다매체/다경로 모델을 이용한 도시지역에서의 다이옥신 인체 노출량 예측 연구

연세대학교 대학원

보 건 학 과

양 지 연

다매체/다경로 모델을 이용한 도시지역에서의 다이옥신 인체 노출량 예측 연구

지도교수 신 동 천 · 김 동 현

이 논문을 박사 학위논문으로 제출함

2001년 6월 일

연세대학교 대학원

보 건 학 과

양 지 연

양지연의 박사 학위논문을 인준함

심사위원 신동천

심사위원 김동현

심사위원 김명수

심사위원 정용

심사위원 천숙표

연세대학교 대학원

2001년 6월 일

감사의 글

제가 환경보건이라는 분야에 눈을 뜨도록 깨우쳐주시고, 학술적인 면 뿐만 아니라 저외 모든 생활속에서도 아낌없는 가르침과 지도를 해주신 신동천 교수님과 논문이 완성되기까지 항상 인자하신 마음으로 지도를 해주신 김동현 박사님께 진심으로 감사를 드립니다. 평생을 환경을 위해 바치신 권숙표 교수님의 부드러우면서도 힘있는 말씀을 통해 환경 보건학자로써 잃지 말아야 할 자긍심과 사명을 일깨워 주심에 항상 감사드립니다. 학문에 정진할 수 있도록 세심하게 논문을 지도해 주신 정용 교수님과 한 분야의 전문가로써 갖추어야 할 자질과 덕목에 대해 늘 일깨워주신 김명수 박사님께도 감사드립니다.

연구소 생활하면서 모든 면에서 질책과 격려를 해주신 임영욱 교수님, 언제나 친언니처럼 같이 고민하고 생각해 주었던 박성은 선생님, 그리고, 제가 환경이라는 길로 들어선 그 순간부터 지금까지 수많은 조언과 격려를 아끼지 않았던 김예신 선생님께도 끝없는 고마움을 전합니다. 이 논문이 완성될 수 있도록 항상 곁에서 힘이 되어 주었던 위해성 평가팀의 김진용과 문지영, 그리고 이지호를 비롯한 연구소 식구들에게도 고마운 마음을 전합니다.

언제나 학문에만 전념할 수 있도록 모든 것을 배려해 주신 시부모님께 너무 감사드리며, 오늘의 이 결실을 위해 어느 누구보다도 가슴 조리고 기다리셨기에 더욱 기뻐하실 부모님께도 감사드립니다. 항상 나에 대해 변함없는 사랑으로 힘이 되어 준 남편, 김기철씨에게도 고맙다는 말을 전합니다. 그리고 늘 웃음으로 반겨주는 나의 가족들 모두에게도 감사하며, 이 결실의 작은 기쁨을 같이 하고자 합니다.

2001년 6월

양 지연 사룀

차 례

그림 차례 iv

표 차례 vi

약어표 viii

국문 요약 xii

제 1 장 서론 1

제 2 장 연구 배경 4

2.1. 다매체/다경로 모델의 연구 동향 4

2.2. CalTOX - compartment model의 구조 11

2.1.1. CalTOX 모델의 기본 개념 11

2.1.2. dynamic multimedia transport and transformation 모델 13

2.1.3. 다경로 인체 노출 모델 17

제 3 장 연구 내용 및 방법 19

3.1. 연구 내용 19

3.2. 연구 방법 21

3.2.1. 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형 구성 21

(1) 연구 대상 지역 선정 21

(2) 다매체/다경로 인체 노출 모델의 기본 모형 선정 23

(3) 다매체/다경로 인체 노출 모형 구성 인자에 대한 25

대표값 및 확률분포값 결정 25

(4) 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의한 총 인체 노출량 예측 27

3.2.2. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 보정 및 검증 30

(1) 모형의 불확실성 분석 및 타당성 검증 30

(가) 직접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$ 산출 30

(나) 간접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$ 산출 32

(2) 민감도 분석 35

제 4 장 연구 결과 37

4.1. 다매체/다경로 인체 노출 모형 구성 37

4.1.1. 모형 입력 인자 대표값 및 분포모형 결정 37

(1) 다이옥신 오염원 및 초기 농도 37

(2) 다이옥신의 물리·화학적 특성 및 확률분포 모형 39

(3) 연구 대상 지역의 지역적 특성 및 확률분포 모형 41

(4) 연구 대상 지역의 인체 노출 특성 및 확률분포 모형 42

4.1.2. 모델을 통한 환경 매체별 예측 농도 44
(1) Steady-state에서 다이옥신의 mass distribution 44
(2) 일차 환경 매체에서의 다이옥신 예측 농도 46
(3) 인체 접촉 매체에서의 다이옥신 예측 농도 47
(4) 인체 노출 모형에 의한 일일 평균 인체 노출량 예측 50

4.2. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 보정 및 검증 54
4.2.1. 직접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량($LADD_{direct}$) 54

4.2.2. 간접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량($LADD_{indirect}$) 59

4.2.3. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 검증 61

4.2.4. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 민감도 분석 64

제 5 장 고 찰 65

제 6 장 결 론 76

참고문헌 80

영문요약 93

그 림 차 례

Figure. 2-1. The potential interactions among source term, environmental media, exposure media, and exposure routes for CalTOX model. 12

Figure. 2-2. Mass-exchange processing environmental transport and transformation in the CalTOX model 13

Figure. 2-3. Partitioning among the liquid, solid, and/or gas phases of individual compartments in the CalTOX model 15

Figure. 3-1. Research scheme of this study 20

Figure. 3-2. Diagram of predicted process to multimedia and multipathway exposure assessment for dioxin in this study 24

Figure. 4-1. Distribution and dynamics of dioxins at a 30 years after it was contaminated at a soil and ambient air using CalTOX model 45

Figure. 4-2. Predicted concentration of dioxins in the environmental media using CalTOX model 47

Figure. 4-3. Contribution rate of dioxins levels in environmental medium to exposure contact media using the model 49
Figure. 4-4. Probability distribution of $LADD_{model}$ of dioxins using Monte-Carlo simulation of multimedia/multiroute human exposure model 51
Figure. 4-5. Comparison of $LADD_{model}$ of dioxins in the environmental media and exposure pathways using multimedia/multiroute human exposure model 53
Figure. 4-6. Comparison of $LADD_{direct}$ of dioxins in the environmental media and exposure pathways by direct approach 58
Figure. 4-7. Profile of dioxin congeners in breast milk and blood for subjects in this study 60
Figure. 4-8. Comparison to LADDs of dioxins that determinated by several approach methods 62
Figure. 4-9. Comparison of LADD according to exposure contact media 63
Figure. 4-10. Proportion of LADD according to exposure contact media 63

표 차 례

Table. 2-1. Examples of usage of multimedia/multiroute models 9
Table. 2-2. Summary of the processes by which contaminants are exchanged and lost among seven CalTOX compartments. 14
Table. 2-3. Fugacity capacities in environmental media or compartment for CalTOX model 16
Table. 2-4. Matrix of exposure linking environmental media, exposure scenarios, and exposure routes for CalTOX model 18
Table. 3-1. Characterization of the study cities in Korea 22
Table. 3-2. Estimated quantities of wastes generated and incinerated annually in Korea 22
Table. 3-3. Determination of exposure pathways for dioxins in this study 25
Table. 3-4. The summarized the citable scientific literature for the levels of dioxins in environmental media and foods in Korea 31
Table. 3-5. Dioxin congeners and their TEQ 33
Table. 3-6. Characteristics of participants involved dioxins exposure assessment in breast milk and blood 34
Table. 4-1. The amount of incinerated municipal and hazardous waste in study area 38
Table. 4-2. Estimated dioxins emission to air from incineration sources in target areas 39
Table. 4-3. Source and initial concentration of dioxins at the environmental medium in target areas 39
Table. 4-4. Summary of chemicals properties for dioxin congeners 40

Table. 4-5. Summary of landscape properties for study areas 41
Table. 4-6. Summary of human exposure factors in this study 43
Table. 4-7. Predict concentration of dioxins at environmental media in this study 46
Table. 4-8. Prediction of dioxins levels in the exposure contact media using the model 49
Table. 4-9. Summary of pathway contact factors 50
Table. 4-10. $LADD_{model}$ of dioxins by multimedia/multiroute human exposure 52
Table. 4-11. Concentration of dioxins in the ambient air of the cities in Korea 54
Table. 4-12. Concentration of dioxins in the soil of the cities in Korea 55
Table. 4-13. Concentration of dioxins in the foods of Korea 56
Table. 4-14. $LADD_{direct}$ of dioxins based on their concentration in the environmental media and foods in Korea 58
Table. 4-15. The concentrations of dioxins in breast milk and blood for women 59
Table. 4-16. $LADD_{indirect}$ of dioxins based on their concentration in human tissues for subjects in this study 60
Table. 4-17. Comparison levels of dioxins in the exposure contact media using model and measured data 62
Table. 4-18. Sensitivity analysis of parameters for multimedia and multipathway model of dioxins 64

약어표

APHEA : Air Pollution and Health - A European Approach

CESAR : Central European Study on Air Pollution and Respiratory Health

CMRA : Chemical Migration Risk Assessment

CV : Coefficient of Variation

DTSC : Department of Toxic Substance Control

EPA : Environmental Protection Agency

EXPOLIS : Exposure to Air Pollution of Adult Urban Populations in Europe

GerES II : German Environmental Survey II

GerES III : German Environmental Survey III

HRS : Hazard Ranking System

LADD : Lifetime Average Daily Dose

$LADD_{direct}$: Lifetime Average Daily Dose by direct approach

$LADD_{indirect}$: lifetime average daily dose of dioxin by indirect approach

$LADD_{model}$: Lifetime Average Daily Dose by model

MCM : Multimedia Compartment Model

3MRA : Multimedia/Multiroute/Multireceptor-Risk Assessment

NHEXAS : National Human Exposure Assessment Survey

PAHs : Polycyclic aromatic hydrocarbons

PCBs : Polychlorinated biphenyls

PCDDs : Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins

PCF : Pathway Contact Factor

RIOPA study : Relationship among Indoor, Outdoor and Personal Air study

POPs : Persistence Organic Pollutants

SMCM : Spatial Multimedia Compartment Model

TEAM : Total Exposure Assessment Methodology

TEF : Toxic Equivalency Factor

TEF_i : toxic equivalency factor of dioxin congener, i

TEQ : Toxic Equivalency

THEES : Total Human Environmental Exposure Study

AT : Averaging Time for the exposed population(days)

BAF : Bio-Accumulation Factor

BTF : Bio-Transfer Factor

BW : Body Weight

C_{ci} : the concentration of dioxin congener, i in the environmental media and foods

CF : unit conversion factor

C_k : Concentration in the future for a exposure duration in environmental medium k

$C_k(0)$: concentration at a initial time in environmental medium k

$C_k(t)$: Concentration at a time, t in the future for a exposure duration in environmental medium k

C_{media} : Toxic equivalency concentration of dioxins in the environmental media and foods

CR_{media} : contact rate of media such as daily inhalation rate, ingestion rate for foods, and dermal contact rate

C_{tissue} : Toxic equivalency concentration of dioxins in the human tissues such as breast milk and blood

D_{si} : the differential sensitivity factor for the i-th parameter

ED : exposure duration for the exposed population

EF : exposure frequency for the exposure individual

fg : femto-gram = 1×10^{-15} gram

fvap : the volume fraction of particles in air

H : the Henry's law constant

IU : Intake or Uptake Factor

K_{ow} : octanol/water partition coefficient

ng : nano-gram = 1×10^{-9} gram

$N_i(t)$: the time-varying inventory of a chemical species in compartment i

Pa : Pascal

pg : pico-gram = 1×10^{-12} gram

R : the universal gas constant

R_i : the first-order rate constant for removal of the species from compartment i by transformation

SA : surface area

S_i : the source term for the species into compartment i

$t_{1/2}$: half-life of dioxin in the body

T : temperature in kelvins (K)

TF : Transfer Factor

$TF_{(k\rightarrow i)}$: intermedia-transfer factor which express ratio of contaminant concentration in the exposure medium, i to the concentration in an environmental medium, k

T_{ij} : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to compartment j

T_{io} : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to a point outside of the defined landscape system

X^o_i : correspond to the base-case value of the variables, X_i

Y_o : correspond to the base-case value of the output, Y

Φ : multimedia dispersion function that converts the contaminant concentration

α_a : the volume fraction of air in the soil compartment

β_a : the volume fraction of water in the compartment

ρ_i : the density of the actual particles

TCDD : Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin

TCDF : Tetrachlorodibenzofuran

PeCDD : Pentachlorodibenzo-*p*-dioxin

PeCDF : Pentachlorodibenzofuran

HxCDD : Hexachlorodibenzo-*p*-dioxin

HxCDF : Hexachlorodibenzofuran

HpCDD : Heptachlorodibenzo-*p*-dioxin

HpCDF : Heptachlorodibenzofuran

OCDD : Octachlorodibenzo-*p*-dioxin

OCDF : Octachlorodibenzofuran

국 문 요 약

다매체/다경로 모델을 이용한 도시지역에서의 다이옥신 인체 노출량 예측 연구

다이옥신과 같은 잔류성 합성유기화학물질은 토양, 대기, 수질 및 퇴적물 등의 환경매체에서 매우 안정한 상태로 존재하며, 먹이사슬을 통한 생체농축된 상태로 인간에게 노출된다. 최근 이러한 문제를 해결하기 위해 인간이 노출될 수 있는 가능한 모든 경로를 평가하는 다매체/다경로 인체 노출 평가 접근법이 연구되고 있다. 특히, 다이옥신과 같은 물질은 경제적·시간적 제한으로 인해 실제 측정자료를 이용한 평가가 현실적으로 불가능하기 때문에 컴퓨터 모델을 이용한 예측 연구가 부각되고 있다.

따라서, 이 연구는 국내 도시지역의 폐기물 소각장에서 배출되는 다이옥신 오염으로 인한 영향을 평가하기 위해 다매체/다경로 모형을 적용하여 성인의 인체 총 노출량을 예측하고자 하였다. 우선, 도시지역의 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신의 다매체/다경로 모형을 구성하고, 연구 대상 지역 및 노출 인구 집단의 특성을 나타내는 인자값을 적용하여 다매체/다경로 모형을 통한 성인의 일평균 인체 노출량(lifetime average daily dose), $LADD_{model}$을 예측하였다. 다매체/다경로 모형에 의한 예측치의 보정 및 검증을 위해 국내외 다양한 환경 매체 중 다이옥신 농도 측정 자료를 이용한 산출한 직접적인 성인의 일평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$과 연구 대상지역에의 모유 및 혈중 다이옥신 농도를 이용하여 간접적으로 추계한 성인의 일평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$을 다매체/다경로 모델을 통해 예측된 $LADD_{model}$과 비교하여 보았다.

연구 대상지역은 산업, 농축산업 및 수산업 활동이 동일 공간에서 이루어지

고 있는 복합 지역에서의 폐기물 소각시 배출되는 다이옥신으로 인한 환경 오염 및 인체 노출량을 예측하기 위해 서울, 인천 및 경기 지역으로 선정하였으며, 이 지역의 지방자치단체에서 관할하고 있는 생활 및 유해 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신을 오염원으로 결정하였다.

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형은 CalTOX 모델을 바탕으로 일부 수정하여 이용하였으며, 모형 인자값 및 분포값은 국내 정부 간행물, 국립연구기관의 연구보고서 및 국내 학회지 게재 문헌 정보를 수집하여 결정하였다. 입력 인자들의 확률분포값을 적용한 Monte-Carlo simulation을 실시하여 모형의 불확실성을 분석하였으며, 영향 인자들을 도출하기 위한 민감도 분석을 실시하였다. 또한 예측 결과의 타당성 검증을 위해 노출 인구 집단의 다이옥신 일일 평균 인체 노출량, LADD(Lifetime average daily dose)를 직접·간접적으로 산출하여 비교하였다. 다이옥신의 직접적인 일일 평균 노출량, $LADD_{direct}$는 국내 대기 및 토양에서의 다이옥신 오염도 자료 및 매체별 인체 접촉율과 국내 생산 식품(11종)에서의 다이옥신 오염도 자료 및 식품 섭취량을 이용하여 산출하였다. 간접적인 $LADD_{indirect}$는 연구 대상 지역에 3년 이상 거주하고 있는 일부 전업 주부의 혈액(n=9) 및 모유(n=15)에서 측정된 다이옥신 농도를 바탕으로 약물동력학적(pharmacokinetic) 방정식을 이용하여 역산출(back calculation)하였다.

본 모형은 연구 대상 지역의 토양 중 다이옥신 바탕값이 1.82 pg-TEQ/g이고, 폐기물 소각시설에 의해 다이옥신이 대기 중으로 0.17 g-TEQ/day로 30년간 배출되었을 때 이 지역에서의 환경 매체간 다이옥신 거동 및 다경로 인체 노출량을 예측하였으며, 다음과 같은 주요 연구 결과들을 도출하였다.

첫째, 연구 대상지역에서 다이옥신의 대기 오염원에 의한 대기, 표층, root-zone 및 vadose-zone 토양, 지표수 및 침전층, 지하수, 식물의 8개 매체(compartment)에서의 환경 동태 모형을 구성하였으며, 실내·외 공기, 물, 주변 토양, 재배 작물 및 식품의 5개의 인체 접촉 매체로 인한 호흡, 섭취 및 피

부접촉의 3개 노출 경로에서의 인체 노출량, LADD를 예측할 수 있는 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구성하였다. 총 92항목의 지역 특성 변수와 인체 노출 변수 중 42항목(지역 특성 변수 16항목, 인체 노출 변수 26항목)에 대해 연구 대상 지역 및 노출 인구 집단에서의 대표값과 확률분포 모형을 결정하였다.

둘째, 본 모형에서 30년 동안의 대기 중 다이옥신 배출량은 1862g이며, 총 배출량의 75%가 타지역으로 이동되고, 약 5%가 대기중에서 변형되며, 19%가 토양 및 재배 작물과 수계로 침전(deposit)된다. 토양 및 재배작물에 흡착된 양의 93%가 분해 또는 변형되어 steady-state에서 연구 대상 지역의 환경 매체에는 총 배출량의 7%만이 잔류하는 것으로 예측되었다.

셋째, 환경 매체에서의 다이옥신의 오염도 분포(mass distribution)는 vadose-zone 토양에서가 97.4%로 가장 많고, root-zone 토양이 2.5%, 침전층이 0.02%, 표층토양이 0.01%, 대수층(aquifer), 대기, 지표수 및 식물에서는 0.01% 미만인 것으로 나타났다.

넷째, 본 모형에 의한 환경 매체별 오염도의 중앙값(50th~95th percentile)은 가스상 대기 오염도가 0.03 pg/㎥(0.01~0.76 pg/㎥), 입자상 대기 오염도 0.004 pg/㎥(0.001~0.018 pg/㎥), 표층토양 1.13 pg/g(0.27~4.87 pg/g), root-zone 토양 2.04 pg/g(1.95~2.25 pg/g), 지표수는 0.08 pg/ℓ(0.01~0.53 pg/ℓ)로 예측되었으며, 지하수에서의 오염도는 10^{-6} pg/ℓ 수준이었다.

다섯째, 인체 접촉 매체에서의 오염도는 실외 및 실내 오염도가 각각 0.04 pg/㎥, 주택부근 토양(household soil)은 1.61 pg/g, 어패류 1.50 pg/g, 육류 0.34 pg/g, 난류 0.17 pg/g, 곡류, 과일 및 채소가 0.06 pg/g, 그리고, 우유 0.05 pg/g으로 예측되었다. 재배 작물 및 사육 가축 오염에 대한 대기 오염 기여율은 약 75~85%(가스상 대기 60%, 입자상 대기 15~20%)이었으며, 수질 오염은 0.2% 이하, 토양에 의한 영향은 13~23% 정도로 분석되었다.

여섯째, 본 모형에 의한 성인의 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{model}$은 평균 2.32 pg/kg-day, 50th percentile은 1.64 pg/kg-day, 95th percentile 6.29 pg/kg-day로 예측되었다. 총 $LADD_{model}$에 대한 섭취 노출 기여율은 97.1%(어패류 섭취 59%, 육류 섭취 15%, 채소류 섭취 12%, 기타 11.1%), 호흡 노출 경로는 1.3%, 피부접촉 노출에 의해서는 1.6%로 평가되었다.

일곱째, 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의해 예측된 $LADD_{model}$(0.52~6.29 pg/kg-day)는 직접 접근법으로 산출된 $LADD_{direct}$(0.2~0.78 pg-TEQ/kg-day)와 간접 접근법으로 산출된 $LADD_{indirect}$(0.43~5.25 pg-TEQ/kg-day)와 유사한 농도 범위로 예측되었다. 모형에 의한 $LADD_{model}$는 $LADD_{direct}$보다는 4배 정도의 높게 예측되었으나, $LADD_{indirect}$(1.2~1.3배)와는 거의 유사한 수준으로 평가되었다.

여덟째, 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형의 민감도 분석(sensitivity analysis) 결과, 대기 중 다이옥신 배출율(오염원), 대기 중 다이옥신의 반응 반감기(reaction half-life in air), 유기탄소분배계수(organic carbon partition coefficient ; K_{oc}), 육류 일일 섭취량, 어패류 일일 섭취량, 오염지역에서의 육류 생산율, 오염지역에서의 어패류 생산율, 및 가축 사육시 목초 및 건초 사료량 변수의 총 8개 인자들이 유의한 영향 요인으로 평가되었다.

지금까지의 다이옥신에 대한 예측 모델 연구들이 2,3,7,8-TCDD 단독에 의한 다매체 환경 동태 연구, 일차 환경 오염에 의한 식품 등 2차 접촉 매체로의 전이 연구, 다경로 인체 노출량 예측 연구 등의 부분적인 예측 모형의 개발을 중심으로 이루어져 왔으나, 이 연구에서는 2,3,7,8-TCDD 및 독성 유발 동족체를 모두 포함한 17종의 다이옥신 복합체에 대해 환경 배출원에서부터 다매체 환경 거동 및 수용체인 인체에 대한 다경로 노출 패턴을 예측하기 위한 하나의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구성하였다는데 의의를 두고 있다. 이러한 환경 오염물질의 다매체/다경로 노출 예측 모델 연구에 있어서 지역 특성

인자 및 인체 노출 인자들이 예측하고자 하는 지역 및 인구 집단의 특성을 얼마나 잘 나타내는가에 따라 모형의 불확실성이 좌우되기 때문에 이와 같은 환경 예측 모형 연구가 활성화되고 연구 결과의 활용성을 극대화시키기 위해서는 우리 나라에 대한 지역적 특성 및 한국인의 표준 인체 노출 인자들에 대한 데이터베이스가 하루 속히 구축되어야 할 것이다.

핵심되는 말 : 다매체 환경 동태, 다경로 인체 노출, 다이옥신,
일일 평균 인체 노출량, 다매체/다경로 인체 노출 모형

제 1 장 서 론

20세기를 마감하면서 기존의 오염원과 오염물질을 특정 매체(medium specific approach)에서 관리하는 단일매체 중심의 관리는 한 매체에서의 오염물질 감소가 결국은 다른 매체로 전이되는 것에 불과하며 궁극적으로 생태계 보존과 인간의 건강보호 측면에서 위해도는 감소하지 않을 수 있다는 비판을 받아왔다.

특히, 유기염소계 화학물질과 같은 잔류성 합성유기화학물질(persistent organic pollutants ; 이하 POPs)들은 토양, 대기, 수질 및 퇴적물 등의 환경 매체에서 매우 안정한 상태로 존재하며, 먹이사슬을 통하여 생물농축현상을 일으켜 인간에게 노출된다. 이러한 인위적인 합성화학물질들은 오염원으로부터 환경 중에 노출되어 장거리 이동(long-range transport)에 의해 다른 환경매체로 전이되어 변형(transformation)되거나 침전(deposition) 과정 중에 분해(degradation)에 의해 변화된다. 또한 이러한 환경 매체 전이(transfer) 과정을 통해 합성화학물질들은 쉽게 소멸되지 않고, 오히려 더욱 안정적인 물질로 변환되어 생태계 먹이사슬을 통해 축적됨으로서 더 큰 환경 오염 문제를 야기하기도 한다(Swedish EPA, 2000).

더욱이 인간이 생활하는 환경은 대기, 수질, 토양 및 식품 등 매우 다양하며 인체가 오염물질에 노출되는 경로 또한 다양하다. 따라서 오염물질이 인체에 영향을 미치는 경로와 인과 관계를 규명하기란 매우 어렵다. 지금까지 오염물질에 대한 노출평가(exposure assessment)는 대기, 수질, 토양, 식품 등 각각의 단일 매체에 대해 평가되어왔다. 하지만 이러한 노출평가는 인체를 중심으로 환경을 보는 입장(receptor oriented approach)에서는 매우 많은 한계를 드러내고 있다. 이와 같은 한계를 해결할 수 있는 방법으로 대두되고 있는 것이 오염물질에 인체가 노출될 수 있는 가능한 모든 매체와 경로를 평가하는 다매체/다경로 노출 평가(multiple media and pathway exposure assessment)

방법이다.

따라서 21세기의 환경문제를 해결하기 위한 환경보건의 주요 기술은 오염물질에 인간 및 생태계의 수용체가 노출될 수 있는 가능한 모든 경로를 평가하는 다매체/다경로 노출 평가(multimedia and multiroute human exposure assessment) 접근법이다. 이러한 다매체/다경로 노출 평가 접근법은 수용체에 대한 가능한 모든 노출 정보를 제공하여 총량적인 위해도 평가(total risk assessment)를 가능하게 하기 때문에 통합오염관리를 위한 필수적인 요소 기술이라 할 수 있다.

다매체/다경로 노출 평가를 위한 수많은 자료를 확보하는데 있어서 경제적·시간적 제한으로 인해 실제 측정을 통한 완벽한 연구 자료 구축이 불가능하거나 불충분하게 된다. 따라서, 최근에는 이러한 경우 노출 시나리오를 모의하고, 인체 노출 및 위해성 평가에 이용하기 위한 측정치들을 보충할 수 있는 자료 생성을 위한 컴퓨터 모델링 연구들이 수행되고 있다(US EPA, 1992a). 최근 유해화학물질의 환경 매체간 이동 및 다매체 거동 예측 연구가 활발히 진행되고 있으며(Devillers and Bintein, 1995), 다이옥신과 같이 생체 축적성 물질에 대해서는 환경 관리 정책을 세우기 위한 목적으로 주요 오염원에 의한 인근 환경 매체간 거동 예측 및 이로 인한 다경로 인체 노출 예측 연구의 필요성이 더욱 부각되고 있다(Cohen and Clay, 1994).

환경 호르몬 물질로 잘 알려진 다이옥신은 배출되는 양은 극미량이지만 높은 지용성으로 인해 환경중의 안정성이 매우 높고 특히, 이러한 특성을 기반으로 하여 환경 매체간 이동 및 먹이사슬을 통해 생체농축현상을 일으키는 것이 밝혀지면서 더욱 문제가 되고 있다. 최근 미국 환경보호청(environmental protection agency ; 이하 EPA)에서는 재평가를 통해 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-*p*-dioxin(이하 2,3,7,8-TCDD)은 인체 발암 물질(human carcinogen)로, 다이옥신은 유력한 인체 발암 물질(likely human carcinogen)로 분류하고 있다 (US EPA, 2000d).

국내에서도 도시화·산업화로 인해 다이옥신이 배출될 수 있는 환경이 오래 전에 조성되어 왔음에도 불구하고 실제로 언제부터, 얼마나 우리에게 노출되어 왔는지에 대한 자료는 아직 불충분하다. 국내에서 90년대 말 환경호르몬에 대한 관심이 급증하면서, 다이옥신에 대한 연구가 진행되기 시작하였으며, 2000년대 이후 환경 및 식품, 인체 조직에서의 다이옥신 분석 결과가 간헐적으로 연구되고 있다. 그러나 국내 다이옥신의 종합적인 환경 노출 양상과 그로 인한 인체 노출 경로, 평균 인체 노출량 및 패턴, 이로 인한 건강 위해도에 대한 연구는 미미하다. 더욱이 폐기물 소각량이 증가하는 현 시점에서 합리적인 다이옥신 관리 정책을 수립하기 위해서는 우선 국내 환경 중 다이옥신 오염 수준을 평가하고, 일반인들의 일일 평균 인체 노출량을 예측하는 연구가 시급한 실정이다.

따라서 본 연구에서는 우리 나라에서 다이옥신의 다매체/다경로 모형을 이용한 도시지역에서의 인체 총 노출량을 예측하고자 한다. 본 연구의 세부목적은 다음과 같다.

첫째, 도시지역의 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신의 다매체/다경로 모형을 구성하고, 연구 대상 지역 및 노출 인구 집단 특성에 대한 입력 인자의 데이터베이스를 구축하며,

둘째, 연구 대상 지역에서의 다매체/다경로 모델을 통한 성인의 일평균 인체 노출량(lifetime average daily dose), $LADD_{model}$을 예측하고,

세째, 우리 나라의 다양한 환경 매체 중 다이옥신 농도 측정 자료를 이용한 직접적인 성인의 일평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$을 산출하며,

넷째, 우리 나라의 모유 및 혈액 중 다이옥신 농도를 바탕으로 성인의 일평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$을 간접적으로 추계하여,

다섯째, 다이옥신의 다매체/다경로 모델을 통해 예측된 $LADD_{model}$과 직·간접 방법에 의해 산출된 $LADD_{direct}$ 및 $LADD_{indirect}$를 비교함으로써 모형을 보정·검증하였다.

제 2 장 연구 배경

2.1. 다매체/다경로 모델의 연구 동향

유해화학물질의 환경 오염에 의한 인체 노출 평가의 목적은 다양한 접촉 매체(contact media)와 노출 경로(exposure pathway)를 통해 개개인이 노출될 수 있는 총 용량(total dose)을 산출하는 것이다. 일반적으로 완전하고 이상적인 다매체/다경로 노출평가를 하기 위해서는 다음과 같은 5가지의 과정이 필요하다(Maddalena et al, 1999).

1) 연구 대상 오염물질의 화학적 특성 및 오염원 파악
2) 가능한 모든 노출 경로 파악
3) 다양한 환경 매체에서의 오염 농도 결정
4) 수용체(인간)와 각 노출 환경 매체간의 접촉율, 접촉횟수, 및 접촉기간 결정
5) 노출평가에 있어서 불확실성의 수준을 파악하고 결정

비록 잘 구성된 연구 디자인에 의해 연구 평가 자료들을 측정·조사·수집을 한다 하더라도 이러한 모든 과정들을 수행하기에는 경제적·시간적 제한으로 인해 실제적으로는 연구 자료 수집이 불가능하거나 불충분하게 된다. 따라서, 최근에는 이러한 경우에 노출 시나리오를 모의하고, 인체 노출 및 위해성 평가에 이용하기 위한 측정치들을 보충할 수 있는 자료를 생성하기 위한 컴퓨터 모델을 이용한 연구가 계획되어 왔다(US EPA, 1992a).

다매체/다경로 노출 모델은 오염물질이 오염원에서 배출되는 순간부터 이로 인해 궁극적으로 수용체에 미치는 위해도를 추계하는 마지막 순간까지의

과정을 수학적으로 설계해내는 것이다(US EPA, 1996a). 다매체/다경로 모델들은 모델 구성의 목적, 모델 구성의 단순화/세밀화, 시나리오/지점의 복잡성, 자료 구축의 현실적인 가능성 및 제공되어지는 정보의 신뢰성 등에 의해 다양한 형태로 구성되어 질 수 있다(Whelan et al., 1994). 선진국에서의 다매체/다경로 모델 연구 초기 과정에서는 스크리닝 수준(screening-level)에서의 모델을 구성하기 시작하였으며, 이러한 모델들은 구조학적(structured-value) 접근법을 기초로 하여 모델을 개발하였다. 이러한 모델들은 미국 EPA에서 유해 순위 결정 시스템(hazard ranking system ; HRS)에 이용된 바 있다(US EPA, 1988 ; US EPA, 1990). Analytical/semi-analytical/empirical에 기초한 다매체/다경로 모델들은 우선 순위 결정이나 특정 유해 폐기물 매립지에서의 예비적인 평가를 위해 이용된다. 이러한 모델들은 수리적(numerical) 모델들보다 자료 구성면에 있어서 단순화되어 있으면서도, 구조학적(structured-value) 접근법이 아닌 물리적(physics-based) 모델이기 때문에 매우 다양하고 폭넓게 적용된다. 환경 오염물질에 의한 잠재적인 인체 영향 평가를 세밀하게 수행하기 위해서는 각 환경 매체에 대해 매우 상세한 정보를 바탕으로 다매체/다경로 모델을 구성해야 한다. 예를 들어 chemical migration risk assessment(CMRA)는 물리적으로 연결된 모듈러의 구성이 아닌 각각의 단일 매체에서의 모듈러를 구성하고, 독립적이면서도 연속적으로 각각의 구획(compartment)을 완성하는 복합 연결 접근법(composite-coupled approach)을 적용하여 모델을 구성하게 된다. 이러한 접근법은 모델 구성에 있어서 매우 복잡하며, 각 매체에 대한 상세하고도 다양한 자료가 필요하게 된다. 이러한 모델들은 다매체/다경로 노출에 의한 인체 위해도를 평가하는 데 있어서는 매우 적합하나, 특정 지역/특정 상황에서 구성된 수리적(numerical) 모델은 그 적용성이 비교적 제한적인 경우가 있다.

다매체/다경로 노출 모델은 전형적으로 오염물질의 환경 매체간 이동(transfer)과 변형(transformation)에 의한 각 환경 매체에서의 오염도를 예측하

는 다매체 환경 동태 예측 모델(multimedia environmental fate model)과 사람이 오염된 다양한 환경 매체에 노출되고 접촉함으로 인한 인체 노출 용량을 예측하는 다경로 인체 노출량 예측 모델(multiroute human exposure model)로 구성되어 있다.

위해성 평가 분야에서 다매체 모델의 필요성이 강조되면서 90년대에 들어서야 다수의 다매체 모형이 개발되기 시작하였으며, 최근 정보화기술(information technology)의 발전으로 다매체 예측모형에 대한 연구가 다양하게 시도되고 있다. 초기 다매체 연구는 1950년대에 전세계적인 방사능 낙진 오염 사고가 일어나면서 대기, 토양, 지표수, 재배 작물 및 식품으로의 방사능 오염 전이 정도를 예측할 수 있는 연구를 시작으로 진행되었다(Whicker and Kirchner, 1987). 합성 화학물질에 대한 다매체 연구는 유기 오염물질의 매체간 이동을 예측하는 "chemodynamics"에 대해 Thibodeaux(1979)가 처음 발표하면서 진행되었다. 그 이후 화학물질에 대한 다매체 연구의 활성화는 Mackay(1979)와 Mackey 및 Paterson(1981, 1982)이 "fugacity 모델"을 개발하면서 시작되었다. Fugacity 모델은 복잡한 환경계에서 유해화학물질의 이동과 변형에 대한 예측 연구에 광범위하게 적용되었다(Mackey, 1991). Cohen과 Ryan(1985)은 저농도의 오염 상태에서의 환경 동태를 예측할 수 있는 다매체 구획 모델(multimedia compartment model ; 이하 MCM)을 개발하였으며, 1990년에는 좀 더 보완된 공간적인 MCM인 SMCM(spatial multimedia compartment model)이 발표되었다(Cohen, et al., 1990). 90년대에 들어서면서 다이옥신, PCBs(polychlorinated phenyls), PAHs(polycyclic aromatic hydrocarbons) 등의 잔류성 물질이 연구되면서, 이들에 대한 dynamic multimedia fugacity model과 같은 다매체 환경 동태 모형이 개발되었다(Laniak et al., 1997). POPs와 같은 생체 잔류성 물질에 대한 환경에서 생태계(먹이사슬)로의 전이 과정을 세분화하여 예측하기 위한 empirical food chain model들도 개발되기 시작하였다(McLachlan et al., 1995; Currado and Harrad,

1998; Lober and Pinsky, 2000). 특히, 1990년대 후반에는 다이옥신과 같이 수많은 동족체들에 대한 환경 동태를 동시에 예측하기 위해 chemical balance model이 개발되기도 하였다(Su and Christensen, 1997). 최근에는 유럽 및 일본에서는 ChemCAN, ChemFrance 등 국가를 하나의 공간적 대상으로 하여 오염물질의 환경 동태를 설명하려는 시도가 있었다(Bintein and Devillers, 1996 ; MacLeod and Mackay, 1999 ; Kawamoto, et al., 2001). 현재 POPs의 장거리 이동문제를 이해하기 노력의 일환으로 유럽대륙을 하나의 대상으로 하거나 전지구적인 규모의 모형이 현재 개발중에 있는 것으로 알려지고 있다. 이와같이 지금까지 수많은 다매체 모델들이 개발되고 있으나, 이들은 모형의 종류에 관계없이 이들은 기본적으로 질량 평형 모델(mass balance model)이며 각 매체를 대표하는 일종의 구획(compartment)을 사용하고 이 구획내외에서 일어나는 물질이동(mass transfer)과 분해율(degradation rate), 평형관계식(equilibrium relationship)들을 이용하여 대상이 되는 물질들의 동태를 예측하는 fugacity의 기본 수식을 바탕으로 변형, 개발되고 있다.

다경로 노출 평가는 미국에서 1980년대 후반부터 시작되었던 TEAM(total exposure assessment methodology) 연구나 THEES(total human environmental exposure study) 연구를 기점으로 활기를 띄기 시작했다. 이러한 연구들은 미국에서의 오염물질에 대한 인체의 총 노출을 평가하고자 실시되었으며 최근 NHEXAS(national human exposure assessment survey) 프로그램 등을 통해 오염물질에 대한 인체 노출에 관련된 각종 정보를 얻어내고자 연구조사가 이루어지고 있다(Sexton et al., 1995). 또한, 최근에는 EPA를 중심으로 하여 노출평가(exposure assessment)가 다양한 환경 오염원과 인간 또는 생태계의 건강 위해를 분석하는 가장 핵심이 되는 단계로 규정하고 물, 대기, 토양, 공기, 실내 환경의 오염물질에 대한 다매체에서의 노출을 인구집단을 대상으로 평가하고자 하는 프로그램을 기획하고 있다(US EPA, 2000e). 독일의 경우 노출평가를 위한 독일환경조사 II(German environmental survey II,

GerESII)를 이미 1990년과 1992년에 실시하였고, 1998년에는 독일환경조사 III(GerESIII)를 실시하였다(Hoffmann, et al., 2000 ; Skov, et al., 2001). 유럽에서 이루어지는 연구로는 CESAR (central European study on air pollution and respiratory health), APHEA (air pollution and health: a European approach), EXPOLIS (exposure to air pollution of adult urban populations in Europe), RIOPA study (the relationship among indoor, outdoor and personal air study) 등이 있으며, 미국 EPA와 체코가 합동으로 연구하고 있는 Teplis study 등이 있다(Slachtovà, et al., 1998 ; Hasford, et al., 1998 ; Rotko, et al., 2000 ; Kousa, et al., 2001). 이러한 대규모의 노출평가 조사는 기본적으로 노출평가의 방법론 개발과 더불어 관련 노출변수에 대한 자료를 확보하여 데이터베이스를 구축하였다는 특징이 있다.

90년대 이후 통합오염관리 개념이 구체화되면서 위해도 관리자(risk manager) 또는 정책 결정자들에게 임의의 환경오염 문제로 인한 환경 및 인체 영향에 대한 잠재력을 좀 더 명확하고 완전하게 제시하기 위해 CalTOX, HEM-Ⅱ, THERdbASE와 같은 다매체/다경로 모델이 연구되었다(US EPA, 1992, 1996b, 1998). 다매체/다경로 모델들은 기존의 복잡한 다매체 예측 모델들을 좀 더 단순화시키는 반면, 측정 평가를 통해 추계하였던 인체 노출 평가 부분을 세분화하여 예측할 수 있도록 다경로 모델을 강화하는 연구가 이루어지고 있다. 그 예로써 다매체/다경로/다수용체 모델(multimedia/multiroute/multireceptor-risk assessment model ; 3MRA)의 개발을 들 수 있다(US EPA, 1999).

현재까지 개발된 다매체/다경로 모형은 대부분이 유해폐기물 매립지나 방사선 오염물질 누출 지점을 중심으로 하여 배출되는 오염물질의 환경 중 동태와 그로 인한 인체노출평가를 위해서 사용되었다(Table. 2-1). 이러한 모델 및 프로그램들은 국내 위해성 평가에 수행될 수 있는 종류들도 있으나 대부분 각 나라의 데이터와 상황을 반영토록 패키지(package)화되어 있어 국내 현실에

Table. 2-1. Examples of usage of multimedia/multiroute models

Models	Description of representative usage
ARCL	Evaluate decommissioning alternatives by using a site-specific radiation scenario/exposure pathway analysis to determine the accepTable. levels of residual radioactive contaminants that remain.
CALTOX	A multimedia and multiroute model which evaluate to possible human uptake dose and health effects by toxic chemicals released to air, water, soil and foods.
DECHEM	Determine accepTable. levels of chemicals in soil after clean-up of Uranium Mill Tailings Remedial Action Project Sites.
DITTY	Determine the collective dose from long term nuclear waste disposal sites resulting from ground water pathways.
DOSES	Estimates of long-term dose to main from buried waste.
GENII	Internal dosimetry from chronic and acute radiation exposure.
GEOTOX	Evaluated health risks presented from the presence of TNT, RDX and benzene present in military explosives residuals.
GWSCREEN	Developed for assesment of ground water pathway from leaching of radioactive and nonradioactive substances from surface or buried sources.
HHEM	Assist RPMs to develop preliminary remediation goals CERCLA sites.
HRS-1	Hazard ranking for SUPERFUND site assesment.
IMPACTS (PART 61)	Estimates radiological impacts for a given combination of waste streams and processing options, disposal technology alternatives, and disposal site environmental settings. Used during the development of 10 CFR Part 61 rule.
MEPAS	A risk computation system developed for hazard ranking application.
MILDOS	Computes environmental radiation doses from uranium recovery operations.
MILDOS-AREA	The MILDOS-AREA code provides improved capability for handing large area sources and updates the dosimetry calculations.
MMSOILS	Multimedia landfill model.
MULTIMED	EPA Toxicity Characteristic Final Rule.
NUREG 0707	Estimates site-specific limits for allowable residual contamination.
NUREG 5512	Provides generic and site-specific guidance of radiation dose for exposures to residual radioactive contamination after the decommissioning of facilities licensed by the NRC.
NUTRAN	Calculates the consequences of ground water release of radioactivity from a waste repository.
ONSITE/MAXI1	NRC review of license applications for onsite disposal of radioactive wastes.

Source : US EPA, 1996

Table. 2-1. Examples of usage of multimedia/multiroute models (continued)

Models	Description of representative usage
PATH	Used to implement residual radioactive material guidelines during decommissioning
PATH 1	Models the physical and biological processes that result in the transport of radionuclides through the Earth's surface environment and eventual human exposure to these radionuclides.
PATHRAE(EPA)	Maximum annual effective dose equivalent to a critical population group and to offsite populations at risk from the land disposal of radioactive wastes.
PC GAMES	Used to evaluate the spread of toxic chemicals released to air, soil, surface water and ground water.
PRESTO-EPA	Simulates transport of low-level radioactive waste material from a shallow trench site and assesses human risks associated with such transport. This model was modified and added to create the PRESTO family of models.
PRESTO-EPA -BRC	This is a modified version of PRESTO-EPA-POP. Additions to this model include estimation of radionuclide transport and exposure to workers and visitors, population exposure from incinerator releases, worker and visitor gamma exposures, and onsite farming.
PRESTO-EPA -CPG	Maximum whole body dose to critical population groups from land disposal of low-level radioactive waste by shallow and deep methods.
PRESTO-EPA -POP	Cumulative population health effects to local and regional basin population from low-level waste disposal by shallow land methods.
PRESTO-EPA -DEEP	Cumulative population health effects to local and regional populations from land disposal of low-level radioactive wastes by deep methods.
PRESTO-II	Evaluation of possible health effects from shallow-land and waste disposal trenches.
RESRAD	An analytical methodology recommended by the Department of Energy in its guidelines for allowable concentrations of residual radioactive material in soil encompassed by the Formerly Utilized Sites Remedial Action Program(FUSRAP) and Surplus Facilities Management Program.
RISKPRO	Used to evaluate the spread of toxic chemicals released to air, soil, surface water and ground water. RISKPRO was adapted from PCGEMS.
SARAH2	Core equations were developed in support of the EPA "Land Disposal Banning Rule"
UDAD	UDAD provides estimates of potential radiation exposure to individuals and to the general population in the vicinity of a uranium processing facility.
UTM-TOX	A multimedia model which links an atmospheric transport model with a surface water model.

Source : US EPA, 1996

직접 이용하기에는 어려움이 많다. 특히 노출평가를 위해 개발되어온 환경 및 인체 노출관련 모델들은 그 나라의 독특한 노출시나리오 및 데이터 베이스가 지원토록 되어 있어 사실상 국내 적용은 불가능하다.

국내에서의 노출평가는 모델을 이용한 예측보다는 오염도를 측정하는 방법을 주로 이용하여 왔으며, 다매체/다경로 모델 연구는 아직 초보적인 수준이다. 국내에서는 단일 매체에서의 확산 모형을 예측하기 위한 모델들이 연구되어 온 정도이며, 다매체를 대상으로 한 오염물질의 이동에 대한 연구는 benzo(a)pyrene을 중심으로 한 PAHs와 2,3,7,8-TCDD에 대해 일부 연구된 바 있다(이윤아, 1999).

2.2. CalTOX - compartment model의 구조

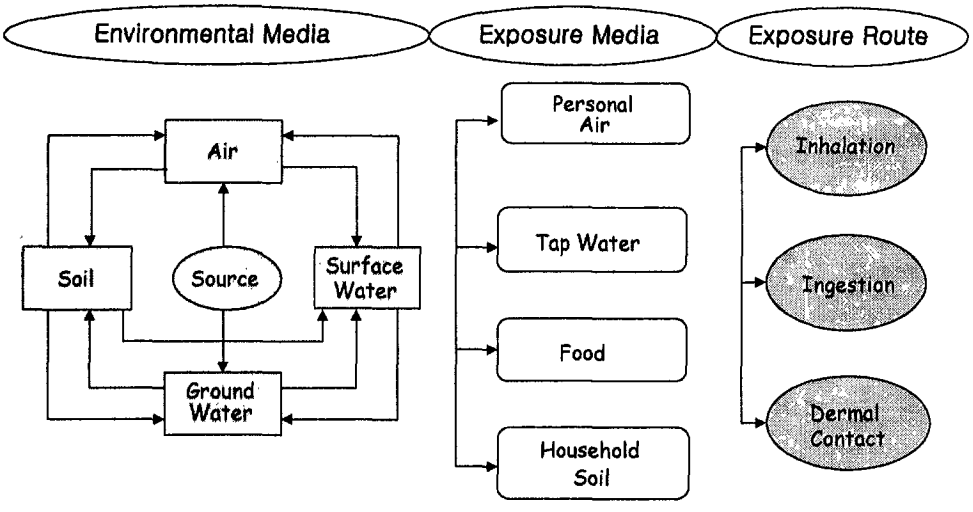
2.1.1. CalTOX 모델의 기본 개념

CalTOX 모델은 유해화학물질이 환경중으로 배출되어 입외의 물리·화학적 특성에 의해 수질, 대기 및 토양 등의 다양한 환경 매체에 확산·전이·변형·분해되는 과정을 예측하고, 이렇게 오염된 환경 매체에 인간이 접촉함으로서 가능한 인체 노출량과 그로 인한 건강 위해성을 평가하는 다매체/다경로 인체 노출 평가 모델이다. CalTOX 모델은 유해 폐기물 매립지에서 배출되는 오염물질의 동태와 그로 인한 인체 노출 수준과 정화 기준(clean-up goal)을 결정하기 위해서 캘리포니아 EPA에 의해 개발되었다(US EPA, 1996b).

CalTOX 모델은 오염물질의 질량보존(conservation of mass)과 화학평형(chemical equilibrium)을 기본 법칙으로 하고 있으며, fugacity를 매개로 하였고, 전체적으로는 unsteady state-nonequilibrium 모델이지만 토양을 하위 매체로 세분하고 이 부분에만 steady-state 가정을 적용하였다. CalTOX 모델은 다

양한 종류의 오염물질(유기화합물, 금속성 물질, 무기화합물 및 방사능 물질)에 의해 다양한 환경 매체(environmental media)로 확산되고 다양한 노출 매체(exposure media)를 통해 체내로 섭취(uptake) 가능한 용량(potential dose)을 예측할 수 있도록 포괄적(comprehensive)이고 융통성(flexible)있게 구성되어 있다(Figure. 2-1).

CalTOX 모델은 다매체 전이 및 변형(multimedia transport and transformation) 모델과 다경로 인체 노출 (multiroute human exposure)모델로 구성되어 있으며, 구성 모델의 타당성 검증을 위해 구성 인자값과 결과에 대한 민감도 분석(sensitivity analysis)과 불확실성 분석(uncertainty analysis)를 수행 할 수 있도록 구성되어 있다.



Source : US EPA(1996b)

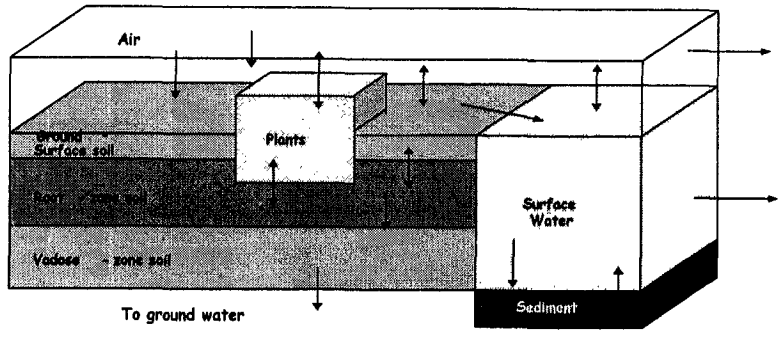
Figure. 2-1. The potential interactions among source term, environmental media, exposure media, and exposure routes for CalTOX model.

2.1.2. dynamic multimedia transport and transformation 모델

CalTOX는 대기(air), 표층 토양(ground-surface soil), 식물(plants), root-zone 토양(root-zone soil), vadose-zone 토양(vadose-zone soil), 지하수(ground water), 지표수(surface water) 및 침전층(sediment)의 8가지의 세부 매체로 구성된 dynamic multimedia fugacity 모델이다(Figure. 2-2). 각 매체는 총 질량(total mass), 총 부피 (total volume), 고형 질량(solid-phase mass), 액상 질량(liquid-phase mass)와 가스상 질량(gas-phase mass)로 묘사되며, 오염물질의 전이·변환 과정에 의해 각 구획에서 오염물질 농도는 일차 속도 반응식(linear, coupled, first-order differential equation)에 의해 산출된다.

$$d/dtNi(t) = -RiNi(t) - \sum_{j=1, j\neq i}^{m} TijNi(t) + \sum_{j=1, j\neq i}^{m} TjiNj(t) + Si(t) - TioNi(t) \qquad \text{(Eq. 2-1)}$$

Where :
- Ni(t) : the time-varying inventory of a chemical species in compartment i (mol)
- Ri : the first-order rate constant for removal of the species from compartment i by transformation (1/d)
- Tij : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to compartment j (1/d)
- Tji : the rate constant for the transfer of the species from compartment j to compartment i (1/d)
- Tio : the rate constant for the transfer of the species from compartment i to a point outside of the defined landscape system (1/d)
- Si : the source term for the species into compartment i (mole/d)
- m : the total number of compartments within the landscape system.



Source : US EPA(1996b)

Figure. 2-2. Mass-exchange processing of environmental transport and transformation in the CalTOX model

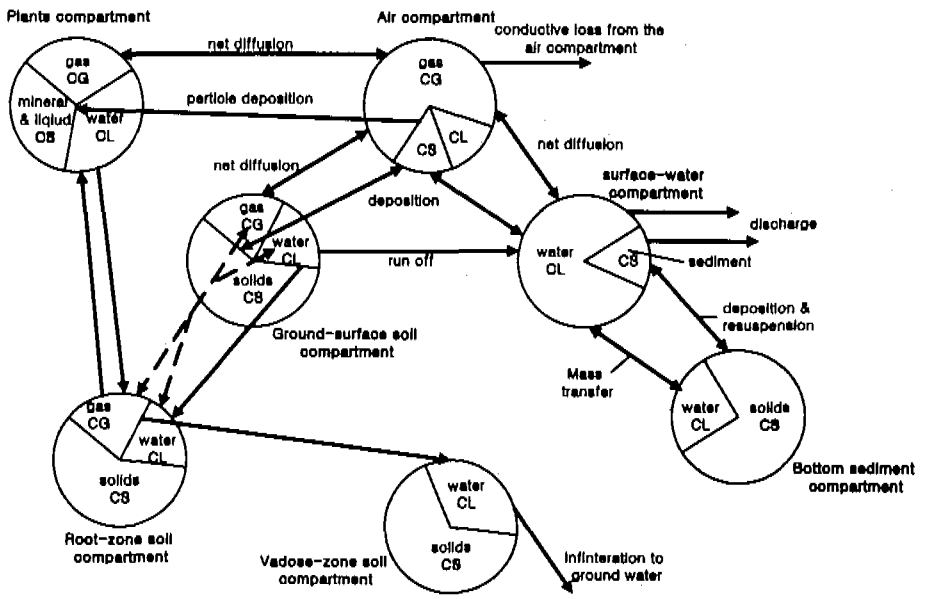
각 8개 매체에서 오염물질의 양은 오염원으로부터의 직접적인 유입, 근접한 다른 매체에서의 유입과 유출, 오염물질의 자연적인 변형, 분해 또는 소멸 과정에 의한 각 매체에서의 총 유입과 총 유출을 추계하여 산출된다. CalTOX는 오염물질의 방사능 감소(radioactive decay), 광분해(photolysis), 생분해(biodegradation) 등과 같은 소멸 및 변형과정은 일차 속도식에 의한 비가역적인 손실로서 고려하고 있다(Table. 2-2).

Table. 2-2. Summary of the processes by which contaminants are exchanged and lost among compartments.

Compartment	Gains	Losses
(1) Air (both the gas phase and particles of the troposphere)	Diffusion from soil Diffusion from plants Diffusion from surface water Resuspension of deposited soil particles Contaminant sources	Diffusion to ground-surface soil Diffusion to surface water Diffusion to plants Washout by rainfall Convection losses Deposition to soil Deposition to plants Deposition to surface water Chemical/physical transformation
(2) Plants (land vegetation)	Deposition of particles from air Foliar uptake Root-uptake from root-zone soil	Diffusion from leaf surfaces Washoff from leaf surfaces Chemical/physical transformation
(3) Ground-surface soil	Diffusion from air Diffusion from root-zone soil Washout from air by rainfall Dry deposition of air particles Contaminant sources	Diffusion to air Diffusion to root-zone soil Advection to root-zone soil Soil solution runoff Erosion (mineral runoff) to surface water Resuspension of soil particles Chemical/physical transformation
(4) Root-zone soil	Diffusion from ground-surface soil Advection from ground-surface soil Contaminant sources	Diffusion to ground-surface soil Infiltration (leaching) to vadose-zone soil Chemical/physical transformation
(5) Vadose-zone soil	Infiltration from root-zone soil Contaminant sources	Infiltration to ground-water zone
(6) Surface water	Diffusion from air Washout by rainfall Deposition of atmospheric particles Soil solution runoff Erosion (mineral runoff) Diffusion from sediment Sediment resuspension Contaminant sources	Sediment deposition Diffusion of vapors to air Diffusion to sediment Surface-water outflow Chemical/physical transformation
(7) Sediment layer	Diffusion from surface water Sediment deposition (from surface water)	Diffusion to surface water Sediment resuspension Chemical/physical transformation

Source : US EPA(1996b)

CalTOX 모델은 오염물질이 각 매체간의 유출과 유입뿐만 아니라 임의의 매체 안에서 남아 있거나 축적되는지, 물리·화학·생물학적으로 변형이 되는지, 확산이나 이류 등의 매체간 이동(cross-media transfer)에 의해 다른 매체로의 이동에 대한 부분도 중요하게 다루고 있다(Figure. 2-3).



Source : US EPA(1996b)

Figure. 2-3. Partitioning among the liquid, solid, and/or gas phases of individual compartments in the CalTOX model

CalTOX 모델은 물질의 이동을 예측하기 위해 fugacity 모형을 이용하였다. Fugacity는 저농도에서 화학물질의 활성도를 나타내는 방법으로서 압력단위(Pa, pascal)로 표시되고, 화학물질이 다른 물리적 성상이나 매체로 이동 가능한 정도를 분압(partial pressure)으로서 나타내는 것이다(Mackay, 1979, 1991; Mackay and Peterson, 1981, 1991). 둘 이상의 환경 매체가 화학평형 상태에 있을 때 물질의 fugacity(escaping tendency)는 모든 상(phases)에서 동일하며,

CalTOX 모델에서는 인접한 두 매체내외 fugacity 불안정성과 손실로 인한 시간에 따른 변화의 동력학적인 시스템(dynamic system)을 표현해준다. CalTOX 모델에서 적용하고 있는 fugacity 기본 수식을 Table. 2-3에 나타내었다.

CalTOX에서는 오염물질의 변형을 예측하기 위해 광분해(photolysis), 가수분해 (hydrolysis), 산화와 환원(oxidation and reduction) 및 생분해(microbial transformation) 과정에 의한 변형을 고려하고 있다. 환경 매체에서의 오염물질의 변형은 화학물질의 지속성에 큰 영향을 미친다. 유기물질의 환경 매체 중 변형은 매체 내에서의 물질의 반감기(half-life)가 가장 유용한 환경내 지속성을 나타내는 지표가 된다.

Table. 2-3. Fugacity capacities in environmental media or compartment for CalTOX model

Media	Fugacity capacity	Variables
Pure air	$Z_{air} = 1/RT$	R : the universal gas constant(8.314Pa-㎥/mol-K) T: temperature in kelvins (K) H : the Henry's law constant(Pa-㎥/mol) KD_i : the sorption coefficient ρ_i : the density of the actual particles a, b : empirical constants f_{vap} : the volume fraction of particles in air α_s : the volume fraction of air in the soil compartment β_s : the volume fraction of water in the compartment $(1-\varphi_s)$: the volume fraction of solid in the compartment
Pure water	$Z_{water} = 1/H$	
Soil and Sediment Particles	$Z_{ip} = KD_i \times \rho si \times Z_{water}$ (1㎥water/1000 ℓ water)	
Particles in Air	$Z_{ap} = (3\times10^{6})/VPIRT$	
Lipids	$Z_{lipid} = aKb_{ow} \times Z_{water}$	
Air Compartment	$Z_a = Z_{air} + f_{vap} \times Z_{ap}$	
Plants	$Z_p = (0.5/RT)+(0.4+0.01\times K_{ow}) \times Z_{air}$ $Z_p = (0.82 + 0.03\times K_{ow.0.77}) \times Z_{water}$ $Z_p = K_{pa} \times Z_{soil}/\rho\beta_s$	
Soil Compartment	$Z_s = \alpha_s Z_{air} + \beta_s Z_{water} + (1-\varphi_s)Z_{sp}$	
Surface Water	$Z_w = Z_{water} + (\rho b_w/\rho sw) \times Zwp$	

Source : US EPA(1996b)

2.1.3. 다경로 인체 노출 모델

인체 노출 평가는 노출 인구 집단에 접촉 가능한 환경 매체에서의 오염도를 잠재적인 인체 노출량으로 전환해주는 것이다(US EPA, 1989). 잠재적인 노출량은 일평균 노출량(average daily dose)으로 표현하며, 호흡, 섭취 및 피부 접촉을 통해 노출 가능한 양을 체중으로 보정하여 ㎎/㎏-day의 단위로 산출한다. CalTOX의 다경로 모델은 미국 EPA와 캘리포니아 DTSC(department of toxic substance control)에서 제안하고 있는 방법을 이용하였다(US EPA, 1989 ; US DTSC, 1992a,b).

다경로 노출량은 인체 노출 인자(human exposure factor)와 접촉 매체에서의 오염물질의 양에 의해 결정된다. 인체 노출 인자는 환경 매체에 직접 또는 간접적으로 접촉하는 모든 경우를 고려하기 위해 개개인의 모든 행동학적 요인, 사회학적 요인, 생리학적 요인을 포함한다.

CalTOX의 다경로 모델은 총 23가지의 노출 경로 시나리오를 포함하고 있으며, 궁극적으로 오염된 환경 매체로 인한 잠재적인 인체 총 노출량(potential dose)를 예측한다(Table 2-4). 다경로 모델은 대기, 지표수, 지하수, 표층 토양 및 root-zone 토양에서 예측된 오염도를 이용하여 인체 총 노출량을 추계한다. 우선, 오염된 환경 매체로 인해 음용수, 실내 공기 등의 인체 접촉 매체에서의 농도를 예측하고, 각 접촉 매체에 대한 인체 노출 인자를 고려하여 일평균 인체 노출량, LADD(lifetime average daily dose)를 추계하게 된다.

CalTOX에서 사용하고 있는 LADD 산출 방정식은 다음과 같다.

$$LADDi = TF(k \rightarrow i) \times (IUi/BW) \times (EF \times ED/AT) \times Ck \qquad \text{(Eq. 2-2)}$$

LADDi : lifetime average daily dose by exposure mediaum i (㎎/㎏-day)
TF($k \rightarrow i$) : intermedia-transfer factor which express ratio of contaminant concentration in the exposure medium, i to the concentration in an environmental medium, k
IUij/BW : the intake or uptake factor per body weight associated with the exposure medium i and route j
EF : exposure frequency for the exposure individual (days/year)
ED : exposure duration for the exposed population (years)
AT : averaging time for the exposed population (days)

Table. 2-4. Matrix of exposure linking environmental media, exposure scenarios, and exposure routes for CalTOX model

Exposure route	Media		
	Air (gases and particles)	Soil (ground surface soil, root-zone soil)	Water (surface water and ground water
Inhalation	· Inhalation of gases and particles in outdoor · Inhalation of gases and particles transferred from outdoor air to indoor air	· Inhalation of soil vapors that migrate to indoor air · Inhalation of soil particles transferred to indoor air	· Inhalation of soil vapors that migrate to indoor air · Inhalation of soil particles transferred to indoor air
Ingestion	· Ingestion of fruits, vegetables, and grains contaminated by trasfer of atmospheric chemicals to plant tissues · Ingestion of meat, milk, and eggs contaminants from air to plants to animals · Ingestion of meat, milk, and eggs contaminated through inhalation by animals · Ingestion of mother s milk	· Human soil ingestion · Ingestion of fruits, vegetables, and grains contaminated by transfer from soil · Ingestion of meat, milk, and eggs contaminants from air to plants to animals · Ingestion of meat, milk, and eggs contaminated through inhalation by animals of mother s milk	· Ingestion of tap water · Ingestion of irrigated fruits, vegeTable.s, and grains · Ingestion of meat, milk, and eggs contaminated water · Ingestion of fish and sea food · Ingestion of surface water during swimming or other water recreation · Ingestion of mother s milk
Dermal contact	(not included)	· Dermal contact with soil	· Dermal contact in baths and showers · Dermal contact while swimming

Source : US EPA(1996b)

제 3 장 연구 내용 및 방법

3.1. 연구 내용

이 연구에서는 산업 및 농업 활동이 동일 공간에서 이루어지고 있는 복합형 지역에서의 폐기물 소각시 배출되는 다이옥신으로 인한 환경 오염 및 인체 노출량을 예측하기 위한 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형을 개발하였다 (Figure. 3-1). 연구 대상지역은 서울시, 인천시 및 경기도로 선정하였으며, 이 지역의 지방자치단체에서 관할하고 있는 도시 및 유해 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신을 오염원으로 결정하였다. 또한 이 연구에서는 다이옥신 오염원에 의한 직접적인 환경 매체 오염뿐만 아니라 오염지역에서의 재배 식물 및 사육 가축을 통한 간접 노출 영향도 고려하기 위해 연구 대상 지역을 하나의 노출 지역으로 가정하였다. 대상 지역에서의 노출 인구집단은 직업적·개인 습성에 의한 다이옥신 노출을 배제하기 위해 비흡연 전업 주부를 대상으로 하였다.

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구성하기 위해 CalTOX 모델을 이용하였다. 모형 구축을 위한 연구 대상 지역 특성 인자(landscape parameters)들은 환경백서, 기상연보, 통계연보 등의 정부 간행물 자료를 인용하였다. 노출 대상 집단에 대한 인체 노출 인자(human exposure parameters)들은 환경부, 보건복지부, 산하 국립연구기관의 연구보고서 및 국내 학회지 게재 문헌 정보를 이용하였다. 모델의 불확실성 분석을 위해 각 인자들의 확률분포값을 적용하였으며, 모형 예측 결과에 영향을 미치는 주요 인자들을 평가하기 위해 국소적인 민감도(local sensitivity)와 민감도 지수(sensitivity score)를 산출하였다.

또한 다이옥신 다매체/다경로 인체 노출 모형의 타당성 검증을 위해 노출

인구 집단의 다이옥신 일일 평균 인체 노출량, LADD를 직접·간접적으로 산출하여 비교·분석하였다. 다이옥신 $LADD_{direct}$는 국내 생산 식품 중 다이옥신 오염도와 식품 섭취량을 이용하여 산출하였으며, $LADD_{indirect}$는 연구 대상 지역에 3년 이상 거주하고 있는 일부 전업 주부의 혈액 및 모유 중 다이옥신 농도를 바탕으로 약물동력학적(pharmacokinetic) 방정식을 이용하여 역산출(back calculation)하였다.

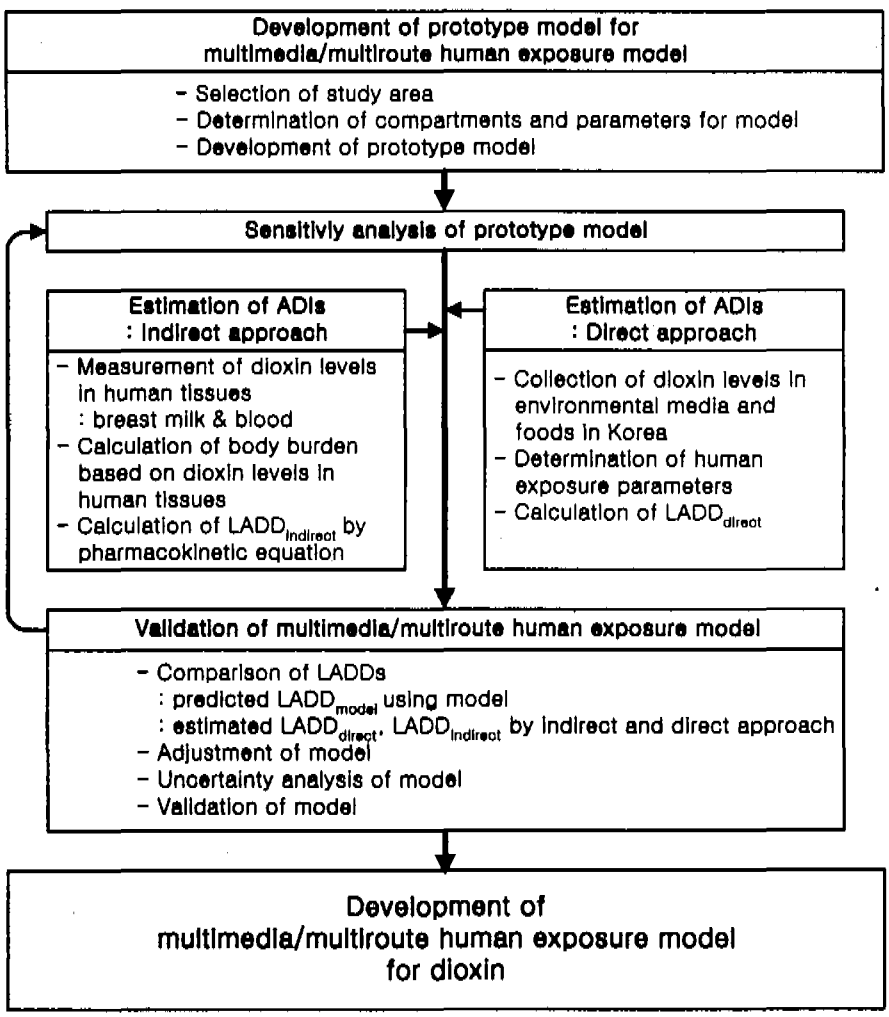


Figure. 3-1. Research scheme of this study

3.2. 연구 방법

3.2.1. 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형 구성

(1) 연구 대상 지역 선정

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형을 구축하기 위한 대상을 선정하기 위해 국내 다이옥신의 주요 오염원 및 환경 및 인체 노출 경로에 대해 문헌 조사를 실시하였다. 연구 대상 지역 선정 조건으로는 도심 지역의 다이옥신 주 오염원인 도시 소각 시설 유무, 노출 인구 규모, 다이옥신의 직접적인 환경 노출 후 환경 매체 및 생태계 전이를 통한 2차 오염 가능성을 중심으로 조사하였다. 이 연구에서는 다이옥신의 직접 노출 및 생태계를 통한 간접 노출 영향을 모두 고려하기 위해 연구 대상 지역을 단일 노출 지역으로 가정하였다.

이와 같은 조건을 만족하는 지역으로 서울시, 인천시 및 경기도의 복합형 도시 지역을 선정하였다. 이들 지역은 대도시, 산업 도시 및 농업·축산 지역 특성이 복잡하게 얽혀 있다. 연구 대상 지역에서의 농작물 재배 및 목초지 면적은 약 20%를 차지하고 있었으며, 전국 농업 인구의 약 15%, 전국 어업의 약 7%가 이 지역에서 활동하고 있었다. 전국 폐기물 소각 시설의 약 1.8%가 이 지역에 위치하고 있으며, 특히, 다이옥신 발생 우려가 심각한 소규모 유해 폐기물 소각 처리 회사는 전국의 약 33%가 이 지역에 설립되었다(Table. 3-1). 이러한 소각 시설에 의해 국내 발생 폐기물 소각처리량의 약 40%(생활 폐기물 : 49%, 유해 폐기물 : 30%)가 이 지역에서 처리되고 있었다(Table. 3-2).

Table. 3-1. Characterization of the study cities in Korea

Contents	Korea	Seoul	Inchon	Kyonggi
Area(㎢)	99,434	605	959	10,135
- farming land	18,888	21	244	2,112
- grassland	118.2	0.0	0.4	4.3
Population(10^6persons)	46.9	10.1	2.5	9.0
- Farmers (10^6persons)	4.210	0.010	0.058	0.549
- Fishers (10^6persons)	0.315	0	0.013	0.008
Annual average temperature(℃)	13.7	13.2	12.6	12.7
Annual average precipitation(㎜/yr)	1,779	1,733	1,473	1,556
Incineration plants (ea)	11,561	27	46	133
- Local governments	878	2	8	5
- Self-treatment companies	10,601	25	32	107
- Treatment companies	82	-	6	21
Industry plant to dioxin emission (ea)	6,164	1,277	399	1,909
- Secondary non-iron smelting	1,433	219	178	493
- Pulp & paper mill	4,731	1,058	221	1,416

Source : Statistical yearbook of korea (NSOK, 2000)

Table. 3-2. Estimated quantities of wastes generated and incinerated annually in Korea

(unit : ton/day)

Area	Municipal waste			Hazardous waste		
	Products	Incineration	Rate of incineration (%)	Products	Incineration	Rate of incineration (%)
Korea	45,614	4,676	10.3	166,114	7,616	4.6
Seoul	10,972	527	4.8	12,978	42	0.3
Inchon	2,211	130	5.9	8,482	500	5.9
Kyonggi	8,081	1,647	20.4	17,547	1,755	10.0

Source : Statistical yearbook of waste (MOEK, 2000)

(2) 다매체/다경로 인체 노출 모델의 기본 모형 선정

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형을 구성하기 위한 기초 모델로는 CalTOX 모델을 선정하였다. CalTOX 모델은 미국 EPA에서 토양 오염 지역(superfund site)의 정화 기준을 설정하기 위한 목적으로 개발된 다매체/다경로 모델이다. 특히 CalTOX 모델은 다이옥신과 같은 비반응성·생체 축적성 유기오염물질인 POPs의 환경 중 거동 및 그로 인한 인체 노출량 예측에 적용 가능한 모델이다.

이 연구에서는 CalTOX 모델을 바탕으로 연구 대상지역의 소각시설에서 대기 중으로 배출되는 다이옥신으로 인해 발생할 수 있는 대기, 지표수 및 지하수, 토양 및 재배 작물에서의 직접적인 환경 오염과 오염된 일차 환경 매체를 통한 오염 지역에서의 작물 재배 및 가축 사육, 인근 주거 지역의 실내·외 공기 오염 등의 인체 접촉 매체에서의 오염 수준 및 이로 인한 총 인체 노출량, LADD를 예측하였다(Figure. 3-2).

대상 지역에서의 환경 중 다이옥신 오염에 의한 인체 노출 경로로서 흡입·섭취 및 피부접촉의 세 경로에 대한 세부적인 노출 시나리오를 결정하였다(Table. 3-3). 다이옥신은 증기압이 $10^{-8}-10^{-12}$ ㎜Hg, 물에 대한 용해도가 10^{-10} mol/ℓ, 옥탄올/물 분배계수, K_{ow}(octanol/water partition coefficient)는 10^{6}의 화학적 특성을 가진 대표적인 지용성, 비휘발성, 생체 축적성 물질이다. 따라서 이 연구에서는 다이옥신의 먹이사슬을 통한 생태 축적성에 의한 인체 노출 경로의 모든 가능성을 고려하고자 하였으며, 각 환경 매체로의 직업적인 일차 오염이후 노출 매체에서의 휘발 과정에 의한 인체 노출 경로는 고려하지 않았다.

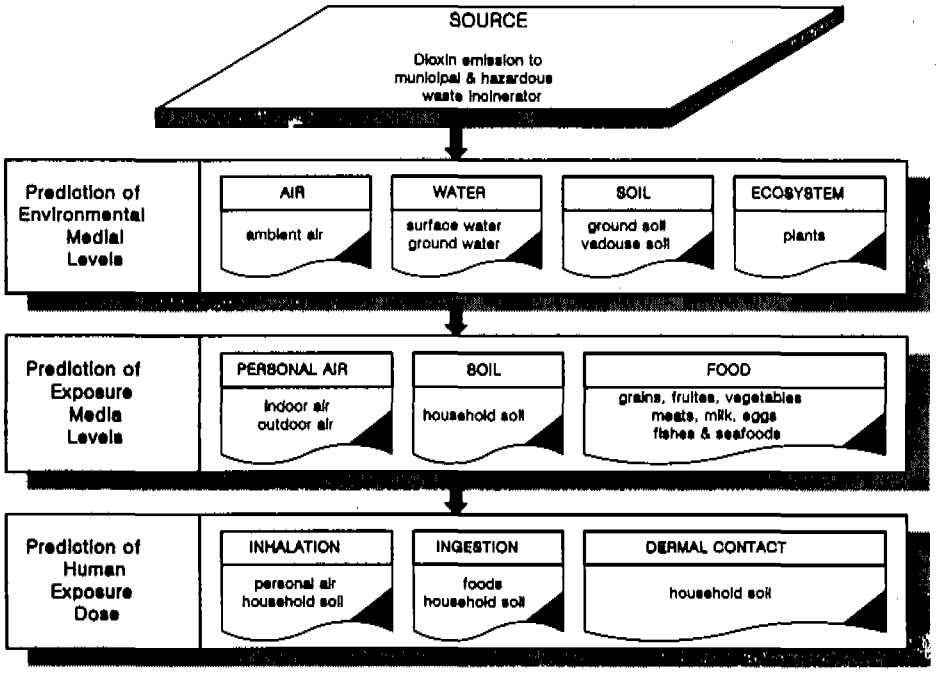


Figure. 3-2. Diagram of predicted process to multimedia and multiroute exposure assessment for dioxins in this study

호흡 노출 경로에서는 실외 활동으로 인한 호흡노출, 실내 활동 및 휴식에 의한 호흡노출, 토양 발생 입자의 실내 유입에 의한 호흡 노출의 5가지 세부 경로를 결정하였다. 섭취 노출 경로를 위해서는 오염된 지표수 및 지하수를 이용한 농작물 재배 및 가축 사육에 의한 섭취 노출과 대기 오염에 노출된 농작물 및 목초지를 통한 오염, 오염된 목초지에 가축 방목으로 인한 노출 등 총 14가지 세부경로를 고려하였다. 이때 연구 대상 지역에서 재배되는 농작물, 낙농품 및 어패류는 모두 노출 지역에서 재배, 사육 및 포획되며, 수확량 모두를 대상 지역 주민들이 소비한다고 가정하였다. 연구 대상 지역에서의 상수도 보급율은 평균 94%이고, 지하수 및 지표수는 전량 생활 용수 또는 농업용수로 사용하고 있으므로(환경부, 2000) 지하수 및 지표수를 직접 사람이 섭취함으로 인한 노출은 고려하지 않았다. 피부 접촉을 통한 노출 경로는 오염된 토양 접

촉에 의한 노출 경로만을 고려하였으며, 지표수에서의 수영, 낚시 등의 취미활동에 의한 노출은 고려하지 않았다.

Table. 3-3. Determination of exposure pathways for dioxins in this study

Pathways	Exposure Scenario
Inhalation (5 pathways)	All inhalation exposures indoors active All inhalation exposures indoors resting Inhalation exposures outdoors active Inhalation of air particles indoors Transfer of soil dust to indoor air
Ingestion (14 pathways)	Use of ground water for irrigation Use of surface water for irrigation Use of ground water for feeding animals Use of surface water for feeding animals Contaminant transfer, air to plant surfaces Contaminant transfer, ground soil to plant surfaces Contaminant transfer, root soil to plant tissues On-site grazing of animals Ingestion of exposed site-grown plants produce Ingestion of exposed site-grown meat Ingestion of exposed site-grown milk Ingestion of exposed site-grown eggs Ingestion of exposed locally caught fish Direct soil ingestion
Dermal contact (1 pathway)	Soil contact exposure at home or at work

(3) 다매체/다경로 인체 노출 모형 구성 인자에 대한 대표값 및 확률분포값 결정

연구 대상 지역에서의 다이옥신 오염원으로는 도시 및 유해 폐기물 소각로에서 대기 중으로 배출되는 오염원만을 고려하였으며, 토양 중 다이옥신의 초기 농도 값은 국내 도시지역에서 특정 오염 시설이 없는 공원 및 주거지역에서의 표층 토양 중 평균 오염도 자료를 인용하였다(서울시보건환경연구원, 1999). 또한 지표수 및 지하수로 유입되는 인위적인 오염원은 고려하지 않았다.

다이옥신의 물리·화학적 특성 인자값은 독성이 가장 큰 것으로 알려진 2,3,7,8-TCDD에 대한 값을 대표값으로 이용하였으며, 이로 이한 모형의 불확실성을 최소화하기 위해 다이옥신 동족체에 대한 화학적 특성값들의 범위를 확률분포값으로 변환하여 적용하였다. 다이옥신 동족체에 대한 물리·화학적 특성에 관한 자료들은 국내외 학술지에 게재된 연구 결과들을 조사, 인용하였다.

연구 대상 지역 특성 인자 중 오염 지역 면적은 연구 대상 지역의 육지 면적을 적용하였으며, 연평균 강수량, 풍속 및 기온은 세 지역의 1999년 측정 자료를 이용하여 세 지역 평균값을 적용하였다(통계청, 2000). 대기 중 먼지 부하량과 지표수의 부유물 농도는 세 지역에 설치된 대기 및 수계 자동 측정망 자료 중 대기 중 총먼지(total suspended dust)의 1999년 연평균 농도와 지표수 중 부유입자(suspended solid)의 1999년 연평균 오염도를 적용하였다(환경부, 2000). 연구 대상 지역에서의 곡류 및 채소의 재배 밀도는 세 지역에서의 곡류(미곡, 맥류, 잡곡, 두류, 서류), 채소류(엽채류, 과채류) 및 과실류의 1999년 생산량을 대상 지역 면적으로 나누어 구하였다. 지역 특성 자료 중 식물의 건조질량비, 표층 토양의 수분 및 공기 함유율, 지표수 층 깊이, 침전층에서의 고체상 밀도, 토양에서의 유분 함유량, 침전층에서의 유분 함유량에 대한 대표값들은 국내 연구 발표 자료를 이용하였다(이윤아, 1999). 그 외 대기 중 입자의 침강 속도, root-zone 및 vadose-zone 토양의 평균 두께, 지하수 재충전량(ground water recharge) 등 연구 대상 지역에 대한 조사 자료 수집이 불가능한 입력변수들에 대해서는 CalTOX 모델에서 제시하고 있는 주거지역 특성 인자 참고값(reference value of landscape parameters for residential site)을 인용하였다(US EPA, 1996b).

노출 인구 집단에 대한 체중은 모형 검증을 위해 실시한 모유 및 혈중 다이옥신 평가 대상자들의 평균 체중인 54 kg을 적용하였으며, 체표면적은 체중을 이용한 수식 Eq. 3-1에 의해 산출된 값을 적용하였다(US EPA, 1989).

$$SA = 0.1 \times BW^{2/3} \quad \text{(Eq. 3-1)}$$

SA : surface area (cm^2)
BW : body weight of subject (kg)

음용수 섭취량은 연세대 환경공해연구소의 자료를 인용하였으며(연세대 환경공해연구소, 1996), 그 외 식품 섭취량은 '95년 국민영양조사보고서(보건복지부, 1997) 자료를 인용하였다. 샤워 및 목욕 시간, 물 사용량, 실내·외 점유시간에 대한 자료는 연세대 환경공해연구소 자료를 인용하였으며(연세대 환경공해연구소, 1999), 실외 먼지의 실내 유입율은 90%를 가정하였다. 연구 대상 지역에서 재배된 작물은 모두 다이옥신에 오염되었으며, 연구 대상 지역에서 생산되는 식품은 모두 대상 지역에서 100% 소비한다고 가정하였다. 연구 대상 지역에서 다이옥신에 오염된 식품 섭취율은 각 식품의 전국 생산량에 대한 대상 지역 생산량의 비율을 적용하였다. 본 모형에서의 노출 기간은 US EPA에서 제안하고 있는 주거지역에서의 평균 노출 기간인 30년(US EPA, 1997)을 적용하였다.

본 모형의 불확실성 분석을 위해 다이옥신의 물리·화학적 인자들에 대한 확률분포값은 17종의 다이옥신 동족체에 대한 값들의 최소값~최대값 구간에 대한 단일확률분포(uniform probability distribution function)를 적용하였으며, 그외 인자들에 대해서는 대표값과 CV(coefficient of variation)을 이용한 로그-정규확률분포(log-normal probability distribution function)를 적용하였다.

(4) 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의한 총 인체 노출량 예측

이상과 같이 연구 대상 지역에서의 다이옥신 오염원에 의한 총 인체 노출량을 예측하기 위해 본 모형은 환경 매체간의 전이 및 변형을 예측하는 다매체 환경 동태 모듈(multimedia environmental fate module)과 다양한 인체 접

축 매체에 의한 노출량을 예측하는 다경로 인체 노출 모듈(multiroute human exposure module)을 구성하였다.

다매체 환경 동태 모듈(multimedia environmental fate module)에서는 환경 매체를 대기(가스상 및 입자상 농도), 지표수 및 지하수, 표층 토양, root-zone 및 vadose zone 토양의 각 8개 매체(compartments)으로 구성하였다. 각 환경 매체간의 오염물질의 전이 및 변형은 dynamic fugacity equation을 이용하였다(Eq. 3-2).

$$Ck(t) = Ck(0) \times \phi\,[Ck(0) \rightarrow Ck, t] \qquad \text{(Eq. 3-2)}$$

$Ck(t)$: Concentration at a time, t in the future for a exposure duration in environmental medium k (㎎/㎏, ㎎/㎥, ㎎/ℓ)
$Ck(0)$: concentration at a initial time in environmental medium k (㎎/㎏, ㎎/㎥, ㎎/ℓ)
$\phi\{Ck(0) \rightarrow Ck,t)$: multimedia dispersion function that converts the contaminant concentration $Ck(0)$
k : environmental medium such as air, water and soil

또한 일차 환경 매체 오염에 의한 간접적인 오염으로서 실내·실외 공기, 지표수 및 지하수의 생활용수로 사용, 오염지역에서의 재배 작물 및 사육 가축, 주변 토양의 총 8개 노출 접촉 매체(exposure contact media)에서의 오염도를 예측하였다. 오염된 대기, 수질 및 토양의 환경 매체로 인한 실내·외 공기오염, 집 주변의 지표 토양 오염 등의 인체 접촉 매체(environmental contact media)에서의 오염도는 매체간 전이 계수(inter-madia transfer factor ; 이하 TF)와 TF 함수(f(TF : environmental media →contact media))를 이용하여 예측하였다. 오염 지역에서 재배된 식물 및 사육 가축에서의 오염도는 생체전환계수(biotransfer factor) 또는 생체축적계수(bioaccumulation factor)를 이용하여 예측하였다.

인체 노출 경로로는 노출 접촉 매체를 통한 흡입 노출, 섭취 노출 및 피부 접촉에 의한 흡수를 고려하였으며, 본 모형에서는 각 노출 접촉 매체별 노출 경로 접촉율(pathway contact factor)을 Eq. 3-3에 의해 산출하였다.

$$PCFijk = (Ci/Ck) \times (IUij/BW) \times (EF \times ED/AT) \quad \text{(Eq. 3-3)}$$

PCF*ijk* : Pathway contact factor from exposure medium *i* by route *j* attributable. to environmental compartment *k*
C*i*/C*k* : intermedia-transfer ratio
IU*ij*/BW : the intake or uptake factor per body weight associated with the exposure medium *i* and route *j*
EF : exposure frequency for the exposure individual (days/year)
ED : exposure duration for the exposed population (years)
AT : averaging time for the exposed population (days)
i : exposure medium such as personal air, tap water, milk and soil
j : exposure route such as inhalation, ingestion and dermal uptake

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의해 예측된 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{model}$는 각 노출 경로 접촉율, PCF와 노출 접촉 매체별 오염도를 이용하여 산출하였다(Eq. 3-4).

$$LADDijk = PCFijk \times Ck \times CF \quad \text{(Eq. 3-4)}$$

LADD*ijk* : lifetime average daily dose from exposure medium *i* by route *j* attribuTable. to environmental compartment *k* (pg-TEQ/kg-day)
PCFijk : pathway contact factor from exposure medium *i* by route *j* attributable. to environmental compartment *k*
C*k* : Concentration in the future for a exposure duration in environmental medium *k* (㎎/㎏, ㎎/㎥, ㎎/ ℓ)
CF : unit conversion factor
i : exposure medium such as personal air, tap water, milk and soil
j : exposure route such as inhalation, ingestion and dermal uptake
k : environmental medium such as air, water and ground-soil

3.2.2. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 보정 및 검증

(1) 모형의 불확실성 분석 및 타당성 검증

본 모형을 통해 예측된 결과에 대한 불확실성을 최소화하기 위해 각 인자들의 확률분포모형에 대한 Monte-Calro simulation을 실시하여 예측 결과의 확률분포모형을 도출하였다.

또한 본 모형의 타당성 검증을 위해 모델 예측치, $LADD_{model}$와 연구 대상 지역의 인체 노출 매체에서의 다이옥신 농도 측정 자료와 인체시료에서의 다이옥신 오염도 측정 결과를 바탕으로 직접·간접적으로 산출된 $LADD_{direct}$ 및 $LADD_{indirect}$와 비교하였다.

(가) 직접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$ 산출

본 모형의 예측치에 대한 타당성 검증을 위해 직접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$를 산출하였다. 직접 접근법에 의한 $LADD_{direct}$는 연구 대상 지역의 실외 대기, 토양 및 식품 등의 인체 노출 매체에서의 다이옥신 오염도 측정 자료와 각 매체에서의 인체 접촉율, CR_{media}를 이용하여 산출하였다.

각 인체 노출 매체에서의 다이옥신 오염도를 결정하기 위해, 국내·외 학술지 게재 논문 및 국내 연구 보고서를 중심으로 국내 환경에서의 다이옥신 노출 평가 자료를 고찰하였다. Table. 3-4에는 이 연구에서 인용한 국내 환경 중 다이옥신 오염도 자료 출처에 대해 나타내었다. 각 환경 매체에서의 다이옥신 오염도는 각 동족체의 측정 농도에 동족체별 I-TEF(international-toxic equivalency factor ; 이하 TEF)를 곱한 상대독성등가농도, TEQ(toxic equivalency ; 이하 TEQ)로 환산하여 적용하였다(Eq. 3-5). 또한 각 매체에서의

인체 접촉율, CR_{media}은 본 모형에서 이용한 각 접촉 매체의 대표값과 동일하게 적용하였다. 직접 접근법에 의한 $LADD_{direct}$는 다음과 같은 수식을 이용하여 산출하였다(Eq. 3-6).

$$C_{media} = \Sigma[\ C_{ci} \times TEF_{ci}\ ] \qquad \text{(Eq. 3-5)}$$

C_{media} : the toxic equivalency concentration of dioxin in the environmental media and foods (pg-TEQ/kg, pg-TEQ/㎥, pg-TEQ/ℓ)
C_{ci} : the concentration of dioxin congener, i in the environmental media and foods (pg/kg, pg/㎥, pg/ℓ)
TEF_i : toxic equivalency factor of dioxin congener, i

$$LADD_{direct} = [\ CR_{media} \times C_{media} \times CF\ ] / BW \qquad \text{(Eq. 3-6)}$$

$LADD_{direct}$: lifetime average daily dose of dioxin by direct approach (ng-TEQ/kg-day)
CR_{media} : contact rate of media such as daily inhalation rate, ingestion rate for foods, and dermal contact rate (ℓ/day, kg/day, ㎥/day, ㎥/day)
C_{media} : the toxic equivalency concentration of dioxin in the environmental media and foods (pg-TEQ/kg, pg-TEQ/㎥, pg-TEQ/ℓ)
BW : body weight (kg)
CF : unit conversion factor

Table. 3-4. The summarized the citable scientific literature for the levels of dioxins in environmental media and foods in Korea

Environmental media	Sampling area	Sampling period	Reference
Ambient air	Urban and suburban	1998	IERY(1999)
	Urban and suburban	1998 ~ 1999	Kim, et al(1999)
Soil	Urban	1997	Jang, et al(1998)
Foods	Coastal sites in southern	1995 ~ 1997	Hashimoto, et al(1998)
	5 Cities	1999	Lee, et al(2000)

(나) 간접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$ 산출

본 모형의 예측치에 대한 타당성 검증을 위해 간접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$를 산출하였다. 간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$는 모유와 혈액의 인체조직에서 다이옥신 농도 측정 결과를 바탕으로 약물동력학적(pharmacokinetic) 방정식을 이용하여 역산출(back calculation)하였다.

모유 시료는 1998년 연구 대상 지역의 산부인과에 내원한 임산부 중 정상적으로 임신 및 출산을 산모 15명의 자원자로부터 약 100 cc의 초유를 채취하였다. 본 연구에 참여한 산모는 25~43세의 비흡연자들이고, 최소 5년 이상 연구 대상 지역에 거주하고 있었다.

혈액 시료는 1999년 연구 대상 지역에 거주하고 있는 일반 전업 주부를 대상으로 연구 자원자를 모집하여 약 300 cc의 혈액을 채혈하였다. 연구 자원자 중 과거나 현재에 직업적인 다이옥신 고노출 경험이 없는 비흡연자를 대상으로 총 9명을 선정하였다. 이들의 평균 연령은 38세(32~42세)이며, 연구 대상 지역에 최소한 5년 이상 거주하고 있었다.

채취된 모유와 혈액에서 분리한 혈청은 개별 밀봉하여 정량분석 전까지 -70℃ 이하의 초저온냉동실에 보관하였다. 채취된 인체조직에서의 다이옥신 정량 분석을 위한 전처리는 포항공대 환경분석연구실에서 실시하였으며, 인체 독성을 유발하는 것으로 알려진 다이옥신 동족체 17종에 대한 정량분석은 캐나다의 Fishers & Oceans Laboratory에서 수행하였다(Table 3-5). 다이옥신 오염도는 환경 매체에서의 오염도와 마찬가지로 Eq. 3-6의 수식을 이용하여 상대독성등가농도, TEQ(toxic equivalency ; 이하 TEQ)로 환산하여 적용하였다.

Table. 3-5. Dioxin congeners and their TEF[1)]

Congeners	NATO (I-TEF)	Congeners	NATO (I-TEF)
2,3,7,8,-TCDD	1	2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDD	0.5	1,2,3,7,8-PeCDF	0.05
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
OCDD	0.001	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
		OCDF	0.001

1) TEF : Toxic Equivalency Factor

모유 또는 혈액 채취시 연구 참여자들의 개인 생활 습관에 의한 영향을 고려하기 위해 채혈시 나이, 출산횟수, 직업, 흡연 여부, 식습관, 거주지 상황 등에 관한 설문 조사를 병행하였다.

Table. 3-6에는 모유 및 혈액에서의 다이옥신 농도 평가에 참여하였던 연구 참여 자원자들에 대한 일반적인 특징에 대해 나타냈다. 모유 중 다이옥신 농도 평가에 참여했던 자원자들(15명)의 평균 연령은 30세(25~43세)이고, 체중은 평균 54 kg(47~64 kg)이며, 초산모가 8명, 경산모가 7명이었다. 혈중 다이옥신 농도 평가에 참여했던 자원자는 총 9명이고, 평균 연령은 38세(32~42세)이고, 체중은 평균 54 kg(47~64 kg)이었다. 연구 참여자들의 거주 지역은 서울, 인천 및 경기지역에서 최소한 5년 이상 거주하고 있었으며, 모두 비흡연자들이고, 전업 주부로써 다이옥신에 대해 직업적인 노출이 전혀 없었으며, 식습관도 두 집단이 유사한 것으로 조사되었다.

간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$는 약물동력학적 모델(phamacokinetic model)의 기본 수식을 변형한 Eq. 3-7에 의해 산출하였다(US EPA, 2000b). 다이옥신의 체내 반감기는 일반적으로 5~7으로 보고되고 있으며, 본 연구에서는 미국 EPA에서 제안하고 있는 7.6년과 동일하게 적용하였으며(US EPA, 1994), 체내 다이옥신 흡수율은 90%로 가정하였다(Smith, 1987). 또한 연구 참여자들

Table. 3-6. Characteristics of participants involved dioxins exposure assessment in breast milk and blood

Contents	Breast milk (n=15)	Blood (n=9)
Age (years)	30 (25~43)	38 (32~42)
Body weight (kg)	54 (47~64)	54 (47~64)
Smoking habit (persons)(%)		
Smoker	0 (0)	0 (0)
Non-smoker	15 (100)	9 (100)
Occupational contact with dioxin-like compounds (persons)(%)		
Yes	0 (0)	0 (0)
No	15 (100)	9 (100)
Weekly food consumption (persons)(%)		
Meat		
no	1 (7)	2 (22)
1-2 times/week	11 (73)	5 (56)
3-5 times/week	2 (13)	2 (22)
>5 times/week	1 (7)	0 (0)
Fish		
no	1 (7)	5 (56)
1-2 times/week	8 (53)	3 (33)
3-5 times/week	5 (33)	1 (11)
>5 times/week	1 (7)	0 (0)
Egg		
no	1 (7)	0 (0)
1-2 times/week	4 (27)	4 (44)
3-5 times/week	5 (33)	2 (22)
>5 times/week	5 (33)	3 (33)
Milk		
no	3 (20)	2 (22)
1 ℓ /week	10 (67)	4 (44)
>1 ℓ /week	2 (13)	3 (33)
Cheese		
no	13 (87)	5 (56)
1-2 times/week	2 (13)	3 (33)
3-5 times/week	0 (0)	1 (11)
>5 times/week	0 (0)	0 (0)
Dairy		
no	4 (27)	7 (78)
1-2 times/week	4 (27)	1 (11)
3-5 times/week	6 (40)	1 (11)
>5 times/week	1 (7)	0 (0)

외 체지방 함량은 Flesch-Janys 등(1996)이 제안하고 있는 공식을 적용하였다 (Eq. 3-8).

$$LADD_{indirect} = [\ (\ln 2/t_{1/2}) \times (V \times CF1) \times C_{tissue} \times CF2\ ] / A \qquad \text{(Eq. 3-7)}$$

$LADD_{indirect}$: lifetime average daily dose of dioxin by indirect approach (ng-TEQ/kg-day)
$t_{1/2}$: half-life of dioxin in the body (years)
V : fraction of fat to the body wight of subject
C_{tissue} : the toxic equivalency concentration of dioxin in the human tissues such as breast milk and blood (ng-TEQ/kg fat or lipid)
A : fraction of dose that is absorved
CF1 : conversion factor (1,000g/kg)
CF2 : conversion factor (year/365 days)

$$V = 1.030 \times \{BW / H^{1.5}\} - 0.835 \text{ (for female)} \qquad \text{(Eq. 3-8)}$$

V : fraction of fat to the body wight of subject
BW : body weight of subject (kg)
H : height of subject (cm)

(2) 민감도 분석

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형을 보정하기 위해 모형에 이용된 수많은 인자들 중 예측 결과에 유의한 영향을 미치는 인자들을 도출하는 민감도 분석(sensitivity analysis)을 실시하였다. 본 모형 인자들에 대한 민감도 분석은 임의의 인자값이 미량 변동하였을 경우 예측 결과의 변화량을 평가하는 국소적인 민감도 분석(local sensitivity analysis)을 실시하였다. 우선, 미분 민감도(differential sensitivity factor)는 다음과 같은 수식에 의해 산출하였다(Eq. 3-9).

$$Ds_i = (\delta Y / \delta X_i) \times (X^0_i / Y^0) \quad \text{(Eq. 3-9)}$$

Ds_i : the differential sensitivity factor for the ith parameter
$\delta Y / \delta X_i$: the partial derivative of the output, Y, with respect to the variable, X_i, evaluated at the reference or base-case value of Y and X_i
X^0_i : correspond to the base-case value of the variables, X_i
Y^0 : correspond to the base-case value of the output, Y

또한 인자외 CV(coefficient of variation)에 의한 영향을 고려하기 위해 미분 민감도 분석 수식의 X^0_i/Y^0를 $CV(X^0_i/Y^0)$로 변형하여 민감도 지수(sensitivity score)를 산출하였다(Eq. 3-10).

$$\text{Sensitivity score} = (\delta Y / \delta X_i) \times \{ CV_i \times (X^0_i / Y^0) \} \quad \text{(Eq. 3-10)}$$

$\delta Y / \delta X_i$: the partial derivative of the output, Y, with respect to the variable, X_i, evaluated at the reference or base-case value of Y and X_i
CV_i : coefficient of the variables, X_i
X^0_i : correspond to the base-case value of the variables, X_i
Y^0 : correspond to the base-case value of the output, Y

제 4 장 연구 결과

4.1. 다매체/다경로 인체 노출 모형 구성

4.1.1. 모형 입력 인자 대표값 및 분포모형 결정

(1) 다이옥신 오염원 및 초기 농도

연구 대상 지역의 다이옥신 오염원으로 선정한 생활 및 유해 폐기물 소각시설은 서울 27개, 인천 46개, 경기도 133개로 총 206개이었고, 이들에 의한 연간 소각량은 687,211톤이었으며, 일 평균 소각량은 1,887톤이었다(Table. 4-1). 폐기물 소각로에서의 다이옥신 배출계수 100 ng-TEQ/kg(US EPA, 2000a)을 이용한 연구 대상 지역에서의 다이옥신 총 배출량은 0.188 g-TEQ/일로 산출되었다(Table. 4-2).

본 모형의 오염원은 총 206개의 소각로에 의한 대기 오염원으로서 5.84×10^{-4} mol-TEQ/day을 결정하였으며, 토양 및 수계로 인한 오염원은 0(zero)로 결정하였다. 연구 대상 지역에서의 각 환경 매체에서의 다이옥신 초기 농도는 토양에서 1.82×10^{-6} pg-TEQ/g(서울시 보건환경연구원, 2000)로 결정하였고, 나머지 매체에서는 0(zero)값을 적용하였다(Table. 4-3).

Table. 4-1. The amount of incinerated municipal and hazardous waste in study area

Address		No. of incinerator	Annual (ton/yr)	daily (ton/day)
Seoul	Yongsan-Gu	6	56	0.2
	Kwangjin-Gu	2	37	0.1
	Dongdeamoon-Gu	1	364	1.0
	Joongrang-Gu	1	160	0.4
	Seoungbook-Gu	3	294	0.8
	Kangbook-Gu	1	244	0.7
	Dobong-Gu	1	220	0.6
	Nowong-Gu	1	79936	219.0
	Mapo-Gu	1	240	0.7
	Yangchun-Gu	1	81338	222.8
	Kangseou-Gu	1	33	0.1
	Goroo-Gu	1	217	0.6
	Kumchun-Gu	1	808	2.2
	Youngdungpo-Gu	1	449	1.2
	Dongjack-Gu	1	249	0.7
	Kwanak-gu	1	72	0.2
	Songpa-Gu	1	906	2.5
	Kangdong-Gu	2	1846	5.1
Inchon	Jung-Gu	1	174	0.5
	Dong-Gu	2	1	0.0
	Nam-Gu	1	7	0.0
	Yeonsu-Gu	3	280	0.8
	Namdong-Gu	2	85	0.2
	Seo-Gu	2	240	0.7
	Ganghwa-Gun	20	641	1.8
	Ongjin-Gun	15	864	2.4
Kyonggi	Suwon-Si	8	2,284	6.3
	Seongnam-Si	14	168,961	462.9
	Uijeongbu-Si	1	292	0.8
	Anyang-Si	3	116,388	318.9
	Bucheon-Si	1	59,067	161.8
	Gwangmyeong-Si	2	25,143	68.9
	Pyeongtaek-Si	15	2,308	6.3
	Dongducheon-Si	2	438	1.2
	Ansan-Si	4	730	2.0
	Goyang-Si	1	101,425	277.9
	Gwacheon-Si	1	2,737	7.5
	Guri-Si	4	450	1.2
	Namyangju-Si	2	10	0.0
	Osan-Si	3	1,718	4.7
	Siheung-Si	2	196	0.5
	Gunpo-Si	2	300	0.8
	Uiwang-Si	3	584	1.6
	Hanam-Si	1	1643	4.5
	Yongin-Si	15	25,720	70.5
	Paju-Si	11	2,300	6.3
	Icheon-Si	1	302	0.8
	Anseong-Si	2	609	1.7
	Gimpo-Si	9	548	1.5
	Yangju-Gun	4	1,980	5.4
	Yeoju-Gun	4	902	2.5
	Hwaseong-Gun	13	107	0.3
	Gwangju-Gun	1	310	0.8
	Yeoncheon-Gun	1	73	0.2
	Pocheon-Gun	2	529	1.5
	Gapyeong-Gun	1	1,040	2.8
Total		206	687,211	1,887

Source : Statistical yearbook of waste (MOE-Korea, 2000)

Table. 4-2. Estimated dioxins emission to air from incineration sources in target areas

Area	Incinerated waste (ton/day)	Emission Factor[1)] (TEQ ng/kg)	Emission rate (g-TEQ/day)
Seoul	459	100	4.59×10^{-2}
Inchon	6	100	6.28×10^{-4}
Kyonggi	1,422	100	1.42×10^{-1}
Total	1,887	-	1.88×10^{-1}

1) Using to emission factor of municipal waste incineration proposed US EPA (US EPA, 2000a)

Table. 4-3. Source and initial concentration of dioxins at the environmental medium in target areas

Environmental medium	Source (mol/day)	Initial concentration (pg-TEQ/g)
Air	5.84×10^{-4}	0
Surface water	0	0
Ground water	0	0
Soil	0	1.82[1)]

1) Source : 서울시 보건환경연구원(1999)

(2) 다이옥신의 물리·화학적 특성 및 확률분포 모형

본 모형에 적용한 다이옥신의 물리·화학적 인자 대표값으로서 가장 독성이 큰 2,3,7,8-TCDD에 대한 값을 적용하였고, 불확실성 분석을 위한 확률분포 모형은 17종의 다이옥신 동족체들에 대한 특성값들의 최소~최대 범위에 대한 단일확률분포(uniform probability distribution)로 결정하였다(Table. 4-4)

다이옥신의 증기압은 3.75×10^{-12}~1.50×10^{-8} ㎜Hg, Log(K_{ow})는 6.1~8.2, 유기탄소 분배계수는 5.74×10^{4}~2.45×10^{7}로 조사되어 비휘발성의 지용성 물질로 나타났다. 다이옥신의 가장 특징적인 특성인 생체축적계수(biotranfer factor ; 이하 BTF)는 수질 오염으로 인한 어류 BTF가 2.67×10^{4}~6.35×10^{3} day/kg, 가

금류에서 난류로의 BTF는 10~45 day/kg으로 매우 높게 산출되었으며, 가축의 경우에는 육류의 BTF는 0.005~0.45 day/kg, 우유의 BTF는 0.0003~0.009 day/kg로 조사되었다. 각 환경 매체에서의 반응 반감기(reaction half-life)는 대기가 0.18~120일, 토양은 1~100년, 지표수는 1일~3년, 그리고 침전층에서는 2~10년으로 조사되어 환경 매체에서의 잔류성이 매우 높은 것으로 평가되었다.

Table. 4-4. Summary of chemicals properties for dioxin congeners

Chemical property	2,3,7,8-TCDD	Range	Probability distribution
Molecular weight(g/mol)	322	305~460	Uniform
Log(octanol-water partition coefficient)	6.66	6.1~8.2	〃
Melting point(K)	578	470~599	〃
Vapor Pressure(mmHg)	1.60×10^{-9}	3.75×10^{-12}~ 1.50×10^{-8}	〃
Solubility in water(mol/ℓ)	1.86×10^{-8}	7.4×10^{-9}~ 4.19×10^{-4}	〃
Henry's law constant(atm-m³/mol)	3.29×10^{-5}	1.88×10^{-6}~ 3.29×10^{-5}	〃
Organic carbon partition coefficient	5.38×10^{6}	5.74×10^{4}~ 2.45×10^{7}	〃
Partition coefficient in paint relative to soil concentration(kg[s]/kg[p])	0.34	0.25~0.40	〃
Biotrnsfer factor : air→plant(m³[a]/kg[p])	2.57×10^{4}	1.03×10^{4}~ 4.11×10^{4}	〃
Biotransfer factor : cattle→milk(d/kg)	4.54×10^{-3}	2.67×10^{-4} 8.99×10^{-3}	〃
Biotransfer factor : cattle→meat(d/kg)	0.24	0.005~0.45	〃
Biotransfer factor : hen→eggs(d/kg)	36.7	10~45	〃
Bioconcentration factor : water→fish(kg/ℓ)	1.86×10^{4}	2.67×10^{3}~ 6.35×10^{4}	〃
Reaction half-life in air(d)	3.00	0.18~120	〃
Reaction half-life in root-zone soil(d)	6700	365~36500	〃
Reaction half-life in the surface water(d)	430	1~1111	〃
Reaction half-life in the sediments(d)	2100	600~3609	〃

1) Source : US DTSC(1994), US EPA(2000a,c)

(3) 연구 대상 지역의 지역적 특성 및 확률분포 모형

연구 대상 지역의 특성 자료의 대표값 및 확률분포모형은 Table. 4-5에 나타내었다. 주요 입력 변수들에 대한 확률분포 모형은 평균값과 CV에 의한 지수-정규확률분포모형을 결정하였다.

오염 지역 면적은 1.17×10^{10} ㎡, 일평균 강우량은 0.013m, 연평균 기온은 286K, 연평균 풍속은 1.67×10^{5} m/day로 조사되었다. 대기 중 연평균 먼지 밀도는 7.61×10^{-8} kg/㎥, 토양 입자 밀도는 1.2×10^{-3} kg/㎥이고, 면적당 농작물 생산량은 0.127 kg/㎡이었다. 표층 토양 중 수분 함유량은 0.3이고 공기 함유량은 0.2, 유분 함유량은 0.04이었다. 지표수의 평균 깊이는 5m, 부유입자 농도는 0.024 kg/㎥, 그리고 침전층의 유분 함유량은 0.03으로 조사되었다.

Table. 4-5. Summary of landscape properties for study areas

Korea Residential Site	Mean	CV[1)]	Probability distribution
contaminated area(㎡)	1.17×10^{10}	0.1	point
annual average precipitation(m/d)	1.30×10^{-2}	0.55	Log-normal
atmospheric dust load(kg/㎥)	7.83×10^{-8}	0.64	〃
plant dry mass inventory(kg/㎡)	1.27×10^{-1}	1.05	〃
plant dry-mass fraction	2.00×10^{-1}	0.4	〃
plant fresh-mass density(kg/㎡)	8.30×10^{2}	0.2	〃
soil particle density(kg/㎥)	1.50×10^{3}	0.05	〃
water content in surface soil	3.00×10^{-1}	0.24	〃
air content in the surface soil	2.00×10^{-1}	0.29	〃
average depth of surface waters(m)	5.00×10^{0}	1.58	〃
suspended sedmnt in surface water(kg/㎥)	2.40×10^{-2}	1.0	〃
solid material density in sediment(kg/㎥)	2.00×10^{3}	0.05	〃
ambient environmental temperature(K)	2.86×10^{2}	0.01	〃
organic carbon fraction in ground soil zone	3.07×10^{-2}	0.37	〃
organic carbon fraction in sediments	3.00×10^{-2}	0.84	〃
water dispersion coefficient(㎡/d)	5.00×10^{-2}	0.2	〃

1) CV : coefficient of variation
2) Source : Yearbook of envronmental statistics(MOEK, 2000),
Statistical yeatbook of Korea(NSOK, 2000), KOSIS(NSOK, 2000), Lee(1999)

(4) 연구 대상 지역의 인체 노출 특성 및 확률분포 모형

연구 대상 지역 특성 자료에 대한 대표값 및 확률분포모형을 Table. 4-6에 나타내었다. 노출 인구 집단의 체중은 본 연구에서 모유 및 혈액 평가 대상자들의 평균 체중 54 kg과 체표면적 0.027 ㎡/kg을 적용하였다. 단위 체중당 일일 음용수 섭취량은 0.37 ℓ, 생활용수로는 370 ℓ, 샤워 및 목욕을 위해서는 4.5 ℓ를 사용하는 것으로 조사되었다(연세대 환경공해연구소, 1995). 휴식하는 동안의 성인의 호흡율은 15 ㎥/day, 활동시의 호흡율은 20 ㎥/day을 적용하였으며(US EPA, 1997), 하루 중 실내공간 점유율은 80%(19.2 시간)이고 이 중 활동 시간은 평균 8.4시간, 샤워 및 목욕 시간은 0.8시간으로 조사되었다. 일일 곡물 섭취량은 0.3 kg, 육류는 0.07 kg, 생선은 0.05 kg, 난류는 0.02 kg, 우유는 0.08 kg으로 산출되었다(보건복지부, 1995). 성인의 일일 토양 섭취량은 20 ㎎ (US EPA, 1997)을 적용하였다.

연구 대상 지역에서 재배된 작물은 모두 오염되었다고 가정하였으며, 국내 식품 생산량에 대한 연구 대상 지역에서의 식품 생산율은 과일 및 채소류가 9.5%, 곡류가 12.6%, 육류는 10.1%, 우유가 39.2%, 난류가 26.7%로 산출되었다. 이에 비해 어류의 경우에는 전국 생산량의 약 0.3% 정도만이 연구 대상 지역에서 포획되는 것으로 나타났다.

인체 노출 특성 변수 중 대부분은 로그-정규확률분포모형으로 결정되었으며, 인체 총 노출기간은 25년에서 30년의 단일확률분포모형으로, 연평균 노출기간은 모드(mode) 350 days/year, 최소 345days/year, 최대 365days/year의 삼각확률분포모형(triangular probability distribution)으로 결정하였다.

Table. 4-6. Summary of human exposure factors in this study

Human Exposure Factor of Korea	Mean	CV[1)]	Probability distribution
Body weight (kg)	54	0.2	Log-normal
Surface area (㎡/kg)	2.65×10^{-2}	0.2	〃
Fluid Intake (ℓ /kg-d)	3.70×10^{-2}	0.2	〃
Fruit and vegetable intake (kg/kg-d)	8.09×10^{-3}	0.2	〃
Grain intake (kg/kg-d)	5.76×10^{-3}	0.2	〃
Milk intake (kg/kg-d)	1.50×10^{-3}	0.2	〃
Meat intake (kg/kg-d)	1.30×10^{-3}	0.2	〃
Egg intake (kg/kg-d)	4.60×10^{-4}	0.2	〃
Fish intake (kg/kg-d)	9.80×10^{-4}	0.2	〃
Soil ingestion (kg/kg-d)	3.70×10^{-7}	0.2	〃
Fraction plants that are exposed produce	1.00×10^{0}		point
Fraction of fruits and vegetables - local	9.47×10^{-2}	0.2	Log-normal
Fraction of grains - local	1.26×10^{-1}	0.2	〃
Fraction of milk - local	3.92×10^{-1}	0.2	〃
Fraction of meat - local	1.01×10^{-1}	0.2	〃
Fraction of eggs - local	2.67×10^{-1}	0.2	〃
Fraction of fish - local	3.20×10^{-3}	0.2	〃
Water use in the shower (ℓ /min)	9.70×10^{-2}	0.2	〃
Water use in the House (ℓ /hr)	1.54×10^{1}	0.2	〃
Exposure time, in shower or bath (hr/day)	7.75×10^{-1}	0.3	〃
Exposure time, active indoors (hr/day)	8.40×10^{0}	-	point
Exposure time, outdoors at home (hr/day)	4.80×10^{0}	-	〃
Exposure time, indoors resting (hr/day)	1.00×10^{1}	-	〃
Indoor dust load (kg/㎡)	6.40×10^{-8}	0.2	Log-normal
Exposure duration (yr)	3.00×10^{1}	-	Uniform
Exposure frequency (day/yr)	350	-	Triangle
Averaging time (days)	2.56×10^{4}	-	point

1) CV : coefficient of variation
2) Source : Yearbook of envronmental statistics(MOEK, 2000), IERY(1995, 1999)
Agriculture & forestry statistical yesrbook(MAFK, 2000),
'95 national nutrition survey report(MHWK, 1997),
Statistics of fisheries(MMAFK, 2000), KOSIS(NSOK, 2000)

4.1.2. 모델을 통한 환경 매체별 예측 농도

(1) Steady-state에서 다이옥신의 mass distribution

연구 대상 지역에서 다매체/다경로 인체 노출 모형을 통해 예측된 다이옥신의 환경 매체에서의 거동과 변형에 대한 전체적인 흐름을 Figure. 4-1에 도식화하였다. 본 모형은 토양 바탕값이 1.82 pg-TEQ/g인 상태에서 1.7×10^{-1} g-TEQ/day의 지속적인 대기 오염에 의해 30년간 노출되었을 때 연구 대상지역의 환경 매체간 다이옥신 거동을 예측하였다.

본 모형에서 30년 동안의 다이옥신의 대기 중 배출량은 1862 g이며, 총 배출량의 75%가 연구 대상 지역 밖으로 이동되며, 19%가 토양 및 재배 작물(18%)과 수계(1%)로 침전(deposit)되고, 약 5%가 대기중에서 변형되는 것으로 예측되었다. 30년 동안 토양 및 재배작물에 흡착된 양의 93%가 분해 또는 변형되어 궁극적으로 연구 대상 지역의 환경 매체에는 총 배출량의 7%만이 잔류하는 것으로 예측되었다.

환경 매체에서의 다이옥신 잔류 기간은 대기, 식물, 지표수 및 침전층에서 60일 이하로 예측된 반면, 토양에서는 지표층 약 7년, root-zone 및 vadose zone에서는 만년 이상으로 나타났다. 따라서, vadose-zone 및 root-zone 토양에서의 다이옥신 함유 농도가 10^{1}~10^{3} mole로 가장 높게 예측되었고, 표층토양에서 10^{-1} mole 수준이었으며, 그 외 매체에서는 10^{-3}~10^{-4} moles 정도로 오염된다고 예측되었다. 각 매체간의 이동량을 살펴보면, 대기, 표층토양, 지표수, 식물 및 침전층에서는 유출 및 유입량이 동일한 것으로 추계되는 반면, root-zone 및 vadose-zone 토양은 유입과 유출에 대한 평형이 깨어지는 것으로 나타났다. Root-zone 토양의 경우에는 표층 토양으로의 전이농도(2.85×10^{-3} g/day)가 크기 때문에 전체 유입량보다 유출량이 1.5배 정도 많은 것으로 예측되었고, vadose-zone 토양은 매체내에서의 높은 변형율(1.80×10^{-2} g/day)

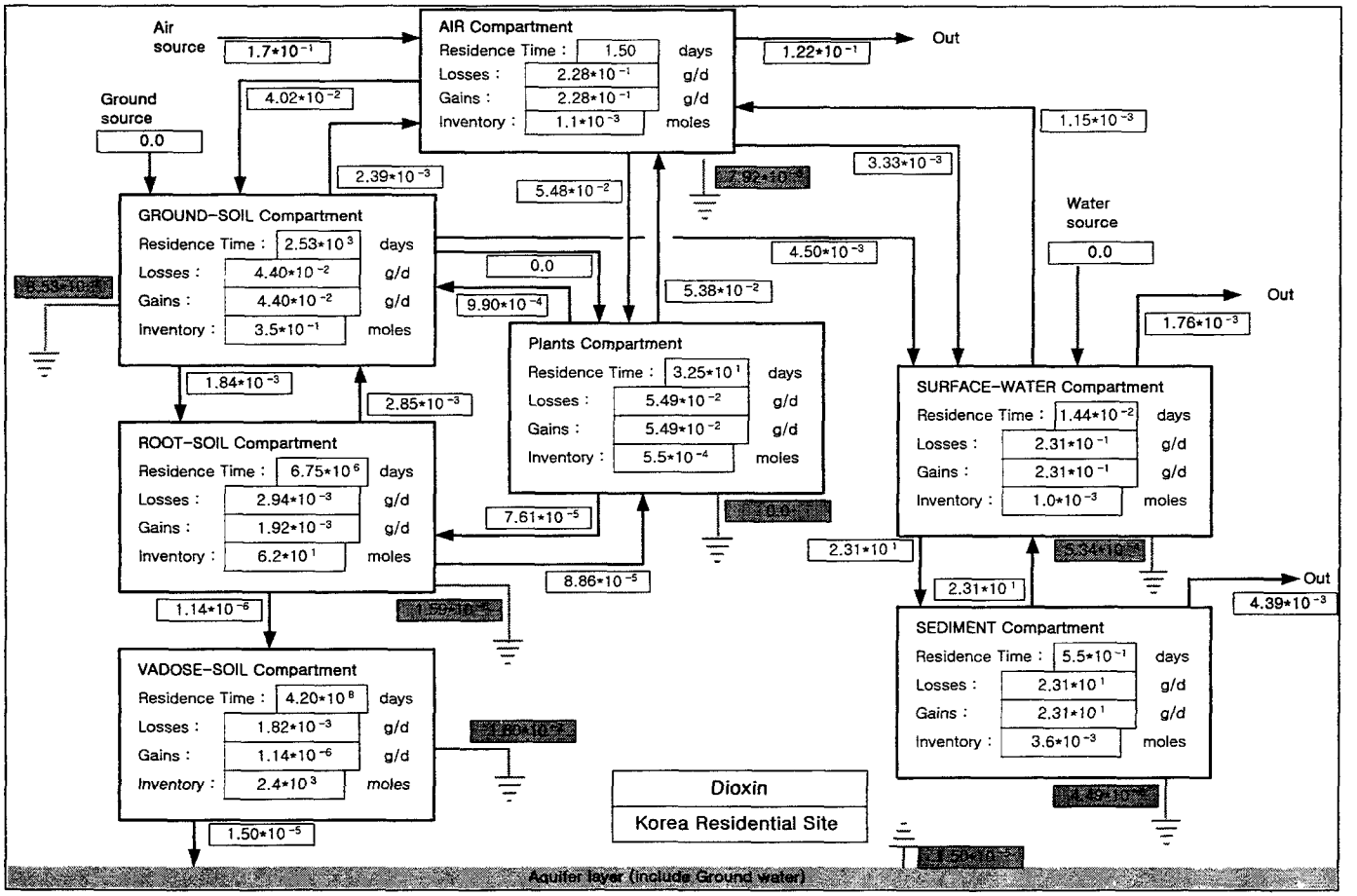


Figure. 4-1. Distribution and dynamics of dioxins at a 30 years after it was contaminated at a soil and ambient air using CalTOX model

때문에 유입량보다 유출량이 1600배 정도 큰 것으로 나타났다.

먹이사슬을 다이옥신 생체농축의 일차 매체인 식물에서의 다이옥신 잔류 기간은 33일 정도이며, 전체 유입량의 99.8%가 대기에 의해 전이되며 steady-state에서 5.5×10^{-4} mole이 존재한다고 예측되었다.

(2) 일차 환경 매체에서의 다이옥신 예측 농도

본 모형에 의한 환경 매체별 오염도를 살펴보면, 대기 중 가스상 오염도의 중앙값(50th percentile)은 0.03 pg/㎥, 입자상 물질은 중앙값 0.004 pg/㎥로 예측되었다. 토양 중 표층 및 root-zone에서 각각의 중앙값은 1.13 pg/g 및 2.04 pg/g로 추계되었다. 지하수로의 전이는 매우 미미한 수준이었으며, 지표수는 중앙값이 0.079 pg/ℓ로 예측되었다(Table. 4-7).

Table. 4-7. Predict concentration of dioxins at environmental media in this study

Environmental Medium		Dioxin concentration		
		Mean	Median (50th)	Range (5th ~ 95th)
Air (pg/㎥)	gas	0.038	0.030	(0.009~0.764)
	particle	0.004	0.004	(0.0006~0.018)
Soil (pg/g)	ground	1.33	1.13	(0.27~4.87)
	root-zine	2.05	2.04	(1.95~2.25)
Water (pg/ℓ)	ground	9.58×10^{-5}	2.55×10^{-6}	$(3.58\times10^{-9}\sim1.83\times10^{-4})$
	surface	0.025	0.079	(0.007~0.528)

각 환경 매체에서의 다이옥신 예측 농도를 Figure 4-2에 비교하여 나타내었다. 토양에서의 예측 농도 범위가 가장 좁게 나타났으며, 대기에서도 예측치의

5th percentile값과 95th percentile값이 10배 정도의 차이를 보여, 이들 매체에서의 다이옥신 거동 예측에 있어서의 불확실성은 작은 것으로 평가되었다. 그러나, 수계의 경우에는 지표수는 약 100배 정도의 차이를 보였고, 특히, 지하수의 경우에는 예측농도 범위가 약 1000배 이상으로 나타나 본 모형에 있어서 수계 예측력이 다소 불안정한 것으로 평가되었다.

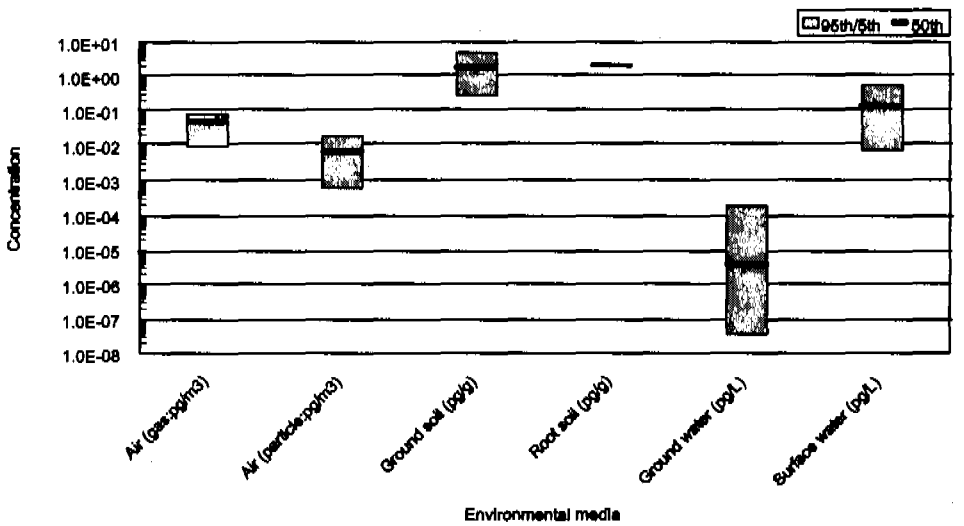


Figure. 4-2. Predicted concentration of dioxins in the environmental media using CalTOX model

(3) 인체 접촉 매체에서의 다이옥신 예측 농도

대기, 수계 및 토양의 일차 환경 매체에서 다이옥신 오염에 의한 직접적인 인체 접촉 매체로의 전이 농도를 예측한 결과를 Table. 4-8에 나타내었다. 본 모형에서는 연구 대상지역에서의 수도수 보급율이 94%이고, 지하수 및 지표수는 전량 농업 또는 공업 용수로 사용하고 있기 때문에 오염된 지하수 및 지표수를 직접 음용수로 사용함으로 인한 인체 접촉 경로는 배제하였다.

대기 오염으로 인한 실외 및 실내 다이옥신 오염도는 모두 중앙값이 0.037 pg/㎥로 나타났다. 이와 같이 실내·외 농도의 차이가 없는 원인으로는 첫째로 실외 가스상 다이옥신은 100% 실내로 유입 가능하며, 입자상의 경우에는 90%만이 실내로 전이된다고 가정하였기 때문이며, 둘째로 대기 중 다이옥신의 가스상 : 입자상 비율이 0.92 : 0.08로 가스상 농도가 지배적이기 때문인 것으로 분석되었다.

오염된 환경 매체의 외한 식품에서의 오염도는 어패류에서 1.50 pg/g, 육류 0.342 pg/g, 난류 0.166 pg/g, 곡류, 과일 및 채소가 0.055 pg/g, 그리고, 우유 0.047 pg/g으로 예측되었다. 육류에서의 예측 농도가 우유 예측 농도에 비해 약 7.3배 정도 높게 나타났으며, 그 원인으로는 육류에서의 생체전이계수(BTF)가 우유에 비해 약 10배 크기 때문으로 평가되었다. 어패류는 다이옥신에 오염된 물 1ℓ에서 서식함으로서 어류 1kg에 농축되는 비율인 생체농축계수(BAF)가 2,3,7,8-TCDD는 18,600배, 다이옥신 동족체는 2,670~63,500배로서 매우 크기 때문에 0.007~0.59 pg/ℓ 범위의 낮은 수계 오염에도 불구하고 어류에서는 0.134~10.0 pg/g의 가장 높은 오염도로 예측되었다.

대기, 수질 및 토양 오염으로 인한 식품으로의 전이 비율은 수계에 의한 영향만을 고려한 어패류의 경우를 제외하고는 모든 식품에 있어서 가스상 대기 농도에 의한 영향이 60% 이상으로 나타나 식품 오염에 가장 지배적인 영향을 미치는 환경 매체로 평가되었다. 작물 재배 및 가축 사육에 미치는 입자상 다이옥신의 대기 오염 영향은 약 15~20%인 것으로 나타나, 식품 및 축산 오염에 대한 대기 오염 기여율은 약 75~85% 수준으로 평가되었다. 이에 비해 다이옥신의 수질 오염에 의한 재배 작물 및 사육 가축으로의 전이는 0.2% 이하로서 매우 미미하였으며, 토양에 의한 영향은 13~23% 정도로 분석되었다 (Figure. 4-3).

Table. 4-8. Prediction of dioxins levels in the exposure contact media using the model

Exposure Contact Media		Dioxin concentration		
		Mean	Median (50th)	Range (5th ~95th)
Ambient air (pg/㎥)	Indoor air	0.041	0.037	(0.014~0.087)
	Outdoor air	0.041	0.037	(0.014~0.087)
Water (pg/ℓ)	Tap water	-	-	-
Soil (pg/g)	Household soil	1.860	1.610	(1.160~3.450)
Foods (pg/g)	Grain, vegetable and fruit	0.069	0.055	(0.024~0.149)
	Meat	0.436	0.342	(0.129~1.080)
	Milk	0.058	0.047	(0.020~0.132)
	Eggs	0.206	0.166	(0.073~0.440)
	Fish and shellfish	2.900	1.500	(0.134~10.0)

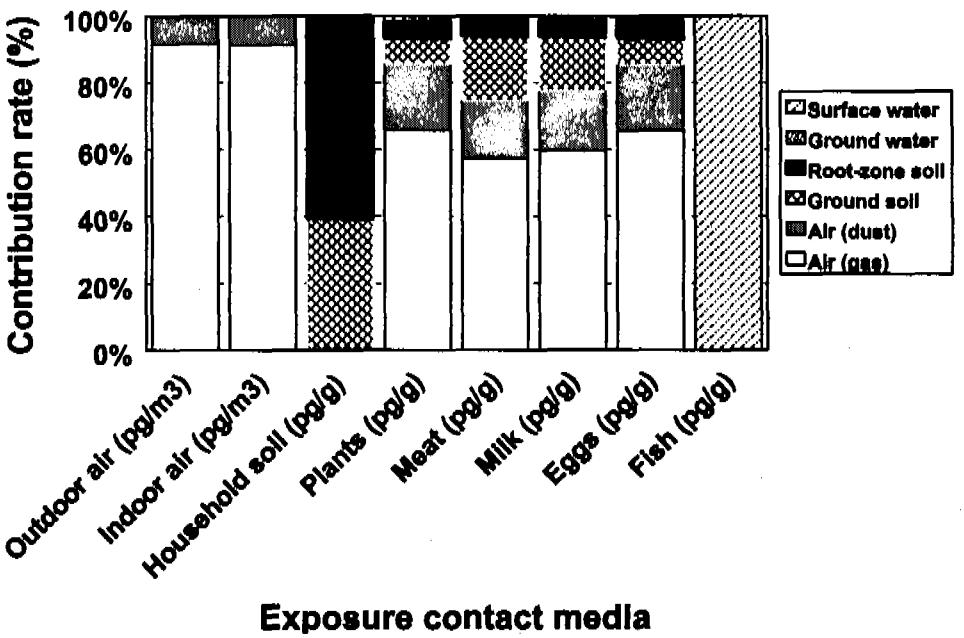


Figure. 4-3. Contribution rate of dioxins levels in environmental medium to exposure contact media using the model

(4) 인체 노출 모형에 의한 일일 평균 인체 노출량 예측

본 모형의 인체 노출 인자들에 의한 각 인체 노출 경로별 접촉율(pathway contact factor)을 Table. 4-9에 정리하였다. 인체 노출 경로별 접촉율은 실내 활동 및 휴식에 의한 접촉율이 각각 0.1로 가장 크게 산출되었고, 실외 활동에 의한 호흡 노출 접촉율은 0.07로 산출되었다. 식품 섭취 노출 접촉율은 5×10^{-6}~7×10^{-3}이었으며, 토양 입자의 섭취 노출 접촉율은 4×10^{-7} 수준으로 매우 작게 나타났다.

Table. 4-9. Summary of pathway contact factors[1)]

Exposure Media		Inhalation	Ingestion	Dermal
Ambient air (m^3/kg[H][2)]-day)	Indoor air(active)	1.29×10^{-1}	-	-
	Indoor air(resting)	1.16×10^{-1}	-	-
	Outdoor air(active)	7.39×10^{-2}	-	-
Soil (kg[S][3)]/kg[H]-day)	Household soil	-	3.70×10^{-7}	1.49×10^{-5}
Foods (kg[F][4)]/kg[H]-day)	Plants	-	6.93×10^{-3}	-
	Meat	-	6.50×10^{-4}	-
	Milk	-	1.50×10^{-3}	-
	Eggs	-	4.60×10^{-4}	-
	Fish and shellfish	-	4.90×10^{-4}	-

1) pathway contact factor = (contact rate×exposure time)/body weigh
2) kg[H] : body weight of human
3) kg[s] : weight of soil
4) kg[F] : weight of food

이러한 각 노출 경로별 접촉율과 인체 접촉 매체별 농도에 의해 산출된 연구대상지역 거주 성인의 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{model}$은 평균 2.32 pg/kg-day, 50th percentile은 1.640 pg/kg-day, 95th percentile 6.29 pg/kg-day로 예측되었다(Table. 4-10, Figure. 4-4). 각 노출 경로별 $LADD_{model}$을 살펴보면, 호흡 노출량은 0.01 pg/kg-day(중앙값), 섭취 노출에 의해 1.60 pg/kg-day(중앙값), 피부 접촉에 의해 0.02 pg/kg-day(중앙값)으로 노출되는 것으로 나타났다. 총 $LADD_{model}$에 대한 섭취 노출 기여율은 97.1%, 호흡 노출 경로는 1.3%, 피부접촉 노출에 의해서는 1.6%로 평가되었다.

섭취 노출 경로 중 어패류 섭취를 통한 인체 노출량은 총 $LADD_{model}$ 중앙값의 59%를 차지면서 가장 큰 노출원으로 평가되었으며, 육류 섭취에 의한 노출(중앙값 0.18 pg/kg-day)은 15%, 곡류, 채소 및 과일 섭취에 의한 노출(중앙값 0.15 pg/kg-day)은 12%를 차지하고 있어 어패류 다음으로 중요한 노출 매체인 것으로 분석되었다.

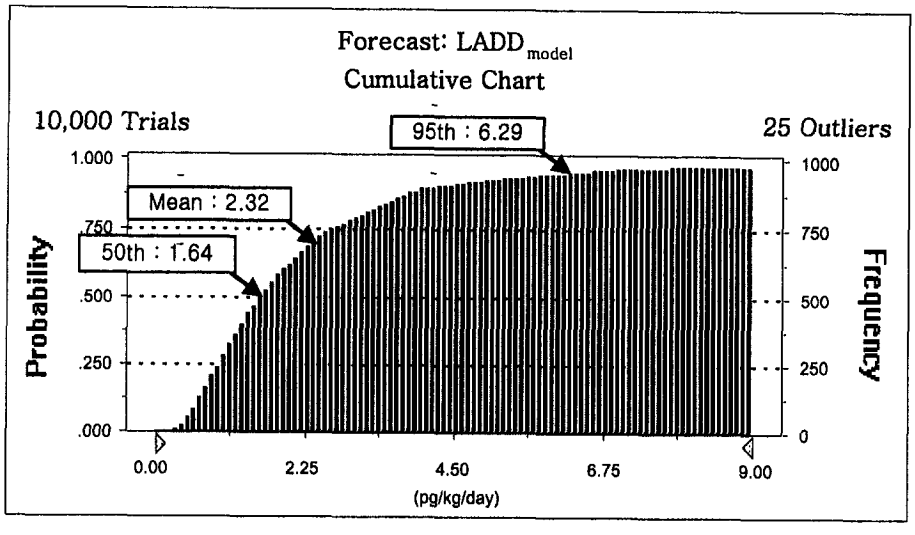


Figure. 4-4. Probability distribution of $LADD_{model}$ of dioxins using Monte-Carlo simulation of multimedia/multiroute human exposure model

Table. 4-10. $LADD_{model}$[1)] of dioxins by multimedia/multiroute human exposure

Exposure	Contact Media	LADD of dioxins (pg/kg-day)			Proportion to median of total LADD (%)
		Mean	Median (50th)	Range (5th ~95th)	
Inhalation	Indoor air	0.007	0.008	(0.005~0.027)	0.65
	Outdoor air	0.007	0.008	(0.005~0.027)	0.65
Ingestion	Tap water	-	-	-	-
	Household soi	0.001	0.001	(0.0004~0.001)	0.08
	Grain, vagetable and fruit	0.476	0.153	(0.381~1.10)	12.36
	Meat	0.238	0.185	(0.062~0.613)	14.94
	Milk	0.075	0.058	(0.023~0.172)	4.68
	Eggs	0.086	0.069	(0.026~0.190)	5.57
	Fish and shellfish	1.410	0.736	(0.059~4.74)	59.45
Dermal uptake	Household soil	0.028	0.020	(0.006~0.073)	1.62
Total		2.320	1.640	(0.521~6.290)	100.00

1) $LADD_{model}$: lifetime average daily dose using CalTOX model(pg/kg-day)

총 $LADD_{model}$에 영향을 미치는 환경 매체는 지표수 오염과 대기 오염으로 분석되었다(Figure. 4-5). 대기 오염의 경우에는 농축산물 오염농도의 75~85%가 대기 오염에 의한 것으로 평가됨으로 인한 총 $LADD_{model}$ 예측치에 있어서도 대기 오염으로 인한 영향이 큰 것으로 평가되었다. 이에 비해 지표수 오염의 경우에는 농축산물 오염에 비치는 영향을 0.2% 이하이지만, 인체 노출량의 59%를 차지하고 있는 어패류의 단일 오염원이기 때문에 궁극적으로 총 $LADD_{model}$에 가장 큰 영향을 미치는 환경 매체로 평가되었다.

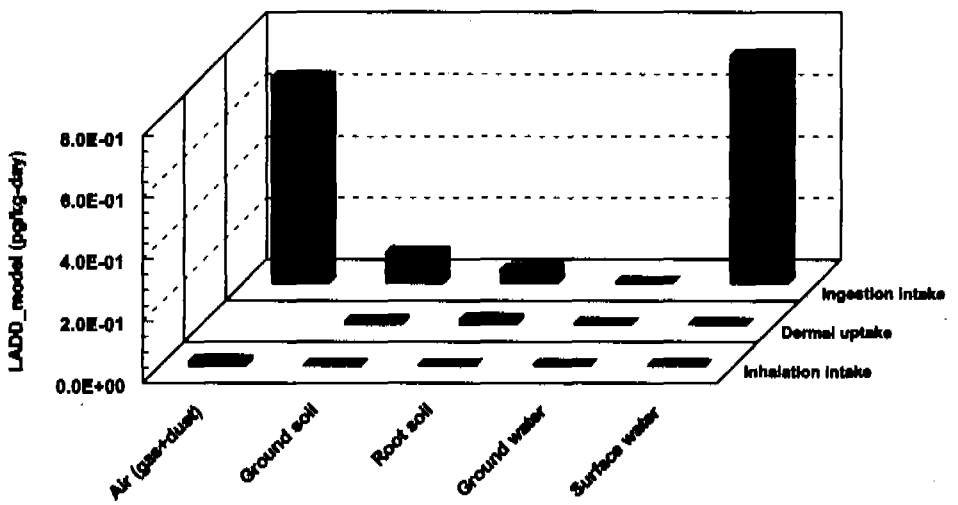


Figure. 4-5. Comparison of $LADD_{model}$ of dioxins in the environmental media and exposure pathways using multimedia/multiroute human exposure model

4.2. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 보정 및 검증

4.2.1. 직접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량($LADD_{direct}$)

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형의 보정을 위해 수집한 국내 환경 매체 및 식품에서의 다이옥신 오염도 측정 자료를 Table. 4-11~Table. 4-13에 나타내었다.

국내 대기 중 다이옥신 오염도는 평균 0.12 pg-TEQ/㎥(0.03 ~ 0.29 pg-TEQ/㎥)로 조사되었다(Table. 4-11). 총 다이옥신 농도 중 PCDDs (polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins)의 함유율이 12%로 나타났으며, 가장 높은 함유율을 보인 동족체는 2,3,4,7,8-PeCDF(함유율 27%)로 평가되었다.

Table. 4-11. *Concentration of dioxins in the ambient air of the cities in* Korea

(unit : TEQ fg/㎥)

Congeners	Urban area			Suburban area			Mean
	1st	2nd	3rd	1st	2nd	3rd	
2378-TCDD	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.23	0.05
12378-PeCDD	2.18	0.00	1.93	12.72	3.19	4.78	4.13
123478-HxCDD	0.53	0.82	1.29	4.36	0.57	11.63	3.20
123678-HxCDD	0.97	0.58	2.03	7.42	2.33	0.00	2.22
123789-HxCDD	1.35	1.68	2.88	14.52	0.56	2.78	3.96
1234678-HpCDD	0.52	0.45	0.89	3.02	1.75	0.63	1.21
OCDD	0.02	0.01	0.09	0.46	0.17	0.25	0.17
2378-TCDF	8.84	9.17	8.47	45.45	33.39	25.01	21.72
12378-PeCDF	0.14	0.40	1.40	5.41	1.63	1.15	1.69
23478-PeCDF	7.13	7.09	11.28	94.27	41.51	38.59	33.31
123478-HxCDF	5.99	5.06	7.78	37.74	19.80	40.28	19.44
123678-HxCDF	2.73	1.21	4.57	21.89	9.62	0.39	6.74
234678-HxCDF	2.67	2.26	6.78	23.86	11.94	11.99	9.92
123789-HxCDF	0.12	0.48	2.62	6.03	2.87	61.58	12.28
1234678-HpCDF	1.99	2.81	2.46	6.77	5.87	2.50	3.73
1234789-HpCDF	0.36	0.38	0.54	2.04	0.60	0.24	0.69
OCDF	0.27	0.17	0.06	0.00	0.17	0.44	0.19
dioxin	**5.57**	**3.54**	**9.19**	**42.50**	**8.57**	**20.30**	**14.95**
furan	**30.24**	**29.03**	**45.96**	**243.46**	**127.40**	**182.16**	**109.71**
Total	**35.81**	**32.57**	**55.15**	**285.96**	**135.97**	**202.46**	**124.65**

Source : IERY(1999), Kim, et al(1999)

토양 중 다이옥신 오염도는 평균 18.39 pg-TEQ/g(2.43 ~ 53.97 pg-TEQ/g)으로 평가되었다(Table. 4-12). 총 다이옥신 농도 중 PCDDs의 함유율이 31%로 대기에서보다는 다소 높은 분율을 나타내었으며, 가장 높은 함유율을 보인 동족체는 대기에서와 마찬가지로 2,3,4,7,8-PeCDD(함유율 32%)로 평가되었다.

식품 중 다이옥신 오염도는 식품 종류별로 매우 다양한 분포로 조사되었다(Table. 4-13). 식품 중 어패류에서의 오염도가 13~384 fg-TEQ/g으로 비교적 높았으며, 소고기와 우유 및 낙농품에서 약 20 fg-TEQ/g의 수준으로 조사되었다. 닭고기에서의 다이옥신 농도는 0.27 fg-TEQ/g으로 매우 낮게 조사된 반면, 난류에서는 14 fg-TEQ/g으로 50정도 높게 나타났다. 곡류는 15~18 fg-TEQ/g 이었고, 무, 배추와 같은 채소류는 3 fg-TEQ/g 이하의 농도로 조사되었다.

Table. 4-12. Concentration of dioxins in the soil of the cities in Korea

(unit : TEQ pg/g soil)

Congeners	Urban area					Mean
	1st	2nd	3rd	4th	5th	
2378-TCDD	0.38	0.94	0.00	0.00	0.51	0.37
12378-PeCDD	1.54	4.09	0.61	0.22	0.99	1.49
123478-HxCDD	0.65	1.63	0.26	0.09	0.26	0.58
123678-HxCDD	1.16	2.98	0.64	0.22	0.59	1.12
123789-HxCDD	1.34	3.66	0.63	0.22	0.57	1.28
1234678-HpCDD	0.76	2.24	0.51	0.12	0.28	0.78
OCDD	0.17	0.35	0.24	0.05	0.07	0.17
2378-TCDF	0.35	1.56	0.13	0.01	0.45	0.50
12378-PeCDF	0.28	0.83	0.17	0.05	0.26	0.32
23478-PeCDF	5.43	16.98	2.82	0.80	3.68	5.94
123478-HxCDF	1.22	3.92	0.71	0.18	0.90	1.39
123678-HxCDF	0.98	3.92	0.51	0.15	0.58	1.23
234678-HxCDF	1.64	7.51	0.80	0.20	0.63	2.16
123789-HxCDF	0.11	0.52	0.05	0.01	0.05	0.15
1234678-HpCDF	0.68	2.24	0.41	0.09	0.31	0.74
1234789-HpCDF	0.12	0.44	0.06	0.02	0.04	0.13
OCDF	0.06	0.18	0.04	0.01	0.01	0.06
dioxin	**5.99**	**15.89**	**2.88**	**0.91**	**3.26**	**5.79**
furan	**10.85**	**38.08**	**5.68**	**1.52**	**6.91**	**12.61**
Total	**16.84**	**53.97**	**8.57**	**2.43**	**10.16**	**18.39**

Source : Jang, et al.(1998)

Table. 4-13. Concentration of dioxins in the foods of Korea

(unit : TEQ fg/g)

Congeners	Rice (n=5)	Barely (n=5)	Bean (n=5)	Radish (n=5)	Cabbage (n=5)	Mackerel (n=5)	Pollack (n=5)	Croaker (n=5)
2378-TCDD	0.00	0.00	2.60	0.00	0.00	3.32	0.00	0.00
12378-PeCDD	2.15	2.76	4.59	0.06	2.24	263.70	0.00	9.64
123478-HxCDD	0.88	0.52	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
123678-HxCDD	0.74	1.23	0.89	0.00	0.00	1.55	0.00	0.00
123789-HxCDD	0.52	0.07	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
1234678-HpCDD	0.58	0.08	0.14	0.00	0.00	0.19	0.00	0.51
OCDD	0.05	0.10	0.06	0.04	0.17	0.75	1.79	1.15
2378-TCDF	0.00	0.56	0.68	0.32	0.51	8.78	9.45	5.22
12378-PeCDF	0.26	0.68	0.43	0.01	0.00	0.66	1.31	1.84
23478-PeCDF	2.91	6.02	2.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
123478-HxCDF	2.63	1.79	0.80	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
123678-HxCDF	1.30	1.88	0.96	0.01	0.00	1.90	0.00	0.00
234678-HxCDF	1.50	0.94	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
123789-HxCDF	2.04	1.43	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00
1234678-HpCDF	0.45	0.21	0.20	1.03	0.19	0.56	0.00	0.95
1234789-HpCDF	0.55	0.13	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	1.78
OCDF	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.02
dioxin	**4.91**	**4.76**	**8.69**	**0.10**	**2.41**	**269.51**	**1.79**	**11.30**
furan	**11.66**	**13.66**	**6.55**	**1.37**	**0.70**	**11.92**	**10.80**	**11.80**
Total	**16.56**	**18.42**	**15.24**	**1.47**	**3.11**	**281.43**	**12.59**	**23.09**

Congeners	Squid (n=5)	shellfish (n=9)	Milk (n=2)	Cheese (n=2)	Beef (n=7)	Pork (n=7)	Chicken (n=5)	Egg (n=5)
2378-TCDD	0.00	38.89	3.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40
12378-PeCDD	7.39	42.11	3.95	0.00	3.14	0.00	0.00	0.90
123478-HxCDD	0.00	3.07	1.51	0.00	0.10	0.36	0.00	0.10
123678-HxCDD	0.00	5.44	1.41	0.00	4.51	0.61	0.02	0.58
123789-HxCDD	0.00	4.03	0.86	0.00	0.37	0.00	0.00	0.29
1234678-HpCDD	0.00	1.80	0.11	0.00	1.46	0.65	0.01	0.17
OCDD	1.88	1.72	0.00	0.18	0.02	0.03	0.02	2.44
2378-TCDF	14.61	133.56	0.39	0.00	0.27	0.80	0.00	1.58
12378-PeCDF	2.93	2.96	0.59	0.00	0.02	0.02	0.03	0.32
23478-PeCDF	2.36	125.50	3.35	16.63	5.00	1.64	0.10	5.10
123478-HxCDF	0.00	8.10	0.91	0.00	1.31	1.94	0.02	0.86
123678-HxCDF	3.74	5.12	0.82	0.00	0.89	1.10	0.00	0.40
234678-HxCDF	0.00	5.40	0.77	0.00	0.73	0.29	0.04	0.74
123789-HxCDF	0.00	2.50	1.12	0.00	0.00	0.24	0.00	0.00
1234678-HpCDF	0.00	3.36	0.09	1.21	0.31	0.68	0.03	0.17
1234789-HpCDF	0.00	0.25	0.12	0.00	0.01	0.11	0.01	0.00
OCDF	0.04	0.10	0.00	0.02	0.10	0.00	0.00	0.01
dioxin	**9.27**	**97.06**	**10.89**	**0.18**	**9.61**	**1.65**	**0.04**	**4.87**
furan	**23.67**	**286.85**	**8.15**	**17.85**	**8.64**	**6.83**	**0.23**	**9.18**
Total	**32.95**	**383.91**	**19.04**	**18.04**	**18.25**	**8.48**	**0.27**	**14.06**

Source :Hashimoto, et al(1998), Lee, et al(2000)

이와 같이 조사된 환경 매체 및 식품군에서의 다이옥신 오염도와 환경 매체별 접촉율 및 식품 섭취량을 이용하여 산출된 성인의 일일 평균 노출량은 평균 22 pg-TEQ/day이었다. 일일 평균 노출량을 본 연구 참여자들의 평균 체중 54 kg으로 보정함으로써 다이옥신의 단위 체중당 일일 평균 노출량, $LADD_{direct}$를 0.41 pg-TEQ/kg-day로 산출하였다(Table. 4-14).

$LADD_{direct}$의 경우에는 어류와 곡류 섭취에 의한 $LADD_{direct}$가 0.10 pg-TEQ/kg-day로서 총 인체 노출량에 대한 기여율이 각각 25%로 유사하게 평가되었다. 이와 같은 결과는 식품 중 다이옥신 농도는 어류가 곡류에 비해 약 10배나 높았으나, 우리 나라의 경우 곡류의 섭취량이 어류 섭취량에 비해 약 6배나 많음으로 의한 영향으로 분석되었다. 어류 및 곡류 섭취 이외에 $LADD_{direct}$에 영향을 미치는 주요 노출 경로로는 조개 등의 패류 섭취(13%)에 의한 것으로 평가되었다. 이에 비해 육류, 우유 및 낙농품에 의한 총 $LADD_{direct}$ 기여율은 10% 이하로 나타났으며, 그 원인으로는 식품 자체내 다이옥신 오염도도 낮을 뿐만 아니라 일일 식품 섭취량도 작기 때문으로 평가되었다.

노출 경로별 $LADD_{direct}$는 식품을 통한 섭취 노출량이 0.32 pg-TEQ/kg-day로 총 $LADD_{direct}$의 78%를 차지하는 것으로 평가되었다. 이에 비해 대기 오염으로 인한 호흡 노출량(0.046 pg-TEQ/kg-day)과 토양 오염으로 인한 섭취 및 피부 접촉 노출량(0.046 pg-TEQ/kg-day)은 동일한 수준으로 산출되었다 (Figure. 4-6).

Table. 4-14. $LADD_{direct}$ of dioxins based on their concentration in the environmental media and foods in Korea

Exposure media	Concentration			Intake/ uptake rate	$LADD_{direct}$(pg-TEQ/kg-day)			Percent (%)
	PCDD	PCDF	Dioxins		PCDD	PCDF	Dioxins	
Food[1]	(TEQ pg/g)			(g/day)				
Cereals	0.0048	0.0127	0.0175	311.2	0.0279	0.0729	0.1008	24.50
Soy beans	0.0087	0.0066	0.0152	15	0.0024	0.0018	0.0042	1.00
VegeTable.s	0.0013	0.001	0.0023	287.9	0.0067	0.0055	0.0122	3.00
Fish	0.0942	0.0115	0.1057	53	0.0925	0.0113	0.1037	25.20
Shellfish	0.0532	0.1553	0.2084	13.3	0.0131	0.0382	0.0513	12.50
Milk	0.0109	0.0082	0.019	69.5	0.014	0.0105	0.0245	6.00
Cheese	0.0002	0.0179	0.018	0.2	6.78×10^{-7}	6.61×10^{-5}	6.68×10^{-5}	0.00
Beef	0.0096	0.0086	0.0182	36.6	0.0065	0.0059	0.0124	3.00
Pork	0.0017	0.0068	0.0085	20.4	0.0006	0.0026	0.0032	0.80
Chicken	0	0.0002	0.0003	8.1	6.60×10^{-6}	3.42×10^{-5}	4.08×10^{-5}	0.00
Eggs	0.0049	0.0092	0.0141	24.6	0.0022	0.0042	0.0064	1.60
Ambient air[2]	(TEQ pg/m³)			(m³/day)				
inhalation	0.015	0.109	0.124	20	0.0055	0.0404	0.046	11.20
Soil[3]	(TEQ pg/g)			(g/day)				
ingestion	5.79	12.61	18.39	0.02	0.0021	0.0047	0.0068	1.70
dermal uptake	5.79	12.61	18.39	0.1156	0.0124	0.027	0.0394	9.60
Total					**0.186**	**0.2251**	**0.4111**	**100.00**

1) Based on data from Hashimoto, et al.(1998) and Lee, et al.(2000) for concentration, and MHWK(1995) for intake rate
2) Based on data from IERY(1999) and Kim, et al.(1999) for concentration, and US EPA(1997) for intake rate
3) Based on data from Jang, et al.(1998) for concentration, and US EPA(1997) for intake and uptake rates

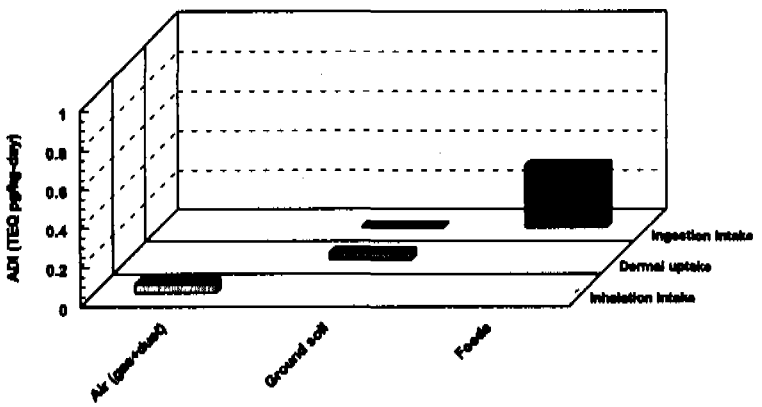


Figure. 4-6. Comparison of $LADD_{direct}$ of dioxins in the environmental media and exposure pathways by direct approach

4.2.2. 간접 접근법에 의한 일일 평균 인체 노출량($LADD_{indirect}$)

연구 대상자들의 모유 중 다이옥신 농도(평균 15.13±13.49 pg-TEQ/g fat)와 혈중 농도(평균 16.01±7.46 pg-TEQ/g lipid)는 서로 유사한 수준으로 측정되었다(Table. 4-15). 모유 및 혈액 모두 다이옥신 동족체 각각에 대한 상대등가농도 함유율을 평가한 결과, 2,3,4,7,8-PeCDF(총 TEQ 환산 농도에 대해 모유 및 혈액 각각 34%와 28%의 기여율)의 함유량이 가장 높았으며, 1,2,3,6,7,8-HxCDD(총 TEQ 환산 농도에 대해 모유 및 혈액 각각 14%와 25%의 기여율)이 그 다음으로 높은 함유율을 보였다. 또한 모유 및 혈액 중 총 TEQ 환산 농도에 대한 2,3,7,8-TCDD의 함유율은 1% 이하인 것으로 평가되었다(Figure. 4-7).

Table. 4-15. The concentrations of dioxins in breast milk and blood for women

(unit : TEQ pg/g fat)

Congeners	Breast milk (n=15)				Blood (n=9)			
	Mean	SD	Min.	Max.	Mean	SD	Min.	Max.
2378-TCDD	0.16	0.34	0.00	0.94	0.16	0.49	0.00	1.47
12378-PeCDD	1.07	0.86	0.00	3.05	2.00	2.39	0.00	7.89
123478-HxCDD	0.32	0.23	0.00	0.98	0.25	0.26	0.00	0.63
123678-HxCDD	2.11	1.18	0.80	4.37	4.03	3.16	2.04	12.20
123789-HxCDD	0.47	0.60	0.00	2.57	1.70	1.99	0.58	6.90
1234678-HpCDD	0.34	0.37	0.07	1.47	0.46	0.20	0.31	0.97
OCDD	0.45	0.38	0.06	1.12	0.44	0.27	0.15	0.93
2378-TCDF	0.87	1.45	0.00	4.21	0.49	0.59	0.00	1.77
12378-PeCDF	0.06	0.09	0.00	0.28	0.01	0.03	0.00	0.10
23478-PeCDF	5.20	4.60	0.00	19.70	4.41	1.48	2.68	7.45
123478-HxCDF	0.95	1.20	0.00	5.01	0.75	0.33	0.00	1.18
123678-HxCDF	1.05	1.20	0.15	4.38	0.69	0.35	0.00	1.21
234678-HxCDF	1.24	2.98	0.00	11.77	0.19	0.30	0.00	0.91
123789-HxCDF	0.34	0.91	0.00	3.14	0.00	0.00	0.00	0.00
1234678-HpCDF	0.42	0.69	0.00	2.33	0.20	0.07	0.12	0.35
1234789-HpCDF	0.07	0.18	0.00	0.71	0.13	0.03	0.09	0.18
OCDF	0.02	0.05	0.00	0.19	0.10	0.03	0.07	0.15
PCDDs	**4.92**	**2.44**	**1.96**	**10.51**	**9.05**	**7.61**	**4.35**	**28.75**
PCDFs	**10.21**	**11.63**	**1.47**	**48.30**	**6.96**	**2.68**	**3.56**	**13.20**
Total	**15.13**	**13.49**	**4.83**	**58.81**	**16.01**	**7.46**	**7.91**	**33.90**

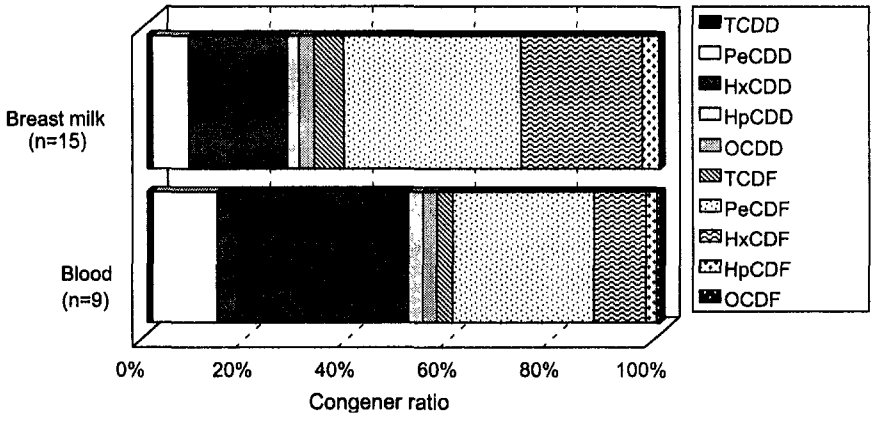


Figure. 4-7. Profile of dioxin congeners in breast milk and blood for subjects in this study

다이옥신의 대표물질인 2,3,7,8-TCDD의 phamacokinetic model에 의해 구축된 방정식을 이용하여 역산출한 연구 참여자들의 다이옥신 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{indirect}$는 모유 중 다이옥신 농도에 의해서는 평균 1.35 pg-TEQ/kg-day(0.43~5.24 pg-TEQ/kg-day), 혈액에 의해서는 평균 1.25 pg-TEQpg/kg-day(0.61~2.55 pg-TEQ/kg-day)로 산출되었다(Table. 4-16). 모유 및 혈액 연구 참여자들의 연령, 체중 등의 신체 특성 및 식습관이 유사하였기 때문에 인체 시료에서의 다이옥신 농도를 이용하여 간접법으로 산출한 $LADD_{indirect}$는 매우 유사하게 추정되었다.

Table. 4-16. $LADD_{indirect}$ of dioxins based on their concentration in human tissues for subjects in this study

(unit : pg-TEQ/kg-day)

	Breast milk (n=15)				Blood (n=9)			
	Mean	SD	Min.	Max.	Mean	SD	Min.	Max.
PCDDs	0.44	0.24	0.18	0.94	0.70	0.50	0.33	2.16
PCDFs	0.91	1.22	0.13	4.31	0.55	0.24	0.27	1.06
Total	1.35	1.43	0.31	5.25	1.25	0.48	0.60	3.22

4.2.3. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 검증

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의해 예측된 $LADD_{model}$(0.52~6.29 pg/kg-day)는 직접 접근법으로 산출된 $LADD_{direct}$(0.2~0.78 pg-TEQ/kg-day)와 간접 접근법으로 산출된 $LADD_{indirect}$(0.43~5.25 pg-TEQ/kg-day)와 근접한 농도 범위로 예측되었다(Figure. 4-8). 모형에 의한 $LADD_{model}$의 중앙값과 직접 접근법의 $LADD_{direct}$ 평균값간에는 4배 정도의 차이를 보이고 있었으나, 간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$ 보다는 1.2~1.3배 높아 거의 유사한 수준으로 평가되었다.

본 모형에서 예측된 인체 접촉 매체별 농도와 직접 접근법에 이용한 각 매체별 농도를 비교해 보면, 우유에서의 오염도는 모델 예측치가 실측 농도에 매우 근접하게 도출되었으며, 대기, 토양 및 재배작물에서의 농도는 모델 예측치와 실측 농도간의 차이가 10배 이하로 나타났다. 이에 비해 인체 노출량에 영향을 많이 미치는 것으로 평가되고 있는 육류, 난류 및 어패류에서의 모델 예측 농도는 실측 자료에 비해 12~18배 정도 높게 예측되었다(Table. 4-17). 육류, 난류 및 어패류에서의 모델 예측치와 실측 자료와의 차이는 다이옥신의 생체전이계수(BTF) 또는 생체축적계수(BAF)의 불확실성에 의해 발생된 것으로 평가되었다.

Figure. 4-9과 Figure. 4-10에는 본 모형과 직접 접근법에 의한 각 인체 노출 경로별 LADD값과 총 노출량에 대한 기여율을 비교하였다. 육류, 난류 및 어패류 섭취 경로를 제외한 다른 인체 노출 경로에서는 모델 예측치와 직접 접근법에 의한 노출량이 비교적 유사한 수준으로 평가되었다. 그러나, 인체 접촉 매체에서의 예측치와 실측 농도간에 불일치를 보인 육류, 난류 및 어패류 섭취에 의한 인체 노출량은 모형 예측치와 직접 접근법 산출값에서도 다소 큰 차이를 보였다.

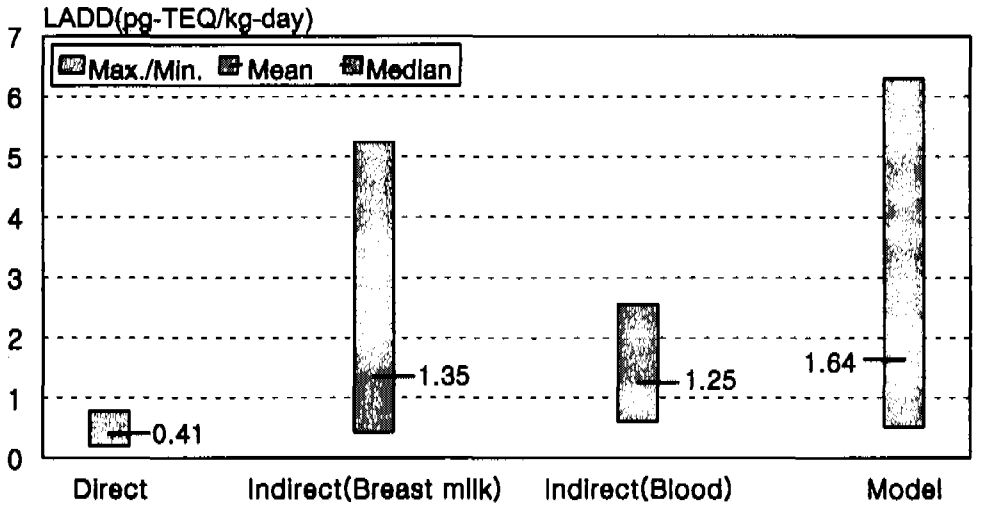


Figure. 4-8. Comparison to LADDs of dioxins that determinated by several approach methods

Table. 4-17. Comparison levels of dioxins in the exposure contact media using model and measured data

(unit : TEQ pg/kg-day)

Environmental Media	Prediction by model	Measured data
Ambient air	0.001~0.225	0.033~0.286
Ground soil	0.035~11.7	2.43~53.97
Foods		
Grains, vegetables, and Friuts	0.011~0.778	0.002~0.018
Meat	0.047~1.790	0.0003~0.018
Milk	0.008~0.176	0.019
Egg	0.032~0.484	0.014
Fish and sellfish	0.005~10.0	0.013~0.384

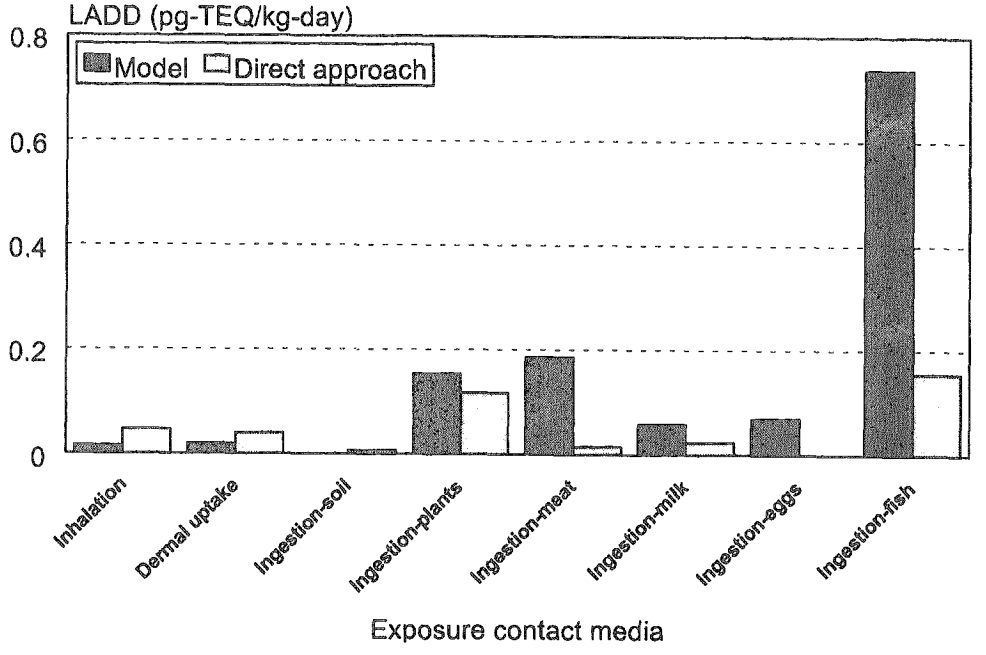


Figure. 4-9. Comparison of LADD according to exposure contact media

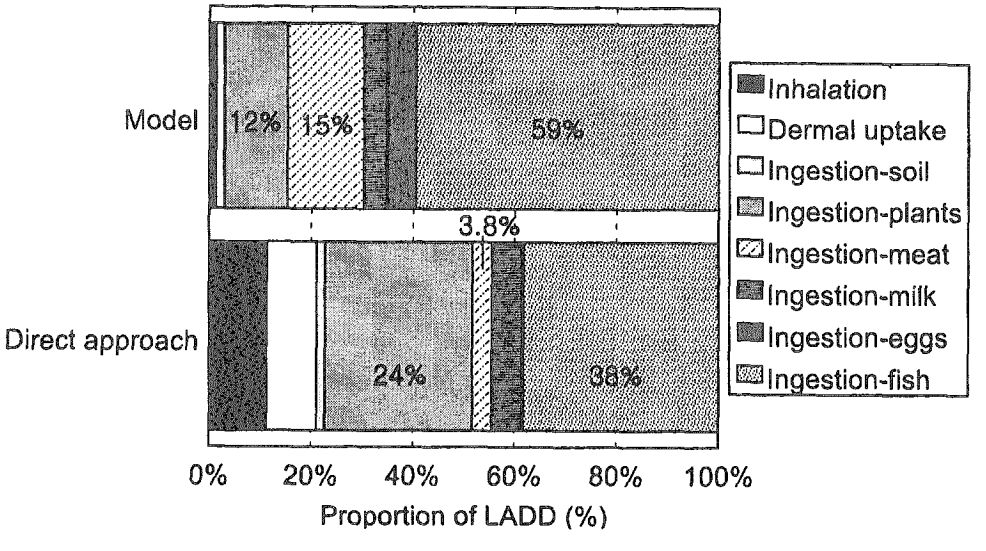


Figure. 4-10. Proportion of LADD according to exposure contact media

4.2.4. 다매체/다경로 인체 노출 모형의 민감도 분석

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형에 적용된 다양한 인자값들이 모델 예측치에 미치는 영향을 평가하기 위해 민감도 분석(sensitivity analysis)을 실시한 결과, 총 8개 인자들이 유의한 영향 요인으로 평가되었다(Table. 4-18). 다이옥신의 오염원으로 적용하였던 대기 중 다이옥신 배출률이 영향 인자로 도출되었으며, 이로 인해 물리·화학적 인자들 중에서는 대기 중 다이옥신의 반응 반감기(reaction half-life in air)도 영향 인자로 분석되었다. 또한 다이옥신의 생체 농축 메카니즘에 영향을 미칠 수 있는 유기탄소분배계수(organic carbon pattition coefficient ; K_{oc})도 물리·화학적 영향 인자로 평가되었다. 연구 대상 지역 특성 인자들 중에서는 영향 인자로 도출된 것이 없었으며, 인체 노출 특성 인자들에 대해서는 육류 및 어패류의 일일 섭취량 및 오염지역에서의 재배 또는 생산율 변수와 가축 사육시 목초 및 건초 사료량에 관한 변수의 5개 영향 인자가 도출되었다.

Table. 4-18. Sensitivity analysis of parameters for multimedia and multipathway model of dioxins

Input Parameters	Base value	CV	Local sensitivity	Sensitivity Score
Source term (n=1)				
Air emmision rate (mol/day)	0.0005	0.1	0.9329	0.09
Chemical property parameters (n=2)				
Organic carbon pattition coefficient (Koc)	5.38×106	1.60	-0.178	-0.28
Reaction half-life in air (days)	30	1.7	0.044	0.07
Human exposure parameters (n=5)				
Meat intake (kg/kg-d)	0.0013	0.2	0.225	0.04
Fish intake (kg/kg-d)	0.00098	0.3	0.212	0.04
Ingestion of pasture by beef cattle (kg/d)	60	0.4	0.196	0.08
Fraction of local product - meat	0.101	0.5	0.225	0.04
Fraction of local product - fish	0.267	0.7	0.212	0.06

제 5 장 고 찰

최근 유해화학물질의 환경 매체간 이동 및 다매체 거동 연구가 활발히 진행되고 있으며(Mackay and Peterson, 1991 ; Mackay et al., 1992a ; Devillers and Bintein, 1995), 다이옥신과 같은 생체 축적성 물질에 대해서는 환경 관리 정책을 세우기 위한 목적으로 주요 오염원에 의한 인근 환경 매체간 거동 연구 및 이로 인한 다경로 인체 노출 평가 연구의 필요성이 더욱 부각되고 있다(Cohen and Clay, 1994). 현재까지 연구되어 온 다매체 환경 동태 모델들은 대부분 가스상 물질을 대상으로 연구·개발되었으며(Allen et al., 1989 ; Mackay et al., 1992a ; Clark et al., 1995), 다이옥신과 PCBs와 같은 고분자 입자성 물질에 적용하기에는 많은 어려움이 있다. 특히 다이옥신의 경우에는 소각로에서 일부는 가스상 형태로 그리고 일부는 입자상 물질에 흡착된 상태로 배출(Bumb et al., 1980 ; Stevens adn Swakhamer, 1989)되기 때문에 가스상 특성과 입자상 특성을 모두 고려한 환경 매체간 거동 연구가 이루어져야한다. 본 연구에 이용한 CalTOX 모델은 이러한 가스상 및 입자상 특성을 모두 지닌 고분자량의 POP 물질에 대한 다매체간 환경 거동 및 다경로 인체 노출량 예측 연구에 많이 응용되어 왔다(Maddalena, et al., 1995 ; Bennet et al., 1998 ; Coulibaly, et al., 2001). 특히 다이옥신은 물-옥탄올 분배계수, K_{ow}가 10^6 이상이고, 헨리 상수(Henry's constant)가 10^{-5} atm · m³/mol이하인 지용성, 축적성, 비휘발성 물질(Lorber, et al., 2000)이기 때문에 오염원에 의한 직접적인 환경 매체로의 오염 이후 생태계를 통한 2차 오염이 더 중요한 물질이다. CalTOX 모델은 토양을 지표층, root-zone 및 vadose-zone의 3개의 세부 구획으로 분류하여 각각의 세부 구획에 따른 매체간 이동 및 변형을 예측하기 때문에 다이옥신과 같이 오염지역에서의 작물 재배에 의한 간접 오염 및 이로 인한 인체 노출이 중요한 물질에 대한 다매체/다경로 예측 연구에서의 적용성이 우수하다(Mackone, 1993a,b,c ; Maddalena, et al., 1995).

본 연구에서는 CalTOX 모델을 이용하여 서울, 인천 및 경기 지역에서의 생활 및 유해 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신에 의한 다매체 환경 거동 예측 및 이로 인한 다경로 인체 노출량을 예측하였다. 총 17종의 다이옥신 동족체에 대한 다매체/다경로 모형을 구성하기 위해 본 연구에서는 주요 물리·화학적 인자값을 동족체 특성값들의 최소~최대 범위에 대한 단일확률분포(uniform probability distribution)를 적용하였다. 다이옥신과 같이 수많은 동족체로 구성되어 있는 물질의 환경 동태 예측을 위해서는 동족체 각각에 대한 개별적인 다매체 모델을 구성하여 예측하는 homologue profile 모델이 개발되어 왔다(Christensen and Zhang, 1993 ; Singh et al., 1993 ; Su and Christensen, 1997). 그러나 homologue profile 모델은 발생원에서 동족체 각각에 대한 발생량을 측정하거나 예측해야 하는 문제가 있다. 특히, 본 연구에서와 같이 오염원에서의 배출량을 배출계수를 이용하여 산출할 경우에는 이와 같은 homologue profile 모델은 적용할 수 없게 된다. 이러한 문제점을 해결하기 위해서 미국 EPA에서는 2,3,7,8-TCDD를 이용하여 다매체 모형을 검증한 후 17개의 다이옥신 동족체에 대한 물리·화학적 특성의 평균값을 적용하여 다이옥신의 환경 동태 예측 모델을 개발한 바 있다(Lober, et al., 2000 ; Eschenroeder, et al., 1999). Suzuki 등(1998)은 다이옥신 동족체들의 물리·화학적 특성이 염소 치환 개수에 영향을 받기 때문에 TCDD와 OCDD사이의 이화학적인 특성값의 순서는 변하지 않는다는 것을 이용하여 동족체의 이화학적 특성값의 범위를 적용하여 다이옥신의 steady-state 다매체 모델을 개발하였다.

본 연구에서는 다이옥신 오염원에 의한 직접적인 환경 매체 오염뿐만 아니라 오염지역에서의 재배 식물 및 사육 가축을 통한 간접 노출 영향도 고려하기 위해 서울, 인천 및 경기 지역을 하나의 노출 지역으로 선정하였으며, 대상 면적은 1.17×10^{10} m'이였다. CalTOX 모델은 1000~10^{12} m'의 면적에 대한 환경 동태를 예측할 수 있으며, 최소한 1년 이상의 장기간 환경 노출로 인한 영향을 예측하기 위해 개발되었기 때문에 적은 면적에 대한 예측 결과는 많은

불확실성을 내포하고 있다고 보고하고 있다(US EPA, 1996).

연구 대상 지역에서의 생활 및 유해 폐기물 소각시설에서 대기 중으로 배출되는 다이옥신의 양은 연간 68.2 g-TEQ이었으며, 표층토양에서의 초기 오염도는 1.82 pg-TEQ/g라고 가정하였다. 이러한 상태로 30년간 노출됨으로 인한 다이옥신의 환경 중 거동은 총 대기 배출량의 75%가 연구 대상 지역 밖의 대기권으로 이동되며, 약 5%가 대기중에서 변형되며, 19%가 토양 및 재배 작물(18%)과 수계(1%)로 전이되고, 전이된 양의 약 93%가 분해 또는 변형되어 궁극적으로 연구 대상 지역의 환경 매체에는 총 배출량의 7%만이 잔류하는 것으로 예측되었다. 이윤아(1999)는 서울 및 경기지역에서 도시 소각로에서 배출되는 2,3,7,8-TCDD의 환경 동태 연구를 통해 대기 배출량의 80%가 타 지역으로 이동되며, 토양으로 9.9%, 수계로 0.2% 이동된다고 보고한 바 있다. 낮은 염소치환동족체(low chlorinated dioxins)는 높은 염소치환 동족체(high chlorinated dioxins)에 비해 대기 중 안정성 및 이동성이 큰 것으로 알려져 있어(Lorber, et al., 2000 ; Swedish EPA, 2000 ; US EPA, 2000c), 2,3,7,8-TCDD에 의한 장거리 이동량이 총 다이옥신을 고려한 본 모형에서의 장거리 이동량보다 더 많은 것으로 비교되었다. 또한 높은 염소치환 동족체(high chlorinated dioxins)일수록 침전율, 지용성 및 생체 축적성이 커짐으로 인해, 본 모형에서 토양으로의 다이옥신 이동량이 이윤아(1999) 연구에서보다 약 1.5배 많은 것으로 나타났다. 이윤아(1999)연구에 의한 2,3,7,8-TCDD의 다매체 환경 동태 모델(노출 기간 10년)에서는 10% 정도가 연구 대상 지역에 침전되며, 궁극적으로 약 2.5% 정도만이 연구 대상 지역의 환경 매체에 잔존한다고 보고하고 있고, 다이옥신을 대상으로 한 본 모형에서는 약 7%만이 잔존하는 것으로 예측되어, 높은 염소치환 동족체의 높은 환경 잔류성 및 생체 축적성을 고려한다면, 유사한 경향으로 평가되었다.

연구 대상 지역에서의 대기, 지표수 및 토양 중 농도는 각각 0.034 pg/㎥ (중앙값)(가스상 0.03 pg/㎥, 입자상 0.004 pg/㎥), 0.079 pg/ℓ 및 1.13 pg/g

으로 예측되었다. 국내 도시지역에서의 대기 중 다이옥신 실측 농도는 평균 0.125 pg-TEQ/㎥(0.033~0.286 pg-TEQ/㎥)(IERY, 1999; Kim, et al., 1999)로 보고된 바 있으며, 본 모형에 의한 예측치의 중앙값은 0.034 pg-TEQ/㎥(0.001~0.225 pg-TEQ/㎥)로 나타나 대표값은 실측농도보다는 다소 낮게 예측되었지만, 예측 농도 범위는 유사한 것으로 나타났다. 또한 다이옥신의 대기 농도 중 가스상과 입자상 오염도간의 비율이 95:5로 보고되고 있으며(US EPA, 2000b ; 이윤아, 1999), 본 연구에서도 동일한 패턴으로 예측되었다. Jang 등(1998)은 생활폐기물 소각장 주변 지역에서의 토양 중 다이옥신 농도를 측정한 결과, 평균 18.3 pg-TEQ/g(2.43~54.0 pg-TEQ/g)로 나타났다고 보고하였으며, 서울 전역에서의 토양 중 오염도는 0.87~6.59 pg-TEQ/g(서울시 보건환경연구원, 1999)로 발표된 바 있고, 전국 토양에서의 다이옥신 오염도는 평균 0.935 pg-TEQ/g(불검출~22.4 pg-TEQ/g)(국립환경연구원, 2001)로 조사되어 본 모형의 토양 오염도 예측치(중앙값 : 1.13 pg-TEQ/g, 범위 : 0.351~11.7 pg-TEQ/g)는 실측 오염도와 매우 밀접한 것으로 나타났다. 국립환경연구원에서 43지점의 수계에서 측정한 다이옥신 농도는 평균 0.056 pg-TEQ/ℓ(불검출~0.502 pg-TEQ/ℓ)로 조사되어 본 모형의 수질 오염 예측치와 매우 근접한 것으로 평가되었다.

오염된 환경에서 작물을 재배하거나 가축을 사육함으로 인해 발생되는 다이옥신의 2차 오염도를 예측한 결과, 재배 작물(곡류, 채소 및 과일)에서는 0.011~0.788 pg-TEQ/g, 육류는 0.047~1.79 pg-TEQ/g, 우유는 0.008~0.176 pg-TEQ/g, 난류는 0.032~0.484 pg-TEQ/g, 및 어패류는 0.005~10.0 pg-TEQ/g로 추계되었다. 아직까지 국내 식품에서의 다이옥신 측정 자료는 매우 한정적이며, Lee 등(2000)에 의해 도심지역에서 유통되는 국산 식품 중 쌀(5종 평균 0.017 pg-TEQ/g), 보리(5종 평균 0.018 pg-TEQ/g), 콩(5종 평균 0.015 pg-TEQ/g), 무(5종 평균 0.001 pg-TEQ/g), 배추(5종 평균 0.003 pg-TEQ/g), 고등어(5종 평균 0.281 pg-TEQ/g), 대구(5종 평균 0.013

pg-TEQ/g), 민어(5종 평균 0.023 pg-TEQ/g), 오징어(5종 평균 0.033 pg-TEQ/g), 우유(2종 평균 0.019 pg-TEQ/g), 치즈(2종 평균 0.018 pg-TEQ/g), 소고기(7종 평균 0.018 pg-TEQ/g), 돼지고기(7종 평균 0.008 pg-TEQ/g), 닭고기(7종 평균 0.0003 pg-TEQ/g), 및 달걀(5종 평균 0.014 pg-TEQ/g)에서의 다이옥신 오염도를 조사한 바 있다. 우리나라 서해 및 남해에 서식하는 조개류의 다이옥신 농도는 0.208 pg-TEQ/g로 조사되었다(Hashimoto et al., 1998). 본 모형에 의해 예측된 식품 중 오염도가 실측 오염도보다 2배~19배 정도 높게 예측되었다. 먹이 사슬의 초기 매체인 잎채소에서의 오염도는 모델 예측치와 실측 농도간에는 약 2배 정도의 차이를 보이지 않았으나, 다이옥신의 생체축적계수가 적용되는 육류, 난류 및 어패류에서의 차이는 10배 이상으로 나타났다.

미국 및 유럽에서의 대기 중 다이옥신 오염도는 평균 각각 0.12 pg-TEQ/m' 및 0.11 pg-TEQ/m'으로 보고하고 있으며(Clayton, et al., 1993 ; Liebl, et al., 1993 ; König, et al., 1993 ; Wevers et al., 1993 ; US EPA, 2000b), 연구대상 지역에서의 대기 오염도 실측 농도(0.125 pg-TEQ/m')와 매우 유사한 수준이었다. 따라서 식품에서의 다이옥신 오염이 주로 대기 오염원에 의해 이루어진다고 가정한다면, 미국 및 유럽에서의 식품 중 오염도는 국내 생산 식품에서의 농도와 유사한 경향을 보일 것이다. 다이옥신 오염의 주요 노출원으로 잘 알려져 있는 소고기와 낙농품의 대표식품으로서 우유에서의 평균 오염도는 미국의 경우 각각 0.48 pg-TEQ/g와 0.07 pg-TEQ/g(US EPA, 1994 ; US EPA, 2000b)로 보고되었으며, 유럽은 각각 0.32 pg-TEQ/g 및 0.05 pg-TEQ/g(Furst et al., 1990 ; Beck et al., 1989)으로 발표되었다. 본 모형에 의한 육류 및 우유에서의 오염도는 각각 0.342 pg-TEQ/g 및 0.047 pg-TEQ/g로 예측되었으며, 미국 및 유럽 식품에서의 결과와 매우 일치함을 알 수 있었다. 이에 비해 연구 대상지역에서의 대기 중 오염도가 미국 및 유럽의 경우와 매우 유사함에도 불구하고 국내 식품에서의 측정 결과는 소고기가 0.018 pg-TEQ/g, 우유는

0.019 pg-TEQ/g로 조사되어 전혀 다른 경향을 보이고 있었다.

환경 농도 예측 모형 연구에서는 오염원의 배출량 자료의 불확실성에 의해 각 매체에서의 절대 농도값 비교에 의한 예측 결과의 검증보다는 각 매체간의 농도 비를 통한 검증 방법을 주로 적용하고 있다(이윤아, 1999). 또한 소고기와 우유에서의 다이옥신 농도 비율은 먹이사슬을 통해 축적되는 다이옥신 특성을 나타내는 중요한 인자임으로, 이들 매체에 대한 다이옥신 농도 분포의 비를 비교하였다. 본 모형 예측치에 의한 육류와 우유에서의 농도 비율은 1:0.14로 산출되었으며, 국내 실측 자료에 의해서는 소고기와 우유에서의 다이옥신 오염도가 거의 유사한 것으로 평가되었으나, 미국과 유럽에서의 실측 자료에 의한 이들의 비율은 각각 1:0.15 및 1:0.16로서 본 모형 예측치와 동일한 경향으로 나타났다.

본 모형에 의한 연구대상지역 거주 성인의 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{model}$은 평균 2.32 pg/kg-day, 50th percentile은 1.64 pg/kg-day, 95th percentile 6.29 pg/kg-day로 예측되었다. 본 모형에 의해 예측된 $LADD_{model}$ (0.52~6.29 pg/kg-day)는 직접 접근법으로 산출된 $LADD_{direct}$(0.2~0.78 pg-TEQ/kg-day) 및 간접 접근법으로 산출된 $LADD_{indirect}$(0.43~5.25 pg-TEQ/kg-day)와 근접한 농도 범위로 예측되었으며, 특히, 간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$와는 0.19~0.29 pg/kg-day의 차이만을 나타내고 있었다.

간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$를 산출하기 위해 측정된 연구 대상 지역 거주 주민의 모유 중 다이옥신 농도는 평균 15.1±13.5 pg-TEQ/g fat, 혈중 농도는 평균 16.0±7.46 pg-TEQ/g lipid로 평가되어 매우 유사한 수준으로 나타났다. Kang 등(1997)이 우리 나라의 경북지역에 거주하는 일반 여성 중 비흡연자의 복부 지방 조직에서 다이옥신 농도를 측정한 결과, 평균 16.5±5.0 pg-TEQ/g fat으로 분석되어 본 연구에서의 모유 및 혈중 다이옥신 농도와 일치하는 결과를 보였다. Van den Berg 등(1994)는 인체 내 모유, 혈액, 지방 조직에서의 다이옥신의 유지방 함량 기준 농도를 비교한 결과, 일치성이 높은

것으로 분석되었다고 보고한 바 있다. 연구 대상자들의 모유 및 혈중 다이옥신 농도는 일본 여성들에 대한 연구 결과(모유 중 평균 농도 15.4 pg-TEQ/g fat, 혈중 평균 농도 16.0 pg-TEQ/g lipid)와 유사한 수준으로 조사되었다(Iida et al., 1999a,b).

다이옥신에 대한 일일 허용 노출량 권고치를 미국 EPA에서는 1 pg-TEQ/kg/day, 일본과 세계보건기구는 1~4 pg-TEQ/kg/day로 제안하고 있다(WHO, 1998 ; Japan EPA, 1999 ; US EPA, 2000d). 본 연구에서 직접접근법에 의한 $LADD_{direct}$는 1 pg-TEQ/kg/day 이하의 수준으로 평가되었지만, 간접접근법에 의한 $LADD_{indeirect}$와 모델 예측에 의한 $LADD_{model}$은 1~2 pg-TEQ/kg/day의 수준이어서 우리 나라에서의 다이옥신 노출을 결코 간과해서는 안될 것으로 사료된다. 특히, 다이옥신은 내분비계 교란물질(endocrine disruptor compounds)로서의 영향이 재평가되면서 최근에는 태아 및 유아기에 다이옥신 노출로 인한 생식 및 발육 독성에 관한 연구 결과가 보고되고 있다(Koopman_Esseboom, et al., 1994 ; Pluim, et al., 1994 ; Weisglas-Kuoerus et al., 1995 ; Huisman, et al., 1995a,b ; Koopman_Esseboom, et al., 1996 ; Jacobson, et al., 1997 ; Lanting, et al., 1998 ; Nagayama, et al., 1998a,b ; Hoover, 1999 ; Spatandin, et al., 1999).

총 $LADD_{model}$에 대한 섭취 노출 기여율은 97.1%(중앙값 1.60 pg/kg-day), 호흡 노출 경로는 1.3%(중앙값 0.01 pg/kg-day), 피부접촉 노출에 의해서는 1.6%(중앙값 0.02 pg/kg-day)로 평가되었다. 섭취 노출 경로 중 어패류 섭취를 통한 기여율이 59%(중앙값 0.74 pg/kg-day), 육류 섭취는 15%(중앙값 0.18 pg/kg-day), 곡류, 채소 및 과일 섭취에 의한 노출은 12%(중앙값 0.15 pg/kg-day)로 평가되었다. 직접 접근법에 의한 $LADD_{direct}$에 대한 노출 경로별 기여율에서도 어패류 섭취(38%)가 가장 큰 것으로 나타났으나, 곡류 및 재소류 섭취에 의한 영향이 24%, 육류에 의한 영향은 3.8%로서 본 모형에 의한 경향과 다소 차이를 보였다. 이러한 경향의 차이는 모형에 의한 육류 오염도가 0.34

pg/g으로 예측된 반면, 실제 국산 소고기에서의 측정 농도는 모델 예측치의 약 1/20로서 곡류, 우유 및 난류에서의 오염도와 유사한 수준으로 평가되었기 때문이다. 국내 식품에서의 다이옥신 오염도는 미국, 유럽에서의 식품 중 오염도에 비해 매우 낮게 측정되었으며, 이로 인해 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{direct}$이 간접 접근법에 의한 $LADD_{indirect}$보다 약 3배 정도 낮게 산출되었다.

다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형에 적용된 다양한 인자값들이 모델 예측치에 미치는 영향을 평가하기 위해 민감도 분석(sensitivity analysis)을 실시한 결과, 대기 중 다이옥신 배출율(오염원), 대기 중 다이옥신의 반응 반감기(reaction half-life in air), 유기탄소분배계수(organic carbon pattition coefficient ; K_{oc}), 육류 일일 섭취량, 어패류 일일 섭취량, 오염지역에서의 육류 생산율, 오염지역에서의 어패류 생산율, 및 가축 사육시 목초 및 건초 사료량 변수의 총 8개 인자들이 유의한 영향 요인으로 평가되었다. 주요 영향 인자 중 유기탄소분배계수, K_{oc}는 다이옥신의 지용성 및 생체축적성에 영향을 미치는 화학적 특성 변수로서 다이옥신의 환경 매체간 이동 예측시의 영향뿐만 아니라, 본 모형에서 실측 농도와 비교적 낮은 일치성을 보인 육류, 난류 및 어패류에서의 생체 농도 예측에도 많은 영향을 미치는 변수이다. 그 외 육류 일일 섭취량, 어패류 일일 섭취량, 오염지역에서의 육류 생산율, 오염지역에서의 어패류 생산율, 및 가축 사육시 목초 및 건초 사료량 변수는 다이옥신의 환경 매체간 이동 예측에는 영향을 미치진 않지만, 직접적인 인체 노출량 산출에 영향을 미치는 주요 변수들이다.

비록 민감도 분석에서는 주요 영향 인자로 도출되지는 않았지만, 국내 환경 및 노출 매체에서의 실측 자료와의 비교과정에서 문제가 되었던 식품에서의 오염도 예측과 밀접하게 연관되어 있는 사육 가축의 오염된 사료를 섭취함으로 인한 육질로의 생체전이계수(BTF) 및 우유로의 생체전이계수(BTF)와 오염된 수질에서 사육되는 어패류의 생체축적계수(BAF)는 먹이사슬에 의한 생태계

에서의 다이옥신 농도 예측에 있어서 많은 불확실성을 내포하고 있는 변수로 평가되었다.

Fries와 Paustenbach(1990)은 2,3,7,8-TCDD를 대상으로 육류 및 우유에서의 유기오염물질 생체축적계수에 대한 개념을 처음 발표하였으며, 이들은 생체축적율(bioaccumulation ratio)은 가축 사육시 육류에서의 오염도를 사료 섭취에 의한 노출 오염도로 나누어 구할 수 있다고 정의하였다. Fries와 Paustenbach(1990)은 2,3,7,8-TCDD의 경우 생체축적율이 4~6 정도로 산출되며, 평균적으로 5.0을 적용할 수 있다고 보고하고 있다. McLachlan(1994)는 동물의 근육 및 우유에서의 지방함량에 의해 오염물질의 생태 축적량에는 steady state가 존재하며, 젖소와 같은 경우에는 우유를 통해 다량 배설되기 때문에 오직 대변 및 소변의 분비물을 통한 배설만을 하는 일반 소에 비해 빠르게 steady state에 도달한다고 하였다. 이와 같은 연구 결과를 바탕으로 McLachlan(1994)은 다이옥신 오염에 의해 일반 소가 steady state에 도달하는 기간은 약 6년 정도 소요되며, 느린 체내 배설을 때문에 육질에서의 다이옥신 함량이 젖소의 우유에서보다 많게 된다고 발표하였다. 미국 EPA(2000)에서는 다이옥신 동족체에 대한 McLachlan(1994)와 Fries 등(1999)의 연구 결과를 이용하여 다이옥신의 생체축적율은 0.27~5.76의 범위로 나타난다고 발표하였다. 이 연구에서는 이러한 다이옥신의 생체축적율과 대상 매체에서의 지방 함유량 등을 이용하여 산출된 육류 및 우유에서의 생체전이계수를 이용하였다. 본 모형에서는 가축의 사료 섭취에 의한 육류로의 생체전이계수는 0.005~0.45 day/kg, 우유로의 생체전이계수는 0.0003~0.009 day/kg을 적용하였다.

가금류 및 난류에서의 생체축적율은 1987년 미국 캘리포니아의 Koppers Wood Preservative Treatment 공장이 화재로 소실된 이후, 공장 부지 토양에서 ppm 수준의 다이옥신이 고농도로 검출되고, 폐허가 된 공장부지에서 사육된 닭의 육질에 다량의 다이옥신이 함유되어 있음이 보고되면서, Stephens 등(1995)이 닭을 이용한 인위적인 다이옥신 노출 실험을 통해 처음 발표하였다.

이들은 닭의 육질에서의 생체축적율은 0.1~28.7, 난류에서는 1.5~11.3으로 산출되었다고 보고하고 있으며, 본 연구에서는 난류에서의 생체 축적율과 지방 함유율을 이용하여 난류에서의 생체전이계수를 10~45 day/kg의 값으로 적용하였다.

오염된 수질에 서식하는 어패류의 생체 다이옥신 축적율 예측하기 위한 생체 축적율은 Sijm 등(1989)이 goldfish를 대상으로 한 연구 결과를 바탕으로 Mackey 등(1992)이 재평가하여 어패류에서의 생체축적율은 2.94~59의 범위로 산출되었다고 보고하였으며, 본 모형에서는 Mackey 등(1992b)의 연구 결과를 바탕으로 산출된 생체축적계수 2670~63500를 적용하였다.

이와 같이 다이옥신과 같은 생체 축적성 물질의 경우에는 생태계에서의 생체전이율 및 축적계수에 관한 연구가 꾸준히 이루어지고 있음에도 불구하고 현재까지도 그 연구 결과가 매우 다양하게 보고되고 있다. 그 원인으로는 첫째 같은 생물종이라 종내(intra-species)에서의 불확실성이 존재하기 때문이다. 즉, 사육 소의 경우만 하더라도 젖소와 육류생산을 위한 소 등 사육 목적에 따라 사료의 특성과 사육 환경이 달라지게 되며 이로 인해 체내 다이옥신의 생체동력학이 달라지기 때문이다. 둘째로는 대부분의 생체 축적성 물질은 복합체(complex mixture)로 구성되어 있으며, 특성과 발생원이 같은 동족체 또는 이성체들로 구성된 복합체는 일정한 구성비율이 존재하지 않으면서도 환경 및 생태계 내에서는 마치 하나의 물질인 것처럼 활동하기 때문이다. 예를 들면, 다이옥신의 경우에는 약 270종의 동족체가 존재하며, 이들은 분자량, 증기압, 헨리상수 등의 기본적인 물질 특성뿐만 아니라 생체 대사율 및 축적율 등에 대한 값도 각 동족체 하나하나 마다 고유의 값을 가지고 있다. 따라서, 이러한 각각의 특성을 모두 부여한 채 하나의 물질처럼 생태계에서 이동하기 때문에 이들의 환경 거동을 예측한다는 것은 매우 어려운 일이라 하겠다.

다이옥신과 같이 정량 분석이 매우 어렵고, 실시간 모니터링은 더욱이 불가능하며, 생체 축적성으로 인해 인체 및 생태계 영향 유발 후 그 원인을 분

석·관리한다는 것이 어려석은 POPs에 대해서는 환경 관리 정책을 세우기 위한 목적으로 주요 오염원에 의한 인근 환경 매체간 거동 연구 및 이로 인한 다경로 인체 노출 평가 연구의 필요성이 더욱 부각되고 있다(Cohen and Clay, 1994). 2001년 5월 23일 POPs 국제 협약에 관한 최종 의정서가 공식 채택 후 우리 나라도 현재 가입한 상태이기 때문에 POPs의 효율적인 관리를 위해서는 국내 지역적 특성 및 한국인의 표준 인체 노출 인자들에 대한 데이터베이스를 바탕으로 개발된 POPs의 다매체/다경로 노출 예측 모델을 이용한 적극적인 관리가 이루어져야 할 것이다.

제 6 장 결 론

이 연구에서는 CalTOX 모델을 이용하여 서울, 인천 및 경기 지역에서의 생활 및 유해 폐기물 소각시설에서 배출되는 다이옥신에 의한 다매체 환경 거동 예측 및 이로 인한 다경로 인체 노출량을 예측하였다. 본 모형은 연구 대상 지역의 토양 바탕값이 1.82 pg-TEQ/g인 상태에서 폐기물 소각시설로 인해 대기 중 다이옥신이 1.7×10^{-1} g-TEQ/day로 30년간 배출되었을 때 연구 대상지역의 환경 매체간 다이옥신 거동 및 다경로 인체 노출량을 예측하였다. 주요 연구 결과는 다음과 같다.

1. 연구 대상지역에서 다이옥신의 대기 오염원에 의한 대기, 표층, root-zone 및 vadose-zone 토양, 지표수 및 침전층, 지하수, 식물의 8개 매체에서의 환경 동태 모형을 구성하였으며, 실내·외 공기, 물, 주변 토양, 재배 작물 및 식품의 5개의 인체 접촉 매체로 인한 호흡, 섭취 및 피부접촉의 3개 노출 경로에서의 인체 노출량, LADD를 예측할 수 있는 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구성하였다. 총 92항목의 지역 특성 변수와 인체 노출 변수 중 42항목(지역 특성 변수 16항목, 인체 노출 변수 26항목)에 대해 연구 대상 지역 및 노출 인구 집단에서의 대푯값과 확률분포 모형을 결정하였다.

2. 본 모형에서 30년 동안의 다이옥신의 대기 중 배출량은 1861.5g이며, 총 배출량의 75%가 타지역으로 이동되며, 약 5%가 대기중에서 변형되며, 19%가 토양 및 재배 작물과 수계로 침전(deposit)된다. 토양 및 재배작물에 흡착된 양의 93%가 분해 또는 변형되어 steady-state에서 연구 대상 지역의 환경 매체에는 총 배출량의 7%만이 잔류하는 것으로 예측되었다.

3. 환경 매체에서의 다이옥신의 오염도 분포(mass distribution)는 vadose-zone 토양에서가 97.4%로 가장 많고, root-zone 토양이 2.5%, 침전층이 0.02%, 표층토양이 0.01%이었으며, 대수층(aquifer), 대기, 지표수 및 식물에서는 0.001% 미만으로 나타났다.

4. 본 모형에 의한 환경 매체별 오염도의 중앙값 및 예측 범위(5th~95th percentile)는 가스상 대기 오염도가 0.03 pg/㎥(0.009~0.764 pg/㎥), 입자상 대기 오염도 0.004 pg/㎥(0.001~0.018 pg/㎥), 표층토양 1.13 pg/g(0.27~4.87 pg/g), root-zone 토양 2.04 pg/g(1.95~2.25 pg/g), 지표수는 0.079 pg/ℓ(0.007~0.528 pg/ℓ)로 예측되었으며, 지하수에서의 오염도는 10^{-6} pg/ℓ 수준이었다.

5. 인체 접촉 매체에서의 오염도는 실외 및 실내 오염도가 각각 0.037 pg/㎥, 주택부근 토양(household soil)은 1.61 pg/g, 어패류 1.50 pg/g, 육류 0.342 pg/g, 난류 0.166 pg/g, 곡류, 과일 및 채소가 0.055 pg/g, 그리고, 우유 0.047 pg/g으로 예측되었다. 재배 작물 및 사육 가축 오염에 대한 대기 오염 기여율은 약 75~85%(가스상 대기 60%, 입자상 대기 15~20%)이었으며, 수질 오염은 0.2% 이하, 토양에 의한 영향은 13~23% 정도로 분석되었다.

6. 본 모형에 의한 성인의 일일 평균 인체 노출량, $LADD_{model}$은 평균 2.32 pg/kg-day, 50th percentile은 1.64 pg/kg-day, 95th percentile 6.29 pg/kg-day로 예측되었다. 총 $LADD_{model}$에 대한 섭취 노출 기여율은 97.1%(어패류 섭취 59%, 육류 섭취 15%, 채소류 섭취 12%, 기타 11.1%), 호흡 노출 경로는 1.3%, 피부접촉 노출에 의해서는 1.6%로 평가되었다.

7. 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형에 의해 예측된 $LADD_{model}$(0.52~6.29 pg/kg-day)는 직접 접근법으로 산출된 $LADD_{direct}$(0.2~0.78 pg-TEQ/kg-day)와 간접 접근법으로 산출된 $LADD_{indirect}$(0.43 ~ 5.25 pg-TEQ/kg-day)와 유사한 농도 범위로 예측되었다. 모형에 의한 $LADD_{model}$는 $LADD_{direct}$보다는 4배 정도의 높게 예측되었으나, $LADD_{indirect}$(1.2~1.3배)와는 거의 유사한 수준으로 평가되었다.

8. 본 모형에서 예측된 인체 접촉 매체별 농도와 직접 접근법에 이용한 각 매체별 농도를 비교해 보면, 우유에서의 오염도는 모델 예측치가 실측 농도에 매우 근접하게 도출되었으며, 대기, 토양 및 재배작물에서의 농도는 모델 예측치와 실측 농도간의 차이가 10배 이하로 나타났다. 이에 비해 인체 노출량에 영향을 많이 미치는 것으로 평가되고 있는 육류, 난류 및 어패류에서의 모델 예측 농도는 실측 자료에 비해 12~18배 정도 높게 예측되었다.

9. 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 평가 모형의 민감도 분석(sensitivity analysis) 결과, 대기 중 다이옥신 배출율(오염원), 대기 중 다이옥신의 반응 반감기(reaction half-life in air), 유기탄소분배계수(organic carbon pattition coefficient ; K_{oc}), 육류 일일 섭취량, 어패류 일일 섭취량, 오염지역에서의 육류 생산율, 오염지역에서의 어패류 생산율, 및 가축 사육시 목초 및 건초 사료량 변수의 총 8개 인자들이 유의한 영향 요인으로 평가되었다.

이 연구의 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형은 대기, 수질 및 토양의 환경 매체에서의 오염도 예측은 실제 오염도에 근접한 결과를 도출하고 있으나, 2차 오염 매체인 육류, 어류 및 난류 등에 있어서는 다소 과대평가되

고 있는 것으로 나타났다. 따라서 이러한 예측 결과에 중요한 영향을 미치는 생체전이계수(BTF) 또는 생체축적계수(BAF)에 대한 국내 생태계에서의 자료 구축이 필요하다.

연구 대상 지역에 대한 다이옥신의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구축하기 위해서는 연구 대상 물질의 물리·화학적 특성을 제외한 44항목의 지역 특성 변수와 48항목의 인체 노출 변수가 사용되며, 본 모형에서는 총 92항목 중 42항목(지역 특성 변수 16항목, 인체 노출 변수 26항목)에 대해서만 연구 대상 지역 및 인구 집단에 대한 실측자료를 이용할 수 있었다. 국내 자료가 부족한 변수들에 대해서는 CalTOX 모델이 개발된 미국의 캘리포니아 농경 및 주거지역에 대한 대표값과 미국인에 대한 표준 인체 노출 인자값들을 적용함으로 인한 불확실성이 내재되어 있다.

지금까지의 다이옥신에 대한 예측 모델 연구들이 2,3,7,8-TCDD 단독에 의한 다매체 환경 동태 연구, 일차 환경 오염에 의한 식품 등 2차 접촉 매체로의 전이 연구, 다경로 인체 노출량 예측 연구 등의 부분적인 예측 모형의 개발을 중심으로 이루어져 왔으나, 이 연구에서는 2,3,7,8-TCDD 및 독성 유발 등족체를 모두 포함한 17종의 다이옥신 복합체에 대해 환경 배출원에서부터 다매체 환경 거동 및 수용체인 인체에 대한 다경로 노출 패턴을 예측하기 위한 하나의 다매체/다경로 인체 노출 모형을 구성하였다는데 의의를 두고 있다. 이러한 환경 오염물질의 다매체/다경로 노출 예측 모델 연구에 있어서 지역 특성 인자 및 인체 노출 인자들이 예측하고자 하는 지역 및 인구 집단의 특성을 얼마나 잘 나타내는가에 따라 모형의 불확실성이 좌우되기 때문에 이와 같은 환경 예측 모형 연구가 활성화되고 연구 결과의 활용성을 극대화시키기 위해서는 우리 나라에 대한 지역적 특성 및 한국인의 표준 인체 노출 인자들에 대한 데이터베이스가 하루 속히 구축되어야 할 것이다.

참 고 문 헌

국립환경연구원. 국내 환경매질중 다이옥신 오염패턴 분석. 다이옥신 자문 회의. 국립환경연구원. 2001

농림부. '99 농업 총 조사 보고서. 농림부 2000

보건복지부. '95. 국민영향조사결과보고서. 보건복지부. 1997

서울시 보건환경연구원. 보건환경연구원보. 2000.

연세대 환경공해연구소. 환경오염물질의 위해성 평가 및 관리 기술 : 대기오염물질의 위해성 평가 및 관리 기술. 환경부. 1999

연세대 환경공해연구소. 환경오염물질의 위해성 평가 및 관리 기술 : 수질오염물질의 위해성 평가 및 관리 기술. 환경부. 1996

통계청. '99. 전국 통계연감. 2000

해양수산부. '99. 수산업 통계 보고서. 해양수산부 2000

환경부.. '99. 전국 폐기물 발생 및 처리 현황. 환경부. 2000

환경부. '99. 환경통계 연감. 2000

Allen, D, Kaplan, I, and Cohen, Y. Intermedia pollutant transport : Modeling and field measurement. Plenum Press, NY 1989

Beck, H, Eckart, K, Mathar, W, et al. PCDD and PCDF body burden from intake in the Federal Republic of Germany. Chemosphere 1989 ; 18(1-6) : 417-424

Bennett, DH, James AL, Mckone, TE, et al. On uncertainty in remediation analysis : Variance propagation from subsurface transport to exposure modeling. Reliability Engineering & System Safety 1998 ; 62 : 117-129

Bintein, S and Devillers, J. Evaluation the environmental fate of lindane in France. Chemosphere 1996 ; 32(12) : 2427-2440

Bumb, RR, Crummett, W, Cuttie, SS, et al. Trace chemistries of fire : A source of chlorinated dioxins. Science 1980 ; 210(24) : 385-390

Christensen, ER and Zhang, X. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons to Lake Michigan determined from sedimentary records. Environ. Sci. Technol. 1993 ; 27 : 139-146

Clark, B, Henry, JG, and Mackay, D. Fugacity analysis and model of organic chemical fate in a sewage treatment plant. Environ. Sci. Technol. 1995 ; 29 : 1488-1494

Clayton, P, Davis, B, Duarte-Davidson, R, et al., PCDDs and PCDFs in ambient UK urban air. 13th symposium on dioxins and related compounds : Vienna, Austria 1993

Cohen, Y and Clay, RE. Multiple partitioning of particle-bound organics. J Hazard. Materials 1994 ; 37 : 507-526

Cohen, Y and Ryan PA. Multimedia modeling of environmental transport : trichloroethylene test case. Environ. Sci. Technol. 1985 ; 9 : 412-417

Cohen, Y, Tsai, W, Chetty, SL, et al. Dynamic partitioning of organic chemicals in regional environments : A multimedia screening-level approach. Environ. Sci. Technol. 1990 ; 24 : 1549-1558

Coulibaly L, Labib, ME, and Hazen, R. Comparative study between CalTOX and soil screening levels modeling approaches. J Soil Contamination 2001 ; 10(3) : 285-300

Currado, GM, and Harrad, S. PCB transfer from air to grass : field evaluation of two mathematical modeling approaches. Organohalogen Compounds 1998 ; 36 : 463-466

Devillers, J and Bintein, S. Chemfance : A regional level III fugacity model applied to France. Chemosphere 1995 ; 30 : 457-476

Eschenroeder, A, Cullen, A, Stackelberg, K, et al. Relationship between dioxins in soil, air, ash, and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins. US EPA, Washington DC 1999

Flesch-Janys, D. Becher, H, Gurn, P, et al. Elimination pf polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in occupationally exposed persons. J Toxicol. & Environ. Health 1996 ; 47 : 363-378

Fries, GF and Paustenbach, DJ. Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin-contaminated incinerator emissions to human via foods. J Toxicology & Environmental Health 1990 ; 29 : 1-43

Fries, GF, Paustenbach, DJ, Mather, DB, et al. A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood. Environ. Sci. Technol. 1999 ; 33 : 1165-1170

Fürst, P, Fürst, C, and Groebel, W. Levels of PCDDs and PCDFs in food-stuffs from the Federal Republic of Germany. Chemosphere 1990 ; 20(7-9) : 787-792

Hasford, B, Fruhmann, G, Anderson, HR, et al. Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in six European cirties : Results from the APHEA project. European Respiratory J. 1998 ; 11(4) : 922-993

Hashimoto, S, Cho, HS, and Morita, M. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in shellfishes from south coast of Korea. Chemosphere 1998 ; 37(5) : 951-959

Hoffmann, K, Krause, C, Seifert, B, et al. The German environmental survey 1990/92(GerES Ⅱ) : Sources of personal exposure to volatile organic compounds. J Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 2000 ; 10 : 115-125

Hoover, SM. Exposure to persistent organochlorines in Canadian breast milk : A probabilistic assessment, Risk Analysis 1999 ; 19(4) : 527-545

Huisman, M, Koopman-esseboom, C, Fidler, V, et al. Perinatal exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins and its effect on neonatal neurological development, Early Hum. Dev. 1995 ; 41 : 111-127

Iida, T, Hirakawa, H, Matsueda, T, et al., Concentrations of PCDDs, PCDFs, Co-PCBs and Organochlorine pesticides in the blood and breast milk in Japanese women, Organohalogen Compounds 1999a ; 44 : 123-129

Iida, T, Hirakawa, H, Matsueda, T, et al., Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and related compounds in breast milk of Japanese primiparas and multiparas, Chemosphere 1999b ; 38(11) : 2461-2466

Jacobson, JL, Jacobson, SW, et al. Evidence for PCBs as neurodevelopmental toxicants in human, Neurotoxicology 1997 ; 18(2) : 415-424

Jang, YS, Lee, HM, Yoon, EK, et al. Estimating multiple human exposure based on soil PCDDs/Fs level using pathway exposure factors. Organohalogen Compounds 1998 ; 38 : 53-58

Japan EPA(Environmental Protection Agency). Report on tolerable daily intake of dioxins and related compounds. Japan-EPA 1999

Kang, YS, Matsuda, M, Kawano, M, et al. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in human adipose tissue from western Kyungnam, Korea. chemosphere 1997 ; 35(10) : 2107-2117

Kawamoto, K, MacLeod, M, and Mackey, D. Evaluation and comparison of multimedia mass balance models of chemical fate : Application of EUSES and ChemCAN to 68 chemicals in Japan. Chemosphere 2001 ; 44 : 599-612

Kim, Y, Yu, JH and Kim, MS. The study on the contents of PCDDs/PCDFs in ambient air, edible goods and human serum in Korea. Organohalogen Compounds 1999 ; 43 : 167-171

Koopman-Esseboom, C, Morse, DC, Weisglas-Kuperus, N, et al. Effects of dioxins and polychlorinated biphenyls on thyroid hormone status of pregnant women and their infants. Pediatr. Res. 1994 ; 36 : 468-473

Koopman-Esseboom, C, Weisglas-Kuperus, N, de Riddert, MAJ, et al. Effects of polychlorinated biphenyls/dioxins exposure and feeding type on infants mental and psychometer development, Pediatrics 1996 ; 97(5) : 700-706

KOSIS(Korean Statistical Information System). Statistical report. http://www.nso.go.kr/kosis. 통계청. 2000

Kousa, A, Monn, C, Rotko, T, et al. Personal exposures to NO_2 in the EXPOLIS-study : Relation to residential indoor, outdoor and workplace concentrations in Basel, Helsinki and Prague. Atmospheric Environ. 2001 ; 35 : 3405-3412

König, J, Theisen, J, Günther, WJ, et al. Ambient air levels of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo(p)dioxins at different sites in Hessen. Chemosphere 1993 ; 26 : 851-861

Laniak, GF, Droppo, JG, Faillace, ER, et al. An overview of a multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models : RESRAD, MMSOIL, and MEPAS. Risk analysis 1997 ; 17(2) : 203-214

Lanting, CI, Patandin, S, Fidler, V, et al. Neurological condition in 42-month-old children in relation to pre- and postnatal exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins, Early Hum. Dev. 1998 ; 50 : 283-292

Lee, YA. Fate and Transport of dioxin as predicted by a multimedia model in Seoul metropolitan area. 서울대학교 환경대학원. 1999

Lee, HM, Yoon, EK, Choi, SN, et al. Risk assessment and quantification of dietary exposure to PCDDs, PCDFs, and co-PCBs in Korea. Organohalogen Compounds 2000 ; 48 : 346-349

Liebl, K, Büchen, M, Ott, W, et al. Polychlorinated dibenzo(p)dioxins and dibenzofurans in ambient air : Concentration and deposition measurements in Hessen, Germany. 13th symposium on dioxins and related compounds : Vienna, Austria 1993

Lorber, M and Pinsky, P. An evaluation of three empirical air-to-leaf models for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Chemosphere 2000 ; 41 : 931-941

Lorber, M, Eschenroeder, A, and Robinson, R. Testing the USA's ISCST-version 3 model on dioxins : a comparison of predicted and observed air and soil concentrations. Atmospheric environ. 2000 ; 34 : 3995-4010

Mackey, D. Finding fugacity feasible. Environ, Sci. Technol. 1979 ; 13 : 1218-1223

Mackey, D. Multimedia environmental models : The fugacity approach. Lewis Publishers, Chelsea, MI 1991

Mackey, D and Peterson S. Calculating fugacity. Environ, Sci. Technol. 1981 ; 15 : 1006-1014

Mackey, D and Peterson S. Fugacity revisited. Environ, Sci. Technol. 1982 ; 16 : 654-660

Mackey, D and Peterson, S. Evaluating the multimedia fate of organic chemicals : A level Ⅲ fugacity model. Environ. Sci. Technol. 1991 ; 25 : 427-436

Mackey, D, Perterson, S, Shin WY, et al. Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. Chemosphere 1992a ; 24 : 695-717

Mackey, D, Shiu, WY, and Ma, KC. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume Ⅱ. Lewis Publisher, Chelesea, Michigan 1992b

MacLeod, M and Mackey, D. An assessment of the environmental fate and exposure of benzene and the chlorobenzenes in Canada. Chemosphere 1999 ; 38(8) : 1777-1796

Maddalena, RL, McKone, TE, Layton DW, et al. Comparison of multi-media transport and transformation models : regional fugacity model vs. CalTOX. Chemosphere 1995 ; 30(5) : 869-889

McKone, TE. CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites. Part Ⅰ. Executive summary. Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA UCRL-CR-111456Pt Ⅰ 1993a

McKone, TE. CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites. Part Ⅱ. The dynamic multimedia transport and transformation model. Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA UCRL-CR-111456PtⅡ 1993b

McKone, TE. CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites. Part Ⅲ. The multiple-pathway exposure model. Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA UCRL-CR-111456PtⅢ 1993c

McLanchlan, MS. Model of the fate of hydrophobic contaminants in cow. Environ. Sci. Technol. 1994 ; 28 : 2407-2414

McLachlan, MS, Welsch-Pausch, K, and Tolls, J. Field validation of model of the uptake of gaseous SOC in *Lolium multiflorum*(Rye Grass). Environ. Sci. Technol. 1995 ; 29 : 1998-2004

Nagayama, J, Okamura, K, Iida, T, et al. Postnatal exposure to chlorinated dioxins and related chemicals on thyroid hormone status in Japanese breast-fed infants, Chemosphere 1998a ; 37(9-12) : 1789-1793

Nagayama, J, Tsuji, H, Iida, T, et al. Postnatal exposure to chlorinated dioxins and related chemicals on lymphocytes subsets in japanese breast-fed infants, Chemosphere 1998b ; 37(9-12) : 1781-1787

Pluim, HJ, Koppo, JG, Olie, K, et al. Clinical laboratory manifestations of background levels of dioxins in the prenatal period, Acta. Paediatr. 1994 ; 83 : 583-587

Rotko, T, Oglesby, L, Künzli, N, et al. Population sampling in European air pollution exposure study, EXPOLIS : Comparisons between the cities and representativeness of the samples. J Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 2000 ; 10 : 355-364

Sextone, K, Kleffman, DE, and Callahan MA. An introduction to the national human exposure assessment survey(NHEXAS) and related phase I field studies. J Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 1995 ; 5(3) : 229-232

Sigh, AK, Gin, MF, Ni, F, et al. A source-receptor method for determining non-point sources of PAHs to the Milwaukee Harbor estuary. Wat. Sci. Technol. 1993 ; 28 : 91-102

Sijm, DTHM, Wever, H, and Opperhuzen, A. influence of biotransformation of the accumulation of PCDDs from fly-ash in fish. Chemosphere 1989 ; 19(1-6) : 475-480

Skov, H, Hansen, AB, Lorenzen, G, et al. Benzene exposure and the effect of traffic pollution in Copenhagen, Denmark. Atmospheric Environ. 2001 ; 35 : 2463-2471

Slachtova, H Tomas다, I, Jones, K, et al. Risk perception study in the framework of PHARE/CESAR study-central European study on air pollution and respiratory health risk perception, the environment, and communication strategies in the CESAR project : Results from the Czech Republic. J Hazardous Materials 1998 ; 61 : 313-317

Smith RM. Infant exposure assessment for breast milk dioxins and furans derived from waste incineration emissions. Risk Analysis 1987 ; 7(3) : 347-353

Spatandin, Lanting, CI, Mulder, PGH, et al. Effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age, J. Pediatr. 1999 ; 134(1) : 33-41

Stephens, R, Petreas, MX, and Hayward, DG. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : Chickens as a model for foraging animals. The Science of the Total Environment 1995 ; 175 : 253-273

Stevens, JB and Swakhamer, DL. Environmental pollution : A multimedia approach to modeling human exposure. Envion. Sci. Technol. 1989 ; 23 : 1180-1186

Su, MC and Christensen, ER. Apportionment of sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by a chemical mass balance model. Wat. Res. 1997 ; 31(12) : 2935-2948

Suzuki, N, Yasuda, M, Sakurai, T, et al. Model simulation of environmental prolife transformation and fate of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans by the multimedia environmental fate model. Chemosphere 1998 ; 37(9-12) : 2239-2250

Swedish EPA. Persistence organic pollutants. AB Fälths Tryckeri, Värnamo. 2000

Thibodeaux, LJ. Chemodynamics, environmental movement of chemicals in air, water, and soil. Jhon Wiley & Sons. NY 1979

US DTSC(Department of Toxic Substances Control). Guidance for site characterization and multimedia risk for hazardous substances release site. Volume 2. Chapter 2 Documentation of assumption used in the decision to include and exclude exposure pathways. EPA-DTSC. Livemore, CA 1992a

US DTSC. Guidance for site characterization and multimedia risk for hazardous substances release site. Volume 2. Chapter 3 Guidelines for the documentation of mathodologies, justification, input, assumptions, limitations, and output for exposure models. EPA-DTSC. Livemore, CA 1992b

US DTSC. Intermedia transfer factors for contaminants found at hazardous waste sites : 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin(TCDD). EPA-DTSC. Livemore, CA 1994

US EPA. Hazard ranking system(HRS) for uncontrolled hazardous substance releases. Proposed rule. 53 Federal Register 51962. Washington DC. 1988

US EPA. Risk assessment guidance for superfund. volume I. Human evaluation manual(Part A). EPA-Office of Emergency and Remedial Response, EPA/540/1-89/002. Washington DC 1989

US EPA. Hazard ranking system(HRS) for uncontrolled hazardous substance releases. Proposed rule. 55 Federal Register 51532. Washington DC. 1990

US EPA. Guidelines for exposure assessment : Notice. EPA Federal Register. 57(104), 22888-22938. Washington DC. 1992a

US EPA. Human exposure model-Ⅱ: User guide. EPA-Research Triangle Park, North Carolina 1992b

US EPA, Health assessment document for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) and related compounds. EPA/600/BP-92/001b, Washington DC 1994

US EPA. Three multimedia models used hazardous and radioactive waste sites. EPA/540/R-96/004. Washington DC. 1996a

US EPA. CalTOX : A multimedia total exposure model for hazardous waste site - Technical Report. EPA-California 1996b

US EPA. Exposure factors handbook. volume Ⅰ. General factors. EPA-ORD. EPA/PB98-124255. Washington DC 1997

US EPA. THERdbASE Ver. 1.2 : User manual. EPA/xxx/R-98/xxx. EPA-ORD Washington DC 1998

US EPA. A framework for finite-source multimedia, multipathway, and multireceptor risk assessment, 3MRA. EPA-Office of Solid Waste. Washington DC 1999

US EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) and related compounds : Part Ⅰ. Estimating exposure to dioxin-like compounds : Volume 2. Sources of dioxin-like compounds in the United States. EPA/600/P-00/001Bb. Washington DC. 2000a

US EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) and related compounds : Part Ⅰ. Estimating exposure to dioxin-like compounds : Volume 3. Properties environmental levels, and background exposure. EPA/600/P-00/001Bc. Washington DC. 2000b

US EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin(TCDD) and related compounds : Part Ⅰ. Estimating exposure to dioxin-like compounds : Volume 4. Site-specific assessment procedures. EPA/600/P-00/001Bd. Washington DC. 2000c

US EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin(TCDD) and related compounds : Part Ⅲ. Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin(TCDD) and related compounds. EPA/600/P-00/001Bg. Washington DC. 2000d

US EPA. Toxicology and risk assessment approaches for the 21st century. EPA-NCEA 2000e

Van den Berg, M, De Jongh, J, Poiger, H, et al. The toxicokinetics and metabolism of PCDDs and PCDFs and their relevance for toxicity. Critical Reviews in Toxicology 1994 ; 24(1) : 1-74

Weisglas-Kuoerus, N, Sas, TCJ, Koopman-Esseboom, C, et al. Immunologic effects of background prenatal and postnatal exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls in Dutch infant, Pediatr. Res. 1995 ; 38(3) : 404-410

Wevers, M, De Fré, R, Cleuvenbergen, R, et al. Concentration PCDDs and PCDFs in ambient air at selected locations in Flanders. 13th symposium on dioxins and related compounds : Vienna, Austria 1993

Whelan, G, Buck, JW, and Nazarali A. Modular risk analysis for assessing multiple waste sites. PNL-SA-24239, In proceedings of the US DOE Integrated Planning Workshop. US DOE. Idaho National Engineering Laboratory, Idaho Falls, ID 1994

Whicker, FW and Kirchner, TB. Pathway : A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition. Health Phys. 1987 ; 52 : 717-737

WHO, Assessment of the health risk of dioxins : Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI), WHO European Centre for Environment and Health International Programme on Chemical Safety 1998

ABSTRACT

Estimation of Human Exposure to Dioxins in Korean Urban Residents by Multimedia/Multiroute Model

Yang, Jiyeon
Dept. of Public health
The Graduate School
Yonsei University

Dioxins are widely distributed in all environmental media and organisms, because they are stable, persistent, bio-available and their ability to bioaccumulate. In the case of chemicals that have been release into environment, the goal of exposure assessment is to estimate the individual's total intake through various contact media and exposure pathways. Computer models can be used to simulate the exposure scenario and to generate data the supplement measurements for determining exposure and allows risk assessment (US EPA, 1992).

The objective of this study was to estimate human exposure to dioxins using a multimedia/multiroute model in a urban area of Korea.

In this study, a multimedia/multiroute model used was based upon CalTOX model. Steady state conditions were derived, based upon the assumption that municipal and hazardous waste incineration is the only source of dioxins in the Seoul, Inchon and Kyunggi-do area. To validate the CalTOX model, the predicted lifetime average daily dose (LADD),

obtained using the model, was compared with LADDs obtained directly and indirectly. Local sensitivity analysis was performed to identify the important parameters and Monte-Carlo simulation undertaken to examine the uncertainty of the model.

The results of simulation to the CalTOX model based on various inputs, such as 1.83 pg-TEQ/g, the background level of dioxins in soil, 1.7×10^{-1} g-TEQ/day, the emission rate of dioxins into the air by municipal and hazardous waste incinerator, and 30 years exposure period, following were obtained.

1. The environmental media was consists of 8 compartments such as an ambient air, ground soil, root-zone soil, vadose-zone soil, surface water, ground water, and sediment, and estimated average daily dose through exposure pathway of inhalation, ingestion and dermal contact by exposure media include indoor and outdoor air, water, household soil and foods. Probability distribution functions of 42 parameters (16 landscape parameters and 26 human exposure factors) were determined the study area.

2. Over a 30 years period, the total emission of the dioxins was 1,862 g-TEQ in the study area during the 30 years. Among them 75% of dioxins emitted to the air were transported out of the region of simulation, 5% transformed in the ambient air, and 19% deposited to the soil, agricultural plants and water. Approximately 93% of deposited dioxins in the soil and agricultural plants were eliminated by degradation or transformation process. Finally, the only 7% of

emitted dioxins remained within the simulated region environmental media under the steady-state conditions.

3. The mass distributions of dioxins in the environmental media were in decreasing order : vadose-zone soil (97.4%) >> root-zone soil (2.5%) > sediment layer (0.02%) > ground soil (0.01%) > aquifer, ambient air, water and plant (less than 0.001%).

4. The predicted levels of dioxins in the environmental media from CalTOX model were 0.03 pg/㎥ for air, 1.13 pg/g for ground soil, 2.04 pg/g for root-zone soil, 0.08 pg/ℓ for surface water, and 10^{-6} pg/ℓ levels for ground water, all of which were within or relatively close to the range of actual measured environmental levels in Korea.

5. The estimated dioxins concentrations in exposure media using the CalTOX model were 0.04 pg/㎥, 1.16 pg/g, 1.50 pg/g, 0.34 pg/g, 0.17 pg/g, 0.06 pg/g and 0.05 pg/g for indoor/outdoor air, household soil, fish, meat, eggs, plants, and milk, respectively.

6. $LADD_{model}$ was estimated to be 1.64 pg/kg-day (0.52~6.29 pg/kg-day) using the CalTOX model. The ingestion dose accounted for 97.1% of the total $LADD_{model}$ whereas inhalation and dermal contact intake accounted for less than 3% of the total exposure.

7. $LADD_{model}$ was similar to $LADD_{indirect}$ (0.43~5.25 pg-TEQ/kg-day) based on body burden data, but was four times higher than the $LADD_{direct}$ (0.2~0.78 pg-TEQ/kg-day) as derived using typical media levels and contact rates.

8. The predicted concentration of dioxins in milk was very similar to measured data, and the predicted levels were about 10 times hight than the measured data in the ambient air, soil and plants. On the other hand, the estimated concentration generated by the CalTOX model was about 12~18 times higher than the background levels of dioxins in the meat, eggs or fish.

9. Based on the sensitivity analysis, eight significant contributing input parameters were identified, namely, air emission rate, reaction half-life in air, organic carbon partition coefficient (Koc), daily intake rate of meat and fishes, ingestion rate of pasture by beef cattle, locally productive fraction of meat and fish in the simulated region.

This study was undertaken to allow the design of model capable of predicting human exposure to dioxin congeners via air, soil, foods, etc., and via multiple exposure pathways, such as, ingestion, inhalation, and dermal contact. A model of this type should allow risk managers and other decision makers to have a more complete picture of potential human exposure and of its quantification. Thus, this model was designed to be relatively simple and transparent. Consequently, the designed model contain many uncertainties, which can be minimized by further refinement using

database information about the landscape and meterological and human exposure parameters in Korea.

Key words : Dioxin, Environmental fate, Multiroute human exposure, Lifetime average daily dose