

Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impact sur l'environnement dans les ACV : Toxicité humaine – Ecotoxicité – Pollution photo-chimique



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**ANALYSE CRITIQUE DE LA PERTINENCE DES INDICATEURS
DE CATEGORIES D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT
DANS LES ACV :**

**TOXICITE HUMAINE – ECOTOXICITE –
POLLUTION PHOTO-CHIMIQUE**

RAPPORT FINAL

octobre 2000

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 collégalement 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, Analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impact sur l'environnement dans les ACV : Toxicité humaine – Ecotoxicité – Pollution photo-chimique, 2000, 63 p, n°99-1004/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2000

Etude RECORD n°99-1004/1A

Résumé

L'Association RECORD a confié à BIO Intelligence Service l'analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impacts sur l'environnement dans les analyses de cycle de vie. Trois catégories d'impacts étaient concernées :

- la formation de photo-oxydants,
- la toxicité humaine
- l'écotoxicité.

L'objectif était d'analyser dans un premier temps l'existant puis de parvenir à des propositions d'amélioration ou de modification des méthodes actuellement utilisées afin qu'elles entrent dans le cadre de la norme ISO/14042 et soient les plus représentatives possible de phénomènes réels.

Cette étude s'est appuyée sur une analyse bibliographique et sur la collaboration avec un groupe pluridisciplinaire d'experts scientifiques et de praticiens des ACV.

Mots clés : analyse de cycle de vie; indicateurs de catégories d'impacts; toxicité; écotoxicité; formation de photo-oxydants.

Abstract

The Association RECORD entrusted BIO Intelligence Service to analyze the relevance of the indicators related to impact categories on the environment in life cycle analyses. The impact categories studied were :

- photo-oxidant formation,
- human toxicity,
- ecotoxicity.

The aim of this study was first to make the state of the art and secondly to make improvements to the methods actually used so that they may be compatible with the ISO/14042 and representative of the actual phenomena.

The study involved an analyse of published papers and the collaboration with multidisciplinary group of scientific experts and LCA practitioners.

Key words : life cycle assessment; impact categories indicators; toxicity; ecotoxicity, photo-oxidant formation.

SOMMAIRE

GLOSSAIRE.....	5
A. PRESENTATION GENERALE.....	6
A.1. CONTEXTE DE L'ETUDE	6
A.2. OBJECTIF DE L'ETUDE.....	6
B. LA METHODOLOGIE.....	7
B.1. LES EXPERTS MOBILISES	7
B.2. RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE	7
B.3. CONSTRUCTION D'UNE GRILLE D'ANALYSE.....	7
B.4. DEROULEMENT.....	7
C. LE CHAMP DE L'ETUDE.....	8
C.1. LES METHODES ETUDIEES	8
C.1.1. <i>les publications sélectionnées</i>	8
C.1.2. <i>Les travaux de la SETAC</i>	10
C.1.3. <i>Les méthodes non prises en compte</i>	11
C.2. LES QUESTIONS EXAMINEES PAR LES EXPERTS.....	11
C.2.1. <i>Analyse des impacts potentiels sur l'environnement</i>	11
C.2.2. <i>Les problèmes posés par la quantification des impacts sur l'environnement dans les ACV</i>	12
C.2.2.1. Sur les variables d'entrée du modèle d'évaluation	12
C.2.2.2. Sur la structure du modèle d'évaluation.....	12
C.2.2.3. Sur les paramètres du modèle	12
C.2.2.4. Sur le champ d'application des indicateurs quantifiés	13
C.2.3. <i>Le questionnaire remis aux experts</i>	13
D. RESTITUTION DE L'ANALYSE DES EXPERTS	13
D.1. ANALYSE CRITIQUE DES METHODES PROPOSEES.....	13
D.2. LES LIMITATIONS SOULIGNEES DES METHODES.....	21
E. RECHERCHE DES AMELIORATIONS	22
E.1. ECOTOXICITE ET TOXICITE HUMAINE : 2 CATEGORIES A DISTINGUER.....	22
E.1.1. <i>La notion de toxicité</i>	22
E.1.2. <i>Faut-il considérer une ou deux catégories d'impacts ?</i>	22
E.1.3. <i>Les points communs</i>	23
E.1.3.1. Que cherche-t-on à quantifier dans les ACV ?	23
E.1.3.2. Comment évaluer l'écotoxicité et la toxicité associées au cycle de vie d'un système donné (produit ou procédé) ?.....	23
E.1.3.3. Quelle est la forme générale des modèles utilisés pour évaluer les impacts "écotoxicité et toxicité" dans les ACV ?	23
E.1.4. <i>Les divergences</i>	24
E.1.4.1. Des différences biologiques entre l'homme et l'animal	24
E.1.4.2. Des enjeux différents	24
E.1.4.3. Des critères d'évaluation dans les ACV différents	25
E.1.5. <i>Synthèse et Conclusion</i>	26
E.2. ECOTOXICITE.....	28
E.2.1. <i>Les indicateurs d'effet</i>	28
E.2.1.1. Données de toxicité pour des espèces clés	28
E.2.1.2. Le PNEC (Predicted non-effect concentration).....	28
E.2.2. <i>Les indicateurs de dommage : le PAF et le combi-PAF</i>	29
E.2.2.1. Concept du PAF (Potentially affected fraction of species).....	29
E.2.2.2. Concept du combi-PAF : fraction d'espèces potentiellement affectées dans un mélange	30
E.3. TOXICITE HUMAINE.....	31
E.3.1. <i>Des résultats d'inventaires aux préjudices potentiels</i>	31
E.3.2. <i>Caractérisation de la toxicité humaine</i>	31
E.3.3. <i>Les indicateurs proposés</i>	32
E.3.3.1. Les indicateurs d'effet : EC10 et NOEC.....	32

E.3.3.2. Un indicateur du dommage : DALY l'indice de "santé globale"	32
E.4. FORMATION DE PHOTO-OXYDANTS.....	33
E.4.1. Contexte et déterminants essentiels.....	33
E.4.2 La formation de photo-oxydants : une catégorie d'impact dans les ACV	34
E.4.3. Sélection d'indicateurs et de facteurs de caractérisation	35
E.4.3.1. Les indices de formation d'ozone photochimique (MIR, POCP).....	36
E.4.3.2. Valeurs numériques de MIR et de PCOP	37
E.4.4. Les indicateurs proposés.....	38
F. CONCLUSION ET PROPOSITIONS D'AMELIORATIONS	39
F.1. CATEGORIES TOXICITE ET ECOTOXICITE.....	39
F.1.1. Les 4 déterminants essentiels d'une méthode idéale d'évaluation.....	39
F.1.2. Le niveau de consensus actuel.....	41
F.1.2.1. État des connaissances scientifiques	41
F.1.2.2. Les développements récents au sein de la communauté des experts ACV	41
F.1.2.3. L'approche préconisée par le groupe de travail de la SETAC.....	42
F.1.2.3.1. Les marqueurs de dommage.....	42
F.1.2.3.2. Les indicateurs de catégorie d'impact	42
F.1.2.3.3. Besoins en travaux de recherche dans le contexte RECORD :	42
F.1.2.4. La méthode EUSES.....	43
F.1.2.5. Recommandations dans le contexte RECORD.....	44
F.1.2.5.1. Les conclusions de l'étude	44
F.1.2.5.2. Les besoins en travaux de recherche pour appliquer EUSES	44
F.2. CATEGORIE "POLLUTION PHOTOCHIMIQUE"	46
F.2.1. Le niveau de consensus actuel : les indicateurs recommandés par la SETAC	46
F.2.2. Les propositions d'amélioration.....	47
F.2.2.1. Fiabiliser les indicateurs proposés	47
F.2.2.2.1. Intégrer les variables manquantes	47
F.2.2.2.2. Améliorer la représentativité géographique.....	47
F.2.2.2. Évaluer l'impact planétaire associé à la formation de photo-oxydants	48
F.2.2.3. Évaluer les dommages associés à la pollution photo-oxydante	48
F.3. DEUX AUTRES RECOMMANDATIONS DANS LE CONTEXTE RECORD	49
F.3.1. Développer une méthode de caractérisation de la qualité des indicateurs.....	49
F.3.2. Explorer une approche simplifiée pour la toxicité et l'écotoxicité.....	49
LES ANNEXES	51
Annexe 1 : Document remis aux experts du comité de revue	51
Annexe 1.1. Recommandation générale aux experts	51
Annexe 1.2. Le questionnaire	53
Annexe 2 : Facteurs de caractérisation pour les PCOP et MIR.....	58
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	61

GLOSSAIRE

ACV	Analyse de cycle de vie
ADI	Allowable daily intake : dose quotidienne maximale admissible, n'induisant aucun effet chez l'homme
COV	Composés organiques volatiles
DALY	Disability adjusted to life years : invalidité rapportée aux années de vie
EC50	Concentration effective moyenne : 1) concentration qui induit 50% de changement d'un paramètre par rapport au contrôle ou 2) concentration à laquelle 50% de la population subit un changement donné.
(E)USES	(European) Uniform system for the evaluation of substances
K_{ow}	Coefficient de partition octanol/eau : coefficient de substitution pour la partition entre l'eau et la matière organique. Ce coefficient permet de prédire l'aptitude d'une molécule à se concentrer dans les systèmes aquatiques.
LC50	Lethal concentration : concentration capable d'induire la mort de 50% de la population testée
LD50	Lethal dose : dose unique capable d'induire la mort de 50% de la population testée
MIR	Maximum incremental reactivity : réactivité incrémentale maximale, capacité maximale d'une substance à générer des photo-oxydant
NOEC	No observed adverse effect concentration : la plus haute concentration ne provoquant pas d'effets néfastes
NMHC	No methane hydrocarbons : hydrocarbures hors méthane
PAF	Potentially affected fraction of species : fraction d'espèces exposée à une concentration égale ou supérieure au NOEC
PCOP	Photochemical ozone creation potentials : capacité d'une substance donnée à générer de l'ozone photochimique
PNEC	Predicted no effect concentration : concentration prévue sans effet sur un écosystème ou une population donnés
QSAR	Quantitative structure-activity relationship : relation quantitative structure activité. Les QSAR sont des modèles d'estimation de la toxicité (inconnue) d'une substance à partir des données de toxicité connue d'une substance de structure chimique proche.
SETAC	Society of environmental toxicology and chemistry
SSD	Species sensitivity distribution : distribution de la sensibilité des espèces
YLD	Years of life in disability : nombre d'années de vie en état d'invalidité (chez l'homme)
YLL	Years of life lost : nombre d'années de vie perdues (chez l'homme)

A. PRESENTATION GENERALE

A.1. CONTEXTE DE L'ETUDE

Les Analyses du Cycle de Vie (ACV) sont de plus en plus utilisées comme référence pour évaluer l'impact environnemental des activités industrielles. Cette situation a conduit l'Association RE.CO.R.D. à développer des travaux exploratoires et de recherche dans ce domaine depuis 1996.

L'analyse de cycle de vie est une technique comptable des impacts sur l'environnement de systèmes clairement définis et conçus pour en faciliter la comparaison. Elle consiste en deux étapes :

- **Etape 1 : inventaire des flux de matière et d'énergie.** Il s'agit d'établir un bilan complet des quantités de matières et d'énergies prélevées et rejetées tout au long d'une filière désignée, de la production des matières premières au traitement des déchets industriels.
- **Etape 2 : analyse des impacts potentiels sur l'environnement.** Il s'agit d'une phase d'analyse des impacts environnementaux fondée sur la quantification d'un certain nombre d'indicateurs environnementaux en relation avec les données obtenues dans l'inventaire du cycle de vie.

La phase d'inventaire est assez bien réalisée et ne pose pas de problème méthodologique important. La conversion des résultats d'inventaire de cycle de vie en "indicateur de catégorie" (par exemple kg de CO₂ équivalent pour l'effet de serre) est admise pour un certain nombre d'impacts environnementaux : épuisement des ressources énergétiques non renouvelables, augmentation de l'effet de serre, déplétion de la couche d'ozone, augmentation de l'acidification, augmentation de la quantité de déchets ultimes mis en décharge. En revanche, la quantification d'impacts comme la formation de photo-oxydants, la toxicologie humaine et l'écotoxicologie ne bénéficient pas à ce jour d'indicateurs largement reconnus.

A.2. OBJECTIF DE L'ETUDE

Cette étude a pour objectif de travailler sur les indicateurs de formation de photo-oxydants, de toxicologie humaine et d'écotoxicologie afin d'analyser dans un premier temps l'existant puis de parvenir à des propositions d'amélioration ou de modification des méthodes actuellement utilisées.

Les membres de l'Association RECORD ont souhaité procéder à l'analyse critique de la pertinence des indicateurs de catégories d'impacts sur l'environnement dans les analyses de cycle de vie. L'objectif est de parvenir à un consensus sur les améliorations à apporter à une ou plusieurs méthodes existantes afin qu'elles entrent dans le cadre de la norme ISO/14042 et soient les plus représentatives possible de phénomènes réels.

B. LA METHODOLOGIE

L'analyse critique a porté sur des publications originales présentant des indicateurs d'impact actuellement quantifiés dans les ACV et a bénéficié de l'avis de spécialistes compétents directement ou indirectement sur ces sujets.

B.1. LES EXPERTS MOBILISES

Deux groupes d'experts ont été constitués, l'un a réuni des scientifiques spécialistes des problèmes environnementaux en question (écotoxicologie, toxicologie et chimie de l'atmosphère); l'autre a mobilisé des praticiens des ACV.

Experts participant à l'étude	Organisme	Domaine
Gérard BLAKE	Université de Savoie	Ecotoxicologie
Jacques FONTAN	Observatoire Midi-Pyrénées	Chimie des aérosols
Gérard MEGIE	Université Paris 6	Aéronomie
Eric VINDIMIAN	INERIS	Ecotoxicologie
André PICOT	ICSN-CNRS	Risque Chimique
Patricia CORTIJO	ECOBILAN	ACV
Khalil KHALIFA	ACV Conseil	ACV
Eric LABOUZE	BIO Intelligence Service	ACV

Le rôle des experts mobilisés est de procéder à l'analyse critique des méthodes recensées et de proposer des améliorations pertinentes.

B.2. RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Il s'agit d'une étape préliminaire d'analyse d'une sélection de publications présentant les méthodes d'évaluation existantes. L'ensemble de ces publications, constituant le champ de l'analyse, rend compte des variables, paramètres, hypothèses et données pris en compte dans les modèles actuels.

B.3. CONSTRUCTION D'UNE GRILLE D'ANALYSE

En même temps que les publications originales, chacun des experts a reçu un questionnaire afin de faciliter l'exécution de sa mission.

Par ailleurs, les experts scientifiques n'étant en général pas familiarisés avec les ACV, un document, rédigé par BIO IS, présentant la démarche adoptée dans les ACV leur a été fourni.

B.4. DEROULEMENT

Cette étude s'est déroulée en deux phases. L'objectif de la première phase était d'effectuer la revue critique des méthodes utilisées dans les analyses de cycle de vie pour évaluer la toxicité humaine, l'écotoxicité et la pollution photochimique. Les experts ont retourné les questionnaires complétés puis furent invités à une réunion afin que soit effectuée et validée la synthèse de l'ensemble des critiques formulées par écrit.

La seconde phase dont l'objet était de formaliser des propositions d'améliorations aux méthodes recensées, a été concrétisé d'une part par des échanges écrits avec les experts et d'autre part, par l'invitation des experts à participer à deux réunions avec les membres de l'Association RECORD.

C. LE CHAMP DE L'ETUDE

C.1. LES METHODES ETUDIEES

L'analyse critique a porté sur deux types de documents : des publications originales soumises aux experts et un document de travail produit par la .

C.1.1. les publications sélectionnées

La synthèse de chacune des publications sélectionnées est présentée ci-après.

N° de la publication	Titre de la publication	Référence	Catégorie d'impact
1	Fate coefficients for the toxicity assessment of air pollutants	O. Jolliet & P. Crettaz Int. J. LCA 2(2) 104-110, 1997	Toxicité humaine Ecotoxicité
2	Aquatic ecotoxicity for common crop protection aids	E. Koudijs & C. Dutilh Int. J. LCA 3(4) 200-202, 1998	Ecotoxicité
3	Impact category ecotoxicity and valuation procedure	R. Walz, M. Herrchen, D. Keller & B. Stahl Int. J. LCA 1(4)193-198, 1996	Ecotoxicité
4	Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact	J. Potting & M. Hauschild Int. J. LCA 2(4) 209-216, 1997	Ecotoxicité
5	Uniform system for the evaluation of substances	J. B. Guinée et al. Int. J. LCA 1(3) 133-138, 1996	Ecotoxicité Photo-oxydant
6	Environmental life cycle assessment of products	R. Heijungs et al CML, TNO, B&G, 130 p, 1992	Toxicité humaine Ecotoxicité Photo-oxydant

Publication 1

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité

Cette publication ne présente pas de calcul direct d'un indicateur d'impact potentiel mais suggère une méthodologie permettant la prise en compte d'un coefficient d'exposition et de devenir des substances apte à relier la quantité émise à la concentration moyenne relative dans le compartiment atmosphérique. Il s'agit d'une approche qui repose sur l'hypothèse de l'état stationnaire du mélange atmosphérique.

Pour relier la hauteur de dilution des constituants et le temps de résidence, un modèle statistique est utilisé. Le modèle physique quantifié correspond au mélange turbulent dans l'atmosphère.

Ce facteur de caractérisation F est défini comme étant le rapport entre le temps de résidence d'un polluant et la hauteur de sa dilution. Les auteurs comparent ces coefficients F ainsi modélisés et les facteurs de devenir d'une centaine de substances déterminés de manière empirique. Il s'avère que les ordres de grandeurs sont les mêmes.

Les auteurs proposent une liste des valeurs des facteurs de caractérisation, du temps de résidence et de la grandeur de dilution pour 100 substances.

Publication 2

Catégorie d'impact : Ecotoxicité

Les auteurs proposent des facteurs d'équivalence pour l'écotoxicité aquatique de 65 pesticides et herbicides fréquemment utilisés. Ces facteurs sont calculés selon la méthode développée par l'EPA et utilisée par CML en 1992 (mais les résultats diffèrent car les EC50 utilisées sont différentes). Il est précisé que ces facteurs ainsi calculés ont une portée limitée ; ils indiquent uniquement un impact potentiel.

Il s'agit d'une première approximation où le devenir des substances n'est pas pris en compte, où seule la toxicité aiguë est considérée et l'indicateur prend en compte les valeurs moyennes des valeurs seuil (LC50 et EC50 les plus bas).

Publication 3

Catégorie d'impact : Ecotoxicité

Cet article propose une nouvelle approche méthodologique permettant de procéder à l'évaluation d'impacts potentiels sans connaissance des données de concentration dans les différents compartiments de l'environnement.

Cette méthodologie permet une approche pragmatique de l'identification de substances toxiques ; elle est fondée sur deux étapes :

étape 1 : identification des substances critiques susceptibles de contribuer majoritairement à la catégorie d'impact « écotoxicité » en quantifiant la charge écotoxique potentielle induite par l'addition des effets de l'ensemble de ces substances.

Les substances évaluées comme critiques pour l'environnement à l'étape 1 sont analysées à l'étape 2.

étape 2 : cette étape vise à déterminer la probabilité d'un impact potentiel en utilisant des scénarios environnementaux génériques et donc à identifier la nécessité de procéder à une analyse risque/bénéfice fondée sur des données scientifiques et des jugements subjectifs.

Publication 4

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité

Cet article évalue la possibilité d'améliorer l'approche classique ACV en introduisant les dimensions spatiale et temporelle et de favoriser en conséquence une approche site-dépendant.

Dans la méthode proposée, les auteurs introduisent dans la formule un facteur F qui est sensé tenir compte des caractéristiques d'émission et de distribution/dispersion pour une substance donnée et d'un compartiment à l'autre. Les auteurs n'apportent aucune information permettant de comprendre quels sont les processus pris en compte pour le calcul de ce facteur.

Une des idées sur lesquelles se fonde cet article est que la relation entre l'effet et la concentration reste linéaire.

Aucun résultat quantitatif n'est présenté.

Publication 5

Catégorie d'impact : Photo-oxydants + Ecotoxicité

Cet article présente une nouvelle méthodologie fondée sur le modèle USES 1.0 avec les améliorations suivantes : prise en compte des relations émission-concentration, de la différenciation spatiale des sources et les émissions inorganiques.

Dans cette méthode, le modèle USES a été adapté à l'étude du cycle de vie en traduisant en flux les données d'inventaires habituellement exprimées en unité de masse. La comparaison avec une substance de référence (1,4-dichlorobenzène), est adoptée pour résoudre cette difficulté, les facteurs d'équivalence sont alors évalués en valeur relative par rapport à l'émission et aux effets dans les différents compartiments. Pour la toxicité humaine le compartiment de référence est l'air, l'eau pour l'écotoxicité aquatique et les sols industriels pour l'écotoxicité terrestre. Les raisons de ces choix ne sont pas justifiées dans la publication.

Les calculs ont été faits pour 94 substances dans les compartiments air, les eaux de surface, les sols agricoles, les sols industriels.

Des facteurs d'équivalence sont calculés pour prendre en compte des substances inorganiques comme les métaux .

De nombreuses valeurs par défaut sont utilisées lorsqu'il n'y a pas de valeur connue en particulier dans le cas des matières biodégradables.

Publication 6

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité + Photo-oxydants

Cette publication présente une méthode d'évaluation des impacts sur la santé humaine, la formation de photooxydants et l'écotoxicité exploitée dans les ACV. Cette méthode distingue l'écotoxicité aquatique de l'écotoxicité terrestre.

Les méthodes de calcul des facteurs de caractérisation sont explicitées pour tous les compartiments (eau, air, sols) ainsi que les techniques d'agrégation des indicateurs d'impacts. Il s'agit d'une méthode adaptée aux ACV dans la mesure où les problèmes posés par les échanges inter-compartiments, les temps de résidence et la spatialisation des émissions et des effets ne sont pas pris en compte.

C.1.2. Les travaux de la SETAC

Les références des publications de la SETAC-Europe prises en considération dans cette étude sont présentées dans le tableau ci-après.

N° du document	Titre du document	Référence	Catégorie d'impact
7	Fate and exposure in the Life Cycle Impact Assessment of Toxicity	Edgar Hertwich, Wolfram Krewitt, Michael Hausschild, Oliver Jolliet, Carsten Schulze, David Pennington, Mark Huijbregts, Alfred Trunkenmüller <i>Document de travail, SETAC-Europe, 30 pages, 26 avril 2000</i>	Toxicité humaine
8	Methods of effect assessment for ecotoxicity	Michael Hauschild and David Pennington <i>Document de travail, SETAC-Europe, 28 pages, avril 2000</i>	Ecotoxicité
9	Global and regional impact categories in life cycle assessment	José Potting and Walter Klöpffer (eds.), Anthony Taylor, Jyri Sepällä, Greg Norris, Lars-Gunnar Lindfors, Mark Goedkoop <i>Document de travail, SETAC-Europe, 87 pages, avril 2000</i>	Formation de photo-oxydants

La branche européenne de la SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry) anime des groupes de travail dans le domaine de l'évaluation des impacts. La synthèse des discussions en cours est formalisée dans un document de travail (au stade de projet) actuellement soumis aux autres membres participant à la réflexion sur les indicateurs d'impact dans les ACV. La publication définitive est prévue pour la fin de l'année 2000. Ce document de travail a été adressé à BIO Intelligence Service par la SETAC-Europe en mai 2000. Il propose une revue des modèles utilisés pour la caractérisation de la toxicité, de l'écotoxicité et la formation de photo-oxydants dans un contexte d'ACV.

Ce document n'a pu faire l'objet d'une analyse critique de la part des experts mobilisés par l'étude commanditée par RECORD. Cependant, dans le chapitre suivant, nous avons intégré les propositions de la SETAC relatives à l'évaluation des indicateurs d'effets les plus appropriés pour une utilisation dans les ACV.

C.1.3. Les méthodes non prises en compte

Au premier trimestre 2000, le groupe Pré Consultants a publié une version préliminaire d'une méthodologie d'évaluations des impacts : "The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment" par M. Goedkoop & R. Spriensma (disponible sur le site <http://www.pre.nl>). Cette méthode, est la nouvelle version de "The Eco-indicator 95. Les praticiens ACV, mobilisés par cette étude, indiquent qu'elle présente de nombreuses variantes par rapport à la plus ancienne version. Ils ne l'avaient cependant pas encore mise en pratique et ne s'estimaient pas encore à même d'en dresser une analyse critique. Aussi, nous ne l'avons pas soumise aux experts scientifiques mobilisés par cette étude.

C.2. LES QUESTIONS EXAMINEES PAR LES EXPERTS

C.2.1. Analyse des impacts potentiels sur l'environnement

Dans les ACV, la phase d'analyse des impacts environnementaux est fondée sur la quantification d'un certain nombre d'**indicateurs environnementaux** en relation avec les données obtenues dans l'inventaire du cycle de vie. En règle générale, l'analyse porte sur les impacts décrits dans le tableau ci-dessous :

Code	Description	Unit
ADP	Mineral (abiotic) material depletion (potential)	j-1
EDP	Fossil energy carrier depletion (potential)	GJ
GWP	Global warming (potential)	Kg eq CO2
ODP	Ozone layer depletion (potential)	Kg eq R11
HT	Human toxicity	Kg hta
ECA	Aquatic ecotoxicity	Kg aeta
ECT	Terrestrial ecotoxicity	Kg teta
POCP	Photochemical ozone creation (potential)	Kg eq C2H4
NP	Nutrication (potential)	Kg eq PO4
AP	Acidification (potential)	Kg eq SO2

La méthode employée pour quantifier ces indicateurs est fondée sur un principe homogène d'un indicateur à l'autre. Pour chaque indicateur (I_i), est associé à chaque quantité de matière de

l'inventaire (M_i) ce que l'on appelle un **facteur de caractérisation** (f_i), défini de telle sorte que l'indicateur puisse être évalué simplement à l'aide d'une formule du type :

$$I_i = S_i (M_i \times f_i) \quad (1)$$

C.2.2. Les problèmes posés par la quantification des impacts sur l'environnement dans les ACV

C.2.2.1. Sur les variables d'entrée du modèle d'évaluation

Les quantités (M_i) utilisées pour calculer la valeur d'un indicateur d'impact potentiel sur l'environnement ont certaines caractéristiques dont il faut rappeler les principales limitations. Pour chaque flux identifié entrant ou sortant du système, les quantités associées à chaque étape du cycle de vie, sont additionnées sans distinction géographique ou temporelle. Aucune donnée cinétique n'est intégrée. En clair, les données d'inventaire sont tout simplement additionnées quelle que soit l'origine géographique, l'instant initial et la durée réelle des émissions.

C'est pourquoi, on considère généralement que l'ACV est une approche bien adaptée pour l'évaluation des impacts sur l'environnement à l'échelle globale de la planète (par exemple l'impact potentiel sur l'effet de serre, ou sur la déplétion de la couche d'ozone). Mais comment exploiter les données d'inventaire pour rendre compte d'une information environnementale relative à des effets comme la santé humaine, l'écotoxicité ou la pollution photochimique ?

C.2.2.2. Sur la structure du modèle d'évaluation

Considérant la forme de l'équation (1), il apparaît que la quantification des impacts potentiels sur l'environnement repose toujours sur un modèle linéaire, sans effet de seuil, et sans prise en compte le cas échéant des effets synergiques ou antagonistes entre les différentes substances considérées.

Une telle description des phénomènes environnementaux ne semble pas refléter la réalité des mécanismes physiques en jeu, c'est pourquoi dans le domaine des ACV, on parle d'indicateurs d'impacts *potentiels* sur l'environnement. Mais cette nuance est-elle suffisante pour rendre intelligible aux décideurs les limitations susmentionnées, du moins dans le cas de l'évaluation des effets comme la santé humaine, l'écotoxicité ou la pollution photochimique ?

C.2.2.3. Sur les paramètres du modèle

Cet aspect concerne la méthode de définition des facteurs de caractérisation (f_i) associés à chaque flux de l'inventaire. Deux questions sont ici soulevées :

- a) la méthode utilisée pour établir les facteurs de caractérisation (f_i), est-elle compatible avec les limitations identifiées sur les données d'entrée du modèle ?
- b) l'interprétation de l'indicateur d'impact est-elle cohérente avec la méthode utilisée pour établir ces facteurs de caractérisation ?

C.2.2.4. Sur le champ d'application des indicateurs quantifiés

Il ressort de tout ce qui précède une profonde difficulté à interpréter la signification physique (ou mathématique) du phénomène réellement évalué à l'aide de tels indicateurs, du moins dans le cas de phénomènes n'opérant pas de manière cumulative. Les indicateurs actuels ne semblent pas permettre d'établir un lien direct de cause à effet entre les données d'inventaires et les impacts étudiés.

Dans le cas des trois catégories d'impact étudiées ici, les questions à poser aux experts sont donc : a) quelle est la signification du phénomène physique décrit à l'aide des indicateurs actuellement utilisés dans les ACV ? et b) comment libeller de manière simple et intelligible pour les non spécialistes les limites d'application de chaque indicateur utilisé aujourd'hui dans les ACV ?

C.2.3 Le questionnaire remis aux experts

Le questionnaire et la note de recommandations adressés aux experts sont présentés en Annexe 1.

D. RESTITUTION DE L'ANALYSE DES EXPERTS

Le propos de ce chapitre est d'une part de restituer, pour chacune des publications, la synthèse des critiques ainsi que les ont formulées les experts et d'autre part, de tirer les enseignements de cette revue critique.

Il était demandé aux experts d'analyser chacune des publications sélectionnées selon la grille proposée. Les experts scientifiques ont, pour la majorité, analysé toutes les publications, quelque soit leur propre spécialité.

D.1. ANALYSE CRITIQUE DES METHODES PROPOSEES

Publication 1

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité

Cette publication ne présente pas de calcul direct d'un indicateur d'impact potentiel mais suggère une méthodologie permettant la prise en compte d'un coefficient d'exposition et de devenir des substances.

Formule de calcul proposée

$$S^m = \sum_i F_i^m \times E_i^m \times M_i^m$$

S^m score de l'effet d'une substance i

M_i^m émission de i dans milieu m (air, eau sols)

E_i^m facteur d'effet de i dans m

$E_i = 1/PNEC$

F_i^m facteur de devenir et d'exposition de i dans m

$F_i^m = t_i/V_i$ t_i = temps de résidence (an)

V_i = volume de dilution par unité de surface ($m^3 m^{-2}$)

1. Les variables d'entrée du modèle d'évaluation

Les variables d'entrée du modèle sont les flux de polluants émis dans l'environnement. Ces flux sont plus ou moins bien définis que ce soit en termes de nature chimique, de répartition dans le temps et de répartition dans l'espace. Cette méthode ne prend pas en compte les variables suivantes :

- la variabilité spatiale et temporelle du mélange atmosphérique ;
- la formation de produits intermédiaires,
- le caractère non linéaire de la relation entre l'émission et la concentration atmosphérique,
- les transferts entre la troposphère et la stratosphère pour l'évaluation des problèmes globaux
- la forte hétérogénéité spatiale du mélange atmosphérique

De plus, l'extrapolation aux faibles temps de résidence n'a pas de sens. En effet, concernant les émissions dans l'air, le modèle calcule en particulier une concentration mondiale moyenne. Pour les polluants, dont la dispersion se fait à l'échelle d'une région densément peuplée, cela conduit à diminuer leur contribution comparativement à des polluants dispersés sur l'ensemble du globe. A l'inverse, un polluant peut n'avoir aucun impact sur l'homme si sa durée de vie est très courte et si les environs du lieu d'émission ne sont pas peuplés.

2. La structure du modèle d'évaluation

Il s'agit d'une méthode qui permet de calculer un impact potentiel et qui repose sur les paramètres d'un environnement mondial moyen. Aucun paramètre local n'est donc pris en compte.

Cette méthode fournit une évaluation de la toxicité potentielle des émissions vis-à-vis de l'homme via l'inhalation et l'ingestion ; des écosystèmes aquatiques et terrestres pour les polluants émis dans l'eau et les métaux lourds émis dans l'air.

L'évaluation de la toxicité vis-à-vis de l'homme repose, pour une substance inhalée, sur le dépassement de la concentration sans effet et, pour une substance ingérée, sur le dépassement de la dose admissible. Les hypothèses qui sous-tendent l'évaluation sont :

- les effets d'un dépassement sont identiques d'une substance à l'autre pour une même voie de contamination
- l'inhalation par une population d'une dose correspondant à la dose sans effet équivaut à l'ingestion d'une dose correspondant à la dose admissible journalière

3. Les paramètres du modèle d'évaluation

Le modèle ne fournit pas de facteur de caractérisation pour certaines catégories de polluants, comme les hydrocarbures, souvent présentes dans les inventaires

La détermination, en partie empirique, du « fate factor » présente certaines limites :

- l'évaluation de la dilution d'un polluant à partir de la concentration ambiante et de la quantité émise semble délicate, surtout pour les polluants à courte durée de vie dont la concentration peut varier fortement d'un point à l'autre.
- qu'elle est la validité de la formule de calcul du volume de dilution à partir du temps de résidence du polluant ? D'autant que les auteurs ne fournissent aucune explication sur la manière de calculer les temps de résidence.
- la relation entre le taux de dilution, le temps de résidence et le volume de dilution repose sur l'hypothèse d'un état stationnaire.
- Le calcul du facteur de devenir est valable pour le sol et l'eau car les temps de résidence et les volumes de dilution sont calculables à partir de données disponibles dans la littérature mais ce n'est pas le cas pour l'air, les auteurs proposent alors une approche empirique qui ne peut être appliquée qu'à l'échelle régionale.

4. Le champ d'application des indicateurs quantifiés

Ce modèle permet d'évaluer la toxicité humaine et l'écotoxicité potentielles dans le cadre d'une analyse de cycle de vie, avec les limitations suivantes relatives à :

La nature chimique :

- seul un nombre restreint de polluants est considéré, et en focalisant sur les polluants spécifiques des systèmes agricoles
- la méthode requiert parfois un niveau de détail non disponible sur la nature chimique du polluant (par exemple la configuration de la molécule).

La répartition dans l'espace :

- la distinction faite entre les sols selon qu'ils sont dédiés ou non à l'alimentation humaine n'est pas une information toujours disponible dans l'inventaire bien qu'elle soit pertinente.
- les paramètres locaux pour l'évaluation de la dispersion et de l'exposition ne sont pas pris en compte.

Publication 2

Catégorie d'impact : Ecotoxicité

Les auteurs proposent des facteurs d'équivalence pour l'écotoxicité aquatique de 65 pesticides et herbicides fréquemment utilisés. Ces facteurs sont calculés selon la méthode développée par l'EPA et utilisée par CML en 1992.

Formule de calcul proposée

$$ECA = 1/(MTC \times F)$$

ECA écotoxicité aquatique, c'est le volume d'eau nécessaire pour diluer 1mg de pesticides à MTC

MTC concentration maximale tolérable, soit valeur la plus basse de EC50 ou LC50

F facteur d'extrapolation

F = 0.001 quand toxicité aiguë connue pour 1 ou 2 groupes (algues, mollusques, crustacés, poissons) ;

F = 0.01 quand toxicité aiguë connue pour 1 espèce représentative de 3 groupes

1. Les variables d'entrées du modèle d'évaluation

Cette méthode ne prend pas en compte les données locales ni le devenir des substances (dilution, temps de résidence, biodégradabilité) dans les différents compartiments ni les mécanismes de transfert entre compartiments.

2. La structure du modèle d'évaluation

Le modèle d'évaluation présente les limites suivantes :

- L'indicateur utilisé s'exprime sous la forme de valeurs limites correspondants à des facteurs d'équivalence pour la quantification de la toxicité relative aux écosystèmes aquatiques
- Prise en compte uniquement de valeurs moyennes qui de plus sont calculées à partir de valeurs limites à effet seuil
- pas de prise en compte des mécanismes permettant de quantifier la toxicité autrement que par des marges de sécurité liées à la mauvaise connaissance des effets
- les résultats concernent essentiellement les effets de toxicité aiguë

3. Les paramètres du modèle d'évaluation

Les valeurs quantitatives proposées pour les facteurs d'équivalence de la toxicité pour les écosystèmes aquatiques sont peu crédibles. De plus, des facteurs subjectifs, comme les facteurs de sécurité, sont introduits dans les calculs et en limitent encore plus la réalité physique.

4. Champ d'application des indicateurs quantifiés

Les indicateurs calculés ne peuvent être utilisés que pour une évaluation rapide et approximative de l'effet des constituants étudiés sur les écosystèmes aquatiques.

Publication 3

Catégorie d'impact : Ecotoxicité

Cet article propose une nouvelle approche méthodologique permettant de procéder à l'évaluation d'impacts potentiels sans connaissance des données de concentration dans les différents compartiments de l'environnement.

1. Les variables d'entrées du modèle d'évaluation

Par construction même, le modèle développé ne prend pas en compte la variabilité spatio-temporelle des sources ; les temps de résidence dans les différents compartiments et les transferts entre les compartiments.

2. La structure du modèle d'évaluation

A l'étape 1 : le compartiment dans lequel est émis le polluant n'est pas pris en compte ; les variables considérées (persistance, biodégradabilité, toxicité) sont identifiées comme les variables clefs. Il faudrait que le facteur de toxicité soit spécifique à l'écosystème concerné.

Les principales limitations de cette méthode par rapport à son utilisation dans le cadre d'une Analyse de Cycle de Vie sont les suivantes :

- une partie importante des flux d'émission de l'inventaire peuvent ne pas être pris en compte dans l'évaluation car ils ne sont pas suffisamment spécifiés
- la deuxième étape nécessite un niveau de désagrégation qui peut ne pas être réaliste dans une ACV et aussi vraisemblablement les valeurs de paramètres qui caractérisent la source d'émission. Il est très peu probable que de telles données soient disponibles ni même qu'elles existent.

Le caractère discret des classes définies dans l'étape 2 peut conduire à des aberrations de frontière.

3. Les paramètres du modèle d'évaluation

Aucune valeur quantitative proposée.

4. Champ d'application des indicateurs quantifiés

Pour l'étape 1, la principale incompatibilité avec les variables d'entrée est la non prise en compte a priori de nombreuses catégories de polluants présentes dans les inventaires.

Pour l'étape 2, il est très difficile de désagréger les résultats de l'inventaire au niveau des procédés individuels. Les données sites peuvent ne pas être disponibles si des inventaires agrégés issus de bases de données ont été utilisés pour certaines étapes du système de cycle de vie. Par ailleurs, la désagrégation n'est pertinente que si l'on veut introduire des paramètres locaux. Or, aucune base de

données ne contient actuellement de telles informations, ce qui peut limiter de manière forte l'applicabilité d'une méthode d'évaluation de la toxicité qui requiert de telles données. Il est donc nécessaire de définir des valeurs "moyennes" par défaut pour les paramètres locaux que l'on peut utiliser lorsque l'on ne dispose pas de données plus précises.

Publication 4

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité

Cet article évalue la possibilité d'améliorer l'approche classique ACV en introduisant les dimensions spatiale et temporelle et de favoriser en conséquence une approche site-dépendant. Aucun résultat quantitatif n'est présenté.

Formule de calcul proposée

$$Si^{nm} = Ei^m \times Fi^{nm} \times Ti^{nm} \times Mi^n$$

Si^{nm} : impact de la substance i dans le milieu final m (air, eau, sols, chaîne alimentaire)

Ei^m : facteur d'effet de i dans m
 $E = 1/PNEC = 1/NEC$

F : facteur de devenir de i (tient compte de émission, distribution, dispersion). F représente le rapport entre M et l'augmentation de la concentration dans m

Ti^{nm} : facteur cible de i . T tient compte de l'exposition et des caractéristiques de la cible et représente le rapport entre l'augmentation de la concentration dans le milieu récepteur m et la variable d'effet

Mi^n : émission de i dans milieu initial n

Le modèle proposé dans cette publication ne conduit à aucun résultat quantitatif. Il est donc difficile de répondre aux questions proposées dans le questionnaire. Les membres du comité de revue ont formulé les critiques suivantes :

- Une des idées de base de l'article est que la relation entre l'effet et la concentration reste linéaire. Or la réalité des effets constatés remet en question une telle hypothèse
- l'article reste sur le plan des principes, il est impossible de comprendre quels seront les processus pris en compte et a fortiori de juger de la pertinence des méthodes utilisées. De plus, un certain nombre d'affirmations ne sont pas vérifiées si l'on tient compte de la réalité physique, par exemple il est faux de considérer que les problèmes d'environnement global ou régional peuvent être traités à partir de valeur moyennes globales. Ne sont pas pris en compte : les phénomènes d'accumulation dans les différents compartiments ; la notion d'équilibre stationnaire n'est discutée que de façon qualitative sans référence à la durée de vie des constituants.
- la distinction entre effets chroniques et aiguës n'est pas claire ; les paramètres d'impacts ne sont pas explicitement pris en compte dans la démarche.
- Aucune valeur quantitative ni de propositions concrètes ne sont fournies
- Le besoin en terme d'évaluation de la toxicité des substances peut changer en fonction de l'objectif de l'ACV. S'il s'agit d'évaluer des filières actuelles pour savoir par exemple s'il vaut mieux utiliser le produit A fabriqué en Europe ou le produit B fabriqué en Chine, il est pertinent de vouloir calculer des impacts réels. En revanche, dans le cas où il s'agit d'établir une politique prospective, les impacts potentiels sont suffisants puisque les lieux d'émissions ne sont pas a priori fixés.

- Il faut faire un compromis entre augmenter la précision du modèle et augmenter l'incertitude liée aux paramètres peu connus. Il est nécessaire de maintenir la cohérence entre la complexité d'un modèle et les données disponibles pour évaluer ses paramètres.

Publication 5

Catégorie d'impact : Photo-oxydants + Ecotoxicité

Cet article présente une méthodologie fondée sur le modèle USES 1.0 comportant les améliorations suivantes : prise en compte des relations émission-concentration, de la différenciation spatiale des sources et les émissions inorganiques.

1. Les variables d'entrées du modèle d'évaluation

Limitations relatives à la nature des substances

- USES tient compte de plusieurs caractéristiques des polluants, mais cela pose un autre problème qui est celui de trouver les valeurs de ces paramètres pour l'ensemble des substances évaluées. Il a été alors nécessaire d'utiliser dans USES 1.0 de nombreuses valeurs par défaut, conduisant à des biais importants
- de nombreuses catégories de polluants sont présentes dans les inventaires : elles ne sont pas prises en compte dans USES
- la formule chimique précise des polluants n'est pas toujours connue et la structure tertiaire des molécules n'est jamais disponible. Or cette information est parfois nécessaire pour savoir dans USES quel coefficient appliquer.
- Cette méthode ne tient pas compte des interactions entre polluants

Limitations relatives à la répartition spatiale des substances

- Le modèle utilisé est régional. Cette non prise en compte de l'environnement extérieur constitue une limitation pour les ACV.
- Cette méthodologie ne nécessite aucune information sur les caractéristiques (ex : population autour du site) du point d'émission hormis la séparation entre le sol agricole et le sol industriel, qui semble assez incontournable et la séparation entre l'eau de mer et l'eau douce.

Limitations relatives à la répartition temporelle des substances

- Cette méthodologie ne nécessite aucune information temporelle sur l'émission (ponctuelle/étalée dans le temps).

1. La structure du modèle d'évaluation

La nouveauté dans cette méthode est la prise en compte des temps de résidence et l'approche multi-compartiments. Les résultats quantitatifs, même s'ils ne correspondent qu'à des valeurs relatives, permettent de juger des améliorations apportées ; ceci doit cependant être clairement dit dans les tableaux de résultats. Une limitation de la méthode est que les valeurs par défaut utilisées pour la prise en compte du temps de résidence et du transfert le sont pour près de 60 substances sur les 94 étudiées.

2. Les paramètres du modèle d'évaluation

Le modèle utilise des facteurs de sécurité et des valeurs extrêmes obtenues par défaut dans l'évaluation des risques. Cette approche en terme de cas «extrêmes», si elle est valable pour l'évaluation des risques, n'est pas forcément pertinente pour les ACV.

L'évaluation des risques de toxicité est fondée sur la prise en compte de facteurs permettant de relier la concentration dans les différents compartiments à la dose absorbée et de quantifier les relations dose-effet. Cependant, le calcul de ces différents facteurs n'est pas clairement explicité dans cet article ; il se fonde probablement sur une approche empirique et statistique et non sur une modélisation diagnostique des processus eux-mêmes. L'absence de données dans plusieurs domaines rend cette approche légitime à conditions que ces limites soient clairement appréciées.

3. Champ d'application des indicateurs quantifiés

Cette méthode permet une évaluation de la toxicité potentielle de polluants émis dans l'environnement (air, eau douce, eau de mer, sol agricole, sol industriel) intégrant une modélisation du devenir des polluants dans un environnement européen "moyen". Elle ne tient pas compte de la distribution de l'émission dans le temps, des caractéristiques du milieu récepteur et de l'interaction entre les polluants. Les principales limitations de cette méthode par rapport à son utilisation dans le cadre d'une ACV sont les suivantes :

- une partie importante des flux d'émissions de l'inventaire peuvent ne pas être pris en compte dans l'évaluation car ils ne sont pas suffisamment spécifiés,
- certains métaux lourds peuvent être incorrectement évalués.
- le devenir du polluant est modélisé pour un environnement européen moyen
- des sources de données hétérogènes et des valeurs par défaut ont été utilisées pour les valeurs des paramètres des polluants

Publication 6

Catégorie d'impact : Toxicité humaine + Ecotoxicité + Photo-oxydants

Cette publication présente la méthode, dite de CML, d'évaluation des impacts sur la santé humaine, la formation de photo-oxdants et l'écotoxicité exploitée dans les ACV.

Formules de calcul proposées

Formation de photo-oxydants

Formation de photo-ox = $\sum_i \text{POCP}_i \times \text{quantité émise de la substance } i$
Les valeurs de PCOP sont compilées par CML pour 85 hydrocarbures

Toxicité humaine

$\sum_i (\text{HCA}_i \times \text{quantité de } i \text{ dans air}) + \sum_i (\text{HCS}_i \times \text{quantité de } i \text{ dans sol}) + \sum_i (\text{HCW}_i \times \text{quantité de } i \text{ dans eau})$

Cette formule estime la masse totale, en poids corporel humain, contaminée au delà du maximum acceptable.

HCA = facteur d'exposition x facteur d'effet (kg de poids corporel /kg de substance)

Facteur d'exposition = (volume respiratoire par personne et par jour x population mondiale)/volume d'air total disponible

Facteur d'effet = 1/TDI ou 1/ADI (kg substance /j/ kg poids corporel)

Ecotoxicité

Ecotoxicité aquatique = $\sum_i \text{ECA}_i \times m_i$

ECA = 1/concentration critique du polluant i dans l'eau (mg/l)

m = mg de substance i émise dans eau

Ecotoxicité terrestre = $\sum_i ECT_i \times m_i$
ECT = 1/concentration critique du polluant i dans le sol
m = mg de substance i émise dans sol

1. Les variables d'entrées du modèle d'évaluation

De manière globale et concernant les trois catégories d'impacts étudiées, plusieurs variables clés sont oubliées : variabilité spatiale et temporelle du mélange dans les différents compartiments ; le caractère non linéaire de la relation émission-concentration ; les transferts entre compartiments ; l'hétérogénéité des facteurs d'exposition aux différentes substances

Pour le calcul de la toxicité, l'hypothèse d'une dilution des émissions à l'échelle globale est simpliste car elle néglige les temps nécessaires au mélange dans les compartiments air et eau et conduit ainsi à diluer des espèces à durée de vie très courte dans des domaines spatiaux totalement surévalués. De plus cette hypothèse conduit à une sous-évaluation des concentrations dans les compartiments air eau et donc à une sous-évaluation des risques locaux ou régionaux.

Principales variables clefs, concernant la toxicité et l'écotoxicité, non prises en compte :

- une répartition réaliste entre l'eau et le sol
- la répartition des polluants entre compartiments
- la dégradation et l'immobilisation des substances
- les voies d'exposition
- la bioconcentration des polluants.

Principales variables clefs, concernant la formation d'ozone troposphérique, non prises en compte :

- les émissions de NOx qui interagissent avec les émissions d'hydrocarbures (limitation propre à l'ACV puisque les synergies entre polluants émis ne peuvent pas être intégrées),
- la concentration ambiante de NOx et d'hydrocarbures (la formation d'ozone n'est pas un phénomène linéaire par rapport à la concentration NOx ou d'hydrocarbures)
- d'autres paramètres locaux tels que le taux d'ensoleillement.

2. La structure du modèle d'évaluation

Pour l'étude du pouvoir photo-oxydant, l'indicateur utilisé est le PCOP ; c'est une méthode classique qui reste dépendante du modèle utilisé et du site étudié. Pour la toxicité et l'écotoxicité, l'approche se fonde sur la prise en compte de la dilution des émissions à l'échelle globale pour tous les compartiments, des différentes voies d'absorption des toxiques et des relations dose-effet extrapolées à partir des expériences sur animaux. Cette approche est limitée par l'absence de données et par l'utilisation de valeurs seuil.

La définition du PCOP pour les NOx ne prend pas en compte le fait que la relation NOx-ozone est fortement non linéaire et qu'en particulier, aux concentrations observées dans les régions de pollution élevée, les NOx sont des inhibiteurs de la production d'ozone.

3. Les paramètres du modèle d'évaluation

Les méthodes de calcul des facteurs de caractérisation sont détaillées pour les compartiments eau, air et sol, ainsi que les techniques d'agrégation conduisant aux indicateurs. A noter que depuis 1992, des améliorations ont été apportées.

4. Champ d'application des indicateurs quantifiés

Cette méthode permet l'évaluation de la réactivité des hydrocarbures contribuant à la formation d'ozone troposphérique cependant, elle ne prend pas en compte les concentrations ambiantes de NOx et d'hydrocarbures qui influencent fortement la réactivité des hydrocarbures et les émissions de NOx qui interviennent aussi dans le phénomène de formation d'ozone troposphérique

Cette méthode propose également l'évaluation de la toxicité potentielle de polluants émis dans l'environnement (air, eau, sol) pour l'homme.

D.2. LES LIMITATIONS SOULIGNEES DES METHODES

Les critiques recueillies sont focalisées sur les variables d'entrée et sur la structure du modèle d'évaluation ainsi que le résume le tableau 1.

	Prise en compte des interactions entre polluants	Prise en compte des transferts entre compartiments	Prise en compte du devenir des substances	Prise en compte de la variabilité spatio-temporelle des sources	Echelle considérée	Valeurs quantitatives fournies	Introduction de valeurs par défaut
Publi 1	non	non	oui mais calcul du temps de résidence non expliqué	non	globale	oui	oui
Publi 2	non	non	non	non	globale	oui	oui dont certaines sont subjectives
Publi 3	non	non	non	non	locale	non	non
Publi 4	non	non	a priori oui mais processus pris en compte pour calcul de F non désignés	c'est l'objectif avorté de cette méthode	globale	non	?
Publi 5	non	non	oui, le temps de résidence	pas de prise en compte de la distribution des émissions dans le temps	régionale	oui	oui
Publi 6	non	non	non	non	globale	oui	oui et clairement signalées

Tableau 1 : Synthèse des l'analyse des publications faite par les experts

Les critiques ont soulignées les limitations suivantes relatives :

- Aux données cinétiques : les méthodes ne prennent, en général, pas en compte les caractéristiques des lieux d'émissions, c'est à dire qu'elles s'affranchissent des données concernant le lieu, le moment et la durée de l'émission.
- A la réalité du phénomène physique considéré : toutes les méthodes font l'hypothèse de l'état stationnaire du milieu et supposent par conséquent qu'il n'y pas de transferts de substances entre les différents compartiments de l'environnement et que le phénomène observé est linéaire.
- Au devenir des substances émises : ni l'interaction probable entre les substances (effets synergiques ou antagonistes) ni le devenir des substances (temps de résidence, transformation de la substance...) émises dans l'environnement ne sont considérés.

E. RECHERCHE DES AMELIORATIONS

E.1. ECOTOXICITE ET TOXICITE HUMAINE : 2 CATEGORIES A DISTINGUER

E.1.1. La notion de toxicité

De façon générale, on peut définir la toxicité comme l'aptitude à provoquer des dommages chez un organisme vivant. Toute substance chimique étant potentiellement toxique ainsi que le résume l'adage "c'est la dose qui fait le poison", il faut donc préciser :

- la dose : quantité de substance nécessaire pour provoquer le dommage
- le mode d'administration de la substance : inhalation, ingestion, contact ...
- la posologie de la substance : dose unique, doses répétées...
- le type et la gravité du dommage ainsi que le temps nécessaire pour que le dommage apparaisse.

E.1.2. Faut-il considérer une ou deux catégories d'impacts ?

La toxicité humaine et l'écotoxicité étant des disciplines qui partagent une interrogation commune, comme le montre la figure (1), peut-on les réduire à une catégorie d'impact unique ? Autrement dit, peut-on disposer d'un indicateur commun à la toxicité humaine et à l'écotoxicité ?

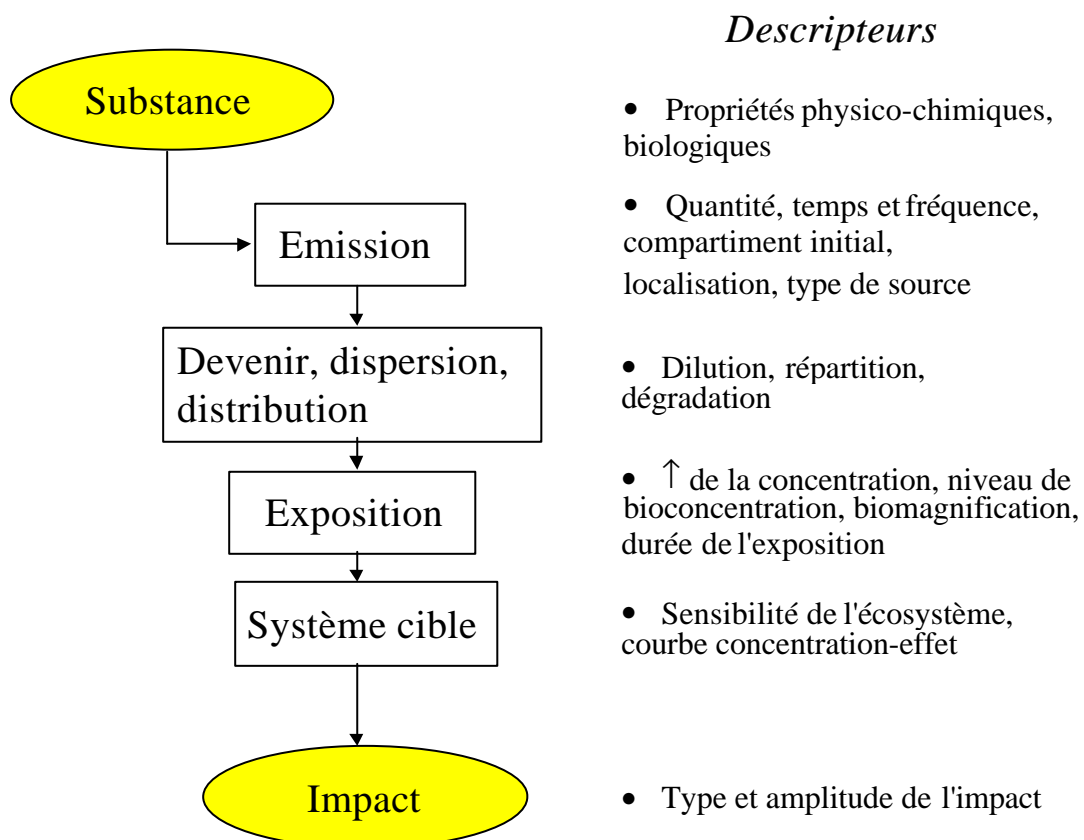


Figure 1 : Toxicité humaine et écotoxicité, une interrogation commune

E.1.3. Les points communs

E.1.3.1. Que cherche-t-on à quantifier dans les ACV ?

L'analyse des risques environnementaux et l'évaluation des impacts dans les ACV ont un objectif différent.

L'évaluation de l'impact écotoxique et toxique des substances inventoriées dans les ACV est inspirée de l'évaluation des risques environnementaux, avec quelques différences importantes.

En particulier, l'analyse du risque est toujours pratiquée dans un contexte législatif où le propos peut être d'assurer qu'il n'y pas de risque inacceptable pour l'environnement, plutôt que de fournir la meilleure estimation du danger actuel. En revanche, **les ACV cherchent à procurer la meilleure estimation de l'effet produit sur des cibles données (écosystème, êtres vivants y compris l'Homme) par des modifications de l'état de l'environnement** (ces modifications étant évaluées sous la forme d'un inventaire des rejets de substances dans les différents compartiments de l'environnement : eau, air et sols).

E.1.3.2. Comment évaluer l'écotoxicité et la toxicité associées au cycle de vie d'un système donné (produit ou procédé) ?

La question se pose différemment selon l'objectif final de l'ACV. De manière générale, l'évaluation de l'impact environnemental d'une émission peut être envisagée selon deux perspectives :

- marginale - la question posée est : **quel est l'impact supplémentaire provoqué par l'émission ?** (ie par rapport à un certain niveau de référence).
- moyenne - la question posée est : **quel est l'impact provoqué par une quantité donnée d'émission ?**

Le choix de l'approche dépend de l'objectif de l'ACV. Dans une évaluation "orientée changement" (choisirons-nous l'alternative A ou B ?), l'approche marginale est préférable alors que l'approche moyenne est meilleure pour une ACV plus descriptive.

E.1.3.3. Quelle est la forme générale des modèles utilisés pour évaluer les impacts "écotoxicité et toxicité" dans les ACV ?

Pour relier les données de l'inventaire de cycle de vie à des catégories de dommage, les principes méthodologiques sont analogues pour évaluer l'écotoxicité et la toxicité humaine. Ils reposent, pour chaque substance, sur la connaissance :

- d'un **facteur de devenir** (qui relie la quantité émise, exprimée en masse, à une variation transitoire de concentration dans l'environnement),
- d'un **facteur d'exposition** (qui relie la variation transitoire de concentration à une dose d'exposition), et
- d'un **facteur d'effet** (qui relie la dose susmentionnée à un certain nombre d'effets définis comme le nombre et le type de cancers, etc.).

Afin d'évaluer l'impact environnemental associé aux émissions inventoriées dans l'ACV, **il faut modéliser la chaîne de causalité entre les émissions et le dommage subi par la cible** étudiée (les écosystèmes dans le cas de l'écotoxicité et l'homme dans le cas de la toxicité). Il s'agit de modéliser **le devenir** du facteur dans l'environnement, **l'exposition** de l'environnement à ce facteur et **l'effet** toxique ultime.

Le groupe de la SETAC-Europe, a proposé une formule générique (Joliet 1996) pour la caractérisation des impacts écotoxiques ou toxiques dans l'évaluation des impacts environnementaux :

$$S_i^{m,n} = E_i^m \times F_i^m \times M_i^m$$

Le score de l'impact (S) est présenté comme le produit d'un facteur d'effet (E), d'un facteur de devenir et d'exposition (F, fate factor) et de la charge massique totale des émissions (M). L'index i représente la substance chimique, n le compartiment de l'environnement (air, eau, ou sol) où l'émission a lieu et m la voie d'exposition de l'écosystème ou de l'homme.

Dans le but d'obtenir le score de l'impact total de toutes les émissions inventoriées tout au long du cycle de vie ou à une étape donnée du cycle de vie, les scores des impacts individuels sont additionnés pour les substances chimiques, les compartiments d'émission et les voies d'exposition. Ceci s'exprime dans l'équation :

$$S = \sum_i^{m,n} S_i^{n,m}$$

E.1.4. Les divergences

E.1.4.1. Des différences biologiques entre l'homme et l'animal

- la longévité supérieure de l'homme laisse supposer que les dommages ont plus de probabilité d'apparaître et de s'accumuler avec le temps chez l'homme,
- les différences de masse corporelle entre l'homme et l'animal impliquent que pour une substance reconnue pareillement toxique pour l'homme et l'animal ni la dose ni la posologie ne seront identiques,
- les mécanismes métaboliques sont généralement différents ce qui induit qu'une substance toxique pour l'homme ne l'est pas forcément pour l'environnement et vice et versa. Les différences métaboliques portent en particulier sur la capacité à détoxifier la substance et sur la vitesse des transformations biologiques (généralement plus rapides chez les petits animaux que chez l'homme). Des différences dans les vitesses d'absorption, de transport vers les cellules, de distribution et d'élimination du toxique existent également

E.1.4.2. Des enjeux différents

Les points d'impacts finaux sont fondamentalement différents. En écotoxicologie on s'intéresse éventuellement aux espèces ou aux individus isolés alors qu'en toxicologie et en épidémiologie, on traite surtout des risques vis-à-vis des populations.

L'objectif en toxicologie est d'extrapoler les résultats obtenus sur quelques espèces vivantes, choisies en fonction des mécanismes étudiés, à une seule espèce, l'Homme. L'écotoxicologie cherche à extrapoler les résultats obtenus sur quelques espèces seulement à l'environnement dans sa globalité.

Il ne semble pas possible de réduire la notion de "risque toxique" à un critère commun à l'Homme et à l'Environnement car :

Pour l'Homme on distingue :

- 1 Les effets toxiques immédiats (hors champs ACV) : accidents majeurs, intoxications individuelles (par absorption, contact, inhalation).
- 1 Les atteintes à long terme, sur la santé de l'individu et des populations :
 - sur le patrimoine génétique : cancers, effets tératogènes (malformations embryonnaires)
 - sur le système de défense immunitaire : effets immunotoxiques (allergies, atteintes auto-immunes),
 - sur d'autres systèmes ou organes : appareils respiratoire et reproducteur, système nerveux, foie, reins, cœur, peau.

Considérant la longévité de l'homme, il est clair que les atteintes à long terme constituent un réel enjeu dans le cadre des ACV.

On pourra également tenir compte de l'hétérogénéité des populations humaines même si pour l'instant on n'a pas clairement établi comment devraient être pris en considération l'existence de groupes sensibles, le statut génétique, l'influence de la nutrition et l'influence des maladies préexistantes.

Pour l'environnement on prend en compte :

- 1 La concentration et la biodisponibilité d'une substance tout au long de la chaîne alimentaire.
- 1 Les effets néfastes pour la faune ou la flore.

E.1.4.3. Des critères d'évaluation dans les ACV différents

Dans la démarche ACV, l'étude de la toxicité pour l'homme a pour objectif d'évaluer les atteintes à long terme sur la santé de l'individu et sur sa descendance. Il existe des échelles naturelles qui permettraient d'intégrer tous les effets toxiques en un indice de « santé globale » (travaux SETAC-Europe) :

- le nombre d'années de vie perdues par individu (YLL, years of life lost)
- nombre d'années de vie en état de mauvaise santé (DALY, disability adjusted to life years)

Concernant l'écotoxicité, l'objectif dans la démarche ACV est d'évaluer les effets à long terme, sur la structure (ie la composition en espèces, le nombre d'individus de chaque espèce...) et le fonctionnement des écosystèmes (plus que sur des espèces en particulier).

Il ne semble pas exister d'indicateur de «santé globale » au niveau des écosystèmes dans leur ensemble.

Les instances réglementaires se basent sur des options différentes : protection de la structure et/ou fonctionnement des écosystèmes, protection de 95% des espèces, protection de l'espèce la plus sensible.

En définitive, la notion de risque toxique ne peut être réduite à un critère commun entre l'homme et l'animal. Il existe un critère simple et potentiellement quantifiable pour la santé humaine. Dans le cas des écosystèmes, il paraît beaucoup plus complexe de couvrir l'ensemble de la chaîne de causalité. Peut-on définir la notion d'écosystème moyen ? Quelle référence prendre pour définir un état de « santé écologique » optimal ?

E.1.5. Synthèse et Conclusion

Le tableau 2 présente la synthèse des arguments en faveur ou en défaveur de la distinction de la toxicité humaine et de l'écotoxicité en deux catégories d'impact .

Il apparaît que dans le contexte des ACV, il est nécessaire de considérer la toxicité humaine et l'écotoxicité comme deux catégories d'impact distinctes.

		Pour l'homme	Pour les écosystèmes
Les points communs	Ce qui est à quantifier dans les ACV	Les ACV cherchent à procurer la meilleure estimation de l'effet produit, par des modifications de l'état de l'environnement, sur des cibles données (écosystème, êtres vivants y compris l'Homme).	
	La question de l'évaluation se pose de la même manière	Quel que soit l'objectif de l'ACV, l'évaluation de l'impact environnemental provoqué par une émission, peut être envisagée selon deux perspectives : <ul style="list-style-type: none"> marginale - la question posée est : quel est l'impact supplémentaire provoqué par l'émission ? (ie par rapport à un certain niveau de référence). moyenne - la question posée est : quel est l'impact provoqué par une quantité donnée d'émission ? 	
	Les modèles utilisés ont une forme générale identique.	<p>Une formule générique (Jolliet 1996) pour la caractérisation des impacts écotoxiques ou toxiques dans l'évaluation des impacts environnementaux :</p> $S_i^{mn} = E_i^m \times F_i^m \times M_i^m$ <p>Le score de l'impact total est la somme des scores des impacts individuels:</p> $S = \sum_i^{mn} S_i^{mn}$ <p>(S) score de l'impact; (E), facteur d'effet; (F, fate factor) facteur de devenir; (M) charge massique totale des émissions; (i) la substance chimique; (n) le compartiment de l'environnement (air, eau, ou sol) où l'émission a lieu; (m) la voie d'exposition de l'écosystème ou de l'homme.</p>	
Les divergences	Des différences biologiques	<ul style="list-style-type: none"> longévité supérieure de l'homme : les dommages risquent de s'accumuler avec le temps. les mécanismes métaboliques sont généralement différents : une substance toxique pour l'homme ne l'est pas forcément pour l'animal et vice versa. les différences de masse corporelle d'où ni la dose ni la posologie d'une substance toxique ne seront identiques 	
	Des enjeux différents	<ul style="list-style-type: none"> Les effets toxiques immédiats: accidents majeurs, intoxications individuelles. Les atteintes à long terme, sur la santé de l'individu et des populations. 	<ul style="list-style-type: none"> La concentration et la biodisponibilité d'une substance tout au long de la chaîne alimentaire. Les effets néfastes pour la faune ou la flore.
	Des critères d'évaluation dans les ACV différents	L'objectif est d'évaluer les atteintes à long terme sur la santé de l'individu et sur sa descendance. Un indice de "santé globale" est proposé (YLL, YLD)	L'objectif est d'évaluer les effets à long terme, sur la structure (composition en espèces, nombre d'individus de chaque espèce...) et le fonctionnement des écosystèmes (plus que sur des espèces en particulier). Il semble difficile de définir un indice de "santé globale" des écosystèmes.

Tableau 2 : Toxicité humaine et écotoxicité : deux catégories d'impacts à distinguer

E.2. ECOTOXICITE

L'écotoxicité inhérente d'une substance est évaluée en utilisant des tests standardisés de laboratoire pour déterminer les concentrations induisant des effets chroniques ou aigus chez différentes espèces. Sur cette base, différents indicateurs ont été développés pour leur utilisation dans l'évaluation environnementale des substances. Dans le contexte des ACV, les approches actuellement discutées au sein de la SETAC concernent l'une ou l'autre des 4 approches.

- Données de toxicité pour des espèces spécifiques,
- Le PNEC (Predicted Non Effect Concentration),
- Le PAF (Potentially Affected Fraction of species),
- Le combi-PAF (fraction d'espèces potentiellement affectées dans un mélange).

Les données de laboratoire décrivent uniquement la toxicité des substances vis-à-vis de tests sélectionnés, spécifiques aux espèces étudiées, et sous des conditions d'exposition reproductibles (donc très simplifiés). En revanche, **le PNEC, le PAF et le combi-PAF sont reliés à la prédiction des effets sur l'écosystème dans le milieu naturel** (non en laboratoire). Toutefois, les valeurs de PNEC et de PAF sont issues de tests de concentration de laboratoire.

E.2.1. Les indicateurs d'effet

E.2.1.1. Données de toxicité pour des espèces clés

Pour une substance donnée, l'indicateur d'effet le plus simple est donné par la valeur d'un test de laboratoire caractérisant les effets aigus ou chroniques (plus rarement) mesurés pour des espèces sélectionnées.

Directement issues de tests de laboratoire effectués sur un petit nombre d'espèces, ces données ne sont pas couramment utilisées dans les ACV, car elles ne fournissent le plus souvent qu'une information limitée portant sur la dose ou la concentration mortelle (LD, LC) d'une substance donnée pour certaines espèces.

E.2.1.2. Le PNEC (Predicted non-effect concentration)

Le PNEC est l'indicateur d'écotoxicité le plus fréquemment utilisé aujourd'hui dans les ACV et les analyses de risque (Guinée et al. 1996, Huijbregts 1999, Jolliet & Crettaz 1997).

Il représente "la concentration supposée ne provoquer aucun effet - aigu ou chronique - sur la structure ou la fonction des écosystèmes" (European Commission 1996). La détermination du PNEC requiert des données sur la toxicité à long terme pour différentes espèces appartenant à différents phylum (3 ou plus) et à différents niveaux trophiques de l'écosystème.

Le PNEC correspond à la concentration prédite ne provoquant aucun effet sur 95% de la population d'un écosystème. C'est à dire que le PNEC ne garantie pas un degré de sécurité, mais plutôt une concentration à laquelle la probabilité d'observer des effets est faible.

Le PNEC peut être estimé à partir de données obtenues en champs (mésocosmes). Ces tests sont coûteux et les résultats sont souvent spécifiques aux conditions locales et difficiles à transférer à d'autres écosystèmes que celui étudié ; ce qui limite en conséquence leur adéquation avec le contexte

de la plupart des ACV. Le PNEC résulte le plus souvent d'extrapolation de données issues de tests de laboratoires. Il peut être estimé de deux manières :

- par extrapolation à partir d'une distribution statistique des sensibilités d'une seule espèce (SSD). Cette méthode se heurte à un problème de manque de données toxicologiques pour un nombre suffisant d'espèces vivantes
- par extrapolation en utilisant des facteurs d'incertitude (cf. tableau 3)

Les méthodes d'extrapolation utilisées pour l'estimation du PNEC introduisent une incertitude non quantifiée et toujours élevée.

Facteurs d'incertitude	Critères
1000	Peu de données et peu d'organismes types représentés
100	Beaucoup de données en aiguë pour un grand échantillon d'espèces.
10	Valeurs de NOEC disponibles pour un nombre adéquat d'espèces

Tableau 3 : Facteurs d'incertitude pour la détermination du PNEC aquatique à partir de données écotoxicologiques (Bro-Rasmussen et al. 1994).

Le facteur d'évaluation minimal de 10 est utilisé pour l'extrapolation des données de laboratoire obtenues pour un nombre adéquat d'espèces afin de refléter les différentes conditions dans le milieu et l'interaction entre toutes les espèces de l'écosystème. Le facteur d'évaluation intermédiaire de 100 reflète également l'extrapolation des données de laboratoire obtenues en phase aiguë, pour un nombre adéquat et représentatif d'espèces, à des données de phase chronique obtenues en laboratoires. De plus, un facteur d'évaluation de 1000 reflète également l'extrapolation à partir de données éparées de laboratoire de toxicité aiguë à une base de données adéquate pour l'évaluation de l'écotoxicité aiguë. Des "données de laboratoires éparées" signifient peu de données et incertaines ou des données représentatives de peu d'espèces pour permettre l'utilisation d'un facteur d'évaluation de 100.

Le PNEC est assujéti à plusieurs limitations :

- il repose sur le minimum d'informations de toxicité,
- il est toujours obtenu par extrapolation de l'aigu au chronique, d'une espèce à plusieurs espèces et du laboratoire au champ
- il ne rend pas compte d'un effet seuil
- les concentrations sans effet sur lesquelles il se fonde dépendent du choix de l'échelle des concentrations testées,
- d'un point de vue conceptuel, comment peut-on prédire qu'un effet n'a pas lieu ?

E.2.2. Les indicateurs de dommage : le PAF et le combi-PAF

E.2.2.1. Concept du PAF (Potentially affected fraction of species)

L'utilisation du PAF comme indicateur d'un dommage écotoxique a été proposé par Hamers et al. (1996). Le PAF détermine le pourcentage d'espèces exposées à une concentration égale ou supérieure au NOEC pour une substance toxique donnée. Etant fondé sur des valeurs de NOEC, le PAF rend compte d'un stress toxique, il ne constitue pas une mesure du dommage. C'est à dire que même un PAF de 90% n'implique par forcément des effets perceptibles.

Le PAF est calculé en tenant compte des valeurs de NOEC pour au moins 4 espèces, il est par conséquent assujéti à la disponibilité de ce type de données. Le Dutch RIVM a construit des courbes de PAF pour 43 substances estimées contribuant fortement au préjudice sur les écosystèmes en Hollande.

Lors de l'émission (massique) d'une substance dans l'environnement, la concentration de cette substance dans un écosystème augmente temporairement. A ce changement de concentration correspond un changement de la valeur du PAF qui est tributaire de la pente de la courbe dose-réponse. Cet effet marginal sur l'écosystème dépend de la concentration initiale de la substance dans l'écosystème avant l'émission (PAF de fond) de cette substance. Selon cette logique, il faut également tenir compte de la situation de fond de l'écosystème contenant un mélange de substance. On parle alors de combi-PAF.

Les incertitudes liées au PAF

- les données de NOEC obtenues en laboratoire sont-elles représentatives de l'ensemble des espèces ?
- quelle est en réalité la forme de la courbe de distribution de NOEC ?
- est-ce que la somme des PAF pour la combinaison des mélanges de substances est valide ?

E.2.2.2. Concept du combi-PAF : fraction d'espèces potentiellement affectées dans un mélange

L'approche du combi-PAF a récemment été suggérée comme mesure pour permettre la modélisation du dommage marginal en présence de mélanges de produits. Le combi-PAF représente la fraction d'espèces potentiellement affectées par une exposition à un mélange de produits chimiques. Ce concept a été développé par le Dutch RIVM. En plus de représenter la toxicité du mélange, cette expression du stress aide à faciliter la comparaison avec des stress sur l'écosystème occasionnés par l'Homme comme l'acidification, l'eutrophisation et la déshydratation (Klepper & Van de Meent 1997).

Goedkoop & Spriensma (1999) ont suggéré une procédure pour utiliser le combi-PAF comme une mesure d'un effet marginal dans les ACV. Les auteurs avancent que l'augmentation marginale du dommage causé aux écosystèmes et provoqué par l'augmentation marginale de la concentration d'une substance seule, est fortement influencée par la situation de fond de l'écosystème. Ceci est majoritairement déterminé par le niveau de stress provoqué par la présence de mélanges de substances. Lorsqu'on traduit l'augmentation de la concentration d'une émission en un dommage supplémentaire, toute la courbe du PAF de l'écosystème -la courbe combi-PAF - doit être utilisée plus que le PAF de la courbe SSD d'une seule substance.

Dans la construction de la courbe combi-PAF, il est supposé que les différentes substances présentes dans l'environnement provoquent des effets de "concentration supplémentaire". Cette supposition est valable pour les substances qui n'ont pas de mode d'action spécifique

Le potentiel du combi-PAF pour représenter la toxicité des mélanges est intéressant malgré les incertitudes inhérentes (autant que le PNEC). Ce concept exige d'autres recherches avant que son utilisation dans les ACV ne soit recommandée comme la meilleure pratique.

E.3. TOXICITE HUMAINE

E.3.1. Des résultats d'inventaires aux préjudices potentiels

La catégorie d'impact "toxicité humaine" concerne tous les impacts sur la santé humaine causés par l'émission directe de substances toxiques en intérieur et en extérieur, et les impacts provoqués par les fines particules et les radiations. L'objectif dans un contexte ACV est d'évaluer les atteintes à long terme sur la santé de l'individu et sur sa descendance.

Les principaux préjudices subits par l'Homme et connus pour être potentiellement induits par des émissions dans l'environnement sont :

- les maladies infectieuses, respiratoires et cardio-vasculaires dues au changement climatique
- les cancers provoqués par les radiations ionisantes
- les cancers et dommages oculaires dus à la déplétion de la couche d'ozone
- les maladies respiratoires et cancers provoqués par des substances toxiques présentes dans l'air, l'eau de boisson et les aliments.

Cette liste n'est pas complète, par exemple les préjudices provoqués par les émissions de cadmium et de plomb, les nuisances sonores et olfactives, les réactions allergiques n'ont pu être modélisés et par conséquent ne sont pas prises en compte dans l'évaluation des impacts.

Comment établir le lien entre les inventaires et les préjudices potentiels subits par l'Homme ?

Quatre étapes sont à distinguer :

- Etape 1 - analyse du devenir : comment relier une émission, exprimée en masse, à un changement temporaire de concentration ?
- Etape 2 - analyse de l'exposition : comment relier la concentration temporaire à la dose ?
- Etape 3 - analyse de l'effet : comment relier la dose à un effet sur la santé ?
- Etape 4 - analyse du préjudice : comment relier les effets sur la santé au préjudice ultime, c'est à dire une atteinte à la vie ? Pour quantifier les préjudices de la catégorie d'impact concernant la santé humaine, dispose-t-on d'une échelle pour mesurer la santé de la population ?

E.3.2. Caractérisation de la toxicité humaine

La formule suivante est proposée pour la caractérisation de la toxicité humaine (Joliet 1996):

$$SI^{mn} = E_i^m F_i^m M_i^m$$

Le score de l'impact S est présenté comme le produit d'un facteur d'effet E, d'un facteur de devenir et d'exposition F (fate factor) et de la charge massique totale des émissions M. L'index i représente la substance chimique, n le compartiment de l'environnement où l'émission a lieu et m la voie d'exposition de l'homme.

Dans le but d'obtenir le score de l'impact total de toutes les émissions dans le cycle de vie ou à une étape du cycle de vie, les scores des impacts individuels sont additionnés pour les produits chimiques, les compartiments d'émission et les voies d'exposition. Ceci s'exprime dans l'équation :

$$S = \sum_i^{mn} SI^{nm}$$

Cette formule, utilisée dans la plupart des méthodes, s'arrête à l'étape 3. Les étapes 1 et 2 sont caractérisées par le facteur F et l'étape 3 par le facteur d'effet E.

E.3.3. Les indicateurs proposés

E.3.3.1. Les indicateurs d'effet : EC10 et NOEC

Les indicateurs utilisés de toxicité humaine sont basés sur les valeurs de EC10 ou NOEC. L'information sur l'effet consisterait en un simple indicateur de toxicité, comme ADI (allowable daily intake, dose quotidienne admissible) ou encore en une description plus détaillée de la courbe dose-réponse. Elle peut également consister en une évaluation détaillée des effets toxiques spécifiques et de leur sévérité.

E.3.3.2. Un indicateur du dommage : DALY l'indice de "santé globale"

L'indicateur DALY (disability adjusted to life years, invalidité rapportée aux années de vie) mesure le total de problèmes de santé (de l'infirmité "légère" à la mort prématurée), attribuables à des maladies ou des lésions précises.

Le concept du DALY s'appuie sur deux indicateurs :

- le YLL (years life lost) : le nombre d'années de vie perdues (mort prématurée)
- le YLD (years of life with disability) : le nombre d'année de vie en invalidité (plus ou moins importante)

Le DALY se fonde sur une échelle de pondération des infirmités qui attribue des scores de 0 à 1. Le score 0 correspond à un état parfait de santé, le score 1 correspond à la mort.

Par exemple, à une substance cancérogène provoquant la mort le score 1 est affecté; si l'on considère qu'un cancer réduit la durée de vie de 10 ans, on compte 10 YLL pour chaque personne affectée et on obtient 10x1 DALY. Pour obtenir le score global, il suffit de multiplier ce score obtenu par le nombre de personnes exposées à la substance en question.

Cette approche a été développée par Murray et Lopez en 1996 sur une commande de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) et de la Banque Mondiale. Puis, Hofstetter (1998) a tenté d'adapter la méthode aux ACV. Le groupe PRé Consultants utilise la concept du DALY dans la méthode qu'ils ont mises au point : "The Eco-Indicator 99".

L'avantage de cette approche est d'utiliser des échelles naturelles qui permettent d'intégrer tous les effets toxiques en un indice de "santé globale". Elle évite le trop grand nombre d'indicateurs en agrégeant les différents types d'infirmités qui réduisent la durée de vie. C'est une méthode qui analyse, au delà de l'effet d'une substance toxique, le préjudice ultime subit par l'Homme.

Cependant la disponibilité des données devra être évaluée afin de tester la faisabilité de cette méthode ainsi que le niveau possible de détails, sachant que ces indicateurs ne reposent que sur des hypothèses.

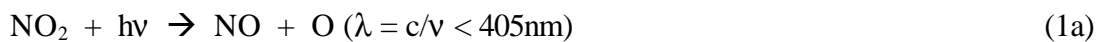
E.4. FORMATION DE PHOTO-OXYDANTS

E.4.1. Contexte et déterminants essentiels

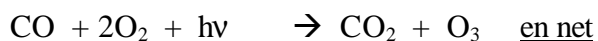
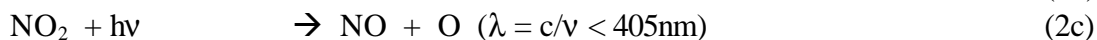
Le mécanisme montré dans les équations (1) et (2) est connu depuis longtemps. Selon ce mécanisme, c'est la combinaison de trois facteurs qui conditionne la formation de photo-oxydants :

- des radiations solaires à courtes longueur d'onde
- des oxydes d'azotes réactifs ($\text{NO} + \text{NO}_2 = \text{NO}_x$)
- des Composés Organiques Volatiles (COV) réactifs et du monoxyde de carbone (CO).

La première étape de la formation de smog est illustrée dans l'équation (1) :



Les réactions (2) montrent la grande importance de la présence de traces des radicaux OH et HO₂ comme intermédiaires dans la formation d'ozone et décrivent le rôle central des oxydes d'azote (NO_x).



La dernière équation conduit à un décalage de temps de quelques heures entre les émissions des précurseurs et la formation d'ozone, qui est dû aux réactions consommant NO (2b). Comme conséquence de ce décalage dans le temps, un décalage spatial, souvent observé, induit de hauts niveaux d'ozone un peu plus loin que dans les zones de fortes émissions de précurseurs. Ce phénomène local est cependant estompé dans les zones densément peuplées. Puisque les radiations solaires sont nécessaires pour déclencher les processus (2c), un développement diurne caractéristique de formation de photo-oxydants est observé. La nuit, l'ozone formé peut réagir avec NO₂ pour donner NO₃ qui peut être comparé avec les radicaux OH actifs à la lumière du jour.

Selon Finlayson-Pitts & Pitts (1986), l'ozone troposphérique est impliqué dans la chimie troposphérique générale, particulièrement lorsque la photolyse de O₃ (suivie de O(¹D)+H₂O) est le précurseur principal du radical OH réactif. Les auteurs attirent l'attention sur le fait que le contrôle exercé par les COV (+CO) **et** les NO_x est crucial pour diminuer la formation de photo-oxydants. Ils affirment également que le taux de COV a été fortement sous-estimé par le passé, en conséquence les conclusions quant au rôle mineur de NO_x sont obsolètes.

Un rayonnement solaire intense avec une haute fraction d'UV définit les conditions idéales pour la formation de smog ; cependant, des radiations moins intenses, comme en Europe centrale, sont

suffisantes pour la formation de photo-oxydants. Les oxydes d'azote (NO_x) sont essentiellement émis par les voitures et les camions, mais il sont également présents - en plus faibles concentrations - dans des régions reculées et ils proviennent partiellement de la stratosphère (peut-être aussi du fait des émissions des avions à proximité de la tropopause). Les composés organiques réactifs (COV) et le monoxyde de carbone (CO) proviennent aussi essentiellement du trafic automobile, mais il y a aussi des sources d'émission dans les zones non industrialisées, comme dans le cas de l'isoprène et des terpènes (particulièrement α -pinène) émis par les forêts (Finlayson-Pitts & Pitts 1993). C'est la combinaison de ces 3 facteurs essentiels qui provoque un réel problème environnemental et une menace pour la santé humaine, l'environnement et l'environnement anthropique e.g. les cultures (l'ozone est fortement phytotoxique, à l'instar des autres composés photo-oxydants).

Bien que ce problème environnemental soit identifié depuis longtemps, les mesures techniques et législatives prises par certains pays pour minimiser cet effet n'ont qu'un succès modéré. Même une réglementation très stricte, comme en Californie, a seulement réduit le nombre et l'intensité des pics mais n'a pas résolu le problème du smog. Au total, **la formation d'ozone photochimique demeure un problème à l'échelle de la planète** ; les pics dans les zones fortement peuplées et ensoleillées ne sont que la partie visible du problème.

E.4.2 La formation de photo-oxydants : une catégorie d'impact dans les ACV

La catégorie d'impact "formation de photo-oxydants" a été utilisée depuis longtemps dans les ACV comme une catégorie d'impact homogène, et se fondait au départ sur l'évaluation de l'indicateur appelé POCP (Photochemical Ozone Creation Potentials). Jusque là, deux approches concurrentes ont été utilisées :

- 1- Les POCPs, développés en Europe, tiennent compte des concentrations moyennes des substances pertinentes (Derwent et al. 1998).
- 2- Les MIRs (Maximum Incremental Reactivity), développés aux USA, ont un caractère plus générique puisqu'ils sont adaptés aux conditions de création maximale d'oxydants.

Un problème important est que, dans leurs versions initiales, ces potentiels de création d'oxydants ne prennent pas en compte les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) qui interviennent pourtant comme catalyseur dans le processus. Des travaux sont actuellement en cours dans le cadre du programme "Danish LCA" pour intégrer les émissions de NO_x dans la caractérisation de l'indicateur d'impact.

Le groupe de travail de la SETAC-Europe sur cette catégorie d'impact (Udo de Haes et al. 1999; Potting et al. draft, avril 2000) propose :

- a) aires de protection : compte tenu des effets biologiques et écologiques causés par la formation de composés photo-oxydants dans l'atmosphère, l'indicateur recherché doit **rendre compte à la fois des effets sur la santé humaine, l'environnement anthropique (cultures agricoles, etc.), l'environnement et sur les ressources naturelles.**

- b) contenu de la catégorie d'impact : tous les impacts relatifs à la formation d'oxydants troposphériques, incluant les impacts dus aux émissions de NO_x. Il apparaît donc nécessaire de distinguer 2 sous-catégories d'impact :
- **le court terme et les impacts locaux** contribuant au smog photochimique à proximité de la source, affectant essentiellement **la santé humaine** et principalement provoqués par les COV les plus réactifs;
 - **le moyen terme et les impact régionaux** affectant essentiellement **les cultures agricoles et probablement la végétation naturelle**, à un degré plus élevé dû aux COV à plus longue durée de vie (alcanes).

Une troisième sous-catégorie d'impact concerne **l'effet indirect de l'ozone troposphérique comme gaz à effet de serre** et pourrait être définie à une **échelle plus globale**. Cependant, plutôt que d'envisager la création d'un nouvel indicateur d'impact, il semble plus judicieux chercher à caractériser le potentiel de réchauffement climatique (Global Warming Potential, GWP) des composés organiques volatiles (COV) et des oxydes d'azote (NO_x) ainsi qu'il en est actuellement discuté dans les groupes de travail de la SETAC-Europe consacrés aux indicateurs d'impacts globaux dans les ACV.

- c) indicateurs de catégories : les 2 indicateurs actuels à examiner sont le POCP (ie le potentiel de création d'ozone photochimique adapté aux conditions spécifiques de l'Europe) et le MIR, plus générique. Dans tous les cas, une amélioration paraît indispensable : il faut inclure les émissions d'oxydes d'azote (NO_x), ce qui devrait être facilité en tenant compte des distinctions faites entre les 2 sous-catégories ci-dessus. Par ailleurs, il y a grand besoin d'avoir un paramètre additif vis-à-vis des COV car les inventaires d'ACV ne permettent pas toujours de connaître les émissions associées à chaque type de composé.

La formation de photo-oxydants est une catégorie d'impact sur l'environnement qui décrit aussi bien les impact locaux que régionaux dus à la formation d'ozone et à d'autres photo-oxydants à partir de précurseurs. Ces composés sont actifs aussi bien sur l'homme que sur les plantes, les animaux et les écosystèmes.

Idéalement, l'inventaire doit lister les COV un à un, car alors on peut tenir compte des différentes réactivités. Malheureusement, les émissions d'hydrocarbures et autres COV sont toujours peu définies et données comme total de COV, total d'hydrocarbures ou total d'hydrocarbures hors méthane (NMHC). Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) sont généralement quantifiées dans tous les inventaires de cycle de vie, mais dans la plupart des ACV publiées cette information n'est pas utilisée pour évaluer l'impact associé à la formation de photo-oxydants.

E.4.3. Sélection d'indicateurs et de facteurs de caractérisation

La mise en place de l'indicateur est plus difficile dans le cas de cette catégorie comparée à des catégories plus globales (e.g. : effet de serre, destruction de la couche d'ozone). L'augmentation générale de la concentration d'ozone à l'échelle de la planète n'a pas encore atteint un niveau qui soit préoccupant du point de vue des effets toxiques (connus) pour l'homme. Cependant l'ozone est un gaz à effet de serre et il interfère avec la chimie de la troposphère de manière complexe.

Concernant cette catégorie d'impact, les effets ultimes (endpoints) sont locaux voire régionaux et s'échelonnent de la toxicité aiguë chez l'homme en période de smog à la toxicité chronique (contribution possible à l'étiologie des forêts). La définition de deux sous-catégories a par conséquent été envisagée par la SETAC-Europe (Udo de Haes 1996) :

- photo-smog (local).
- formation d'ozone troposphérique (régional).

A l'inverse de la situation dans les catégories "globales", où en première approximation chaque molécule d'une espèce chimique active contribue à part égale à l'effet (eg CH₄ pour le réchauffement planétaire), les précurseurs de l'ozone émis dans différentes régions géographiques ou sur différentes périodes de temps peuvent aussi bien avoir un effet fort que pas d'effet du tout (à l'exception des implications pour la chimie de la troposphère). Le fait de choisir l'indicateur de la même manière que pour les catégories globales requiert une interprétation plus stricte des principes de précaution, car le lien causal entre l'émission et le(s) effet(s) (endpoints) est moins évident dans un contexte local à régional.

Par conséquent, les deux choix possibles doivent être envisagés (une catégorie comme cela se fait en pratique actuellement ou bien deux sous-catégories distinctes).

E.4.3.1. Les indices de formation d'ozone photochimique (MIR, POCP)

La première approche pour classer les hydrocarbures réactifs selon leur capacité à former de l'ozone a été proposée par Darnall et al. (1976). Ces auteurs ont défini des groupes de différentes réactivités (échelle de réactivité) basés sur la valeur du coefficient k_{OH} , la substance la plus OH-réactive appartenant aux hydrocarbures les plus efficaces quant à la formation d'ozone et vice versa. Cette approche est partiellement valable, car les processus secondaires contribuent aussi au rendement global de formation d'ozone pour un composé donné.

Des méthodes ultérieures tentent de calculer la contribution individuelle des composés à la formation d'ozone (ou de peroxyacetylnitrate, un autre photo-oxydant important). L'approche développée aux USA est fondée sur les réactivités incrémentales ou marginales (IR pour Incremental Reactivities) ainsi que défini dans l'équation 3 (Finlayson-Pitts & Pitts 1993) :

$$IR = \Delta [O_3] / \Delta [C \text{ atom de COV ajouté}] \quad (3)$$

Cet indice, contrairement à l'échelle k_{OH} , peut être négatif si les réactions secondaires empêchent le développement de smog, e.g. pour le benzaldéhyde qui consomme des NO_x sans former de radicaux (Finlayson-Pitts & Pitts 1993). La valeur d'IR demeure dépendante de caractéristiques spéciales de la formation de smog et donc ne peut être utilisée tel quel pour un classement général des COV par rapport à leur capacité de formation d'ozone photochimique. C'est pourquoi une valeur pic de l'indice IR a été définie : c'est l'indice de Réactivité Incrémentale Maximale, MIR (en mg O₃ formé/mg CV ajouté). Pour le cas particulier des carburants, un facteur correctif a été proposé : le RAF (reactivity adjustment factor). Ce RAF peut être calculé à partir des valeurs MIR des composés émis, mais ceci semble cependant trop spécifique aux ACV.

Les valeurs de MIR peuvent en principe être converties en valeurs relatives, en prenant le MIR d'un composé caractéristique comme égal à 1. Une telle approche serait en parfaite cohérence avec les

méthodes d'évaluation utilisées dans les ACV pour caractériser les impacts à l'échelle de la planète (GWP : réchauffement du globe ; ODP : déplétion de la couche d'ozone).

L'homologue européen de l'indice MIR est le POCP proposé par Derwent et al. (1991, 1996, 1998). Ces réactivités relatives ont été calculées pour la formation d'ozone dans une zone traversant l'Europe de l'est, ie dans un climat modéré et sans pic de formation d'ozone (dans le sens formation de smog local). Les valeurs relatives de POCP dérivent d'un modèle de calcul. Ces valeurs (Derwent et al. 1991) ont été proposées pour l'étape de caractérisation des ACV et sont utilisées dans plusieurs ACV. Le POCP de l'éthylène (ou éthène), puissant générateur d'ozone, est choisi comme référence (POCP de 1kg éthylène = 1). La valeur du PCOP pour un hydrocarbure donné atteste de sa capacité relative à former de l'ozone par rapport à une même quantité d'éthylène rejetée dans l'atmosphère.

L'inconvénient des deux méthodes MIR et POCP est que seuls les composés organiques sont pris en compte pour estimer la formation de photo-oxydants. La supposition que la composition et le taux de COV sont les seuls facteurs chimiques contrôlant la formation de smog semble être fausse. En plus des COV et du monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x) constituent le second facteur influençant la formation d'ozone dans l'atmosphère, aussi bien en zones polluées que rurales.

Le minimum requis pour l'indicateur choisi est par conséquent de considérer COV + CO et NO_x

Ce pré-requis est satisfait par le récent re-calcul des valeurs de PCOP par Derwent et al. (1996, 1998), incluant les valeurs de PCOP pour NO_x, CO et SO₂. Ces auteurs ont également testé la robustesse et la capacité des valeurs de PCOP à changer selon les densités d'émission de NO à travers l'Europe en comptabilisant l'augmentation d'efficacité de la formation d'ozone des COV si le bruit de fond de NO_x augmente. Il n'est pas clair pour le moment si les valeurs de MIR peuvent être ajustées à NO_x.

E.4.3.2. Valeurs numériques de MIR et de PCOP

Le tableau (Annexe 2) présente une sélection de valeurs de MIR et de PCOP à partir de sources récentes. Les valeurs de MIR ont été recalculées à partir de données présentées en utilisant arbitrairement MIR (éthylène) = 1 dans le but de faciliter la comparaison avec les valeurs de PCOP de Derwent et - en même temps - de les présenter sous une forme utilisable dans l'étape de caractérisation des ACV.

Comme le montre le tableau (Annexe 2), seules les plus récentes données de Derwent et al. (1996, 1998) incluent les données sur NO₂, exigées par Finlayson-Pitts & Pitts (1993). Le monoxyde de carbone (CO) est pris en compte dans l'indice MIR et l'indice PCOP de Derwent. Etonnamment, alors que le dioxyde de soufre SO₂ interfère également avec la formation de photo-oxydants, il n'y a pas de valeurs MIR proposées pour l'instant. Comme on peut le voir à partir des données, les résultats obtenus par les différents modèles ne coïncident pas exactement. La variation totale n'excède pas 2-3 ordres de grandeurs et la plupart des composés réactifs varient entre 0.1 et 1 (PCOP) et entre 0.1 et 1.5 (MIR). Ceci signifie que la composition exacte des mélanges (COV etc.) n'est pas très importante pour les résultats; le méthane ne doit pas être inclus. Selon les 2 modèles considérés, ce composé est caractérisé par une faible réactivité vis-à-vis de OH.

E.4.4. Les indicateurs proposés

L'indicateur d'impact potentiel au niveau régional (formation de photo-oxydants) : POP_{reg}

$$\mathbf{POP}_{reg} = \mathbf{S}_i (\mathbf{m}_i \times \mathbf{POCP}_i) \quad (4)$$

POP_{reg} : potentiel de formation de photo-oxydants au niveau régional (régional signifie à l'échelle de l'Europe de l'Ouest).

L'indicateur d'impact potentiel au niveau local (smog photochimique)

$$\mathbf{POP}_{loc} = \mathbf{S}_i (\mathbf{m}_i \times \mathbf{MIR}_i) \quad (5)$$

POP_{loc} : potentiel de formation de photo-oxydants au niveau local (local signifie à l'échelle d'une zone urbaine, par exemple la ville de Los Angeles).

m_i : masse du rejet atmosphérique de la substance i participant à la catégorie d'impact "formation de photo-oxydants" (kg de i par unité fonctionnelle).

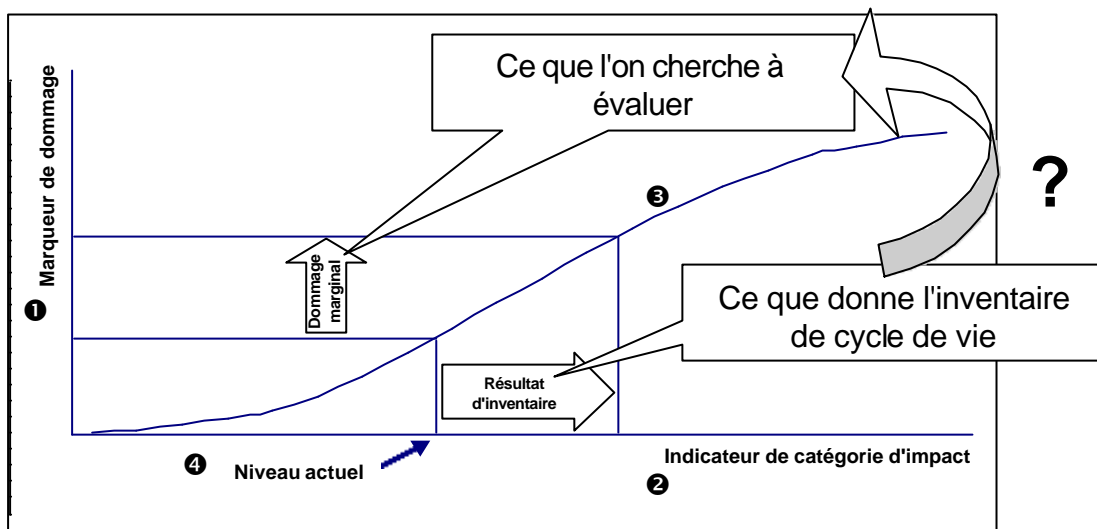
Les facteurs de caractérisation (PCOP et MIR) à utiliser dans ACV sont donnés dans le tableau (Annexe 2).



F. CONCLUSION ET PROPOSITIONS D'AMELIORATIONS

F.1. CATEGORIES TOXICITE ET ECOTOXICITE

F.1.1. Les 4 déterminants essentiels d'une méthode idéale d'évaluation



Le schéma ci-dessus indique les 4 déterminants essentiels d'une méthode d'évaluation de l'impact toxicologique ou écotoxicologique adaptée au contexte des analyses de cycle de vie :

- 1) **un marqueur de dommage** : c'est le paramètre qui décrit quantitativement le préjudice subi par un système cible.
- 2) **Un indicateur de catégorie d'impact** qui est un paramètre intermédiaire dans l'évaluation du marqueur de dommage susmentionné. Il est défini dans le but de modéliser la chaîne de causalité entre les émissions et un effet potentiel exercé sur la cible étudiée (les écosystèmes dans le cas de l'écotoxicité, l'Homme dans le cas de la toxicité). Sa caractérisation nécessite de modéliser, pour chaque émission de polluant, son devenir dans l'environnement, l'exposition du système cible à ce facteur, et un effet associé. Un indicateur de catégorie d'impact est directement relié aux résultats d'inventaire de cycle de vie (un rejet de masse m entraîne une variation Δi de sa valeur). Il repose donc pour chaque substance, sur la connaissance :
 - d'un **facteur de devenir** : qui relie la quantité émise, exprimée en masse, à une variation transitoire de concentration dans l'environnement,
 - d'un **facteur d'exposition** : qui relie la variation transitoire de concentration à une dose d'exposition,
 - d'un **facteur d'effet** : qui relie la dose susmentionnée à un certain nombre d'effets définis comme le nombre et le type de cancers, etc.

Le groupe de travail de la SETAC-Europe propose une formule générique (Joliet 1996) pour la caractérisation des impacts écotoxiques ou toxiques dans l'évaluation des impacts environnementaux :

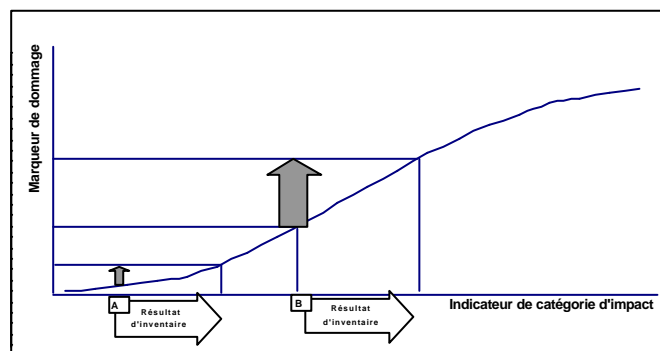
$$S_i^{mn} = E_i^m \times F_i^m \times M_i^m$$

Le score de l'impact (S) est présenté comme le produit d'un facteur d'effet (E), d'un facteur de devenir (F, fate factor) et de la charge massique totale des émissions (M). L'index i représente la substance chimique, n le compartiment de l'environnement (air, eau, ou sol) où l'émission a lieu et m la voie d'exposition de l'écosystème ou de l'homme.

Dans le but d'obtenir le score de l'impact total de toutes les émissions inventoriées tout au long du cycle de vie ou à une étape donnée du cycle de vie, les scores des impacts individuels sont additionnés pour les substances chimiques, les compartiments d'émission et les voies d'exposition. Ceci s'exprime dans l'équation :

$$S = \sum_{i,m,n} S_i^{mn}$$

- 3) **Une fonction qui relie l'indicateur d'impact au marqueur de dommage** : c'est un élément clé du dispositif puisqu'il met *in fine* en relation le marqueur de dommage avec les résultats d'inventaire du cycle de vie (un rejet de masse m entraîne une variation Δi de l'indicateur de catégorie d'impact, et la fonction permet de caractériser, pour chaque variation Δi de l'indicateur, un dommage marginal Δm). Il s'agit d'une fonction dose - réponse lorsque l'indicateur de catégorie d'impact exprime une dose (ie une quantité de substance qui va entrer en contact avec le système cible).
- 4) **Le niveau actuel de l'indicateur de catégorie d'impact**, avant que les données d'inventaire de cycle de vie ne soient prises en compte. Cette valeur permet de définir, selon la courbure de la fonction dose - réponse, la position de référence du marqueur de dommage. Comme le montre le schéma ci-dessous, la connaissance précise de ce niveau de base est de grande importance : selon qu'il est positionné au point A ou B, le dommage marginal (flèches grises) est différent pour une même variation de l'indicateur d'impact (ie pour une même valeur des données d'inventaire).



F.1.2. Le niveau de consensus actuel

F.1.2.1. État des connaissances scientifiques

Les émissions de polluants provoquent **un accroissement transitoire de leur concentration dans le milieu extérieur**. Cette modification va se répercuter dans les différents compartiments de l'environnement (air, eaux, sols, êtres vivants), avec des constantes de temps propres. La dynamique du système global de l'environnement suit une évolution non linéaire. **La nature réelle du danger généré par l'exposition à ces substances est donc difficile à caractériser**. En outre, la variabilité naturelle des phénomènes ne permet pas de discerner aujourd'hui l'impact directement causé par les activités humaines sur les écosystèmes, et sur l'Homme et sa descendance ; et la capacité d'adaptation des Ecosystèmes et de l'Homme n'est pas prévisible.

Les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de prédire la réponse des individus à l'exposition répétée tout au long de leur vie, à de faibles doses de toxiques. Pas davantage à l'échelle des populations et des écosystèmes tout entier.

F.1.2.2. Les développements récents au sein de la communauté des experts ACV

L'évaluation des catégories d'impact "toxicité et écotoxicité" dans les ACV est aujourd'hui un sujet de débat en Europe. Des méthodes sont en plein développement, et des événements importants sont survenus au cours de l'étude, en liaison directe avec son objet:

- **SETAC** : un groupe de travail a été composé en vue de définir la "politique" Setac pour chacune des catégories d'impact suivantes : toxicité, écotoxicité, pollution photochimique , impacts globaux et régionaux, ressources naturelles. BIO IS a reçu (mai 2000) les versions préliminaires de tous ces rapports, destinés à être rendus publics en 2001-2002. Comme la plupart des travaux de la SETAC en matière d'ACV, ces rapports devraient exercer une forte influence sur l'évolution future des normes internationales de la série ISO 14040 relatives aux ACV.
- **Nouvelle méthode CML** (Université de Leiden, Pays-Bas, dans la continuité de la méthode mise au point dès 1992, et qui était jusque là l'approche la plus employée dans les ACV) attendue dans les prochains mois.
- Publication de la méthode "**Eco-Indicator 99**" (Pré-Consultants, Pays-Bas - décembre 1999). Cette nouvelle méthode d'évaluation des impacts sur l'environnement dans les ACV est la première à s'appuyer sur **l'European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES 2.0)**. EUSES a été développé comme outil d'aide à la décision en matière de politique publique pour la Commission européenne. C'est à la fois une méthode et un outil informatique de quantification du risque toxique et écotoxique.

F.1.2.3. L'approche préconisée par le groupe de travail de la SETAC

F.1.2.3.1. Les marqueurs de dommage

Dans le cas de la toxicité (santé humaine), la SETAC recommande de considérer le nombre d'années de vies perdues (YLL : years of life lost) et le nombre de jours de vie dégradés (YLD pour years of life with disability). Dans le cas de l'écotoxicité, la SETAC recommande de considérer le nombre d'espèces disparues au sein d'un écosystème (PAF, pour potentially affected fraction of species).

F.1.2.3.2. Les indicateurs de catégorie d'impact

Les marqueurs YLL et YLD ont été utilisés dans l'étude ExternE (calcul des coûts externes associés aux filières de production d'énergie), et ils sont employés dans la méthode Eco-Indicator 99 de Simapro. Leur chiffrage repose sur la définition d'un certain nombre d'indicateurs de catégorie d'impact tels que : le nombre de jours d'hospitalisation associés à un épisode de pollution photochimique, le nombre de consultations pour problèmes respiratoires, le nombre de jours d'arrêt de travail ... Les données épidémiologiques et cliniques permettent de disposer d'un certain nombre de courbes dose - réponse reliant ces indicateurs à un accroissement transitoire et modéré de la concentration atmosphérique en ozone, poussière ou oxydes de soufre. Des modèles permettent de définir des scénarios d'exposition des populations en partant de données d'émission issues des inventaires de cycle de vie. Il est donc possible de relier les données d'inventaire à ces catégories d'impact. Le problème majeur est le manque de données épidémiologiques : **jusque là, ces indicateurs n'ont pu être appliqués qu'à un nombre très limité de polluants : SO_x, NO_x, particules, ozone photochimique**. Aucune donnée ne permet d'établir les fonctions dose - réponse pour les émissions atmosphériques de métaux lourds par exemple. **Aucun indicateur de ce type n'a été proposé pour les rejets liquides.**

F.1.2.3.3. Besoins en travaux de recherche dans le contexte RECORD :

La mise au point de nouvelles fonction dose -réponse en vue de caractériser les indicateurs YLL, YLD ou PAF pour de nouvelles substances est une tâche lourde, qui dépasse sans doute les prérogatives de RECORD.

Il ne s'agit pas non plus de copier les travaux actuels menés par la SETAC en vue de définir un cadre méthodologique générique pour la définition de tels indicateurs.

L'histoire récente a montré l'influence exercée par les travaux issus de la SETAC sur l'évolution des normes ISO relatives aux ACV. Les travaux de RECORD doivent, à leur mesure, s'inscrire dans cette dynamique. Or il apparaît dans le développement de ces approches, des déficits méthodologiques situés très en amont lors de leur mise en œuvre :

- 1° : **la mise au point de scénarios pertinents d'exposition des populations cibles,**
2° : **la définition des niveaux actuels** (cf point 4 du chapitre précédent) pour les indicateurs de catégorie d'impact.

Par ailleurs, il serait utile de **mettre à la disposition des membres de RECORD l'ensemble des fonctions dose - réponse actuellement connues.**

Note : il faut noter dès à présent le possible recouvrement avec le volet "pollution photo-oxydante" de cette étude, puisque les connaissances actuelles permettent de tracer les courbes dose - réponse selon différents scénarios d'exposition, entre l'ozone photochimique et les indicateurs de catégorie reliés aux marqueurs de dommage : YLL, YLD et PAF.

F.1.2.4. La méthode EUSES

L'European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES) est une méthode bien connue des scientifiques praticiens de l'écotoxicologie et de l'étude des risques chroniques. Son utilisation dans les ACV est à ses tous débuts, notamment avec le développement de l'approche Eco-indicator 99.

EUSES est une méthode de caractérisation du risque toxique des émissions atmosphériques, des rejets liquides et des substances dispersées dans les sols, associés aux activités industrielles. Ce n'est pas une méthode de caractérisation d'un danger précis. **EUSES ne cherche pas à quantifier l'ampleur du dommage subi par une cible donnée**, du fait de l'exposition transitoire à un ensemble diversifié de polluants diffus. Les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de prédire la réponse des individus à l'exposition répétée tout au long de leur vie, de faibles doses de toxiques. Pas davantage à l'échelle des populations et des écosystèmes tout entier. EUSES évite ainsi bien des difficultés d'interprétation.

EUSES permet de calculer pour chaque émission dans l'environnement, **un indicateur sans dimension** donné par le rapport de deux concentrations : **la concentration prédite dans l'environnement (PEC) sur la concentration prédite sans effet (PNEC)**. Pour une quantité donnée d'émissions, ce rapport donne une indication sur les chances que la modification transitoire de l'état l'environnement ne produise aucun effet sur l'homme et sur les écosystèmes. Lorsque ce rapport est plus petit que 1, plus il tend vers 0 et plus les chances sont grandes que les émissions ne produisent aucun effet. Lorsque le rapport est supérieur à 1, plus il augmente et plus les risques sont grands que les quantités émises provoquent un effet sur les individus, les populations ou les écosystèmes. **La nature réelle et l'ampleur du dommage subi ne sont pas quantifiés. En définitive, le résultat obtenu avec EUSES exprime le risque "toxique" causé par les émissions.** Ce risque est évalué sur une échelle normalisée en ayant pris comme substance de référence le 1,4 dichlorobenzène. Les résultats expriment donc un risque équivalent à l'émission d'un gramme de cette substance choisie comme référence.

La méthode Eco-indicator 99 utilise les résultats obtenus avec EUSES pour quantifier ensuite des dommages bien définis (mortalité, nombre de jours de vie perdus, cancers de la peau, maladies respiratoires, ...). L'approche n'est pas simple, la robustesse des données et la cohérence des hypothèses sont difficiles à examiner.

Il semble plus prudent de s'arrêter à EUSES, pour savoir dans quelle mesure l'indicateur proposé est valable d'un point de vue scientifique, pertinent dans le contexte des ACV, et compatible avec les normes ISO 14042 et 14043 relatives à la phase d'évaluation des impacts dans les ACV. Il faut aussi poser la question des améliorations à apporter à la méthode dans le but de la fiabiliser et de la rendre facilement opérationnelle pour l'exploitation des données d'inventaire de cycle de vie.

F.1.2.5. Recommandations dans le contexte RECORD

F.1.2.5.1. Les conclusions de l'étude

Cette étude a permis d'aboutir à deux conclusions importantes :

- 1°) l'étude de la toxicité et de l'écotoxicité associée aux émissions d'inventaires de cycle de vie doit clairement **distinguer deux catégories d'impact**, pour des raisons de pertinence environnementale des enjeux ;
- 2°) pour mettre au point des indicateurs valables de catégories d'impact concernant la toxicité et l'écotoxicité, **on peut s'appuyer sur la méthode EUSES**.

F.1.2.5.2. Les besoins en travaux de recherche pour appliquer EUSES

Validité scientifique : EUSES est une méthode reconnue au sein de la communauté scientifique (Eric Vindimian la considère comme la meilleure méthode disponible, perfectible, et certainement adaptable dans le contexte ACV). C'est aussi une méthode reconnue par les Pouvoirs publics (c'est l'un des outils d'orientation de la politique environnementale de la Commission européenne).

Pertinence environnementale : **pour une quantité donnée d'émissions, EUSES quantifie le risque toxique pour l'homme et un risque analogue pour les écosystèmes (disons le risque écotoxique)** . L'indicateur ne cherche pas à prédire l'ampleur d'un préjudice donné. Il fournit seulement **une INDICATION sur le stress subi par l'exposition aux émissions** . Les limites sont connues : l'effet d'un mélange de polluants n'est pas modélisé (et on considère simplement que les effets sont additifs, alors qu'en réalité ils peuvent être synergiques ou antagoniques) ; le devenir des émissions est modélisé comme si l'environnement était un compartiment fermé à l'échelle de l'Europe (les fuites réelles ont été estimées à environ 25% des émissions), les échanges entre les compartiments (air, eau, sol) sont supposés suivre les lois classiques de la thermodynamique (alors qu'en réalité, il faudrait considérer des lois d'évolution chaotiques), ...

Robustesse de l'indicateur : 3 paramètres entrent dans le calcul du risque toxique dans EUSES :

- un facteur d'exposition : le PEC (concentration prévue dans l'environnement),
- un facteur d'effet : le PNEC (concentration prédite sans effet),
- un facteur d'incertitude (MOS, pour margin of safety, marge de sécurité).

a) *A propos du facteur d'exposition : le PEC (concentration prévue dans l'environnement)*

Les bases scientifiques utilisées pour calculer le PEC sont bien connues et valables. **Le problème qui persiste aujourd'hui tient plutôt au paramétrage du modèle permettant de convertir une quantité émise (exprimée comme une masse) en une variation transitoire de concentration** dans chaque compartiment de l'environnement au contact des systèmes cibles. C'est un premier niveau pour lancer un travail de recherche **dans le contexte RECORD : il faut déterminer les paramètres pertinents à améliorer dans EUSES**. La méthode proposée : tester EUSES sur 10-20 substances dont on connaît les effets, et identifier les paramètres sensibles de la méthode.

Les données EUSES ont besoin d'une validation expérimentale : dans le contexte RECORD, il faudrait évaluer la robustesse des données utilisées dans l'outil EUSES en utilisant des "sites ateliers" modélisés (zone urbaine, bassin versant, ...).

b) *A propos du facteur d'effet : le PNEC (concentration prévue sans effet)*

Les fondements toxicologiques pour déterminer le facteur d'effet de chaque substance (ie le PNEC), selon chaque type de système cible (l'homme, les écosystèmes) sont eux aussi bien connus des scientifiques. Le plus souvent, on cherche à utiliser la plus petite valeur connue (à partir de l'étude en laboratoire de quelques espèces) de concentration sans effet (NOEC, no effect concentration). Ce type de données n'est pas disponible pour toutes les substances inventoriées dans les ACV, ni pour tous les scénarios d'exposition. **Les techniques d'extrapolation sont reconnues comme très fragiles** (pour passer de données toxicologiques du court au long terme, de l'aigu au chronique, d'une espèce à une autre, de l'animal à l'homme, de quelques espèces en laboratoire à un écosystème, ...). Il apparaît à ce niveau deux problèmes importants soulevés par les scientifiques ayant participé à l'étude :

- α) un important manque de données. **Pour RECORD, il faudrait commencer par dresser un état des lieux en confrontant la liste des substances pour lesquelles existe une valeur de PNEC à la liste des flux d'inventaire les plus fréquemment quantifiés (environ 350 substances).**
- β) En ce qui concerne les données toxicologiques de EUSES, il ne serait pas raisonnable d'en envisager une validation expérimentale. Et il n'existe pas de méthode satisfaisante permettant de quantifier l'incertitude sur les données de PNEC. **Il est donc urgent de chercher à améliorer les méthodes d'extrapolation** qui permettent de prédire l'effet toxique selon divers scénarios d'exposition. Pour cela, il faudrait engager des travaux visant à **mettre au point un modèle probabiliste pour quantifier les incertitudes introduites par les méthodes d'extrapolation** (du court au long terme, de l'aigu au chronique, d'une espèce à une autre, de l'animal à l'homme, de quelques espèces en laboratoire à un écosystème entier, ...).

Adéquation dans le contexte des ACV :

- a) Dans EUSES, les scénarios d'exposition sont entièrement paramétriques. Pour utiliser la méthode dans le contexte des ACV, il est indispensable d'effectuer **un premier travail dans le but de définir un ensemble de scénarios d'exposition des populations pertinentes compte tenu**

de la spécificité des données d'inventaire (les émissions étant consolidées sur l'ensemble du cycle de vie, sans qu'il soit réaliste de chercher à disposer d'une information plus précise sur leur localisation spatio-temporelle). Par défaut, EUSES considère que les émissions sont diluées de manière homogène sur l'ensemble de la région Europe, sans fuite vers d'autres régions. Dans ce but, une approche pragmatique pourrait consister à passer au crible de EUSES les résultats de quelques inventaires de cycle de vie, puis à effectuer plusieurs analyses de sensibilité de manière à identifier les paramètres les plus influents. Une fois ces paramètres influents identifiés, il devrait être possible de proposer des valeurs par défaut correspondant à différents scénarios.

- b) Rappel du point α ci-dessus : **il faut dresser un état des lieux des données disponibles dans EUSES, en confrontant la liste des substances pour lesquelles existe une valeur de PNEC à la liste des flux d'inventaire les plus fréquemment quantifiés (environ 300 substances).**

F.2. CATEGORIE "POLLUTION PHOTOCHEMIQUE"

F.2.1. Le niveau de consensus actuel : les indicateurs recommandés par la SETAC

Comme indiqué au chapitre E.4, le groupe de travail de la SETAC travaillant actuellement sur ce sujet recommande d'utiliser pour cette catégorie d'impact, **deux indicateurs distincts selon l'échelle géographique du risque d'accroissement de la pollution photochimique** associé aux émissions de l'inventaire de cycle de vie:

- un indicateur (POP_{reg}) défini au niveau régional (régional signifie ici **à l'échelle de l'Europe de l'Ouest**) : il traduit à cette échelle le potentiel de formation de photo-oxydants, :
- un indicateur (POP_{loc}) défini au niveau local (local signifie ici **à l'échelle d'une zone urbaine**) : il traduit à cette échelle le potentiel de formation de smog photochimique dans les villes.

Pour ces catégories d'impact, il vaut mieux parler de risque (ou de potentiel) d'accroissement de la pollution photochimique plutôt car **il ne s'agit que d'un effet potentiel, non de la prédiction d'un phénomène réel.**

Note importante : ces indicateurs n'ont été connus que tardivement, au cours du déroulement de l'étude. Ils n'ont donc pas pu faire l'objet d'un examen critique approfondi par les experts scientifiques mobilisés dans ce projet. Ces experts ont néanmoins été sollicités au cours de la rédaction finale de ce rapport.

F.2.2. Les propositions d'amélioration

Pour permettre aux membres de RECORD de mettre en œuvre sans délai les nouveaux indicateurs proposés, les facteurs de caractérisation à utiliser dans les ACV sont indiqués en annexe.

Ces indicateurs nécessitent cependant un certain nombre d'améliorations pour en consolider la robustesse.

F.2.2.1. Fiabiliser les indicateurs proposés

F.2.2.2.1. Intégrer les variables manquantes

Les indicateurs POP_{reg} et POP_{loc} sont évalués à partir des quantités d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) et d'oxydes d'azote (NOx) émises durant le cycle de vie des systèmes. Une variable clé n'est toujours pas prise en compte dans les modèles de calcul, alors qu'elle est de grande importance dans la réalité des phénomènes : il s'agit du **ratio HCNM / NOx**. Les modèles de simulation distinguent généralement trois types de situations selon la valeur de ce ratio ; or les **politiques publiques de prévention** (cf. l'avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France de juin 1996) s'appuient sur ces modèles plus compliqués que celui proposé par la SETAC. Dans le contexte RECORD, il serait donc utile de lancer **un travail de recherche dans le but d'arriver à une meilleure prise en compte de cette variable (HCNM / NOx)** dans la procédure de calcul des catégories d'impact utilisées dans les ACV.

F.2.2.2.2. Améliorer la représentativité géographique

La segmentation géographique proposée dans les indicateurs POP_{reg} et POP_{loc} n'est peut être pas la plus pertinente:

- à l'échelle régionale : les scientifiques et les pouvoirs publics (cf avis du CSHPF de juin 1996) utilisent a minima une segmentation plus fine en distinguant 3 zones : Europe du Nord, de l'Ouest et du Sud (étant donnée que les conditions climatiques locales y sont très différentes, et que ces conditions affectent le potentiel de création de pollution photo-oxydante).
- À l'échelle locale : il faudrait vérifier la pertinence des facteurs de caractérisation utilisés dans différents contexte géographiques en Europe (les facteurs MIR utilisés pour calculer l'indicateur POP_{loc} ayant été mis au point pour s'appliquer à l'échelle de certaines urbaines aux États-Unis, notamment Los Angeles, où les conditions climatiques locales peuvent être très différentes de ce qui est observé en Europe).

Selon les experts scientifiques mobilisés pour cette étude, la question des échelles géographiques pertinentes est essentielle dans le mise au point d'indicateurs pour cette catégorie d'impact. Ces aspects n'ont pas été identifiés comme critique par le groupe de travail de la SETAC devant rendre public son rapport en 2001-2002. Il ne faut donc pas attendre de nouveaux progrès émanant des experts ACV de la SETAC. C'est donc seulement dans le contexte RECORD, que l'on pourrait espérer des progrès à ce niveau. Notre recommandation est donc de lancer **dans le contexte RECORD un travail de recherche dans le but d'aboutir** :

- d'une part à une **segmentation géographique plus fine de l'indicateur POP_{reg}** (avec 3 zones à l'échelle de l'Europe),
- d'autre part à une **validation (théorique voire expérimentale) ou à une adaptation des données utilisées pour caractériser le potentiel d'accroissement de smog photochimique à l'échelle urbaine (de manière à adapter les données valables dans le contexte des États-Unis).**

F.2.2.2. Évaluer l'impact planétaire associé à la formation de photo-oxydants

Comme indiqué au chapitre E.4, l'impact environnemental associé à la formation de l'ozone troposphérique comprend aussi une dimension planétaire, du fait de l'effet indirect de l'ozone troposphérique comme gaz à effet de serre. Dans les ACV, l'indicateur d'impact relatif au réchauffement climatique est fondé sur la caractérisation du Global Warming Potential (GWP) à partir des données validées par le groupe de travail intergouvernemental sur le réchauffement climatique (IPCC, 95).

Il apparaît donc nécessaire de chercher à caractériser le GWP (indirect) des composés organiques volatils et des oxydes d'azote. Un tel travail dépasse le cadre de RECORD, mais il appartient aux membres de RECORD de rester en état de **veille sur les travaux de l'IPCC**.

F.2.2.3. Évaluer les dommages associés à la pollution photo-oxydante

La formation de photo-oxydants est une catégorie d'impact sur l'environnement qui décrit le risque de pollution locale et régionale dû à la formation d'ozone et d'autres photo-oxydants à partir de précurseurs quantifiés dans les inventaires de cycle de vie. Ces composés sont actifs aussi bien sur l'Homme que sur les plantes, les animaux et les écosystèmes.

Les connaissances scientifiques actuelles sont assez bien documentées et ont abouti à la caractérisation de nombreuses fonctions dose - réponse, reliant un accroissement transitoire de la concentration d'ozone troposphérique à des marqueurs de dommages réels sur l'homme (jours d'hospitalisation pour gêne respiratoire, aggravation transitoire des épisodes asthmatiques, surmortalité, ...), **les plantes et certains écosystèmes** (modification des rendements agricoles, ...). Ces fonctions dose- réponse sont à la base du travail ExternE effectué par un groupe international composé de chercheurs et d'industriels, à la demande de la Commission européenne.

Il semble donc tout à fait possible de caractériser les marqueurs de dommage préconisés par la SETAC pour évaluer la toxicité et l'écotoxicité : YLL (années de vies perdues), YLD (année de vie avec une gêne), PAF (fraction d'espèces potentiellement affectées).

Assez curieusement, alors que la méthode Eco-indicator 99 (cf plus haut) a cherché à estimer les valeurs d'YLL, YLD et PAF pour les principales substances chiffrées dans les inventaires de cycle de vie, elle n'a pas cherché à évaluer l'impact causé par la pollution photochimique sur la santé et sur la qualité des écosystèmes, en ces termes.

On ne peut donc pas s'attendre à disposer prochainement d'une évaluation quantifiée de l'impact toxique et écotoxique induit par la pollution photochimique, alors que les données disponibles sont de

meilleure qualité que dans le cadre de l'évaluation de l'impact toxique ou écotoxique d'autres substances.

Il serait par conséquent possible de décliner ici l'approche préconisée par la SETAC pour la toxicité et l'écotoxicité. **Un tel travail permettrait à RECORD de publier de nouveaux résultats, en se distinguant des autres travaux actuellement en cours en Europe.**

F.3. DEUX AUTRES RECOMMANDATIONS DANS LE CONTEXTE RECORD

F.3.1. Développer une méthode de caractérisation de la qualité des indicateurs

Il faut commencer à réfléchir à la mise au point d'indicateurs de qualité (robustesse, pertinence, transparence...) relatifs au choix des indicateurs de catégorie d'impact dans les ACV (toxicité, écotoxicité, pollution photochimique, mais aussi aux autres catégories quantifiées dans les ACV : acidification, eutrophisation, effet de serre, destruction de la couche d'ozone stratosphérique, épuisement des ressources, occupation des sols). Les méthodes de caractérisation des catégories "toxicité et écotoxicité" devraient en effet continuer à se développer au cours des prochaines années, en se complexifiant (pour se rapprocher davantage de la description de phénomènes réels). Il paraît donc utile de pouvoir à terme, comparer les différentes approches. **Dans la continuité des travaux RECORD en matière de qualification des données d'inventaire, il faudrait donc lancer un travail dans le but de mettre au point une telle méthode de qualification des indicateurs de catégorie d'impact dans les ACV.**

F.3.2. Explorer une approche simplifiée pour la toxicité et l'écotoxicité

Les indicateurs de catégorie d'impact relatifs à la toxicité et à l'écotoxicité sont aujourd'hui essentiellement définis à l'aide de méthodes quantitatives ordinales. Comme nous l'avons indiqué plus haut, ces méthodes introduisent une incertitude élevée, non quantifiée aujourd'hui. En outre, les indicateurs proposés (notamment avec EUSES) ne permettent pas d'aboutir à l'évaluation de l'ampleur d'un dommage bien défini. Il n'est donc pas certain que le paradigme actuel soit le bon, et il est possible d'envisager la mise au point d'une autre famille d'indicateurs, fondée exclusivement sur une approche qualitative.

Ce type d'approche a été soumis à l'examen des scientifiques et experts ACV mobilisés pour cette étude. Il en ressort un grand intérêt partagé. Mais à ce niveau, tout reste à faire.

Pour avancer dans cette direction **dans le contexte RECORD, il est possible d'envisager de lancer une étude visant à mettre au point une approche simplifiée de l'évaluation de l'impact toxique et écotoxique des données d'inventaire de cycle de vie.**

Cette étude consisterait d'abord à effectuer une classification multicritère des substances de l'inventaire fondée sur des caractéristiques physico-chimiques déterminantes. Cette classification serait ensuite soumise à un panel d'experts dans le but de hiérarchiser le(s) danger(s) selon différentes

échelles de temps et différentes échelles de valeur (dans la continuité de la méthode Scan'Actor mise au point par BIO IS / EDF , et modifiée dans le contexte RECORD).

L'avantage de cette piste de recherche, par rapport à toutes les autres présentées ci-dessus, est la simplicité et le pragmatisme, **dans la continuité du travail actuel**. Ce travail permettrait en outre de mieux bénéficier des compétences des experts du groupe pluridisciplinaire constitué à l'occasion de cette étude, en organisant des retours d'expérience, maintenant que chacun a appris le langage de l'autre.

LES ANNEXES

Annexe 1 : Document remis aux experts du comité de revue

Annexe 1.1. Recommandation générale aux experts

Enjeu de l'expertise

L'enjeu de cette expertise collective n'est pas d'aboutir à une conclusion du type : "tel indicateur ne doit pas être utilisé dans les ACV, parce que ...". Les conclusions auxquelles nous devons aboutir devront être formulées de l'une ou l'autre des manières suivantes : "pour évaluer les impacts toxicité humaine, écotoxicité ou pollution photochimique dans les ACV"

- i) il est possible d'utiliser telle méthode, sachant que les limitations sont les suivantes...
- ii) il faudrait modifier telle méthode de la manière suivante :...

La méthode de travail

Pour chaque indicateur d'impact étudié, l'examen critique doit être effectué à deux niveaux bien distincts :

1^{er} niveau (sans modifier les variables d'entrée du modèle)

Soit en considérant que la nature et la structure des variables d'entrée du modèle (c'est à dire les résultats de l'inventaire du cycle de vie) sont fixées une fois pour toutes.

Dans ce cas, la question posée aux experts n'est pas de savoir quel est le meilleur modèle à utiliser pour quantifier les impacts sur l'environnement désignés. La question posée est : considérant les données d'entrée telles qu'elles peuvent être obtenues à l'issue de la phase d'inventaire du cycle de vie, comment exploiter au mieux ces données d'inventaire pour aboutir à l'évaluation d'indicateurs d'impact pertinents pour chacune des 3 catégories étudiées (compte tenu des limitations identifiées sur les données d'inventaire utilisées).

Les réponses peuvent être de plusieurs ordres : par exemple dans le cas de la toxicité humaine, en définissant plus précisément la nature de la fonction de dommage étudiée (mortalité, cancérogenèse, ...); dans le cas de l'écotoxicité, en définissant plusieurs sous-catégories d'impacts, selon la cible (faune, flore, écosystèmes forestiers, ...) ou selon tout autre critère de segmentation jugé pertinent.

Il est aussi possible d'envisager des propositions d'amélioration, en se basant seulement sur les caractéristiques physico-chimiques des différentes substances, indépendamment de leur effet réel sur telle ou telle cible (puisque les paramètres d'exposition ne peuvent pas être considérés dans les ACV); il faudra alors réfléchir à la dénomination de l'indicateur proposé.

2^{ème} niveau (en modifiant les variables d'entrée du modèle)

Soit en supposant qu'il est possible de modifier la nature ou la structure des données d'entrée du modèle d'évaluation, par exemple en supposant que les données d'inventaire du cycle de vie puissent être différenciées par zone géographique ou par échelle temporelle.

Dans ce cas, la question posée aux experts est : quel devrait être le format de sortie des données d'inventaire du cycle de vie pour permettre une évaluation adéquate des indicateurs d'impact sur l'environnement étudiés ?

Il est alors possible d'envisager que les données d'inventaire de l'ACV soient présentées non plus sous forme consolidée sur tout le cycle de vie du système étudié, mais en s'arrêtant aux données

propres à chaque étape du cycle de vie de manière à disposer d'une description homogène du point de vue de l'échelle géographique (l'intégration temporelle pose quant à elle davantage de problèmes). Dans ce cas, la question posée aux experts est : sachant que les données d'inventaire sont bien représentatives d'une échelle spatiale donnée et connue, quel indicateur utiliser à cette échelle ? Et comment opérer la consolidation sur l'ensemble du cycle de vie : simplement en additionnant les résultats obtenus à chaque étape du cycle de vie, ou bien en utilisant une autre procédure à définir ?

Annexe 1.2. Le questionnaire

1. Questions concernant les variables d'entrée du modèle d'évaluation

1	De manière générale, la méthode utilisée pour quantifier l'indicateur proposé par les auteurs reflète-t-elle les limitations identifiées sur la nature des variables d'entrée du modèle ?

2	Pour chaque indicateur, et compte tenu de la méthode utilisée pour quantifier l'indicateur désigné, quelle est la signification du phénomène physique évalué ?

3	Quelles sont les variables clés non prises en compte dans le modèle actuel ?

4	Comment est-il possible le cas échéant d'ajuster le modèle pour prendre en compte ces variables oubliées ?

2. Questions concernant la structure et les paramètres du modèle d'évaluation

5	La méthode utilisée pour établir les facteurs de caractérisation, est-elle compatible avec les limitations identifiées sur les données d'entrée du modèle ?

6	L'interprétation de l'indicateur d'impact est-elle cohérente avec la méthode utilisée pour établir ces facteurs de caractérisation ?

7	Quel jugement pouvez-vous porter sur les valeurs quantitatives proposées pour les facteurs de caractérisation en question ?

3. Questions concernant le champ d'application du modèle d'évaluation

8	Comment libeller de manière simple et intelligible pour les non spécialistes le champ d'application et les limitations de chaque indicateur soumis à cette revue critique ?

4. Commentaires libres

9	Quel commentaire global pouvez-vous formuler à propos de la publication ? (points forts/points faibles, pertinence, originalité...)

10	Souhaitez-vous exprimer d'autres commentaires ?

Annexe 2 : Facteurs de caractérisation pour les PCOP et MIR

Facteurs de caractérisation pour les POCP et de MIR pour quelques COV (d'après CML 1993 & Derwent et al. 1991, 1996)

(* valeurs de PCOP et de MIR les plus récentes à utiliser)

VOC (class)	VOC (compound)	POCP [kg ethylene-equ. per kg VOC]		MIR (relative to ethylene)	MIR (absolute)
		CML/Derwent [3, 12]	Derwent et al [6] *	*	[mg O ₃ /mg VOC]
Alkanes	Methane (CH ₄)	0.007	0.034	0.002	0.0148
	Ethane (C ₂ H ₆)	0.082	0.14	0.034	0.25
	Propane (C ₃ H ₈)	0.42	0.41	0.066	0.48
	n-Butane (C ₄ H ₁₀)	0.41	0.60		
	n-Pentane (C ₅ H ₁₂)	0.41	0.62	0.14	1.02
	n-Hexan (C ₆ H ₁₄)	0.42	0.65		
	Cyclohexane (C ₆ H ₁₂)	-	0.60		
	n-Heptane (C ₇ H ₁₆)	0.53	0.77		
	average (alkanes)	0.40 (n=23)	0.60 (n=25)		
Alkenes	Ethylene (C ₂ H ₄)	1	1	1	7.29
	Propene (C ₃ H ₆)	1.03	1.08	1.29	9.40
	1-Butene (C ₄ H ₈)	0.96	1.13	1.22	8.91
	iso-Butene (C ₄ H ₈)			0.73	5.31
	1,3-Butadiene (C ₄ H ₆)			1.49	10.89
	Isoprene (C ₅ H ₈)	-	1.18	1.25	9.08
	α-Pinene (C ₅ H ₈)			0.45	3.28
	Styrene (C ₆ H ₅ C ₂ H ₃)	-	0.077		
average	0.91 (n=10)	0.91 (n=12)			
Alkine	Acetylene (C ₂ H ₂)	0.17	0.28	0.069	0.50
Aromatic Hydrocarbons	Benzene (C ₆ H ₆)	0.19	0.33	0.058	0.42
	Toluene (C ₆ H ₅ CH ₃)	0.56	0.77	0.37	2.73
	o-Xylene (C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂)	0.67	0.83		
	m-Xylene	1.0	1.09	1.12	8.15
	p-Xylene	0.89	0.95		
	Ethylbenzene (C ₆ H ₅ (C ₂ H ₅))	0.60	0.81		
	1,3,5-Trimethyl-benzene (C ₉ H ₁₂)			1.39	10.12
Aromatic Hydrocarbons	average	0.76(n=14)	0.96 (n=16)		

VOC (class)	VOC (compound)	POCP [kg ethylene-equ. per kg VOC]		MIR (relative to ethylene)	MIR (absolute)
Hydrocarbons	average	0.38			
Non-methane-hydrocarbons	average	0.42			
Alcohols	Methanol (CH ₃ OH)	0.12	0.21	0.077	0.56
	Ethanol (C ₂ H ₅ OH)	0.27	0.45	0.18	1.34
	iso-Propanol (C ₃ H ₇ OH)	-	0.22		
	Ethylene glycol (CH ₂ OHCH ₂ OH)	-	0.2		
Alcohols	average	0.196	0.44 (n=9)		
Aldehydes	Acetaldehyde (CH ₃ CHO)	0.53	0.65	0.76	5.52
	Formaldehyde (HCHO)	0.42	0.55	0.98	7.15
	Benzaldehyde (C ₆ H ₅ CHO)			0	-0.55
	average	0.443	0.75 (n=6)		
Ketones	Acetone (CH ₃ COCH ₃)	0.18	0.18	0.077	0.56
	average	0.326	0.52 (n=4)		
Organic acids	Acetic acid (CH ₃ COOH)	-	0.16		
Halogenated Hydrocarbons	Methylchloride (CH ₃ Cl)	-	0.04		
	Methylenechloride (CH ₂ Cl ₂)	0.01	0.03		
	Vinylchloride (C ₂ H ₃ Cl)	-	0.27		
	Trichloroethen/Tri (C ₂ HCl ₃)	0.07	0.08		
	Tetrachloroethene/Per (C ₂ Cl ₄)	0.005	0.04		
	1,1-Dichloroethene	-	0.23		
	1,2-Dichloroethane	-	0.04		
	average	0.021	0.11 (n=9)		
Inorganic oxides	Nitrogen dioxide (NO ₂)	-	0.028		
	Carbon monoxide (CO)	-	0.027	0.0074	0.054
	Sulphur dioxide (SO ₂)	-	0.048		

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ecotoxicité

Bro-Rasmussen, F., Calow, P., Canton, J.H., Chambers, P.L., Fernandes, A.S., Hoffman, L., Jouany, J.-M., Klein, W., Persoone, G., Scoullou, M., Tarazona, J.V., and Vighi, M. (1994) EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (List 1). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **137**, 83-110, Springer Verlag.

ECETOC, "Assessment Factors in Human Health Risk Assessment," Report No. Technical Report No. 68, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels, 1995.

Emans, H.J.B., v.d. Plassche, E.J., Canton, J.H., Okkerman, P.C., and Sparenburg, P.M. (1993) Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* **12**, 2139-2154.

European and Mediterranean Plant Protection Organisation (1993). Decision-making scheme for the environmental risk assessment of plant production products. EPPO Bulletin 23(1), 151-157.

European Commission: *Technical Guidance Documents in support of Directive 93/67/EEC on risk assessment of new notified substances and Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment of existing substances (Parts I, II, III and IV)*. EC catalogue numbers CR-48-96-001, 002, 003, 004-EN-C. Office for Official Publications of the European Community, 2 rue Mercier, L-2965 Luxembourg, 1996.

Goedkoop, M and Spriensma, R. (1999) The Eco-indicator 99 A damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology report, preliminary internet version 5 October 1999, PRé Consultants B.V., Amersfoort, the Netherlands.

Guinée, J., Heijungs, R., van Oers, L., van de Meent, D., Vermeire, T. and Rikken, M. (1996) LCA impact assessment of toxic releases. Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. VROM, no. 1996/21, The Hague.

Hauschild M. and Pennington D., Methods of effect assessment for ecotoxicity, *Document de travail, SETAC-Europe, 28 pages, avril 2000*

Huijbregts, M.A.J. (1999) Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA. Milieukunde, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.

Jager T., Rikken M.G.J., and van der Poel P., "Uncertainty analysis of EUSES: Improving Risk Management by Probabilistic Risk Assessment," National Institute of Public Health and The Environment, Bilthoven, The Netherlands, 1997.

Jolliet, O (1996) Impact assessment of human and eco-toxicity in life cycle assessment. In : H. A. Udo de Haes ed., 1996 : Towards a methodology for life cycle impact assessment. SETAC-Europe, Brussels, 49-61.

Jolliet, O. and Crettaz, P. (1997) Critical surface-time 95. A life cycle impact assessment methodology including fate and exposure. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland.

Klepper, O. and van de Meent, D.(1997). Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM Report no. 607504001, Bilthoven, Netherlands.

Molak V., *Fundamental of Risk Analysis and Risk Management* (Lewis Publishers, 1997).

OECD (1992) Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. *OECD Environment Monographs* No. **59**, OECD, Paris.

Suter G., *Ecological Risk Assessment* (Lewis Publishers, 1993).

Suter G.W., "Ecotoxicological effects extrapolation models," in *Risk Assessment: Logic and Measurement*, edited by Strojan C.L. Newman M.C. (Ann Arbor Press, Michigan, 1998), pp. 167-185.

Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. and Müller-Wenk, R.: *Best available practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Impact Assessment. Background document for the second working group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2)*, Brussels, February, 1999.

US EPA (1984) *Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment*. Environmental Effects Branch, Health and Environmental Review Division, US EPA.

US EPA, "Estimating Concern Levels for concentrations of Chemical Substances in the Environment," US Environmental Protection Agency, OPPT, 1994.

Van Gestel, C.A.M. and Ma, W. (1993): Development of QSARs in soil ecotoxicology: earth worm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and chloroanilines. *Water, Air and Soil Pollution*, 69, 265-276.

Van Leeuwen C.J. and Hermens J.L.M., *Risk Assessment of Chemicals: An Introduction* (Kluwer Academic Press, 1996).

Vermeire T.G., Stevenson H., Pieters M.N. et al., "Assessment Factors for Human Health Risk Assessment: A discussion Paper," National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, and Netherlands Organisation for Applied Scientific Research (TNO), Zeist, 1998.

Wagner, C., and Løkke, H. (1991) Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Res.*, 25, 1237-1242.

Zeeman M.G., "Ecotoxicity testing and estimation methods developed under section 5 of the Toxic Substances Control Act (TSCA)," in *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*, edited by Rand G. (Taylor & Francis, Washington, D.C., 1995).

Toxicité humaine

Goedkoop M. & Spriensma R.. The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment".

Hofstetter P. Perspectives in life cycle impact assessment. A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere. Kluwer, Boston, Dordrecht, London (1998).

Krewitt W., Hauschild M., Oliver Jolliet O., Schulze C., Pennington, D., Huijbregts, M., Trunkenmüller A., Fate and exposure in the Life Cycle Impact Assessment of Toxicity, Edgar Hertwich, *Document de travail, SETAC-Europe*, 30 pages, 26 avril 2000

Murray C. & Lopez A. (Eds) The global burden of disease, Volume 1 of Global burden of disease and injury series. WHO / Harvard School of Public Health / World Bank, Harvard University Press, Boston (1996)

Udo de Haes H., Jolliet O., Finnveden G., Hauschild M., Krewitt W. & Muller-Wenk R. : Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *Int. J. LCA* 4:2 (1999), 1-15.