

## 대안 평가를 위한 의사결정 기법

남기창\* · 홍상표\*\*

청주대학교 환경공학과\*, 서울보건대학 환경보건학과\*\*

### Decision Methods for Evaluation of Alternatives

Nam, Kie-Chang\* · Hong, Sang-Pyo\*\*

Dept. of Environmental Engineering, Chongju University\*, Dept. of Environmental Health, Seoul Health College\*\*

#### Abstract

For any particular development project or environmental regulations, decision-making criteria is required and conflicts among criteria should be resolved. It is necessary to investigate criteria that government agencies employ in making decisions that influence the environment.

The evaluation of alternative development proposals and regulatory measures involves much more than environmental issues. Economic, technical, and social factors should be considered along with environmental impacts when making evaluations. Evaluation should be based on values of all individuals who may be affected by public or private decisions.

There are many evaluation methods for determining how individuals and groups value alternative public actions. Numerous weighting-scaling methodologies can be used in such evaluations. These methodologies represent adaptations of multiple-criteria or multiple-attribute decision-making techniques. Environmental risk assessment which accounts for uncertainties in choosing among alternative policies and projects is increasingly used.

Key words : EIA, decision-making, importance weighting, alternatives evaluation

#### I. 서론

환경영향평가제도는 개발사업을 추진하기 전에 환경성을 고려하여 경제개발과 환경보전의 조화를 목표로 하는 환경적으로 지속가능한 개발(ESSD)을 위한 유용한 수단이다. 환경영향평가제

도는 1969년 미국 NEPA(National Environmental Policy Act)에 근거하여 시작되었으며, 많은 국가에서 대규모 개발사업에 대하여 인간과 자연환경에 끼치는 각종 영향을 사전에 예측·평가하여 부정적 영향을 파악하여 저감시키는 방안을 강구하는 의사결정 지원도구로 해당국가의 특성 및

여건에 따라 다양한 방법으로 정착시켜오고 있다. 환경영향평가제도는 경제개발과 환경보전을 균형화시키는 역할과 환경오염의 사전예방적 환경정책수단으로서의 기능을 수행함으로써 환경보전에 대한 사회적 인식을 높이는데 기여했다.

우리나라의 환경영향평가제도는 1977년 12월에 제정된 환경보전법의 「사전협의」, 1979년에 개정된 환경보전법의 「환경영향 평가 및 협의」, 1981년에 제정된 「환경영향평가서 작성 등에 관한 규정」등이 제정·고시됨에 따라 시행되어 왔다. 1990년에 제정된 환경정책기본법에서는 환경영향평가에 관한 규정이 주민의견 반영을 의무화시키는 등 대폭 보완·강화되었다. 1993년에 제정되어 1997년에 개정된 환경영향평가법에서는 대상사업을 17개 분야 63개 사업으로 확대시켰다. 환경정책기본법에 근거해서 2000년 8월부터는 「사전환경성검토제도」를 행정계획 및 사업의 초기단계에 적용시키고 있다.

그러나 환경영향평가는 평가항목과 범위의 설정, 영향 예측기법의 정확도, 주민참여 제한, 협의 내용의 미이행, 평가기준 미흡 등에 관해 논란이 되고 있다. 본 연구에서는 환경영향평가제도 및 사전환경성검토제도에서 행정계획 및 개발사업의 대안이 환경에 미치는 영향을 판단하는 평가기준 및 의사결정기법에 관해서 검토해 보기로 한다.

## II. 환경평가기준

### 1. 의의

정부 및 개인이 환경을 보존하려고 하는 데에는 여러 가지 동기가 있다. 자원의 효율적 이용, 안전한 음용수의 공급 등이 그 예가 된다. 이러한 동기를 의사결정을 위한 기준에 어떻게 적용시킬지가 관건이 된다. 평가기준으로는 비용-편익 분석(benefit-cost analysis: BCA)에 근거한 효율성,

국가간, 계층간, 지역간 및 세대간 환경정의(environmental justice)에 근거한 형평성, 다른 동물에 대한 인간의 도덕적 의무가 있다.

우리나라의 환경영향평가제도 및 사전환경성검토제도에서는 개발사업 및 행정계획이 환경에 미치는 악영향을 과학적으로 평가하여 사업을 취소 또는 축소 조정시킬 수 있는 평가기준이 명확히 설정되어 있지 못하다. 현재 우리나라에서 이용되는 평가기준은 환경영향평가 분야에서는 환경기준, 배출허용기준, 지역특성을 고려한 기준 등이며<sup>1)</sup>, 사전환경성 검토분야에서는 지역의 특성, 환경보전시책상의 목표달성, 환경기준 유지 등이다.<sup>2)</sup>

### 2. 효율성과 비용-편익분석

1936년에 미국 의회에서 금전적 편익이 비용을 초과해야 사업을 추진할 수 있도록 하는 Flood Control Act를 발효시키면서 환경정책 입안을 비롯한 공공분야의 의사결정에 BCA가 이용되기 시작했다. 미국에서는 1981년 2월에 Executive Order 12291를 공포하여 새로운 연방규정은 비용-편익 분석을 받도록 하였다.

그러나 BCA는 순편익(효율성)만 고려하고 이익의 배분(분배의 정의)을 고려하지 못하며, 또한 법률적 및 도덕적 권리(legal right and moral right)를 고려하지 못한다는 비판을 받고 있다. 도덕적 권리를 고통과 괴로움을 느낄 수 있는 동물(sentient being)까지 확대하자는 주장도 있다.<sup>3)</sup>

### 3. 형평성과 환경 정의

미국의 철학자인 Wenz는 환경정의에 대해 서로 다르게 생각하기 때문에 환경정책에 대한 異見이 생긴다고 보았다<sup>4)</sup>. 분배 정의(distributive justice)는 누가 무엇을 얻느냐에 관한 것이다. 분배 정의에 대한 철학적 접근으로는 결과에 초점을

두는 공리주의(utilitarianism)와 과정에 초점을 두는 천부권리론(entitlement theory)이 있다. 국가간 환경정의 및 세대간 환경정의도 아울러 고려해야 된다. 환경정책 결정에 규범으로 떠오른 미래세대들을 위한 현세대의 환경이용의 제한 의무는 지속가능한 개발(sustainable development) 이념에 잘 나타나고 있다.<sup>5)</sup> 지속가능한 개발에 대해 Goodland, R. 와 H. Daly 는 다음의 표 1과 같이 구분했다.<sup>6)</sup>

#### 4. 서식가능한 환경에 대한 도덕적 및 법적 권리

1970년대 이후에 인간 외의 동물에게도 도덕적 고려를 해야 된다는 철학적 각성이 싹텄다. 1985년에 미국의 철학자 Tom Reagan은 “생명의 주체(subjects of a life)” 개념을 통해서 지각력 있는 생명체(sentient beings)도 그들 고유의 내재적 가치를 갖고 있다고 주장했다.<sup>7)</sup> 1993년에 공리주의 철학자인 Peter Singer는 어떤 행위의 도덕적 가치에는 인간 뿐만 아니라 지각력 있는 생명체(sentient beings)에 미치는 영향까지 고려해야 된다고 주장했다.<sup>8)</sup> 이러한 주장에 대해 비용과 편익을 추정하기가 곤란하고 다른 사람들의 총체적 효용을 증대시키기 위해 소수에게 과중한 부담을

지울 수 있다는 비판이 제기되었다.

생태계 및 생물종에도 어떤 형태로라도 법률적 배려를 해 주어야 한다는 주장이 제기되고 있다. 1988년에 Southern California 대학의 법학 교수인 Christopher Stone은 “Should Trees Have Standing?”에서 자연적 객체(natural objects)인 숲, 강, 바다 등에도 후견인 개념(guardianship)에 근거해서 법률적 권리를 부여하자고 주장했다<sup>9)</sup>. 또한 그는 대기, 하천, 습지 같은 공유재(common property)에 대해 정부기관에서 공공신탁자원(public trust resources)의 수탁자로서의 역할을 담당하여 환경 훼손에 대해 법률적 소송을 할 수 있다고 보았다.<sup>10)</sup>

### III. 대안 평가를 위한 의사결정 기법

#### 1. 개요

개발계획의 대안을 평가(등급화)하는데는 환경적인 고려만으로 충분하지 못하다. 평가를 할 때에는 환경영향 뿐만 아니라 정치적, 기술적 및 경제적 요소를 고려해야만 된다. 평가(evaluation)는 “개발사업 또는 계획의 대안들 사이에서 상대적 장점 및 단점을 찾는 분석과정”이다.<sup>11)</sup> 평가는 의

표 1. Weak and Strong Sustainability

Weak Sustainability - 총자본(total capital) 현상유지	예: 순소득의 일부가 총자본을 보충하는데 투자되면 석유를 고갈시켜도 된다.(과학기술 연구 및 교육에 투자) 가정: 인공자본과 자연자본은 대체가능
Strong Sustainability - 인공자본(human-made capital)과 자연자본(natural capital)을 별도로 현상유지	예: 순소득의 일부가 총자본 뿐만 아니라 자연자본을 보충하는데 투자되면 석유를 고갈시켜도 된다.(태양에너지 개발에 투자)

주) 자 본: 재화 및 용역을 생산할 수 있는 자산

총 자 본: 자연자본, 인간자본(human capital) 및 인공자본을 합친 것

자연자본: 숲, 습지 등

인간자본: 인간, 제도, 문화적 결속력, 교육, 정보, 지식

인공자본: 도로, 공장, 설비 등

사결정이 아니며, 대안간의 차이점을 부각시켜 의사결정을 돕는 것이다. 평가는 가치(value)에 근거하고 있다. 민주국가에서는 공적인 결정에 따라 영향을 받는 모든 개인의 가치를 고려해만 한다.

환경영향평가를 하는 경우에 최소한 2개 이상의 대안을 평가해야 된다. 어떤 사업의 대안에는 ① 입지 변경 ② 설계 변경 ③ 건설, 운영 ④ 사업규모 조정 ⑤ 추진단계 조정 ⑥ 사업취소 ⑦ 시기선택 등의 대안이 있다.<sup>12)</sup> 미국의 CEQ (Council on Environmental Quality)에서는 대안평가를 EIS(Environmental Impact Statements)의 핵심이라고 표현하고 있다. CEQ에서는 제안된 사업과 대안의 환경평가에 대한 정보는 비교가능한 형태로 제시하여 의사결정자 및 공중이 대안을 선택할 수 있는 명확한 근거를 제공하도록 규정하고 있다.<sup>13)</sup>

대안의 평가기법은 수백 종류가 있지만 어떤 기법이 최선인지에 관해서는 전문가 사이에서 합의되지 못하고 있는 실정이다. 환경영향 예측에 내재된 불확실성을 무시하는 평가절차로는 다기준평가기법(multicriteria evaluation), 확대비용편익분석(extended BCA), 목표-성취행렬(goals-achievement matrix)이 있고, 개발사업과 계획의 대안을 선택하는 데에 불확실성을 고려하는 환경위해성 분석(environmental risk assessment)이 있다.

## 2. 의사결정 요소의 중요도 가중치화

가중치(weighting)를 대안의 비교평가에 이용할 수 있다. 척도화(scaling)는 환경요소에 상대적 중요도 가중치를 할당하여 여러 대안이 미치는 영향에 수치 척도 또는 문자 척도를 부여하는 것이다. 등급화(ranking)는 각 대안이 환경요소에 미치는 영향에 따라 최선에서 최악까지로 대안을 등급화시키는 것이다. 이러한 기법들은 다기준(multiple-criteria) 또는 다요소(multiple-attribute) 의사결정기법을 응용한 것이다.

EIA의 의사결정에 많이 이용되는 기법에는 ① 서열화(ranking) ② 명목집단 과정(nominal-group process) ③ 점수화(rating) ④ 중요도 척도의 사전정의(predefined importance scale) ⑤ 다요소 효용 측정(multiattribute utility measurement) ⑥ 비등급화 쌍대비교(unranked pairwise comparison) ⑦ 등급화 쌍대비교(ranked pairwise comparison) ⑧ Delphi 기법 등이 있다.

Ranking은 n개의 결정요소가 있으면 가장 중요한 요소에 1을 부여하고, 그 다음 중요한 요소에 2를 부여하고, 제일 중요하지 않은 요소에 n을 부여하는 방법이다. Nominal-group process에서는 상호반응하는 집단을 이용하여 토론 및 투표표의 사결정을 한다. Rating은 수학적 정규화 과정을 거쳐 중요도 가중치를 정하는 방법이다. Predefined importance scale은 전문가 또는 학제적 연구팀에 의해 작성될 수 있다. Multiattribute utility measurement(MAUM)에서는 의사결정과정에서 참여한 의사결정자, 전문가, 압력단체, 정부 등의 주관적 가치를 조사하여 중요도 가중치를 결정한다. Pairwise comparison 기법은 의사결정 요소들간의 상호비교를 체계적으로 도표화시켜 중요도 가중치를 결정하는 기법이다.<sup>14)</sup>

## 3. 의사결정기법의 선정

환경영향평가 분야의 의사결정에 최근에 많이 이용되는 다요소의사결정기법을 분석정리한 결과는 다음의 표 2와 같는데 이들 기법중에서 Conjunctive Screening, Compensatory Screening, Reasonable - Social - Welfare Function, Analytic-Hierarchy Process가 보다 더 유용한 편이다.<sup>15)</sup>

모든 종류의 개발사업에 보편적으로 적용될 수 있는 EIA(environmental impact assessment)의 의사결정 기법은 없다. EIA를 평가할 수 있는 기준을 정리하면 다음의 표 3과 같다.<sup>16)</sup> 처음의 3종류는 자연적 또는 인공적 변동에 대한 실질적 환경

표 2. Multiattribute Decision-making Techniques

Objective of Technique	Examples of Technique
Elimination of the Nonfeasible Set of Alternatives (Sequential Elimination Technique)	Conjunctive Screening Conjunctive Ranking Disjunctive Screening Lexicographic Screening Compensatory Screening
Elimination of the Dominated Set of Alternatives	Noninferior Curve Technique Indifference Map Technique Reasonable-Social-Welfare Function Outranking Approaches
Evaluation of the Nondominated Set of Alternatives	Utility Theory and Decision Analysis Compromise Programming Displaced-Ideal Technique Cooperative game Theory Analytic-Hierarchy Process

반응의 복잡한 요소를 반영하고 있다. 나머지 4종류는 계획 및 의사결정 과정에서 선호되는 요소를 나타내고 있다. 다기준 의사결정기법을 선택할 때에는 ① 사용목적 ② 시간, 비용 및 컴퓨터 성능을 고려한 이용 용이도 ③ 기법의 타당성 ④ 다른 기법에 비교되는 기대효과 등을 고려해서 선택해야 된다.<sup>17)</sup>

#### 4. 다기준평가(multicriteria evaluation)

제안된 대안을 등급화시킬 때에 가장 간단한 상황은 결정기준이 오직 하나만 있고 모든 영향을 동일한 단위(unit)로 측정할 수 있는 경우이다. 제안된 대안을 평가할 때에는 많은 경우에 수많은 평가기준이 관련되어 화폐가치와 고용창출 같이 전혀 다른 단위로 측정된다. 이러한 단위는 상호간에 비교가 안된다. 따라서 제안된 개발사업의 총체적 가치를 단일 지수(index)로 쉽게 통합시킬 수가 없다.

공공부문의 개발사업 대안을 평가요소(evaluative factors)로 등급화시키면 편리하다. 공공부문의 계획에서는 제도(institutions), 지역사회의 반응, 그리고 과학기술적 판단 같은 3종류의 원천으로부터 평가요소(evaluative factors)를 추출한다. 제도적 측면으로는 각종 법률 및 조례, 선출직 공무원, 환경시민단체 등에 의해서 공중(public)의 관심을 반영할 수 있다. 지역사회적 측면으로는 지역사회주민에게 관련정보를 제공하여 대안 등급화 등에 관해 feedback을 받는 것이다. 과학기술적 측면으로는 공중이 인식하지 못하는 전문적인 사항, 예를 들어 장기적 생태적 안정을

표 3. EIA 기법을 평가하기 위한 기준

1. 환경영향이 확률적 성질을 지니고 있다는 것을 인식한다. 환경 현상에서 원인-결과의 연계는 확정적인 경우가 드물다.
2. 누적적 및 간접적 영향이 중요하다. 자연계는 고도로 연계되어 있어 누적적 영향이 심각해질 수 있다.
3. 환경영향은 시간에 따라 방향, 크기, 변동율이 달라질 수 있기 때문에 평가기법은 역동적 환경영향을 반영해야 된다.
4. 의사결정은 반드시 다목적적(multiobjective)이다. 평가기법은 환경질의 다양한 요소인 생태계 유지, 자원의 생산성, 인체 건강 및 안전, 쾌적성과 심미성, 문화 및 역사적 자원을 다루어야 한다. 또한 경제적 효율성, 개인 및 지역간 형평성, 사회복지 같은 사회적 목표도 다루어야 한다.
5. EIA에는 사실(fact)과 가치(value)가 모두 포함되어야 한다. 무슨 영향을 조사할 것인지, 그 영향이 좋은지 나쁜지, 그 영향이 다른 영향보다 얼마나 중요한지를 결정하는데는 가치가 개재된다. 가치의 근원(source)을 명확히 밝히지 못하면 평가 자체가 갈등의 원인이 된다.
6. 다양한 분야의 전문가, 관련된 이익단체 및 공중의 다양한 가치를 반영하는 참여적 절차가 보장된 평가기법만이 평가결과의 유용성을 높일 수 있다.
7. 시간, 비용 및 노동력이 적게 드는 의사결정 기법이 바람직하다. 의사결정 과정을 더욱 정교하게 하는 것은 그 분석결과가 의사결정의 효율성 및 타당성을 향상시키는 경우에만 정당화될 수 있다.

위해 특정생물을 보존하는 것이 해당된다.

서로 다른 평가요소의 상대적 중요도는 가중치(weights)에 의해 논의되고 있다. 가중치가 명백하게 제시되지 못하는 경우에는 합의형성(consensus-building)과정에 의해 대안을 평가해야 한다.

## 5. 비용편익 분석(benefit-cost analysis)

비용편익 분석(benefit-cost analysis: BCA)은 개발사업을 평가하는 기법으로 오랫동안 이용되어 왔다. 1980년대 부터는 환경정책 및 환경규제를 평가하는데 종종 이용되고 있다. 개발사업의 경제적 편익은 산출된 결과에 대한 개인의 지불의사(willingness to pay)에 의해 측정될 수 있다. 개발사업의 비용과 편익을 결정하는 적절한 시장가격이 존재하지 않으면 전문가적 판단(professional judgement)에 의존하게 된다. 그러나 정부기관의 전문가적 판단이 편견에 치우칠 수 있어 문제가 될 수 있다.

BCA는 화폐단위로 적절히 나타낼 수 없는 영향을 체계적으로 고려하지 못하며, 비용 및 편익의 공평한 배분을 할 수 없다. BCA는 경제적 순편익만 고려하기 때문에 소득 재분배를 고려할 수 없다. 정부의 사업은 대체로 다목적(multiple objectives)이기 때문에 경제적 순편익을 극대화시키려는 단일 목적을 갖는 BCA는 부적절하다. 또한 다목적 사업에서는 평가요소에 가중치를 어떻게 할당할 것인지가 논란이 되고 있다.

## 6. 환경위해성 평가(environmental risk assessment)

### 1) 개요

오랜 세월에 걸쳐 수학자 및 과학자들이 예측 결과의 불확실성을 분석하기 위하여 확률 및 통계 이론을 개발해 왔다. 1970년대에 독성학, 안전공학 분야 등에서 위해성 분석기법이 개발되어

환경위해성을 분석하는데 이용되기 시작했다. 저농도의 유해물질에 오랫동안 인간이 노출되든지 공장 폭발이나 공학적 작동 시스템의 결함 같은 심각한 사고의 가능성에 의한 위해성을 고려한다면 개발사업의 경제적 비용은 훨씬 커질 것이라고 환경전문가들은 지적해 오고 있다.

1990년대 초반부터 개발사업 및 환경정책을 평가하는데 위해성 평가를 이용하는 것이 몇몇 선진국에서 제도화되고 있다<sup>8)</sup>. 위해성 평가는 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 양-반응 평가(dose-response assessment), 위해성 특성화(risk characterization)의 4단계로 구성된다.

#### (1) 유해성 확인

특정 화학물질이 인체건강 및 환경에 위험한지를 판단하고, 화학물질의 시간적 및 공간적 분석 범위를 결정한다.

#### (2) 노출평가

얼마나 오랫동안 그리고 어느정도 가능성으로 어떤 개체군 또는 생태계가 유해한 상황에 노출되는지 결정한다. 다른 장소에서의 오염물질의 농도를 예측하기 위해 fate and transport model을 이용한다. 노출량(dose)은 섭취율에 해당물질의 농도를 곱하여 구한다.

#### (3) 양-반응 평가

\* 인체건강 위해성 평가(human health risk assessment): 역학조사, 동물실험, 장기간에 걸친 근로자의 유해물질 노출에 관한 연구 등을 근거로 평가한다.

\* 생태적 위해성 평가(ecological risk assessment): 선정된 동식물의 화학물질에 대한 반응, 생물종 사이의 상호의존성, 생태계의 구조와 기능에 관한 연구 등을 근거로 평가한다.

미국 EPA에서 만든 IRIS(integrated risk information system) 및 Health Effects Assessment

Summary Tables를 참조한다. EPA에서는 비발암성 만성적 효과(chronic noncarcinogenic effect)를 측정하는 임계치(threshold value)로 RfD(reference dose)를 제시하고 있다. RfD는 mg/kg of body weight per day로 나타낸다. 발암성 물질에 대해서는 potency factor를 적용한다. 발암 가능성은 potency factor에 lifetime average daily intake를 곱하여 구한다. RfD는 동물 독성실험 결과 및 고독성 실험의 외삽이라는 불확실성이 있고, potency factor는 유해물질 섭취량에 발암 가능성이 정비례한다고 가정하는 문제가 내포되어 있다.<sup>19)</sup>

(4) 위해성 특성화

유해성 정도에 관한 정보를 도출해내기 위하여 노출평가 및 양-반응 평가의 결과를 불확실성 수준과 함께 종합화한다. 의사결정자가 수치화된 위해성 추정치를 해석할 수 있도록 정리해 준다.

2) 위해성 평가를 이용한 대안 평가

위해성 평가(risk assessment)는 상황이 허락되는 한 과학적이며 객관적이 되려고 하나 위해성 관리(risk management)는 가치판단을 하며 위해성 저감의 비용과 편익을 비교형량(trade-off)한다. Cox 및 Ricci는 만성적 건강 위해성을 관리하

기 위한 대안을 평가하기 위한 cost-risk-benefit framework를 다음과 같이 제안하였다.<sup>20)</sup>

- \* 1단계: 위해한 상황에 있는 개인의 생명을 구한 것을 화폐가치로 환산한다.(1980년대에는 \$500,000으로 추정)
- \* 2단계: 대안관리에 드는 비용을 평가한다. 각각의 대안에 소요되는 전체사회의 경제적 총 비용을 산정할 때에 직접비용 뿐만 아니라 기회비용까지도 포함시킨다.
- \* 3단계: 편익(1단계에서 구한 것)이 비용(2단계에서 구한 것)을 상회한 대안을 집행한다.
- \* 4단계: 더욱 철저한 관리를 통해서 얻어지는 편익보다 비용이 많이 들면, 위해성을 수용한다.

이러한 제안에 대해서 BCA처럼 형평성을 고려하지 못하고 있고, 개인이 다양한 맥락에서 개인의 안전에 대해 갖고 있는 권리를 무시한다는 비판이 있다. 그러나 위해성의 수용가능한 수준(acceptable levels of risk)에 대한 사회적 선택(social choice)을 결정하는데 자주 이용되는 정치적 결정과정을 알려주는데 의미가 있다.

(1) 오염물질에의 만성적 노출

환경오염물질에의 만성적 저농도 노출에 관한 위해성 평가에는 다음의 표 4와 같이 6종류의 범

표 4. 만성적 저농도 노출에 관한 위해성 평가에 의해 영향받는 의사결정

범 주	의사결정 사항
규제를 하기 위한 임계적 결정 (threshold decision)	현재는 규제되지 않는 물질을 신규로 규제해야 되는가?
오염된 부지의 정화조치	특정의 오염된 부지에 대해 어떠한 정화조치를 취할 것인가?
환경기준(ambient standards)	특정한 물질이 대기 또는 수질에서 어느 정도의 농도에서 수용불가능한 위해성을 나타내는가?
배출허용기준(pollutant discharge limits)	특정 점오염에서 배출되는 대기 및 수질 오염물질이 어느 정도 수준에서 수용불가능한 위해성을 나타내는가?
환경문제 해결의 우선순위 설정	환경 프로그램을 위한 자원 배분에 위해성 비교(comparative risk)에 관한 정보를 어떻게 이용할 것인가?
제한된 개발사업의 승인 또는 거부	제한된 개발사업에 관련된 인체건강 및 환경에의 위해성은 무엇이며, 그리고 이러한 위해성이 다른 개발사업의 영향에 대해서는 어떻게 비교검토될 수 있는가?

주가 있다. 각 범주에서 이루어져야 하는 결정은 위해성 평가의 결과, 비용, 기술적 타당성, 그리고 환경규제를 비교형량하여 만든다.

Dutch National Environmental Policy Plan에서는 모든 유해물질에 대해서 2000년까지 최대허용가능 위해성 한계(maximum acceptable risk limit)를 인체건강 및 생태적 위해성 모두에 대해서 초과하지 못하도록 지시하고 있다<sup>21)</sup>. 미국 EPA에서 1987년에 개발한 위해성 비교평가(comparative risk assessment)는 합리적 위해성 저감(rational risk reduction) - 정부의 서로 다른 위해성관리 프로그램에 소요된 비용당 위해성 감소를 비교하여 자원을 효과적으로 배분하려는 목적으로 개발됨 - 에 기여했다.<sup>22)</sup>

## (2) 산업체 사고 및 공학적 실패

제안된 개발사업에서 발생할 수 있는 사고의 위해성 및 시스템 실패에 대한 평가는 환경영향평가에 통합되어지고 있다. 저농도 오염물질에 대한 장기간 노출도 환경영향평가에 통합되고 있다. 식생을 관리하기 위한 제초제 프로그램 및 생활폐기물을 소각하기 위한 소각장 건설에 위해성 평가를 적용시킨 환경영향평가를 예로 들 수 있다. 점차로 환경영향평가에 위해성 평가를 요구하는 추세이지만, 위해성 평가는 비용이 많이 소요될 수 있기 때문에 제한된 종류의 개발사업에 대해서만 위해성 평가를 환경영향평가에 포함시키고 있다.

Asian Development Bank에서는 원유정제, 대륙붕 유전개발, 석유 및 가스 저장시설 같이 사고발생 확률은 낮지만 위해성이 심각한 경우나, 유해폐기물의 부적정 처리 같이 장기적 노출이 우려되는 경우에만 위해성 평가를 환경영향평가에 포함시키고 있다. 많은 경우에 위해성 평가 결과를 정부기관에서 개발사업의 승인 여부를 결정하는데 이용하기 보다는 위해성을 허용가능한 수준으로 낮추도록 요구하는데 종종 이용하고 있다.<sup>23)</sup>

최종 분석에서, 제안된 개발사업의 환경영향평가에 포함된 위해성 평가의 결과는 의사결정자에게 위해성이 수용가능한 것인가에 대한 의문을 남겨 놓게 된다. 수용가능성에 대한 보편적 기준(norms)은 없지만, 네덜란드 정부 등에서는 의사결정자를 위한 지침을 마련해주기 위해 노력해왔다. 네덜란드에서는 individual death rate가 10-8 이하이면 수용가능한 것으로, 10-6이상이면 수용불가능한 것으로 규정하고 있다.

1980년대 이후에 위해성 평가는 많은 개발사업에 요구되어 왔다. 1982년에 European Economic Community는 산업체의 잠재적 유해성 분석을 요구한 Seveso Directive를 채택했고, 1984년에 인도의 Bhopal 사고 이후에 World Bank에서는 주요한 사고를 대비한 지침을 만들었고, 1992년에 50개 이상의 은행에서 대출심사에 환경위해성 평가를 하도록 권고하는 합의서에 동의하였다. 1990년대 중반 부터는 환경위해성 평가를 요구하는 기관 및 법령이 점점증하고 있는 추세이다.<sup>24)</sup>

## V. 결론

개발사업의 대안을 평가하는데는 환경적인 고려만으로 충분하지 못하다. 대안을 평가할 때에는 환경영향 뿐만 아니라 경제적, 기술적 및 사회적 요소를 고려해야만 된다. 대안의 평가기법은 다양하지만 어떤 기법이 최선인지에 관해서는 전문가 사이에서 합의되지 못하고 있는 실정이다. 환경영향 예측에 내재된 불확실성을 고려할 수 있는 환경위해성 분석(environmental risk assessment)이 대안 평가에 점차 널리 적용되어 가는 추세이다.

다기준(multiple-criteria) 또는 다요소(multiple-attributes) 의사결정기법을 응용하여 환경요소에 상대적 중요도 가중치(relative importance weighting)를 할당하여 여러 대안이 미치는 영향에



수치 척도 또는 문자 척도를 부여하는 기법이 대안의 비교평가에 이용되고 있다. 가중치가 명백하게 제시되지 못하는 경우에는 합의형성(consensus-building)과정에 의해 대안을 평가하고 있다.

행정계획 및 개발사업이 환경에 미치는 영향을 예측하여 계획 및 사업에 대해 취소시킬 수 있는 합리적 평가기준은 환경영향평가 항목 설정(screening), 환경영향평가 대상범위 설정(scoping), 과학적 예측기법 등을 바탕으로 비용-편익 분석에 의한 효율성 및 환경정의에 의한 형평성을 비교형량하는 사회적 합의과정에 의해 도출되어야 한다.

### 참고문헌

1. 한상욱, 1999, 환경영향평가제도, 동화기술, 44-48.
2. 환경부, 2000, 사전환경성검토 업무편람, 34-44.
3. Leonard Ortolano, 1997, Environmental Regulation and Impact Assessment, John Wiley & Sons, 20-22.
4. Wenz, P. S., 1988, Environmental Justice, State University of New York Press, 24-25.
5. World Commission on Environment and Development, 1987, Our Common Future, Oxford University Press, 43-45.
6. Goodland, R., and H. Daly, 1995, Environmental Sustainability. In Environmental and Social Impact Assessment, eds. F. Vanclay and D. A. Bronstein, Wiley, 303-322.
7. Reagan, T., 1985, The Case for Animal Rights, In P. Singer (ed.), In Defense of Animals: Basil Blackwell, 22-24.
8. Singer, P., 1993, Practical Ethics. 2d ed., Cambridge University Press, 57.
9. Stone, C., 1974, Should Trees Have Standing?, William Kaufmann, 17-24.
10. Stone, C., 1988, Earth and Other Ethics, Harper & Row, 9.
11. Lichfield N., P. Kettle, and M. Whitbread, 1975, Evaluation in the Planning Process, Pergamon, 4.
12. Larry W. Canter, 1996, Environmental Impact Assessment, McGraw-Hill, 545-546.
13. Council on Environmental Quality (CEQ), 1978, National Environmental Policy Act - Regulations, Federal Register, vol. 43, no.230.
14. Larry W. Canter, 1996, Environmental Impact Assessment, McGraw-Hill, 549-560.
15. Lahlou, M. and Canter, L. W., 1993, Alternatives Evaluation and Selection in Development and Environmental Remediation Projects, Environmental Impact Assessment Review, 13: 37-61.
16. Nichols R., and Hyman, E., 1982, Evaluation of Environmental Assessment Methods, Journal of the water Resources Management and Planning Division, American Society of Civil Engineers, vol. 108, no. WR1, 87-105.
17. Hobbs, B. F., 1985, Choosing How to Choose: Comparing Amalgamation Methods for Environmental Impact Assessment, Environmental Impact Assessment Review, vol. 5, 301-319.
18. Leonard Ortolano, 1997, Environmental Regulation and Impact Assessment, John Wiley & Sons, 385-386.
19. EPA, 1989, Health Effects Assessment Summary.
20. Cox, L. A. Jr., and P. F. Ricci, 1989, Legal and Philosophical Aspects of Risk Analysis, in D. J. Paustenback (ed.), The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards, 1017-1046.
21. Environmental Impact Assessment Review,

- 1994, vol. 15, no. 5/6, 428-429.
22. EPA, 1987, Unfinished Business: A Comparative Assessment of Environmental Problems, Office of Policy Analysis.
23. Asian Development Bank, 1990, Environmental Risk Assessment: Dealing with Uncertainty in Environmental Risk Assessment, ADB Environmental Paper No. 7.
24. Carpenter, R. A., 1995, Risk Assessment, in F. Vanclay and D. A. Bronstein (ed.), Environmental and Social Impact Assessment, Wiley, 194-195.