

Veille scientifique sur deux indicateurs d'impact dans les ACV : toxicité humaine et écotoxicité





ETUDE N° 01-1008/1A

**VEILLE SCIENTIFIQUE SUR DEUX INDICATEURS D'IMPACT
DANS LES ACV : TOXICITE HUMAINE ET ECOTOXICITE**

RAPPORT FINAL

juillet 2002

E. LABOUZE - BIO Intelligence Service

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégialement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Veille scientifique sur deux indicateurs d'impact dans les ACV : toxicité humaine et écotoxicité, 2002, 90 p, n°01-1008/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2002

Résumé

Les membres de l'Association RECORD ont souhaité procéder à l'analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impact dans les analyses de cycle de vie.

Dans ce contexte, une précédente étude (étude RECORD n°99-1004/1A « Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impacts sur l'environnement dans les ACV »), effectuée par BIO Intelligence Service, avait pour objectif de parvenir à un consensus sur les améliorations à apporter à une ou plusieurs méthodes existantes.

La présente étude présente une réactualisation de ces données en intégrant les avancées méthodologiques et scientifiques permettant la quantification de deux catégories d'impact dans les ACV : la toxicité humaine et l'écotoxicité.

Cette étude s'est attachée à analyser les publications originales parues entre mai 2000 et mars 2002 ainsi que les nouvelles versions des méthodes CML2001 et EcoIndicator 99.

Mots clés : analyse de cycle de vie, indicateurs de catégories d'impacts ; toxicité ; écotoxicité.

Abstract

Members of the Association RECORD wish to analyze the relevance of the indicators related to impact categories in life cycle analyzes.

In this context, a first study (étude RECORD n°99-1004/1A « Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impacts sur l'environnement dans les ACV ») conducted by BIO Intelligence Service was aimed to analyze the improvements needed by the existing methods.

This study presents the new data provided by the recent scientific and methodological approaches related to the quantification of two impact categories : human toxicity and ecotoxicity.

This study analysed the original papers published between May 2000 and Marsh 2002 as well as the new versions of the methods CML 2001 and Ecoindicator 99.

Key words : life cycle analysis, impact categories indicators; toxicity; ecotoxicity.

SOMMAIRE

PRESENTATION GENERALE.....	6
CONTEXTE ET OBJECTIF DE L'ETUDE.....	6
CHAMP DE L'ETUDE.....	6
LA METHODE ECOINDICATOR 99.....	8
EVALUATION DES DOMMAGES A LA SANTE HUMAINE.....	8
<i>Dommmages sur la santé causés par les substances cancérigènes</i>	9
Analyse du devenir.....	9
Analyse de l'effet : estimation du taux de cancer.	9
Analyse des dommages	10
Type de cancers et taux de survie	10
Les sources d'incertitudes	10
<i>Dommmages sur la santé causés par les maladies respiratoires</i>	11
Substances prises en compte.....	11
Analyse du devenir des substances	11
Analyse des effets	11
Analyse des dommages	12
Les sources d'incertitudes	13
<i>Dommmages sur la santé causés par le changement climatique</i>	13
Fondements et choix des critères	13
Les dommages marginaux.....	13
Les "dommmages négatifs" liés au changement climatique.....	14
Modélisation des dommages	14
Incertitudes	15
<i>Dommmages sur la santé causés par les radiations ionisantes</i>	15
Analyse du devenir.....	15
Analyse de l'exposition.....	15
Analyse des dommages	16
Sources d'incertitudes.....	16
<i>Dommmages sur la santé causés par la réduction de la couche d'ozone</i>	16
Modèle de devenir et d'exposition	17
Analyse des effets	17
Evaluation des dommages	18
Sources d'incertitudes.....	18
<i>Catégories d'impact sur la santé humaine non représentées</i>	18
EVALUATION DES DOMMAGES A LA QUALITE DES ECOSYSTEMES	19
<i>Généralités</i>	19
<i>Dommmages sur la qualité des écosystèmes causés par des substances écotoxiques</i>	21
Analyse du devenir.....	21
Analyse de l'effet.....	22
Analyse des dommages	22
Sources d'incertitudes.....	23
<i>Combinaison des différents dommages sur la qualité de l'écosystème</i>	24
<i>Catégories d'impact manquantes</i>	24
FACTEURS DE DOMMAGES OPERATIONNELS	25
LA METHODE CML 2001	26
METHODE D'EVALUATION ADOPTEE PAR CML 2001	26
CATEGORIES D'IMPACT	26
A. <i>Catégories d'impact de base (Baseline)</i>	26
B. <i>Catégories d'impact spécifiques à l'étude</i>	26
C. <i>Autres catégories d'impact</i>	26

SELECTION DES METHODES DE CARACTERISATION : INDICATEURS DE CATEGORIE, MODELES ET FACTEURS DE CARACTERISATION.....	26
<i>Choix adoptés par le Guide CML 2001</i>	27
TOXICITE HUMAINE.....	30
<i>Sensibilité aux échelles de valeur (value choices)</i>	32
<i>Horizon temporel</i>	32
<i>Horizon spatial</i>	33
<i>Incertitudes et limitations de la méthode retenue</i>	33
<i>Valeurs fournies par CML 2001</i>	34
ECOTOXICITE.....	34
LA METHODE CST (CRITICAL SURFACE TIME).....	36
INTRODUCTION.....	36
<i>La toxicité humaine dans les ACV, comparée à l'évaluation du risque</i>	36
<i>Méthodes existantes et besoin de recherche</i>	37
POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE, FORMULE GENERALE ET EXEMPLES D'APPLICATION.....	38
DES PRINCIPES D'EQUIVALENCE AU POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE POTENTIEL.....	40
CALCUL DE L'EFFICACITE D'EXPOSITION ET DES POTENTIELS DE TOXICITE HUMAINE.....	41
<i>Les effets dans l'air, l'eau ou le sol d'un rejet émis respectivement dans l'air, l'eau ou le sol</i>	41
1. Des émissions à la concentration.....	41
2. De la concentration à la dose directe.....	41
3. De l'émission à la dose.....	43
4. Bioconcentration et absorption indirecte par l'alimentation.....	43
5. Le ratio personne-temps critique (CPT).....	43
6. Les potentiels de toxicité humaine (HTP).....	43
<i>Généralisation aux transferts inter-milieux et détermination des potentiels de toxicité humaine globaux</i>	44
<i>Discussion d'un exemple : le plomb</i>	44
POTENTIEL GLOBAUX DE TOXICITE HUMAINE.....	47
CONCLUSION.....	49
LES PUBLICATIONS ANALYSEES.....	51
A. COMPARAISON DE DIFFERENTES METHODES D'EVALUATION D'IMPACT DU CYCLE DE VIE (LCIA) POUR L'ECOTOXICITE AQUATIQUE [SCHULZE A. ET AL (2001) ENV TOX CHEM. 20(9), 2122-2132].....	51
<i>Introduction</i>	51
<i>Les 4 méthodes étudiées</i>	52
<i>Etude de cas : lavage du linge en Allemagne fédérale en 1984</i>	55
<i>Résultats de la comparaison des méthodes d'évaluation et interprétation</i>	55
<i>Discussion</i>	56
<i>Perspectives</i>	57
B. POTENTIEL D'IMPACT DE TOXICITE : COMPARAISON DE DEUX APPROCHES DE FACTEURS D'EQUIVALENCE A UNE EVALUATION DU RISQUE SIMPLIFIEE [TOLLE D A ET AL. (2001) INT J LCA 6 (2), 96-105].....	59
<i>Introduction</i>	59
Caractérisation de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA).....	59
Trois approches d'évaluation de la toxicité pour les LCIA.....	59
Sélection de l'étude de cas.....	59
<i>Méthodes</i>	60
Choix des indices de toxicité (<i>benchmarks</i>).....	60
Approche PBT.....	61
Approche MFM.....	61
Approche SRA.....	62
<i>Résultats</i>	64
Comparaison entre évaluation simplifiée (<i>screening</i>) des rejets dans l'eau et indices de toxicité (<i>benchmarks</i>).....	64
Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	65
Comparaison des 3 approches LCIA.....	65
<i>Conclusions</i>	65
C. LE POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE : UNE STRATEGIE D'EVALUATION DES PERFORMANCES DES MODELES DE LCIA [MCKONE TH& HERTWICH E G (2001) INT J LCA 6 (2), 106-109].....	67
<i>Introduction</i>	67

<i>Le HTP comme mesure (metric) de l'impact du cycle de vie sur la santé humaine.....</i>	<i>67</i>
<i>Incertitude et variabilité</i>	<i>68</i>
<i>Une stratégie pour évaluer la performances des modèles de HTP</i>	<i>68</i>
<i>Discussion et conclusion.....</i>	<i>70</i>
D. CARACTERISATION DES IMPACTS TOXICOLOGIQUES : PROBLEMES ACTUELS [PENNINGTON DW (2001) INT J LCA 6 (2), 89-95]	72
<i>Introduction.....</i>	<i>72</i>
<i>Indicateurs médians (Midpoint) versus indicateurs finaux (Endpoint)</i>	<i>72</i>
<i>Devenir et exposition</i>	<i>73</i>
<i>Santé humaine.....</i>	<i>74</i>
<i>Santé des écosystèmes.....</i>	<i>76</i>
<i>Conclusions.....</i>	<i>79</i>
E. POTENTIELS DE TOXICITE HUMAINE POUR LES ACV [HERTWICH E G ET AL (2001), ENV TOX CHEM 20(4) 928-933].....	81
F. IMPACT SUR LA SANTE HUMAINE ET ECHELLES GEOGRAPHIQUES [NIGGE K-M (2001), INT J LCA 6(5), 257-264].....	81
G. FACTEURS DE DOMMAGE POUR DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES [KREWITT W, ET AL (2001), INT J LCA 6(4) 199-210].....	82
NOTE SUR L'ETUDE ExternE.....	84
LES EXPERTS IDENTIFIES	87
SYNTHESE ET CONCLUSION.....	88

PRESENTATION GENERALE

CONTEXTE ET OBJECTIF DE L'ETUDE

Les membres de l'Association RECORD ont souhaité procéder à l'analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impact dans les analyses de cycle de vie.

Dans ce contexte, une précédente étude (étude RECORD n°99-1004/1A « Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impacts sur l'environnement dans les ACV »), effectuée par BIO Intelligence Service, avait pour objectif de parvenir à un consensus sur les améliorations à apporter à une ou plusieurs méthodes existantes.

La présente étude présente une réactualisation de ces données en intégrant les avancées méthodologiques et scientifiques permettant la quantification de deux catégories d'impact dans les ACV : toxicité humaine et écotoxicité.

CHAMP DE L'ETUDE

Cette étude a intégré les avancées méthodologiques et scientifiques publiées entre mai 2000 et mars 2002.

L'analyse critique a porté sur des publications originales présentant des méthodes nouvelles d'évaluation, une comparaison de méthodes ou encore des améliorations apportées à des méthodes existantes (cf. tableau ci-après).

Référence	Auteurs	Domaine	Type d'étude	Objectif de l'étude
EcoIndicator 99	PRé Consultants	Toxicologie et écotoxicologie	Amélioration de la précédente version de la méthode	
CML 2001	Université de Leiden, Pays-Bas	Toxicologie et écotoxicologie	Amélioration de la précédente version de la méthode	
CST (1997)	Jolliet O & Crettaz P (EPFL)	Toxicologie et écotoxicologie	Méthode	
Comparison of different life-cycle impact assessment methods for aquatic ecotoxicity. Environ Tox Chem (2001) 20 (9), 2122-2132	Schulze C, Jodicke A, Scheringer M, Margini M, Jolliet O, Hungerbuhler M & Matthies M Swiss Federal Institute of Technology, Switzerland	Ecotoxicologie	Comparaison de méthodes	Comparaison de 4 méthodes : CML (ancienne version), EDIP, CST et USES-LCA pour l'évaluation de l'impact de 4 substances. Comparaison des facteurs de caractérisation.
Comparison of two equivalency factor approaches with simplified risk assessment for LCIA of toxicity impact potential. Int J LCA (2001) 6	Tolle D, Hesse D, Chadwell B, Cooper J & Evers D University, USA	Ecotoxicologie	Comparaison de méthodes	Comparaison de 3 approches recommandées pour la caractérisation de l'impact de toxicité potentielle dans les LCIA sur un cas d'étude. Les méthodes : PBT (persistance, bioaccumulation et toxicité); MFM (multimedia fate modelling et SRA

(2), 96-105				(simplified risk assessment)
The human toxicity potential and a strategy for evaluating model performance in life cycle impact assessment. Int J LCA (2001) 6 (2), 106-109	McKone T & Hertwich E University of California, USA Norwegian University of Science and Technology	Toxicologie	Amélioration de méthodes existantes	En considérant les HTP (human toxicity potential) comme un cas d'étude, les auteurs analysent les sources importantes d'incertitudes et de variabilités inhérentes au développement des modèles relation source-doses. Proposition d'un modèle d'évaluation des TEP (toxic equivalency potentials)
Current issues in the characterisation of toxicological impacts. Int J LCA (2001) 6(2)	Pennington D W	Toxicologie Ecotoxicologie	Commentaires	Présentation d'un bref état de l'art des options disponibles pour la caractérisation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité.
Human toxicity potentials for the life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. Env Tox Chem (2001) 20(4), 928-939.	Hertwich E Mateles S, Pease W & McKone E University of California USA	Toxicologie	Calcul de potentiel de toxicité humaine	Calcul de potentiel de toxicité humaine (HTP) selon la méthode utilisée dans CML.
Generic spatial classes for human health impacts - Part 1. Int J LCA (2001) 6 (5), 257-264	Nigge KM Germany	Toxicologie	Nouvelle méthode	Evaluation des impacts de la pollution par l'air sur la santé humaine. Ce travail se focalise sur la différenciation spatiale des impacts en fonction de l'ampleur des émissions et de la distribution de la densité de population
Country-specific damage factors for air pollutants. Int J LCA (2001) 6 (4),199-210	Krewitt W, Trukenmuller A, Bachmann T & Heck T IER, Germany	Toxicologie	Amélioration de méthodes existantes	Discussion d'émissions en vue d'une approche régionale des LCIA. Quelles sont les catégories d'impact particulièrement sensibles aux conditions site-spécifique ? Quels sont les paramètres pertinents à prendre en considération ?

LA METHODE ECOINDICATOR 99

Ce rapport méthodologique de 132 pages daté du 17 avril 2000 est signé Mark Goedkoop et Renilde Spriensma. Il est téléchargeable sur le site Internet du néerlandais Pré Consultant BV (www.pre.nl), auteur de la méthode Eco Indicator 95 et éditeur notamment du logiciel de calcul d'ACV SimaPro.

Il propose une méthode d'évaluation en quatre étapes à partir de résultats d'inventaire exprimés en masse de matières premières consommées et émises et en surface de sol utilisé. A l'issue des trois premières étapes, on obtient trois indices de dommages :

- Dommages aux ressources minérales et fossiles (en MJ d'énergie supplémentaire)
- Dommages à la qualité des écosystèmes (en % de plantes vascularisées x km² x an)
- Dommages à la santé humaine en DALY (Disability Adjusted Life Years)

Une dernière étape facultative de normation et de pondération aboutit à un indicateur unique.

Pour les émissions, les trois premières étapes sont successivement :

- une analyse du devenir (fate analysis)
- une analyse de l'exposition et des effets
- une analyse des dommages

A chaque étape, les choix subjectifs sont discutés à travers trois profils psychologiques reflétant trois attitudes face aux contraintes extérieures et à la collectivité :

- individualistes : faible dépendance aux contraintes extérieures, faible influence du groupe
- égalitaires : faible dépendance aux contraintes extérieures, forte influence du groupe
- hiérarchistes : forte dépendance aux contraintes extérieures, forte influence du groupe

EVALUATION DES DOMMAGES A LA SANTE HUMAINE

EI99 utilise une échelle de mesure utilisée par la Banque Mondiale et l'OMS : le DALY (Disability-Adjusted Life Years), obtenu en sommant :

- le nombre d'années de vie perdues par une mort prématurée (YLL : Years of Life Lost) calculées par rapport à l'espérance de vie la plus élevée observée, celle des femmes japonaises (82 ans) (82,5 pour les femmes et 80 pour les hommes si les données permettent de faire cette distinction),
- le nombre d'années de vie vécues avec un handicap (YLD : Years Lived Disabled) pondéré par un indice de gravité de 0 (bonne santé) à 1 (mort) défini pour une centaine de maladies réparties en 7 classes par un panel d'experts [MURRAY et al 1996].

EI99 utilise DALY (0,0), qui signifie pas d'actualisation, pas de pondération en fonction de l'âge (sauf pour le profil individualiste, qui pondère en fonction de l'âge selon une courbe utilisée par la Banque Mondiale).

EI99 ne fait pas appel à la monétarisation développée par l'OMS.

Alors que le DALY le permet, EI99 ne prend pas en compte l'évolution du niveau de santé dans le futur, faute d'information sur l'évolution des impacts dans les ACV.

La distinction entre pathologies temporaires et définitives n'est pas faite et ne prend pas en compte l'aspect guérissable des maladies ou handicaps. La migraine est ainsi affectée d'un fort indice de gravité, alors que les moyens de traitement existent et s'améliorent.

Selon les concepteurs d'EI99, les dommages les plus importants causés par les émissions des « systèmes de produit » sont :

- les maladies infectieuses, cardio-vasculaires et respiratoires causées par le changement climatique,
- les cancers causés par les radiations ionisantes,
- les cancers et les dommages oculaires causés par l'épuisement de la couche d'ozone,
- les maladies respiratoires et les cancers causés par les produits toxiques véhiculés par l'air, l'eau potable et l'alimentation.

Domages sur la santé causés par les substances cancérigènes

On évalue les dommages causés à la santé humaine par l'émission des substances classées de 1 à x dans l'échelle définie par l'IARC (International Agency for Research on Cancer), où x dépend de la « perspective culturelle » adoptée (cf. ci-dessus) : 1 pour les individualistes, 2b pour les hiérarchistes, 3 pour les égalitaires.

Analyse du devenir

EI99 utilise les facteurs de devenir (*fate factors*) de EUSES. Ces facteurs permettent de relier les émissions en Europe en kg/an et les concentrations dans l'air, les eaux de boissons et les aliments.

Analyse de l'effet : estimation du taux de cancer.

Le taux de cancer est estimé à l'aide des facteurs de risque unitaire (*Unit-Risk* ou UR, en nb. de cas par $\mu\text{g}/\text{m}^3$). L'UR pour l'inhalation est une estimation de la probabilité pour un individu moyen de développer un cancer s'il a été exposé à une concentration ambiante de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au cours de sa vie entière (70 ans).

Les UR proviennent pour la plupart d'IRIS (US EPA), de l'OMS Europe, et d'une étude pour l'Allemagne [LAI 1992]¹. Les données les plus récentes sont retenues.

Dans le cas où l'UR est connu pour une seule voie d'exposition, les facteurs de risque pour les autres voies sont extrapolés à partir de la dose inhalée, en calculant une dose identique consommée dans l'eau de boisson et dans la nourriture. Cette procédure est habituelle pour l'US EPA et conduit probablement à surestimer les effets. Les différences de biodisponibilité selon les modes d'absorption ne sont pas prises en compte.

La non prise en compte de ces différences de biodisponibilité est une insuffisance sévère. Ainsi, par exemple, des fibres d'amiante dans la boisson sont quasi inoffensives, alors qu'inhalées, elles sont cancérigènes.²

¹ Les références entre crochets renvoient à la bibliographie située à la fin du document analysé.

² Les commentaires de l'analyste sont en gras italiques, au fil du texte.

La densité de population détermine la population exposée. Les polluants atmosphériques à long temps de résidence étant dispersés sur des régions rurales, ils agissent essentiellement sur des populations à faible densité.

La distribution à long terme des substances se fait principalement par l'air, quel que soit le milieu récepteur initial. C'est pourquoi la densité de population exposée à une substance donnée est fonction de son temps de résidence dans l'atmosphère :

temps de résidence	densité de population	hypothèse
1 jour	moyenne européenne (160 p/km ²)	dispersion totale sur l'Europe
1 an	moyenne mondiale	dispersion globale totale

Densité maximale = 300 p/km².

Les facteurs d'effet (effect factors) sont les taux d'incidence de cancer (nombre de cancers / kg de substance émise), qui sont ainsi déterminés à partir de la densité de population, des facteurs de risque et des facteurs de devenir de chaque substance.

Analyse des dommages

Les YLL et YLD sont estimées à partir des facteurs d'effets définis précédemment et :

- du type de cancer attendu,
- de la proportion des patients atteints qui décéderont,
- du nombre d'années de vie perdues (fonction de l'âge),
- de la durée de la maladie,
- de la sévérité du handicap.

Type de cancers et taux de survie

Le premier site d'apparition du cancer est considéré comme le plus important. Seuls sont pris en compte les sites identifiés dans [MURRAY 1996] et comptabilisés dans les statistiques. La catégorie « non précisée » est modélisée par la moyenne de tous les sites. Le taux de survie et les YLL sont estimés d'après les tables de vie standard de [MURRAY et al 1996]. Les pondérations de handicap et les YLD sont également issues de leur travail.

Les sources d'incertitudes

D'après [Hofstetter 1998], les incertitudes dans l'estimation des taux de cancer sont introduites par :

- l'hypothèse de l'absence de seuil dans la relation dose-effet,
- la modélisation de la densité de population, incertitudes quant à la répartition de la population,
- la grande variabilité entre les risques pour une même substance selon les sources,
- l'extrapolation des facteurs d'effet manquants.

Ces aspects ont été pris en compte dans l'estimation de l'incertitude. Les unités de risque utilisées dans cette étude n'ont pas toutes la même base car des méthodes d'extrapolation différentes varient selon les sources. Certains ont été extrapolés par [HOFSTETTER 1998] qui considère que l'inhalation de substances a le même effet que l'ingestion et que la biodisponibilité est la même dans les deux cas.

Il en résulte une incertitude plus grande sur le dommage. Cependant, l'influence la plus importante sur l'incertitude globale est due à l'analyse du devenir principalement pour l'exposition par la nourriture. Pour les DALY provenant de l'inhalation de substances du groupe 1 émises dans l'air, la variance varie de 5 à 8. Pour les DALY provenant de l'ingestion par la nourriture de substances du groupe 1 émises dans l'eau, la variance varie de 22 à 236. Cette différence est due principalement à l'incertitude sur les facteurs de devenir.

Dommmages sur la santé causés par les maladies respiratoires

Substances prises en compte

Dans une synthèse bibliographique, [PILKINGTON et al 1997] recense les données épidémiologiques sur les effets respiratoires sur l'homme de la pollution atmosphérique et identifie les substances responsables : particules solides PM₁₀ et PM_{2.5}, nitrates et sulfates, SO₃, O₃, CO, et probablement NO_x. Les émissions primaires à l'origine de l'exposition à ces substances sont : PM₁₀, PM_{2.5}, TSP, NO_x, CO, NH₃, COV, SO_x.

Analyse du devenir des substances

[HOFSTETTER 1998] a calculé des facteurs de devenir pour les particules à l'aide d'un modèle simple utilisant des hypothèses sur les temps de résidence et les hauteurs de dilution. Ces facteurs sont comparés aux résultats de plusieurs méthodes statistiques utilisant des données empiriques ou des résultats de modèles (European Monitoring and Evaluation Programme et ExternE). Les meilleures estimations des facteurs de devenir ont été faites selon les critères suivants :

- ils doivent être adaptés aux conditions européennes,
- préférence est donnée aux facteurs dont on connaît les hypothèses de départ,
- pour toutes les substances sauf l'ozone, les facteurs moyens ont été choisis, en considérant que les concentrations sont proportionnelles aux émissions. Pour l'ozone, le facteur marginal a été retenu, pour traduire la non-linéarité de la production de l'ozone dans l'atmosphère.

Utilisation du POCP (Potentiel de Création d'Ozone Photo-Chimique) pour les COV (Composés Organiques Volatils)

Un seul facteur de devenir a été estimé pour les COV non méthaniques totaux (NMVOC), mais la réactivité diffère beaucoup d'un COV à une autre et doit être prise en compte si l'on connaît la composition du mélange de COV émis ou si l'on veut par exemple aider au choix entre solvants. On peut alors utiliser le potentiel de création d'ozone photochimique (POCP), qui exprime l'augmentation de la concentration en ozone en fonction de celle de l'émission d'un COV donné, ramené à l'effet produit par l'éthylène. [HOFSTETTER 1998] a calculé les POCP pour 120 COV particuliers pour des conditions typiquement nord-ouest européennes.

Analyse des effets

Estimation des fonctions dose-réponse :

Le calcul de cette relation utilise l'approche épidémiologique. Bien que les données épidémiologiques soient difficilement exploitables et qu'elles permettent rarement d'identifier un lien de cause à effet pour toutes les substances, EI99 a choisi cette approche pour estimer en DALY les maladies respiratoires causées par les polluants atmosphériques car elle fait l'objet d'une importante bibliographie et a été souvent utilisée dans des études d'externalités.

Les fonctions dose-réponse ont été sélectionnées en utilisant les critères suivants :

- chronologie : les effets apparaissent après l'exposition,
- plausibilité biologique (dépend des connaissances sur le sujet),

- consistance des résultats d'un grand nombre d'études avec des objectifs similaires et des approches différentes,
- cohérence des résultats.

Les données épidémiologiques utilisées par [HOFSTETTER 1998] sont reprises des études menées par [DONNAN et al 1997] et [PILKINGTON et al 1997]

Les hypothèses retenues pour calculer les pentes des relations exposition-effet ont aussi été reprises par ce dernier.

- Particules : les études épidémiologiques ont mis en évidence des effets aigus sur la santé. Les effets chroniques sont également clairement établis mais moins répandus. Les sulfates sont supposés donner de très fines particules ($PM_{2.5}$), alors que les nitrates donnent des PM_{10} . On utilise un facteur de conversion pour les convertir en $PM_{2.5}$.
- Ozone : il est largement admis que les effets aigus de l'ozone sont quantifiables et doivent être ajoutés à celui des particules.
- Dioxyde de soufre : des études prouvent qu'il existe une corrélation entre la concentration en SO_2 et la mortalité mais le lien de cause à effet n'est pas encore prouvé.
- Monoxyde de carbone : il n'y a pas de preuve épidémiologique évidente de corrélation entre la concentration en CO et la mortalité. EI 99 utilise la relation entre CO et mortalité aiguë.
- Dioxyde d'azote : il existe une corrélation entre la concentration en dioxyde d'azote, les admissions à l'hôpital pour troubles respiratoires et la mortalité associée.

Dans les calculs, on suppose les pentes indépendantes des concentrations ambiantes [PILKINGTON et al 1997]. On prend la pente à la concentration ambiante de la région étudiée. Cependant, cette relation linéaire est critiquable quand on l'applique à des groupes à risque. Dans l'étude [HOFSTETTER 1998], c'est le % d'augmentation de l'effet qui est considéré comme constant quelle que soit la concentration. Cette simplification est justifiée quand la concentration de fond de la région étudiée et celle de l'émission évaluée dans l'ACV sont du même ordre, et surtout parce que les résultats sont dominés par la mortalité qui dépend très peu de la concentration de fond. Les fonctions dose/réponse sont déterminées en utilisant des informations sur les concentrations ambiantes, la densité de population, les admissions hospitalières pour troubles respiratoires et le risque relatif. Le calcul de la pente de la fonction dose-réponse a un fondement similaire à celui des facteurs de risque unitaires pour les substances cancérigènes, mais aucune liste de ces pentes n'a encore été publiée.

Analyse des dommages

Pour calculer l'impact en DALY, il faut estimer la sévérité et la durée des maladies.

Les indices de gravité sont estimés à l'aide des coefficients de Murray.

La durée est estimée grossièrement car les valeurs trouvées dans la littérature sont très variables.

Les données utilisées pour évaluer les YLL et YLD sont peu nombreuses.

Les sources d'incertitudes

Les facteurs de devenir introduisent des incertitudes dont la variance varie de 2 à 4 si l'on compare les données des différentes sources. Les pentes des fonctions dose-réponse proviennent principalement de [ExternE 97]. Cette liste est moins sévère que celle communément acceptée pour les unités de risques des substances cancérogènes.

De nombreux paramètres (indices de handicap, durée de morbidité) ont été estimés mais non validés. L'incertitude globale dépend principalement de l'incertitude qui est ici supérieure à l'incertitude sur l'analyse du devenir. L'incertitude résultante pour les DALY liés aux maladies respiratoires est élevée.

Dommages sur la santé causés par le changement climatique

Fondements et choix des critères

Il subsiste des difficultés pour modéliser l'impact de l'effet de serre sur la santé humaine :

- Le changement climatique n'a pas d'effet immédiat sur la santé, mais les prédictions indiquent que l'effet de serre sera responsable de maladies dans les prochaines décennies. C'est pourquoi la méthode est obligée de prendre en compte des scénarii qui n'ont pas pu être vérifiés expérimentalement.
- L'évolution de la situation dépend du développement de l'économie et de la société. Certains problèmes peuvent être considérablement diminués si des mesures appropriées sont prises.
- Le changement de température peut avoir une influence positive sur la santé à côté de tous les effets négatifs.
- Les émissions de gaz à effet de serre ont un impact sur toute l'Europe.

Tous ces points soulevés font que l'effet de serre peut avoir un impact important sur la santé mais avec de très grandes incertitudes quant à la probabilité que ce genre de dommage apparaisse ou non. Les impacts sur la Terre et sur la santé de l'homme dus aux changements climatiques sont détaillés dans un tableau établi par [MCMICHAEL et al 1996]. Dans EI99, seuls sont pris en compte :

- les événements climatiques extrêmes provoquant des modifications des taux de morbidité et de mortalité liés à la chaleur ou au froid,
- les changements de température et de climat provoquant des changements sur l'aire de répartition géographique et l'activité des vecteurs de maladie,
- l'augmentation du niveau des mers avec déplacement de population et dommages aux infrastructures provoquant un risque accru de maladies infectieuses et de désordres psychologiques.

EI99 ne justifie pas le choix de ces 3 effets, par rapport à d'autres aussi problématiques.

Les dommages marginaux

Les études précitées donnent l'impact total des changements climatiques mais EI99 s'intéresse au dommage marginal, c'est à dire l'impact par tonne de CO₂ supplémentaire émis. Les études sur ce sujet sont très peu nombreuses. ExternE est le projet le plus important dans ce domaine.

Son but est de calculer les coûts sociaux (ou externes) de la production d'énergie en Europe. Ce projet se base sur deux modèles : FUND 1.6 et Open Framework Model.

Le modèle FUND semble le plus approprié. Il s'agit d'un modèle de benchmarking, qui calcule le dommage total d'un doublement de concentration en CO₂ dans un monde divisé en 9 régions³. Il a été adapté par [Tol 1999B] pour calculer les dommages marginaux exprimés :

- en nombre de morts par malaria, schistosomiase, fièvre dengue, troubles cardio-vasculaires et respiratoires dus aux changements de température moyenne,
- en nombre de personnes déplacées par suite de l'élévation du niveau des mers.

Les résultats tiennent compte du fait que les personnes possédant un niveau de vie élevé peuvent se protéger contre les maladies infectieuses comme la malaria, la fièvre dengue, etc.

Les "dommages négatifs" liés au changement climatique

Les dommages négatifs sont l'incidence positive sur la santé que peut avoir le changement climatique. On a observé par exemple que des températures hivernales plus douces ont un effet bénéfique par diminution des maladies cardio-vasculaires alors que l'augmentation des vagues de chaleur d'été a l'effet inverse. L'importance relative de ces effets varie selon les études, et l'effet résultant est tantôt négatif, tantôt positif.

Les questions qui en résultent sont :

- *Doit-on négliger les aspects positifs du changement (ce qui est généralement le cas dans les ACV) ?*
- *Quelles sont les conséquences éthiques si on compense les effets négatifs avec les positifs : peut-on dire par exemple que le dommage subi par un africain souffrant de malaria est compensé par la baisse du taux de maladies cardio-vasculaires en Finlande ?*

Dans EI99, les « dommages négatifs » ont été pris en compte comme suit :

- Les effets positifs et négatifs peuvent se compenser au sein d'une même région du monde (par exemple entre Italie et Danemark).
- Les effets ne peuvent se compenser d'une des 9 régions du monde à l'autre.

SUR LE PRINCIPE, IL EST IMPORTANT DE NE PAS EXCLURE A PRIORI UN EFFET BENEFIQUE DES CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX INDUITS PAR L'ACTIVITE HUMAINE (POSITION REJETEE PAR LA « DEEP ECOLOGY »). EN PRATIQUE, LES MODALITES PROPOSEES PARAISSENT RAISONNABLES. LA DISCUSSION SUR LE BILAN NET DES EFFETS BENEFIQUES DU RECHAUFFEMENT DES HIVERS ET NEGATIFS DE CELUI DES ETES QUI VARIE SELON LES SOURCES N'EST PAS TRANCHEE.

Modélisation des dommages

Le calcul des DALY a été fait suivant l'approche standard d'EI99 et non suivant celle de TOL.

Extrapolation des calculs à d'autres gaz à effet de serre

La méthode de calcul du dommage induit par les émissions de COV basée sur le POCP n'a pas été utilisée pour le calcul de l'impact des autres gaz à effet de serre en raison du budget limité disponible. Pour tenir compte du fait que les substances à faible durée de vie ont des effets bénéfiques supérieurs

³ Contrairement aux autres catégories d'impact, les gaz à effet de serre émis en Europe contribuent aux dommages subis dans le monde entier.

à ceux des substances à longue durée de vie, EI99 a utilisé la solution suivante, en fonction de la durée de vie des gaz :

- inférieure à 20 ans : comportement semblable à celui du méthane CH₄,
- entre 20 et 110 ans : même comportement que le CO₂,
- supérieur à 110 ans : même comportement que le protoxyde d'azote N₂O.

Le dommage du gaz *i* est calculé par : $GWP_i \times D_{ref} / GWP_{ref}$, où

- GWP_i est le potentiel de réchauffement global à 100 ans de la substance *i* fourni par [SCHIMMEL 1996],
- D_{ref} est le facteur de dommage calculé pour ref = CO₂, CH₄ ou N₂O,
- GWP_{ref} est le GWP_{100} de la substance ref.

Incertitudes

Les incertitudes techniques globales sur les facteurs de dommages sont représentées par une variance comprise entre 1 pour le CO₂ et 10, auxquelles s'ajoutent de nombreuses incertitudes conceptuelles. Sont exclus de cette évaluation les effets potentiels sur la santé suivants :

- troubles autres que vasculaires dus aux vagues de chaleur ;
- morts, blessés, désordres psychologiques et dommages aux infrastructures de santé publique dus aux événements climatiques extrêmes ;
- maladies à vecteur autres que malaria, schistosomiase et dengue ; maladies infectieuses ;
- malnutrition et famines ;
- augmentation de l'impact des polluants liée à l'élévation de température ;
- guerres civiles, etc.

Il est possible que les effets quantifiés ne soient pas les plus importants.

Dommmages sur la santé causés par les radiations ionisantes

Sont décrits ici les dommages sur la santé humaine liés aux émissions non accidentelles de radiations ionisantes dans l'environnement. C'est le résumé d'un article écrit pour EI99 par [FRISCHKNECHT et al 1999].

Analyse du devenir

Le tableau 4.9 [p. 42] décrit le cheminement des impacts des rejets radioactifs. Les émissions intenses accidentelles, et les expositions professionnelles ne sont pas prises en compte. Le modèle part d'une émission exprimée en Becquerels (1 Bq = 1 désintégration par seconde).

Le modèle de dispersion utilisé est celui développé par [DREICER et al 1995] qui décrit les émissions et rejets non accidentels dans le cycle du combustible nucléaire français. La méthode est totalement adaptée à la situation française (émissions, population, météo, ...)

Analyse de l'exposition

La mesure de la dose effective est le Sievert (Sv) (1 Sv = 1 J/kg de poids du corps). Les chemins d'exposition permettant de passer des émissions en Bq au Sv sont décrits dans la figure 4.3 [p. 43]. Les expositions globales du tritium, ¹⁴C, ⁸⁵K, ¹²⁹I ont été calculées pour un horizon temporel de 100 à 100 000 ans.

Analyse des dommages

EI99 se focalise surtout sur les effets cancérigènes et héréditaires qui semblent les plus importants [DOBRIS 1996]. L'une des difficultés a été d'extrapoler les résultats épidémiologiques concernant les expositions moyennes et fortes à de faibles doses (moins de 0,2 Gray).

On suppose généralement que les faibles doses de rayonnement ionisant ont un effet linéaire sans seuil. Cependant, la courbe dose-effet est mieux décrite par une forme en S et nécessite une correction pour extrapoler aux faibles doses. La correction de pente retenue est de 2.

[FRISCHKNECHT et al 1999] a trouvé 0,5 cas fatals et 0,12 cas non fatals par homme.Sv.

La méthode de calcul du nombre de DALY par cancers dus aux radiations ionisantes est identique à celle utilisée pour les effets des substances cancérigènes. L'effet héréditaire issu d'expérimentations animales est supposé égal à 0,01 cas par homme.Sv [ICRP 1999].

Il est difficile d'exprimer ces facteurs en DALY, puisque les effets héréditaires sévères se traduisent soit par une mort immédiate, soit par de sévères handicaps.

[MURRAY et al 1996] propose des indices de handicap de 0,2 à 0,6 pour des handicaps sévères incluant les effets génétiques. [FRISCHKNECHT et al 1999] suppose que la moitié des cas se traduit par une mort immédiate et le reste par un indice de handicap moyen de 0,4, ce qui donne 57 DALY par cas en pondérant par l'âge et 61 DALY par cas sans pondération.

Sources d'incertitudes

L'incertitude de l'analyse du devenir est de 2 à 4. Pour l'évaluation globale, elle est probablement supérieure à 10, sauf pour le carbone 14 pour lequel elle est plus élevée (ce qui pose problème car les effets globaux sont très significatifs).

Les incertitudes concernant l'exposition globale sont considérables : de 10 à 50.

Pour le calcul des dommages, l'incertitude est de 3.

Dommages sur la santé causés par la réduction de la couche d'ozone

Les niveaux d'ozone stratosphérique sont proches de leur point le plus bas depuis qu'on a commencé à les mesurer en 1970, allant jusqu'à 130 % sur l'Antarctique. Ceci a eu pour conséquence une augmentation du niveau de rayonnements ultraviolets (UV). La cause principale est l'augmentation des concentrations en chlore et brome, due aux émissions de substances, telles que les CFC à long temps de séjour. Depuis que le protocole de Montréal et les amendements de Londres et de Montréal ont été acceptés par de nombreux pays développés, les émissions de ces substances ont significativement baissé et continuent à baisser. Selon l'association des producteurs de substances appauvrissant la couche d'ozone (AFEAS), leur production représente environ 40 % du total des CFC et 90 % des HCFC produits. Les 60 % de CFC restant sont produits en Chine, Russie et Argentine, ce qui fait de l'appauvrissement de la couche d'ozone le problème environnemental de loin le plus important [UNEP 1998].

La modélisation des dommages présente des difficultés spécifiques :

- les études sur l'impact marginal d'un kg de CFC émis dans l'atmosphère n'existent pas,
- on ignore dans quelle mesure l'appauvrissement de la couche d'ozone contribue aux dommages sur le système immunitaire humain et les écosystèmes,
- il est assez simple pour l'homme de se protéger des rayons UV en changeant ses habitudes,
- l'augmentation des UV dépend de la latitude (maximum au pôle),
- seules les peaux claires sont sensibles aux dommages dermatologiques, alors que la cataracte peut atteindre tous les individus.

Modèle de devenir et d'exposition

Si le temps de résidence est < 4 ans, la substance n'atteint pratiquement pas la stratosphère. A l'inverse, si l'horizon temporel est de 100 ans, une partie des dommages causés par les substances dont le temps de résidence est supérieur à 100 ans sera négligé.

En analysant les courbes d'évolution prévisionnelle des émissions annuelles de CFC11 d'une part et des concentrations en CFC11 d'autre part entre 1950 et 2100, on établit une relation entre l'émission et le changement de concentration du CFC11, soit : 2,8 ppb_{v.an}/Mt.

On en déduit une formule donnant la variance de la couche d'ozone en fonction du temps, de la latitude ϕ et de la concentration en chlore Cl :

$$\ddot{A}(\phi, t) = k(\phi) * (Cl(t) - Cl(0))$$

Où Cl(0) est la concentration en chlore sans effet sur la couche d'ozone estimée à 1,9 ppb [MARTENS 1997].

Ce seuil n'est pas pertinent car on ne s'intéresse qu'à l'effet marginal, donc au facteur k. Martens donne 4 valeurs de k exprimées en %/ppb (tab. 4.10 [p. 47]). Ces valeurs sont basées sur l'évolution de l'ozone observée par TOMS (spectromètre de mesure de l'ozone total). Elles montrent que l'appauvrissement est maximal sous les hautes latitudes. EI99 n'a pas pu calculer une moyenne pondérée par la densité de population, mais il est clair que la plupart de la population vit entre 30° Sud et 55° Nord. Une valeur moyenne de k de 2% par ppb avec une variance de 2 a été prise.

La formule qui donne la diminution temporelle de l'épaisseur de la couche d'ozone en fonction de la quantité de CFC11 émis est :

$$\ddot{A} O = f * n * k * M_{CFC11}$$

f = facteur de devenir 2,8 x 10⁻⁹ ppb*an/kg

n = nombre d'atomes de chlore par molécule de CFC11 = 3

k = relation entre concentration en chlore et diminution de la couche d'ozone = 2%

M = masse de CFC11 émise

Extrapolation aux autres substances

Elle est faite sur la base des ODP à l'horizon de 500 ans, faute d'études utilisables pour être plus précis.

Analyse des effets

Les UV peuvent être à la fois bénéfiques (synthèse de la vitamine D) et dangereux (coup de soleil, vieillissement de la peau, cécité des neiges) pour l'homme. Les risques pour la santé sont des atteintes de la peau, des yeux et du système immunitaire [UNEP 1994].

Des estimations quantitatives du risque sont disponibles pour quelques effets associés aux UVB, tels que la cataracte et le cancer de la peau, mais pas pour l'immunodépression.

Ces estimations sont faites en termes de facteur de bioamplification : (BAF) = % d'augmentation de l'incidence résultant d'une augmentation de 1 % du rayonnement UV ambiant.

L'autre étape du calcul est exprimée par le facteur de radio-amplification : (RAF) = % d'augmentation effective des UV par % de diminution de l'ozone.

Le % global d'augmentation de l'incidence par % de diminution de la couche d'ozone est alors donné par le facteur d'amplification [UNEP 1998] et [ARMONSTRONG 1994] :

$$AF = RAF * BAF$$

Sa valeur pour les cancers de la peau (SCC) est plus incertaine que celle des cancers des cellules basales (BCC), du fait des incertitudes dans son spectre d'action. Pour les mélanomes (MSC), l'incertitude est probablement encore plus élevée [UNEP 1998]. Des expérimentations concernant les mélanomes du poisson donnent une RAF de 0,1, alors que pour les dommages sur l'ADN de la peau, une RAF de 1,6 est plus probable. On suppose ici que les cancers de la peau dépendent de l'exposition cumulée aux UVB (hypothèses de [MARTENS 1998]). Les données concernant l'AF sont très incertaines et sont basées sur [UNEP 1994].

Evaluation des dommages

L'excès d'incidence est calculé comme résultant d'un appauvrissement de l'ozone de 1% pendant un an, sur la base des facteurs amplificateurs et de l'incidence mondiale des cancers de la peau et de la cataracte. La mortalité est calculée sur la base de la fraction létale de la maladie et de l'incidence. Les incidences et la mortalité sont converties en DALY en utilisant l'approche de [HOFSTETTER 1998] et les données de [MURRAY et al 1996] pour l'âge d'apparition du trouble, sa durée moyenne et le facteur de handicap.

75 % des DALY induits par la diminution de la couche d'ozone sont des YLD causés par la cataracte. La plupart des DALY causés par une mort prématurée résultent d'une augmentation de la mortalité due aux cancers de la peau et aux mélanomes.

Sources d'incertitudes

L'évaluation des dommages est basée sur le % d'appauvrissement de la couche d'ozone. Les données moyennes pour les latitudes comprises entre 30°S et 55°N sont supposées être valables pour une moyenne mondiale, ce qui introduit une incertitude de variance 2.

L'une des incertitudes mentionnée est l'insuffisance de la connaissance du risque de diminution d'ozone, du risque de mélanomes et de BCC. De plus, les UV peuvent induire des effets chroniques qu'on ne sait pas modéliser. Le cancer de la peau étant supposé dépendre de l'exposition cumulée, son risque augmente avec l'âge. Avec le vieillissement de la population, l'incidence des cancers de la peau a tendance à augmenter [MARTENS 1998]. Il en est de même pour la cataracte.

EI99 ne prend pas en compte l'augmentation des dommages puisque le vieillissement de la population conduira probablement à une augmentation de 60% de l'incidence [UNEP 1998].

Les gens étant conscients de la nocivité des UV, les habitudes d'exposition changent et conduisent à une diminution de l'incidence des maladies liées aux UV.

L'incertitude globale sur les facteurs de dommages est estimée à 4 pour les perspectives égalitaire et hiérarchiste et à 4,5 pour la perspective individualiste.

Catégories d'impact sur la santé humaine non représentées

⇒ Effets toxiques des métaux lourds

Les métaux (Cd, Pb) ont été pris en compte pour leurs propriétés cancérigènes mais pas pour leurs autres effets toxiques.

Pour le plomb par exemple, les concepteurs d'EI99 justifient sa non prise en compte par le fait qu'il ne constitue plus un risque majeur.

Ce point est très discutable car le plomb reste effectivement présent en grandes quantités : déchets d'extraction du zinc, plomb dans le bâtiment (peintures, canalisations, toitures, additifs du PVC).

⇒ Autres substances toxiques

D'autres substances sont potentiellement toxiques, mais, pour la plupart, la toxicité est inconnue ou insuffisamment documentée, comme les molécules organiques qui s'accumulent le long de la chaîne alimentaire.

D'autres substances toxiques, non répertoriées dans la liste des substances cancérigènes et ne provoquant pas de maladies respiratoires, ne sont donc pas prises en compte.

⇒ Bruit

Le bruit n'a pas non plus été repris car le manque d'information est trop important.

Toutefois les concepteurs imaginent en tenir compte dans une version future d'EI99 car ils considèrent que l'impact du bruit est aussi important que l'impact de certaines substances.

⇒ Autres

A cause des difficultés de modélisation, les dommages dus aux causes suivantes ne sont pas représentés : perturbations hormonales, réactions allergiques, odeurs.

EVALUATION DES DOMMAGES A LA QUALITE DES ECOSYSTEMES

Généralités

Trois principaux impacts sont pris en compte dans EI99 :

- l'écotoxicité,
- l'acidification et la eutrophisation,
- l'utilisation de l'espace.

De nombreux traités et déclarations (UNCED, UNEP, Conseil de l'Europe) ont fait l'inventaire des propriétés des écosystèmes importants pour l'humanité : biodiversité, esthétique et valeurs culturelles, fonctions écologiques et vie, ressources écologiques et fonction d'information (dans les gènes). On considère que dans un écosystème de haute qualité, les flux de matière, d'énergie et d'information ne sont pas significativement perturbés par les activités humaines. Ces flux peuvent être décrits au niveau des écosystèmes, des espèces ou des gènes. EI99 utilise le flux d'information au niveau des espèces en considérant que la diversité des espèces est une représentation correcte de la qualité des écosystèmes.

Dommages réversibles :

Pour choisir des espèces représentatives, il faut choisir entre :

1. l'extinction complète et irréversible,
2. la disparition réversible ou irréversible ou le stress d'une espèce dans une certaines région pendant un certain temps.

Le 1^{er} type de dommages est très difficile à modéliser dans le contexte des ACV et on peut supposer qu'un cycle de vie de produit ne peut à lui seul causer une extinction complète. On choisit donc l'option 2. Le stress causé par un cycle de vie de produit est temporaire tant que l'unité fonctionnelle

est utilisée dans une perspective temporelle limitée. De plus, même si les habitats sont détruits par la conversion des sols, on suppose que cette destruction est réversible. Le dommage à la qualité de l'écosystème est donc exprimé par la baisse relative du nombre d'espèces (%) * aire * temps.

L'hypothèse de réversibilité de la destruction des sols nous semble très optimiste, au moins aux échelles de temps humains.

Modélisation des effets sur les groupes d'espèces :

EI99 n'a pas trouvé de paramètre équivalent au DALY pour quantifier les dommages à la qualité de l'écosystème. On utilise 2 expressions : PAF et PDF.

Pour la toxicité, le PAF, fraction d'espèces potentiellement affectées, est utilisé [HAMERS et al 1996]. Il permet d'exprimer l'effet sur les organismes inférieurs vivant dans l'eau, l'air et les sols, comme les algues, poissons, vers, crustacés, nématodes et plusieurs espèces de plantes. Le PAF correspond à la fraction d'espèces exposées à une concentration supérieure ou égale à la concentration sans effet (NOEC). Il mesure le stress toxique et non le dommage réel.

Pour l'acidification, la eutrophisation et l'utilisation des sols, on utilise le PDF, fraction potentielle d'espèces disparues. Le PDF est utilisé pour exprimer les effets subis par les plantes vasculaires d'une certaine région [ALKEMADE et al 1996]. On a $PDF = 1 - POO$, où POO est la probabilité d'occurrence, ce qui signifie que la fraction d'espèces qui n'apparaît pas est égale à la fraction d'espèces qui a disparu.

Le choix de deux unités différentes pose 2 difficultés :

- EI99 ne considère pas les mêmes espèces représentatives selon les impacts étudiés,
- on utilise différents niveaux de dommages pour déterminer les effets : celui auquel les espèces sont affectées et celui auquel elles disparaissent.

EI99 considère son choix comme justifiable car les méthodes choisies sont actuellement, dans chaque cas, les meilleures d'un point de vue scientifique et il ne serait pas correct de favoriser une méthode alors que chacune est adaptée à différents problèmes.

La modélisation ne se fait que sur les organismes inférieurs : l'effet sur les animaux supérieurs n'est pas considéré. Par exemple, la disparition d'espèces d'insectes peut avoir un impact sur la présence de variétés d'oiseaux dans une région, et l'absence de ces derniers a un impact sur la présence de rapaces, etc. EI99 justifie la non prise en compte des organismes supérieurs par le fait que les organismes inférieurs sont des indicateurs de présence des autres espèces car ils sont fournisseurs de nourriture. De plus, les espèces supérieures ont des réponses très différentes au stress et ne peuvent pas être traitées comme un groupe homogène.

De même, la méthode EI99 ne tient pas compte de la bio-accumulation des substances toxiques dans la chaîne alimentaire. Par exemple, des insectes soumis à des concentrations très faibles de polluants ne seront pas comptabilisés dans les valeurs de PAF, alors que les oiseaux insectivores peuvent se voir affectés par des taux supérieurs de pollution.

La distinction entre PAF et PDF a 2 raisons :

- L'effet toxique est évalué à l'aide du NOEC ou bien du LC50 ou LC5 (concentrations auxquelles 50% ou 5% de la population meurent). Les espèces inférieures s'adaptent assez facilement à des niveaux de stress toxique plus élevés, ce qui rend difficile la transposition des valeurs de LC aux conditions de terrain où l'exposition à long terme est dominante. On n'a pas assez d'observations de terrain pour connaître les dommages observés à la disparition des espèces.

- Il est difficile de dire quand une plante vasculaire est affectée par une certaine condition. Il est beaucoup plus facile de constater qu'une espèce a disparu ou de définir les conditions dans lesquelles elle ne peut pas exister.

Combiner PAF et PDF

PAF et PDF ne peuvent pas être simplement additionnés. On peut utiliser différents sous-ensembles d'espèces si on suppose qu'elles ont toutes la même importance.

Le problème le plus important est la différence entre le niveau auquel les espèces sont affectées et le niveau auquel elles disparaissent. EI99 a tenté de définir un facteur de conversion. Le dommage sur la qualité des écosystèmes est alors exprimé en PDF*aire*temps. Pour l'acidification et l'eutrophisation, l'hypothèse d'égalité des espèces n'est pas toujours justifiée. En effet, leur conséquence n'est pas toujours de diminuer le nombre d'espèces, mais simplement de modifier leur répartition. L'eutrophisation a souvent pour effet d'augmenter les effectifs⁴ d'une espèce commune au détriment d'espèces rare, ce qui justifie que l'on considère que c'est un effet négatif. C'est pourquoi, pour ces deux effets, la référence ne sera pas le % d'espèces, mais le % d'espèces cibles, tirées de [BAL et al 1995].

Le tableau suivant reflète bien le fait que la catégorie de dommages « qualité des écosystèmes » est plus hétérogène que les autres catégories de dommages. Ceci va donc introduire une incertitude considérable lors de la combinaison des indicateurs en un indicateur total.

Catégorie	Espèces	Unité de dommage	Impact retenu	Espèces retenues
Ecotoxicité	Diverses	PAF*m ² *an	Stress toxique	Toutes sur le même plan
Acidification	Plantes vasculaires	PDF*m ² *an	Probabilité de disparition	Espèces cibles
Eutrophisation	Plantes vasculaires	PDF*m ² *an	Probabilité de disparition	Espèces cibles
Utilisation des sols	Plantes vasculaires	PDF*m ² *an	Probabilité de disparition	Toutes sur le même plan

Seules les plantes vasculaires sont prises en compte pour l'acidification/eutrophisation et l'utilisation des sols, ce qui est justifiable. En revanche, toutes les espèces sont placées sur un même plan, concernant l'écotoxicité, sans tenir compte d'espèces protégées ou d'espèces cibles.

Le passage des catégories d'impact à la catégorie de dommage nécessite une pondération entre PAF et PDF qui est explicitée plus loin.

La présentation détaillée de EI99 ne concerne que l'écotoxicité.

Dommmages sur la qualité des écosystèmes causés par des substances écotoxiques

EI99 se base sur l'approche de [BAKKER and VAN DE MEENT 1997].

Analyse du devenir

L'analyse du devenir des substances écotoxiques est développé par EUSES. Les résultats sont un lien entre les émissions dans l'air, l'eau et les sols agricoles et industriels et les concentrations dans l'eau et l'eau interstitielle dans les sols naturels, industriels agricoles.

⁴ Dans ce cas, nous avons traduit « number of species » par effectif d'une espèce.

Analyse de l'effet

Le stress toxique d'une exposition à des substances multiples est mesuré par un indicateur d'effet toxique (Itox), égal à une combinaison des PAF (combi-PAF). L'empoisonnement secondaire n'est pas pris en compte dans les calculs du PAF. La voie d'exposition principale est l'eau pour les écosystèmes aquatiques et l'eau interstitielle pour les écosystèmes terrestres. La voie d'exposition par la nourriture n'est pas considérée comme importante.

Le calcul du PAF est fait en utilisant la formule suivante : $PAF(C) = 1 / (1 + e^{(\alpha - \log c)/\beta})$,

C est la concentration de la substance,

α est la moyenne des log des NOEC,

β est environ égal à $0,5 * \text{l'écart-type des NOEC}$

Pour calculer l'effet combiné de plusieurs substances hydrophobes inertes et on additionne les effets pour toutes les autres substances.

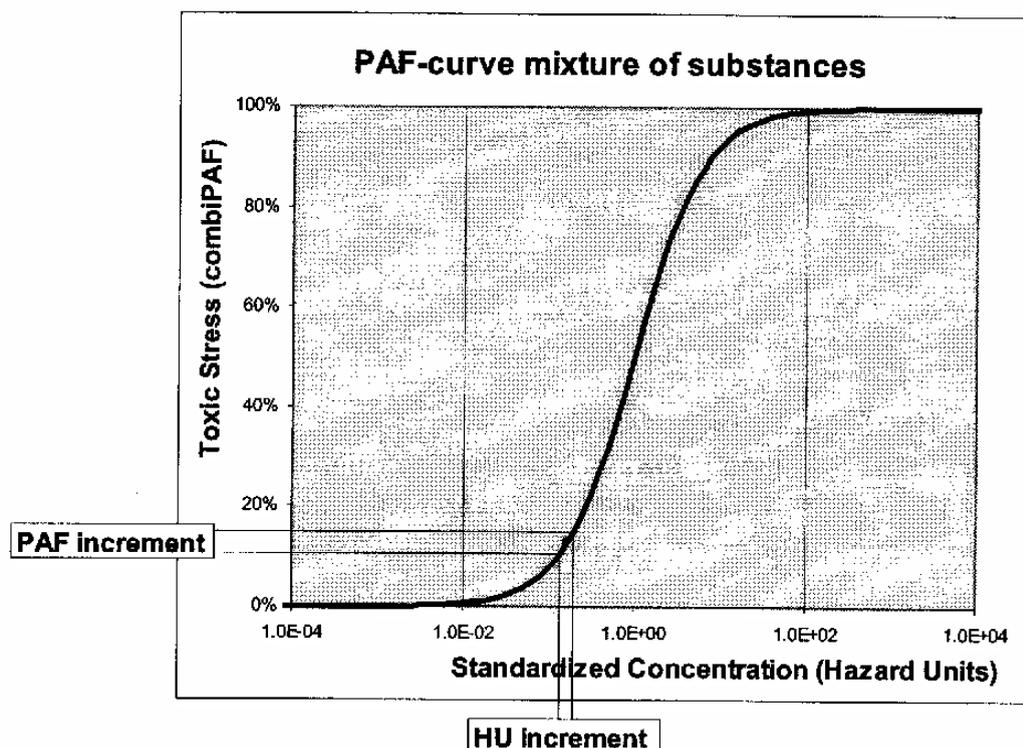
Analyse des dommages

Pour les ACV, la voie spécifique pour additionner les dommages des émissions combinées d'un système de produit, combinaison d'une concentration et d'une addition des effets, a été travaillée par [MEENT et al 1999]. Comme les informations spatiales et temporelles ne sont pas prises en compte dans les ACV, on suppose une concentration moyenne de fond pour toutes les substances, égale partout en Europe. Une augmentation marginale de la concentration d'une unique substance n'a qu'une très faible influence sur la situation moyenne en Europe. On additionne les concentrations pour calculer l'effet des multiples substances présentes [MEENT et al 1999]. Le dommage marginal aux écosystèmes provenant d'une augmentation marginale de concentration d'une substance dépend du niveau actuel de dommage dû au mélange de substances déjà présentes dans l'environnement. Cela signifie que la pente de la courbe PAF(C) d'une seule substance n'est pas significative, mais que la pente de la courbe PAF(C) basée sur le mélange de substances présentes dans l'environnement européen doit être déterminée pour évaluer le dommage marginal d'une émission.

La procédure pour calculer les dommages sur la qualité des écosystèmes d'une émission est la suivante :

On calcule la toxicité moyenne d'un mélange de substances dans un compartiment donné, en faisant la somme de leurs concentrations pondérées par leur NOEC moyen (calculé sur au moins 4 espèces). On l'exprime en Hazard Unit (HU), avec $HU = \sum_i (C_i / NOEC_i)$

Pour évaluer l'effet d'une augmentation de la concentration d'une substance, on doit tenir compte du niveau moyen de concentration de fond de l'ensemble des substances présentes.



Pour une région donnée, on calcule une courbe combinée qui s'appelle combi-PAF(HU) (fig. 5.1 [p. 57]) et qui donne l'effet sur le PAF de l'ensemble des substances présentes. Pour évaluer l'effet d'une augmentation de concentration d'une substance, on calcule le ΔHU correspondant ($= \Delta C_i / NOEC_i$) et on lit le $\Delta \text{combi-PAF}$ résultant sur la courbe précitée.

L'augmentation de concentration est due à un flux d'émission exprimé en kg par unité de temps. On a donc calculé un ΔPAF dû à un flux. On en déduit un $\Delta PAF/\text{an}$ dû à une émission en kg. Pour calculer l'effet exprimé en $\Delta PAF.\text{an.m}^2$ sur une région donnée, on multiplie le résultat obtenu par l'aire de cette région.

On répète cette procédure pour tous les compartiments concernés (eau, sols naturels, industriels et agricoles). Enfin, on additionne les résultats obtenus pour chacun de ces compartiments (tab. 5.2 [p. 58]).

Sources d'incertitudes

Le concept du PAF tel qu'il est présenté ici contient un certain nombre d'incertitudes fondamentales liées au choix du mode de calcul :

- les données NOEC observées en laboratoire sont-elles représentatives de la totalité des espèces ?
- la distribution du NOEC est-elle bien log-logistique ?
- l'addition des PAF pour la combinaison des substances est-elle valide ?

L'incertitude opérationnelle est déterminée par la variation dans les données d'entrée et peut être quantifiée. Une source d'incertitude opérationnelle est celle liée au calcul de la moyenne et de l'écart-type de la distribution des NOEC, que l'on suppose log logistique.

Selon le nombre de NOEC disponible la distance entre la moyenne et les limites de l'intervalle de confiance est très variable [BAKKER AND VAN DE MEENT 1997].

Les autres sources d'incertitude opérationnelle ne sont pas décrites.

Combinaison des différents dommages sur la qualité de l'écosystème

Un des problèmes soulevé lors de l'agrégation des différents dommages en une seule catégorie de dommages « Qualité des écosystèmes » est la combinaison de deux définitions différentes :

- le stress toxique, exprimé en PAF (Potentially Affected Fraction of Species),
- la disparition de certaines espèces, exprimée en PDF (Potentially Disappeared Fraction).

Le dommage sur les écosystèmes est obtenu en multipliant le PAF ou le PDF par l'aire et par le temps.

La solution proposée par EI99 est une provisoire, car il n'y a pas assez d'informations scientifiques pour faire une telle combinaison d'une manière élégante.

Combiner les effets de l'utilisation des sols et de la eutrophisation/acidification est relativement simple, les différences sont cependant les suivantes :

- Dans la modélisation de la eutrophisation/acidification, une espèce de plante est considérée comme ayant disparu si le PDF est supérieur à 97,5%. Dans le cas de l'utilisation des sols, de telles données ne sont pas disponibles et les données de disparition sont empiriques.
- Dans la modélisation de l'utilisation des sols, il n'y a pas de différence entre la cible et les autres espèces, mais la définition de la disparition d'une espèce est pratiquement la même.

En dépit de ces différences, il semble raisonnable de combiner directement les catégories de dommages « utilisation des sols » et « acidification/eutrophisation ».

La combinaison d'une pression toxique sur un large panel d'organismes et le PAF d'espèces est très difficile pour un grand nombre de raisons :

- Les groupes d'espèces sélectionnés pour le calcul de la pression toxique ne jouent pas le même rôle dans l'écosystème que les plantes.
- La pression toxique, basée sur le NOEC ne représente pas le dommage réel, même si à des PAF très élevés, seulement une petite quantité d'espèces disparaît complètement.

Le premier point est le problème de l'évaluation. EI99 propose de traiter les deux cas de manière égale. Le second point est un simple problème d'échelle.

Afin d'additionner les dommages de la eutrophisation/acidification et de l'utilisation des sols exprimés en PDF aux dommages dus à l'écotoxicité exprimés en PAF, les auteurs proposent la relation : $PDF = PAF / 10$.

L'explication donnée est pour le moins acrobatique [p 75].

Les sources d'incertitudes sont difficiles à analyser, puisqu'elles sont conceptuelles et non pas liées aux données. EI99 ne fait donc pas de calcul d'incertitude à ce niveau.

Catégories d'impact manquantes

⇒ Acidification et eutrophisation dues aux émissions dans l'eau

Il n'a pas été possible de développer de modèle pour prendre en compte l'acidification et l'eutrophisation dues aux émissions dans l'eau. Différents problèmes ont été soulevés :

- aucune donnée n'a été fondée, établissant un lien entre le niveau nutritif ou l'acidité et l'occurrence des espèces,
- le dommage aux espèces aquatiques aurait dû être exprimé comme l'occurrence d'espèces par m² par an. La surface relative des systèmes aquatiques en Europe est faible (3% de la surface totale). Si l'importance des systèmes aquatiques était basée sur cette surface, leur importance serait manifestement sous-estimée.

⇒ Changements climatiques

La méthode Eco-Indicator 95 présentait un seul modèle de dommage pour le changement climatique, pour la qualité des écosystèmes. EI99 a choisi de développer le modèle de dommage concernant le changement climatique, pour la santé humaine.

En effet, d'après le retour d'expérience du RIVM, le modèle développé pour les écosystèmes n'était plus supportable. *Aucune explication supplémentaire n'est donnée à ce propos.*

⇒ Radiations UV

Aucun modèle de dommage n'existe pour les radiations UV. [UNEP 1998] présente un bon aperçu des résultats de la recherche dans ce domaine. Il est clair que la qualité des écosystèmes peut être affectée positivement ou négativement.

⇒ Smog photochimique [p 55]

⇒ Changement dans la qualité des eaux souterraines [p 55]

EI99 ne prend pas non plus en compte les éventuels impacts sur l'écosystème causés par :

- *la réduction de la couche d'ozone,*
- *les radiations ionisantes,*
- *la formation d'agents photo-oxydants,*
- *autres (odeurs, bruit, etc.).*

FACTEURS DE DOMMAGES OPERATIONNELS

Les facteurs de dommage diffèrent selon la perspective culturelle adoptée. Seule la perspective hiérarchiste est reproduite ci-après.

LA METHODE CML 2001

METHODE D'EVALUATION ADOPTEE PAR CML 2001

A la différence d'approches telles que celle d'Eco-indicator 99, « orientée dommages » travaillant au niveau d'indicateurs « finaux » (*endpoint level*), celle de CML 2001 est « orientée problèmes (environnementaux) » et travaille au niveau d'indicateurs intermédiaires (*midpoint level*), les uns et les autres étant décrits dans la Figure 1 ci-dessous.

CATEGORIES D'IMPACT

Le Guide CML 2001 distingue trois groupes de catégories d'impact :

A. Catégories d'impact de base (Baseline)

Les catégories d'impact de ce groupe sont celles qui figurent dans Udo de Haes et al. (1999) pour lesquelles une méthode de caractérisation de base est décrite dans CML 2001, à deux différences près :

- 'extraction' des ressources abiotiques devient 'épuisement' des ressources abiotiques,
- la catégorie écotoxicité a été scindée en cinq sous-catégories, présentées ci-dessous.

Ces catégories d'impact doivent être comprises dans (pratiquement) toutes les études d'ACV. Elles sont repérées par un fond gris sur la Figure 1.

B. Catégories d'impact spécifiques à l'étude

Ces catégories d'impact sont celles qui méritent d'être incluses dans l'étude en fonction de ses objectifs et de son domaine d'application, dans la mesure où les données nécessaires sont disponibles, et pour lesquelles une méthode de caractérisation de base et/ou alternative est décrite dans CML 2001. La plupart sont décrites par Udo de Haes (ed ;1996) ou Udo de Haes et al. (1999), sauf l'écotoxicité pour les sédiments d'eau douce et pour les sédiments marins.

C. Autres catégories d'impact

Catégories d'impact pour lesquelles CML 2001 ne propose pas de méthode de caractérisation, car une telle méthode n'est pas encore opérationnelle pour les ACV, telle que la dessiccation.

SELECTION DES METHODES DE CARACTERISATION : INDICATEURS DE CATEGORIE, MODELES ET FACTEURS DE CARACTERISATION

Les 'interventions' (résultats d'inventaire) sont quantifiées à l'aide d'un modèle fournissant des facteurs de caractérisation pour chaque polluant individuel, et agrégées dans un indicateur de catégorie. Pour chaque catégorie, les méthodes disponibles sont présentées, discutées et évaluées par CML 2001 à l'aide d'une grille de critères basée sur les normes ISO pertinentes et le travail du 2nd WG de SETAC Europe sur l'évaluation des impacts, WIA-2. Seules les modifications et ajouts propres à CML 2001 sont présentés ci-dessous :

Critère 6 : les indicateurs de catégorie de base doivent être linéaires

Les facteurs de caractérisation ne dépendent pas de l'ampleur des interventions environnementales, afin :

- de conserver la structure générale des ACV :

$$impact_{cat} = \sum_i m_i \times facteur\ de\ caractérisation_{cat,i}$$

- que la quantité choisie pour l'unité fonctionnelle, qui est souvent arbitraire, n'influence pas les relations mutuelles entre les résultats des différentes catégories

Critère 10 : une évaluation des impacts doit pouvoir être effectuée sans information sur le temps et la localisation

La prise en compte de spécificités de site empêche d'agréger les données de site différents et complique beaucoup les résultats d'inventaire. Les exigences sur les données peuvent devenir prohibitives quand par exemple chaque catégorie d'impact distingue des sites différents. Jusqu'ici des facteurs dépendants de la localisation ont été proposés indépendamment pour différentes catégories d'impact. Une approche distinguant le même nombre limité de régions pour toutes les catégories d'impact serait préférable pour que la différenciation spatiale de l'inventaire reste gérable. Cette information étant rarement disponible, les indicateurs de catégorie de base doivent pouvoir évaluer des données d'inventaire non localisées.

Le même raisonnement s'applique à la différenciation temporelle des émissions ou des impacts, par exemple le bruit émis le jour ou la nuit, ou le smog d'été et le smog d'hiver, mais aussi à leur durée : les écosystèmes étant longs à s'adapter aux changements des conditions environnementales, on peut plaider pour l'application d'un taux d'actualisation ou d'une règle de coupure au-delà de 100 ou 1000 ans.

Critère 11 : la méthode doit être opérationnelle pour un nombre suffisant d'interventions environnementales

Critère 12 : les marges d'incertitude du calcul de l'indicateur de base doivent être aussi faibles que possible

Ce critère est souvent contradictoire avec le critère 2 (pertinence environnementale), et un compromis est à trouver entre les deux.

Le fait qu'une méthode soit basée sur une approche proportionnelle ou marginale n'intervient pas dans sa sélection comme méthode de base. Cette distinction reste théorique car en pratique on n'a pas le choix : on travaille avec les facteurs disponibles, qui sont souvent hétérogènes à cet égard.

Choix adoptés par le Guide CML 2001

Le guide CML 2001 distingue quatre types de méthodes de caractérisation :

1. une méthode de base, correspondant à l'état de l'art (meilleure méthode disponible selon la grille de critère précitée)
2. des méthodes alternatives utilisables à la place de la méthode de base à condition que ce choix soit dûment justifié et documenté, ou en tandem avec celle-ci, dans le cadre d'une analyse de sensibilité

3. des méthodes additionnelles applicables comme les méthodes alternatives, mais nécessitant un effort supplémentaire (par ex recueil de données supplémentaires, développement de modèles complémentaires)
4. des méthodes variantes basées sur des principes entièrement différents

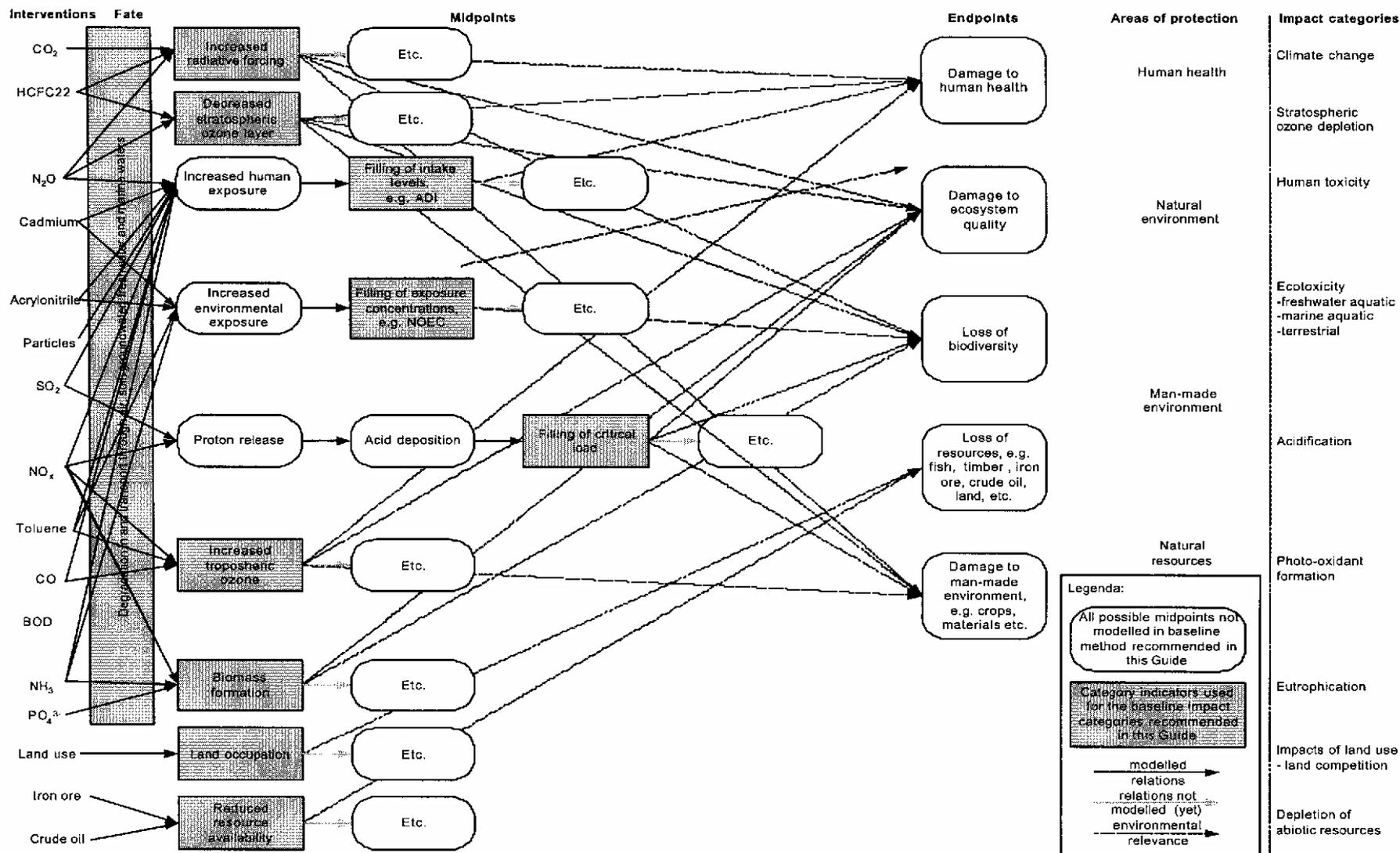


Figure 1 : Indicateurs de catégorie intermédiaires (*midpoints*) actuellement modélisés pour les catégories d'impact de base recommandées dans le Guide CML 2001

TOXICITE HUMAINE

Les méthodes récentes d'évaluation de la toxicité humaine dans les ACV sont présentées et discutées :

- Méthodes empiriques (*methods based on simple rules of thumb*) : Hauschild & Wenzel (1998)
- Méthodes basées sur des modèles : Guinée et al. (1996), Huijbregts (1999), Hertwich (1999), Hofstetter (1998), Goedkoop & Spriesma (1999)
- Méthodes semi-empiriques (*based on model & empirical relations*) : Jolliet & Crettaz (1997), ExternE (1995)

Le choix de la méthode de Huijbregts est alors justifié à la fois sur des critères de qualité du modèle (réaliste et exhaustif, prise en compte des émissions dans les sols), et d'opérationnalité (nombre de résultats disponibles). C'est cette méthode qui est présentée ici.

Quelle que soit la méthode employée, le potentiel de toxicité humaine est donné par la formule :

$$HTP_{i,ecomp} = \sum_{fcomp} \sum_r F_{i,ecomp,fcomp} \times T_{i,fcomp,r} \times I_r \times E_{i,r}$$

$HTP_{i,ecomp}$	facteur de caractérisation pour la toxicité humaine de la substance i émise dans le compartiment $ecomp$. Dans certaines méthodes les contributions via les différents trajets r ne sont pas additionnées, ce qui conduit à plusieurs HTP.
$F_{i,ecomp,fcomp}$	facteur de devenir (<i>fate factor</i>) représentant le transfert de i du compartiment $ecomp$ à $fcomp$, et sa dégradation dans $ecomp$; dans certaines méthodes, le transfert est séparé de la (bio)dégradation BIO_i
$T_{i,fcomp,r}$	facteur de transfert de i de $fcomp$ à la voie d'exposition r (air, eau de boisson, poisson, plantes, viande, lait, etc.)
I_r	facteur de dose (<i>intake factor</i>) via la voie d'exposition r , fonction de la dose quotidienne d'air, d'eau de boisson, etc.
$E_{i,r}$	facteur d'effet = effet toxique lié à l'absorption de i via r

HTP est souvent défini relativement à une substance de référence arbitraire :

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_{fcomp} \sum_r F_{i,ecomp,fcomp} \times T_{i,fcomp,r} \times I_r \times E_{i,r}}{\sum_{fcomp} \sum_r F_{réfi,ecomp,fcomp} \times T_{réfi,fcomp,r} \times I_r \times E_{réfi,r}}$$

Pour calculer des facteurs de caractérisation de la toxicité humaine incluant la dégradation et les transferts inter-milieux, Guinée et al. (1996) a utilisé le modèle USES (Uniform System for the Evaluation of Substances) 1.0 qui incorpore le modèle multi-milieux Simplebox 1.0. Ce modèle calcule la concentration environnementale prédite PEC dans 4 compartiments (air, eau, sols à usage agricoles et sols à usage industriels) résultant de l'émission d'un flux constant dans l'un quelconque de ces compartiments. Six voies d'exposition sont évaluées : air, poissons, eau de boisson, viande de boeuf et lait.

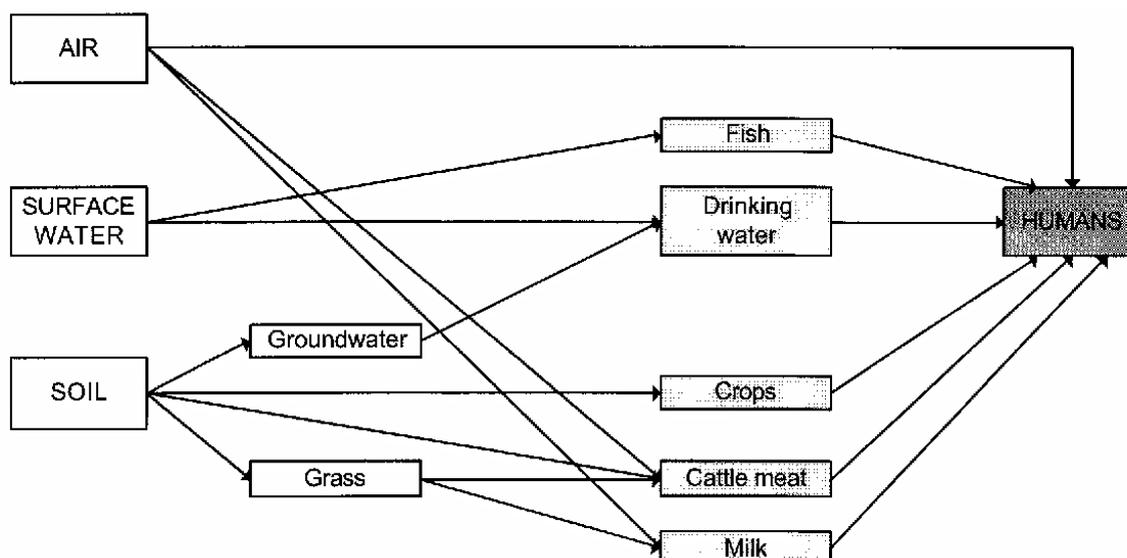


Figure 2 : Voies d'exposition humaines (USES 1.0)

Le devenir des substances inclut la dégradation et l'immobilisation et utilise des fonctions continues qui dépendent de la substance.

Les doses quotidiennes reçues via les différentes voies d'exposition r sont sommées pour former la dose quotidienne prédite totale $PDI_{i, ecomp}$, et $HTP_{i, ecomp}$ est calculée par :

$$HTP_{i, ecomp} = \frac{PDI_{i, ecomp} \times E_i}{PDI_{air, 1,4DCB} \times E_{1,4DCB}}$$

E_i facteur d'effet = $1 / ADI_i$ où ADI_i est la dose quotidienne admissible
 $PDI_{i, ecomp}$ = $f(F_{i, ecomp}, f_{comp}, T_{i, fcomp}, r, I_r)$: dose quotidienne prédite totale de i émise dans $ecomp$ (ne dépend pas de la voie d'exposition puisque E_i n'en dépend pas)
 $PDI_{air, 1,4DCB}$ dose quotidienne prédite totale de 1,4 dichlorobenzène émis dans l'air
 $E_{1,4DCB}$ facteur d'effet du de 1,4 dichlorobenzène

Guinée et al. (1996) ont montré qu'un HTP basé sur un flux d'émission en kg/an est aussi un bon indicateur de l'impact relatif sur la toxicité humaine d'une émission instantanée (en kg).

La toxicité humaine de l'émission de m_i kg de i est enfin donnée par :

$$Toxicité\ humaine = \sum_i \sum_{ecomp} m_{i, ecomp} \times HTP_{i, ecomp}$$

Dans CML 2001, les valeurs sont issues de [Huijbregts 2000] et [Huijbregts et al. 2000a] qui utilise le modèle USES-LCA basé sur le modèle RIVM USES 2.0, version améliorée de EUSES qui est une version Européenne améliorée de USES 1.0. USES-LCA améliore USES 1.0 sur quatre points :

1. Le devenir des substances peut être modélisé au niveau global :
 - USES-LCA et USES 2.0 utilisent cinq échelles spatiales : régionale, continentale, globale arctique, globale tempérée et globale tropicale.
 - Les échelles régionale et continentale comportent six compartiments : l'air, l'eau douce, l'eau de mer, les sols naturels, agricoles et industriels.

- Les trois zones climatiques de l'échelle globale comportent trois compartiments : l'air, l'eau de mer et le sol.
 - L'échelle globale est un système clos (pas de transferts vers l'espace)
2. Les propriétés physico-chimiques dépendent de la température
 3. Elles dépendent de la profondeur dans le sol
 4. Le modèle continental a des compartiments séparés pour l'eau douce et l'eau de mer.
- USES-LCA calcule les $HTP_{i,ecomp}$ par agrégation des HTP calculés aux échelles globales et continentale, pondérées par les densités de population N_s de chaque échelle s :

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_r \sum_s PDF_{i,ecomp,r,s} \times E_{i,r} \times N_s}{\sum_r \sum_s PDF_{14DCB,air,r,s} \times E_{14DCB,r} \times N_s}$$

$HTP_{i,ecomp}$	potentiel de toxicité humaine de i émise dans $ecomp$ (sans dimension)
N_s	densité de population à l'échelle s
$PDI_{i,ecomp,r,s}$	dose quotidienne prédite via r à l'échelle s pour la substance i émise dans $ecomp$ (jr^{-1})
$E_{i,r}$	facteur d'effet = $1/ADI_{i,r}$ où $ADI_{i,r}$ est la dose quotidienne admissible via r (inhalation ou ingestion) (jr)
$PDI_{air,14DCB}$	dose quotidienne prédite via r à l'échelle s pour le 1,4 dichlorobenzène émis dans l'air
$E_{i,14DCB}$	= facteur d'effet du de 1,4 dichlorobenzène

Sensibilité aux échelles de valeur (value choices)

Horizon temporel

Huijbregts a comparé le résultat obtenu en intégrant sur 20, 100 et 500 ans (valeurs retenues pour les GWP) la quantité de substance présente dans le compartiment $fcomp$ après une émission ponctuelle dans $ecomp$ avec celui obtenu précédemment en intégrant à l'infini (Figures 2 et 3). La toxicité des métaux varie de 6,5 ordres de grandeur alors que celle des composés organiques ne varie pas de plus d'un demi ordre de grandeur.

Les HTP de CML 2001 sont fournis pour deux horizons : infini et 100 ans.

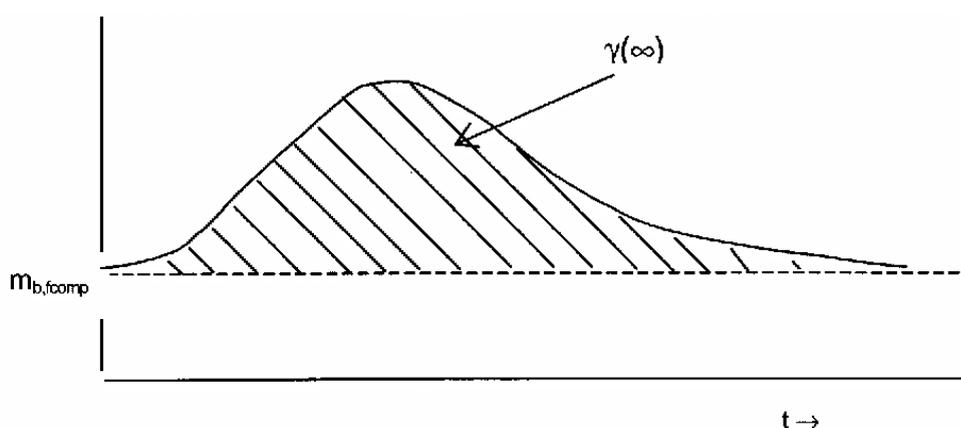


Figure 3 : Quantité g intégrée sur un horizon temporel infini dans le compartiment $fcomp$ après une émission ponctuelle dans le compartiment $ecomp$ à $t=0$, superposée à un niveau de fond $m_{b,fcomp}$

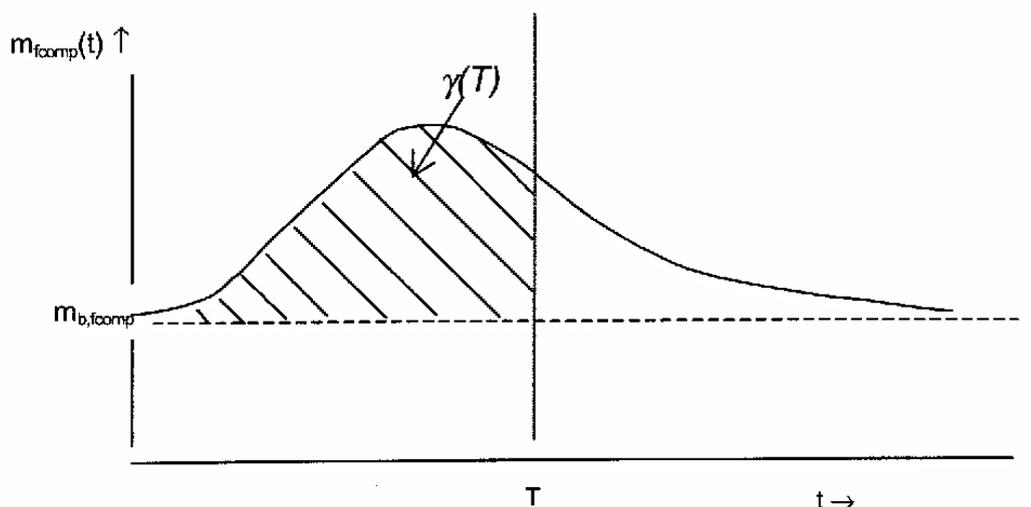


Figure 4 : Quantité $g(T)$ intégrée sur un horizon temporel T dans le compartiment $fcomp$ après une émission ponctuelle dans le compartiment $ecom$ à $t=0$, superposée à un niveau de fond $m_{b,fcomp}$

Horizon spatial

Huijbregts (2000) a étudié l'incidence de la prise en compte ou non des impacts potentiels exportés du niveau continental au niveau global. L'écart atteint 2,3 ordres de grandeur pour les métaux et les composés organo-halogénés persistants.

Incertitudes et limitations de la méthode retenue

La modélisation du devenir des métaux lourds est insuffisante du fait de la non différenciation spatiale du devenir, des relations exposition/dose et des effets. Les transferts intermilieux des métaux sont très dépendants des conditions environnementales, ce qui conduit à des variations très importantes des temps de résidence, en particulier dans les sols. L'emploi de modèles spatialement différenciés permettraient d'améliorer l'évaluation du devenir, des relations exposition/dose et des effets, et aussi d'inclure des phénomènes locaux (*site-dependent processe*) tels que la lente conversion des métaux lourds adsorbés réversiblement en des formes adsorbées réversiblement sur la matrice du sol.

Le devenir des métaux géochimiquement réactifs tels que le béryllium en milieu marin : Goldberg (1995) fait état d'un temps de résidence plus faible que celui calculé par USES-LCA de trois ordres de grandeur, dû au fait que les ions Be sont rapidement hydrolysés par le pH de l'eau de mer et incorporés dans des minéraux tels que les nodules de ferromanganèse, un mécanisme absent de USES-LCA. Pour d'autres métaux tels que Cu, Zn, Pb, Cd et V, de faibles incertitudes sur les phénomènes d'enfouissement peuvent conduire à des incertitudes majeures dans les concentrations d'équilibre, et par conséquent sur les toxicités.

Les éléments essentiels tels que Co, Cu, Cr, Mn, Se, Zn sont indispensables à la vie des plantes, des animaux et des hommes. En revanche, une dose excessive peut avoir des effets toxiques. Leur introduction dans l'environnement peut donc avoir des effets bénéfiques ou nocifs. Aucune méthode n'est en vue pour traiter correctement cette question.

En conclusion, les résultats concernant les métaux lourds sont probablement surestimés à cause de leur persistance, particulièrement le chrome et le béryllium, de même que les organo-halogénés persistants.

Valeurs fournies par CML 2001

La méthode fournit les HTP incluant les transferts au niveau global, à l'infini et à 100 ans de 180 substances repérées par leur nom et leur n° CAS, émises dans l'air, l'eau douce, l'eau de mer, les sols agricoles et les sols industriels.

ECOTOXICITE

Le potentiel d'écotoxicité est en général donné par la formule :

$$xxETP_{i,ecomp} = \sum_{fcomp} \sum_r F_{i,ecomp} f_{comp} \times E_{i,fcomp}$$

$xxETP_{i,ecomp}$ contribution à l'écotoxicité de l'émission d'une unité de la substance i dans le compartiment $ecomp$, pour la sous-catégorie XX (cf. ci-dessous).

$F_{i,ecomp,fcomp}$ facteur de devenir (*fate factor*) = transfert de la substance i du compartiment $ecomp$ à $fcomp$, et sa dégradation dans $ecomp$; dans certaines méthodes, le transfert est séparé de la (bio)dégradation BIO_i

$E_{i,fcomp}$ facteur d'effet = effet toxique lié à l'exposition d'un écosystème donné à la substance i dans le compartiment $fcomp$.

$xxETP$ est souvent défini relativement à une substance de référence arbitraire :

$$xxETP_{i,ecomp} = \frac{\sum_{fcomp} F_{i,ecomp} f_{comp} \times E_{i,fcomp}}{\sum_{fcomp} F_{réf,i,ecomp} f_{comp} \times E_{réf,i,fcomp}}$$

Les méthodes rencontrées se répartissent en trois groupes identiques à ceux des méthodes d'évaluation de la toxicité humaine (cf. chapitre correspondant).

Les mêmes arguments que pour la toxicité humaine conduisent au choix des mêmes travaux pour la méthode d'évaluation de l'écotoxicité : Huijbregts (1999) et (2000).

En utilisant ces travaux, CML 2001 distingue cinq indicateurs :

- FAETP = écotoxicité aquatique pour l'eau douce
- MAETP = écotoxicité aquatique marine
- FSETP = écotoxicité pour les sédiments d'eau douce
- MSETP = écotoxicité pour les sédiments marins
- TEETP = écotoxicité terrestre.

Dans ces travaux, le facteur de devenir est remplacé par la concentration prédite dans $fcomp$ $PEC_{i,ecomp,fcomp}$ et le facteur d'effet $E_{i,fcomp}$ par l'inverse de la concentration prédite sans effet dans $fcomp$ $1 / PNEC_{i,fcomp}$. Ainsi pour l'eau douce, l'indicateur d'écotoxicité est donné par :

$$FAETP_{i,ecomp} = \frac{PEC_{i,ecomp,eau\ douce} / PNEC_{i,eau\ douce}}{PEC_{14DCB,ecomp,eau\ douce} / PNEC_{14DCB,eau\ douce}}$$

$PEC_{i,ecomp,eau\ douce}$ concentration prédite dans le compartiment final eau douce de la substance i émise dans $ecomp$

$PNEC_{i,eau\ douce}$ concentration prédite sans effet dans le compartiment final eau douce de la substance i émise dans $ecomp$

Chaque indicateur se calcule de la même façon à partir des facteurs de caractérisation correspondants $xxETP_{ecom,i}$ pour la substance i émise dans le compartiment $ecom$, où $xx = FA, MA, FS, MS$ ou TE , $ecom = \text{air, eau douce, eau de mer, sol agricole ou sol industriel}$, par la formule :

$$Ecotoxicité_{XX} = \sum_i \sum_{ecom} xxETP_{ecom,i} \times m_{ecom,i}$$

Ces 5 indicateurs ne peuvent être additionnés qu'après une pondération basée sur le volume (eau) ou la masse (sol et sédiments) des compartiments ou des échelles concernés.

CML 2001 propose en base cinq séries de valeurs pour une échelle globale et un horizon temporel infini, pour 180 substances.

Pour les études de sensibilité, trois autres horizons temporels sont proposés : 20 ans, 100 ans, 500 ans, et trois séries de valeurs (MA, MS et TE) pour l'échelle continentale et l'horizon temporel infini. Si une substance n'est pas dans la liste, CML 2001 déconseille formellement d'utiliser des facteurs de caractérisation qui n'intègrent pas les facteurs de devenir, tels que par exemple ceux de CML (1992), et considère qu'il est nécessaire de calculer ses facteurs de caractérisation, par exemple par extrapolation.

Une méthode générale est proposée plus loin pour traiter le problème des facteurs de caractérisation manquants :

- les interventions pour lesquelles un facteur de caractérisation peut être calculé, estimé ou extrapolé doit être inclus dans le profil environnemental dans la catégorie d'impact correspondante, accompagné d'une explication claire de son statut particulier et de la méthode utilisée pour l'obtenir.
- les autres interventions connues pour contribuer à une ou plusieurs catégories d'impact doivent être incluses dans une rubrique distincte du profil environnemental appelée « interventions sans facteur de caractérisation » et accompagnées de toute information utile telle que nom de la substance, compartiment d'émission, quantité émise, catégorie d'impact a priori concernée, si possible une indication de l'importance de l'impact suspecté.
- les interventions connues pour contribuer à une catégorie d'impact non sélectionnée doivent être incluses dans le profil environnemental de la même façon.
- les interventions supposées ne pas avoir d'impact sur l'environnement peuvent être exclues du profil environnemental, mais à condition de le justifier dans le rapport de l'étude ACV.

LA METHODE CST (CRITICAL SURFACE TIME)

Evaluation de la toxicité humaine dans les ACV incluant devenir et exposition : la méthode des surfaces-temps critiques, O. Jolliet et P. Crettaz, EPFL, soumis à Int. J. of Risk Analysis (1997).

Avertissement : O. Jolliet travaille actuellement sur la mise au point d'une nouvelle méthode qui sera publiée prochainement (au printemps selon l'auteur). Aucune version de cette méthode n'est actuellement disponible

INTRODUCTION

La toxicité humaine dans les ACV, comparée à l'évaluation du risque

Comparée à l'évaluation du risque pour la santé humaine, l'ACV présente des exigences et des contraintes spécifiques :

- les émissions et consommations de matières premières ne sont pas relatives à une région ou à un site de production donné, mais à la fonction du produit ou du système étudié. Les émissions sont ainsi calculées pour une unité fonctionnelle (par exemple par m² de mur peint pendant 30 ans dans une ACV de peintures)
- cette approche du berceau à la tombe qui couvre la totalité du cycle de vie du produit implique que les polluants sont émis sur un grand nombre de sites et que leur lieu d'émission n'est pas connu. Une évaluation générique de l'impact est donc nécessaire, au moins pour une 1^{re} estimation.
- il est nécessaire d'évaluer et de comparer un grand nombre de polluants et d'effets. De plus l'évaluation de la toxicité humaine doit être traitée de la même façon que les autres effets tels que l'écotoxicité ou le réchauffement global.
- l'objectif principal de l'évaluation des impacts du cycle de vie est de permettre un arbitrage entre différents polluants et chemins d'exposition. C'est pourquoi elle utilise la meilleure estimation d'un effet alors que l'évaluation du risque a souvent pour objectif d'être du côté de la sécurité et tient compte de la qualité des données en utilisant des facteurs de sécurité.

Owens (1997) souligne que des améliorations sont nécessaires pour les ACV, en particulier pour l'évaluation des impacts (LCIA). Il propose d'identifier les paramètres clés et de les calculer en prenant en compte différents chemins d'exposition.

Le concept d'efficacité d'exposition et particulièrement utile pour les développements futurs de méthode qui prendront en compte des effets non linéaire. La méthode développée ici fournit également un excellent cadre de travail peut être pour comparer et vérifier les résultats de modèles de fugacité sur la base d'un petit nombre de paramètres significatifs. Ehrenfeld (1997) a souligné que des choix techniques et politiques doivent être faits dans tous les cas. Éviter une évaluation explicite conduit souvent à accepter une évaluation implicite et cachée dans laquelle des poids plus ou moins

identiques sont donnés à chaque élément de l'inventaire. De plus, une évaluation implicite ne peut pas être critiquée ou améliorée. Il est par conséquent urgent de proposer des méthodes reconnues et plus cohérentes pour l'évaluation des impacts dans les ACV. Parmi les différents thèmes de recherche nécessaires, la façon d'intégrer le devenir et l'exposition des polluants a été reconnue comme une question importante à traiter dans l'évaluation de la toxicité (Wrisberg et al., 1997).

Ce travail développe une analyse complète du devenir et de l'exposition des polluants pour caractériser la toxicité humaine. Cette analyse est intégrée dans une approche exhaustive de la phase d'évaluation des impacts des ACV - c'est la méthodologie des surfaces-temps critiques, qui prend en compte la persistance des polluants et exprime finalement les impacts environnementaux en m² équivalent (ou en populations) pollués pendant une année jusqu'à une concentration de référence.

Méthodes existantes et besoin de recherche

a) Sans analyse du devenir

C'est le cas de la plupart des méthodes utilisées dans les ACV telles que par exemple la méthode des volumes critiques ou la méthode CML 92. Cette approche n'est pas valable car les temps de résidence par exemple varient entre quelques jours pour les pesticides et environs 1000 ans pour les métaux lourds.

b) Analyse du devenir partiel

La méthode EDIP effectue une analyse partielle du devenir. Dans cette approche, le devenir est pris en compte à travers un facteur de biodégradabilité basé sur des tests de l'OCDE. Ce facteur varie de 0,2 pour des substances biodégradables à 1 pour des substances persistantes. Différents chemins d'exposition sont également pris en compte. L'avantage de cette méthode est qu'elle permet de comparer un grand nombre de substances. Cependant seules des données partielles concernant le devenir et l'exposition sont prises en compte.

c) Contexte général et analyse du devenir complète

Le groupe de travail de la SETAC sur l'évaluation des impacts du cycle de vie a montré que le devenir des polluants devait être pris en compte dans l'étape de caractérisation de la toxicité humaine et de l'écotoxicité. Dans le cadre conceptuel développé, le potentiel de toxicité humaine d'une substance i émise dans un milieu initial m est exprimée par le produit d'un facteur d'effet par un facteur de devenir :

$$HTP_i^{mn} = F_i^{nm} E_i^n \quad (1)$$

E_i^n facteur d'effet de la substance i dans le milieu n (air, eau, sol ou chaîne alimentaire)

F_i^{nm} facteur de devenir et d'exposition de la substance i émise dans le milieu initial m et transférée dans le milieu n en tenant compte de la dégradation, de la dilution, des transferts inter-milieus, des chemins dans les chaînes alimentaires et de la bioconcentration.

Dans ce cadre, une méthode de LCIA effectue une analyse complète du devenir et de l'exposition si le facteur de devenir F relie effectivement l'émission de l'inventaire au facteur de toxicité choisi. Par exemple, si ce facteur est une concentration de référence, F devrait relier l'émission à l'augmentation de la concentration correspondante. De même, s'il s'agit une dose de référence ou d'une dose quotidienne acceptable, l'émission devrait être reliée à la quantité de polluant effectivement inhalée ou ingérée. Jolliet et al. ont aussi indiqué que des approches liées au site pourraient être introduites en faisant varier les deux principaux facteurs de devenir et d'effet en fonction de la géographie locale et des concentrations de fond.

Burke et al. (1996) recommandent également :

- de relier les données de toxicité aux données de persistance,
- que la classification de la santé humaine soit étendue pour inclure un ensemble limité de catégories,
- que la pente de la courbe dose-réponse soit utilisée pour caractériser l'effet toxique.

Ces recommandations n'ont pas encore été transcrites dans une méthodologie explicite.

En pratique, deux approches complémentaires ont été développées pour incorporer une analyse complète du devenir et de l'exposition dans l'ACV concernant la toxicité humaine :

- ***une approche de modélisation intégrée basée sur USES ou CalTOX***

Guinée et al (1996) ont calculé les facteurs de devenir de 100 substances en utilisant USES. Ce modèle de fugacité de Mackay de niveau III est utilisé pour calculer la concentration environnementale prédite à l'extérieur (PEC) qui est ensuite comparée à la concentration prédite sans effet (PNEC), et PEC/PNEC est utilisé comme base pour les facteurs d'équivalence. Hertwich et al (1996) ont comparé la toxicité de 5 substances en utilisant le modèle de fugacité *CalTOX*. Ces méthodes tiennent compte directement du transfert inter-milieux. En revanche, la variation possible du volume de dilution des polluants aériens n'est pas prise en compte. De plus, USES nécessitant de nombreuses données, des valeurs par défaut sont souvent utilisées par manque de données disponibles, ce qui peut conduire à des erreurs très importantes. L'utilisation d'un grand nombre de données d'entrée a aussi pour conséquence que les paramètres clés ne sont pas identifiés et qu'il est très difficile de vérifier ne serait-ce que l'ordre de grandeur des résultats du modèle. Enfin, les modèles de fugacité ne sont pas adaptés aux métaux lourds, à certains polluants aériens ni aux polluants polaires ou non lipophiles (Mackay et al, 1996).

- ***une approche semi empirique: les surfaces-temps critiques***

Pour permettre une validation des modèles de fugacité, Jolliet (1994) a proposé de déterminer empiriquement la réponse de l'environnement aux polluants aériens. Des facteurs de devenir ont été déterminés comme rapport de la concentration dans l'air ambiant mesuré sur le niveau de fond créé par le flux total des émissions correspondantes. Jolliet et Crettaz (1997) ont généralisé cette méthode, conçue initialement pour la Suisse, à un niveau mondial, montrant que le devenir des polluants aériens peut être décrit d'une façon simple par le ratio : temps de résidence du polluant divisé par son volume de dilution par unité de surface. La variation de la hauteur de dilution peut-être intégrée comme une fonction du temps de résidence. Cette approche doit être étendue aux transferts inter-milieux et aux effets d'exposition autres que l'inhalation.

POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE, FORMULE GENERALE ET EXEMPLES D'APPLICATION

La toxicité humaine totale est calculée en utilisant les potentiels de toxicité humaine *HTP* :

$$S_{toxhumaine} = \sum_i HTP_i^a \cdot M_i^a + \sum_i HTP_i^w \cdot M_i^w + \sum_i HTP_i^s \cdot M_i^s \quad (2)$$

$S_{toxhumaine}$ total effect score (kd d'équivalent Pb émis dans l'air)

M_i^m émission de la substance *i* dans le milieu *m* (*m* = air, eau, sol) (kg)

HTP_i^m potentiel de toxicité humaine globale de la substance *i* émise dans le milieu *m* incluant les transferts inter-milieux.

Pour faciliter la communication et la comparaison avec d'autres catégories d'impact d'ACV ou d'autres méthodes d'évaluation, la toxicité humaine est décrite en utilisant une approche similaire au potentiel de réchauffement global : l'effet toxique de la substance i est exprimé en termes de quantité équivalente d'une substance de référence, le plomb dans l'air, choisie arbitrairement, en ne retenant que l'exposition par inhalation.

Jolliet et al. (1997) ont effectué l'ACV complète d'une plante (*Miscanthus Sinsensis* ou roseaux de Chine) utilisée comme source d'énergie renouvelable comparée au fuel. Pour illustrer la façon dont la présente méthodologie d'évaluation des impacts peut être mise en œuvre, un extrait de cette étude est donné à titre d'exemple. Les données d'inventaire des émissions sont multipliées par leur potentiel de toxicité humaine et sommées pour obtenir la toxicité humaine totale dans chacun des scénarios (Tableau 1).

Cet exemple montre que l'utilisation des potentiels de toxicité générique est immédiate. Ici les impacts globaux sur la toxicité humaine du miscanthus et du fuel sont équivalents.

Les chapitres 3 à 5 décrivent la façon de calculer le potentiel de toxicité humaine.

Substance	Emissions par MJ utile M_i^m		Potentiels de Toxicité Humaine HTP_i^m	Toxicité humaine $M_i^m * HTP_i^m$	
	kg / MJ		kg Pbair / kg	kg Pbair / MJ	
	Miscanthus	Fuel	Tableaux 4 & 5	Miscanthus	Fuel
Air					
SO ₂	2.8E-05	2.1 E-04	7.5E-03	2.1 E-07	1.6E-06
NO _x	2.4E-04	1.5E-04	2.0E-03	4.8E-07	3.0E-07
CO	2.9E-04	2.4E-05	1.4E-04	4.1 E-08	3.4E-09
Particules	7.5E-05	6.5E-06	1.1E-02	8.3E-07	7.2E-08
Aldéhydes	1.8E-06	1.1E-06	8.7E-03	1.6E-08	9.6E-09
Eau					
Nitrates	2.8E-04	0	8.5E-04	2.4E-07	0.0E+00
BOD	7.6E-09	1.7E-07	2.2E-02	1.7E-10	3.7E-09
Sol					
Cr	3.8E-07	0	3.0E-01*	1.1E-07	0.0E+00
Pb	1.5E-08	0	6.0E-01*	9.0E-09	0.0E+00
Zn	1.2E-07	0	7.0E-04*	8.4E-11	0.0E+00
Pesticide					
Glyphosate	3.8E-07	0	4.2E-05*	1.6E-11	0.0E+00
Total				11.9E-06	12.0E-06

* Le sol n'étant pas utilisé pour une culture agroalimentaire, la dose par ingestion directe est considérée comme nulle pour les cultures présentes et futures. Seuls les impacts liés aux transferts dans l'eau sont donc pris en compte pour les rejets dans le sol.

Tableau 1 : Données d'inventaire et calcul de toxicité humaine pour la production de miscanthus et de fuel, par MJ d'énergie utile fournie à une maison par combustion dans une chaudière

DES PRINCIPES D'EQUIVALENCE AU POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE POTENTIEL

Jolliet et al. (1996) recommandent que les principes d'équivalence utilisés pour comparer l'effet des substances soient explicités. Dans l'approche des surfaces-temps critiques, les effets suivants sont considérés comme équivalents :

1. Une personne inhale au cours de sa vie la dose de référence correspondant à une concentration de référence (RfD^a) de la substance i ou j dans l'air
2. Une personne ingère au cours de sa vie la dose de référence ($RfD^{s&w}$) ou la dose quotidienne acceptable (ADI) de la substance k ou l .

Pour extrapoler à des doses plus faibles ou plus importantes, l'effet sur l'homme est supposé être une fonction linéaire sans seuil de la dose : le dommage causé par l'exposition de 1000 personnes à une dose de 1 g/pers/jr au cours d'une année est supposé équivalent aux dommages causés par l'exposition de 1000 personnes à 0,5 g/pers/jr pendant deux ans.

Suivant ces principes, la toxicité humaine peut être décrite comme la fraction globale d'une émission inhalée ou ingérée par tous les êtres humains divisée par la dose de référence par personne. Ce ratio appelé ratio critique personne-temps (CPT), peut être interprété comme la population exposée à la dose de référence pendant un an par kg de substance émise : (3)

$$CPT_i^{mn} = \frac{\text{dose ingérée ou inhalée par la voie } n \text{ par kg de subst. émise dans } m}{\text{Dose annuelle de référence par personne correspondant à } RfD} = \frac{e_i^{mn}}{N \cdot B \cdot RfD_i^m}$$

e_i^{mn} : Efficacité d'exposition pour les émissions dans le milieu m par la voie d'exposition n

RfD_i^m : Dose de référence pour l'inhalation ($m = a$ pour l'air) ou l'ingestion ($m = w&s$ pour l'eau, le sol et la nourriture)

N : Nombre de jours par an. $N = 365,25$ jr/an

B : Masse corporelle moyenne. $B = 70$ kg/pers

Cette approche est semblable à celle utilisée pour calculer le quotient de risque (*hazard quotient*) utilisé dans l'évaluation du risque. La signification du numérateur et du dénominateur de l'équation (3) peut être interprétée ainsi :

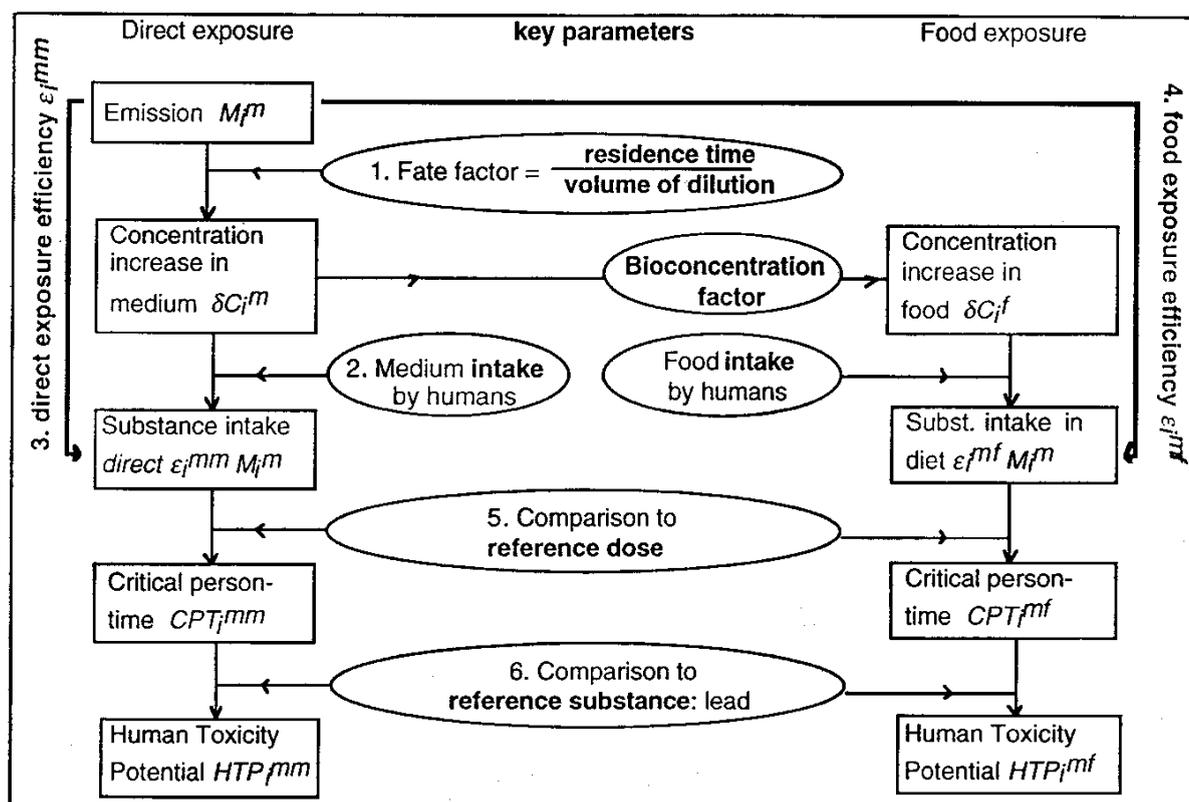
- le dénominateur caractérise l'effet toxique en utilisant une dose annuelle de référence. Le choix d'une dose de référence **par personne** permet de comparer des études effectuées à des échelles différentes (par exemple le Monde, l'Europe ou la Suisse). Jolliet et Crettaz (1997a) montrent que l'on peut aussi introduire une dose équivalente par unité de surface en utilisant la densité de population.

Le numérateur e_i^{mn} est par définition la fraction de substance i émise dans le milieu m qui est inhalée ou ingérée par le chemin n en kg/kg. Il caractérise le devenir et l'exposition et transforme les émissions en termes de dose. Ce concept satisfait par conséquent les exigences d'une analyse complète du devenir et de l'exposition décrites dans l'équation (1). Harrison et al. (1986) et Evans et al. (1997) ont utilisé le même concept en appelant **efficacité d'exposition** le ratio de la dose humaine totale sur les émissions totales (e).

CALCUL DE L'EFFICACITE D'EXPOSITION ET DES POTENTIELS DE TOXICITE HUMAINE

Les effets dans l'air, l'eau ou le sol d'un rejet émis respectivement dans l'air, l'eau ou le sol

La figure 2 ci-dessous présente le chemin suivi par les polluants depuis leur rejet à la dose humaine en passant par l'exposition.



L'efficacité d'exposition et le potentiel de toxicité humaine peuvent être calculés comme suit :

1. Des émissions à la concentration

Les émissions d'une substance dans un milieu contribuent à augmenter la concentration de ce milieu. Le calcul présenté en annexe montre que l'augmentation de la concentration intégrée dans l'espace et le temps est égale à l'émission initiale multiplié par le rapport du **temps de résidence global** sur le **volume de dilution** du milieu contenant le polluant par unité de surface. Ce ratio correspond à la déduction intuitive que la concentration augmente avec le temps de résidence. Ce temps résulte de différents process d'élimination : la dégradation et le transfert vers un autre milieu d'une part, l'advection d'autre part.

2. De la concentration à la dose directe

La dose directe est proportionnelle à l'augmentation de la concentration dans l'air (resp. l'eau ou le sol) multipliée par le volume global d'air inhalé (resp. d'eau ou de sol ingérés) annuellement par les hommes.

	Air to air	Water to water	Soil to soil
Residence time [yr]	$\tau_i^a = \frac{1}{1/\tau_{li}^a + \dot{V}_i^a / V_i^a}$	$\tau_i^w = \frac{1}{1/\tau_{li}^w + \dot{V}^w / V^w}$	$\tau_i^s = \frac{1}{\frac{1}{\tau_{li}^s} + \frac{\dot{Q}_{\text{erosion}} + BCF^{sp} \dot{Q}^p}{\rho^s V^s}}$
Intake fraction [1/yr]	$f_i^{ain} = \frac{\rho_p N \dot{V}^{ain}}{V_i^a}$	$f_i^{win} = \frac{\rho_p N \dot{V}^{win}}{V^w}$	$f_i^{sin} = \frac{\rho_p N \dot{V}^{sin}}{V^s}$
Direct exposure efficiency [-]	$\epsilon_i^{aa} = \tau_i^a f_i^{ain} = \frac{\tau_i^a}{V_i^a} \rho_p N \dot{V}^{ain}$	$\epsilon_i^{ww} = \tau_i^w f_i^{win} = \frac{\tau_i^w}{V^w} \rho_p N \dot{V}^{win}$	$\epsilon_i^{ss} = \tau_i^s f_i^{sin} = \frac{\tau_i^s}{V^s} \rho_p N \dot{V}^{sin}$
	Air to plant	Water to fish & aquatic org.	soil to plant to food
food exposure efficiency [-]	not considered so far	$\epsilon_i^{wf} = \frac{\tau_i^w}{V^w} BCF^{wfish} f_i^{fish} f \rho_p N \frac{\dot{Q}^{fish}}{\rho^w}$	$\epsilon_i^{sf} = \frac{\tau_i^s}{V^s} BCF^{sp} f_i^{pf} \frac{\dot{Q}^p}{\rho^s}$
Critical Person-Time [pers-yr/kg]	$CPT_i^{aa} = \frac{\epsilon_i^{aa}}{NBRfD_i^a}$	$CPT_i^{wm} = \frac{\epsilon_i^{wm}}{NBRfD_i^{swf}}$ $m = w \text{ or } f$	$CPT_i^{sm} = \frac{\epsilon_i^{sm}}{NBRfD_i^{swf}}$ $m = s \text{ or } f$
Human Toxicity Potentials	$HTP_i^{aa} = \frac{CPT_i^{aa}}{CTP_{pb}^{aa}}$	$HTP_i^{wm} = \frac{CPT_i^{wm}}{CTP_{pb}^{aa}}$	$HTP_i^{sm} = \frac{CPT_i^{sm}}{CTP_{pb}^{aa}}$
Where:			
τ_i^m	Overall residence time of the substance i in medium m [yr]		
τ_{li}^m	Lifetime of the substance i in media m including degradation and deposition [yr]		
V_i^m	Equivalent volume of dilution per unit area for the substance i in medium m [m^3/m^2] (height of dilution)		
\dot{V}_i^m	Advection flow per unit area [m^3/m^2 -yr]		
ρ_p	Population density: $\rho_p = 1.1 \cdot 10^{-5}$ [pers/ m^2] for the whole world		
N	Number of days per year: $N=365.25$ [day/yr] Average body weight: $B = 70$ [kg/pers]		
\dot{V}^{min}	Daily intake of air, water or soil particles per person and per day [m^3 /pers-day]		
f_i^{min}	Annual intake fraction of media m containing pollutant i [1/yr]		
RfD_i^a	Reference dose for the inhalation of substance i in air [kg/kgbody-day]:		
RfD_i^{swf}	Reference dose for ingestion of substance i in water, in soil or in food [kg/kgbody-day]		
BCF_i^{wfish} and BCF_i^{sp}	Bioconcentration factor: concentration in fish or plant divided by medium concentration [kg/kg]		
f_i^{fish} and f_i^{pf}	Fraction of the substance in fish or plant which is indeed ingested by humans [-]		
\dot{Q}^{fin}	Daily intake of fish [kg ^f /pers-day]		
\dot{Q}^p	Mass of plant produced on the agricultural soil for food purposes [kg dry matter/ m^2 yr]		
ρ^m	Density of medium m [kg/ m^3]		

Tableau 2 : Paramètres-clés pour le calcul de l'efficacité d'exposition et des potentiels de toxicité humaine : facteurs inter-milieux et transfert dans la nourriture

Légende du tableau 2 :

- t_i^m Temps de résidence global de la substance i dans le milieu m
- tl_i^m Durée de vie de la substance i dans le milieu m compte tenu de la dégradation et du dépôt
- V_i^m Volume de dilution équivalent parmi des surfaces la substance i dans le milieu n hauteur de dilution

\dot{V}_i^m	Flux d'advection par unité de surface
r_p	Densité de population pour le monde entier
N	Nombre de jours par an
B	Masse corporelle moyenne: $B = 70$ kg / personne
$\dot{V}^{m in}$	Quantité d'air inhalé ou d'eau ou de particules de sol ingérées par personne et par jour
f_i^{in}	Fraction du milieu m contenant le polluant i absorbée annuellement
RfD_i^a	Dose de référence pour l'inhalation de la substance i dans l'air
RfD_i^{swf}	Dose de référence pour l'ingestion de la substance i dans l'eau, dans le sol ou dans la nourriture
BCF_i^{wfish}	Facteur de bioconcentration : concentration dans les poissons ou les plantes divisée par la concentration dans le milieu
f_i^{fish} et f_i^{pf}	Fraction de substance présente dans le poisson ou la plante qui est effectivement ingérée par les hommes
$\dot{Q}^{f in}$	Quantité de poissons absorbée quotidiennement
\dot{Q}^p	Masse de plantes produites par les sols agricoles à des fins alimentaires
r^m	Densité du milieu m

3. De l'émission à la dose

En combinant les deux étapes précédentes, on obtient l'efficacité d'exposition (tableau 2, colonne 3) en multipliant le temps de résidence du polluant par la fraction de dose (tableau 2, colonne 2). Cette fraction de dose peut s'interpréter comme la fraction d'air, d'eau ou de sol contenant le polluant effectivement inhalé ou ingéré annuellement. La dose d'eau ou de particules de sol est indépendante de la substance. Une fraction de dose de 0,01/an signifie que 1% du volume total de dilution disponible est absorbé chaque année. Si le temps de résidence du polluant est de 5 ans, 5/100 de l'émission sera absorbée en moyenne et le coefficient d'exposition est de 0,05.

4. Bioconcentration et absorption indirecte par l'alimentation

Une augmentation de la concentration dans le milieu peut induire celle de la concentration dans les plantes et les poissons susceptibles d'être ingérés par les hommes. Cette augmentation se calcule en multipliant la concentration du milieu environnant par un facteur de bioconcentration (tableau 2, colonne 4).

5. Le ratio personne-temps critique (CPT)

Le ratio CPT est obtenu en divisant l'efficacité d'exposition par la dose de référence humaine (équation 3) pour l'absorption directe et l'absorption via l'alimentation. Ce ratio s'interprète comme le nombre de personnes exposées à la dose de référence pendant un an par kg de substance émise.

6. Les potentiel de toxicité humaine (HTP)

Les HTP, exprimés en kg d'équivalent plomb, sont calculés en faisant le rapport du CPT de la substance i sur le CPT du plomb inhalé.

Généralisation aux transferts inter-milieux et détermination des potentiels de toxicité humaine globaux

Le potentiel d'exposition pour le transfert du milieu m , par exemple l'air, au milieu n , par exemple l'eau, est le produit du coefficient d'exposition intra-milieu pour le milieu n par le facteur de transfert inter-milieux, i.e. la fraction de la substance émise dans le milieu m qui atteint le milieu n (f_i^{mn}) :

$$e_i^{mn} = f_i^{mn} \cdot e_i^{nn} \quad (4)$$

Pour chaque milieu, le potentiel de toxicité humaine globale est la somme :

- du potentiel de toxicité du milieu initial
- du potentiel de toxicité par l'alimentation
- du potentiel de toxicité pour tous les transferts inter-milieux :

$$\begin{aligned}
 HTP_i^a &= HTP_i^{aa} + f_i^{aw} \cdot HTP_i^w + f_i^{as-sol\ agricole} \cdot HTP_i^s \\
 HTP_i^w &= HTP_i^{ww} + HTP_i^{wf} + f_i^{wa} \cdot HTP_i^a + f_i^{ws-sol\ agricole} \cdot HTP_i^s \\
 HTP_i^s &= HTP_i^{ss} + HTP_i^{sf} + f_i^{sa} \cdot HTP_i^a + f_i^{sw} \cdot HTP_i^w
 \end{aligned}$$

Les transferts inter-milieux du premier ordre sont en général prédominants.

L'efficacité d'exposition est ainsi une fonction de cinq paramètres :

- le temps de résidence global
- la quantité d'air, d'eau, de sol et de nourriture absorbée divisée par
- le volume de dilution par unité de surface
- le facteur de bioconcentration
- les facteur de transferts inter-milieux.

Discussion d'un exemple : le plomb

Lead outdoor air	Lead water	Lead soil to food
$\tau_{Pb}^a = 0.03 \text{ yr}; V_{Pb}^a = 3545 \text{ m}^3/\text{m}^2$	$\tau_{Pb}^w = \infty; V^w = 20.8 \text{ m}^3/\text{m}^2$	$\tau_{Pb}^s = \infty; V^s = 0.2 \text{ m}^3/\text{m}^2$
$\dot{V}_{outdoor}^a = 0 \text{ no advection world}$	$\dot{V}^w = 0.76 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ yr}$	$\dot{V}^s = 1.05 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ yr}$
$\tau_{Pb}^a = \tau_{Pb}^a$	$\tau_{Pb}^w = 27.4 \text{ yr};$	$\tau_{Pb}^s = 1900 \text{ yr};$
$\dot{V}^{ain} = 20 \text{ m}^3 / \text{pers day}$	$\dot{V}^{win} = 0.002 \text{ m}^3 / \text{pers day}$	$\dot{V}^{sin} = 0 \text{ m}^3 / \text{pers day}; \epsilon_{Pb}^{ss} = 0$
$f_{yearly Pb}^{ain} = 1 / 44100 = 2.27 \cdot 10^{-5} / \text{yr}$	$f_{yearly Pb}^{win} = 1 / 2590000 = 3.86 \cdot 10^{-7} / \text{yr}$	$BCF_{Pb}^{sp} = 0.04 \text{ kg soil} / \text{kg plant}$
$\epsilon_{Pb}^{aa} = 6.8 \cdot 10^{-7}; RfC_{Pb}^a = 0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$\epsilon_{Pb}^{ww} = 1.06 \cdot 10^{-5}$	$\epsilon_{Pb}^{sf} = 0.24$
$RfD_{Pb}^a = 2 \cdot 10^{-10} \text{ kg} / \text{kg day}$	$RfD_{Pb}^{wsf} = 3.61 \cdot 10^{-9} \text{ kg}/\text{kg day}$	$RfD_{Pb}^{wsf} = 3.61 \cdot 10^{-9} \text{ kg}/\text{kg day}$
$CPT_{Pb}^{aa} = 0.13 \text{ pers yr}/\text{kg}$	$CPT_{Pb}^{ww} = 0.115 \text{ pers yr}/\text{kg}$	$CPT_{Pb}^{sf} = 2600 \text{ pers yr}/\text{kg}$
$CPT_{Pb}^{aa} = 0.13 \text{ pers yr}/\text{kg}(\text{réf})$	$CPT_{Pb}^{aa} = 0.13 \text{ pers yr}/\text{kg}(\text{ref})$	$CPT_{Pb}^{aa} = 0.13 \text{ pers yr}/\text{kg}(\text{ref})$
$HTP_{Pb}^{aa} = 1 \text{ kg}_{Pb,atm} / \text{kg}_{Pb,atm}$	$HTP_{Pb}^{ww} = 0.86 \text{ kg}_{Pb,atm} / \text{kg}_{Pb,w}$	$HTP_{Pb}^{sf} = 20000 \text{ kg}_{Pb,atm} / \text{kg}_{Pb,soil}$
$f^{aw} = 0.0013; f^{as\ agric.} = 0.115$	$f^{wa} = 0; f^{ws} = 0$	$f^{sa} = 0; f_{Pb}^{sw} = 0.76$

Tableau 3 : Calcul de l'efficacité d'exposition, du ratio critique personne-temps et des potentiels de toxicité humaine pour le plomb

Les potentiels de toxicité humaine pour le plomb sont :

$$\text{Rejets dans l'air} \quad : \quad HTP^a = 1 + 0,0013 \cdot 0,86 + 0,115 \cdot 20000 = 2300 \text{ kg}_{Pb^{aa}} / \text{kg}_{Pb^a}$$

$$\text{Rejets dans l'eau} \quad : \quad HTP^w = 0,86 \text{ kg}_{Pb^{aa}} / \text{kg}_{Pb^w}$$

$$\text{Rejets dans le sol} \quad : \quad HTP^s = 20000 + 0,76 \cdot 0,86 = 20000 \text{ kg}_{Pb^{aa}} / \text{kg}_{Pb^s}$$

a) *Polluants aériens*

Les calculs sont présentés dans la 1^{re} colonne du tableau 3. L'advection peut jouer un rôle important, mais est très difficile à estimer. Pour contourner la nécessité d'évaluer les effets de l'advection et pour obtenir des facteurs génériques au niveau du monde, les coefficients ont été calculés ici au niveau du monde pour lequel il n'y a pas de d'advection latérale. On a utilisé le temps de résidence trouvé dans la littérature pour les particules: onze jours 0,03 an selon Dinkel et al. (1996). On doit s'assurer que les τ_i sont cohérents et tiennent compte des réactions chimiques et du dépôt.

La hauteur de dilution extérieure varie beaucoup d'une substance à l'autre en accord avec le principe selon lequel le volume de dilution est d'autant plus grand que le temps de résidence est élevé. Ceci a été pris en compte car seule la concentration du polluant à la surface de la Terre est pertinentes pour l'impact sur la toxicité. Les facteurs de devenir et la hauteur de dilution ont été déterminés empiriquement par le rapport de la concentration mesurée sur le flux total émis. Calculés initialement pour la Suisse, les facteurs de devenir ont été généralisés au niveau mondial par Jolliet et Crettaz (1997b). Cette approche a été appliquée à 17 substances bien connues (NO_x, SO₂, COV, etc.) pour lesquelles on dispose de mesures de concentration. Les hauteurs de dilution d'une centaine d'autres substances ont été extrapolées à l'aide d'une corrélation les reliant au temps de résidence :

$$\begin{aligned} V_i^a(t) &= 30088 \cdot t^{0,61} \left[m^3 / m^2 \right] \quad \text{si } t_i^a > 0,164 \text{ ans (60 jours)} \\ V_i^a(t) &= 10000 \left[m^3 / m^2 \right] \quad \text{si } t_i^a \leq 0,164 \text{ ans} \end{aligned} \quad (6)$$

Les valeurs obtenues par cette approche empirique ont été comparées en deux étapes à celles obtenues par la modélisation de Guinée et al. pour le SO₂ et le NO_x. Lors de la comparaison de mai 96, les temps de résidence calculés étaient beaucoup trop élevés. Ceci a conduit à vérifier les paramètres utilisés par USES et certaines valeurs par défaut sont apparues inadaptées à ces polluants. Les résultats finaux publiés par Guinée et al. donnent un temps de résidence et des facteurs de devenir du même ordre de grandeur que les facteurs de devenir empirique des surfaces temps critiques (Jolliet et Crettaz, 1997b). Une différence entre l'approche empirique et la modélisation est que USES 0.1 (Jager, 1994) considère une hauteur de dilution fixe de 1000 m, alors qu'en fait cette hauteur varie de façon importante selon les substances dans l'approche semi empirique.

La fraction absorbée résultante s'élève à 1/44100, c'est-à-dire que seuls 1/44100^{me} du volume dans lequel le plomb se dilue est effectivement respiré chaque année par la population. Le temps de résidence étant limitée à onze jours, l'efficacité d'exposition à l'inhalation est limitée : $6,8 \cdot 10^{-7}$ kg de plomb inhalé par kg de rejet dans l'air extérieur.

La toxicité par inhalation est souvent calculée en utilisant une concentration de référence. La dose de référence correspondante calculée par:

$$RfD_i^a = RfC_i^a \cdot V^{\text{ain}} / B \quad [\text{kg/kg/jr}] \quad (7)$$

Si les fractions absorbées par inhalation et par ingestion sont différentes, on obtient :

$$RfD_i^a \cdot f_{i\ abs}^{a\ inhalé} = RfD_i^{sw} \cdot f_{i\ abs}^{swf\ ingéré}$$

$f_{i\ abs}^{a\ inhalé}$ et $f_{i\ abs}^{swf\ ingéré}$ sont les fractions inhalée et ingérée. Le ratio personne-temps critique obtenu de 0,13 personnes.an / kg signifie que l'émission d'un kg de plomb dans l'air extérieur entraînera l'inhalation par une personne de la dose de référence pendant 0,13 ans. Le plomb inhalé servant de référence, le potentiel de toxicité humaine pour le plomb par inhalation directe est par définition égal à un.

Ce cadre permet de comparer l'impact des émissions extérieures à celui des émissions intérieures : d'une part la densité de population à l'intérieur est plus élevée ($2,5 \cdot 10^{-2}$ au lieu de $1,1 \cdot 10^{-5}$ personnes/m²) et la hauteur de dilution est limitée à 3 m, ce qui conduit à une fraction absorbée beaucoup plus importante à l'intérieur de 62,5 /an. D'autre part le renouvellement d'air réduit généralement le temps de résidence à l'intérieur à quelques heures (3,3 h). L'efficacité d'exposition résultante et le potentiel de toxicité sont donc 13000 fois plus grands pour les émissions à l'intérieur que pour les émissions à l'extérieur. Par conséquent les émissions intérieures, même limitées, doivent être prises en compte.

b) Rejets dans l'eau de boisson

Comme pour l'air, les process de dégradation et de dilution dans l'eau sont pris en compte par le temps de résidence et la hauteur de dilution. Le volume utilisé pour la dilution est le volume total des eaux superficielles et souterraines par unité de surface terrestre, soit 20 m³ /m². L'advection a ici une importance primordiale car le cycle de l'eau et les apports par la pluie créent généralement un transfert permanent des polluants des eaux superficielles et profondes vers la mer. L'efficacité d'exposition des substances persistantes telles que les métaux lourds est indépendante du volume de dilution et ne dépend que des précipitations annuelles. Elle reste faible, car seule une faible quantité d'eau douce est bue par la population : on obtient un temps d'absorption de 2,5 millions d'années et une efficacité d'exposition de $1,1 \cdot 10^{-5}$.

Un affinement ultérieur de la méthode pourrait conduire à différencier les eaux profondes des eaux de surface car leur temps de résidence et les fractions absorbées sont très différentes. Il est aussi possible de calculer la bioconcentration dans les poissons et d'autres organismes aquatiques. Cependant il conviendrait ici de différencier nettement l'ingestion des poissons d'eau douce de celle des poissons de mer car les temps de résidence et les hauteurs de dilution sont là encore très différents.

c) Résidus dans la nourriture, incluant les transferts des sols agricoles aux produits alimentaires

Pour le sol, seule la couche superficielle de 20 cm est prise en compte.

En général, l'absorption humaine directe de particules de sol est limitée et a été négligée ici. En revanche, l'absorption d'un polluant par les plantes et l'exposition humaine qui en résulte via l'absorption de nourriture doit être prise en compte. Ceci est particulièrement important pour les métaux lourds qui ne se dégradent pas dans le sol. Dans ce cas, de faibles taux d'advection jouent un rôle central, et trois voies d'élimination doivent être considérées séparément :

- l'érosion qui remplace l'advection,

- l'absorption de culture comestible ou non, calculée en utilisant un facteur de bioconcentration,
- la lixiviation vers les eaux de surface, l'évaporation dans l'air et la dégradation caractérisées par un temps de vie équivalent.

Pour les substances persistantes ($t_{ij}^s = \infty$), l'équation A16 de l'annexe 1 montre que le temps de résidence est donné par :

$$t_i^s = r^s V^s / (\dot{Q}_{\text{érosion}}^s + BFC^{sp} \dot{Q}^p) \quad (8)$$

Pour le plomb, ce temps de résidence est très long : 1900 ans. Ceci conduit à une efficacité d'exposition élevée de 0,24 pour le dépôt dans les sols agricoles, ce qui signifie que 24 % de la quantité mise en oeuvre peut être absorbée par les hommes au cours de ces centaines d'années. Cette efficacité d'exposition est 350000 fois plus élevée que pour l'émission dans l'air et 22000 fois plus élevée que pour l'eau. Ainsi, pour les métaux lourds, les potentiels de toxicité humaine sont dominés par l'absorption par la nourriture. Les valeurs du facteur de bioconcentration proviennent de concentrations mesurées dans des céréales et dans les sols (Audsley et al. 1997). Ce facteur est supposé rester constant sur le long terme.

Le Tableau 3 montre que l'exposition humaine consécutive à l'absorption de végétaux du sol est similaire à celles obtenues par la bioconcentration dans le poisson. L'absorption quotidienne de poissons par personne a été multipliée par la densité de population pour obtenir la quantité annuelle totale de poissons absorbée. Si la production agricole est destinée à l'alimentation humaine, pour les sols agricoles, elle est directement remplacée par la quantité annuelle de plantes comestibles produites par unité de surface.

d) *Transferts inter-milieux*

Pour les émissions de métaux lourds dans l'air extérieur, 11,5 % est supposé se déposer ultérieurement sur les terres agricoles. Ceci correspond à la fraction de la surface du globe à des fins agricoles à cause de l'efficacité d'exposition élevée décrite plus haut, l'impact à travers ce dépôt à travers absorption finale dans l'alimentation est encore de 1300 fois plus élevé que via l'inhalation directe.

POTENTIEL GLOBAUX DE TOXICITE HUMAINE

Les HTP de quelques substances pertinentes sont présentés dans les tableaux 4 et 5.

Pour les métaux lourds dans l'air, l'effet dominant est clairement le résultat de leur dépôt sur les sols agricoles suivi de leur absorption par les plantes sur une période de plusieurs milliers d'années. Pour les émissions de métaux lourds directement dans les sols, il est important de traiter séparément les sols utilisés pour cultiver des plantes destinées à l'alimentation humaine. Dans ce cas les exportations de métaux lourds par les plantes ont un fort impact parce qu'il n'y a pas de dégradation. A long terme, si l'on suppose que la lixiviation est nulle, près de 50 % des métaux lourds déposés sur le sol seront absorbés par des plantes telles que les céréales.

Les toxicités ont été également calculées pour une série de pesticides en utilisant l'expression suivante :

$$HTP_i^p = f_i^{pa} \cdot HTP_i^{aa} + f_i^{pw} \cdot HTP_i^w + HTP_i^f \quad (9)$$

f_i^{pm} : fraction de pesticides mise en oeuvre atteignant le milieu m

HTP_i^{pf} : HTP du transfert de pesticides dans la nourriture, calculé sur la base des valeurs acceptables correspondant aux bonnes pratiques agricoles (Jolliet et Crettaz, 1997a), incluant la fraction de pesticides absorbée via la nourriture.

Les facteurs de caractérisation pour l'air, l'eau et la nourriture peuvent être comparés directement. Il en ressort que les effets dus aux résidus de pesticides dans la nourriture sont typiquement de 100.000 à 1 million de fois plus élevés que les effets induits par la consommation d'eau de boisson. Sachant que les facteurs d'effet sont basés sur les mêmes doses de référence pour les deux voies d'exposition, ceci montre l'importance de la prise en compte des facteurs de devenir et des transferts inter-milieu. Les effets des résidus dans la nourriture sont également 10.000 fois plus élevés que les effets dus à l'inhalation. Le calcul des résidus de pesticides dans la nourriture pourrait être significativement amélioré car les estimations sont basées sur des données empiriques concernant un petit nombre de substances.

Si les métaux lourds ou les pesticides sont mis en œuvre sur des cultures non destinées à l'alimentation humaine (biomasse pour le chauffage par exemple), seule la voie sol -> eau a été prise en compte. Pour une culture comestible, les 2 voies sol -> eau et sol -> nourriture doivent être prises en compte.

	HTP^{aa}	$t^{as} HTP^s$	$f^{aw} HTP^W$	Total air ext. air -> air, sol, eau $HTP^{a_{ext}}$	Air int. air int. $HTP^{a_{int}}$	Total eau eau -> eau HTP^W	Sol, culture noncomestible sol -> eau $t^{sw} HTP^W$	HTP^{sf}	Total sol culture comestible sol -> eau et nourriture HTP^s
	kg équ.Pba/kg em. a					kg équ.Pba/kg em. w.	kg équ.Pba/kg em. s	kg équ.Pba/kg em. s	kg équ.Pba/kg em. s
Air									
CO	1.4E-04			1.4E-04	9.5E-01				
NOx	2.0E-03			2.0E-03	5.9E+01				
SO2	7.5E-03			7.5E-03	1.7E+02				
Formaldéhyde	9.9E-03			9.9E-03	2.9E+02				
Particules	1.1E-02			1.1E-02	1.3E+02				
Aldéhyde RCOH	8.7E-03			8.7E-03	2.7E+02				
Benzène C ₆ H ₆	1.2E-02			1.2E-02	3.1E+02				
Eau									
Fluorures F ⁻						0.045			
Sulfures S ⁻						2.1			
Nitrates NO ₃ ⁻									
Phosphates PO ₄ ³⁻						3.2E-06			
Phénol C ₆ H ₅ O						0.052			
DBO						0.022			
Métaux lourds									
Arsenic As	0.08	9000	2.0E-03	9000	1100	1.5	0.7	79000	79000
Cadm. Cd	0.16	19000	4.1E-03	19000	2200	3.2	1.46	162000	162000
Chrome Cr	0.03	3700	8.0E-04	3700	430	0.62	0.29	32000	32000
Cobalt Co	0.11	12900	2.8E-03	12900	1500	2.2	1.0	112000	112000
Cuivre Cu	0.001	145	2.8E-05	145	1.5	0.022	0.009	1260	1260
Plomb Pb	1	2300	1.1E-03	2300	13000	0.86	0.6	20000	20000
Merc. Hg	8.9	46000	1.0E-02	46000	10000	7.8	3.6	400000	400000
Nickel Ni	0.003	370	8.1E-05	370	43	0.062	0.029	3200	3200
Sélén. Se	0.56	64000	1.4E-02	64000	7500	10.9	5.0	560000	560000
Etain Sn	0.00008	9.0	2.0E-06	9.0	1.1	0.0015	0.0007	78	78
Zinc Zn	0.0002	27	4.1E-06	27	2.2	0.0032	0.0007	230	230

Tableau 4 : Calculs des potentiels de toxicité humaine pour les rejets dans l'air, l'eau et le sol

CONCLUSION

Limitation et développements futurs

- L'absorption par la nourriture étant à l'origine de la plus grande exposition toxique de la population, une meilleure estimation des résidus de pesticides et de métaux lourds dans la nourriture doit être obtenue en priorité. La lixiviation des métaux lourds dans les eaux souterraines devrait faire partie de ces efforts. D'autre part, il n'est pas nécessaire d'améliorer l'évaluation de l'inhalation des métaux lourds dans l'air extérieur car sa contribution à la toxicité humaine est faible.
- Les émissions dans l'air intérieur et la santé à l'intérieur des bâtiments nécessitent d'être pris en compte car même des émissions en quantités limitées à l'intérieur des bâtiments ont un impact relativement élevé. La méthode décrite ici est bien adaptée à la comparaison des impacts des émissions extérieures et intérieures.
- Une différenciation spatiale pourrait être introduite par des efficacités d'exposition dépendantes du site : elles pourraient par exemple être affectées par la quantité d'eau disponible dans la région ou par la pluviométrie locale. Une différenciation entre l'efficacité d'exposition pour des émissions proches du sol et des rejets en haut de cheminée pourrait aussi être introduite. Sachant que l'ACV est une approche du berceau à la tombe est qu'elle s'intéresse principalement à l'intégration spatiale de tous les effets toxicologiques. Une différenciation spatiale ne devrait être mise en oeuvre que si elle a un effet significatif comparé aux incertitudes inhérentes à l'évaluation des impacts, c'est-à-dire si la variation spatiale de l'efficacité d'exposition est grande (par exemple au moins un ordre de grandeur en plus ou en moins).
- On a utilisé jusqu'ici une densité de population uniforme sans tenir compte du fait que, pour de nombreux polluants, la concentration augmente avec la population. Une étude exploratoire des concentrations mesurée de polluants tests (*criteria pollutants*) montre que l'exposition urbaine est prédominante dans l'exposition globale. Une différenciation entre les expositions en zones urbaines, faiblement peuplées et désertiques augmenterait l'exposition par inhalation d'un facteur 10 à 40 par rapport aux autres voies d'exposition. Même alors, l'effet dominant reste l'absorption des métaux lourds et des pesticides via la nourriture.

Des améliorations sont aussi nécessaires sur la façon dont la toxicité est mesurée, bien que des développements futurs n'affecteront pas l'utilité ou la validité du concept de l'efficacité d'exposition ni de son mode de calcul :

- Les principes d'équivalence présentés au chapitre 3 supposent que toutes les substances ont les mêmes effets finaux (*endpoints*). Dans le futur, des sous catégories devraient être introduites pour distinguer différents effets finaux tels que cancérogénicité, mutagénicité, irritation de la peau et baisse de la capacité à reproduire. Goedkopp et Spriensma (1997) ont suggéré que ceux-ci pourraient être pris en compte en utilisant les DALY où le nombre d'années de vie perdues (YLL) décrits par Murray et Lopez (1996).

- Dans un tel contexte, pour déterminer le nombre de cas d'une maladie donnée attribuable à une absorption unitaire, la toxicité ne sera pas caractérisée par une dose de référence, mais par la pente de la courbe dose-réponse. Jusqu'ici, l'utilisation d'une dose de référence pour les cancérigènes était implicitement reliée à cette pente : les doses de référence sont calculées sur la base de cette pente pour de faibles doses et par la définition d'un risque de cancer sur la vie entière par exemple de 10^{-6} . Pour les non cancérigènes il faudra prendre en compte les non linéarités, les concentrations de fond et donc des informations propres au site.

Acquis

L'approche des surfaces-temps critiques permet de quantifier clairement le devenir et l'exposition des substances toxiques. Sa nouveauté est d'identifier les paramètres clés à l'origine de phénomènes et de les calculer en tenant compte des différents chemins d'exposition.

Le concept d'efficacité d'exposition est particulièrement utile, non seulement pour les calculs actuels, mais aussi pour le développement futur de méthodes qui tiendront compte des effets non linéaires. La méthode développée ici est un excellent cadre de travail qui peut être utilisé pour comparer et vérifier les résultats de modèles de fugacité sur la base d'un petit nombre de paramètres significatifs.

Un cadre de travail similaire a été développé pour l'évaluation de l'écotoxicité par Jolliet et Crettaz (1997a). Dans ce cas, la normation est faite par unité de surface et non par personne, ce qui donne une quantité de m²-équivalents pollués durant un an à une concentration de référence.

LES PUBLICATIONS ANALYSEES

A. COMPARAISON DE DIFFERENTES METHODES D'ÉVALUATION D'IMPACT DU CYCLE DE VIE (LCIA) POUR L'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE [SCHULZE A. ET AL (2001) ENV TOX CHEM. 20(9), 2122-2132]

Introduction

Les catégories d'impact telles que la toxicité humaine et l'écotoxicité sont difficiles à traiter dans le cadre des évaluations des impacts de cycle de vie (LCIA) car, contrairement à la plupart des autres catégories, elles traduisent non des impacts globaux, mais des impacts locaux qui varient selon les milieux, les régions et les écosystèmes. En effet, ces impacts sont déterminés par les concentrations locales qui dépendent entre autres du comportement des substances chimiques, de leur devenir, de l'environnement local et des quantités émises. De plus, les effets toxiques sont dus à des modes d'action différents et il n'est pas sûr que l'on puisse agréger les quantités de différentes substances en les représentant par des quantités équivalentes d'une unique substance avec un certain mode d'action. L'article traite essentiellement de l'incidence des conditions locales, prises en compte sous forme de "facteurs de devenir" (*fate factors*).

Selon le groupe de travail sur l'évaluation des impacts de SETAC Europe, une LCIA doit inclure le devenir des substances, i.e.

$$S^m = \sum_i F_i^m E_i^m M_i^m \quad (1)$$

où m est le milieu où l'effet se produit, i est la substance, S est l'indicateur de catégorie (le facteur d'effet⁵), F le facteur de devenir et d'exposition, E le facteur d'effet et M la masse émise. Le terme $F.E$ est le facteur de caractérisation dans la nomenclature ISO [5].

Dans les anciennes méthodes de LCIA, F est souvent absent (=1) alors que E est en principe l'inverse d'un seuil de concentration toxique réglementaire ou scientifiquement établi : PNEC (concentration prédite sans effet), MTC (concentration maximale tolérable), ADI (dose quotidienne admissible), etc. Ces valeurs sont obtenues en divisant des résultats d'essais de toxicité par des facteurs d'extrapolation fonction de la qualité des données [6]. Cependant, contrairement à l'évaluation des risques, les ACV n'utilisent pas ces valeurs-seuils pour distinguer les concentrations toxiques et non toxiques, mais en les extrapolant linéairement entre la PNEC et 0, attitude pragmatique permettant de comparer des concentrations environnementales quand on a peu de données disponibles. Les développeurs de LCIA utilisent de plus en plus des niveaux d'effet non nuls tels que les ED10 (dose montrant un effet significatif pour 10 % des organismes testés), des niveaux de référence de dommages (DALY = *disability adjusted life years* = nombre d'années de vie perdues ou dégradées), ou des % d'espèces affectées, même si ces valeurs sont basées sur les mêmes données de toxicité. Cependant, des fonctions de dommage réalistes sont très difficiles à déterminer.

⁵ Ou potentiel de risque (*hazard potential*), mais ici on respecte la terminologie SETAC.

L'objet de cet article est de déterminer dans quelle mesure et comment l'introduction de modèles de devenir influe sur les résultats de LCIA, avec une attention particulière sur la distinction entre eaux douces et océans et sur les processus dominants de dégradation ou de transferts entre milieux. Pour ce faire, quatre méthodes d'évaluation de l'écotoxicité aquatique sont comparées pour quatre constituants de lessives utilisées en Allemagne de l'Ouest en 1984 pour le lavage domestique du linge.

Les 4 méthodes étudiées

Notations : $F.E$ est noté AETP (*Aquatic EcoToxicity Potential*)
 S est noté AETS (*Aquatic EcoToxicity Score*).

CML_{old}

Dans cette méthode, développée en 1992 par le Centre d'Etudes Environnementales de l'université de Leiden (NL) [9], le facteur d'exposition est égal à 1, et

$$AETS^{CMLold} = ETP_a = \sum_i ECA_i \cdot M_i^W$$

ETP_a potentiel d'écotoxicité aquatique (m³)
 $ECA_i = 1 / MTC_i$ facteur de classification écotoxicologique de la substance i pour les écosystèmes aquatiques (m³/mg)
 $MTC_i = PNEC_i$ concentration maximale tolérable définie par l'US EPA pour la substance i dans l'eau (mg/m³)
 M_i^W masse de la substance i émise dans l'eau (mg)

ETP est un volume critique, i.e. le volume d'eau nécessaire pour diluer la substance i jusqu'à la concentration maximale admissible MTC . Devenir, persistance et toxicité de mélange ne sont pas abordés. Eaux douces de surface, eaux souterraines et océans ne sont pas distingués.

EDIP (*Environmental development of industrial products*)

Cette méthode, développée par l'Institut pour le Développement de Produits de l'Université Technique du Danemark [10] est divisée en deux étapes :

- un premier balayage (*screening*) identifie les substances de l'inventaire qui contribuent aux impacts toxiques d'après l'exposition et l'écotoxicité (méthode non détaillée ici)
- on calcule ensuite les facteurs de caractérisation aigus et chroniques pour l'écotoxicité aquatique :

$$AETP^{EDIPacute} = EF(etwa)_i = f_{wa,i} \cdot ETF_{wa,i}$$

$$AETP^{EDIPchronic} = EF(etwc)_i = f_{wc,i} \cdot Bio_i \cdot ETF_{wc,i}$$

$EF(etwa)$ et $EF(etwc)$ facteurs d'équivalence des écotoxicités aquatiques aigue et chronique
 $f_{wa,i}$ et $f_{wc,i}$ coefficients de partage (*partitioning*) final de la substance i entre le compartiment d'émission et l'eau pour les toxicités aigue et chronique (sans dimension)
 Bio_i indice de biodégradation de la substance i selon l'OCDE ou l'UE (sans dimension)
 $ETF_{wa,i}$ et $ETF_{wc,i}$ facteurs d'écotoxicité aigu et chronique (= $1 / PNEC$) (m³/mg)
 $f.Bio$ facteur de devenir

Pour les émissions dans l'eau, $f_{wa} = 1$.

Si la constante de la loi de Henry $> 0,001 \text{ atm.m}^3/\text{mol}$, la demi-vie de la substance dans l'atmosphère est prise en compte :

- si la demi-vie $< 1 \text{ jr}$, $f_{wc} = 0$
- sinon, $f_{wc} = a$, où $a = \text{rapport des surfaces d'eau / surfaces de terres} (= 0,2 \text{ par défaut})$

Si la constante de la loi de Henry $< 0,001 \text{ atm.m}^3/\text{mol}$, $f_{wc} = 1$

Pour les rejets dans le sol, $f_{wa} = 0$ et f_{wc} est déterminée comme pour les émissions dans l'eau.

Bio est déterminé selon OCDE (301 A-E, 302 B-C) ou EU (92/69/EEC, 87/392/EEC, 87/302/EEC) ou par des tests similaires en créant un indice à partir des % dégradés qui s'échelonnent de 0,2 à 1. L'hypothèse d'une biodégradabilité complète ($Bio = 0$) n'est jamais faite. Pour une substance inconnue, on prend $Bio = 1$.

Les AETS sont ensuite obtenus en sommant les produits des masses émises par leurs facteurs d'équivalences, comme dans la méthode CML_{old}. Les indicateurs de catégorie résultants sont des volumes critiques exprimés en m^3 du compartiment correspondant.

CST (Critical Surface Time)

Dans cette méthode, développée par l'Institut Fédéral de Technologie de Lausanne [3], le potentiel d'écotoxicité aquatique et l'indicateur de catégorie correspondant sont donnés par :

$$AETP_{water}^{CST} = AEP_i = \frac{F_i \cdot E_i}{F_{Zn} \cdot E_{Zn}} = \frac{t_i^w \cdot 1}{V^w \cdot PNEC_i^w} = \frac{t_{Zn}^w \cdot 1}{V^w \cdot PNEC_{Zn}^w}$$

$$AETS^{CST} = S_{aquatic} = \sum_i (M_i^w \cdot AEP_i + f_i^{sw} \cdot M_i^s \cdot AEP_i)$$

Zn	Zinc = substance de référence pour le compartiment eau
AEP_i	potentiel d'écotoxicité aquatique de la substance i émise dans l'eau (kg Zn/ kg de substance i émise dans l'eau)
t_i^w	temps de séjour dans le compartiment global ouvert eaux douces superficielles (années)
V^w	volume du compartiment eau (volume de dilution) par unité de surface (m^3/m^2) = hauteur (ou profondeur) de dilution ($\leq 0,18 \text{ m}^3/\text{m}^2$)
$PNEC_i^w$	concentration prédite sans effet (kg/m^3) selon l'US EPA
$S_{aquatic}$	score d'écotoxicité aquatique en kg de zinc rejeté dans l'eau
M_i^w	masse de substance i rejetée dans le milieu m ($w = \text{eau}$, $s = \text{sol}$)
f_i^{sw}	fraction du rejet dans le sol qui atteint l'eau, basée sur le modèle CREAMS-GLEAMS [12] combiné avec un modèle empirique de précipitations saisonnières en supposant une dégradation du 1 ^{er} ordre dans le sol entre deux pluies.

Le temps de séjour est déterminé par la demi-vie de dégradation, le temps de transit (*flushing lifetime*) (volume des eaux douces mondiales / exportation moyenne = $0,76 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{a}$), le temps de sédimentation et le temps d'évaporation.

L'impact est exprimé ici par une aire polluée jusqu'à la PNEC pendant une certaine durée déterminée par le devenir de la substance, ramenée à l'impact du rejet de la même masse de zinc, pris comme substance de référence.

USES-LCA (*Uniform System for the Evaluation of Substances, adapted to LCA*)

Cette nouvelle méthode développée par CML [8], est une adaptation du modèle SimpleBox 2.0 [13], partie de USES 2.0 [14]. C'est un modèle multimilieu imbriqué (*nested*) de niveau III qui calcule le devenir des substances en prenant en compte leurs transferts intermilieu et intramilieu et leur dégradation. Le modèle d'environnement global est décrit Figure 5. Les rejets peuvent se produire dans 5 compartiments de l'échelle continentale : eau douce, océan continental (*continental scale seawater*), air, sols agricoles et industriels). Ils sont supposés distribués instantanément et uniformément dans tout le compartiment récepteur. Les impacts peuvent se produire dans tous les compartiments, via les transferts intermilieu. Pour l'écotoxicité aquatique, il y a 25 chemins possibles, des 5 compartiments récepteurs précités vers les 5 compartiments-cibles aquatiques (eau douce et quatre océans des échelles arctique, tempérée, continentale et tropicale).

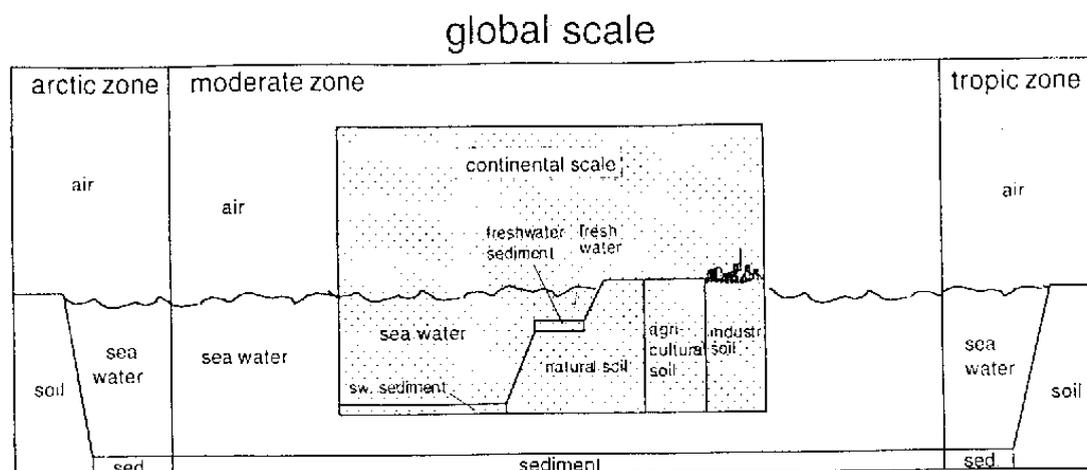


Figure 5 : Compartiments du modèle USES-LCA [8, 17]

Les AETPs sont calculés comme suit :

Les PECs (concentrations environnementales prédites) sont calculées pour les 2 compartiments cibles (eaux douces et océan de l'échelle continentale) et pour chaque compartiment récepteur d'une émission fictive de 1000 t/j, soit 5 valeurs pour les eaux douces continentales et 20 valeurs pour les 4 compartiments océans. Les PECs pour les océans sont agrégés en une valeur PEC_{weigh} par compartiment récepteur en sommant leurs valeurs pondérées par les volumes du compartiment correspondant, ce qui suppose que les impacts sont proportionnels aux masses en présence dans les compartiments et non à leurs concentrations.

Les ratios de caractérisation du risque $RCR = PEC / PNEC$ sont alors calculés, la PNEC étant identique pour tous les compartiments aquatiques.

Les AETPs sont alors calculés en faisant le rapport des RCRs par ceux d'une substance de référence, le 1,4 dichlorobenzène, émise dans un compartiment de référence, les eaux douces continentales. Il y a donc 5 AETPs pour l'eau douce et 5 pour les océans.

Le modèle de devenir utilisé dans USES-LCA suppose un rejet exprimé en débit massique alors que dans les inventaires de cycle de vie les rejets sont exprimés en masse. C'est pourquoi on utilise un débit massique arbitraire de 1000 t/an dans le calcul des PECs. Comme on utilise un débit identique pour la substance de référence, l'effet de ce choix arbitraire s'annule.

Pour calculer les AETS pour les 2 milieux cibles (eaux douces et océans) on fait la somme des masses rejetées dans chacun des cinq compartiments récepteurs pondérées par les AETPs correspondants.

Etude de cas : lavage du linge en Allemagne fédérale en 1984

L'unité fonctionnelle choisie pour l'étude comparative des 4 méthodes d'évaluation de l'écotoxicité aquatique est le lavage du linge domestique en Allemagne de l'Ouest en 1984.

3 milieux récepteurs sont concernés : les eaux douces, les sols agricoles et l'air.

Quatre substances sont étudiées, totalisant 52 500 t/an :

- LAS : alkylbenzène sulfonate linéaire, agent tensioactif
- EDTA : éthylène diamine acide tétra-acétique, agent complexant
- DAS-1: un azurant optique de formule complexe
- HHCB : une huile de parfum polycyclique à base de musc de formule complexe

Le choix de ces substances est justifié notamment par le fait que leurs effets écotoxicologiques sont assez bien connus.

Le réalisme des hypothèses retenues, le choix de valeurs par défaut pour les données manquantes et celui de valeurs qui dépendent du milieu récepteur (photolyse de l'EDTA qui dépend de la disponibilité en fer) sont discutés. Bien que la photolyse dans l'eau ne soit pas prise en compte dans USES-LCA, 2 substances sont concernées et les conséquences de la prise en compte de cette photolyse sont discutées.

Les boues de STEP sont supposées pour moitié incinérées et pour moitié utilisées comme engrais.

Résultats de la comparaison des méthodes d'évaluation et interprétation

Comparaison des facteurs de caractérisation

Les 4 méthodes sont basées sur les mêmes facteurs d'effet, sauf "EDIP aigu". Les écarts de résultats sont donc dus principalement à la façon dont chacune prend en compte le devenir des substances dans l'environnement.

L'amplitude de la fourchette des AETP est de 15 pour CML_{old}, la méthode la moins dispersée.

Une comparaison de CST et USES-LCA avec CML_{old} montre l'importance de l'analyse du devenir puisque les temps de séjour diffèrent selon les modèles et les temps de dégradation selon les substances. Ainsi par exemple le facteur de devenir du LAS pour les rejets dans les eaux douces est-il de 54 (CST) à 74 (USES) fois plus petit que celui de l'EDTA.

Même pour évaluer les impacts sur un système ouvert tel que les eaux douces, où le temps de résidence des polluants est dilué par le taux de renouvellement de l'eau, l'intérêt d'utiliser les facteurs de devenir pour améliorer le réalisme apparaît clairement. L'emploi de facteurs de correction fixes basé sur des indices peut par ailleurs induire en erreur (cas du HHCB pour EDIP).

Le compartiment océan dans les LCIA

USES-LCA fournit des AETPs différents pour les eaux douces et les océans. La dispersion des résultats pour les impacts sur l'océan est de six ordres de grandeur contre seulement un pour le compartiment eaux douces. L'océan étant un puits dans le modèle global fermé, ces différences traduisent celles des taux de dégradation globaux des différentes substances. L'impact du LAS est ainsi fortement réduit par rapport à celui qui concerne les eaux douces car il se dégrade avant d'avoir eu le temps d'atteindre l'océan. Ceci montre l'importance de différencier eaux douces et océans.

Quels transferts et schémas de dégradation sont importants ?

Pour l'évaluation de la toxicité pour les eaux douces par CST et USES-LCA, l'ordre d'importance relative des émissions dans les eaux douces, le sol et l'air est le même pour les 4 substances étudiées : eaux douces > sols agricoles > air.

Le rang des substances est également pratiquement le même pour tous les compartiments récepteurs (EDTA puis DAS-1 et HHCB puis LAS).

Les résultats montrent l'importance de l'évaporation dans la réduction des concentrations des substances volatiles (HHCB) dans l'eau et le sol.

Les résultats d'une étude de sensibilité sur EDTA montrent que USES-LCA devrait tenir compte de la photolyse pour les émissions dans les eaux douces dès lors que la $\frac{1}{2}$ vie de la photolyse est inférieure au temps de résidence de la substance dans l'eau douce.

Comparaison des résultats concernant les indicateurs de catégorie

Le classement relatif des substances reste comparable dans les 4 méthodes : EDTA a un impact significatif, DAS-1 a un impact faible, tandis que LAS a un impact qui décroît notablement quand on améliore la prise en compte de son devenir, principalement sa biodégradation.

Les résultats montrent l'importance de prendre en compte le devenir, y compris les processus de dégradation et les transferts intermilieux, et de distinguer les eaux douces de l'océan.

Discussion

Le devenir est important pour les LCIA. Cependant, plusieurs problèmes se posent :

1/ Le choix des paramètres du système, i.e. celui des caractéristiques environnementales et le choix entre un modèle à frontières ouvertes ou fermées.

CST est basé sur un modèle de compartiment "eaux douces" ouvert, alors qu'USES-LCA modélise un système global fermé avec un compartiment "eaux douces" ouvert. Tous deux ont donc une limite supérieure pour le temps de séjour total de l'eau, approchée asymptotiquement quand les taux de dégradation et de transfert décroissent.

Pour USES-LCA, il existe une relation directe pour l'océan entre le temps de séjour global et la valeur de l'indicateur de catégorie, qui est aussi la conséquence de la méthode d'agrégation basée sur les volumes qui conduit à une forte prédominance des compartiments océans globaux sur le petit compartiment océanique continental.

2/ A l'échelle globale, des phénomènes non pris en compte dans la plupart des modèles à compartiments deviennent importants, par exemple les transports éoliens sur longues distances, les courants marins et la dépendance à la T° des taux de dégradation et des coefficients de partage. Certains peuvent être intégrés en subdivisant le monde en différents compartiments comme dans SimpleBox 2.0 et en appliquant différents paramètres ou équations aux différentes zones, ce qui en retour accroît le problème de l'incertitude des paramètres. Ceci n'est abordé que partiellement dans USES-LCA.

Une compréhension fine du système étudié est un préalable à la définition de la profondeur de modélisation nécessaire (par exemple le niveau de *feed back* entre compartiments) pour obtenir des modèles à la fois fiables, robustes et transparents. Alors qu'une approche générale de modèles de devenir plus détaillés semble raisonnable et nécessaire, les sorties des modèles à compartiments

multimilieux comme ceux d'autres modèles de devenir ne sont pas encore complètement validés [23]. Une comparaison directe entre résultats de modèles multimilieux et données d'enregistrement est souvent difficile car les modèles reflètent des scénarios génériques alors que les mesures concernent des situations spécifiques et ne peuvent être généralisées. Dans ces conditions il est utile de comparer différents modèles multimilieux et de vérifier leur consistance et leur vraisemblance.

3/ la variabilité et l'incertitude des données d'entrée (cf. le taux de photolyse de l'EDTA). Cette incertitude peut avoir un effet linéaire sur le résultat, par exemple les taux de dégradations dans un système fermé, ou peut faire sauter un résultat dans un système de score tel que celui d'EDIP [24].

Perspectives

Une question clé pour le développement futur des méthodes LCIA est de savoir s'il faut chercher à quantifier des effets réels comme tente de le faire Eco-Indicator 99 [11], ou de calculer des notes de risque relatifs qui permettent de comparer la contribution de différentes substances à une catégorie d'impact, comme l'écotoxicité aquatique. Les méthodes présentées ici relèvent de la deuxième approche. Sans pouvoir discuter ici des mérites comparés des deux approches, il faut souligner que la 1^{re} nécessite une résolution spatiale plus fine que celle que fournissent les données d'inventaire et les modèles de devenir existants.

Dans la 2^{ème} approche, il faut souligner que des effets toxiques locaux peuvent être différents des effets environnementaux potentiels dus à des substances distribuées globalement. USES-LCA s'engage dans cette voie en distinguant deux potentiels d'écotoxicité aquatique. Dans ce cadre, des modèles locaux ouverts et globaux fermés peuvent être utilisés pour quantifier les différents *endpoints*. En fournissant un indicateur pour les impacts toxiques principalement locaux ou régionaux et un autre exprimant la dispersion globale des polluants.

Pour le 1^{er} indicateur, le modèle le plus approprié pourrait être un modèle local de lac ou de rivière ou issu d'un modèle multimilieux ouvert, par exemple le module eaux douces de USES-LCA ou le modèle de rivière GREAT-ER [26, 27]. De tels modèles régionaux ne nécessitent pas forcément d'informations locales précises; on peut choisir à la place une région de référence typique, dont on pourra dériver différents facteurs de devenir possible.

Le 2nd indicateur concerne l'échelle globale à laquelle les substances persistantes peuvent constituer une menace même si elles ont évacuées rapidement hors du système local. En modélisant le devenir global des substances, leur partition en phases, leur répartition spatiale, et leur persistance sont plus pertinentes alors que la toxicité aigue est moins pertinente. La condensation froide de polluants organiques persistants [28] qui se produit à une échelle globale n'est pas modélisée dans USES-LCA. De plus, il y a un manque de connaissances concernant les effets toxiques dans les océans, notamment dans les régions polaires. D'autres modèles d'évaluation des risques environnementaux en développement peuvent être utilisés pour calculer le devenir global de substances. Le modèle méridional de Scheringer [29] décrit la distribution globale des substances organiques non ioniques en termes de concentrations, de persistance et de domaines spatiaux.

Dans le cas de substances de toxicité non connue, les effets toxiques ne sont pas pertinents [17]. Dans ce cas, des configurations d'exposition typiques peuvent être calculées avec un modèle de répartition régional ou global et la persistance et la répartition spatiale des substances peuvent être utilisées comme des *endpoints* basés sur des expositions [29-31], décrivant la durée et l'extension

spatiale des configurations d'exposition sans faire directement référence aux effets toxiques. Une proposition de combinaisons de tels *endpoints* avec des résultats de LCIA est présentée [17]. En conclusion, le choix d'une méthode LCIA a une incidence forte sur les résultats obtenus. Les praticiens ont donc à choisir la méthode la plus appropriée au cas étudié. De tels choix nécessitent de prendre en compte les hypothèses implicites des différentes méthodes. Les résultats de cette étude montrent qu'il est sensé de choisir des outils de modélisation complexes pour évaluer les rejets toxiques. Cependant elle ne concerne qu'une seule catégorie d'impact et non sa pertinence comparée à d'autres catégories dans une étude d'ACV complète. Beck et al [17] trouvent que la toxicité est souvent affectée de scores faibles dans l'agrégation des méthodes LCIA. Si de telles études sont menées, il ne semble pas pertinent de faire des études approfondies sur la toxicité dans les LCIA. De plus, on ne sait pas à partir de quelle profondeur de modélisation l'incertitude sur les paramètres devient telle que les résultats plus réalistes obtenus sont moins fiables qu'une estimation grossière.

Finalement, le choix entre les méthodes de LCIA existantes n'est qu'une part du problème posé par l'évaluation des substances dans les études d'ACV. De plus, le développement et la mise en œuvre de nouvelles approches susceptibles de distinguer les impacts régionaux et globaux doivent être poursuivis. Ce qui signifie que dans le futur la méthodologie de LCIA doit rester assez souple pour permettre des développements ultérieurs.

B. POTENTIEL D'IMPACT DE TOXICITE : COMPARAISON DE DEUX APPROCHES DE FACTEURS D'EQUIVALENCE A UNE EVALUATION DU RISQUE SIMPLIFIEE [TOLLE D A ET AL. (2001) INT J LCA 6 (2), 96-105]

Introduction

Caractérisation de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (LCIA)

Une LCIA a été définie par la SETAC et l'ISO comme une approche relative basée sur une unité fonctionnelle pour caractériser et évaluer les effets potentiels des charges environnementales (ressources utilisées et émissions) identifiées dans un inventaire de cycle de vie. Une LCIA consiste en trois étapes obligatoires (définition du champ incluant le choix de la catégorie d'impact et du modèle, classification et caractérisation), qui peuvent être suivies de quatre étapes optionnelles (normation, regroupement, pondération et analyse de la qualité des données). Cette publication concerne la caractérisation, qui inclut la modélisation, la quantification et l'agrégation de données d'inventaire dans une catégorie d'impact donnée.

Les facteurs d'équivalence (EFs) appelés facteurs de caractérisation par l'ISO, sont fréquemment utilisés dans les étapes de caractérisation pour estimer la contribution des données d'inventaire aux catégories d'impact auxquelles elles ont été assignées durant la classification. Dans ce contexte, les EFs ont été définis comme des facteurs de conversion des résultats des LCI dans l'unité commune de la catégorie d'indicateurs, ce qui leur permet d'être agrégés dans une catégorie d'impact unique. Ils ont généralement pour objet de quantifier la gravité relative d'une contribution d'un résultat d'inventaire donné à un impact.

Certains auteurs recommandent d'inclure des facteurs d'échelle régionaux pour tenir compte des caractéristiques de l'écosystèmes (température, type de sol, etc.) dans la caractérisation des données d'inventaire. Tolle a proposé et utilisé une méthodologie d'incorporation des facteurs d'échelle régionaux dans les LCIA pour 5 catégories d'impact différentes. Le présent travail affine cette méthode et évalue son utilisation pour les impacts associés à la toxicité.

Trois approches d'évaluation de la toxicité pour les LCIA

L'étude compare trois approches utilisables pour caractériser les impacts liés à la toxicité :

- l'approche PBT (Persistance, Bio-accumulation, Toxicité),
- l'approche MFM (modèle de devenir multimilieux),
- l'approche SRA (évaluation de risque simplifiée).

Sélection de l'étude de cas

La comparaison des méthodes PBT, MFM, et SRA pour la caractérisation du potentiel d'impact de toxicité a été effectuée sur un inventaire concernant la fabrication des explosifs à base de RDX incorporés dans les munitions GBU-24 de l'armée US. Une évaluation de risque sur un site donné (SRA) nécessitant des efforts importants, les données d'inventaire évaluées à l'aide des 3 méthodes ont été limitées à la fabrication du produit et à la production d'énergie à HSAAP Kingsport, Tennessee. Les rejets dans l'eau ont lieu dans la rivière Holston.

Méthodes

Choix des indices de toxicité (*benchmarks*)

Les méthodes PBT et MFM utilisent trois catégories d'impact basées sur des indicateurs de toxicité aiguë : la toxicité par inhalation pour la toxicité humaine et les toxicités terrestre et aquatique pour l'écotoxicité.

Les EFs de chacune des trois catégories utilisent les valeurs de toxicité aiguë des espèces les plus sensibles (LD50 ou LC50 les plus faibles), ce qui rajoute une incertitude car certaines substances ont été testées sur un plus grand nombre d'espèces que d'autres et ont donc plus de chances d'affecter les espèces les plus sensibles. Cependant, les indicateurs de toxicité utilisés sont limités à un petit nombre d'espèces couramment utilisées dans les tests : les rongeurs (rats ou souris) pour la toxicité par inhalation et la toxicité terrestre et un poisson d'eau douce (le vairon à tête large et non la truite) pour la toxicité aquatique. On admet également que ces indicateurs sont limités parce qu'ils ne tiennent pas compte des effets biologiques subtils de l'exposition à long terme à de faibles quantités de substances, tels que les effets transgénérationnels ou perturbateurs du système endocrinien. Une autre limitation des indicateurs de toxicité est qu'ils sont généralement basés sur des études de laboratoire conduites en environnement contrôlé avec une substance parent unique, et ne tiennent pas compte des produits de dégradation. C'est pourquoi ces indicateurs ne reflètent pas des effets potentiels en environnement réel, tels que des effets additifs, de synergie ou d'antagonisme pouvant résulter de la combinaison avec d'autres polluants ou avec des produits de dégradation.

Bien que les mesures de toxicité chroniques soient reconnues comme étant les mieux adaptées à l'évaluation des impacts liés à des expositions environnementales modélisées dans les composants de devenir et d'exposition des deux approches, elles ne sont souvent pas disponibles, notamment pour les espèces terrestres. En fait, des indicateurs de toxicité chronique ne sont disponibles pour 13,9 %, des 2863 substances organiques fabriquées ou importées aux USA en quantités supérieures à 2,2 kt / an, alors que des indicateurs de toxicité aiguë sont disponibles pour 49,4 % d'entre elles. C'est pourquoi ces derniers ont été utilisés afin d'assurer une cohérence entre les indicateurs et d'éviter d'exclure des substances de l'évaluation. Bien que l'on n'ait pas utilisé de ratio de conversion aiguë -> chronique ou d'autres méthodes de conversion, cela pourrait être utile dans le cadre d'études futures pour lesquelles des données de toxicité chronique seraient disponibles pour de nombreuses substances.

Enfin, des indicateurs de toxicité concernant des animaux ont été utilisés à la place d'indicateurs de toxicité humaine. Là encore, l'insuffisance des données en est la principale raison. De plus, le régime alimentaire des espèces sauvages est généralement restreint à une faible zone dans laquelle les ressources en eau ne sont pas traitées. Par ailleurs, cette approche est conservatrice en ce qui concerne l'exposition humaine, car les zones où le sol ou l'eau sont fortement pollués ne sont souvent pas accessibles aux hommes, et l'eau de boisson est surveillée et traitée. Enfin les indicateurs de toxicité issue des essais sur des animaux sont souvent utilisés pour définir des niveaux de concentration sans danger pour la nourriture et l'eau de boisson humaines.

La méthode SRI utilise des concentrations seuils de toxicité chronique, mieux adaptés aux rejets continus sur longue période, typiques des installations industrielles en fonctionnement normal. Les valeurs utilisées (WQC : critère fédéral de qualité de l'eau, NAAQS : norme nationale de qualité de

l'air ambiant, RfD : dose de référence et MRL : niveau de risque minimal) sont discutées dans la conclusion.

Approche PBT

L'approche PBT (Persistance, Bio-accumulation, Toxicité) calcule pour chaque catégorie d'impact et chaque substance un EF à partir de valeurs de risque (HVs : *hazard values*) de toxicité et de devenir, selon une méthode décrite dans un document élaboré par l'université du Tennessee pour l'US EPA en 1994 et résumé par Swanson et al. en 1997 :

$$EF = (HV \text{ toxicité})(HV \text{ DBO} + HV \text{ hydrolyse} + HV \text{ FBC})$$

EF = Facteur d'équivalence

HV toxicité = 5 si l'indicateur de toxicité est > valeur seuil, = 0,1 sinon

HV DBO calculé à partir de $\ln(\text{DBO}) = \ln(\text{Demande Biologique en Oxygène})$

HV hydrolyse calculé à partir de la constante de dégradation par hydrolyse ($k_{\text{hydrolyse}}$)

HV FBC calculé à partir de $\log(\text{Facteur de Bioconcentration})$ (sans unité)

La valeur minimale de *HV toxicité* n'est pas nulle pour tenir compte de la possibilité :

- de dépasser le seuil avec le niveau de concentration préexistant (*background level*),
- d'effets de synergie avec d'autres substances.

Le calcul des *HV* de devenir est décrit dans le document précité de l'US EPA.

Leurs valeurs varient de 1 à 2,5. Ainsi $EF_{\text{max}} = 5 \times (2,5 + 2,5 + 2,5) = 37,5$.

Enfin, le score final de la substance *s* est obtenu en sommant les 3 indices :

$$\text{Score PBT}_s = EF_{s,\text{inhalation}} \text{Rejet}_{s,\text{air}} + EF_{s,\text{aquatique}} \text{Rejet}_{s,\text{eau}} + EF_{s,\text{terrestre}} \text{Rejet}_{s,\text{ingestion}}$$

Approche MFM

L'approche MFM (modèle de devenir multimilieux) utilise des modèles de Mackay de niveau III pour calculer les concentrations d'état stationnaire dans l'air, l'eau, les sédiments, les sols et les biotopes liées à des rejets dans l'air, l'eau et le sol par les déchets mis en décharge. A la différence de l'approche PBT, elle permet aux substances émises dans un milieu de migrer dans un autre.

Les paramètres utilisés pour modéliser le monde (*world unit*) sont suivants :

- aire = 1 km²,
- profondeur des compartiments : air = 6 km - eau = 10 m - sol = 20 cm - sédiment = 3 cm.

Paramètres spécifiques à l'Etat du Tennessee :

- T° moyenne = 12°C
- Aire occupée par les eaux superficielles = 2 % - par le sol = 98 %
- Pluviométrie = 0,17 mm/h. Autres précipitations (neige, etc.) = 0
- Composition du sol : eau = 28 % - matières solides = 54 % - carbone organique = 2 %

Eaux superficielles : salinité, pH, modifications de l'écoulement, effet du gel et du dégel non pris en compte.

Propriétés physico-chimiques de chaque substance : point de fusion, solubilité dans l'eau, pKa, pression de vapeur, chaleur latente de vaporisation, coefficient de partage octanol-eau (Kow), constante de Henry, temps de séjour dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments (1/2 vies).

Les données manquantes concernant les substances ont été estimées pour deux paramètres à partir de la base de données US ASTER (outils pour l'évaluation des risques) en utilisant les méthodes décrites par Lyman et al., Jorgensen et al. et Howard & Meylan Des substituts ont été utilisés pour deux solvants de l'inventaire selon les recommandations de Batelle.

Les rejets d'aluminium sont supposés rester dans le sol à l'état stationnaire.

Pour la toxicité par inhalation et la toxicité aquatique, les expositions potentielles sont estimées à partir des concentrations d'état stationnaire dans l'air et dans l'eau, afin de les relier aux indicateurs de toxicité également exprimés par des concentrations.

Pour la toxicité terrestre, l'exposition potentielle est estimée par une dose calculée en faisant la somme de l'exposition potentielle par inhalation, par l'eau de boisson, et par ingestion du sol pour un rongeur (*deer mouse* pour l'air et l'eau, souris à pattes blanches pour le sol) :

$$D_i = (C_{i,air}R_{inhalation})/W + (C_{i,eau}R_{eau,ingestion})/W + (C_{i,sol}R_{sol,ingestion})/W$$

où par exemple $C_{i,air}R_{inhalation}$ est la dose inhalée par une *deer mouse* de masse corporelle $W = 20$ g avec un taux $R_{inhalation} = 0,025$ m³/jour.

On estime alors l'exposition pour les substances non cancérigènes d'après Kolluru, par un quotient de risque *HQ* pour les substances isolées ou par un index de risque *HI* pour les mélanges ou les chemins multiples, par la formule $HQ_i = D_i / BDi$ pour les indicateurs de toxicité de type dose et par $HQ_i = C_i / BCi$ pour les indicateurs de toxicité de type concentration, où :

- Di (resp. Ci) est la dose en mg/kg/jr (resp. la concentration en mg/m³),
- BDi (resp. BCi) est la dose (resp. concentration) de référence en mg/kg/jr (resp. mg/m³), par exemple une dose (resp. concentration) létale.

Approche SRA

L'objectif de l'approche SRA a été de fournir une information sur le risque potentiel pour la santé humaine et pour les écosystèmes des émissions toxiques du site susceptibles d'être comparé aux résultats similaires obtenus avec les approches PBT et MFM sur les trois catégories d'impact de toxicité décrites auparavant.

La première partie d'une évaluation de risque est la formulation du problème qui inclut l'obtention et l'évaluation de l'information pertinente pour la formulation des hypothèses de risquer à considérer. Elle comprend la collecte des sources d'émissions et des quantités émises, de l'information sur l'environnement du site et de la zone qui l'entoure. Outre les données environnementales relatives au site lui-même, les données concernant les rejets dans l'eau de l'unique station d'épuration de la zone ont été utilisés.

Les indicateurs d'évaluation finaux sont choisis en fonction :

- des substances rejetées et des milieux récepteurs,
- de la localisation et de la densité de population humaine sur la zone,
- de l'abondance des espèces terrestres et aquatiques sur la zone.

Ce choix est généralement effectué selon les recommandations de l'US EPA et tient compte de la pertinence écologique, de la sensibilité aux agents de stress connus ou potentiels, et traduit des objectifs de gestion. Pour cette étude, le critère concernant l'objectif de gestion était la pertinence par rapport à l'une des trois catégories d'impact de toxicité utilisées par les approches PBT et MFM. Les trois principaux indicateurs d'évaluation finaux retenus pour la SRA sont :

1. la population humaine exposée aux polluants atmosphériques au-delà de leurs seuils de concentration par inhalation,
2. le maintien des populations des biotopes aquatiques indigènes de la rivière Holston,
3. la non augmentation du taux de cancers humains dus à l'ingestion d'eau provenant de la rivière Holston.

Les principales émissions concernées par le site sont les rejets dans l'air et dans la rivière Holston. Les informations sur les déchets solides n'étaient pas suffisantes pour modéliser les rejets de leurs sites de stockage.

Evaluation simplifiée (screening) des rejets dans l'eau pour SRA

Compte tenu du grand nombre de substances rejetées, il est apparu nécessaire de regarder d'abord si le nombre de constituants à modéliser pouvait être réduit. Les rejets quotidiens attribuables à la production de GBU-24 ont été calculés sur la base des rejets mensuels de chacun des constituants, du flux quotidien de rejets fournis par le NPDES de l'US EPA, et de la fraction de la production totale de RDX nécessaire pour fabriquer le GBU-24.

Des données concernant les rejets quotidiens à la rivière ont été obtenus auprès de l'US Geological Survey pour une station proche du site sur une période de dix ans. La concentration résultant des rejets du site a été calculée en utilisant l'information sur les rejets quotidiens moyens et le débit quotidien moyen de la rivière. Ce débit est la moyenne sur sept jours du 10e percentile, conditions défavorables mais non pas les plus défavorables.

Pour simplifier les calculs de concentration, on a supposé que les substances restaient dans la phase aqueuse, ne s'évaporaient pas et ne s'adsorbaient pas sur les sédiments ou les matières en suspension, et que les rejets du site étaient instantanément mélangés à l'eau de la rivière.

Les concentrations obtenues étaient ensuite évaluées pour plusieurs paramètres de toxicité incluant la toxicité aiguë et chronique, ou, quand l'information sur la toxicité n'était pas disponible, au niveau du plus faible effet observé (LOEL) pour les organismes d'eau douce. Les polluants dépassant un de ces critères étaient soumis à une modélisation plus détaillée de leur devenir et de leur effet.

Une deuxième série de calculs a été effectuée pour évaluer le potentiel cancérigène pour l'homme lié à l'injection de polluants dans l'eau de boisson, pour laquelle on a supposé que le scénario le plus défavorable était l'ingestion d'eau de rivière polluée. On a supposé - scénario très pessimiste - que les polluants n'étaient ni atténués ni dilués dans l'aquifère. En utilisant une dose quotidienne moyenne d'eau de boisson de 2 l / jr et une masse corporelle moyenne de 70 kg pour l'homme, le taux d'ingestion effectif par unité de masse corporelle a été calculé et les résultats comparés à l'information sur les cancérigènes disponible et acceptée concernant: le niveau de risque cancérigène pour l'eau de boisson de 1/1 000 000 mentionné dans le système d'information intégrées sur le risque (IRIS) et/ou

le pouvoir cancérigène TD50 (débit de dose chronique produisant des tumeurs chez la moitié des animaux de l'essai) mentionnées dans la base de données sur le pouvoir cancérigène (CPDB).

Modélisation atmosphérique pour SRA

Les émissions des sources ponctuelles liées à la production du RDX ont été identifiées, caractérisées et modélisées en utilisant le modèle ISCST (Industrial Source Complex Short Term), choisi pour les raisons suivantes :

- Le format des données des termes source dans les permis d'émissions est compatible avec celui du modèle ISCST,
- la zone étudiée est un terrain complexe avec des variations importantes de hauteur des récepteurs, et ISCST peut modéliser de façon rudimentaire l'effet de ces variations sur la concentration d'un panache de gaz,
- les indicateurs de toxicité par inhalation de plusieurs substances concernées par l'étude sont basés sur des moyennes sur huit heures et ISCST est capable de modéliser la dispersion de vapeur avec une variabilité horaire des conditions météo.

Les hypothèses suivantes ont été implicitement adoptées :

- toutes les émissions sont traitées comme *neutrally buoyant*,
- toutes les propriétés des rejets sont supposées constantes, y compris leur flux pris égal au rejet annuel total divisé par la durée d'une année
- l'effet de sillage des bâtiments et le *stack downwash* ont été et négligés

Les mécanismes de diminution tels que la déposition particulaire et les réactions physico-chimiques ont été négligés. C'est une hypothèse pessimiste parce qu'elle maintient à son plus haut niveau les rejets aériens pendant la plus longue période.

Les composés organiques volatils (COV) peuvent contenir des substances de toxicités très variables dont les synergies ne sont pas bien comprises, ce qui rend difficile l'établissement d'indicateurs de toxicité. On a supposé que tous les COV de mélanges dans lesquels aucun constituant ne pouvait être identifié comme le plus toxique étaient transformés en ozone pendant la période considérée. Bien que la toxicité de l'ozone est très inférieure à celle des autres COV, cette approche conduit à maximiser l'évaluation des impacts sur la population humaine.

Résultats

En faisant appel dans chaque cas à des praticiens expérimentés, la mise en œuvre de la méthode MFM nécessite environ 6 fois plus d'efforts que la méthode PBT. La collecte des données environnementales du site et la modélisation de la dispersion atmosphérique de 9 substances de la méthode SRA nécessite environ 24 fois plus d'efforts que la méthode PBT et 4 fois plus d'efforts que la méthode MFM. L'effort nécessité par les trois méthodes peut être réduit par l'utilisation de données précompilées sur les substances, et l'effort requis pour les méthodes MFM et SRA peuvent être réduits par l'utilisation de données précompilées sur les caractéristiques environnementales du site.

Comparaison entre évaluation simplifiée (*screening*) des rejets dans l'eau et indices de toxicité (*benchmarks*)

Les concentrations calculées pour les 56 substances rejetées dans la rivière par IWTP sont bien en dessous des LOEL pour les organismes aquatiques d'eau douce. C'est pourquoi la modélisation de

leur devenir n'a pas été poussée plus avant. La principale mise en garde concernant le fait que les concentrations réelles dépendent aussi des concentrations préexistantes dans la rivière.

Une deuxième série de calcul a évalué le potentiel cancérigène de 25 polluants dans l'eau de boisson (cf. § 2.5). Les concentrations obtenues dans la rivière étaient inférieures au niveau de risque de l'IRIS d'un facteur 10^6 . Les doses reçues par ingestion pour chaque substance étaient de 7 ordres de grandeur en dessous des doses cancérigènes issues des essais animaux.

Modélisation de la dispersion atmosphérique

Seules 2 des 16 sources d'émissions dans l'air modélisées conduisent à des concentrations > indicateurs de toxicité par inhalation : les COV émis par le bâtiment abritant le process de distillation de l'acide acétique et les émissions de SO₂ de plusieurs chaudières situées dans un même bâtiment.

La superposition des isopleths (courbes iso-concentrations) de l'émission d'acide acétique avec la densité de population en 1990 fournie par le site Internet "Envirofacts" de l'US EPA donne une indication de la population exposée à une concentration > indicateur de toxicité.

Bien qu'une modélisation beaucoup plus fine soit nécessaire pour confirmer l'hypothèse que tous les COV sont transformés en ozone, la base de données AIRS EXEC de l'US EPA confirme que la station de surveillance du Comté de Sullivan a dépassé la valeur NAAQS de l'ozone deux fois durant la même année que celle des données d'inventaire. Par ailleurs, la compagnie Eastman du Tennessee située à Kingsport est le 2^{me} plus gros émetteur de COV des USA, et les concentrations calculées sur la base des émissions de HSAAP ne représentent sans doute qu'une faible partie des COV totaux de la région.

Comparaison des 3 approches LCIA

Les scores obtenus par les trois méthodes n'ont été comparés que pour 9 rejets dans l'air, bien que 21 rejets (18 substances et 3 mélanges) aient été répertoriés dans l'air, l'eau et les sols : pour les raisons évoquées plus haut, l'impact des rejets dans l'eau et dans les sols n'a pas été évalué par la méthode SRA, ni celui de trois rejets dans l'air par manque de données.

Voir conclusions ci-dessous.

Conclusions

La sélection d'une méthode de caractérisation appropriée dépend du nombre de sites et de rejets impliqués dans le cycle de vie ainsi que de la précision requise pour l'utilisation des résultats. Si l'ACV implique de nombreux sites (par exemple > 20) et de nombreuses émissions (par exemple > 30), l'importante réduction de l'effort requis pour la méthode PBT comparée aux 2 autres méthodes compense la réduction potentielle mineure de la précision du classement des substances. Cette méthode est donc acceptable pour une évaluation initiale simplifiée dans le cadre d'une LCIA très vaste, lorsque l'on ne dispose que de peu d'informations préalables sur les caractéristiques des émissions et sur les caractéristiques environnementales liées au site ou à la région. Si la précision des méthodes de caractérisation des autres impacts potentiels dans les LCIA est limitée, alors l'évaluation du potentiel d'impact de toxicité par une méthode plus précise et nécessitant plus de temps telle que la méthode SRA n'est pas justifiée. Par ailleurs, si une précision supplémentaire est souhaitée, la méthode PBT peut être utilisée pour identifier les dix ou quinze substances ayant les impacts potentiels les plus élevés qui pourront alors être évaluées avec la méthode MFM.

Lorsque le nombre de régions ou de sites et de rejets diminue, la meilleure précision de la méthode MFM justifie l'effort supplémentaire nécessité par l'utilisation de cette méthode par rapport à la méthode PBT. Sur la base du très petit nombre de rejets dans l'air (9) de la présente étude, le

coefficient de corrélation pour la comparaison du classement des substances obtenu par la méthode MFM avec celui de la méthode SRA est bien meilleur (0,96) que le coefficient de corrélation de la comparaison du classement obtenu par les méthodes PBT et SRA (0,83). Lorsque l'on dispose des caractéristiques chimiques et environnementales des substances et des régions concernées par l'étude, alors la précision accrue de la MFM peut être obtenue au prix d'un faible effort supplémentaire par rapport à la méthode PBT moins précise.

Cet effort et l'amélioration de la précision de la MFM sont particulièrement justifiés pour les LCIA concernant des affirmations comparatives ou des décisions de politique gouvernementale (par exemple concernant un secteur industriel entier). À la différence des deux autres méthodes, la méthode MFM présente aussi l'avantage de prendre en compte des transferts vers les autres milieux, même si nos résultats sont trop limités pour illustrer ces phénomènes. Les méthodes PBT et MFM peuvent être utilisées pour identifier les sites ayant le plus de potentiel d'impact de toxicité, afin de les évaluer ultérieurement avec la méthode SRA en utilisant un modèle de dispersion spécifique à chaque milieu.

Bien que la méthode SRA soit considérée comme la plus précise des trois méthodes étudiées, l'importance de l'effort supplémentaire nécessaire à l'obtention de l'information sur les caractéristiques environnementales requises pour la modélisation ne semble pas justifiée, sauf si l'étude ne concerne qu'un ou deux sites, ce qui est très improbable compte tenu du caractère exhaustif de la plupart des études de cycle de vie.

Dans la SRA conduite pour la présente étude, seuls les principaux rejets dans l'air libre susceptibles de dépasser les valeurs-seuils de concentration ont été modélisés. Les rejets dans l'eau n'ont pas été modélisés parce que leur dilution initiale dans la rivière Holston était inférieure aux concentrations-seuils. Les déchets solides ont également été exclus du modèle à cause du manque d'information disponible nécessaire pour modéliser le stockage des déchets. Les données concernant les rejets propres au site nécessaires pour modéliser l'évaluation des risques ne sont presque jamais contenues dans les inventaires de cycle de vie et sont difficiles à obtenir, notamment les variations temporelles des flux. C'est pourquoi l'agrégation des impacts potentiels pour la toxicité aquatique et terrestre qui est recommandée pour toutes les catégories d'impact par l'ISO n'a pas été possible en utilisant l'approche SRA dans cette étude de cas et pourrait poser problème si la SRA est utilisé dans d'autres études de cas.

La méthode SRA (comme la plupart des autres types d'évaluation de risque) compare des concentrations environnementales obtenues par le modèle à des concentrations seuils (par exemple WQC, NAAQS, RfD et MRL) élaborées dans un objectif réglementaire ou d'évaluation de risque. Ces concentrations-seuils ne sont pas adaptées à une LCIA où les scores de toxicité des substances isolées sont combinés dans un indicateur de catégorie, car elles incluent généralement des facteurs de sécurité basés sur des jugements de valeur et non basés strictement sur des résultats scientifiques tels qu'une LD50. Les indicateurs finaux ne sont pas uniformes et peuvent varier de la réaction allergique à la mort. C'est pourquoi, même pour les rejets dans l'air modélisés dans cette étude, l'agrégation des résultats dans un indicateur de catégorie n'est pas pertinente.

C. LE POTENTIEL DE TOXICITE HUMAINE : UNE STRATEGIE D'EVALUATION DES PERFORMANCES DES MODELES DE LCIA [MCKONE TH& HERTWICH E G (2001) INT J LCA 6 (2), 106-109]

Introduction

L'évaluation des impacts du cycle de vie (LCIA) utilise des mesures de risque quantitatives comme facteur de pondération des rejets massiques pour comparer l'importance relative des polluants pour une catégorie d'impact donnée. Pour certaines catégories, tous les polluants ont le même mécanisme d'action (réchauffement global, appauvrissement de la couche d'ozone). D'autres catégories (stress des écosystèmes, toxicité humaine) sont hétérogènes : elles contiennent des polluants dont les modes d'action sont différents. C'est le cas des potentiels d'équivalence toxique (TEPs) qui mesurent les impacts potentiels d'émissions de différentes substances dans différents compartiments [2, 5, 6], sur la base de données mesurées et / ou estimées. Le potentiel de toxicité humaine HTP est un TEP quantitatif introduit par Guinée et Heijungs [1] pour refléter le risque potentiel pour la santé humaine d'une substance chimique rejetée dans l'environnement en incluant à la fois sa toxicité intrinsèque et des relations génériques source-dose.

Le HTP comme mesure (metric) de l'impact du cycle de vie sur la santé humaine

Le ratio d'exposition marginale $H_{cn}(s_{cn} = 1)$ est la dose potentielle reçue par un individu générique vivant dans un modèle d'environnement "monde unitaire" suite au rejet d'un kg/jour de la substance c dans le milieu n (air ou eaux superficielles).

Le potentiel de toxicité humaine de la substance c est obtenu en divisant cette valeur par la valeur de référence $H_{refchem, air}(s_{refchem, air} = 1)$ obtenue pour une substance de référence $refchem$ rejetée dans l'air :

$$HTP_{cn} = \frac{H_{cn}(s_{cn} = 1)}{H_{refchem, air}(s_{refchem, air} = 1)}$$

La valeur de référence est :

- la dose de risque unitaire, inverse du potentiel cancérigène, pour les cancérigènes,
- la dose de référence RfD ou parfois la concentration de référence RfC pour les non-cancérigènes, qui représentent une dose sans danger telle que la dose quotidienne acceptable ADI utilisée en Europe.

$refchem$ est différente pour les substances cancérigènes et non cancérigènes.

Le HTP d'un profil de rejet composé de s_{cn} kg/jour de la substance c dans le milieu n est donné par :

$$HTP = \sum_c HTP_{c, air} \cdot s_{c, air} + \sum_c HTP_{c, eau} \cdot s_{c, eau}$$

Le HTP [5, 6] a été utilisé pour pondérer des émissions d'inventaire de cycle de vie et pour l'inventaire américain des rejets toxiques TRI. Des valeurs de HTP sont par exemple fournies sur le site Internet www.scorecard.org/chemical-profiles/. Hertwich et al. [6] donnent des valeurs de HTP pour les rejets dans l'air et dans l'eau de 330 composés.

Le calcul des relations source-dose utilise CalTOX, un ensemble de feuilles de tableur comportant un modèle de transport et de transformation multimilieu et un modèle d'exposition humaine incluant 23 chemins d'exposition via l'eau, l'air, le sol et la nourriture. C'est le seul modèle américain qui a participé à l'exercice de comparaison internationale organisé par la SETAC en 1994 [9].

Incertitude et variabilité

Les entrées de CalTOX sont des distributions et non des estimations ponctuelles, ce qui permet de faire des analyses de sensibilité et d'incertitude.

Un cadre d'analyse de l'incertitude de l'évaluation du risque pour la santé humaine développé par Morgan et Henrion [10] et Finkel [11] a été appliqué par Hertwich et al. spécifiquement au HTP [12] et plus généralement aux modèles multimédias utilisés pour établir des relations source-dose dans les TEPs [13]. Ce cadre distingue l'incertitude sur les paramètres, le modèle, les règles de décision et la variabilité naturelle de chacun des paramètres.

Dans [12], 236 substances ont été regroupées par voie d'exposition dominante et une analyse selon la méthode de Monte-Carlo a été faite pour une substance représentative de chaque groupe.

La variance de la dose calculée pour une substance donnée est typiquement de un à deux ordres de grandeur. Par comparaison, les estimations de la dose potentielle pour les 236 substances étudiées couvrent dix ordres de grandeur. Ceci montre que, pour ces substances, le calcul de la dose potentielle constitue un gain d'information significatif par rapport à celui d'un indice d'exposition plus simple ou à l'utilisation des données de toxicité seules. La plus grande partie de la variance de la dose potentielle est due à des paramètres spécifiques à la substance tels que le temps de séjour (demi-vie) dans le milieu qui peut être très incertain. Cependant, des facteurs d'exposition tels que la dose dans les poissons et les sources d'eau potable peuvent être importants pour les substances dont la voie d'exposition dominante est l'ingestion. Les caractéristiques du paysage (*landscape*) sont généralement moins importantes.

Dans [13], les incertitudes liées aux paramètres et la variabilité ont été évaluées par une méthode de Monte-Carlo. L'incertitude liée au modèle a été évaluée sur deux exemples :

- le mode de calcul des concentrations dans les végétaux,
- un test de l'hypothèse de l'état stationnaire pour le dépôt en milieu humide (*wet deposition*).

L'incertitude liée aux règles de décision a été étudiée à travers une comparaison entre systèmes ouverts et fermés.

Les résultats de cette étude montrent que les conditions d'état stationnaire pour le retrait des substances de l'atmosphère ne sont pas toujours appropriées et peuvent entraîner une sous-estimation du HTP pour un quart des 236 substances évaluées.

L'incertitude liée aux modèles et aux règles de décision nécessite des études complémentaires, notamment pour savoir comment :

- structurer les modèles pour les métaux et la spéciation des molécules organiques,
- modéliser le devenir et l'effet de la transformation des produits,
- modéliser la végétation.

Une stratégie pour évaluer la performances des modèles de HTP

Une question que se pose souvent le décideur est "quelle chance a-t-on de se tromper ? A quel prix et dans quel délai peut-on réduire la probabilité d'une mauvaise décision ?". Les modèles seuls peuvent rarement répondre à cette question. C'est pourquoi un élément clé de tout cadre conceptuel des LCIA est de permettre :

- de traiter des spécificités de chaque problème,
- de définir le degré de confiance requis pour atteindre les objectifs de performance de l'évaluation.

Dans cette situation, la sélection d'un modèle nécessite une évaluation de ses performances afin d'évaluer l'intérêt d'une augmentation de sa complexité, de la collecte de données supplémentaires, et de la fourniture d'une représentation plus explicite de l'incertitude [14-16].

La validation et l'évaluation des modèles

Les modèles de TEP en général et de HTP en particulier ne peuvent pas être véritablement validés [14, 16, 17, 18]. Ils peuvent cependant gagner la confiance de l'utilisateur à travers un processus rigoureux d'évaluation de leurs performances [14, 16].

Pour Hodges et Dewar [16], un modèle validable doit traiter de systèmes fermés où les entrées et les sorties sont toutes directement mesurables et présentent une reproductibilité constante au cours du temps.

La validité s'accroît lorsque des prédictions faites par le modèle s'avèrent justes pour des variations des conditions non évaluées lors de la construction du modèle.

Certains modèles ne peuvent pas être validés parce qu'ils sont utilisés pour faire des prédictions invérifiables [16,18]. Ainsi la prédiction d'une concentration en benzène de l'atmosphère d'une région attribuable à une catégorie de source spécifique telle que les raffineries n'est pas un résultat vérifiable car elle est reliée non seulement aux émissions des raffineries de cette région, mais aussi à d'autres sources de la région ainsi qu'à des transports d'émissions de sources externes à la région. Il s'agit d'un modèle de système ouvert qui, comme l'a souligné Oreskes et al. [14], ne peut pas être complètement vérifié ou validé parce que les processus à l'œuvre sont toujours incomplets. Néanmoins, de tels modèles peuvent être confirmés et utilisés pour définir les frontières du domaine de probabilité (*likely range*) des résultats [14, 16, 18] et peuvent à ce titre être de quelque utilité pour élaborer des politiques (*policy making process*).

S'il ne peut pas être utilisé pour faire des prédictions, un modèle non validable n'est pas pour autant inutile. En voici quelques utilisations courantes [16] :

- aide à une décision basée sur une analyse des conditions aux limites
- illustration d'une idée
- outil pour synthétiser des données ou inciter à l'amélioration de leur qualité
- outil de communication
- aide pédagogique
- formuler des hypothèses pour des tests ultérieurs
- fournir un substitut de réalité, c'est-à-dire considérer les prédictions du modèle comme si celui-ci était valide.

Construire la confiance dans un modèle

La confiance de l'utilisateur dans un modèle peut être accrue par le nombre et la diversité des observations confirmant ses résultats, car elles renforcent la probabilité que ce modèle soit correct, bien qu'elles ne prouvent pas sa véracité ni celle de ses hypothèses.

Cette confiance est par ailleurs améliorée si l'utilisateur peut facilement :

- vérifier le fonctionnement de l'algorithme et les transformations de données
- déterminer si le modèle a une consistance interne et ne contient pas d'erreur logique évidente ou d'erreur de programmation.
- accéder aux données d'entrée, aux données transformées et aux étapes de transformation de ces données
- accéder au code source du modèle
- disposer d'une documentation claire sur la structure du modèle
- effectuer un calibrage du modèle externe (sur un jeu de données-tests) ou interne (en effectuant le même calcul avec un autre algorithme).

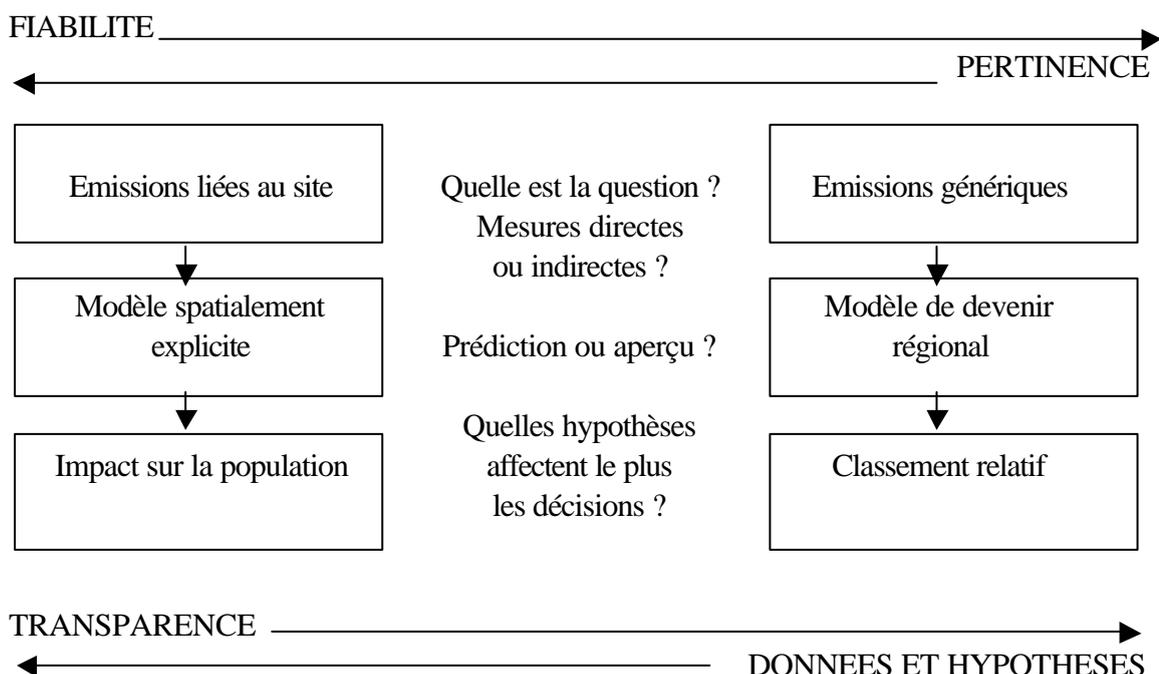
L'aptitude d'un modèle à quantifier les effets de la variabilité et de l'incertitude sur ses paramètres d'entrée permet d'évaluer la source et l'amplitude de la variabilité ou de l'incertitude associées à la prédiction.

Discussion et conclusion

Les modèles de devenir multimilieux sont aujourd'hui largement utilisés dans l'évaluation des impacts du cycle de vie (LCIA). Ces modèles sont difficiles, voire impossibles à valider véritablement, mais ils ont un certain niveau de crédibilité.

Les décideurs ont un besoin important d'améliorer la confiance qu'ils placent dans ces modèles. On peut d'autre part construire des modèles plus complexes et spatialement explicites. Ces deux tendances sont-elles compatibles ? Les performances croissantes des ordinateurs personnels permettent de construire des modèles toujours plus complexes et quelques décideurs identifient complexité avec confiance et crédibilité. Mais souvent la complexité rend les modèles beaucoup plus difficiles à vérifier et/ou à évaluer et rend particulièrement difficile l'évaluation de la limitation des données.

Comme le montre la figure ci-dessous, les modèles se répartissent selon un spectre qui va des modèles complexes et détaillés à gauche aux modèles simples de classement à droite.



Les premiers traitent des émissions spécifiques au site, des transports et de l'exposition en utilisant des algorithmes spatialement explicites et fournissent un calcul explicite de l'impact sur la population. Ces modèles sont les plus pertinents mais aussi les moins fiables à cause de la grande quantité de données et du nombre d'hypothèses qu'ils nécessitent.

Les seconds sont des modèles simples qui traitent des émissions génériques, font des bilans matière en utilisant un modèle de devenir régional et ne fournissent qu'un classement relatif des risques. Ces modèles sont plus transparents pour l'utilisateur et nécessitent moins de données d'entrée, mais offrent moins de latitude pour la caractérisation des impacts.

Choisir un modèle le long de ce spectre de modèles dépend des questions posées par l'utilisateur. Par exemple :

- Si on réduit les émissions d'un polluant, quels seront la réduction de l'exposition totale et l'effet corrélatif sur la santé ?
- Quel changement devra-t-on mesurer pour vérifier que la mesure de réduction du point précédent est effective ?
- Quel est le délai entre un changement dans les émissions et un changement mesurable dans l'environnement ?

Sachant que ce sont ces questions que se posent le plus souvent les décideurs et le public, il est important de proposer un système de modélisation qui y répond. Pour ce faire il est nécessaire d'effectuer une analyse d'incertitude et de sensibilité pour mettre en évidence la puissance et les limitations des modèles de LCIA. Ces modèles ne sont pas validables, mais la confiance que l'on peut leur accorder peut s'accroître à travers un processus d'évaluation itératif.

D. CARACTERISATION DES IMPACTS TOXICOLOGIQUES : PROBLEMES ACTUELS [PENNINGTON DW (2001) INT J LCA 6 (2), 89-95]

Introduction

Les nombreuses méthodes de caractérisation proposées dans le contexte des ACV pour le stress toxicologique pour l'homme et les écosystèmes s'évaluent selon leur :

- complexité (quantité de données, connaissances nécessaires),
- exhaustivité (largeur du champ de représentation),
- sophistication (pertinence et profondeur de la représentation des mécanismes environnementaux),
- précision (incertitude inhérente aux modèles et associée aux données d'entrée).

Les incertitudes résultantes ⁶ peuvent être élevées, empêchant parfois de faire des distinctions significatives dans les ACV. Cependant, en plus du traitement des incertitude associées aux données d'inventaire, des efforts louables pour aider à identifier l'état de l'art dans le devenir des substances, l'exposition et l'effet dans les facteurs de caractérisation sont en cours par des groupes tels que l'initiative pour l'évaluation des impacts de SETAC Europe.

Ces efforts internationaux se poursuivront désormais dans le cadre plus large de l'initiative globale SETAC-UNEP (lettre d'intention de 1000). Le présent article décrit certains des problèmes présentés lors de la conférence de Virginie et qui devront être traités par cette initiative. Ils incluent :

- le besoin d'utiliser des modèles multimilieux avec une résolution spatiale,
- les implications du choix risque individuel versus risque pour la population dans les ACV,
- les incertitudes des mesures toxicologiques disponibles,
- quelle mesure d'indicateur toxicologique final (*endpoint*) choisir si toutefois une telle mesure est souhaitable.

Indicateurs médians (Midpoint) versus indicateurs finaux (Endpoint)

Sachant qu'un indicateur médian dans la chaîne cause-effet ou le mécanisme environnemental (voir figure 1) n'existe pas à l'étape du devenir ou de l'exposition pour décrire complètement les différences entre substance dans le contexte des impacts toxicologiques, les facteurs de caractérisation disponibles dans les ACV sont pour toutes les étapes des indicateurs finaux :

$$\frac{\text{Effet}}{\text{Emission}} = \frac{\text{Devenir}}{\text{Emission}} \cdot \frac{\text{Exposition}}{\text{Devenir}} \cdot \frac{\text{Effet}}{\text{Exposition}}$$

Les indicateurs dits médians ne peuvent en eux-mêmes fournir la base de facteurs de caractérisation toxicologiques dans le LCIA, mais quelques indicateurs simples d'intérêt implicite peuvent être utiles pour une vérification des résultats d'approches qui tentent de représenter les mécanismes

⁶ Incertitude sur le modèle: précision et exhaustivité du modèle déterminées par des études d'évaluation. Incertitude sur le scénario: pertinence du scénario modélisé par rapport à la situation considérée. Incertitude sur les paramètres: incertitude associée aux données d'entrée, communément déterminée en utilisant une méthode de Monte-Carlo.

environnementaux plus précisément ou comme des indices de précautions parallèles. Des exemples d'indicateurs médians adoptés pour l'évaluation simplifiée des substances incluent la persistance globale, la bio-accumulation, les indices de puissance toxique. Par exemple :

1. Dans une étude de cas, la représentation limitée d'une chaîne trophique aquatique dans un modèle multimilieux multichemins a eu pour conséquence une sous-estimation du facteur de caractérisation de certaines substances. L'erreur due à un lien manquant entre les contaminants dans un sédiment et la chaîne trophique aquatique a été mise en évidence par un contrôle croisé avec des indicateurs simples de persistance, de bio-accumulation et de toxicité (appelés indicateurs PBT).
2. Les substances peuvent être comparées sur la base de leur seule persistance globale dans la mesure où beaucoup d'effets des substances à long temps de résidence peuvent être encore inconnus. Le DDT, une substance considérée à l'origine comme une réponse inoffensive à de nombreux problèmes et qui continue à être utilisée de nos jours, est une illustration historique où de tels indices de précaution auraient pu être bénéfiques très tôt.

Devenir et exposition

Les modèles multimilieux de devenir et d'exposition sont communément utilisés dans les ACV pour les estimations des facteurs de caractérisation toxicologiques. Leurs principes fondamentaux sont bien établis, bien que les modèles puissent différer par leur domaine d'application et leur exhaustivité. Historiquement, cependant, l'adoption de modèles multimilieux a été gênée par le manque de données disponibles concernant le temps de séjour dans l'eau, le sol et les sédiments, et par un manque de transparence. Cette opinion est en train de changer, grâce en particulier au développement des outils de prédictions de données et aux approches basées sur des recommandations pour prédéterminer quelles données de dégradations sont nécessaires et à la simplification des modèles utilisant des approches modulaires. L'attention se tourne à présent vers des problèmes tels que la résolution spatiale et les incertitudes associées.

Basés sur la résolution de système d'équations différentielles, les modèles multimilieux prennent en compte la dégradation, les transferts intermilieux et les processus de transport advectif. La variation spatiale à l'intérieur de chaque milieu environnemental d'une région modélisée n'est pas habituellement pris en compte : à quelques exceptions près, la concentration d'une substance est considérée comme uniforme dans chaque milieu (c'est-à-dire l'air est supposé bien mélangé, les eaux superficielles sont supposés bien mélangées entre elles, etc.). Bien que largement utilisés jusqu'ici dans les ACV, de tels modèles de région unique était dans la plupart des cas seulement conçus pour fournir un aperçu préliminaire des principaux procédés impliqués dans le devenir des substances. L'incidence de la variation de la densité de population, de la localisation des lignes de partage des eaux et du régime des vents ne sont pas pris en compte. L'aptitude des modèles multimilieux d'une région unique à fournir des estimations réalistes des concentrations moyennes et de l'exposition humaine dans une région pour une utilisation dans des applications comparatives tels que les ACV est par conséquent mise en question.

Certains praticiens préfèrent des modèles monomilieu (modèles qui ne prennent pas en compte les transferts intermilieux mais se concentrent sur le devenir d'une substance dans un seul milieu). De tels modèles ont souvent des capacités de résolution spatiale mais ils ne sont utilisables que si les risques pour les écosystèmes et les hommes sont principalement associés au milieu du rejet (par exemple pour les polluants primaires de l'air). Cependant, ce n'est pas le cas de nombreuses substances. Le

principal chemin de l'exposition humaine au benzène rejeté dans les eaux superficielles est encore l'inhalation. Une solution multimilieu avec une résolution spatiale est par conséquent encore nécessaire.

Une recherche est en cours pour déterminer la meilleure pratique disponible, et jusqu'à quel point la prochaine génération de modèles fournira une information supplémentaire, et donc une distinction entre les facteurs de caractérisation dans les LCIA. Les modèles multirégions multimilieu multichemins permettent de développer des facteurs de caractérisation spécifiques au site aussi bien que génériques. Des facteurs génériques peuvent être utilisés avec des données d'inventaire de cycle de vie compte tenu de l'absence habituelle d'information sur la localisation des rejets. Une estimation de l'incertitude associée au manque d'information sur cette localisation est fournie. Le besoin de facteurs de caractérisation génériques et spécifiques au site est discutée chapitre 4 sous la rubrique "base de population".

Santé humaine

On trouve dans la littérature des ACV deux approches pour la caractérisation des impacts toxicologique sur la santé humaine :

(1) Guinée et al., Hertwich et al, Huijbregts, et d'autres fournissent des indicateurs d'effets cancérigènes et non cancérigènes. La densité de population et la gravité de l'effet ne sont pas prises en compte.

(2) Hofstetter, Goedkoop & Spriesma, Crettaz, et d'autres, proposent une alternative parfois appelée l'approche dommages ou approche basée sur la gravité. La densité de population et les différences de gravité toxicologique sont pris en compte. Les résultats sont présentés en termes de DALYs (années de vie pondérées par l'invalidité) pour une population donnée par exemple.

Les incertitudes et les différences entre les indicateurs d'effets finaux de ces deux approches sont présentées dans les trois paragraphes suivants.

Base de population : cette question a des implications significatives lorsque l'on considère une production dans des régions ou des pays différents. Cette question n'est pas neuve dans l'évaluation des risques (par exemple risque individuel versus risque pour une population) et, bien que peu discutée, existe dans les ACV.

En utilisant des approches basées sur la gravité, une émission dans une région à population clairsemée peut avoir une incidence plus faible sur un résultat d'ACV que la même émission dans une région à population dense. De façon analogue, même si le processus est identique, un produit fabriqué dans une région peut avoir une importance moindre que le même produit fabriqué dans une région plus densément peuplée. Cependant, le risque pour un individu peut être égal dans les deux cas. La signification de ces différences, dépend donc que la localisation des émissions et des caractéristiques de transport sur longue distance des substances émises. Localisation et transport peuvent être pris en compte en utilisant des modèles de devenir avec une dimension spatiale.

L'utilisation de facteurs de caractérisation spatialement explicites qui peuvent prendre en compte les différences dans la distribution des populations introduit une complexité et des jugements de valeur dans l'ACV, dont certains ont des conséquences politiques significatives qui nécessitent d'être traitées dans des forums internationaux tels que l'initiative UNEP-SETAC. Cependant, même si des approches basées sur la gravité sont largement considérées comme adéquates pour les ACV et d'autres initiatives au-delà de la conformité (*beyond compliance initiatives*), la localisation de nombreuses émissions dans l'inventaire d'un produit restent inconnues. Il reste par conséquent

nécessaire d'éviter un recours exclusif à des facteurs spatialement explicites. Une solution consiste à fournir des facteurs d'équivalence génériques pour la santé humaine, avec des distributions d'incertitude qui tiennent compte des implications de la non prise en compte de la distinction spatiale (telle que la médiane et l'étendue de facteurs calculés en utilisant des modèles dotés d'une aptitude spatiale). Bien que des aperçus préliminaires soient émergents, la signification de cette question nécessite d'être clarifiée.

Puissance des effets⁷ (*effect potency*) : la base, et donc la pertinence, des mesures de puissance toxicologique disponibles est éminemment variable. Des mesures simplifiées (*screening measures*) visent à fournir une base conservatrice à partir de facteurs d'extrapolation déterministes⁸, mais le degré de conservatisme obtenu est souvent inconnu et spécifique de la substance. Adoptées aveuglément dans un contexte de comparaison relative - une pratique courante dans de nombreuses ACV - elles introduisent une incertitude et un biais qui ne sont pas quantifiés.

Ces dernières années, les indices d'évaluation (*risk assessors*) et de classification (*risk rankers*) des risques sont progressivement passés d'approches simplifiées déterministes à des méthodologies plus probabilistes qui peuvent aider à décrire des variations plausibles (par exemple la variation des masses corporelles dans une population) et l'incertitude (par exemple l'ignorance concernant la valeur réelle ou l'étendue d'un paramètre donné) dans les ACV en utilisant des distributions probabilistes. Ces distributions sont déterminées par des études empiriques des données disponibles pour chaque extrapolation nécessitée par l'obtention d'une mesure pertinente (par exemple les extrapolations : toxicité aiguë chez le rat -> toxicité chronique chez le rat -> toxicité chronique chez l'homme). De telles approches basées sur les probabilités améliorent grandement la cohérence des comparaisons (par exemple en utilisant des estimateurs médians comme bases des mesures de puissance), et fournissent une évaluation de l'incertitude. Les distributions peuvent aussi être comparées pour déterminer si une distinction statistiquement significative existe entre les émissions dans un inventaire d'ACV donné et entre des produits différents. Sachant que certains décideurs ne sont pas à l'aise avec des réponses sous forme de distributions de probabilité, les résultats peuvent être présentés sous forme de statistiques résumées (par exemple médiane et percentile à 5 et 95 %). Il est donc nécessaire de faire progresser la pratique courante dans les ACV afin d'y inclure de telles approches probabilistes.

Gravité des effets : les impacts toxicologiques diffèrent en termes de gravité et de telles différences peuvent être décrites qualitativement. Des approches telles que les DALYs et les QALYs (*Quality Adjusted Life Years*) sont utilisés dans certaines approches de type "dommage" pour aider à quantifier la gravité de l'effet. QALYs et DALYs rencontrent une popularité croissante, mais aussi des critiques croissantes :

1) de même que pour la puissance, la gravité de(s) l'effet(s) d'une émission sur une population humaine peut être très incertaine et souvent inconnue.)

⁷ Quantité d'une substance nécessaire pour causer un certain effet, exprimé sous forme de dose ou de concentration.

⁸ par exemple, le niveau d'effet non observable (NOEL) chez l'animal (rats et souris) peut être divisé par un facteur 100 pour obtenir la dose de référence (RfD) pour l'homme. Dans de nombreux cas, mais pas tous, ces doses sont conservatrices. La RfD est la dose quotidienne d'une substance (en mg/kg de masse corporelle) qui ne risque pas de causer d'effet néfaste pour la santé durant une vie humaine.

2) A la différence de la puissance d'une substance et de la classification qualitative des effets par type, la quantification de la gravité dépend de perspectives individuelles ou sociales.

La recherche en cours est nécessaire pour établir si les effets sur les populations humaines de l'exposition à des mélanges de substances peuvent être simplement prédits à partir des données disponibles pour les substances isolées, comment représenter au mieux les implications des différences entre effets (par ex. quantitatifs versus qualitatifs) et l'utilité/justifiabilité des données épidémiologiques dans les ACV.

Santé des écosystèmes

La composante "devenir" dans les facteurs de caractérisation est souvent la même pour la santé humaine et pour les écosystèmes. Les méthodologies de caractérisation disponibles pour les impacts écotoxicologiques se distinguent principalement par la mesure des indicateurs d'effet finaux. Les mesures de puissance disponibles, leur pertinence dans le contexte des mélanges environnementaux et le choix des indicateurs finaux sont présentés dans les paragraphes suivants.

Bio-amplification : comme pour la santé humaine, les chaînes alimentaires jouent un rôle important dans l'exposition des espèces situées en bout de chaîne trophique (les prédateurs) aux substances. Cependant, surtout pour les espèces aquatiques, les seules voies d'exposition habituellement prises en compte dans les ACV sont l'inhalation et le contact cutané (bioconcentration). L'ingestion et l'accroissement potentiel d'exposition dus à la synthèse de substances dans les chaînes alimentaires (bioamplification), qui peuvent entraîner un "empoisonnement secondaire", sont souvent ignorés. Il est donc nécessaire d'établir l'importance de la bioamplification dans le contexte de la ou des mesure(s) de l'indicateur final adopté(s).

Puissance écotoxicologique : une large variété de mesures d'effets a été proposées pour caractériser les impacts écotoxicologiques dans les ACV, depuis les puissances écotoxicologiques pour un individu ou des espèces importantes comme la daphnie ou le saumon jusqu'aux mesures pour des écosystèmes entiers. Ces dernières sont parfois considérées comme plus pertinentes pour les ACV et comprennent :

- la concentration dangereuse au 5ème percentile (HC_5) pour la distribution de sensibilité des espèces (SSD) (figure 2)
- la PNEC (*predicted No Effect Concentration*) : concentration en deçà de laquelle un % donné d'espèces d'un écosystème est supposé protégé (en général 5 %, i.e. HC_5)
- l'hypothèse d'un gradient sécant (entre l'origine et la concentration ayant un effet donné sur la SSD, par exemple $0,05/HC_5$) (figure 2a)
- le gradient tangent (tangente en un point donné ou condition de fond d'une courbe de SSD) (figure 2b).

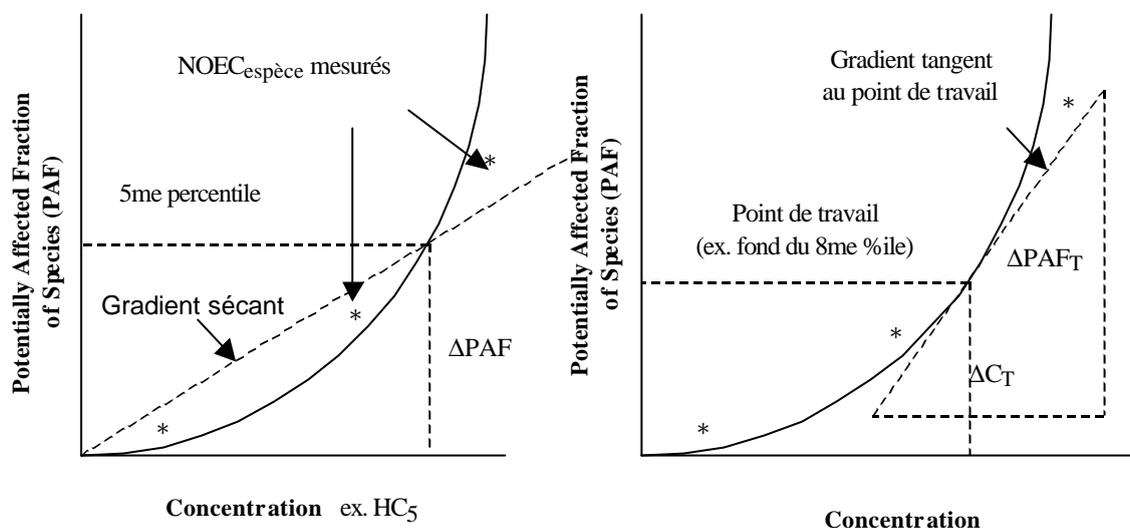


Figure 2 : SSD et mesures de puissance

Seule une quantité limitée de données écotoxicologiques, généralement aiguës (issues de tests d'exposition à court terme), sont disponibles. Pour comparer des émissions et des substances pour des expositions à long terme (chroniques) et des effets sur des écosystèmes entiers, ces données doivent être extrapolées. Les calculs de PNEC par exemple font souvent appel à des extrapolations utilisant des "facteurs d'évaluation" (ou de sécurité, d'incertitude ou d'application) ⁹. Les facteurs d'évaluation sont souvent basés sur des objectifs politiques (*policy-based*) et permettent généralement à garantir que les PNECs donnent des estimations conservatrices de valeurs telles que le HC5 dans les estimations simplifiées (*screening applications*). Cependant, le degré de conservatisme [marge de sécurité] n'est généralement ni précisé, ni cohérent, et les PNECs extrapolés ne sont pas adaptés à un usage dans des outils comparatifs tels que les ACV, qui nécessitent d'autres approches telles que les méthodes probabilistes dérivées des *benchmarks* tels que le critère de qualité de l'eau ambiante US et le critère de qualité de l'eau des Grands Lacs US.

Mélanges : l'existence de seuils et la façon de les traiter fait encore l'objet de discussions. Cependant, les expositions se produisent dans l'environnement en présence de mélanges complexes et les seuils associés aux substances testées isolément peuvent se révéler non pertinents. L'évaluation de l'exposition à une substance isolée peut conclure à l'absence de risque significatif. Si les mélanges de fond (*background mixtures*) sont alors pris en compte et que ces mélanges contiennent par exemple d'autres substances toxicologiquement semblables, l'exposition au mélange global peut conduire à un résultat inacceptable. Ces questions sont pertinentes à la fois pour la santé humaine et

⁹ Par exemple, le PNEC d'un écosystème aquatique est couramment dérivé du plus petit LC₅₀ (concentration létale dans un test d'exposition à court terme lors duquel 50 % des individus d'une espèce donnée sont morts) divisé par un facteur 1000, qui tient compte de l'écart avec la mesure ou le scénario souhaités en terme de durée d'exposition (court -> long terme), d'indicateur d'effet final (50 % de mortalité -> morbidité 0) et de nombre d'espèces (taille de l'échantillon).

celle des écosystèmes, et nécessitent des études et des discussions complémentaires, dont quelques éléments sont présentés ci-dessous.

Si les substances n'interagissent pas, leurs contributions à l'effet de mélanges dans l'environnement peuvent être additives :

- soit au niveau des doses (*dose-additive*), si leurs modes d'action toxique sont similaires (si elles sont par exemple relâchées dans les mêmes organes cibles). Dans ce cas, les doses des constituants sont pondérées par leurs puissances et additionnées (en supposant que leurs courbes dose-réponse sont parallèles et que leur mode d'action toxique sont similaires). Une courbe SSD unique pour une substance de référence peut alors être utilisée pour évaluer la réponse au mélange entier.
- soit au niveau des réponses (*response-additive*), si les substances agissent indépendamment, ce qui est souvent le cas des cancérigènes ou des impacts sans seuils. Dans ce cas, les réponses sont d'abord déterminées pour chaque substance ou sous-groupe de substances d'action similaire, puis elles sont additionnées. Les conséquences de ces différences sont illustrées par la figure 3.

Dans un effort récent de prise en compte des mélanges, Goedkoop & Spriesma ont adopté un gradient tangentiel de $\Delta\text{CombiPaf} / \Delta C_T = 0,4 / \text{HC}_{50}$ pour toutes les substances basé sur une estimation du combi-PAF de fond comprise entre 10 et 50 % (le combi-PAF est le PAF global associé à un mélange de substances). Cette valeur particulière n'est pas très sensible aux modifications du modèle de distribution de la SSD (log-linéaire, log-triangulaire, log-logistique) ni au combi-PAF de fond dans l'intervalle considéré. Cependant, il faut noter que la validité des hypothèses sous-jacentes à cette approche est en cours d'évaluation et peut n'être valable que dans le cas improbable où toutes les substances constituant le mélange de fond seraient *dose-additive*.

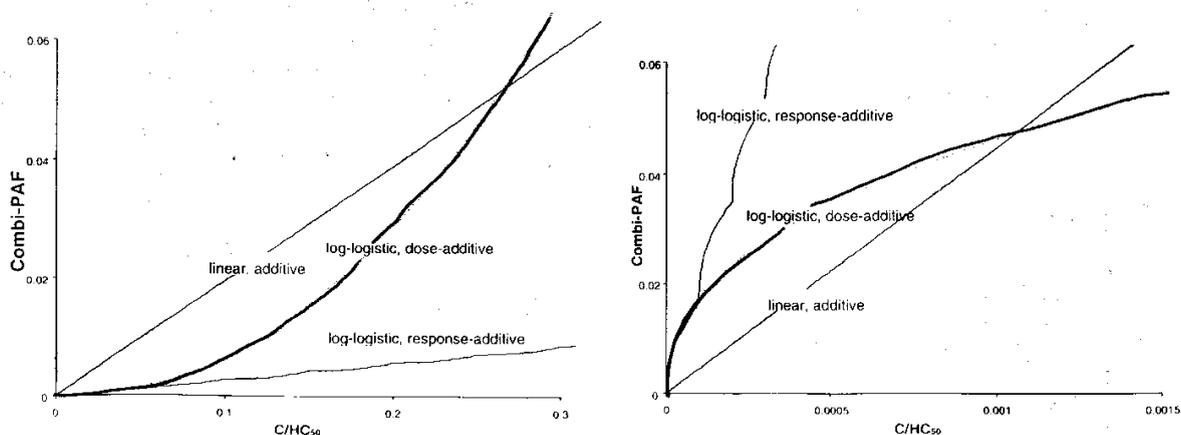


Figure 3 : Comparaison des courbes *dose-additive* et *réponse-additive* pour deux mélanges de substances similaires avec des courbes dose-réponse linéaires et log-logistiques. Chaque substance du graphe de gauche est à une concentration indicative $C = 0,05/\text{HC}_{50}$, à droite $C = 0,0001/\text{HC}_{50}$. Les concentrations sont normées par HC_{50} ce qui ne laisse que la variance comme degré de liberté pour décrire la position de la SSD d'une substance

Une approche de type gradient sécant peut être adoptée comme une alternative à l'hypothèse d'un gradient tangent unique. On peut supposer que le nombre d'espèces subissant un stress accru consécutif à l'émission d'une substance donnée (ou d'un groupe de substances de modes d'action similaires) sera $< 5\%$. Si l'effet était $> 5\%$ alors, sur la base de la pratique habituelle d'évaluation du

risque, l'action réglementaire serait garantie. Ceci ne veut pas dire que les effets *response-additive* combinés des mélanges globaux de substances seront $< 5 \%$ ou que l'évaluation des risques est infaillible. On montre que le gradient de la SSD d'une substance ou d'un groupe de substance pour un PAF $< 5 \%$ est très dépendant du modèle de distribution choisi (linéaire, log-triangulaire, log-logistique, log-normal, etc.). Ainsi, la sélection d'un gradient pour l'utiliser comme mesure de puissance dans les ACV en l'absence de justification mécaniste introduit une incertitude significative. Faute de considérations alternatives, le gradient linéaire (par ex. $0,05 / HC_5$) fournit donc une base d'estimation de $\Delta\text{Combi-PAF} / \Delta\text{Concentration}$ à un niveau de complexité justifiable. Il est intéressant de noter cependant que l'on obtient ainsi souvent des résultats similaires à ceux du gradient tangent unique adopté par Goedkoop and Spriesma.

L'incertitude sur le modèle et le scénario peut être élevée quand on adopte l'approche du gradient sécant ou tangent, mais la 1^{re} approche est analogue à l'usage largement admis des facteurs de pente du gradient sécant pour les substances cancérigènes dans les évaluations de risques pour la santé humaine - fait qui peut être important dans la recherche d'un consensus international. L'incertitude sur le gradient sécant dépend de l'allure réelle de la courbe dose-réponse aux faibles concentrations, du nombre de substances similaires dans le mélange qui peuvent être considérées comme *dose-additive*, de l'existence d'un seuil même pour les mélanges complexes et de l'ampleur du changement de la concentration d'exposition de la substance. Dans certains cas, la contribution réelle d'une substance au stress d'un écosystème peut être nulle si par exemple il existe un seuil ou si la substance affecte un groupe d'espèces déjà stressées.

Indicateur final (*endpoint*) : une base de comparaison couramment utilisée pour la mesure des puissances concernant les écosystèmes est le nombre, % ou fraction d'espèces stressées (PAF) au-dessus de leur NOEC, décrit par leur courbes SSD-concentration. Cependant, le degré de stress des espèces exposées au-delà de leur NOEC et la quantité associée d'espèces perdues (PDF = fraction potentiellement disparue) ne sont pas reflétés par ces mesures basées sur les PAF. Par exemple, l'émission d'une substance peut augmenter le stress d'un groupe d'espèces particulier mais peut ne pas entraîner d'augmentation du nombre global d'espèces stressées. Dans ce cas, le changement dans le PAF global ou combiné serait nul mais certaines espèces déjà stressées pourraient disparaître (PDF augmenterait alors que Combi-PAF resterait constant).

Le "changement du % d'espèces subissant une augmentation du stress" suite à l'émission d'une substance peut être une option alternative au PAF et au PDF pour la meilleure base disponible. Ce changement est estimé en utilisant la même approche que le *nombre* ou la *fraction* d'espèces potentiellement affectées (PAF), mais sans faire d'hypothèses sur les espèces stressées ou sur l'existence d'un chevauchement avec les stress causés par d'autres substances ou groupes de substances, ce qui réduit l'incertitude sur le modèle.

Conclusions

Les facteurs de caractérisation toxicologique dans les ACV doivent prendre en compte toutes les étapes de la chaîne causes-effets, à savoir le devenir, l'exposition et l'effet final (*endpoint effect*). Les indicateurs médians (*midpoint indicators*) tels que les mesures de biopersistance d'une substance dans l'environnement permettent de vérifier les résultats des approches devenir-exposition-effet et offrent une base importante pour des indicateurs de précaution parallèles. Une question reste cependant : "sur quels indicateurs finaux doit-on faire des comparaisons ?"

Les questions suivantes ont été mises en évidence et devront être abordées dans les initiatives visant à élaborer un consensus telles que l'initiative SETAC-UNEP :

- 1) des modèles de devenir et d'exposition avec une composante spatiale sont nécessaires pour prendre en compte les variations de la densité de population humaine. La signification quantitative et les implications politiques de cette question (risque individuel versus risque collectif) doivent être examinées plus avant.
- 2) Des approches améliorées sont nécessaires pour fournir de meilleures estimations des puissances toxicologiques et écotoxicologiques avec des mesures de l'incertitude associée. L'influence et les interactions des mélanges de fond doivent être étudiées, notamment quand on envisage l'existence de seuils.
- 3) Les recherches et discussions en cours sont justifiées pour identifier la meilleure façon de traiter les différences de gravité toxicologique. Là aussi l'influence et les interactions des mélanges de fond doivent être étudiées.
- 4) les effets écotoxicologiques finaux se mesurent de différentes façons :
 - basés sur des espèces importantes ou pour des écosystèmes entiers.
 - choix entre :
 - le nombre ou la fraction d'espèces potentiellement affectées (PAF)
 - le % d'espèces subissant une augmentation du stress résultant d'une émission
 - la fraction d'espèces potentiellement disparues (PDF)

Le choix d'un indicateur final peut déterminer quelle exposition alimentaire est importante pour les espèces aquatiques qui doivent être prises en considération. Ces options doivent être comparées afin d'identifier le meilleur indicateur disponible.

- 5) Les incertitudes liées aux paramètres, au modèle et au scénario associées au devenir, à l'exposition et à la caractérisation toxicologique resteront probablement élevées, malgré les exercices d'élaboration de consensus. Les décideurs, les praticiens et les chercheurs à toutes les étapes des ACV (inventaire, évaluation des impacts, normation, pondération) doivent traiter ces incertitudes, de même que les variances et covariances dans la transparence.

E. POTENTIELS DE TOXICITE HUMAINE POUR LES ACV [HERTWICH E G ET AL (2001), ENV TOX CHEM 20(4) 928-933]

Cette publication présente les potentiels de toxicité humaine de 330 composés dont 258 substances ou groupes de substances répertoriés dans la liste Toxics Release Inventory (TRI) de l'US Environmental Protection Agency.

Ces potentiels de toxicité humaine (HTP) sont calculés selon la méthode proposée par Guinée et Heijungs et reprise par la méthode CML.

Modélisations site-spécifique dans les ACV

Il est actuellement discuté dans quelle mesure les conditions site-spécifiques doivent être prises en compte dans le cadre d'une ACV. Alors que pour des raisons méthodologiques et pratiques une substance est traitée de la même manière quel que soit son lieu d'émission.

Il existe trois types d'approches pour la régionalisation des LCIA :

1. La distinction entre les zones géographiques sensibles et non sensibles (les polluants émis dans une zone non sensible ne sont pas pris en compte).
2. L'introduction d'un facteur d'effet site-dépendant qui varie de 0 à 1 selon la sensibilité de la zone où la substance est émise.
3. L'introduction de facteurs de caractérisation site-dépendants définis à partir de la modélisation du devenir et de l'effet.

Etant donné que les conditions du site influencent le devenir et l'exposition ainsi que les mécanismes, seule l'approche 3 semble être capable de capter de manière adéquate les effets sites-dépendants. Les approches 1 et 2 tiennent compte des paramètres inhérents au site pour l'évaluation de l'effet mais ne considèrent pas que le devenir et l'exposition soient site-dépendants, ce qui n'est généralement pas vérifié.

F. IMPACT SUR LA SANTE HUMAINE ET ECHELLES GEOGRAPHIQUES [NIGGE K-M (2001), INT J LCA 6(5), 257-264]

Cette publication propose une méthode pour évaluer de manière différenciée, selon les échelles spatiales, les impacts des polluants atmosphériques sur la santé humaine.

Cette méthode serait applicable aux polluants primaires répondant à des relations dose-réponse linéaires. Ce qui est censé inclure les polluants primaires majoritaires issus du transport et du secteur de l'énergie.

La différenciation spatiale des impacts serait fonction de l'amplitude de l'émission et de la densité de population autour du site d'émission. Cinq classes spatiales génériques sont définies en fonction de la densité de population : grandes villes dans les agglomérations, secteurs très denses dans les agglomérations, villes dans les zones urbanisées, zones rurales moyennes et secteurs ruraux à faible densité dans les zones rurales. Les impacts moyens sont calculés pour chacune des cinq classes.

La méthode est suffisamment simple pour pouvoir s'appliquer à chacune des émissions documentées dans les ACV. Elle s'utilise pour calculer les expositions site dépendantes de différentes amplitudes d'émissions. A titre d'exemple, pour les émissions dues au trafic et ayant un temps de résidence court, l'efficacité d'exposition varie d'un facteur 5 en Allemagne et d'un facteur 75 en Europe.

La différenciation due à la densité de population diminue significativement lorsque augmentent les temps de résidence atmosphérique du polluant et la taille de la population.

Cette méthode se penche uniquement sur le cas des affections respiratoires et des cancers induits par des polluants initialement émis dans l'air et en ne tenant compte que de l'exposition par voie aérienne.

Il s'agit d'une nouvelle méthode qui :

- est applicable aux polluants atmosphériques primaires issus de la production d'énergie et du transport.
- se penche sur le cas des affections respiratoires et des cancers induits par des polluants initialement émis dans l'air et en ne tenant compte que de l'exposition par voie aérienne.
- exprime la différenciation spatiale des impacts selon un modèle Gaussien qui tient compte de l'ampleur de l'émission et de la distribution de la densité de la population locale (située autour du site d'émission). La différenciation due à la densité de population est exprimée en fonction de 5 échelles spatiales allant de la grande ville à la zone rurale.

Cette méthode présente 3 principaux biais qui limitent sa validité et son utilisation :

- Elle considère que les fonctions d'expositions / réponses sont linéaires. Selon l'auteur cela emble être le cas pour « la majorité » des polluants issus du transport et du secteur de l'énergie ; en revanche cela n'est pas montré pour d'autres types de polluants.
- Le modèle Gaussien utilisé dans cette méthode ne prend pas en compte les éventuelles variations de l'exposition de la population selon la topographie et le climat locaux. A ce stade, d'autres études sont nécessaires pour définir la sensibilité de l'exposition à ces facteurs locaux.
- De manière inhérente à la méthode, il n'est pas tenu compte des variations possibles des impacts au sein d'une même échelle spatiale. L'auteur rapporte qu'elles peuvent être de l'ordre de 40%. En conséquence si l'on souhaite cerner plus précisément l'exposition de la population, il est nécessaire de procéder à une évaluation site spécifique.

G. FACTEURS DE DOMMAGE POUR DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES [KREWITT W, ET AL (2001), INT J LCA 6(4) 199-210]

L'objectif de cette étude est d'analyser et de quantifier les effets consécutifs à l'émission d'une substance dans une région spécifique. Dans la mesure du possible, les indicateurs finaux (endpoint level, ie les indicateurs de dommage) sont utilisés pour quantifier les effets.

Un modèle d'évaluation de l'impact est utilisé pour calculer l'impact par tonne de SO₂, NO_x, particules et NMVOC émis dans différents pays sur la santé humaine, l'acidification, l'eutrophisation,

les cultures agricoles et les constructions. Les indicateurs des impacts finaux (endpoint level) sont utilisés pour mesurer les effets résultants d'un changement marginal du niveau d'émission.

Alors que l'évaluation des impacts sur les écosystèmes et l'environnement anthropique sont limités à l'Europe, les facteurs de dommage pour la santé humaine sont dérivés pour l'Asie et l'Amérique du Sud.

Pour l'Europe, les scénarios d'émissions pour les années 1990 et 2010 sont sensés mesurer l'influence, et les changements consécutifs, de la modification des conditions de fond.

Les résultats montrent qu'il y a une variation significative dans l'ampleur du dommage résultant de la variation d'une unité d'émission pour certaines catégories d'impacts, selon les données de pays et selon les années.

Selon l'objectif de l'étude et les informations disponibles à partir de l'inventaire de cycle de vie, les résultats peuvent être utilisés pour appréhender les conditions site spécifiques dans l'analyse des impacts comme un complément de l'approche globale généralement utilisée.

Cette publication prend en considération les effets des émissions de SO₂, NO_x, des particules et des COV sur la santé humaine, l'acidification, l'eutrophisation, le rendement des cultures agricoles et les bâtiments.

Concernant la santé humaine l'indicateur utilisé est le « nombre d'années de vie perdus » (YOLL Years of Life Lost) qui s'apparente à celui utilisé dans EcoIndicator 99. Le modèle dose-effet utilisé est celui recommandé par l'étude ExterneE (Commission Européenne 1999) mais en réactualisant les données épidémiologiques.

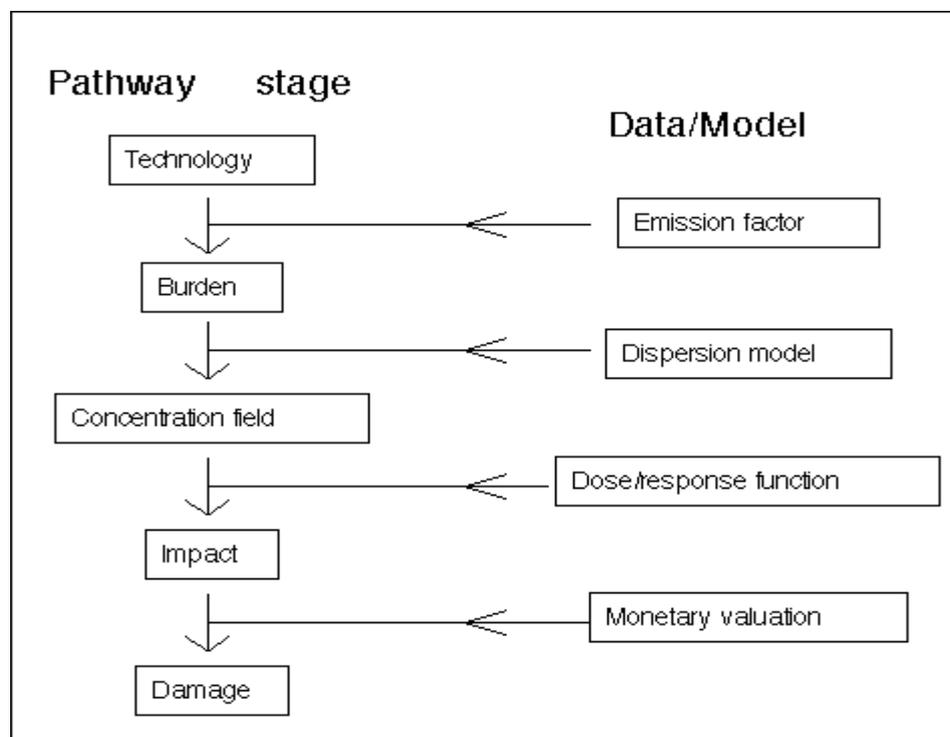
NOTE SUR L'ETUDE ExternE

Le projet ExternE (Externalities of Energy) a été piloté par la Commission Européenne DG XII – Science, Recherche et Développement, 1995

L'objectif de ExternE est une approche systématique d'évaluation des coûts externes de différents cycles d'énergie. Il ne s'agit pas d'une méthodologie à proprement dit mais d'une étude.

L'évaluation de l'impact est fondée sur une approche 'fonction de dommage' laquelle évalue les impacts de manière logique en utilisant les modèles les plus appropriés et les données disponibles.

Typiquement, l'approche peut être résumée par le schéma suivant :



Cette approche nécessite une définition détaillée à la fois des cycles d'énergie et des systèmes dans lesquels ces cycles ont lieu selon les données spatiales et temporelles. Les données typiquement requises sont :

- Données technologiques et données d'émission
- Spécification de l'énergie utilisée
- Conditions météorologiques influençant la dispersion des polluants atmosphériques
- Données démographiques
- Etat des ressources écologiques
- Système de valeur des individus qui déterminera la valeur des biens non marchands

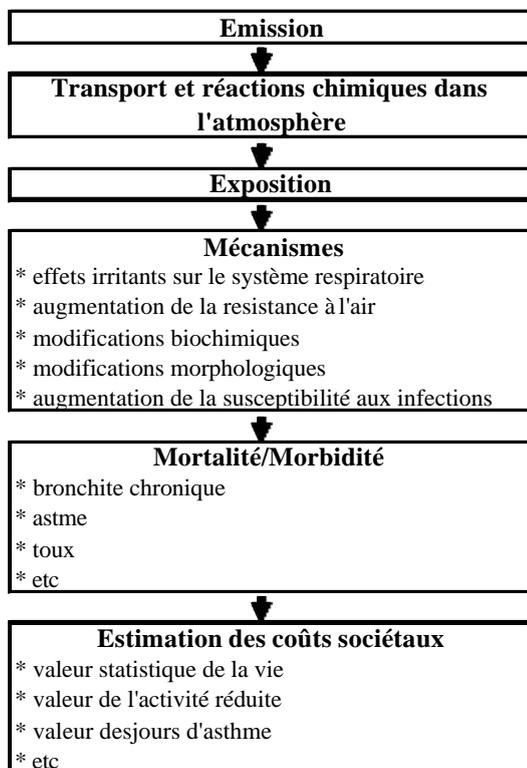
Comme toute analyse de l'impact des polluants, deux types de modélisation sont nécessaires : modélisation de la dispersion des polluants et modélisation des fonctions dose-réponse. Dans ExternE, le terme dose-réponse est défini comme la réponse à une exposition donnée à un polluant en terme de concentrations atmosphériques plutôt qu'en terme de dose ingérée.

Le projet ExternE s'est attaché à sélectionner les modèles et les fonctions doses-réponse les plus appropriés pour évaluer l'impact des polluants pour les domaines suivants :

- Santé humaine
- Constructions
- Cultures
- Forêts
- Pêche d'eau douce
- Biodiversité

Ces fonctions dose-réponse ont été établies à partir d'études épidémiologiques évaluant les effets des polluants sur des populations réelles. Ce type de travail a l'avantage d'étudier les réponses dans des conditions réalistes. En contrepartie, les résultats sont difficiles à interpréter car, contrairement aux résultats obtenus en laboratoire, les conditions environnementales ne peuvent être bien contrôlées. La description et l'implémentation des relations doses-réponses apparaissent donc comme fondamentales ; en conséquence l'évaluation de la validité et de la fiabilité de ces fonctions est un point clé dans l'étude ExternE.

La méthodologie d'étude des relations dose-réponse est décrite dans ExternE. La logique générale de la démarche, par exemple dans le cas de la pollution atmosphériques sur la santé humaine, est présentée dans le schéma ci-après :



Les données requises pour la mise en œuvre du modèle sont synthétisées dans le tableau ci -après pour l'exemple de la pollution atmosphérique :

Etapes	Données requises	Type de modèle ou de relation	Unité
Emissions	* Type et composition du combustible * Quantité de combustible utilisée et d'électricité générée * Procédés de production	Facteurs d'émissions	g/MWhel
Transport et conversion chimique	* Concentrations ambiantes de SO ₂ , NO _x , aérosols et COV * Données météorologiques	* Industrial Source Complex Model (US-EPA) (polluants primaires, échelle locale) * Modèle de la trajectoire de Harwell (sulfates/déposition acide, échelle régionale) * Modèle KAMM-DRAIS (ozone, échelle locale)	µg/m ³
Exposition	Concentrations ambiantes des polluants	$E_i = \sum C_{ij} \times T_{ij}$	µg/m ³ x a
Effets sur l'Homme	* Population à risque * Distribution des groupes à risque	Fonctions exposition-réponse	Indicateurs de morbidité et de mortalité

Concernant la santé humaine, les polluants de l'air examinés par ExternE sont les particules, SO₂, NO_x et ozone.

Les indicateurs de morbidité et de mortalité considérés sont : la mortalité aiguë, les admissions à l'hôpital, les admissions aux urgences hospitalières, les jours à activité réduite, la provocation et l'exacerbation de l'asthme, les symptômes respiratoires et les affections pulmonaires.

LES EXPERTS IDENTIFIES

Experts ACV	Organisme - Adresse	Pays	Téléphone	FAX	Email
Michael HAUSCHILD	Technical University of Denmark, Lyngby (CERN european organisation for nuclear research)	Danemark	+41 22 76 73 564		Michael.Hauschild@cern.ch
Patrick HOFSTETTER	ORISE Research Fellow /Visiting Scientist at Harvard School of Public Health U.S. EPA (MS 466) 26W., Martin Luther King Dr. Cincinnati, Ohio 45268 (USA)	USA	+1 513 569 73 26	+1 513 569 71 11	Hofstetter.Patrick@epamail.epa.gov
Jeroen GUINEE	Centre of Environmental Science (CML) Leiden University P.O. Box 9518 2300 RA Leiden - The Netherlands	Pays-Bas	+31 71 527 5640/7477	+31 71 527 7434	guinee@cml.leidenuniv.nl
Mark HUIJBREGTS	Centre of Environmental Science (CML) Leiden University P.O. Box 9518 2300 RA Leiden - The Netherlands	Pays-Bas	+31 71 527 5640/7478	+31 71 527 7435	m.huijbregts@sci.kun.nl
Olivier JOLLIET	Life cycle group for sustainable development Laboratory of ecosystem management Ecole polytechnique fédérale de Lausanne EPFL-GECOS-LCGroup, CH-1015 Lausanne	Suisse	+412 169 357 68	+41 21 693 57 60	olivier.jolliet@epfl.ch
Rolf FRISCHKNECHT	ESU - Services Kanzleistrasse 4 CH - 8610 Uster Schweiz	Suisse	+41 1 940 61 91	+41 1 940 61 94	frischknecht@esu-services.ch
David PENNINGTON	Life cycle group for sustainable development Laboratory of ecosystem management Ecole polytechnique fédérale de Lausanne EPFL-GECOS-LCGroup, CH-1015 Lausanne	Suisse			david.pennington@epfl.ch
Edgar HERTWICH	LCA laboratory, Department of product design engineering Norwegian university of science and technology, Trondheim	Norvège			hertwich@altavista.com
Wolfram KREWITT	Institut für technische Thermodynamik, Stuttgart	Allemagne			wolfram.krewitt@dlr.de
Reinout HELJUNGS	Centre of Environmental Science (CML) Leiden University P.O. Box 9518 2300 RA Leiden - The Netherlands	Pays-Bas	+31 71 527 5640/7478	+31 71 527 7435	
Mark GOEDKOOP	PRé Consultants Plotterweg 12 3821 BB Amersfoort - The Netherlands	Pays-Bas	+31 33 4555022	+31 33 4555024	
Helias UDO DE HAES	Centre of Environmental Science (CML) Leiden University P.O. Box 9518 2300 RA Leiden - The Netherlands	Pays-Bas	+31 71 527 5640/7478	+31 71 527 7435	

SYNTHESE ET CONCLUSION

L'état actuel de la problématique

Les catégories d'impact telles que la toxicité humaine et l'écotoxicité sont difficiles à traiter dans le cadre des évaluations des impacts de cycle de vie (LCIA) car, contrairement à la plupart des autres catégories, elles traduisent non des impacts globaux, mais des impacts locaux qui varient selon les milieux, les régions et les écosystèmes.

En effet, ces impacts sont déterminés par les concentrations locales qui dépendent entre autres du comportement des substances chimiques, de leur devenir, de l'environnement local et des quantités émises. De plus, les effets toxiques sont dus à des modes d'action différents et il n'est pas sûr que l'on puisse agréger les quantités de différentes substances en les représentant par des quantités équivalentes d'une unique substance avec un certain mode d'action.

Une des difficultés liée à l'évaluation des impacts sur la santé humaine et sur la santé des écosystèmes concerne l'évaluation des facteurs de devenir et d'exposition des polluants. Dans les anciennes méthodes de LCIA, le facteur de devenir et d'exposition est souvent absent. Les publications analysées dans cette étude se sont pour la plupart attachés à traiter cette question.

Actuellement, les modèles multimilieux de devenir et d'exposition sont communément utilisés dans les ACV pour les estimations des facteurs de caractérisation toxicologiques. Leurs principes fondamentaux sont bien établis, bien que les modèles puissent différer par leur domaine d'application et leur exhaustivité. Jusqu'à présent, l'adoption de ce type de modèles a été gênée par le manque de données disponibles concernant le temps de séjour dans les différents milieux. Ceci pourrait être résolu grâce au développement d'outils de prédictions de données et aux approches basées sur des recommandations pour prédéterminer quelles données de dégradations sont nécessaires et à la simplification des modèles utilisant des approches modulaires. L'attention se tourne à présent vers des problèmes tels que la résolution spatiale et les incertitudes associées.

Par ailleurs, certains praticiens préfèrent des modèles monomilieu (modèles qui ne prennent pas en compte les transferts intermilieux mais se concentrent sur le devenir d'une substance dans un seul milieu).

Des recherches seront nécessaires pour déterminer la meilleure pratique disponible, et jusqu'à quel point la prochaine génération de modèles fournira une information supplémentaire, et donc une distinction entre les facteurs de caractérisation dans les LCIA.

Les avancées méthodologiques

Cette étude présente également deux nouvelles méthodes, ou précisément l'amélioration de versions antérieures, il s'agit des méthodes CML2001 et EcoIndicator 99. La méthode CML 2001 est orientée 'problèmes environnementaux' et travaille au niveau d'indicateurs intermédiaires

contrairement à EcoIndicator99 qui est une méthode 'orientée dommages' c'est-à-dire travaillant au niveau d'indicateurs finaux.

La publication de ces deux méthodes est relativement récente et nous ne bénéficions pas encore du retour d'expérience concernant leur utilisation par les praticiens des ACV. En particulier, CML 2001 n'a pas encore été soumise à revue critique, ou du moins cela n'est pas encore publié.

Conclusion et recommandation dans le contexte RECORD

Actuellement, des efforts internationaux s'expriment par la création de groupes de travail au sein de l'initiative de la SETAC et de l'UNEP (United Nations Environment Programme). Ces groupes de travail se donnent pour objectif de traiter les questions liées à l'évaluation des impacts sur la santé humaine et sur la santé des écosystèmes qui reposent sur les problèmes suivants :

- le besoin d'utiliser des modèles multimilieux avec une résolution spatiale,
- les implications du choix risque individuel versus risque pour la population dans les ACV,
- les incertitudes des mesures toxicologiques disponibles,
- la difficulté de choisir un indicateur toxicologique final (*endpoint*) si toutefois une telle mesure est souhaitable.

Pour rester en veille sur ce sujet, RECORD pourrait s'attacher à suivre les avancées méthodologiques, fruit du travail de ces groupes, auxquelles on peut s'attendre dans les prochains mois.

Par ailleurs des développements méthodologiques sont également attendus par exemple, l'équipe de Oliver Jolliet (EPFL) a annoncé la publication imminente d'une méthode d'évaluation des impacts.

Dans le contexte de RECORD, il sera également important de bénéficier du retour d'expérience concernant l'utilisation des nouvelles méthodes EcoIndicator 99 et CML 2001.