

제품 중심 위해성평가 방법론 개발 및 적용

김 익 · 김정환 · 김만영 · 허 탁*

친환경상품진흥원 · *전국대학교 화학생명공학부

Development and Application of Product-oriented Risk Assessment Method

Ik Kim · Kyung-Hwan Kim · Mann-Young Kim · Tak Hur*

Korea Eco-Products Institute · *School of Chemical and Biological Engineering, Konkuk University

1. 서론

지속가능한 발전(sustainable development)이 지구환경문제 해결을 위한 현실적인 대안으로 인식되면서 환경관리의 패턴도 기존의 사후처리(end of pipe)에서 사전예방(front of pipe)으로, 사업장 중심에서 대상제품의 전과정(life cycle)으로 빠르게 전환되어가고 있다.

전과정평가(life cycle assessment)는 최근의 환경관리 패턴을 반영하고 있는 환경성평가 도구로써 제품시스템(product system)의 전과정인 원료채취, 제조, 수송, 사용, 폐기까지의 과정에서 투입물과 산출물을 정량화하고 이들이 환경에 미치는 잠재적 환경영향을 체계적으로 평가할 수 있는 기법이다. 또한 전과정평가는 자원소모 및 지구온난화, 오존층감소, 산성화, 각종 독성영향을 총체적으로 평가할 수 있다.

하지만 전과정평가를 위해 필요한 전과정 목록(LCI) 데이터베이스를 보면 주로 천연자원과 에너지, 대기배출물, 수계배출물, 폐기물이 대부분을 차지하고 있어 인체 및 생태독성 영향을 평가하기에는 충분치 못하다. 뿐만 아니라 인체 및 생태독성 영향은 자원소모 및 지구온난화와 같은 지구규모의 환경영향과는 달리 지역적인 특수성에 따라 환경영향의 편차가 클 수 있어 기존의 영향평가 방법론으로는 오도된 결과를 산출할 수 있다.

이에 본 연구에서는 국내 상황을 반영한 인체 및 생태계에 미치는 잠재적 환경영향을 평가할 수 있는 방법론을 제안하고자 한다.

2. 방법론 제안

2.1. 전과정 목록분석

앞서 언급한 바와 같이 현재와 같은 적산법에 의해 개발된 LCI 데이터베이스에는 인체 및 생태독성을 평가할 수 있는 충분한 유해화학물질에 대한 정보가 부족하다. 이에 본 연

구에서는 식 (1)과 같이 적산법이 아닌 산업연관분석을 이용하여 유해화학물질에 대한 전과정 목록표를 작성하였다.

$$M = P \cdot A^{-1} \cdot Y \tag{1}$$

M(전과정 목록표), P(유해물질 배출계수), A-1(레온티에프 역행렬), Y(최종수요)

일반적으로 산업연관분석을 적용한 방법은 적산법에 비하여 데이터 품질이 떨어지기 때문에 데이터 품질을 향상시키는 것은 무엇보다도 중요하다. 식 (1)에서 레온티에프 역행렬(A⁻¹)은 한국은행에서 발간한 기초 데이터를 활용하기 때문에 데이터 품질을 향상시키기 위한 어떠한 노력도 요구되지 않는다. 반면에 유해화학물질 배출계수(P)와 최종수요(Y)는 사용자에 따라 데이터품질이 변할 수 있기 때문에 본 연구에서는 이들 두 변수에 대한 데이터 품질향상을 위한 방법을 제시하였다.

2.1.1. 유해화학물질 배출계수(P) 작성

유해화학물질 배출계수(P)는 산업군별로 유해물질에 대한 배출량을 정리한 표이다. 여기서 산업군 분류는 한국은행의 산업연관분석에서 사용하는 28개, 77개, 168개 산업군 분류표가 활용되었다. 또한, 유해물질 목록은 환경부에서 발표한 146개 '유해화학물질배출목록(toxic release inventory, TRI)'을 활용하였다. 이렇게 해서 작성한 3 종류의 산업군별 배출계수들에 대한 데이터 품질평가를 수행하였다. 본 연구에서는 불확실성평가 방법으로 몬테카를로 시뮬레이션을 활용하였으며, 모든 분포를 정규분포를 가정하여 각 유해화학물질별로 최소 1,000번 이상의 시나리오 분석을 수행하여 Fig. 1과 같은 그래프를 작성하였다.

Fig. 1은 산업군별 배출계수를 활용하여 146개 유해화학물질 목록중에서 크레졸(cresol)과 황산(sulfuric acid)에 대한 불확실성분석 결과를 나타낸 것이다. 이에 따르면 두 물질 모두에서 168개 산업군별 배출계수를 활용한 그래프의 폭이 다른 산업군별 배출계수에 비해 좁고 가능성(probability)도 가

E-mail: takhur@konkuk.ac.kr

Tel: 02-450-3503

Fax: 02-447-6710

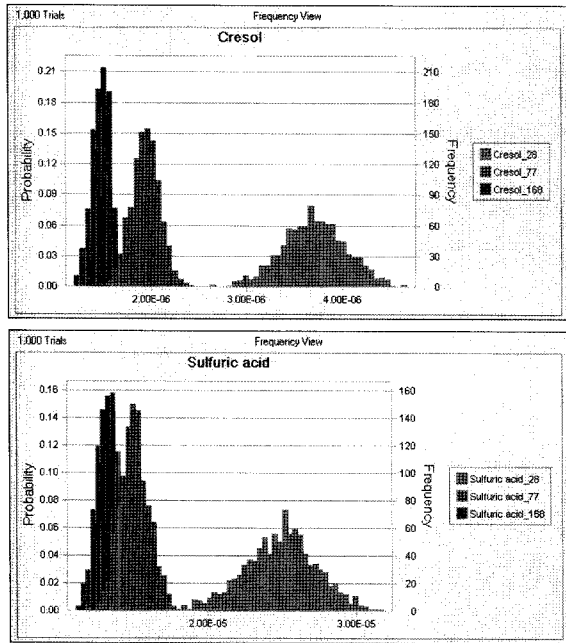


Fig. 1. The change of uncertainty on hazardous chemicals using different emission factor(P).

장 높은 것으로 분석되었다. 이와 같은 패턴은 분석대상 146개 유해화학물질 중에서 약 85% 정도가 동일하게 나타난 것으로 조사되어 본 연구에서는 168개 산업군별 배출계수를 활용한 결과의 신뢰도가 가장 높을 것으로 판단하였다. 이에 따라 본 연구의 hybrid IO 모델을 활용한 전과정 목록표 작성시에 168개 산업군별 배출계수를 활용하였다.

2.1.2. hybrid IO method 적용

IO 모델을 활용하여 전과정 목록표를 작성하는 경우에 일반적으로 기능단위에 의한 기준흐름(reference flow)을 최종 수요(Y)로 활용한다. 하지만 이는 최종수요를 1\$로 할 경우

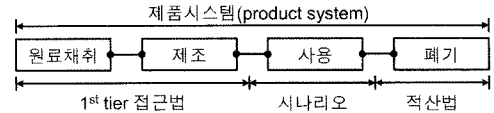


Fig. 2. Different approaches per each life cycle stage for compiling life cycle inventory.

에 동일한 산업군에 해당된 제품들의 목록표는 동일하게 작성된다는 문제점을 갖고 있다. 이에 본 연구에서는 최종수요로 기능단위가 아닌 기능단위 당 제품을 생산하기 위해 투입되는 원부자재 목록을 사용하였다. 즉, 1st tier approach를 도입하였다. 또한 폐기단계에서는 기존의 적산법을 적용하여 목록표를 작성하였으며, 사용단계는 제품에 따라 전혀 다른 특성을 보이기 때문에 별도의 시나리오를 적용하였다.

2.2. 전과정 영향평가

인체와 생태계에 대한 독성영향은 다른 영향범주들에 비하여 지역 특성에 따라 편차가 클 수 있기 때문에 본 연구에서는 국내 상황을 반영한 방법론을 개발하고자 하였다.

본 방법론은 Fig. 3과 같이 ISO 14044의 전과정 영향평가 수행절차인 분류화(classification), 특성화(characterization), 정규화(normalization), 가중화(weighting) 단계를 포함하며, 잠재적 영향을 산출하는 특성화 단계에서는 위해성평가(risk assesment) 방법론을 접목하였다. 환경영향범주로는 인체발암(cancer risk index, CI), 인체비발암(hazardous index, HI), 생태독성(eco-toxicity index, EI)를 고려하였다. 또한 환경영향범주별 상대적 중요도를 나타내기 위하여 Fig. 3에서 보는 바와 같이 정규화를 포함하였다.

한편, 본 연구에서는 제품시스템의 전과정에서 매우 복잡한 유해화학물질의 노출을 일반화시키기 위하여 다음과 같은 노출 모델링을 설정하였다.

- 사용단계 이전과 폐기단계에서 환경으로 배출된 유해화학물질은 인체 및 생태계로 간접노출된다.

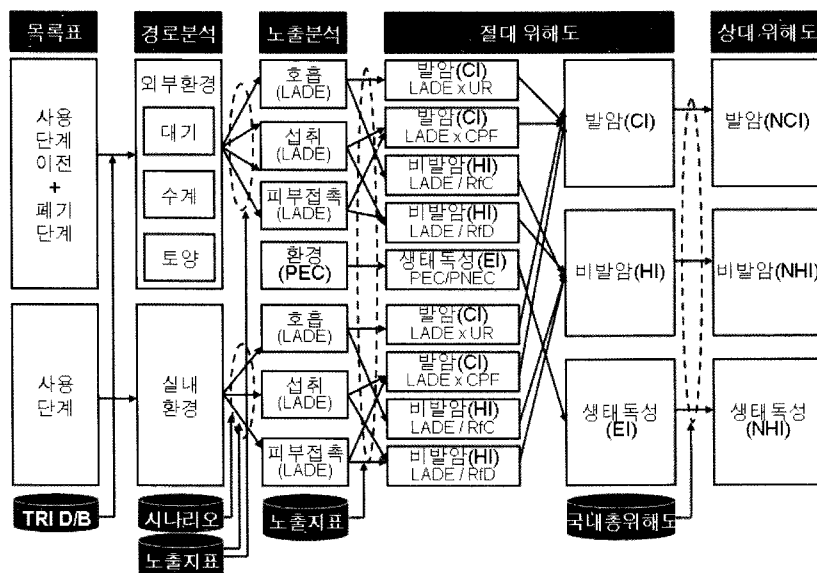


Fig. 3. Technical framework for life cycle impact assessment on toxic impact categories.

- 제품의 사용단계에서 인체로 배출된 유해화학물질을 직접 노출된다고 정의하였다. 이에 따라 인체로의 직·간접 노출량 산정시에 서로 다른 노출 모델링이 적용된다.

한편, 특정지역에서 특정 유해화학물질에 대한 위해성을 평가하는 것이 아니라 제품의 전과정에서 배출되는 유해화학물질들로 인한 잠재적 위해성을 평가해야 하기 때문에 다음과 같은 가정을 수립하였다.

- 환경으로 배출된 유해화학물질은 국내에서만 이동한다.
- 유해화학물질들에 대한 배경농도(background concentration)는 국내의 모든 지역에서 동일하다.
- 환경으로 배출된 유해화학물질이 대기 및 수계, 토양으로 이동하는 비율은 환경부 TRI 데이터에서 적용한 비율을 적용한다.

2.2.1. 노출평가

인체의 서로 다른 경로(흡입, 섭취, 피부노출)를 통한 노출량은 식 (2)~(4)와 같이 US EPA에서 제시한 ‘일일평생평균노출량(lifetime average daily exposure, LADE)’을 노출지표로 활용하였다. 여기서 호흡과 피부접촉에 의한 노출량 결과는 [mg/kg/day]로 나타나고 섭취에 대한 노출량의 단위는 [mg/m³]이다.

$$LADE_{i_inhalation} = \frac{(C \times (ET) \times EF \times ED)}{AT} \tag{2}$$

$$LADE_{i_ingestion} = \frac{(C \times (IR/BW) \times EF \times ED)}{AT} \tag{3}$$

$$LADE_{i_dermal} = \frac{(C \times CF \times (SA/BW) \times AF \times EF \times ED)}{AT} \tag{4}$$

C(환경중 농도), ET(노출시간(hr/day)), EF(노출빈도(days/yr)), ED(노출기간(yr)), AT(평균수명(yr)), IR(호흡율(L/day)), SA(노출면적(cm²/kg)), BW(평균 몸무게(kg)), CF(전환상수), AF(흡수율)

생태계로의 노출량은 예상노출농도(predicted environmental concentration, PEC)를 사용하여 계산하였다. 한편, 이상과 같은 인체 및 생태계로의 노출량을 계산하기 위하여 Table 1과 같이 일반노출계수를 정의하였다.

2.2.2. 위해도 산정

서로 다른 노출경로별 노출분석 결과를 활용하여 인체발암(CI)과 인체비발암(HI), 생태독성(EI)에 대한 잠재적 위해도를 산정하기 위하여 식 (5)~(7)을 활용하였다. 식 (5)는 i 물질에 대한 j 노출경로별 노출량과 i 물질에 대한 j 노출경로별로 단위 발암잠재성(carcinogenic potency factor, CPF) 또는 단위위해도(unit risk, UR)를 곱하여 인체발암 잠재성을 산출하는 것을 의미한다.

$$TCI = \sum_i \sum_j CI_{ij} = \sum_i [(LADE_{i_ingestion} \times CPF_{i_ingestion}) + (LADE_{i_dermal} \times CPF_{i_dermal}) + (LADE_{i_inhalation} \times UR_{i_inhalation})] \tag{5}$$

비발암 영향은 식 (6)과 같이 노출경로별 노출량을 참고치농도(reference concentration, RfC) 또는 참고치 용량(reference dose, RfD)으로 나눠 산출한다. 이때 흡입에 의한 노출은 RfC로 섭취 및 피부로의 노출은 RfD를 참고치로 활용한다. 또한 생태독성 영향은 식 (7)과 같이 비발암 영향과 유사하게 예상노출농도(PEC)를 참고치인 무영향예상농도(predicted no effect concentration, PNEC)로 나누어 계산한다.

Table 1. Reference values of general exposure parameters

일반 노출계수	참고치	단위	참고문헌
체중(BW)	- 성인평균: 62, 최대: 68, 최소: 56	kg	한국표준과학연구원(2004)
평균수명(AT)	- 비발암: 75, 발암: 70	yr	통계청(2002)
노출빈도(EF)	- 평균: 350, 최대: 365, 최소: 180	day/yr	US EPA(1995)
노출기간(ED)	- 비발암: 75, 발암: 70	yr	통계청(2002)
음용수 섭취량(IR)	- 평균: 1.30, 표준편차: 0.29	L/day	Mackon & Bogen(1992)
호흡량(BR)			
- light activity	- 평균: 13.25, 표준편차: 2.49	m ³ /day	US EPA(1995)
- high activity	- 평균: 31.20, 표준편차: 11.80	m ³ /day	US EPA(1995)
체표면적(SA)	- 성인평균: 17,000, 표준편차: 1,205 - 남자평균: 18,300, 표준편차: 1,314 - 여자평균: 15,800, 표준편차: 1,097	cm ² cm ² cm ²	환경부(2005)
거주기간	- 평균: 6	yr	환경부(2000)
일일실내거주율	- 평균: 0.7, 최대: 1.0, 최소: 0.3		연세대(1999)
국내 대기부피	- 1.49×10 ¹⁴	m ³	자체 개발(2005)
국내 수계부피	- 1.27×10 ¹⁴	L	한국수자원공사

$$THI = \sum_i \sum_j HI_{ij}$$

$$= \sum_i \left[\left(\frac{LADE_{i_inhalation}}{RfC_{i_inhalation}} \right) + \left(\frac{LADE_{i_ingestion}}{RfD_{i_ingestion}} \right) + \left(\frac{LADE_{i_dermal}}{RfD_{i_dermal}} \right) \right]$$

(6)

$$TEI = \sum_i \sum_k \frac{PEC_{ik}}{PNEC_{ik}}$$

(7)

3. 사례연구

본 연구에서 구축한 방법론에 대한 실행가능성 분석을 위하여 사례연구를 수행하였다. 대상제품으로는 가정에서 일반적으로 사용되는 세탁용 일반세제와 농축세제를 선정하였다. 기능단위(functional unit)는 ‘성인 1인이 평균 착용하는 의류 1 kg의 세탁’으로 정의하였고 기준흐름(reference flow)은 일반세제와 농축세제 각각에 대하여 0.018 kg과 0.007 kg으로 설정하였다. 시스템경계는 자원채취에서부터 세제사용까지를 포함하였다. 폐기단계는 세제의 특성상 별도의 폐기단계가 없기 때문에 연구에서 제외하였다. 영향범주는 인체발암과 인체비발암만을 고려하였고, 생태독성은 제외하였다. 그 이유는 생태독성을 평가할 PNEC 데이터가 상대적으로 적을 뿐만 아니라 데이터의 출처에 따라 데이터의 편차가 커서 신뢰성을 확보하기 어렵기 때문이다.

3.1. 전과정 목록분석

3.1.1. Hybrid IO 모델을 적용한 제조전 단계 목록표 작성

세제의 제조전 단계에 대한 목록표를 작성하기 위하여 hybrid IO 모델을 적용하였다. 레온티에프 역행렬, 즉 생산유발계수표(수입 포함)는 2000년도 한국은행에서 발간한 168개 산업군별 계수표를 활용하였다. 또한 최종수요(Y)는 세제 생산량이 아니라 세제 제조과정상의 ‘gate to gate(GtG)’ 데이터에 포함된 투입물 데이터를 활용하였다. Table 2는 hybrid IO 모델을 활용한 일반세제와 농축세제의 제조전 단계에서 포함

될 수 있는 146개 유해화학물질에 대한 전과정 목록표이다. Table 2에서 대기 및 수계, 토양으로의 경로별로 데이터가 목록화된 이유는 산업군별 배출계수의 출처인 TRI 데이터가 경로별로 작성되어 있기 때문이다.

3.1.2. 시나리오를 적용한 사용단계 목록표 작성

세제를 활용한 세탁방법은 에벌빨래와 세탁기를 사용한 세탁으로 구분하였다. 이 과정에서 세제의 주입에 따라 환경으로 배출된 세제의 양과 세탁 후의 폐수에 포함되어 수계로 흘러가는 세제의 양을 계산하였다.

대기 중으로 배출된 세제의 양을 계산하기 위하여 세제 투입시 표준 한컵(35 g)당 먼지가 0.27 µg 배출되는 것으로 가정하였다(Van de Plassche et al, 1999). 즉 각 세제 성분 1 g당 7.7×10⁻⁹ g이 배출되는 것으로 이를 세제의 각 성분과 곱하여 대기중으로의 배출량을 계산하였다. 또한, 수계로 배출되는 세제의 양은 나머지 전량이 수계로 배출되는 것으로 설정하였다.

3.2. 전과정 영향평가

3.2.1. 특성화

3.2.1.1. 노출분석

인체로의 간접노출

제조전 단계와 폐기단계에서 환경중으로 배출된 유해화학물질이 인체에 간접노출되는 양을 계산하였다. 노출경로는 흡입과 섭취로 정의하였으며, 환경중에서 피부노출에 의한 영향은 없는 것으로 가정하였다. 식 (8)과 (9)는 아닐린(aniline)에 대한 LADE 결과이다. Table 3은 제조전 단계에서 환경중으로 배출된 유해화학물질이 호흡과 섭취를 통하여 인체로 간접노출된 양을 계산한 것이다.

$$LADE_{aniline_inhalation} = \frac{(C \times (ET) \times EF \times ED)}{AT}$$

$$= \frac{(1.06E-05kg \times (1.0 \times 10^6 mg/kg))}{1.49 \times 10^4 m^3} \times$$

Table 2. Life cycle chemical inventory in pre-manufacturing stage

유해화학물질	CAS No.	단위	일반세제			농축세제		
			대기	수계	토양	대기	수계	토양
Aniline	000062-53-3	kg	1.06E-05	1.15E-10	2.32E-11	1.09E-05	1.18E-10	2.37E-11
Acetic Acid	000064-19-7	kg	5.56E-06	1.64E-11	0.00E+00	5.68E-06	1.68E-11	0.00E+00
Butyl benzyl phthalate	000085-68-7	kg	9.07E-06	0.00E+00	0.00E+00	9.31E-06	0.00E+00	0.00E+00
Bis(2-ethylhexyl) adipate	000103-23-1	kg	4.14E-05	2.34E-10	2.03E-11	4.24E-05	2.39E-10	2.09E-11
Epichlorohydrin	000106-89-8	kg	4.93E-05	7.58E-10	0.00E+00	5.04E-05	7.77E-10	0.00E+00
Toluene	000108-88-3	kg	1.70E-07	3.49E-09	7.69E-13	1.74E-07	3.58E-09	7.91E-13
Cyclohexyl amine	000108-91-8	kg	4.10E-05	2.38E-08	0.00E+00	4.20E-05	2.43E-08	0.00E+00
Diazinon	000333-41-5	kg	3.96E-05	2.48E-08	0.00E+00	4.06E-05	2.54E-08	0.00E+00
Dimethyldisulfide	000624-92-0	kg	9.16E-05	4.86E-08	0.00E+00	9.38E-05	4.98E-08	0.00E+00
Copper and copper compound	007440-50-8	kg	2.14E-07	3.22E-07	1.84E-18	2.19E-07	3.30E-07	1.81E-18
Iprobenfos	026087-47-8	kg	1.66E-04	1.06E-09	0.00E+00	1.69E-04	1.08E-09	0.00E+00
:	:	:	:	:	:	:	:	:

$$\frac{(24(\text{hr/day}) \times 365(\text{day/yr}) \times 70\text{yr})}{613,200\text{hr}} = 7.12\text{E}-14(\text{mg/m}^3) \quad (8)$$

$$\text{LADE}_{\text{aniline_ingestion}} = \frac{(C \times (\text{IR}/\text{BW}) \times \text{EF} \times \text{ED})}{\text{AT}} = \frac{(1.15\text{E}-10\text{kg} \times (1.0 \times 10^6 \text{mg/kg})) \times (2(\text{L/day}) \times 365(\text{day/yr}) \times 70\text{yr})}{1.27 \times 10^{14} \text{L} \times 65\text{kg} \times 25,500\text{day}} = 2.77\text{E}-20(\text{mg/kg-day}) \quad (9)$$

인체로의 직접노출

소비자 사용패턴을 고려하여 표준 시나리오를 우선 애벌빨래를 한 후에 세탁기로 세탁하는 것으로 설정하였다. 설문조사 결과 세탁회수는 연간 208회로 정하였으며 세탁에 의한 노출기간(ED)는 30년으로, 세탁물을 착용한 상태에서 피부 노출기간은 70년으로 설정하였다. 식(10)에서 (13)은 일반세제에 포함된 LAS에 대하여 애벌빨래시의 세제 흡입에 의한 노출량과 애벌빨래시의 세제의 피부노출에 의한 노출량, 세탁기를 사용한 세탁시의 세제 흡입에 의한 노출량, 세탁기 사용시의 피부노출에 의한 노출량을 계산한 것이다. 또한 Table 4와 5는 표준 시나리오에 따라 일반세제와 농축세제를 사용하는 과정에서 노출되는 양을 계산한 것이다.

$$\text{LADE}_{\text{LAS_inhalation_firstlaundry}} = \frac{(\text{WF} \times \text{C} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED})}{\text{AT}} = \frac{9.78\text{wt}\% \times (0.27 \mu\text{g/m}^3) \times (4.17 \times 10^3 \text{hr/event}) \times (208\text{event/yr}) \times 30\text{yr}}{613,000\text{hr}} = 1.10\text{E}-09(\text{mg/m}^3) \quad (10)$$

Table 3. Indirect exposure amounts per different pathways on hazardous chemicals

유해화학물질	일반세제		농축세제	
	호흡 (mg/m ³)	섭취 (mg/kg-day)	호흡 (mg/kg-day)	섭취 (mg/kg-day)
Aniline	7.12E-14	2.77E-20	7.28E-14	2.84E-20
Acetic Acid	3.35E-14	3.96E-21	3.41E-14	4.06E-21
Butyl benzyl phthalate	5.45E-14	0.00E+00	5.59E-14	0.00E+00
Bis(2-ethylhexyl) adipate	2.48E-13	5.65E-20	2.54E-13	5.78E-20
Epichlorohydrin	2.97E-13	1.84E-19	3.02E-13	1.88E-19
Toluene	1.02E-15	8.44E-19	1.04E-15	8.68E-19
Cyclohexyl amine	2.47E-13	5.74E-18	2.52E-13	5.88E-18
Diazinon	2.38E-13	5.99E-18	2.44E-13	6.14E-18
Dimethyldisulfide	5.49E-13	1.18E-17	5.63E-13	1.20E-17
Copper and copper compound	1.28E-15	7.79E-17	1.32E-15	7.98E-17
Iprobenfos	9.94E-13	2.56E-19	1.02E-12	2.61E-19
:	:	:	:	:

$$\text{LADE}_{\text{LAS_dermal_firstlaundry}} = \frac{(\text{WF} \times \text{C} \times \text{CF} \times (\text{SA}/\text{BW}) \times \text{Th} \times \text{EF} \times \text{ED} \times \text{AF})}{\text{AT}} = \frac{9.78\text{wt}\% \times 1.0(\text{g/L}) \times (1800\text{cm}^2 / 65\text{kg/event}) \times 0.01\text{cm} \times (208\text{event/yr}) \times 30\text{yr} \times 0.01}{65\text{kg} \times 25,500\text{day}} = 6.61\text{E}-08(\text{mg/kg-day}) \quad (11)$$

$$\text{LADE}_{\text{LAS_inhalation_laundry}} = \frac{(\text{WF} \times \text{C} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED})}{\text{AT}} = \frac{9.78\text{wt}\% \times (0.81 \mu\text{g/m}^3) \times (4.17 \times 10^3 \text{hr/event}) \times (208\text{event/yr}) \times 30\text{yr}}{613,000\text{hr}} = 2.06\text{E}-06(\text{mg/m}^3) \quad (12)$$

$$\text{LADE}_{\text{LAS_dermal_laundry}} = \frac{(\text{WF} \times \text{C} \times \text{CF} \times (\text{SA}/\text{BW}) \times \text{EF} \times \text{ED} \times \text{AF} \times \text{F1} \times \text{F2})}{\text{AT}} = \frac{9.78\text{wt}\% \times ((18\text{g/event}) \times 0.05 \times (10\text{mg/cm}^2) / 1\text{kg/cloth}) \times (16,200\text{cm}^2 / 65\text{kg/event}) \times (365\text{event/yr}) \times 70\text{yr} \times 0.01 \times 1 \times 0.01}{25,500\text{day}} = 6.61\text{E}-08(\text{mg/kg-day}) \quad (13)$$

WF(무게비율, %), Th(피부두께), F1(매체에서 피부로 전달 비율, %), F2(피부에 남아있는 비율, 100%)

3.2.1.2. 위험도 산정

일반세제와 농축세제에 대한 경로별 직·간접 노출량 결과를 토대로 인체발암과 인체비발암에 대한 위험도를 산정하였다. Table 6은 서로 다른 경로를 통해 인체로 간접노출된 유해화학물질로 인한 인체발암과 인체비발암 위험도 결

Table 4. Direct exposure amounts of general detergent ingredients

세제성분	시나리오		노출경로	
	애벌빨래	세탁기	흡입	피부접촉
Linear alkyl benzene sulphonate	1.12E-10	6.62E-05	3.36E-10	1.43E-03
Primary Alkyl Ethoxylate	4.14E-12	2.44E-06	1.24E-11	5.27E-05
Secondary Alkyl Ethoxylate	4.19E-11	2.47E-05	1.26E-10	5.33E-04
polymer	8.62E-12	5.09E-06	2.59E-11	1.10E-04
Sodium Carbonate(light)	3.93E-10	2.32E-04	1.18E-09	4.99E-03
Sodium sulphate	2.81E-10	1.66E-04	8.43E-10	3.58E-03
Zeolite 4Na	1.87E-10	1.10E-04	5.60E-10	2.37E-03
Tallow Fatty Acid	5.26E-12	3.11E-06	1.58E-11	6.70E-05
Sodium Carbonate(Dense)	6.16E-11	3.63E-05	1.85E-10	7.84E-04
Enzyme	2.30E-12	1.36E-06	6.90E-12	2.93E-05
Alpha Olefine Sulphonate	4.65E-11	2.74E-05	1.39E-10	5.92E-04
Fluorescence Whitening Agent(1)	1.15E-12	6.79E-07	3.45E-12	1.46E-05
Perfume	1.29E-12	7.63E-07	3.88E-12	1.65E-05
Fluorescence Whitening Agent(5)	6.68E-13	3.94E-07	2.00E-12	8.50E-06

Table 5. Direct exposure amounts of concentrated detergent ingredients

세제성분	시나리오		노출경로	
	에벌빨래	세탁기	의류착용	
	흡입	피부접촉	흡입	피부접촉
Alpha Olefine Sulphonate	4.33E-12	2.55E-06	4.33E-12	3.29E-07
Bentonite	5.38E-13	3.17E-07	5.38E-13	4.10E-08
coated Sodium per Carbonate	1.61E-12	9.48E-07	1.61E-12	1.22E-07
Enzyme	1.31E-12	7.72E-07	1.31E-12	9.95E-08
Enzyme	6.86E-13	4.05E-07	6.86E-13	5.22E-08
Enzyme	5.95E-12	3.51E-06	5.95E-12	4.53E-07
Fluorescence Whitening Agent	5.73E-13	3.38E-07	5.73E-13	4.36E-08
Fluorescence Whitening Agent	2.64E-12	1.56E-06	2.64E-12	2.01E-07
Linear alkyl benzene sulphonate	8.47E-11	5.00E-05	8.47E-11	6.45E-06
Perfume	1.32E-12	7.79E-07	1.32E-12	1.00E-07
Perfume	4.56E-13	2.69E-07	4.56E-13	3.47E-08
polymer	1.36E-11	8.04E-06	1.36E-11	1.04E-06
Primary Alkyl Ethoxylate	1.62E-10	9.58E-05	1.62E-10	1.24E-05
Sodium Carbonate(Dense)	5.73E-12	3.38E-06	5.73E-12	4.36E-07
Sodium Carbonate(light)	4.66E-10	2.75E-04	4.66E-10	3.55E-05
Sodium Carboxy Methyl Cellulose	2.86E-12	1.69E-06	2.86E-12	2.18E-07
Sodium sulphate	1.84E-11	1.09E-05	1.84E-11	1.40E-06
Tallow Fatty Acid	5.31E-12	3.13E-06	5.31E-12	4.04E-07
Zeolite 4Na	2.79E-10	1.65E-04	2.79E-10	2.12E-05
Zeolite-X, Aplite	8.82E-11	5.20E-05	8.82E-11	6.71E-06

과이다. 이에 따르면, 인체발암과 인체비발암 모두에서 농축 세제에 의한 영향이 일반세제에 의한 영향보다 약 2~10% 정도 높은 것으로 분석되었다. 이는 hybrid IO 모델을 사용하여 제조 단계에서의 배출량을 계산하는 과정에서 일반 세제와 농축세제에 포함된 원료의 가격비가 고려되었기 때문으로 풀이된다. 하지만 잠재적으로 인체발암 영향의 유무를 판단하는 기준이 10⁻⁶인 점을 감안할 때, Table 6에 제시된 인체발암 결과가 10⁻¹⁵~10⁻¹⁷ 정도에 분포하고 있는 것으로 봐서 일반세제와 농축세제가 인체발암 영향은 없는 것으로 분석되었다. 또한 인체비발암의 경우에 한계치인 '1'을 중심으로 비발암 영향 가능성을 판단하는데, Table 6에서 제시된 결과치는 10⁻¹⁰~10⁻¹⁴ 정도에 분포하기 때문에 인체비발암 영향도 없는 것으로 분석되었다.

Table 6. CI and HI by indirect exposure to human body through different pathways

영향범주	세제 종류	흡입	섭취
인체발암	일반세제	8.81E-15	1.02E-16
	농축세제	8.96E-15	8.81E-17
인체비발암	일반세제	2.98E-10	1.85E-14
	농축세제	3.30E-10	1.61E-14

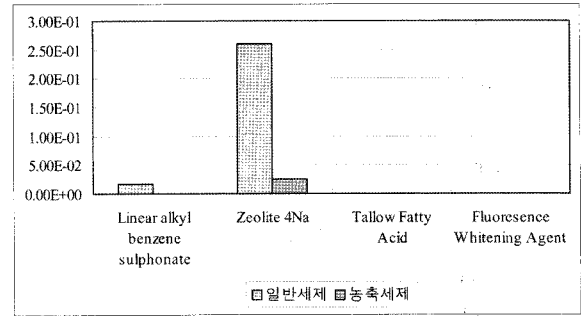


Fig. 4. HI per detergent ingredients of two detergents.

Fig. 4는 일반세제와 농축세제의 성분들 중에서 인체비발암 유발 잠재성이 있는 성분들을 중심으로 인체비발암 영향을 분석한 결과이다. 이에 따르면 일반세제가 농축세제보다 약 6% 정도 인체비발암 영향이 높은 것으로 분석되었다. 이와 같은 결과가 나온 이유는 Zeolite 4Na 성분에 의한 인체비발암 영향이 일반세제와 농축세제에서 모두 지배적으로 조사되었고, 특히 일반세제에서 차지하는 비율이 훨씬 높았기 때문이다. 이 성분은 계면활성제로 오물을 제거하는데 필수적인 성분이지만 인체비발암 잠재성이 상대적으로 크기 때문에 향후 이에 대한 보완책을 마련할 필요가 있는 것으로 분석되었다. 한편, 일반세제와 농축세제 모두에서 인체발암을 유발시킬 가능성이 있는 성분이 전혀 존재하지 않았기 때문에 인체발암으로 인한 영향은 전혀 없는 것으로 분석되었다.

4. 맺음말

화학제품에 대한 건전하지 않는 사용은 인간과 생태계에 치명적인 악영향을 줄 수 있다. 그럼에도 불구하고 아직까지 국내 실정을 고려한 화학제품의 전과정에 대한 위해성을 평가할 수 있는 방법론이 개발되지 않았다. 이에 본 연구에서는 화학제품의 전과정 동안에 인체와 생태계에 미치는 악영향을 평가할 수 있는 방법론을 개발하였다. 본 방법론에서는 신뢰도 높은 유해화학물질 전과정 목록표를 산출하기 위하여 환경부에서 공개하는 TRI 데이터와 hybrid IO 모델을 활용하였다. 또한, 국내 실정을 반영한 인체 및 생태계로의 노출량을 산출하기 위하여 LADE 결과를 산정하는데 필요한 평균 몸무게 및 평균 수명 등의 데이터를 통계청 및 한국표준과학연구원서 작성한 국내 평균 데이터를 활용하였다.

이상의 결과는 사용단계에 국한하여 평가해 온 현재의 화학제품에 대한 위해성평가 체계를 화학제품의 전과정으로 확대시켰다는 점과, CO₂ equivalent와 같은 물질수준(emission level)의 영향평가 방법론에서 LADE와 같은 중간점(mid point) 수준의 영향평가 방법론을 개발함으로써 향후 연구결과에 대한 해석을 보다 용이하게 할 수 있는 기틀을 마련하였다는 점에서 그 의미가 있다고 하겠다.

참고문헌

1. Guido Sonnemann et al., "Integrated life cycle and risk

- assessment for industrial processes,” LEWIS PUBLISHERS (2004).
2. “EUSES 1.00 user manual,” (1997).
 3. “Human & environmental risk assessment on ingredients of European household cleaning products,” (2002).
 4. Anderson, E. L. et al., “Quantitative Approaches in Use to Assess Cancer Risk,” (1983).
 5. Lars-Gunnar Lindfors et al., “Nordic Guidelines on the Life-Cycle Assessment,” Nord(1995).
 6. Environmental Protection Agency(EPA), “Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures,” (1986).
 7. 강광화, “산업연관분석,” 연암사(2000).
 8. “화학물질 배출량조사 지침,” 환경부(2003).
 9. Arjan de Koning et al., “Methods and typology report Part A: Inventory and classification of LCA characterization methods for assessing toxic releases,” (2002).
 10. John D. Walker, “Quantitative structure-activity relationships for pollution prevention, toxicity screening, risk assessment, and web applications,” SETAC(2003).