수생태계에 유해 영향을 미치지 않을 수 있는 지표수 내 유해물질의 최고 농도를 말하며, Table 1에 제시된 수식에 의거하여 만성독성자료가 충분할 경우 최종 만성치(Final chronic value, FCV)의 반값으로, 만성독성자료가 충분하지 않을 경우 FAV를 최종급만성비(Final acute chronic ratio, FACR)로 나누어 산출하게 된다(USEPA, 1985, 2006).

한편 FAV와 FCV를 산출하기 위해서는 최소 8개 이상의 과(family)에 속하는 최소 1종씩의 담수 동물종의 급성독성자료가 있어야 한다. 이 때 경골어강(class Osteichthyes)에 속하는 연어과(family Salmonidae), 경골어강(class Osteichthyes)에 속하는 두 번째 과, 상업용 또는 위락용으로 중요한 온수종 선호(예. bluegill, channel catfish 등), 척색동물문(phylum Chordata)에 속하는 세 번째 과(경골어강에 속하거나 양서류 등일 수도 있음), 부유성 갑각류(예. cladoceran, copepod 등), 저서성 갑각류(예. ostracod, isopod, amphipod, crayfish 등), 곤충류(예. mayfly, dragonfly, damselfly, stonefly, caddisfly, mosquito, midge 등), 절지동물문(phylum Arthropoda) 또는 척색동물문(phylum Chordata) 이외의 문(phylum)에 속하는 과(예. Rotifera, Annelida, Mollusca 등), 그 밖에 제시되지 않은 곤충 목(order) 또는 문(phylum)에 속하는 과(family)가 FAV와 FCV를 산출하기 위한 급성독성자료의 조건에 포함된다. 또한 FACR를 산출하기 위해서는 최소 3종 이상의 과(예. 어류, 무척추동물, 급성적으로 민감한 담수종)에 속하는 담수 동물종의 급성독성자료가 있어야 한다(USEPA, 1985).

3.2.2. 호주/뉴질랜드

호주/뉴질랜드는 권고치 trigger value를 도출하기 위해 생태독성자료의 신뢰도(Reliability)에 따라 고(High), 중간(Moderate), 저(Low) 방식을 제시하고 있다(Table 2). 먼저 고 신뢰도 방식은 Table 2에서 제시한 최소 4개의 생물분류군(예. 어류, 무척추동물, 식물, 기타)에서 최소 5종에 대한 만성 무영향관찰농도(No Observed Effect Concentration, NOEC) 자료가 있을 경우, SSD의 유해농도(Hazardous con-

Table 1. Equation to calculate CMC and CCC for the protection of aquatic organisms and their uses in USEPA (1985)

$$CMC = \frac{FAV}{2}$$

$$CCC = \frac{FCV}{2} \quad \text{or} \quad \frac{FAV}{FACR}$$

$$S^2 = \frac{\sum \ln[GMA(C)V]^2 - \frac{\{\sum \ln[GMA(C)V]\}^2}{4}}{\sum P - \frac{(\sum \sqrt{P})^2}{4}}$$

$$L = \frac{\sum \ln[GMA(C)V] - S \times \sum(\sqrt{P})}{4}$$

$$A = (S \times \sqrt{0.05}) + L$$

$$FA(C)V = e^A$$

CM(C)C	Criteria maximum (continuous) concentration	($\mu g\ L^{-1}$)
FA(C)V	Final acute (chronic) value	($\mu g\ L^{-1}$)
FACR	Final acute chronic ratio	
GMA(C)V	Genus mean acute (chronic) value	($\mu g\ L^{-1}$)
P	Cumulative probability	R/(N+1); R=1,2,3, and 4
R	Assign ranks	
N	Total number of GMA (C) Vs in data set	

Table 2. Method for deriving guideline trigger values for fresh water quality from ANZECC and ARMCANZ (2000)

High reliability trigger value (HTV)	→	$HC_x \cdots SSD_{NOEC}$
Moderate reliability trigger value (MTV)	→	$\frac{HC_x \cdots SSD_{L(E)C50}}{ACR}$
Low reliability trigger value (LTV)	→	$\frac{L(E)C50 \text{ or } NOEC}{AF}$

NOEC =	No-Observed-Effect Concentration	(μg /L)
SSD_{NOEC} =	Species Sensitivity Distribution from chronic NOEC values for at least five different species from four different taxonomic groups[a]	
$SSD_{L(E)50}$ =	Species Sensitivity Distribution from acute L(E)C50 values for at least five different species from four different taxonomic groups[a]	
HCx =	Hazardous Concentration for x% of the species	(μg /L)
LC50 =	Median Lethal Concentrations	(μg /L)
EC50 =	Median Effective Concentrations	(μg /L)
ACR =	Acute/Chronic Ratio	
AF =	Assessment factor[b]	

[a] Taxonomic groups include fish, invertebrates, plants, and others. Invertebrates include crustaceans, insects, mollusks, annelids, echinoderms, rorifers, and hydra. Plants include green algae, blue algae, red algae, and macrophytes, and others include blue-green algae (cyanobacteria), amphibians, bacteria, protozoans, coral, fungi and others.

[b] Assessment factor was used based on the available toxicity data. The lowest of three chronic NOEC values was divided by 20, and the lowest of three acute LC50 or EC50 values was divided by 100. But if there were not sufficient data to satisfy the OECD MPD requirements, a factor of 1000 was applied to the lowest acute LC50 or EC50 value.

centration, HC)를 만성 준거치로 이용하는 것이다(안윤주 등, 2008c; ANZECC and ARMCANZ, 2000). 다음으로 중간 신뢰도 방식은 Table 2에서 제시한 최소 4개의 생물분류군(예. 어류, 무척추동물, 식물, 기타)에서 최소 5종에 대한 급성 반치사(영향)농도[Lethal (Effect) Concentration 50, L(E)C50] 자료가 있을 경우, SSD의 HC를 FACR로 나누어 만성 준거치로 이용하는 것이다. 이 때 FACR는 동일한 참고문헌에서 나온 급성 및 만성 독성값으로부터 생물종별 급만성비(Acute to Chronic Ratio, ACR)의 기하평균을 의미한다(안윤주 등, 2008c; ANZECC and ARMCANZ, 2000). 마지막으로 저 신뢰도 방식은 OECD(1981)가 제시한 MPD(Minimum Premarketing Dataset)에 속하는 어류, 무척추동물, 조류 중에서 독성 자료가 있을 경우, 최저 L(E)C50 또는 NOEC을 Table 2에서 제시한 평가계수(Assessment Factor, AF)로 나누어 만성 준거치로 이용하는 것이다(안윤주 등, 2008c; ANZECC and ARMCANZ, 2000).

3.2.3. 네덜란드

네덜란드는 화학물질로 인한 영향으로부터 생태계 내 모든 생물종을 보호하기 위한 최대허용농도(Maximum permissible concentration, MPC)를 제시하고 있다. MPC를 산출하기 위한 방법은 생태독성자료의 양질에 따라 정밀영향평가(Refined effect assessment)와 예비영향평가(Preliminary effect assessment)로 분류된다. 먼저 정밀영향평가는 최소 4개의 다른 생물분류군(예. bacteria, fungi, rotatoria, crustacean, cyanophyta, coelenerata, nematode, insecta, protozoa, echinodermata, moolusca, pisces, macrophyta, plathyhelmintes, annelida, amphibian, algae)에 속하는 만성 NOEC 자료가 있을 경우의 SSD를 활용한다. 이 때 MPC는 식 (1)에 의거하여 SSD의 5%인 HC_5로부터 산출된다.

$$\log HC_p = \bar{x} - k \cdot s \quad (1)$$

여기서, HC_p는 생물종의 p%를 보호할 수 있는 화학물질의 유해농도로, MPC를 산출하기 위해서는 일반적으로 HC5가 적용된다. $\bar{x}$는 로그-전환 NOEC 자료의 평균을 의미하며, k는 RIVM (2001)의 Annex 6에 제시된 보호 수준과 시료 크기에 따라 적용되는 외삽 상수를 말한다. s는 로그-전환 자료의 표준 편차를 나타낸다. 다음으로 예비영향평가는 정밀영향평가에서 언급한 최소 4개의 다른 생물분류군에 속하는 만성 NOEC 자료가 부족하거나 급성독성자료가 있을 경우 불확실성을 고려하여 MPC를 산출하는 방법이다. 이 때 불확실성을 고려하기 위해 활용되는 AF는 Table 3에 제시된 EU/TGD AF 또는 보완된 EPA AF를 활용하며, 급성 및 만성 독성 자료에 따라 각각 상이하게 적용된다(RIVM, 2001).

3.2.4. 캐나다

캐나다는 수생태계를 보호하기 위해 정식(full) 및 임시(interim) 수질 권고치를 제시하고 있다. 먼저 정식 권고치는 어류 3종, 무척추 동물 2종, 식물 1종을 포함하는 최소 독성 자료가 존재해야 하며, 자료 부족으로 정식 권고치를 산출하지 못하나 최소 자료 조건(예. 어류 2종, 무척추동물 2종)을 충족하는 자료가 존재할 경우 임시 권고치를 산출

Table 3. Assessment factors to derive MPC from RIVM (2001)

Classification		Available data and additional criteria		Assessment factor
EU/TGD	*	L(E)C50 for algae, daphnia and fish		1000
	* + 1 NOEC	NOEC from same taxonomic group as the lowest L(E)C50 for fish or daphnia		
		→ O	The lowest NOEC	100
		→ X	The lowest L(E)C50/1000 < the lowest NOEC/100 → The lowest L(E)C50	1000
		→ X	The lowest L(E)C50/1000 ≥ the lowest NOEC/100 → The lowest NOEC	100
	* + 2 NOEC	NOEC from same taxonomic group as the lowest L(E)C50		
		→ O	The lowest NOEC	50
		→ X	The lowest NOEC	100
	* + 3 NOEC	NOEC for algae, daphnia and fish		
		→ O	The lowest NOEC	10
		→ X	NOEC from same taxonomic group as the lowest L(E)C50 → The lowest NOEC	10
		→ X	NOEC not from same taxonomic group as the lowest L(E)C50 → The lowest NOEC	50
Modified EPA	L(E)C50		The lowest L(E)C50/1000 < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	1000
	L(E)C50 for minimal algae, daphnia and fish		The lowest L(E)C50/100 < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	100
	NOEC**		The lowest L(E)C50/1000 (100) < the lowest NOEC/10 → the lowest L(E)C50	100/1000
			The lowest L(E)C50/1000 (100) < the lowest NOEC/10 → the lowest NOEC	10
	NOEC for minimal algae, daphnia and fish		The lowest NOEC	10

* Base set means L(E)C50 for algae, daphnia and fish.
** NOEC is compared to the extrapolated value based on acute L(E)50 values. The assessment factor for L(E)50s is 100 for < 3 L(E)50s, 1000 ≥ 3 L(E)50s.

할 수 있다. 이 때 활용되는 담수종 자료는 북미에 서식하는 생물종이어야 한다. 한편 만성독성자료로부터의 정식 권고치는 가장 민감한 최저관찰영향수준(Lowest-Observed-Effect-Level, LOEL)과 안전계수(Safety factor, SF) 0.1의 곱으로부터 산출되며, 만성독성자료가 충분하지 않을 경우 급성독성자료로부터 임시 권고치를 산출할 수 있다. 이 때 가용한 ACR이 있을 경우 가장 민감한 LC50 또는 EC50를 ACR로 나누어 산출하게 되며, 가용한 ACR이 없을 경우 가장 민감한 LC50 또는 EC50와 보편적인 적용계수(Universal application factor, UAF)를 곱하여 산출한다. 또한 UAF는 비지속(수체 내 반감기가 8주 미만 일 때) 변수의 경우 0.05, 지속 변수의 경우 0.01을 적용하며, Table 4와 같이 제시하였다(CCME, 2003).

3.3. 국내수계에 적합한 PERA 기법 제안

3.3.1. 수생태계 보호 농도 산출 기반 독성 자료 처리

수생태계 보호를 위한 PERA를 위해서는 기반 자료의 처리가 선행되어야 하며, 이러한 처리 범위에는 자료의 신뢰성, 지역특이성, 급성 및 만성 노출 기간, 수체 내 경도 등이 포함된다. 먼저 자료의 신뢰성은 Klimisch 등(1997)의 분류 기준 중 제한 없는 신뢰성 및 제한적 신뢰성을 우선시해야 하며, GLP와 같은 국제적 지침에 따랐거나 실험 정보가 충분히 제시된 SCI급 논문을 중심으로 자료를 수집해야 할 것이다. 또한 자료의 지역특이성은 호주/뉴질랜드와 캐나다에서 자국의 수생태계 보호 농도를 산출하기 위해 이미 고려되어진 바 있으며, 생물종간 상호관계, 경제적 비용 소모, 생태계 교란의 잠재적 위험성 등의 측면을 감안했을 때 국내 수계에 서식하고 있는 생물종을 대상으로 수행된 자료를 활용해야 할 것이다. 다음으로 자료의 급성 및 만성 노출 기간 기준은 급성 및 만성 독성 자료의 양질에 따른 신뢰도와 연관되기 때문에 생물종의 생활사 및 종 말점에 따라 차등 적용된 바 있으나, 이는 주요 생물종에 국한되어 있으므로 다양한 생물종에 대한 연구를 통해 지속적으로 보강해나가야 할 것이다. 마지막으로 자료의 경도 보정은 동일 생물종 및 화학물질을 사용하더라도 실험 상 수체의 경도에 따라 독성 결과값이 상이해질 수 있으므로, 기준 경도에 대한 규명 연구를 통해 경도 보정 알고리즘을 명확하게 적용해야 할 것으로 사료된다.

3.3.2. 국내에 적합한 수생태계 보호 농도 산출 방법

수생태계 보호 농도를 산출하기 위한 방법은 국가마다 조금씩 상이하게 적용되는 것으로 나타났다(Table 5). 수생

Table 4. Method for deriving full and interim water quality guideline for the protection of aquatic life from CCME (2003)

Full guideline from a chronic study		→	$G_{full} = LOEL \times SF$
Interim guideline from a acute study	ACR is available	→	$G_{interim} = \frac{LC50 \text{ or } EC50}{ACR}$
	ACR is unavailable	→	$G_{interim} = LC50 \text{ or } EC50 \times UAF$

Gfull = Full water quality guideline	(μg /L)
Ginterim = Interim water quality guideline	(μg /L)
L(N)OEL = Lowest(No)-Observed-Effect Level	(μg /L)
SF = Safety factor	default : 0.1
LC50 = Median Lethal Concentrations	(μg /L)
EC50 = Median Effective Concentrations	(μg g/L)
ACR = Acute/Chronic Ratio	LC50 or EC50 / NOEL
AF = Assessment factor	default : 0.05 (for nonpersistent variables; t1/2 in water < 8 weeks), 0.01 (for persistent variables)

Table 5. Method comparison in deriving the concentration for protection of aquatic ecosystem in developed countries

Classification	USEPA	Australian and New Zealand	The Netherlands	Canada	Korea (Proposed)
Term	CMC and CCC	High, moderate, and low reliability trigger values	MPC from refined and preliminary effect assessment	Full and interim water quality guidelines	Concentration for protection of aquatic ecosystem
Condition of data [Taxonomic group /acute(chronic) toxicity value]	At least 8/8	At least 4/5	At least 4/4	At least 3/6	At least 4/4
Equation	$CMC = \frac{FAV}{2}$ $CCC = \frac{FCV}{2}$ or $\frac{FAV}{FACR}$	$HTV = HC_x$ $MTV = \frac{HC_x}{ACR}$ $LTV = \frac{L(E)50 \text{ or } NOEC}{AF}$	$\log MPC = \bar{x} - k \bullet s$ $MPC_{\text{groundwater}} = \frac{NOEC}{AF}$	$G_{full} = LOEL \times SF$ $G_{interim} = \frac{LC50 \text{ or } EC50}{ACR}$ $G_{interim} = LC50 \text{ or } EC50 \times UAF$	$SEM = HC_x$ $SEM_{ACR} = \frac{HC_x}{ACR}$ $AFM = \frac{L(E)50 \text{ or } NOEC}{AF}$
Acute and chronic	Acute and chronic	Chronic	Chronic	Chronic	Acute and chronic
Reference	USEPA (1985)	ANZECC and ARMCANZ (2000)	RIVM (2001)	CCME (2003)	this study

태계 보호 농도를 산출하기 위한 독성 자료는 전반적으로 만성 독성 자료를 우선시하였으며, 만성 독성 자료가 불충분할 경우 ACR 또는 AF로 불확실성을 고려한 급성 독성 자료를 활용하였다. 그러나 이러한 자료를 바탕으로 수생태계 보호 농도를 산출하는 방법은 생물분류군, 최소 독성 자료의 필요조건, SSD의 적용 여부 등에서 차이가 나타났다. 미국, 호주/뉴질랜드, 네덜란드의 경우 다양한 생물종의 민감도 분포를 고려한 PERA의 관점을 반영하였다. 반면 캐나다의 경우 간단한 수식을 이용하여 가장 민감한 단일 생물종의 영향만을 고려한 DERA를 사용함으로써 국가적 권고치로 사용하기에 상당히 보수적인 것으로 나타났다. 또한 미국의 경우 최종적으로 가장 민감한 4종의 독성 자료만 활용함에도 불구하고 8개 이상의 과에 속하는 생물종의 독성자료가 존재해야 한다는 다소 엄격한 필요조건으로 인해, 미비한 국내 독성 자료의 취약성을 고려해볼 때 그 적용성이 낮다고 판단된다. 호주/뉴질랜드와 네덜란드의 경우 상이한 생물분류군으로부터 4~5종의 생물종 독성 자료를 활용함으로써 다양한 생물종의 민감도 분포를 고려하는데 용이하다. 반면 호주/뉴질랜드와 네덜란드는 아강(subclass), 강(class), 아문(subphylum), 문(phylum) 등과 같이 생물분류군 체계를 혼용하여 적용하고 있었다(Table 6). 이러한 생물 분류는 궁극적으로 다양한 생물종 간 상호작용을 고려한 SSD를 파악하기 위해 사용되는 것이므로 이들의 방법을 활용할 경우 생물분류군 체계를 보다 명확히 할 필요가 있다.

따라서 본 연구에서는 국가별 방법론을 비교·분석하여 국내수계에 적합한 PERA를 활용한 수생태계 보호 농도 산출 방법을 다음과 같이 제안하였다. 생물분류군은 '강(class)'을 기준으로 구분하는 것이 바람직하며, 이에는 경골어강(Actinopterygill), 새각강(Branchiopoda), 녹조강(Chlorophyceae), 다지강(Maxillapoda), 곤충강(Insects), 부족강(Bivalvia), 복족강(Gastropoda), 쌍선충강(Secernentea), 다모

Table 6. Taxonomic groups for deriving the concentration for protection of aquatic ecosystem in ANZECC and ARMCANZ (2000) and RIVM (2001)

Kingdom	Phylum	Class	ANZECC and ARMCANZ	RIVM	Indication
Animalia	Chordata	Actinopterygill	O	O	*Oryzias latipes*
		Amphibia	O	O	*Rana temporaria*
	Cnidaria	Hedrozoa	O	O	*Hydra viridissima*
		Anthozoa	O		
	Molluscs	Gastropoda	O	O	*Physella acuta*
		Bivalvia			*Corbicula fluminea*
		Scaphopoda			
		Cephalopoda			
	Annelids	Polychaeta	O	O	*Branchlura sowerbyi*
		Oligochaeta			*Eisenia foetida*
		Hirudinea			
	Arthropods	Branchiopoda	O (Subphylum Crustacea)	O (Subphylum Crustacea)	*Moina macrocopa*
		Malacostraca			
		Insects	O	O	*Chironomus tentans*
	Platyhelminthes	Turbellaria		O	
		Trematoda			
		Monogenea			
		Cestoda			
	Nematoda	Secernentea		O	*Aphelenchus avenae*
	Rotifera		O	O	
	Echinoderms	Crinoidea	O	O	
		Asteroidea			
		Ophiuroidea			
		Echinoidea			
		Holothuroidea			
Plantae	Chlorophyta	Chlorophyceae	O	O (Algae)	*Selenastrum capricornutum*
	Angiospermae	Monocotyldoneae	O	O (Macrophyta)	*Triticum aestivum*
		Dicotyledoneae			
Fungi			O	O	
Protista	Sarcomastigophora	Phytomastigophorea	O	O	
		Zoomastigophorea			
	Apicomplexa				
	Ciliophora				
Bacteria	Cyanophyta	Chanophyceae	O	O	*Anabaena flosaquae*
	Bacteria		O	O	

강(Polychaeta), 단자엽식물강(Monocotyldoneae), 남조강(Chanophyceae)이 포함된다. 수생태계 보호 농도 산출 방법은 급성 및 만성 독성 자료의 양질에 따라 통계적 외삽법(Statistical extrapolation method, SEM)과 ACR을 고려한 통계적 외삽법(Statistical extrapolation method$_{\text{Acute to chronic ratio}}$, SEM$_{ACR}$), 평가계수법(Assessment factor, AFM)이 있다. 먼저 SEM은 4강 이상의 생물분류군에 속하는 최소 4종 이상의 생물종에 대한 급성 또는 만성 독성 자료[L(E)50 또는 NOEC]에 적용되며, 이러한 독성 자료를 바탕으로 통계 프로그램을 실행하여 각각 급성 및 만성 생태 보호 농도를 산출할 수 있다. 다음으로 SEM$_{ACR}$은 SEM의 자료 충족도를 만족하지 못하는 만성 독성 자료와 만족하는 급성 독성 자료가 있을 때 적용되며, SEM으로부터 산출된 급성 생태 보호 농도를 동일 생물종에 대한 ACR로 나누어줌으로써 만성 생태 보호 농도를 산출할 수 있다. 마지막으로 AFM은 DERA와 유사한 개념으로, SEM의 자료 충족도를 만족하지 못하는 급성 및 만성 독성자료의 최저 L(E)50 또는 NOEC을 Table 7에 제시한 AF로 나누어줌으로써 급성 및 만성 생태 보호 농도를 산출할 수 있다. 따라서 급성 및 만성 독성 자료의 충족도에 따라 SEM, SEM$_{ACR}$, AFM을 적용하여 급성 및 만성 수생태계 보호 농도를 산출할 수 있을 것으로 사료된다.

4. 결 론

본 연구에서는 PERA에 대한 선진국의 사례를 비교 분석

Table 7. Assessment factor (AF) for deriving the concentration for protection of aquatic ecosystem

Available data	Assessment factor	Reference
Acute L(E)C50 or QSAR estimate from a set of data on one or two aquatic species	1000	OECD, 1995
Acute L(E)C50 or QSAR estimate from a set of data at least consisting of algae, crustaceans and fish	100	OECD, 1995
One long-term NOEC (either fish or daphnia)	100	EC, 2003
Two long-term NOECs from species representing two trophic levels (fish and/or daphnia and/or algae)	50	EC, 2003
Long-term NOECs from at least three species (normally fish, daphnia and algae) representing three trophic levels	10	EC, 2003

하여 국내수계에 적합한 PERA 기법을 제안하였다. 수생태계 보호를 위한 PERA는 자료의 신뢰성, 지역특이성, 급성 및 만성 노출 기간, 수체 내 경도 등의 기반 자료 처리를 기반으로 해야 한다. 수생태계 보호 농도를 산출하기 위한 방법은 전반적으로 만성 독성 자료를 우선시하였으며, ACR 또는 AF로 불확실성을 고려한 급성 독성 자료를 활용하는 것으로 나타났다. 반면 이러한 자료를 바탕으로 수생태계 보호 농도를 산출하는 방법은 생물분류군, 최소 독성 자료의 필요조건, SSD의 적용 여부 등에서 차이가 나타났다. 본 연구에서는 생물분류군 '강'을 기준으로 구분된 급성 및 만성 독성 자료의 충족도에 따라 통계적 외삽법(Statistical extrapolation method, SEM)과 ACR을 고려한 통계적 외삽법(Statistical extrapolation methodAcute to chronic ratio, SEM_{ACR}), 평가계수법(Assessment factor, AFM)을 제안하였으며, 이는 국내 PERA 방법으로 적용가능 할 것으로 사료된다.

참고문헌

남선화, 양창용, 안윤주, 이재관(2007). 국내 생물종을 이용한 생태독성평가 기반연구 : (I) 어류. *한국육수학회지*, **40**(2), pp. 173-183.

박용석, 이상구. 이승진, 문성경, 최은주, 이기태(2003). Glucose-6-phosphate dehydrogenase를 이용한 Moina macrocopa의 중금속 독성 검정. *한국환경독성학회지*, **18**(4), pp. 305-310.

안윤주, 남선화, 이우미(2007). 국내 생물종을 이용한 생태독성평가 기반연구 : (II) 물벼룩류. *한국육수학회지*, **40**(3), pp. 357-369.

안윤주, 남선화, 백용욱(2008a). 국내 생물종을 이용한 생태독성평가 기반연구 : (III) 녹조류. *한국하천호수학회지*, **41**(2), pp. 117-127.

안윤주, 양창용, 남선화(2008b). 국내 적용가능한 중금속 수서독성에 대한 경도보정 알고리즘 연구. *한국하천호수학회지*, **41**(3), pp. 275-282.

안윤주, 남선화, 김용화(2008c). 생태수질기준설정을 위한 대상물질의 생태위해성 평가. *수질보전 한국물환경학회지*, **24**(5), pp. 592-597.

환경부, 국립환경과학원(2006). *물환경종합평가방법 개발 조사연구(III) -인체 및 수생태계 위해성평가 체계 구축*.

ANZECC and ARMCANZ (2000). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality.

CCME (2003). Canadian environmental quality guidelines.

EC (2003). Technical guidance document on risk assessment.

EU (2007). European Union risk assessment report cadmium oxide and cadmium metal part Ⅰ - Environment.

Genderen, E. V., Gensemer, R., Simth, C., Santore, R., and Ryan, A. (2007). Evaluation of the biotic ligand model relative to other site-specific criteria derivation methods for copper in surface waters with elevated hardness. *Aquatic Toxicology*, **84**(2), pp. 279-291.

George, T. K., Liber, K., Solomon, K. R., and Sibley, P. K. (2003). Assessment of the probabilistic ecological risk assessment-toxic equivalent combination approach for evaluating pesticide mixture toxicity to zooplankton in outdoor microcosms. *Arch. Environm. Comtam. Toxicol.*, **45**(4), pp. 453-461.

Hope, B. K. (2006). An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, **32**(8), pp. 983-995.

Klimisch, H. J., Andreae, M., and Tillmann, U. (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **25**(1), pp. 1-5.

OECD (1981). Guideline for Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

OECD (1995). Guidance document for aquatic effects assessment.

RIVM (2001). Guidance document on deriving environmental risk limits.

USEPA (1985). Guideline for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses.

USEPA (2006). National recommended water quality criteria.

Verdonck, F. (2003). Geo-referenced probabilistic ecological risk assessment. Ghent University, Belgium.