

EVALUATION DE LA TOXICITE HUMAINE EN ACV

Rapport final

Novembre 2016

Responsable scientifique :

- Samuel CAUSSE, Mélissa CORNELUS

EVEA - 8, avenue des Thébaudières
44800 Saint Herblain



- Vincent GRAMMONT, Adrien TROISE

INERIS - Parc Technologique ALATA BP2
60550 Verneuil-en-Halatte



- Ralph ROSENBAUM

2 place Pierre Viala
34000 Montpellier

L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ En Bibliographie, ce document sera cité sous la référence :
SCORE LCA, Evaluation de la toxicité humaine en ACV, 2016, 82 pages, n°2015-03.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Comité de suivi pour SCORE LCA : Hélène Bortoli – ADEME, Dorothée Cavereau – Veolia, Hélène Desqueyroux – ADEME, Aurélie Gallice - Veolia, Jade Garcia – SCORE LCA, Denis Le Boulch – EDF, Emmanuelle Koscher - TOTAL, Séverine Méhier – VEOLIA, Philippe Osset – SCORE LCA, Mélanie Péliissard – Renault, Anne Prieur-Vernat – ENGIE, Paul Tossa – EDF, Céline Verrat – TOTAL, Christèle Wojewodka – Saint Gobain.

SOMMAIRE

GLOSSAIRE DES ACRONYMES	5
GLOSSAIRE.....	7
1 INTRODUCTION	9
1.1 Contexte	9
1.2 Objectifs de l'étude	9
1.3 méthodes retenues	10
1.4 Eléments de compréhension	11
1.5 Point fondamental pour échanger entre experts : la sémantique.....	12
2 COMPARAISON DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE ET DE L'EVALUATION QUANTITATIVE DE RISQUES SANITAIRES.....	14
2.1 Présentation des deux méthodologies.....	14
2.1.1 Méthodologie générale de l'analyse du cycle de vie	14
2.1.2 Méthodologie générale de l'évaluation quantitative des risques sanitaires	16
2.2 Etape 1 : Definition du système et inventaire versus Identification des dangers et scénarios d'exposition	18
2.2.1 Définition des substances prises en compte	18
2.2.2 Echelle spatiale et temporelle.....	19
2.2.3 Résumé	20
2.3 Etape 2 : Analyse de l'impact versus détermination de la relation dose-reponse	20
2.3.1 L'analyse de l'impact en ACV	20
2.3.2 Détermination de l'exposition et de la relation dose-reponse en EQRS.....	26
2.3.3 Résumé	27
2.4 Etape 3 : Interpretation des resultats versus caractérisation des risques	27
2.5 Perspectives méthodologiques	28
2.5.1 En ACV	28
2.5.2 En EQRS.....	30
2.6 Synthèse des avis et interrogations des membres Score LCA	31
2.6.1 Points d'attention sur l'étape 1.....	31
2.6.2 Points d'attention sur l'étape 2.....	31
2.6.3 Points d'attention sur l'étape 3.....	32
MESSAGE CLE	33
3 A L'USAGE DES PRATICIENS	34
3.1 Exemple d'application d'une méthode de calcul de la toxicité humaine en ACV	34
3.2 Comment utiliser l'indicateur toxicité humaine en ACV.....	38
3.3 Synthèse sur les deux approches : ACV et EQRS	38
3.4 Perspective de complémentarité entre ACV et EQRS.....	41

3.4.1	A quelles questions répondent ces deux approches ?	41
3.4.2	Quand et pourquoi les utiliser ?	43
3.4.3	Comment mettre en place les deux approches dans une entreprise ?	45
3.4.4	Conclusions sur l'usage des deux méthodes	46
3.5	Comment valoriser les résultats ?	46
3.5.1	La difficulté de prise de décision.....	47
3.5.2	Les incertitudes sur la notion de toxicité.....	47
3.5.3	Comment communiquer sur les résultats?	47
3.6	Pour aller plus loin : quelles sont les prochaines étapes en ACV sur le sujet ?	48
3.6.1	ProScale.....	48
3.6.2	Empreinte Environnementale Produit (EEP ou PEF).....	49
3.6.3	UNEP-SETAC Flagship project : harmonisation et recommandations générales sur les méthodes d'AICV ...	49
3.6.4	Projets de recherche internationaux divers	49
	MESSAGE CLE	50
	ANNEXES	51
3.7	ANNEXE 1 : Autres méthodes d'évaluation de la santé humaine hors ACV et EQRS	51
3.8	ANNEXE 2 : Compléments sur les méthodes d'évaluation de la santé humaine	53
3.9	ANNEXE 3 : 4 Fiches méthodologiques des modèles ACV.....	56
3.10	ANNEXE 4 : Comparaison des méthodes AICV.....	75
3.11	ANNEXE 5 : Compléments sur le cadre réglementaire des méthodes d'évaluation de la santé humaine.....	76

GLOSSAIRE DES ACRONYMES

ACV : Analyse du Cycle de Vie

AEL : Acceptable Exposure Limit

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. La fusion de l'Afssa et de l'Afsset a abouti à la création de l'Anses

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BMD : Benchmark dose= dose repère

CMR : Cancérogènes, Mutagènes ou toxiques pour la Reproduction.

DARf : Dose aiguë de référence

DJA : Dose Journalière Acceptable

DNEL : Derived no effect level

DMEL : Derived minimal effect level

DMENO : Dose Minimale avec Effet Nocif Observé LOAEL = LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level)

DSENO : Dose sans effet nocif observable = NOAEL (No Observable Adverse Effect Level)

EEO : Empreinte Environnementale d'Organisation ou Organisation Environmental Footprint (OEF)

EEP : Empreinte Environnementale de Produits ou Product Environmental Footprint (PEF)

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ERI : Excès de Risque Individuel

FC ou CF : Facteurs de Caractérisation

ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

ILCD : International Life Cycle Database

ISO : International Organization for Standardization

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level = DMENO : Dose Minimale avec Effet Nocif Observé

NAEO : Niveau Acceptable d'Exposition de l'Opérateur

NOAEL : No Observable Adverse Effect Level= DSENO : Dose sans effet nocif observable

NQE : Norme de Qualité Environnementale

OMS : Organisation Mondiale de la Santé ou WHO

PCB : PolyChloroBiphényle

QD : Quotients de dangers

REACH : Registration, Evaluation, Authorization and restriction of Chemicals

SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SSP : Sites et Sols Pollués

UNEP : United Nations Environment Programme

US-EPA : US Environmental Protection Agency

VGAI : Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur

Evaluation de la toxicité humaine en ACV

VGE : Valeur Guide Environnementale

VLEP : Valeur Limite d'Exposition Professionnelle

VLB : Valeur Limite Biologique

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

GLOSSAIRE

Caractérisation du risque (définition IPCS ¹):

Expression qualitative ou quantitative du risque, incluant les incertitudes attenantes, de la probabilité d'occurrence d'effets adverses connus ou potentiels d'un agent sur une cible dans des conditions d'exposition définies. Il s'agit de la 4ème étape de la méthode d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS).

Devenir (ou Fate) :

Ensemble des processus qui contrôlent la distribution environnementale d'une substance chimique émise dans l'environnement, notamment le transport vers un compartiment environnemental ou entre plusieurs compartiments, le dépôt, la transformation et la dégradation.

DNEL :

Derived no effect level ou dose dérivée sans effet. La DNEL correspond au niveau d'exposition en dessous duquel aucun effet nocif n'est attendu. Il s'agit donc du niveau d'exposition aux substances au-dessus duquel l'homme ne devrait pas être exposé. Une DNEL est un niveau d'exposition dérivé car il est calculé normalement sur la base des descripteurs de dose disponibles à partir des études chez l'animal telles que les doses sans effet nocif observé (NOAEL) ou les doses repères (BMD).

Emission à long terme :

En ACV le terme « émissions à long terme » désigne des émissions ayant lieu à un horizon supérieur à 100 ans. Notion à ne pas confondre avec l'exposition long terme, ou chronique, en EQRS qui désigne une exposition d'une durée supérieure à un an (et qui peut s'étendre jusqu'à la durée de vie d'un homme).

Endpoint (critère d'effet) :

Le critère d'effet pris en compte aux fins de l'évaluation des risques sanitaires pour l'établissement d'une valeur seuil, aussi connu sous le nom d'effet critique, correspond d'ordinaire au premier effet nocif à survenir dans la base de données sur la toxicité lorsqu'on augmente la dose et jugé pertinent chez l'Homme. Il peut s'agir dans certains cas d'un effet qui, bien que se manifestant à une dose plus élevée que le premier effet nocif observé, mène à une dose de référence calculée inférieure lorsqu'on applique les facteurs appropriés lors de la construction de la valeur seuil.

Notion à ne pas confondre avec les indicateurs endpoint (indicateur de dommage) en ACV qui visent à quantifier les dommages finaux sur les trois aires de protection pris en compte en ACV (écosystèmes, santé humaine et les ressources). Les indicateurs midpoint représentent quant à eux les catégories d'impact intermédiaire (aussi appelés « orienté problème ») et correspondraient alors au terme « critère d'effet » (endpoint) utilisé en EQRS.

Evaluation de l'impact du cycle de vie (définition ISO 14 040) :

Phase de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie.

Évaluation Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) (définition IPCS) :

Procédure visant à calculer ou estimer le risque pour un organisme, un système ou une (sous)population, incluant l'identification des incertitudes liées, consécutif à l'exposition à un agent particulier, prenant en compte à la fois les caractéristiques de l'agent en question et de la cible spécifique. La procédure comprend 4 étapes : identification des dangers, évaluation de la relation dose-réponse, évaluation de l'exposition et caractérisation du risque.

Exposition :

¹ Sources des définitions : IPCS (OMS/OCDE) Risk Assessment terminology (Parts 1 &2) Traduites dans INERIS, 2013 - Démarche intégrée pour l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires ou ECHA-term <http://echa-term.echa.europa.eu/>

Contact entre un vecteur (air, eau, nourriture, sol... contenant une substance potentiellement dangereuse) et une cible (individu ou population). Le contact a lieu sur une surface d'exposition (bouche, peau...) pendant un temps d'exposition donné et à une fréquence d'exposition donnée. (Définition traduite de l'anglais ; source : WHO, 2004)

Impact sanitaire (définition IPCS) :

Représente (i) le nombre de cas d'une pathologie survenant ou susceptible de survenir dans une population déterminée du fait de l'exposition à un agent dangereux; (ii) le pourcentage de la population considérée ou le nombre d'individus concernés au sein d'une population par une éventuelle survenue d'une pathologie identifiée du fait de l'exposition à un agent dangereux.

Mécanisme environnemental :

Ensemble des processus chimiques, biologiques et physiques reliant un flux élémentaire (prélèvement de la nature ou émission dans l'air, l'eau ou le sol) aux indicateurs d'impact (midpoint) puis aux indicateurs de dommages (endpoint). Représente la chaîne de cause à effet en allant de l'émission (cause) à l'impact puis au dommage final (effet).

Toxicité :

Propriété intrinsèque d'une substance susceptible de provoquer des effets biologiques néfastes à un organisme qui y est exposé.

REACH : règlement de l'Union européenne adopté pour mieux protéger la santé humaine et l'environnement contre les risques liés aux substances chimiques, tout en favorisant la compétitivité de l'industrie chimique de l'UE. Il encourage également des méthodes alternatives pour l'évaluation des dangers liés aux substances afin de réduire le nombre d'essais sur animaux.

Read-across ou regroupement de substances et références croisées : cette approche utilise des informations pertinentes sur des substances analogues («substances sources») afin de prévoir les propriétés de substances «cibles».

Relation dose-effet ou dose-réponse (définition IPCS) :

Relation quantitative entre la dose, ou le niveau d'exposition à une substance, et l'incidence ou l'étendue de l'effet nocif.

Risque :

(IPCS) Probabilité d'apparition d'un effet néfaste dans des conditions d'exposition données.

(REACH) : Probabilité qu'une exposition donnée à un produit chimique entraîne un effet nocif (ex.: irritation de la peau ou cancer). Le risque que représente une substance dépend à la fois des propriétés intrinsèques de la substance (danger) et de l'exposition.

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

L'identification et la quantification des impacts sur la santé humaine dus aux émissions de substances toxiques est un point d'attention essentiel dans le développement de produits et technologies durables ainsi que pour la prévention des risques qu'ils peuvent présenter. Dans la pratique, plusieurs méthodes d'évaluation (telles que l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) ou l'Analyse de Cycle de Vie (ACV)) et plusieurs indicateurs très différents sont utilisés tout au long du cycle de vie du produit pour évaluer l'impact du produit sur la santé humaine ou les risques. Le détail de ces approches (intérêts et limites) reste assez méconnu des praticiens et leurs potentielles interactions peu identifiées, du moins pour la plupart des praticiens.

L'évaluation de la toxicité humaine a pour objectif d'identifier les effets toxiques de substances ou de facteurs environnementaux sur l'homme, d'en percevoir l'importance et/ou la dangerosité.

Différentes méthodes d'évaluation quantitative de la toxicité humaine liées à plusieurs réglementations existent et permettent de fournir des éléments d'information sur la toxicité des substances. Il est possible de citer, à titre d'exemple :

- L'existence de valeurs toxicologiques telles que les Derived No/Minimal Effect Level (DNEL/DMEL) dans le cadre du règlement REACH,
- Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) dans le cadre des évaluations quantitatives des risques sanitaires (sites et sols pollués, installations classées, ...),
- Les Valeurs Guide de qualité d'Air Intérieur (VGAi) pour le contrôle de la qualité de l'air.

D'autres valeurs, basées sur l'évaluation de la toxicité des substances mais aussi d'autres facteurs, sont utilisées pour la prévention ou la gestion des risques sanitaires, telles que :

- Les Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle (VLEP) pour le contrôle de l'exposition des travailleurs au poste de travail,
- Les valeurs réglementaires ou guides relatives à la qualité des milieux (eau, air) ou des aliments.

D'autres indicateurs qualitatifs permettent également de rendre compte de la toxicité de substances. Il s'agit notamment des classifications établies par l'Union Européenne ou encore par des organismes nationaux et internationaux sur la base d'une évaluation des données toxicologiques disponibles. Ces classifications permettent, lorsqu'elles sont disponibles, d'identifier les dangers des substances, par exemple les effets Cancérogènes, Mutagènes et toxiques pour la Reproduction (CMR).

L'ACV est une méthode globale d'évaluation environnementale multicritère qui a pour objectif d'évaluer les impacts potentiels sur l'environnement et la santé humaine engendrés par un produit ou service sur l'ensemble de son cycle de vie (extraction des matières premières, production, utilisation, fin de vie). L'ACV aborde plusieurs enjeux environnementaux tels que le changement climatique, l'eutrophisation des milieux, la toxicité humaine...

La toxicité humaine est l'un des indicateurs environnementaux étudiés par l'ACV. Concernant cet indicateur toxicité humaine en ACV, de grands progrès ont été réalisés (lié à la prise en compte du devenir dans l'environnement des molécules), depuis le début des années 2000, grâce à l'introduction de concepts de modélisation dans la caractérisation de la toxicité en ACV (Guinée and Heijungs, 1993). Cependant, en ACV, les résultats donnés par l'indicateur de toxicité humaine sont souvent exclus par les praticiens pour un grand nombre de raisons, dont l'une est que les différentes méthodes existantes amènent souvent à des valeurs d'impact beaucoup trop disparates. Ainsi, l'évaluation des catégories d'impact « toxicité » dans les ACV est un sujet de débat en Europe et reste très contestée par les toxicologues. En effet, une grande incertitude est liée aux indicateurs de toxicité, en particulier du fait du très grand nombre de substances ayant potentiellement un impact sur la santé.

1.2 OBJECTIFS DE L'ETUDE

Cette étude a pour objectifs :

- d'apporter une meilleure compréhension de l'enjeu « toxicité humaine » (en ACV et hors ACV) pour un produit par :

- La description des principes méthodologiques de l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS), et l'identification de ses différentes applications,
- Un panorama des différentes méthodes d'évaluation de la toxicité humaine en ACV,
- Une description des modèles ACV sous-jacents (fondement scientifique, périmètre d'application, limites, ...).
- d'étudier les différences entre l'ACV et l'EQRS vis-à-vis de leurs champs d'application, des méthodes et données utilisées et de leurs objectifs respectifs,
- d'identifier les points de convergence et de divergence entre les approches ACV et EQRS et notamment de proposer aux praticiens une piste de complémentarité entre les méthodes étudiées,
- d'inciter les coopérations entre praticiens de l'ACV et de l'EQRS.

1.3 METHODES RETENUES

Comme abordé précédemment, différentes approches d'évaluation de la toxicité humaine ou des risques sanitaires liées à plusieurs réglementations existent et permettent de fournir des éléments d'information sur la toxicité des substances et leurs risques associés sur la santé. L'ACV étant une méthode quantitative d'évaluation des impacts potentiels, une attention particulière a été portée aux méthodes quantitatives utilisées dans d'autres disciplines que l'ACV. Il s'avère que la majorité des approches quantitatives sont basées sur le concept d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) qui consiste à caractériser les dangers d'une substance et l'exposition afin de caractériser les risques pour les individus exposés. Les principales applications réglementaires en France de l'évaluation quantitative des risques sanitaires sont :

- L'évaluation de la sécurité chimique de substances (règlement REACH, phytosanitaires, biocides, cosmétiques, ...),
- L'étude des impacts des émissions de sites industriels (installations classées pour la protection de l'environnement ICPE) ou pollués (sites et sols pollués).

Il existe également plusieurs méthodes qualitatives d'évaluation de la toxicité humaine mais qui ne fournissent pas d'informations sur les risques pour les populations exposées dans la mesure où le danger n'est pas relié à une exposition. Les méthodes principalement utilisées sont :

- les classifications établies par l'Union Européenne ou encore par des organismes nationaux et internationaux sur la base d'une évaluation des données toxicologiques disponibles, par exemple les effets Cancérogènes, Mutagènes et toxiques pour la Reproduction (CMR),
- les classifications déterminées par le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC), par des organismes nationaux ou internationaux (tels que l'Agence Américaine de protection de l'environnement),
- l'utilisation de regroupement de substances et des références croisées (Read-across)².

Il est à noter que les classifications établies par l'Union Européenne, le Centre International de recherche sur le Cancer (CIRC) et les organismes nationaux et internationaux (US EPA) sont basées sur une évaluation des données toxicologiques disponibles issues d'expérimentations animales, d'observations chez l'homme, de méthodes alternatives (*in vitro*, *in silico*, *in chemico*) ou de données épidémiologiques.

Point d'attention :

L'objectif de cette étude est notamment d'analyser quelle complémentarité peut naître entre des approches différentes d'évaluation des impacts sur la santé humaine en s'intéressant à la méthode d'évaluation quantitative des risques sanitaires et la méthode d'évaluation de l'impact « toxicité humaine » de l'ACV.

Il a été choisi de focaliser l'analyse comparative de l'évaluation de l'impact « toxicité humaine » de l'ACV avec la méthode d'EQRS car ces deux approches sont quantitatives et ont un déroulement en plusieurs phases abordant successivement la toxicité des substances et l'exposition des populations.

Cette analyse comparative des méthodologies est ainsi proposée dans la suite du rapport (cf. Chapitre 0) mais il convient de bien garder à l'esprit tout au long de la lecture de ce rapport, qu'il s'agit de méthodologies différentes, utilisant certaines données communes mais dont le traitement est différent et ayant des objectifs initiaux et des conclusions différentes. Cette comparaison méthodologique a donc

² Le Read-across est une approche qui utilise des informations pertinentes sur des substances analogues («substances sources») afin de prévoir les propriétés de substances «cibles».

simplement pour ambition de faciliter l'appropriation de la méthodologie d'EQRS par les praticiens ACV (et inversement de la méthodologie d'ACV par les praticiens de l'EQRS) *via* le recours à certaines analogies. Néanmoins, au regard des différences d'objectif et de méthodologie aucune complémentarité directe ne peut être mis en avant. Seules des perspectives d'utilisation croisée de ces deux approches dans un objectif d'éco-conception seront mis en avant en synthèse de l'étude.

1.4 ELEMENTS DE COMPREHENSION

L'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) est une procédure visant à estimer le risque, pour une personne ou une (sous)population, consécutif à l'exposition à une substance toxique ou un autre agent nocif, prenant en compte à la fois les caractéristiques de l'agent en question (la toxicité d'une substance par exemple) et de la cible spécifique. La démarche EQRS est utilisée dans de nombreuses études, réglementaires ou non, depuis les années 80, et tente de répondre à la question suivante : les émissions dans l'environnement de substances toxiques (ou leur présence suite à des émissions présentes ou passées) peuvent-elles conduire à un niveau de risque sanitaire préoccupant pour les populations exposées ? Les émissions concernées peuvent être issues de sources ponctuelles (telles que les industries), d'une pollution locale, d'une contamination d'eau ou d'aliments, de l'utilisation de produits courants...

L'EQRS contribue à orienter la gestion des risques en identifiant et hiérarchisant les substances, sources, voies d'exposition contribuant au risque. L'EQRS peut être appliquée dans le cadre de l'exposition des travailleurs, des riverains d'installations industrielles, des consommateurs de produits et d'aliments, ... Selon le contexte, les pratiques et outils sont différents mais reposent toujours sur les principes fondateurs de relations doses-effets et de scénarii d'exposition décrivant le continuum source-vecteur-cible.

L'Analyse du Cycle de Vie est née dans les années 1970, où les premières études de ce type ont été réalisées aux États-Unis. Ces premières études n'étaient pas multicritères et portaient sur les deux principales préoccupations des industries à cette décennie : la réduction des consommations des matières premières et de l'énergie consommée. Suite à ces premiers bilans principalement énergétiques, la période de 1970 à 1990 voit fleurir de nombreuses études de ce type avec des approches très différentes d'un point de vue méthodologique. En 1995, un groupe de travail de la SETAC est constitué pour proposer une normalisation de la méthode. Ceci aboutira à la publication des normes ISO 14040 et 14044 qui cadrent la réalisation des ACV.

L'ACV permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels à partir de l'inventaire des flux élémentaires du système étudié. En ACV, on parle d'impacts potentiels (cf. explication dans le paragraphe suivant 1.5).

L'évaluation des impacts en ACV passe par la description d'une chaîne de cause à effet qui débute par un flux élémentaire (prélèvement de ressource ou émission vers l'environnement) pour aboutir aux impacts, appelés « midpoint », puis aux dommages, appelés « endpoint ».

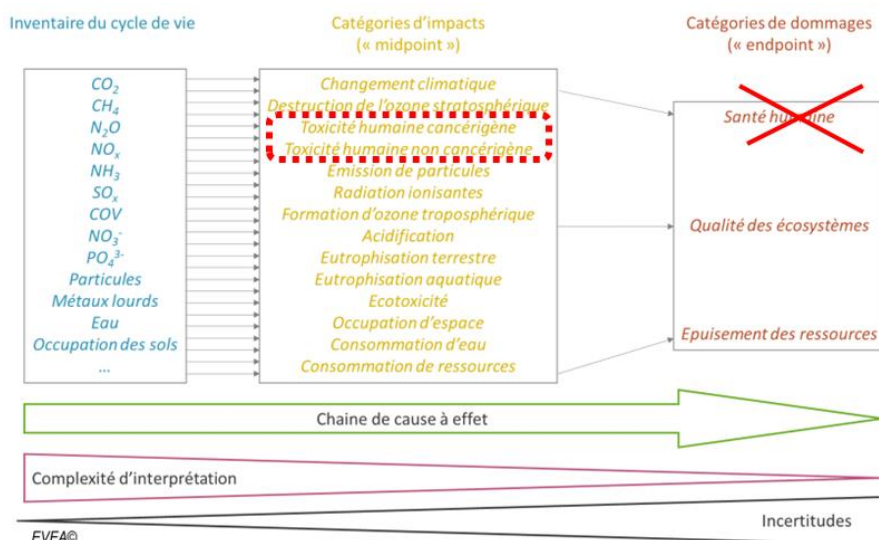


Figure 1 Chaîne de cause à effet en ACV

Dans le cadre de cette étude, l'indicateur ACV d'impact toxicité humaine est approfondi. Cet indicateur ne couvre pas tous les enjeux relatifs au dommage final (endpoint) sur la santé humaine (via les impacts midpoint destruction de la couche d'ozone, émissions de particules fines, radiations ionisantes, ...) mais uniquement la voie d'impact relative à l'émission de substances chimiques toxiques pour l'homme. Le dommage santé humaine ne sera pas étudié dans cette étude (barré sur la figure précédente) puisque l'étude porte sur l'impact toxicité humaine (en midpoint). L'indicateur de dommage sur la santé humaine constitue lui une agrégation de différents indicateurs d'impact tel que la destruction de l'ozone stratosphérique, la toxicité cancérigène et non cancérigène, les émissions de particules, les émissions de radiations ionisantes ou encore la formation d'ozone troposphérique.

Il est donc intéressant de noter qu'en ACV les problématiques sanitaires liées aux émissions de particules sont traitées de manière totalement indépendante de la toxicité cancérigène et non cancérigène des autres émissions de molécules organiques et inorganiques (notamment les métaux). L'agrégation éventuelle ne se fait actuellement que par le passage à une approche d'évaluation de dommages (endpoint) faisant recours à des facteurs de caractérisation issus d'études épidémiologiques (ex : conversion d'une émission de particules en équivalent DALY – Disability Adjusted Life Years).

N.B. Il est important de noter que l'ACV reste une science jeune et en constante évolution. Les indicateurs utilisés et analysés dans le cadre de cette étude représentent l'état de l'art scientifique actuel qui évoluera dans les années à venir. Ce rapport présente ainsi à la fois l'intérêt des indicateurs tels qu'ils sont construits et utilisés de nos jours, mais également les limites et les développements méthodologiques à venir ou nécessaires.

1.5 POINT FONDAMENTAL POUR ECHANGER ENTRE EXPERTS : LA SEMANTIQUE

L'enjeu fondamental lors de la mise en place d'une méthode d'évaluation de la toxicité humaine (terme utilisé en ACV) est celui de la compréhension de la sémantique utilisée par les différents experts. En effet, que ce soit en EQRS ou en ACV plusieurs termes sont utilisés dans le vocabulaire des deux approches mais leur définition d'une approche à une autre peut changer et engendrer des confusions dans les esprits lors de discussions.

La communication qu'elle soit interne ou externe entre différents spécialistes, par exemple ACVistes et évaluateurs de risques, peut amener à certaines incompréhensions selon les termes utilisés.

Ce chapitre a pour objectif d'introduire les principaux termes qui seront utilisés dans la suite du rapport et qui pourraient prêter à confusion.

Que signifie le terme « Impact » ?

En ACV, ce terme désigne l'impact potentiel du système étudié (produit ou service) sur l'ensemble de son cycle de vie. Il reflète donc dans le cas de la toxicité humaine le potentiel d'exposition de l'homme (i.e. la population entière) aux émissions dans l'air, l'eau et le sol via les différentes voies d'exposition directes (inhalation d'air, ingestion de l'eau) ou indirectes (via la nourriture : produits agricoles, viande, poisson) puis le potentiel d'effet une fois la substance ingérée ou inhalée par l'homme. Il ne s'agit donc pas d'une exposition spécifiquement quantifiée selon un scénario local d'émission (comme on peut le faire en EQRS) mais un scénario moyen d'exposition (d'une population moyenne dans un monde moyen) via les différents compartiments environnementaux.

En ACV, il est important de rappeler qu'on parle d'impacts potentiels quel que soit la catégorie d'impact analysée (changement climatique, acidification, eutrophisation, toxicité, écotoxicité, ...). « Potentiel » signifie que la réalisation dépend du fait que l'ensemble des conditions posées par les modèles ACV soit validé. En effet, les impacts en ACV sont calculés grâce à des modèles basés sur des hypothèses et des choix méthodologiques que nous verrons dans la suite du rapport. Ces conditions posées par l'ACV concernent notamment :

- le périmètre temporel : les flux élémentaires sont généralement agrégés dans le temps. Les impacts exprimés par les scores des indicateurs représentent une somme des scores de flux élémentaires qui ont eu lieu des années avant et/ou qui devraient avoir lieu dans le futur,
- le périmètre spatial : les flux élémentaires sont généralement agrégés dans l'espace. Les émissions affectent différentes populations en fonction de là où elles ont lieu or en ACV la localisation géographique d'une émission est actuellement mal prise en compte,
- pluralité des émissions : les effets hors périmètre ne sont pas pris en compte (ex : les émissions simultanées provenant d'un autre produit ou procédé (hors périmètre) ne sont pas connues et affectent pourtant les mêmes populations).

Pour les raisons citées précédemment, les impacts calculés en ACV ne peuvent être considérés comme un calcul d'impact réel sur la santé humaine. Ces impacts potentiels doivent être vus comme des indicateurs de performance qui peuvent être utilisés comme base de

comparaison (ex : comparaison des différentes substances émises pour un même produit à différentes étapes du cycle de vie et ayant des niveaux d'émission très différents, jusqu'à plus de 10 ordres de grandeur entre les émissions les plus importantes en masse et les moins importantes). Ils peuvent également être utilisés dans un but d'amélioration et d'éco-conception d'un produit par exemple par la réduction des émissions de substances toxiques quel que soit le niveau d'émission. Certaines pistes d'éco-conception mis en avant par un praticien d'ACV pourront donc être liées à la suppression d'une émission même si en réalité cette émission est maîtrisée et donc n'engendrant pas un risque avéré. La philosophie étant que le risque est de toute façon réduit à zéro si l'émission est supprimée et que le danger (toxicité de la substance) n'est alors plus présent dans le système analysé.

En EQRS, le terme « impact » désigne l'effet sanitaire, quantifiable en nombre de cas avérés ou suspectés, lié à l'analyse d'un contexte précis d'exposition d'une population donnée (travailleurs, population locale, ...) à une ou plusieurs sources d'émissions bien définies.

Pour résumer, on parle d'impacts potentiels en ACV : ces indicateurs sont des indicateurs de performance relative (à but comparatif). En EQRS, les impacts ont une fonction prédictive des effets réels d'un système à l'origine d'émissions.

Que signifie le terme « Exposition » ?

En ACV, la population exposée regroupe l'ensemble des habitants de la planète (parfois sur plusieurs générations selon la durée du cycle de vie du produit) alors qu'en EQRS la population exposée est une population cible bien plus restreinte, par exemple il peut s'agir des travailleurs d'une usine, de la population locale autour de cette usine ou encore du consommateur final (par exemple exposition directe d'un consommateur de produits détergents ou cosmétiques).

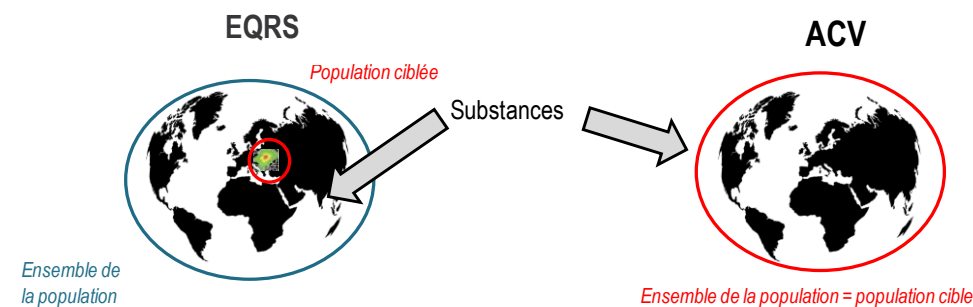


Figure 2 Différentes cibles de population exposée

Que signifie l'expression « Modèle de devenir dans l'environnement » ?

En ACV, on étudie la répartition moyenne des substances chimiques dans un monde « moyen » qui sert de modèle. Dans ce modèle, des compartiments d'émission génériques sont considérés afin de représenter le devenir des substances (ex : émission dans l'air urbain quel que soit la ville considérée et ce en prenant en compte dans le modèle une population moyenne des villes).

L'ACV s'intéresse aux questions de performance environnementale dans l'absolu, au-delà de certaines spécificités locales qui peuvent aggraver ou atténuer cet impact potentiel moyen calculé. L'ensemble des substances émises est soumis aux mêmes conditions (même monde moyen). Il est possible d'utiliser des modèles spatialisés qui prennent en compte les spécificités locales et qui calculent ainsi des facteurs de caractérisation à l'échelle régionale. En apportant la finesse spatiale des émissions, il devient alors possible de considérer la variabilité spatiale et donc de réduire sa contribution à l'incertitude globale du résultat. Dans la pratique, cette spatialisation n'est pas encore mise en place dans la plupart des logiciels ACV. Seul le logiciel openLCA permet ce genre d'analyse spatialisée. Les inventaires de cycle de vie génériques utilisés en ACV (ex : base de données Ecoinvent), ne disposent quant à eux pas d'informations sur la localisation des émissions, ce qui ne permet pas à court terme d'envisager un déploiement de ces approches spatialisées sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

En EQRS, on étudie la répartition spécifique : on observe le niveau d'exposition de la population cible en fonction du contexte local. Dans le cas d'une émission dans une ville, on considérera donc de manière spécifique la population de cette ville en particulier.

Que signifie le terme « Emissions à long terme » ?

En ACV le terme « émissions à long terme » désigne des émissions ayant lieu à un horizon supérieur à 100 ans alors qu'en EQRS ce terme désigne une exposition d'une durée supérieure à un an (et qui peut s'étendre jusqu'à la durée de vie d'un homme).



MESSAGE CLÉ

Les objectifs de cette étude sont :

- de comparer les différences méthodologiques de l'ACV et de l'EQRS afin de mieux en comprendre les avantages et limites respectives,
- d'améliorer l'appropriation respective des méthodes par les praticiens d'ACV et d'EQRS afin notamment de favoriser les échanges,
- d'identifier quelques perspectives de complémentarité des deux approches.

2 COMPARAISON DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE ET DE L'EVALUATION QUANTITATIVE DE RISQUES SANITAIRES



OBJECTIF

Ce chapitre a pour but de présenter les deux approches d'évaluation qui ont été retenues. Après une brève introduction des deux méthodologies, ces dernières sont abordées étape par étape afin de décrire et de comparer leur déroulement et les nuances méthodologiques.

2.1 PRESENTATION DES DEUX METHODOLOGIES

2.1.1 METHODOLOGIE GENERALE DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

DEFINITION

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil d'évaluation des impacts sur l'environnement d'un système incluant l'ensemble des activités liées à un produit ou à un service, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie et le traitement final des déchets.

L'ACV est une approche :

- globale,
- multicritère,
- quantitative.

L'APPROCHE CYCLE DE VIE

L'une des caractéristiques de l'ACV est son approche cycle de vie, c'est-à-dire que l'étude porte sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit de l'extraction des matières premières à la fin de vie en passant par les phases de distribution et d'utilisation (cf. Figure 2).

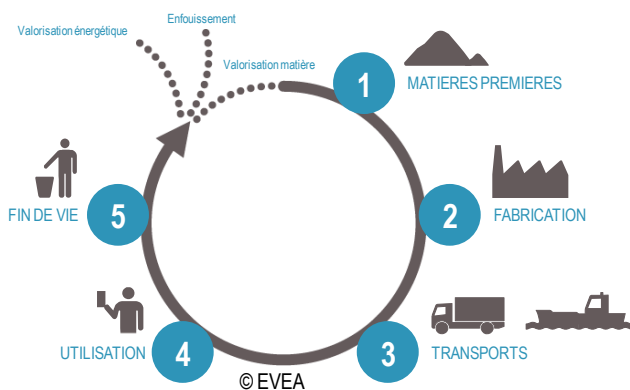


Figure 3 Approche cycle de vie

Evaluation de la toxicité humaine en ACV

Cette approche cycle de vie permet de quantifier les transferts de pollution entre étapes du cycle de vie.

L'APPROCHE MULTICRITERE

L'ACV est une approche multicritère, c'est-à-dire qu'elle étudie les impacts environnementaux sur plusieurs catégories d'impacts (en principe l'ensemble des problématiques environnementales pertinentes du produit considéré) et pas uniquement sur le changement climatique comme le propose le Bilan Carbone par exemple. En fonction des secteurs étudiés certaines catégories d'impacts seront plus ou moins pertinentes à prendre en compte. Par exemple dans le domaine agricole, les substances émises dans l'eau et dans l'air lors de l'amont agricole peuvent avoir elles-mêmes un impact sur un ou plusieurs indicateurs (ex : N_2O sur le changement climatique, NO_3^- sur l'eutrophisation, NH_3 et NO_x sur l'acidification et l'eutrophisation). Cette approche multicritère permet d'éviter le transfert de pollution entre catégories d'impacts.

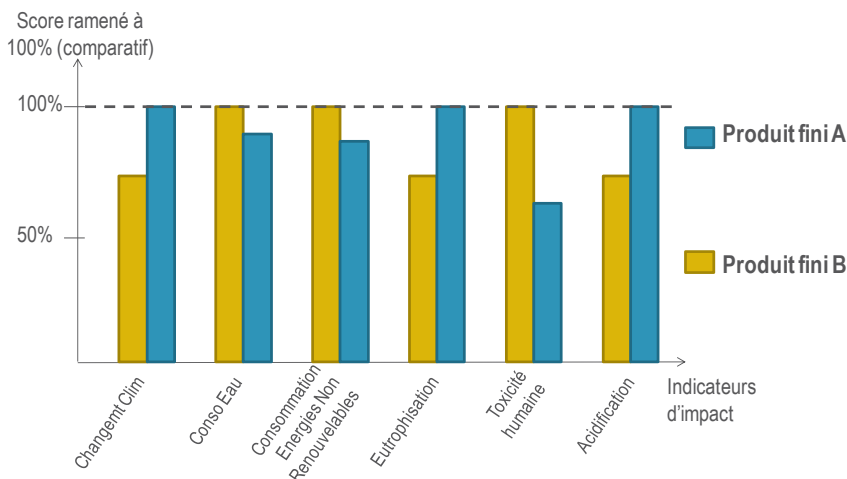


Figure 4 Illustration de la notion multicritère de l'ACV

LA DEMARCHE ACV

La démarche de l'ACV selon les normes ISO est définie en 4 étapes :

- la définition du cadre de l'étude et des objectifs : on définit alors le système à étudier, l'unité fonctionnelle, le périmètre, les indicateurs d'impact...,
- la collecte de données, c'est-à-dire de données spécifiques au système étudié généralement issues d'une collecte de données dédiée,
- l'évaluation des impacts par la modélisation du système dans un logiciel dédié à l'ACV,
- l'interprétation des résultats qui permet d'identifier les verrous du système et de proposer d'éventuelles améliorations pour réduire l'empreinte environnementale.

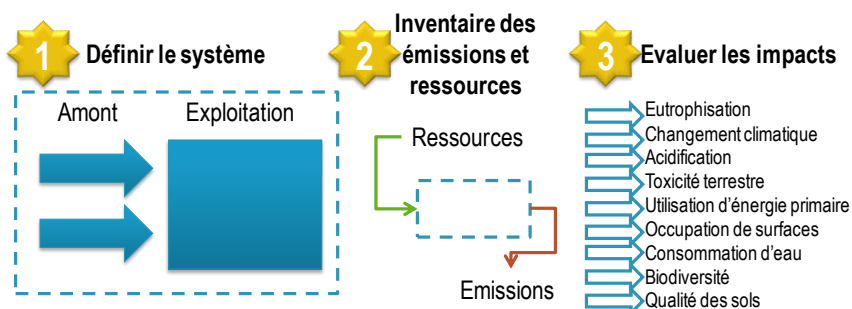


Figure 5 Les grandes étapes de l'ACV

2.1.2 METHODOLOGIE GENERALE DE L'EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES

La démarche d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) a été développée par l'Académie des Sciences américaine au début des années 80³. Elle a été reprise notamment au niveau de l'Union Européenne et en France (cf. 2.1.2 § *Contextes d'application réglementaires*) pour l'évaluation réglementaire des risques sanitaires liés à l'exposition à des substances toxiques. L'évaluation des risques liés aux substances chimiques pour la santé prévoit quatre étapes :

1. l'identification des dangers,
2. l'évaluation de la relation dose-réponse,
3. l'évaluation de l'exposition,
4. la caractérisation des risques.

L'élément d'interface qui représente le lien entre l'exposition à une substance et la toxicité de cette substance est la relation dose-réponse (cf. 2.3.2 § *Indicateurs quantitatifs*) qui permet de calculer des indicateurs de risques à partir des doses ou concentrations d'exposition calculées pour les scénarios définis.

Cette démarche s'applique toujours dans un cadre (cf. 2.1.2 § *Cadres des évaluations des risques* et ANNEXE 2 : Compléments sur les méthodes d'évaluation de la santé humaine) défini par les substances, les sources, les contextes d'exposition et les cibles considérées dans l'évaluation. Ce cadre est primordial pour l'identification des dangers et la description des scénarios d'exposition.

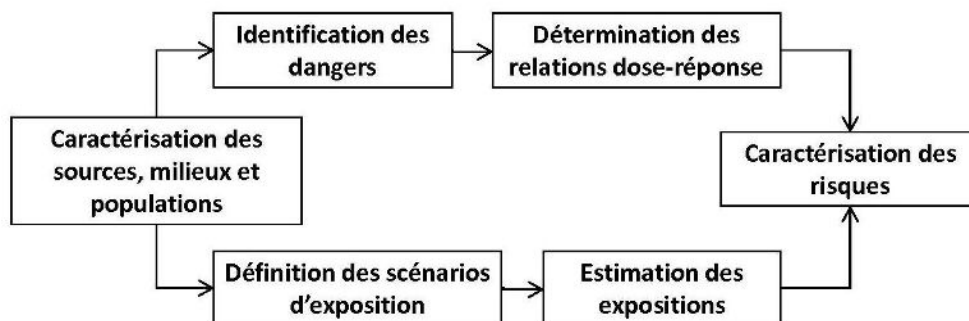


Figure 6 Schéma de principe de l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS)

CADRES DES EVALUATIONS QUANTITATIVES DES RISQUES SANITAIRES

Les évaluations de risques sanitaires peuvent être menées dans différents **contextes d'exposition** (cf. ANNEXE 2 : Compléments sur les méthodes d'évaluation de la santé humaine), qui vont conditionner leurs périmètres, ainsi que les moyens mis en œuvre. Ces contextes peuvent être catégorisés comme suit :

EXPOSITION LORS DE LA FABRICATION OU DE L'UTILISATION D'UNE SUBSTANCE

➤ Réglementations REACh, biocides, pesticides, cosmétiques, médicaments...

Ces évaluations, spécifiques à une substance, sont faites dans le cadre de dossiers d'enregistrement ou d'autorisation des substances et/ou des produits. L'objectif est d'évaluer les risques chimiques liés à la fabrication et/ou à l'utilisation de substance ou de produits les contenant. Une même substance peut entrer dans plusieurs cadres réglementaires en fonction de ses usages. Par exemple, un insecticide sera évalué dans le cadre de la réglementation des biocides s'il est employé dans des produits à usage domestique, et dans le cadre de la réglementation sur les produits phytopharmaceutiques pour des usages agricoles.

Les expositions évaluées concernent principalement les personnes en contact direct c'est-à-dire fabricant ou utilisant la substance en question, ou les produits et les articles qui en sont constitués. L'exposition des autres personnes, sur les lieux d'utilisation ou via l'environnement, est également demandée par les réglementations REACh, biocides et pesticides. En revanche, tel que précisé dans le tableau de synthèse des méthodes d'évaluation, les réglementations sur les produits biocides ou phytopharmaceutiques ne considèrent pas les étapes de fabrication de ces produits. Le périmètre géographique de l'évaluation est donc d'abord les lieux de fabrication ou

³ National Research Council. 1983. *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*.

d'utilisation de la substance. L'environnement régional (après émissions dans l'air ou l'eau puis dispersion et transferts) peut être considéré, selon les cas.

Pour REACH, le cycle de vie du produit est considéré : fabrication, formulation, utilisations et éventuellement traitement des déchets. Ainsi, l'ensemble des utilisations du produit est considéré dans le dossier d'enregistrement qui reflète toutes les usages dans la mesure où les déclarants d'une même substance doivent se regrouper au sein d'un forum d'échange de données et réaliser une soumission conjointe de leur dossier d'enregistrement. Si une utilisation n'est pas prévue dans le dossier d'enregistrement (usage non déclaré), l'évaluation devra être faite par l'utilisateur. Pour les réglementations spécifiques (biocides, cosmétiques...), seules les utilisations couvertes par la réglementation sont couvertes. Une évaluation par déclarant, par usage et par produit est réalisée. De plus, chaque déclarant (fabriquant ou importateur d'une substance ou d'un produit) évalue les risques pour ses propres sites et les usages qu'il défend, et non pas pour tous les sites et usages.

Les méthodes d'évaluations sont propres à chaque réglementation. Les expositions sont en général estimées à l'aide de modèles avec des paramètres par défaut (approche de niveau 1), mais l'évaluation peut être affinée notamment en prenant en compte des mesures de gestion des risques (qui seront alors recommandées dans les fiches de données de sécurité) (approche de niveau 2). Des données mesurées peuvent également être utilisées (approche de niveau 3). Les relations doses-réponses sont déterminées pour chaque cadre selon des guides spécifiques (DNEL et DMEL pour REACH par exemple).

➤ Programmes nationaux ou internationaux d'évaluation des substances

Les programmes nationaux ou internationaux (ex-programmes européens d'évaluation des substances existantes et nouvelles, programmes canadiens d'évaluation des substances chimiques, Programme International pour la Sécurité des produits Chimiques (IPCS, sous l'égide de l'OMS), études de l'ANSES pour l'évaluation des risques dans les milieux intérieurs ou par l'alimentation...) visent à évaluer les risques pour une substance pour l'ensemble de son cycle de vie, de ses utilisations, des voies d'expositions, pour les travailleurs et la population générale (utilisateurs ou via l'environnement). Ainsi, ces rapports évaluent le plus souvent les risques à la fois pour les travailleurs, les utilisateurs et pour la population générale du fait de la présence des substances dans les milieux, quelles que soient les sources les émettant. Ces organismes ont des méthodes analogues pour élaborer leurs VTR. Les pratiques et outils sont propres à chaque programme, mais toutes suivent les principes de l'évaluation quantitative des risques sanitaires, avec la détermination de relations dose-réponse et de niveaux d'exposition.

EXPOSITION DES POPULATIONS A PROXIMITE D'UNE SOURCE

➤ Etudes d'impact des installations industrielles (ICPE), plans de gestion des sites pollués

Ces évaluations portent sur un ensemble de substances émises par une source donnée : installation industrielle ou site pollué. Le cadre réglementaire est celui sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et sur les Sites et Sols Pollués (SSP), dans le Code de l'environnement.

Les cibles sont la population générale dans l'environnement de la source ou pour le site réaménagé. Le périmètre est donc local, spécifique à chaque source. **Le risque cumulé multi-substances est évalué, par additivité.**

Des guides spécifiques décrivent la méthode à employer, qui est globalement la même. L'exposition est estimée à partir de modélisation (plutôt pour les ICPE) ou de mesures (plutôt pour les sites pollués) et de scénarios adaptés au contexte de chaque site (populations et usages). Les relations doses-réponses utilisées sont les VTR construites par des organismes de référence et disponibles en ligne.

EXPOSITION LIEE A UNE SITUATION LOCALE IMPLIQUANT PLUSIEURS SOURCES

➤ Etudes de zone

La méthode des études de zone est la même que pour les évaluations autour des ICPE ou des sites pollués, combinant interprétation de l'état des milieux et évaluation quantitative des risques sanitaires. La différence est que l'étude porte sur l'ensemble des sources (industries, routes, chauffage...) au sein d'un territoire délimité. Celui-ci est choisi du fait de la concentration de sources (zones industrielles par ex) et de populations, avec une dimension de l'ordre de 100 km².

L'exposition est estimée à partir de concentrations mesurées dans les milieux (air, sol, eau...) et de scénarios d'exposition adaptés aux usages constatés. L'évaluation est donc multi-sources et multi-substances. Toutefois, les sources extérieures à la zone (alimentation non produite localement par exemple), ainsi que l'exposition au travail, ne sont pas considérées.

➤ Etude Alimentation Totale (EAT)

Les études alimentations totales, menées par l'AFSSA puis l'ANSES, sont un exemple d'évaluation quantitative des risques sanitaires portant sur l'ensemble de la population française, pour de nombreuses substances, et pour une voie d'exposition spécifique : la consommation d'aliments. Elles s'appuient sur une base de données de mesures de polluants toxiques dans les aliments du commerce. Ensuite, l'exposition moyenne de la population est calculée pour des scénarios génériques de consommation. La dose ainsi calculée est enfin comparée aux relations dose-réponse pour calculer des indicateurs de risque.

Ces études, bien qu'étudiant plusieurs substances, n'évaluent pas les effets cumulés de plusieurs substances.

2.2 ETAPE 1 : DEFINITION DU SYSTEME ET INVENTAIRE VERSUS IDENTIFICATION DES DANGERS ET SCENARIOS D'EXPOSITION

Il est possible de faire un parallèle entre la première et seconde étape de l'ACV (Définition du système et inventaire) avec les étapes de l'EQRs d'identification des dangers et de définition des scénarios d'exposition.

2.2.1 DEFINITION DES SUBSTANCES PRISES EN COMPTE

L'ACV prend en compte l'ensemble du cycle de vie du produit étudié. Le périmètre de l'étude porte sur plusieurs étapes : allant de l'extraction des matières premières à la fin de vie en passant par la fabrication et l'utilisation du produit. L'inventaire des substances doit donc être réalisé sur ce périmètre global. Dans les logiciels ACV utilisés, les bases de données permettent d'avoir pour chaque matière première ou procédé les flux entrants et sortants. Ces derniers peuvent être des prélèvements dans la nature ou des émissions dans l'air, l'eau ou le sol. Ces données sont appelées données génériques car non spécifiques du système étudié (ex : 1 kWh d'électricité française moyenne tension). A cela sont ajoutées des émissions collectées spécifiquement par le praticien ACV sur le système à l'étude (ex : émissions de solvants dans l'air à une étape d'extraction).

C'est ainsi que pour un cycle de vie complet de produit l'inventaire en ACV va porter sur des **milliers de substances émises** sur l'ensemble du cycle de vie, dont certaines sont spécifiques et d'autres génériques. Cependant, il est important de garder à l'esprit qu'en ACV les modèles sont aujourd'hui peu adaptés pour caractériser les impacts des métaux, organométalliques (e.g. biocides pesticides...), substances ioniques et amphiphiles (e.g. savons, lessives...)⁴. Cette incertitude est notamment liée :

- à la mauvaise adéquation des modèles de devenir dans l'environnement pour les molécules ioniques et amphiphiles
- à la mauvaise prise en compte des phénomènes de spéciation et de biodisponibilité pour les substances organiques et organométalliques

Les enjeux environnementaux mis en exergue par l'ACV peuvent donc parfois (et même régulièrement) porter sur des étapes en amont ou en aval du système sur lequel a été réalisé la collecte de données spécifique (ex : impact environnemental pour l'extraction d'une ressource, la production de l'électricité ou l'incinération des déchets en fin de vie).

En EQRs, le périmètre est limité soit :

- **à une substance** (dossiers REACH par exemple), auquel cas l'ensemble du cycle de vie de la substance peut être considéré (dans la limite du cadre réglementaire) mais l'évaluation exclut les autres substances générées ;
- **à une source ou un ensemble de sources** (dossiers ICPE par exemple), ce qui correspondrait en ACV à une étape du cycle de vie (fabrication ou utilisation d'un produit), en considérant l'ensemble des substances émises par celle(s)-ci.

Si l'évaluation n'est pas spécifique à une substance identifiée, le nombre de substances prises en compte dans une étude EQRs est en général de l'ordre d'une dizaine de substances. Le nombre de substances considérées est aussi limité par la disponibilité des relations dose-réponse : les bases fournissant les valeurs toxicologiques de référence contiennent quelques centaines de substances (568 substances évaluées dans la base IRIS de l'US-EPA par exemple).

Remarque sur la prise en compte de la toxicité des substances organiques et des métaux :

Lors d'une évaluation comparative ACV de la toxicité d'un produit ou d'un procédé, il est important de porter une attention particulière au caractère spécifique que peut présenter une méthode sur un type de substance donné. En effet, certaines méthodes ACV traitent de façon plus précise la toxicité des substances organiques et d'autres de façon plus précise celles des métaux.

Aujourd'hui, la méthode USEtox qualifie la qualité de certaines données utilisées pour la construction du modèle. En effet, les facteurs de caractérisation classés « intérim » concernent les substances de type inorganiques, ioniques ou amphiphiles, métaux et organométalliques et indiquent que le modèle leur est peu approprié.

⁴ USEtox user manual, février 2010

La comparaison de la toxicité des molécules organiques avec des métaux ou organométallique reste à l'heure actuelle une grosse limite en ACV car elle pose des problématiques plus importantes que la comparaison de molécules organiques entre elles ou de métaux entre eux. Certains travaux de recherche visent à concilier la comparaison entre ces deux familles de molécules mais à l'heure actuelle rien n'est abouti à ce sujet (cf. partie 2.5.1).

Aujourd'hui, avec une méthode ACV d'évaluation de la toxicité humaine comme USEtox, le praticien réalisant une comparaison de produits ou procédés présentant une différence de types de substances toxiques dans leurs inventaires doit impérativement :

- approfondir la connaissance de l'inventaire en détaillant les substances prises en compte et en repérant les voies d'exposition réelles (travailleurs, consommateurs finaux...) afin d'émettre un avis sur la qualité de prise en compte des substances concernées. Le praticien ACV a donc un rôle clé à jouer dans l'interprétation des résultats et évaluant de manière qualitative les enjeux que l'on peut attendre des émissions qui sont inventoriées.
- ne conclure que lorsque la différence d'impact toxique entre deux alternatives est supérieure à un facteur 100, voire 1 000, visible en échelle logarithmique. Cela signifie que si les différences entre deux systèmes sont de plus grandes qu'un facteur 1 000 voire 10 000, le praticien ACV peut alors avoir des conclusions robustes (dans la limite de l'état de nos connaissances scientifiques). Malheureusement, cette configuration est relativement rare en ACV car nécessite de très grandes différences d'inventaires.

2.2.2 ECHELLE SPATIALE ET TEMPORELLE

Comme expliqué précédemment, le périmètre de l'ACV est très global (cycle de vie complet). Les logiciels et bases de données actuels en ACV limitent le praticien dans la finesse de caractérisation des émissions. Suite à ces contraintes, l'approche standard est de ne pas caractériser l'échelle spatio-temporelle de l'émission (lieu et date de l'émission). Les données d'émissions sont donc, en général, toutes agrégées sans tenir compte de la localité ni de la temporalité. Il est à noter que cette agrégation sous forme de somme des émissions sur l'ensemble du cycle de vie est possible en ACV puisque le modèle de dose-réponse est considéré comme linéaire. En ACV, sommer les émissions à chaque étape ou les sommer sur l'ensemble du cycle de vie du produit aboutit donc au même résultat.

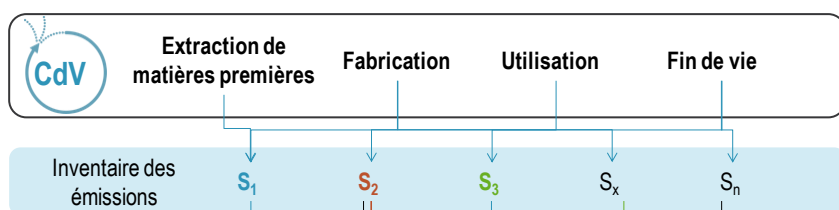


Figure 7 Compilation des émissions de substances sur l'ensemble des étapes du cycle de vie

L'hypothèse de linéarité pour l'indicateur de toxicité humaine s'explique en 3 points :

- 1) nécessaire car l'exposition historique est inconnue pour les milliers de substances potentiellement émises partout sur la planète : on ne veut conserver que l'impact marginal (ce qui est engendré par le surplus de la substance émise) et non l'impact absolu,
- 2) en ACV, le principe de linéarité de l'impact est utilisé pour l'ensemble des autres indicateurs d'impact,
- 3) l'impact pour une unité de produit doit être un millième de celle de mille unités du même produit. En évaluant un produit moyen ou générique il n'est pas possible ni utile de calculer un impact potentiel différent pour le premier et le millième produit, ce qui serait la conséquence d'introduire des non-linéarités. L'hypothèse de linéarité est donc justifiée par le caractère moyen du résultat.

N.B. Il est important de distinguer les limites de la méthode ACV en soi et les limites engendrées par la pratique (temps et ressources limités). En principe, l'ACV serait capable de considérer des spécificités locales, mais ceci est limité dû aux contraintes citées précédemment (logiciels et bases de données).

En EQRS, l'échelle spatio-temporelle est caractérisée par les scénarios d'exposition spécifiques à la source et aux populations étudiées. Selon la réglementation REACh, le scénario d'exposition est « l'ensemble des conditions, y compris les conditions de fonctionnement et les mesures de gestion des risques, décrivant la manière dont une substance est fabriquée ou utilisée pendant son cycle de vie et la manière dont le fabricant ou l'importateur contrôle ou recommande aux utilisateurs en aval de contrôler l'exposition de l'être humain et de l'environnement. » Si les différentes phases du cycle de vie sont prises en compte, l'évaluation des risques est faite séparément pour chaque étape de fabrication ou d'utilisation. L'impact des différentes étapes ne sera additionné que si les mêmes individus peuvent être exposés, par exemple une personne utilisant un produit au travail et également à la maison.

Dans les études d'impact des ICPE ou de sites pollués, les scénarios d'exposition peuvent être représentés dans un schéma conceptuel (voir figure suivante). Le cadre de l'étude est délimité par la zone d'impact définie autour de la source identifiée.

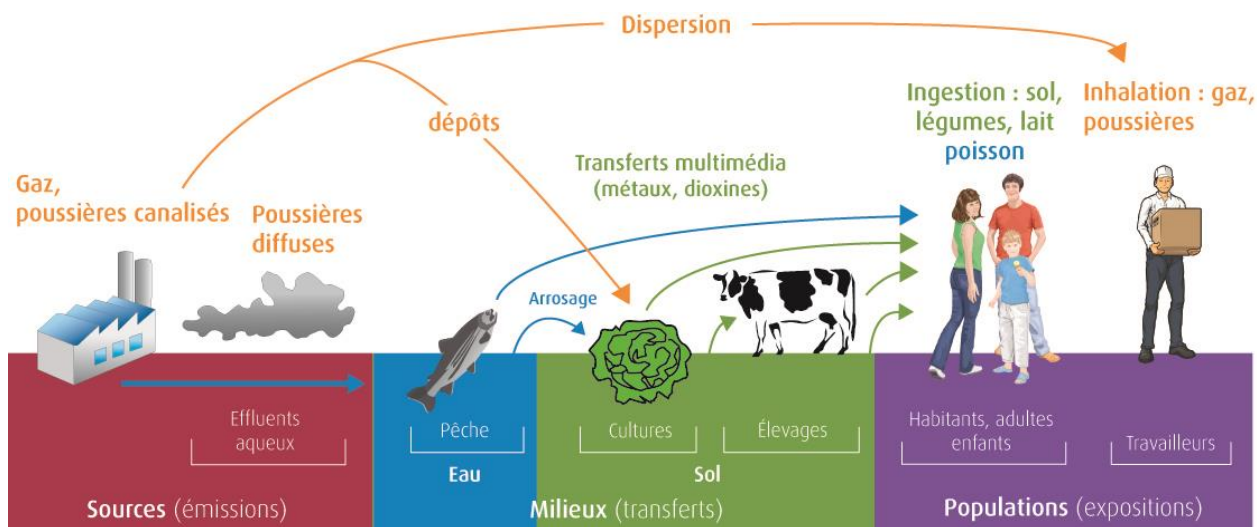


Figure 8 : exemple de schéma conceptuel autour d'une source industrielle (Guide « Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées, INERIS 2013)

2.2.3 RESUME

Une étude ACV, de par son périmètre global (cycle de vie complet), couvre une population générique (moyennée) alors qu'une étude EQRS couvre des individus (fictifs ou réels) spécifiques. Cette différence de périmètre a des conséquences directes sur les choix de modélisation des deux approches. En ACV afin de réaliser un modèle adapté au grand nombre de substances prises en compte, des hypothèses simplificatrices sont posées, et un grand nombre de données est nécessaire.

L'EQRS nécessite la description de scénarios d'exposition spécifiques au site ou au produit objet de l'évaluation, des conditions d'émission et des populations cibles.

En ACV l'indicateur ne prend pas en compte la façon dont la substance est émise ni quelles populations y sont exposées, contrairement aux EQRS.

La non prise en compte de l'échelle spatio-temporelle en ACV engendre le fait que les propriétés physico-chimiques (capacité à migrer dans l'environnement, biodégradabilité, bioaccumulation, ...) et toxicologiques (toxicité intrinsèque de la molécule) de la substance prévalent sur les paramètres géographiques et temporels de l'émission. La diversité des paramètres spatiaux (climats, nature de sols...) n'entre donc pas en jeu sur l'effet sur la population. Néanmoins, il est à nouveau important de distinguer ce qui relève de la méthodologie ACV et de la pratique actuelle. Certaines méthodes proposent maintenant la prise en compte des spécificités de zones d'échelle subcontinentale (USEtox 2.0) et à l'échelle des bassins versants (IMPACT North America). La méthode USES-LCA (CML et ReCiPe) couvre les zones climatiques.

2.3 ETAPE 2 : ANALYSE DE L'IMPACT VERSUS DETERMINATION DE LA RELATION DOSE-REPONSE

2.3.1 L'ANALYSE DE L'IMPACT EN ACV

LES MODELES ACV ET LEURS INCERTITUDES

Les catégories d'impact sur la toxicité humaine en ACV relèvent le défi de caractériser des milliers de substances chimiques⁵. Certains modèles de toxicité humaine ACV couvrent actuellement plus de 1000 substances, un nombre qui augmentera de façon significative dans les années à venir.

⁵Le registre CAS contient plus de 103 millions de substances organiques et inorganiques (www.cas.org/about-cas/cas-fact-sheets) dont environ 100 000 substances ayant une importance commerciale non négligeable comme reflété par les plus de 90 000 substances enregistrées par l'ECHA (http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_databases/esis): REACh et CLP.

A noter que le nombre de substances d'importance industrielle (production/importation de grands volumes) peut être estimé à plus de 100 000 en se basant sur le registre de REACH ou d'autres bases de données industrielles d'ingrédients chimiques. Ceci dit, les catégories de toxicité en ACV sont les seules à devoir traiter et distinguer un aussi grand nombre de flux élémentaires. En comparaison, les catégories plus classiques comme le changement climatique, l'eutrophisation ou l'acidification concernent entre 10 et 50 flux élémentaires différents.

Bien que l'incertitude du modèle de caractérisation pour une substance donnée a tendance à être diminuée par des efforts de recherche (amélioration des modèles de devenir, adaptation aux molécules amphiphiles, métalliques, ...), une stagnation de l'incertitude de l'indicateur de toxicité humaine semble le plus probable dû à l'augmentation continue et nécessaire du nombre de substances caractérisées avec le même modèle (obligatoire pour des raisons de cohérence). Le niveau d'incertitude des modèles de caractérisation de la toxicité humaine est donc à intégrer lors de l'interprétation et de la prise de décision et n'est pas une justification valable pour exclure cet indicateur d'une étude ACV en se référant à une argumentation erronée sur l'immaturité des modèles (notamment dans le contexte d'une revue critique selon ISO 14040/14044).

Cependant, il est important de garder à l'esprit que malgré leur incertitude, les résultats sur l'indicateur toxicité humaine peuvent mener à une interprétation intéressante. L'incertitude pour les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine est élevée : 2 à 3 ordres de grandeur, mais bien plus faible que les 14 ou 15 ordres de grandeur de variation entre les facteurs de caractérisation des différentes substances (Rosenbaum et al. (2008)). Les facteurs de caractérisation peuvent donc permettre au praticien ACV d'identifier les 10 à 20 substances chimiques les plus importantes (contribuant à plus de 95% du score d'impact) pour une application donnée, et ainsi mettre de côté les plusieurs centaines de substances dont l'impact n'est pas significatif. Une substance est considérée comme plus ou moins contributrice pour un système donné en fonction des critères suivants : sa quantité émise, sa bioaccumulation (organismes et chaîne trophique), sa persistance, sa mobilité, sa toxicité.

Une molécule intrinsèquement très toxique peut donc se retrouver comme peu préoccupante si la quantité émise est très faible (au regard des autres polluants émis par le système) ou si l'exposition humaine est faible du fait de sa faible mobilité ou de sa forte biodégradation dans les compartiments environnementaux par lesquels elle va transiter. Par ailleurs une molécule relativement peu toxique peut être identifiée comme très préoccupante si elle est émise en très grande quantité et présente une persistance élevée dans l'environnement. Dit d'une autre façon, l'incertitude de l'impact toxicité ne permet pas de classer entre elles les 10 à 20 émissions toxiques les plus impactantes pour une application donnée. Cependant une distinction pourra être faite entre ces substances les plus importantes et les centaines d'autres ayant peu d'impacts. Un exemple d'application est présenté en partie 3.1.

L'interprétation des résultats doit se faire en prenant en compte les incertitudes de la méthode qui reflètent l'état actuel des connaissances scientifiques en ACV. Par ailleurs, pour une meilleure interprétation et pour éviter la surinterprétation des faibles différences qui pourraient paraître importantes sur une échelle linéaire, les développeurs de USEtox recommandent de présenter les résultats d'indicateurs de toxicité systématiquement sous forme d'échelle logarithmique lors de comparaison de scénarios ou de contribution de substances afin d'atténuer de manière visuelle cette incertitude. Autrement dit, lorsqu'une différence d'impact toxique entre deux alternatives n'est pas visible en échelle logarithmique, elle n'est pas considérée comme suffisamment grande par rapport à l'incertitude de plusieurs ordres de grandeur, et n'a donc pas d'importance : les deux alternatives sont considérées comme ayant le même impact sur l'indicateur toxicité humaine. Une différence au-delà d'un facteur 100, voir 1000, est considérée comme une véritable différence en impact toxique entre deux alternatives, et ceci est visible en échelle logarithmique.

CADRE MÉTHODOLOGIQUE DE LA TOXICITÉ HUMAINE EN ACV

La caractérisation en ACV suit la chaîne de cause à effet à partir de l'émission d'une substance.

L'émission est toujours considérée via un compartiment. Les impacts d'une substance rejetée dans un compartiment de l'environnement (air, eau, sol) sont exprimés à l'aide de facteurs de caractérisation (CF).

Le facteur de caractérisation se construit généralement par le produit de trois composantes :

$$CF_{\text{impact, substance } i, \text{compartiment } j} = FF.XF.EF$$

Où FF : fate factor ou facteur de devenir,
XF : exposure factor ou facteur d'exposition,
EF : effect factor ou facteur d'effet

Le facteur de devenir représente le temps de résidence (présence) moyen de la substance dans le compartiment environnemental (en jours, en heures ou en secondes selon le modèle choisi), ce facteur sera d'autant plus important que la substance est persistante et peu mobile. Le facteur d'exposition pour la toxicité humaine représente la part de substance potentiellement ingérée *via* l'alimentation (par différentes voies d'exposition comme l'eau potable, viande, lait, poisson, ou fruits et légumes) ou inhalé par la population. Enfin, le facteur d'effet représente l'impact de la substance une fois intégrée dans le corps humain *via* la relation dose-réponse en général basée sur les ED50⁶. La source des données pour le calcul du ED50 est présenté par la suite en partie 2.6.2.

Pour la toxicité humaine, le facteur de caractérisation midpoint est exprimé en morbidité (nombre de maladies dans toute la population) par kg de substance émise. En endpoint le facteur de caractérisation est donné en année de vie affectés ou perdues (DALY – Disability Adjusted Life Years).

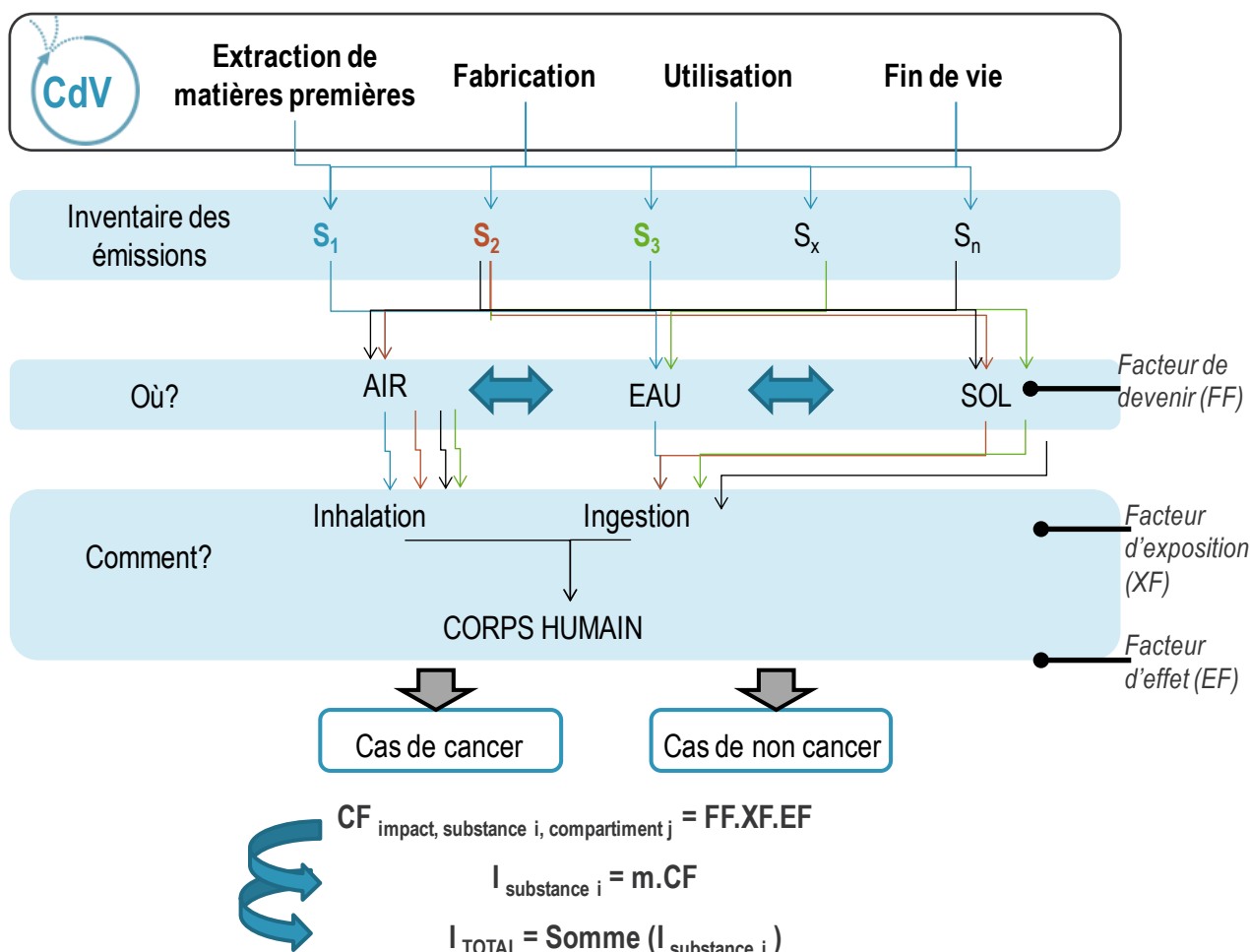


Figure 9 Principe calculatoire de l'impact toxicité en ACV

LES METHODES D'EVALUATION DE LA TOXICITE HUMAINE EN ACV

En ACV, les méthodes d'impact de toxicité sont nombreuses. Selon les méthodes, des choix méthodologiques très différents peuvent avoir été suivis et engendrer des différences importantes. Une description générale des principales méthodes est proposée dans le tableau suivant. Chaque méthode est décrite de manière plus détaillée par une fiche méthodologique (cf. ANNEXE 3 : 4 Fiches méthodologiques des modèles ACV) afin de permettre au praticien de mieux connaître les tenants et aboutissants de chaque méthode (exemple : choix d'inventaires de substance...).

⁶ Dose effet affectant 50% d'individus testés

La méthode ILCD est issue d'une analyse fondée sur des critères définis par la commission européenne (JRC) de différentes méthodes d'ACV en vue de guider les praticiens vers des « best practices » par catégorie d'impact. La méthode ILCD présente les catégories d'impacts retenues par la commission européenne en 2011, le modèle USEtox a été retenu pour l'indicateur toxicité humaine.

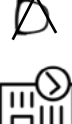
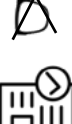
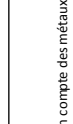
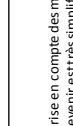
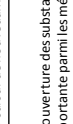
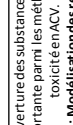
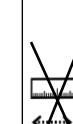
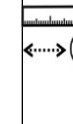
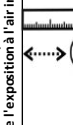
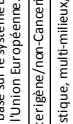
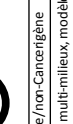
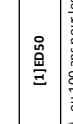
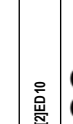
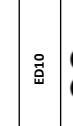
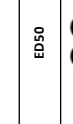
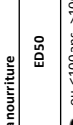
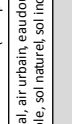
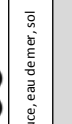
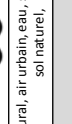
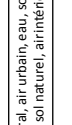
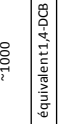
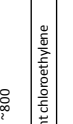
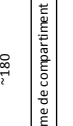
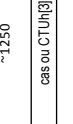
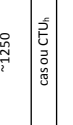
La méthode ReCiPe est une évolution des méthodes Ecoindicator 99 et CML-IA et utilise le modèle de toxicité humaine USES-LCA 2.0. IMPACT 2002+ (IMPact Assessment of Chemical Toxics) est quant à elle une méthode développée par l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) qui a pour particularité d'avoir développée son propre modèle d'évaluation de la toxicité humaine et de l'éco-toxicité⁷.

L'ILCD, ReCiPe et IMPACT 2002+ sont basés sur des modèles similaires qui représentent un modèle mécaniste complet basé sur la description du devenir, l'exposition, l'effet et la sévérité des effets de la substance.

EDIP 2003 est une approche simplifiée qui propose des approximations de certains processus sans les décrire de façon complète. Elle propose 3 indicateurs d'impact midpoint de toxicité humaine classés par voies d'exposition : eau, air, sol.

Ci-après le tableau décrit l'approche générale des différentes méthodes d'évaluation de la toxicité humaine en ACV. Un tableau plus complet est présenté en ANNEXE 4 : Comparaison des méthodes AICV.

⁷ Modèle décrit dans les publications : Pennington et al. 2005, 2006

Méthode ACV	ReCiPe 2008 (évolution de CML 2002) USES-LCA 2.0 (van Zelm et al., 2009)	IMPACT 2002+ (Pennington et al., 2003)	EDIP 2003 (Hauschild and Potting 2003)	TRACI 2: ILCD/PEF/OEF USEtox 1.01 (Rosenbaum et al., 2008)	IMPACT WORLD + USEtox 2.0 (http://www.usetox.org/)
Couverture spatiale	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Echelle continentale, générique	 Echelle continentale, générique 9 sous-continentaux paramétrés
Transparence et reproductibilité	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Base scientifique	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Incertitude de la méthode	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Acceptation par les parties prenantes	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Catégorie d'effet	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Modélisation du devenir	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Modélisation de l'exposition	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Modélisation de l'effet	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Horizon temporel	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Compartiments d'émission	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Exhaustivité des substances pour la toxicité humaine	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.
Unité	 Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux.	 Modèle disponible gratuitement. Modèle de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	 Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	 Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. LES+ : Modélisation des résidus de pesticide dans les produits agricoles et de l'exposition à l'air intérieur.

Modèle, documentation et résultats sont publiés.

Modèle, documentation et résultats sont publiés. Cependant certains détails des processus ne sont pas encore disponibles.

Modèle, documentation et résultats en cours de publication: 2016

Manque de transparence / Transparence (si non barré)

Aucune information n'est disponible sur l'incertitude des résultats du modèle / Incertitude qualifiée (si non barré)

Modèle soutenu par l'UNEP

Modèle ACV non reconnu par une autorité

Inhalation et plusieurs voies d'exposition par ingestion

NB : Il est notamment important de noter que les unités des différents modèles de caractérisation de la toxicité humaine en ACV sont différentes, rendant impossible une comparaison des d'impacts obtenus en valeur absolu. Seule une comparaison des contributions des différentes substances peut être réalisée. Cette hétérogénéité sur les unités peut troubler le regard des experts toxicologues ou les évaluateurs des risques sanitaires. Une explication succincte de cette hétérogénéité est que les modèles de caractérisation sont totalement différents derrière ces méthodes :

- Cas de ReCiPe ou Impact 2002+ : l'agrégation des substances toxiques est réalisée en ramenant la toxicité d'une substance à celle d'une autre substance, appelée substance de référence. Il s'agit du 1,4 DiChloroBenzène dans le cas de ReCiPe et du chloroethylene dans le cas d'Impact 2002+. Cette agrégation de substances est classique en ACV et est généralement fait de la même manière sur les autres indicateurs d'impacts (ex : conversion des gaz à effet de serre en équivalent CO2 pour la quantification du potentiel de réchauffement climatique).

- Cas de ILCD, Traci2, PEF, OEF, Impact world + : l'agrégation des substances est réalisée en calculant un potentiel d'apparition de cas de maladie. La somme est donc également un potentiel de nombre de cas de maladie (quel que soit la sévérité des maladies agrégées).

- Cas d'EDIP 2003 : l'agrégation des substances se fait via la méthode des volumes critiques de dilution. Par exemple, pour chaque substance émise dans l'air, on calcul un volume d'air nécessaire pour « diluer la pollution » et permettant d'atteindre une concentration acceptable. Ce calcul se base sur les teneurs réglementaires en polluants atmosphériques. Le résultat correspond donc à un volume fictif d'air nécessaire à la dilution des différentes émissions.

RECOMMANDATIONS POUR L'APPLICATION

En 2010, le Conseil de l'Union européenne a invité la Commission à développer une méthode harmonisée pour calculer l'empreinte environnementale des produits. Depuis lors, la Commission a fondé ses travaux sur les approches d'ACV existantes et sur les normes internationales et a introduit des spécifications méthodologiques supplémentaires afin d'obtenir des résultats plus cohérents, plus comparables et plus précis. Ces travaux, complétés par un processus de consultation ainsi que par des expérimentations réalisées en collaboration avec les entreprises, ont abouti à l'élaboration des méthodes de l'empreinte environnementale de produits (EEP) et de l'empreinte environnementale d'organisation (EEO).

Les guides de l'EEP (PEF) et de l'EEO (OEF) recommandent la méthode USEtox (Rosenbaum et al. 2008) pour l'indicateur de toxicité humaine.

Les industriels du secteur des métaux ont réagi à cette recommandation en échangeant lors d'une séance de travail réunissant industriels et experts méthodologiques de la méthode USEtox (Université de Leuven, Belgique les 3 et 4 Septembre 2014). Cette séance d'échange a permis d'identifier les principales faiblesses de l'évaluation de la toxicité des métaux dans l'environnement à court terme. Concernant l'indicateur toxicité humaine des métaux, le tableau ci-dessous reprend l'avancée des recommandations qui avaient été soulignées lors de la déclaration 2004 d'Appeldoorn.

Recommandations de la déclaration Appeldoorn (2004)		USEtox v1.01 (2008)	USEtox v2.0 (2015)
Spéciation	Détermine la biodisponibilité et la toxicité. Importante à prendre en compte pour élargir le périmètre du devenir et de l'effet.	non concerné	Pris en compte
Persistance	Des horizons de temps infinis pour les modèles d'effet ne peuvent être appropriés que si la biodisponibilité est proprement considérée.	non concerné	Pris en compte, Horizon 100 ans
Caractère essentiel	Importance de prendre en compte le caractère essentiel de certains métaux (fer, cuivre et zinc notamment). Ils sont toxiques au-delà d'une certaine dose, mais une carence entraîne des troubles métaboliques graves. Le principe général de l'ACV « less is better » ne devrait pas s'appliquer à ces éléments.	Efforts de recherches à fournir	Efforts de recherches à fournir
Compartiments environnementaux du modèle	Ne pas considérer des effets négligeables notamment les métaux essentiels dans le compartiment océan.	Pris en compte	Pris en compte
Aspect spatial	Les différences régionales de biodisponibilité, de concentration historique et ainsi de toxicité régionale doivent être développées.	Partiellement pris en compte	Partiellement pris en compte

Tableau 1 Recommandations d'Appeldoorn concernant USEtox

2.3.2 DETERMINATION DE L'EXPOSITION ET DE LA RELATION DOSE-REPONSE EN EQRS

Afin de définir une relation quantitative entre une dose d'exposition et un niveau d'effet (effet à seuil) ou entre une dose d'exposition et une probabilité de survenue d'un effet (effet sans seuil), il est nécessaire d'estimer la relation dose-effet ou dose-réponse. Cette relation a pour objectif de définir un seuil de danger qui est spécifique d'une voie d'exposition, d'un public et d'une durée d'exposition. Ce seuil est ensuite utilisé dans le cadre d'évaluations quantitatives des risques sanitaires.

Il existe différents types de seuil de danger ou valeurs de référence : les valeurs toxicologiques de référence (VTR, ou DNEL/DMEL dans le cadre de REACH), les valeurs guides ou des valeurs de gestion. Les valeurs guides ou de gestion ne sont pas traitées ici car elles ne sont pas utilisées dans le cadre des EQRS (elles sont en revanche présentées en ANNEXE 1 : Autres méthodes d'évaluation de la santé humaine hors ACV et EQRS). Contrairement aux valeurs guides ou de gestion les VTR et DNEL/DMEL sont uniquement basées sur des considérations toxicologiques.

Brièvement, les différentes étapes de construction d'une VTR sont les suivantes :

- Analyse des données toxicologiques disponibles (études épidémiologiques et/ou études expérimentales chez l'animal),
- Sélection de l'effet critique,
- Identification du mode d'action de la substance et sélection du type d'effet (à seuil/sans seuil),
- Établissement d'une relation dose-réponse (ou dose-effet) et sélection de la dose critique (NOAEL, LOAEL, BMD, ...),
- Sélection et application des facteurs d'incertitude afin de prendre en compte les incertitudes liées aux différences intra- et inter-espèces, les différences dans les durées d'expositions, la prise en compte des populations sensibles, ...

Il est à noter que contrairement aux VTR qui sont établies uniquement pour la population générale (sauf exceptions où quelques valeurs spécifiques pour une exposition des enfants existent), les DNEL/DMEL établies dans le cadre REACH sont de deux types : une valeur pour la population générale et une autre pour les travailleurs.

- Valeurs à seuil et sans seuil

Deux types d'effets peuvent être mis en évidence : les effets à seuil (effets déterministes) ou les effets sans seuil (stochastiques).

- Valeurs à seuil

Dans le cas d'effets à seuil, la gravité de l'effet augmente avec la dose d'exposition de l'individu. Par ailleurs, il est considéré qu'il existe un seuil d'exposition en deçà duquel aucun effet néfaste n'est observable. Ce seuil est déterminé à partir d'expérimentations chez les animaux ou d'observations chez l'homme (telles que lors d'études épidémiologiques) auxquelles sont appliquées des facteurs d'incertitudes et d'extrapolation afin de considérer différents aspects.

Les valeurs à seuil se comparent à des niveaux d'exposition auxquels les individus sont exposés, il s'agit alors de doses externes et spécifiques de chaque voie d'exposition. Il existe également des seuils de dangers qui permettent de prendre en considération le devenir dans l'organisme de la substance ainsi que d'agréger l'ensemble des voies d'exposition. Il s'agit de VTR ou DNEL interne ou encore de Valeur Limite Biologiques (VLB).

- Valeurs sans seuil

Les effets sans seuil ou effets stochastiques concernent certaines substances et en particulier les substances cancérogènes génotoxiques. Dans le cas d'effets sans seuil, la gravité de l'effet ne croît pas avec la dose. En revanche la probabilité de survenue de l'effet croît avec la dose. De même que pour les effets à seuil, le seuil de danger, qui équivaut à la probabilité de survenue d'un effet par unité de dose, est déterminé à partir d'études expérimentales chez l'animal ou de données épidémiologiques. Les doses pour lesquelles des effets sont observés chez l'animal ou l'homme étant élevées, une extrapolation à l'origine est réalisée afin de définir la valeur associée à un niveau de risque acceptable pouvant être utilisée lors d'évaluation de risques.

Les valeurs sans seuil peuvent être exprimées en Excès de Risque Unitaire (ERU) (qui est l'excès attendu de cas de cancer, consécutif à une exposition continue sur une vie entière, à une concentration d'une unité d'une substance donnée) ou encore en dose associée à un risque acceptable. La notion de risque acceptable est variable selon les contextes réglementaires et les organismes établissant des valeurs seuil. Généralement, le risque considéré acceptable est compris entre 10^{-4} à 10^{-6} cas de cancer.

Il est possible de citer les valeurs sans seuil suivantes :

- valeur toxicologique de référence (VTR) sans seuil, ou Excès de Risque Individuel (ERi),
- derived Minimal Effect Level (DMEL),

- dose provoquant une augmentation de 25% de l'incidence d'une tumeur spécifique (T25).
- Comparaison de valeurs

Il n'est pas nécessairement pertinent pour une même substance de comparer des valeurs de type différent. A titre d'exemple, pour une substance donnée, la DNEL et la VLEP pourront être basées sur une même étude expérimentale chez l'animal, le même effet et la même dose critique, mais avoir des valeurs relativement éloignées, l'objectif n'étant pas strictement le même.

Par ailleurs, la comparaison de deux substances présentant, e.g. des DNEL peut également ne pas s'avérer pertinent. En effet, l'établissement de valeurs toxicologiques est très dépendante des données disponibles. Dans le cadre de REACH en particulier, les DNEL sont basées sur les observations réalisées lors d'essais expérimentaux permettant d'évaluer certaines classes de danger dont le nombre est conditionné par le tonnage de substance mis sur le marché. Par exemple, les DNEL élaborées dans le cas de substances produites à des tonnages de 1 à 10 tonnes ne seront basées en général que sur une étude de toxicité répétée de 28 jours chez le rongeur. En effet, les essais de toxicité chronique à long terme de cancérogénicité ou de toxicité long terme pour la reproduction ou le développement ne sont requis que pour des tonnages supérieurs. Un facteur d'évaluation vient compenser l'incertitude associée au manque de données. Ainsi, la comparaison quantitative et qualitative de valeurs de substances enregistrées pour des tonnages différents peut s'avérer non pertinente dans la mesure où les propriétés de danger explorées ne sont pas identiques. Une évaluation au cas par cas doit donc être réalisée en cas de comparaison de valeurs.

2.3.3 RESUME

Il est important de garder en tête que l'ACV et l'EQRS se basent sur les mêmes sources de données toxicologiques. Néanmoins, le traitement de ces données est totalement différent : utilisation de facteurs d'extrapolation différents...

En ACV, l'indicateur de toxicité humaine ne prend pas en compte la façon dont la substance est émise ni quelles populations y sont exposées.

A l'inverse de l'approche en EQRS où une population cible est exposée dans des conditions précises et spécifiques, en ACV l'exposition est estimée sur l'ensemble de la population mondiale. L'objectif en ACV étant de soumettre l'ensemble des émissions à un modèle unique représentant un monde artificiel (mais aussi réaliste que possible) moyen (exemples de paramètre de ce monde « moyen » : pluviométrie de 700 mm/an, vitesse du vent de 3 m/s, 13 m³ d'air respiré/personne/jour, 1,4 litre d'eau ingéré/personne/jour, ...).

Il est important de rappeler qu'en ACV le modèle utilisé pour la relation dose réponse est linéaire : sommer les émissions à chaque étape ou les sommer sur l'ensemble du cycle de vie aboutit au même résultat.

En EQRS, on distingue les effets à seuil et les effets sans seuil. Pour les effets sans seuil, le plus souvent cancérogènes, la relation est linéaire entre la dose et la probabilité d'apparition de l'effet. Pour les effets à seuil, le plus souvent non cancérogènes, la relation est binaire sans relation de proportionnalité de part et d'autre du seuil.

2.4 ETAPE 3 : INTERPRETATION DES RESULTATS VERSUS CARACTERISATION DES RISQUES

En ACV l'indicateur « toxicité humaine » est présenté à côté de 12 (ou plus) autres indicateurs d'impact (potentiel de réchauffement climatique, potentiel de destruction de la couche d'ozone, potentiel d'acidification, ...). Il permet donc d'avoir une image globale des enjeux des centaines de substances émises dans l'environnement pour le système étudié mais n'a pas pour objectif de caractériser précisément le risque d'une substance dans un contexte donné. Il permet par contre d'identifier les principaux « hotspot » environnementaux pressentis en termes d'étapes du cycle de vie ou de substances préoccupantes. Il s'agit bien de « hotspot » pressentis car le praticien ACV doit ensuite faire une analyse plus fine de l'inventaire afin d'identifier précisément l'origine de l'émission et s'assurer que les inventaires sont pertinents au regard du système étudié.

En EQRS, 2 types d'indicateurs sont calculés, pour chaque voie d'exposition :

- des quotients de dangers (QD) pour les effets à seuil. Si le QD est inférieur à 1, cela signifie que la dose d'exposition est inférieure au seuil d'effet (la VTR). Le risque est alors considéré comme « non préoccupant » ;
- des Excès de Risque Individuel (ERI), exprimant pour un individu la probabilité supplémentaire d'apparition de l'effet critique (cancer) liée à l'exposition. L'interprétation des résultats s'effectue ensuite par comparaison à des niveaux de risque jugés socialement acceptables. Il n'existe pas bien entendu de seuil absolu d'acceptabilité. Les seuils d'acceptabilité généralement admis par les organismes

nationaux ou internationaux (l'Institut de Veille Sanitaire notamment en France) et les réglementations (REACH par ex.) sont 1 pour les QD et 10-5 pour les ERI . .

Si plusieurs voies et substances sont évaluées, il est possible d'additionner les QD et les ERI. Il est recommandé d'additionner les QD uniquement si les effets critiques sont similaires.

2.5 PERSPECTIVES METHODOLOGIQUES

2.5.1 EN ACV

L'UNEP SETAC Life Cycle Initiative va organiser un Pellston workshop⁸ en 2017 ou 2018. Ce workshop pourrait être l'occasion de réunir les experts internationaux de la discipline afin de trouver ensemble un consensus global sur la pratique et l'application de l'évaluation de la toxicité humaine en ACV. Le programme n'a pas encore été établi.

Actuellement plusieurs pistes de recherches sont en cours de travail, notamment les pistes listées ci-dessous :

- Intégration de l'exposition des travailleurs ainsi que des consommateurs,
- Caractérisation de substances telles que les nanomatériaux, les perturbateurs endocriniens, les micro-polluants, les métaux, les pesticides,
- Meilleure caractérisation des effluents des stations d'épuration (actuellement très mal caractérisés en ACV). Quel choix de substances pertinentes : une substance principale ou plusieurs substances ?,
- Caractérisation des substances essentielles pour l'Homme (oligo-éléments) : Chrome, Cuivre, Fluor, Zn... La question de seuil sur ces substances remettra en question le concept « less is better ». Cela ne signifie pas que l'exposition zéro sera défavorable mais simplement que certains facteurs de caractérisation pourront être revus à la baisse (notamment le cas du zinc qui ressort dans de nombreuses ACV comme très impactant alors que la toxicité à l'échelle de la population mondiale liée au zinc semble relativement faible),
- Contamination de l'eau souterraine. A ce jour, le compartiment sol est le sol superficiel (<10 cm), excepté dans le modèle CalTox où il y a 3 couches de sol différentes,
- Caractérisation de l'effet cumulé (cocktail) de substances : pour l'instant seul l'effet individuel d'une substance est pris en compte. Néanmoins, il paraît très compliqué voire impossible de pouvoir intégrer dans l'inventaire des informations permettant d'identifier les substances qui se retrouveront au même endroit, au même moment et ingéré ou inhalé par l'homme. De plus l'effet cocktail de substances est un sujet complexe (hors problématique ACV) car les combinaisons de substances sont quasiment illimitées au regard des >100000 substances commercialement importantes (sans compter les métabolites de dégradation),
- Impacts sur la santé humaine par exposition directe : les effets directs via le système respiratoire, gastro-intestinal (pesticides dans la nourriture), les muqueuses et la peau (substances ignifuges sur les textiles...) doivent être pris en compte sans dilution antérieure pour éviter toute sous-estimation des impacts (Becker et al. 2010 b ; Guney and Zagury 2011),
- Intégration des effets toxiques liés aux particules ultrafines (nanoparticules) actuellement non caractérisées en ACV.

Au cours du projet ScoreLCA toxicité humaine, une réflexion a été soulevée concernant l'intégration de métadonnées spatiales et temporelles dès aujourd'hui. Il existe aujourd'hui des modèles spatialisés qui prennent en compte les spécificités locales et qui calculent ainsi des facteurs de caractérisation à l'échelle régionale. Dans la pratique, cette spatialisation n'est pas encore intégrée dans la plupart des logiciels ACV. Les inventaires de cycle de vie génériques utilisés en ACV (ex : base de données ecoinvent), ne disposent quant à eux pas d'informations sur la localisation des émissions, ce qui ne permet pas à court terme d'envisager un déploiement de ces approches spatialisées sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

⁸ Groupe de travail, soutenu par la SETAC, regroupant scientifiques, ingénieurs, académiques, privés et groupes d'intérêt public réfléchissant ensemble sur diverses thématiques environnementales. <https://c.ymcdn.com/sites/www.setac.org/resource/resmgr/Meetings/setac-pellston-sop-2015.pdf>

⁹ A method for improving Centre for Environmental Studies (CML) characterisation factors for metal (eco)toxicity — the case of zinc gutters and downpipes

Comme précisé dans le rapport ScoreLCA « Prise en compte de la dimension géographique en ACV : intérêts et mise en œuvre » (2015), il n'existe actuellement aucune méthode permettant de prioriser l'effort soit sur la régionalisation¹⁰ soit sur la spatialisation¹¹ des données d'inventaire. La régionalisation de l'inventaire et la spatialisation doivent donc être menées en parallèle si cela est pertinent au regard des résultats de l'étude. Cependant, commencer par la régionalisation de l'inventaire permet de minimiser l'effort lors de l'étape de spatialisation car certaines informations spatiales peuvent déjà avoir été collectées.

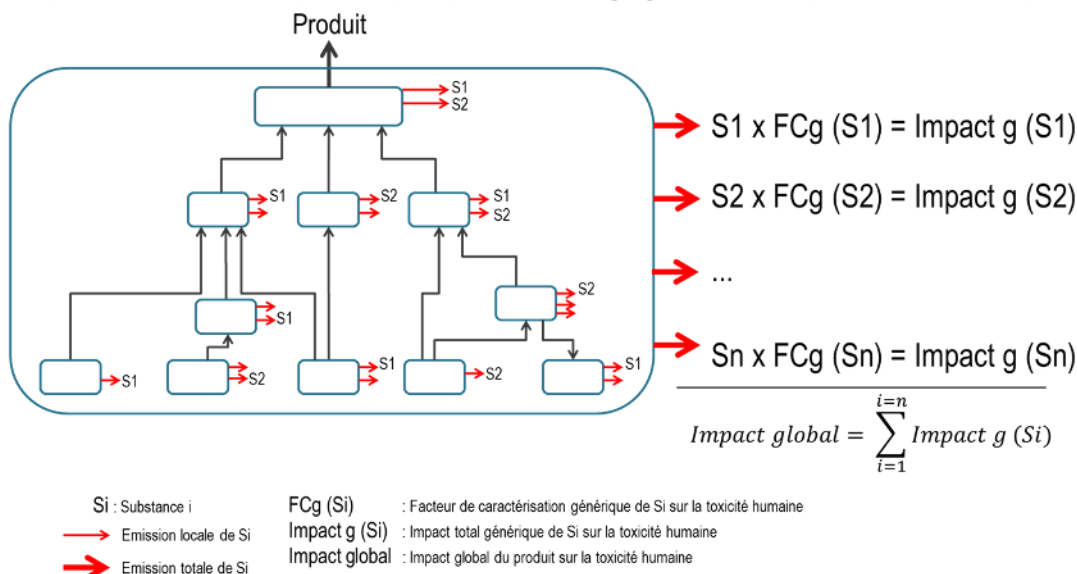
Le rapport précédemment cité propose des recommandations à long terme à l'attention des développeurs de bases de données et de logiciels ACV afin d'adapter ceux-ci aux efforts des praticiens sur la régionalisation et la spatialisation des données.

Une autre perspective pour améliorer la prise en compte de la toxicité humaine en ACV pourrait être de revoir totalement la structuration des bases de données, du mode de calcul et d'agrégation des flux et impact environnementaux. En effet, à l'heure actuelle les bases de données sont structurées par l'agrégation de données d'inventaire qui compile des flux élémentaires (prélèvements et émissions dans l'environnement). Le calcul d'impact est ensuite réalisé après agrégation de l'ensemble des flux de toutes les étapes du cycle de vie du produit. De ce fait, le résultat est issu de l'application des facteurs de caractérisation aux émissions de manière générique sans prise en compte des spécificités locales (ex : exposition forte des travailleurs, proximité d'une grande ville, ...). Ainsi, une autre manière de procéder pourrait-être de calculer pour chaque donnée d'inventaire, un impact sur la toxicité humaine en prenant en compte ces spécificités locales. Un nouveau flux fictif d'impact sur la santé humaine serait alors ajouté dans les inventaires afin de suivre cette information. Le résultat d'impact sera alors issu de l'agrégation d'impacts locaux calculés précédemment de manière plus précise. La Figure 10 représente de manière schématique cette perspective d'évolution du calcul de l'impact sur la toxicité humaine via l'intégration d'un flux (« fictif ») d'impact spécifique local.

¹⁰ Régionalisation : fait de décrire de façon représentative pour une région donnée les processus et phénomènes ayant une variabilité spatiale. On distingue la régionalisation de l'inventaire de la régionalisation des impacts. La régionalisation de l'inventaire permet d'obtenir un inventaire plus représentatif de la couverture géographique que l'on souhaite modéliser. La régionalisation des impacts est le fait de calculer pour un même flux élémentaire des facteurs de caractérisation (FC) régionalisés représentatifs d'une zone géographique en prenant en compte la variabilité spatiale des paramètres et des mécanismes les plus influents pour un impact donné.

¹¹ Spatialisation : fait d'attribuer une localisation géographique aux flux élémentaires. Cette localisation géographique est indispensable pour pouvoir ensuite utiliser des FC régionalisés. L'information géographique peut être ajoutée sous différentes formes et éventuellement correspondre à la résolution spatiale native de la méthode d'impact.

Représentation schématique de la pratique actuelle d'agrégation des flux pour le calcul de l'impact :



Représentation schématique de la perspective d'évolution des bases de données via l'intégration d'un flux (« fictif ») d'impact local sur la toxicité humaine :

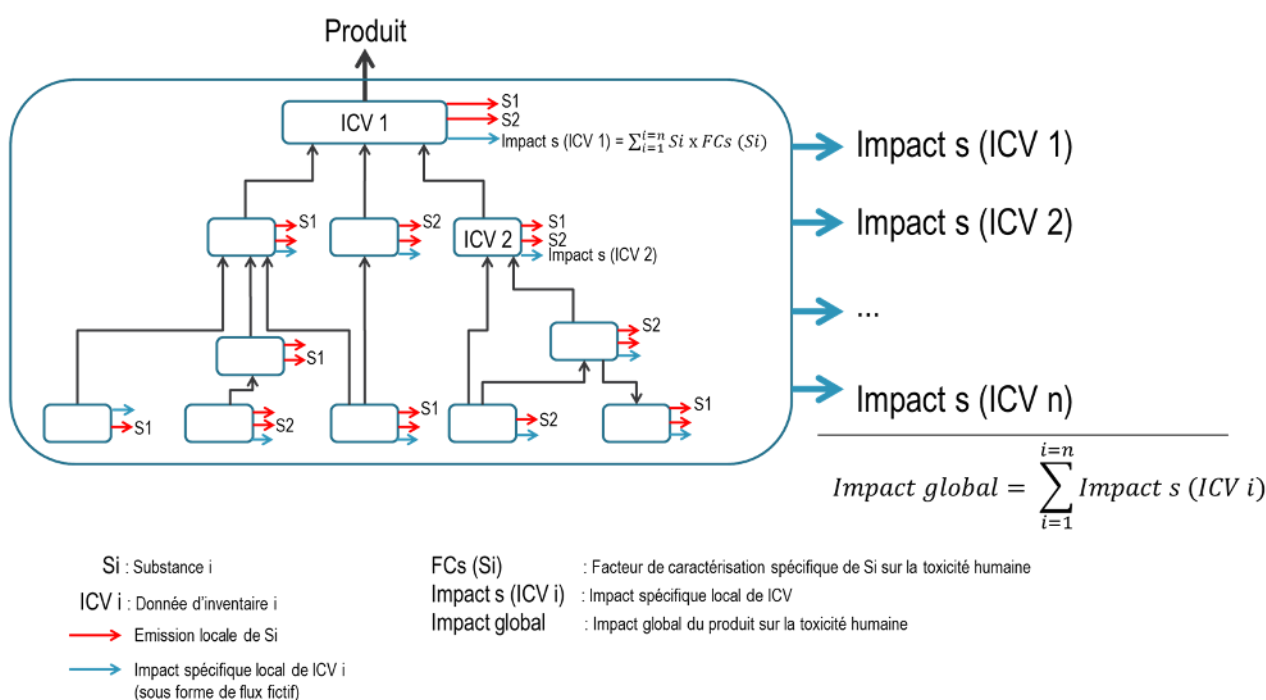


Figure 10 : perspective d'évolution des bases de données d'ACV permettant d'améliorer la prise en compte de la toxicité humaine en ACV

2.5.2 EN EQRS

Initialement conceptualisée aux Etats-Unis au début des années 80 pour la gestion des sites pollués, la méthode EQRS a principalement été utilisée en Europe dans les dossiers d'évaluation des substances. Si le cœur de la méthode n'a pas évolué, les outils mis en œuvre ont sans cesse progressé, en s'appuyant sur les résultats de la recherche scientifique et le retour d'expérience : caractérisation de la toxicité des substances, modélisation des émissions et des expositions, ... La publication des guides pour l'évaluation des substances pour la réglementation REACH, en particulier, a permis d'améliorer et d'harmoniser les pratiques dans les années 2000-2010.

L'utilisation de l'EQRS en France pour évaluer l'impact des sites pollués et des installations classées dans le cadre réglementaire du volet sanitaire des études d'impacts a commencé autour de l'année 2000. Différents guides encadrent les pratiques. Là aussi, l'amélioration des outils mis en œuvre, en particulier la connaissance des transferts dans et entre les milieux, est continue.

Les systèmes d'information géographique (SIG) sont de plus en plus utilisés pour représenter les résultats, mais aussi pour coupler des données géolocalisées (émissions, concentrations...) et des modèles de dispersion pour réaliser des évaluations intégrant un ensemble de sources à l'échelle d'un territoire. Ainsi, l'INERIS a développé l'outil PLAINE¹² pour réaliser des EQRS à l'échelle régionale en vue de localiser les zones d'inégalités environnementales. Les outils géostatistiques offrent en outre des perspectives pour coupler les résultats d'EQRS à d'autres types de nuisances (bruits, ondes...).

2.6 SYNTHÈSE DES AVIS ET INTERROGATIONS DES MEMBRES SCORE LCA

2.6.1 POINTS D'ATTENTION SUR L'ÉTAPE 1

- Lors du cadrage de l'étude il est important de se rappeler que le terme « émissions à long terme » n'a pas la même signification en ACV qu'en EQRS. Ainsi en ACV le terme « émissions à long terme » désigne des émissions ayant lieu à un horizon supérieur à 100 ans, à ne pas confondre avec l'exposition long terme, ou chronique, en EQRS qui désigne une exposition d'une durée supérieure à un an (et qui peut s'étendre jusqu'à la durée de vie d'un homme).
- Un autre point d'attention portant sur la désignation des substances a été souligné par les membres. L'utilisation des numéros CAS, numéro d'enregistrement unique, est recommandée pour éviter les erreurs de doublons ou de non correspondances. Ces erreurs sont actuellement présentes dans certains logiciels d'ACV et doit être traitée avec attention par les praticiens. L'utilisation de numéro CAS permettrait de relier de façon claire et efficace les bases de données et les méthodes de caractérisation.

2.6.2 POINTS D'ATTENTION SUR L'ÉTAPE 2

- Pourquoi utilise-t-on les ED50 en ACV ?

Le calcul est basé sur les ED50 (Effective Dose 50) car on se situe dans une portion de la courbe sigmoïde plutôt linéaire où une petite variation de la dose engendre une grande variation de l'effet. Donc même si les ED10 sont les plus fréquents dans la littérature, ils sont plus incertains pour estimer une relation dose réponse linéaire et stable.

- Quelles sont les sources des données ED50 ?

La publication «USEtox human exposure and tox factor » Rosenbaum et al. 2011 liste hiérarchiquement les différentes bases de données utilisées pour la détermination des ED50 pour les effets cancérogènes et non cancérogènes.

Les sources utilisées pour les données ED50 cancérogènes sont (par ordre de préférence) :

- 1) la base de données IRIS Human studies. Les ED50 sont estimés à partir du « low-dose slope factor »¹³ (USEPA 2011),
- 2) la base de données Carcinogenic Potency DataBase (CPDB basée sur les TD50 (Median Toxic dose) (Gold 2011)). Le TD50 est différent du ED50 car il s'agit de l'observation d'une dose toxique et non d'une dose d'effet (voir schéma ci-dessous).

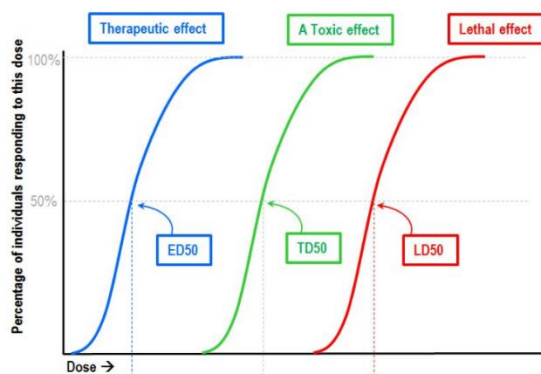


Figure 11 : représentation schématique des facteurs ED50, TD50 et LD50 (source : <http://www.derangedphysiology.com/>)

¹² Voir le dossier thématique : <http://www.ineris.fr/dossiers-thematiques-ineris/143912>

¹³ Le détail du passage entre le facteur « low-dose slope » et le ED 50 est détaillé dans la publication suivante : http://www.usetox.org/sites/default/files/support-tutorials/database_inorganics.pdf

- 3) si les TD50 de la base de données CPDB ne sont pas disponibles alors l'ED50 est estimé à partir de la donnée issue des expérimentations animales (« animal-based low-dose slope factor ») de la base de données IRIS (USEPA 2011) avec un facteur de conversion (permettant d'intégrer un facteur de sécurité pour l'extrapolation entre un animal donné et l'homme),
- 4) si les données d'effet sont négatives dans la base de données CPDB, leur facteur d'effet est défini comme nul (=0). Cela permet de distinguer les substances véritablement non-cancérigènes des substances dont les données sont simplement manquantes.

Les données ED50 non-cancérigènes sont estimées par les extrapolations suivantes :

$$ED50 = NOAEL \times 9 \text{ ou } ED50 = LOEL \times 2,25$$

Les NOELs et LOELs sont prioritairement issus de l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO; JMPR 2004; Lu 1995) ou en deuxième recours de la base de données IRIS (USEPA 2011).

- Pourquoi les facteurs pour les calculs ED50 (humain) sont différents de ceux utilisés en EQRS ?

Les méthodes ACV sont basées sur du « best-estimate » : c'est-à-dire plutôt des valeurs moyennes que des facteurs de sécurité. Un facteur de caractérisation toxicité humaine en ACV représente une dose et ses effets cumulés pendant la vie (« cumulated lifetime dose and effects ») parce que l'ACV ne cherche pas à évaluer un effet aigu dû à l'exposition spécifique d'une population cible à une substance donnée pendant un moment donné. Pour le facteur inter-espèce ce sont des facteurs allométriques (poids et volume de la cible par rapport à l'humain). Le choix de recourir à des facteurs allométriques est basé sur la pratique courante en Risk Assessment dû à la rareté de données épidémiologiques.

- Pourquoi dans la méthode ACV USEtox, les ED50 sont-ils calculés par le ratio du NOAEL* ou LOAEL* sur un facteur constant alors qu'en EQRS le dénominateur n'est pas un facteur spécifique adapté ?

Quand une quantité limitée de substances est considérée, comme c'est le cas en EQRS, on peut calculer des facteurs spécifiques pour chaque substance, mais dans le cas de USEtox (et de n'importe quel autre modèle de toxicité humaine ACV) des moyennes ont été considérées car il est nécessaire de généraliser pour couvrir les milliers de substances considérées. En ACV, la limite de disponibilité de données amène régulièrement à choisir entre :

- 1) plus de précision et spécificité au prix de couvrir moins de substances et de traiter les substances de manière incohérente (les substances bien étudiées avec une bonne précision et les substances peu étudiées avec beaucoup d'incertitude) et ainsi introduire un biais artificiel dans la comparaison, ou
- 2) plus de couverture de substances au prix de la précision et spécificité par rapport à certaines substances, dont une meilleure modélisation serait en principe possible.

En général, ce choix n'est pas difficile à faire puisque le gain en précision pour certaines substances n'aide pas à maximiser la certitude du résultat comparatif. Autrement dit, l'incertitude introduite par les précisions/incertitudes variables selon les substances est plus importante que l'incertitude introduite par un traitement homogène des substances.

*NOAEL = No Observed Adverse Effect Level (parfois en français DSENO pour Dose Sans Effet Nocif Observé)

LOAEL = Lowest Observed Adverse Effect Level (parfois en français DMENO pour Dose Minimale avec Effet Nocif Observé)

2.6.3 POINTS D'ATTENTION SUR L'ETAPE 3

L'affichage environnemental prend les indicateurs comme étant des valeurs absolues et non relatives. Pourrait-on utiliser ces indicateurs de façon absolue et non relative : dans les affichages environnementaux ?

Le résultat d'un indicateur toxicité humaine d'une étude ACV n'est pas évident à interpréter. Ceci requiert une expertise et expérience non-négligeables. Dans l'affichage environnemental, il serait plutôt souhaitable de présenter les indicateurs de toxicité humaine d'une façon relative, et non pas uniquement avec un chiffre et son unité, ces derniers n'étant pas toujours compréhensibles pour le consommateur. De nombreuses solutions sont imaginables. Pour donner un exemple indicatif et non-exhaustif, pour comparer les produits/solutions disponibles sur un marché proposant la même fonctionnalité, on pourrait les ranger dans des catégories par rapport à leur position dans le classement de tous les produits/solutions disponibles sur le marché, comme c'est déjà le cas pour les labels d'énergie de l'UE.

Il est important d'identifier les risques liés à cette pratique. La valeur du résultat ACV est en soit peu interprétable mais pourrait être traduite par un équivalent ou une échelle de couleur.

Qu'est ce qui détermine la robustesse des résultats ACV ?

L'incertitude pour les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine est élevée : 2 à 3 ordres de grandeur, mais bien plus faible que les 14 ou 15 ordres de grandeur de variation entre les facteurs de caractérisation des différentes substances (Rosenbaum et al. (2008)).

L'incertitude liée aux facteurs de caractérisation de la toxicité humaine est donc nettement plus faible que celle liée à la caractérisation des substances : c'est donc bien ce point qui détermine la « robustesse » des résultats et donc des conclusions de l'ACV sur les aspects sanitaires. En d'autres termes, le praticien ACV doit être conscient que la valeur absolue d'impact sur la toxicité humaine en ACV n'a que peu de sens car très incertaine (2 à 3 ordres de grandeur) mais qu'il peut tout de même en tirer des conclusions en isolant les émissions les plus contributrices au résultat global car le résultat d'impact est issu de la multiplication d'une émission (dont les quantités peuvent avoir plusieurs ordres de grandeur de différences selon les substances considérées) avec un facteur de caractérisation (pour lequel on observe 14 à 15 ordres de grandeur de différence entre les substances les moins toxiques et les substances les plus toxiques) .



MESSAGE CLÉ

Une étude ACV, de par son périmètre global (cycle de vie complet), couvre une population générique alors qu'une étude EQRS couvre des individus (fictifs ou réels) spécifiques. A l'inverse de l'approche en EQRS où une population cible est exposée, en ACV l'exposition est estimée sur l'ensemble de la population mondiale, l'objectif en ACV étant de soumettre l'ensemble des émissions à un modèle unique représentant un monde artificiel (mais aussi réaliste que possible) moyen.

En ACV le modèle utilisé pour la relation dose réponse est linéaire, alors qu'en EQRS, on distingue les effets à seuil (relation linéaire entre la dose et la probabilité d'effet) et les effets sans seuil (relation binaire sans relation de proportionnalité de part et d'autre du seuil).

Pour conclure sur les usages l'ACV aura une fonction principalement comparative (entre deux produits) alors que l'EQRS aura une fonction prédictive ou absolue. L'interprétation qui découle des résultats de ces deux méthodes ne répondra donc pas aux mêmes questions.

3 A L'USAGE DES PRATICIENS



OBJECTIF

Ce chapitre présente tout d'abord une synthèse du chapitre précédent. Il a pour objectif de présenter aux praticiens, qu'ils soient ACVistes ou évaluateurs de risques, comment inciter ou mettre en place une complémentarité des deux approches au sein d'un même projet ou d'une même instance. La deuxième partie de ce chapitre aborde l'enjeu de la communication des résultats. Enfin la 3^e partie a pour but de présenter les travaux actuels sur cette complémentarité.

Nous remercions les participants du Workshop organisé par ScoreLCA dans le cadre du projet le 22 Mars 2016. Ce Workshop, a réuni les membres de ScoreLCA ainsi que des experts internationaux travaillant dans le domaine de l'ACV et/ou de l'EQRS, afin d'échanger sur les perspectives et complémentarités des deux approches. Ce workshop a permis d'alimenter les discussions et de développer certains aspects repris dans ce chapitre.

3.1 EXEMPLE D'APPLICATION D'UNE METHODE DE CALCUL DE LA TOXICITE HUMAINE EN ACV

Cet exemple d'application a pour but de présenter au praticien ACV ce que l'on peut déduire de la mise en œuvre d'un indicateur de toxicité humaine en ACV. Le cas d'étude choisi est la production de pomme via un itinéraire technique agricole conventionnel. Pour cela, la donnée « Apple, conventional, national average, at orchard/FR » de la base de données Agribalyse v1.2 a été utilisée.

Le premier objectif pour le praticien ACV est d'identifier les substances les plus problématiques d'un point de vue de la santé humaine. Il est important de rappeler qu'étant donnée l'incertitude sur cet indicateur, le référentiel ILCD Handbook recommande au praticien de comparer les résultats obtenus avec différentes méthodes de calcul. Ainsi un premier comparatif est réalisé afin de comparer les résultats obtenus sur les impacts sur la santé humaine non cancérigène entre les méthodes USEtox (intégrant les substances recommandées et les substances classées « interim »), IMPACT 2002+ et ReCiPe Midpoint (H). Les dix substances les plus contributrices ont été identifiées pour chaque méthode et sont présentées dans le Tableau 2. Le niveau d'occurrence des substances obtenues pour les 3 méthodes a également été analysé et présenté dans cette analyse.

Tableau 2 : Classement des 10 substances les plus contributrices en termes de toxicité humaine non cancérigène

Rang	USEtox (recommended + interim)		Impact 2002+		ReCiPe Midpoint (H)	
1	Zinc	78,66%	Zinc	88,39%	Manganese	40,38%
2	Plomb	12,26%	Chlorpyrifos	3,87%	Arsenic	15,99%
3	Chlorure de mercure	6,08%	Arsenic	2,30%	Zinc	10,74%
4	Arsenic	1,69%	Cadmium	2,25%	Cadmium	9,68%
5	Cadmium	1,07%	2,3,7,8 TCDD	0,97%	Plomb	8,24%
6	Chlorpyrifos	0,08%	Captan	0,75%	Chlorure de mercure	3,80%
7	Baryum	0,02%	Cuivre	0,37%	Selenium	3,30%
8	Captan	0,02%	Plomb	0,26%	Amitrole	1,92%
9	Phosmet	0,02%	Carbaryl	0,21%	Baryum	1,31%
10	Amitrole	0,01%	Nickel	0,19%	Vanadium	1,06%
Total		99,92%		99,56%		96,42%

Apparaît dans les 3 méthodes

Apparaît dans 2 des 3 méthodes

Cette analyse montre que les quatre substances les plus préoccupantes apparaissant dans les résultats des trois méthodes sont :

- Zinc
- Plomb
- Arsenic
- Cadmium

On obtient dans cette analyse uniquement des substances métalliques. Si l'analyse est étendue aux substances présentes dans 2 des 3 méthodes, les substances suivantes sont ajoutées aux substances les plus préoccupantes :

- Chlorure de mercure
- Chlorpyrifos
- Baryum
- Captan
- Amitrole

On obtient alors une liste globale de 9 substances faisant apparaître 6 substances métalliques et 3 produits phytosanitaires. **Il est important de rappeler qu'étant donnée l'incertitude sur cet indicateur d'impact, il n'est pas possible de dire qu'une de ces substances a plus d'impact qu'une autre.**

L'objectif pour le praticien est ensuite d'identifier précisément l'origine de cet impact potentiel, afin de l'analyser et de l'interpréter. Le praticien ACV peut alors se poser les questions suivantes :

- Le flux à l'origine de l'impact est-il pertinent pour le système analysé ? Ou est-il issu d'une hypothèse ?
- Est-il possible de vérifier la quantité émise ?
- Est-il possible de réduire cette émission (dans une dynamique d'éco-conception) ?
- Le risque est-il maîtrisé ? (lien possible avec l'EQRS)
- ...

Un exemple d'identification de l'origine de l'impact dans le cas de l'émission de plomb est présenté dans la Figure 12.

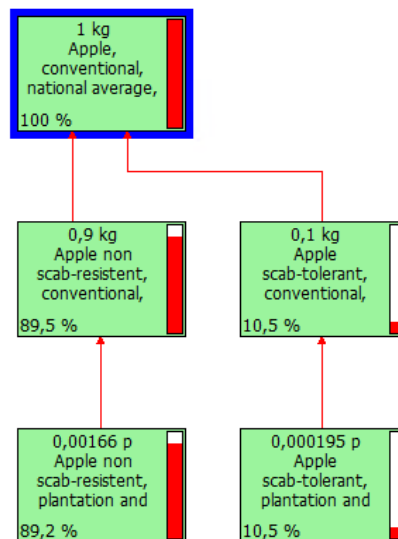


Figure 12 : Cas particulier du plomb

Dans ce cas, l'émission de plomb a principalement lieu à l'étape de plantation et destruction des vergers. Une consolidation des données ou des conclusions peut alors être menée en vérifiant les teneurs en plomb des intrants agricoles (fertilisants, amendements organiques, ...) à cette étape du cycle de vie.

L'origine des émissions peut également représenté sous forme de tableau comme présenté dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Origine des émissions dans le cadre de la méthode USEtox (recommended + interim)

USEtox (recommended + interim) v1.04			
Substance	Lieu d'émission	Origine de l'émission	Proportion
Zinc	Sol	Maintenance, with platform self-propelled	33,00%
		Plant protection, spraying, with atomiser/sprayer	3,10%
		Plant protection, chemical weeding, with atomiser 400 I/FR U	1,24%
		Harvesting assistance, with trailer (orchard)/FR	1,10%
Plomb	Sol	Apple non scab-resistant, plantation and destruction	89,20%
		Apple scab-tolerant, plantation and destruction	10,50%

On retrouve bien dans cette analyse que l'émission de plomb est bien issue de l'étape de plantation et destruction du verger (> 99% si on considère les deux type de pommier « scab-resistant » et « non scab-resistant »). Concernant l'émission de zinc, celle-ci a lieu lors des opérations culturales de culture du pommier. Une analyse plus approfondie de cette donnée montre qu'il s'agit du zinc contenu dans les pneus des tracteurs et qui par usure se retrouve dans les champs agricoles. Ce type de résultats pouvant surprendre, un échange spécifique avec un expert toxicologue pourrait permettre d'identifier si ce type d'émission est problématique ou non.

Ce type d'analyse peut être mené sur chacune des substances identifiées. Par exemple, la manipulation des substances phytosanitaires est-elle maîtrisée par les ouvriers agricoles ? Les riverains (habitations, écoles élémentaires, ...) sont-ils exposés ? Les substances utilisées sont-elles encore d'actualité ? Y-a-t-il une variabilité dans l'utilisation de ces substances (apparition de certaines adventices, maladies ou ravageurs) ?

Une autre complexité pour le praticien ACV est que la méthode USEtox est disponible en 2 exemplaires :

- « recommended + interim » : correspondant à l'intégralité de la méthode
- « consensus only » : correspondant à une partie de la méthode ne prenant pas en compte les substances avec un très haut niveau d'incertitude.

Une nouvelle analyse comparative a donc été menée afin de comparer les résultats de la méthode USEtox « consensus only » avec les méthodes IMPACT 2002+ et ReCiPe midpoint (H). Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Classement des 10 substances les plus contributrices en termes de toxicité humaine (USEtox - recommended+interim)

Rang	USEtox (consensus only)		Impact 2002+		ReCiPe Midpoint (H)	
1	Methane, tetrachloro-, CFC-10	52,15%	Zinc	88,39%	Manganese	40,38%
2	Nitrobenzene	31,09%	Chlorpyrifos	3,87%	Arsenic	15,99%
3	Butadiene	3,61%	Arsenic	2,30%	Zinc	10,74%
4	Acetaldehyde	3,57%	Cadmium	2,25%	Cadmium	9,68%
5	Oxyde de propylene	3,20%	2,3,7,8 TCDD	0,97%	Plomb	8,24%
6	Benzene, chloro-	2,05%	Captan	0,75%	Chlorure de mercure	3,80%
7	Pronamide	1,90%	Cuivre	0,37%	Selenium	3,30%
8	Methane, dichloro-, HCC-30	1,04%	Plomb	0,26%	Amitrole	1,92%
9	Xylene	0,69%	Carbaryl	0,21%	Barium	1,31%
10	Toluene	0,67%	Nickel	0,19%	Vanadium	1,06%
Total		99,96%		99,56%		96,42%

 Apparaît dans les 3 méthodes

Apparaît dans 2 des 3 méthodes

On observe dans cette analyse que les substances isolées par la méthode USEtox « consensus only » sont totalement différentes des deux autres méthodes. Ce résultat pose la question de la pertinence globale de cette version de USEtox. Elle propose néanmoins un deuxième niveau de lecture qui peut être intéressant d'analyser.

Le Tableau 5 présente l'analyse de contribution des deux émissions issues de cette analyse et la Figure 13 l'origine dans le cas particulier du tetrachloromethane (CFC-10).

USEtox (consensus only) v1.04			
Substance	Lieu d'émission	Origine de l'émission	Proportion
Methane, tetrachloro-, CFC-10	Air	Nitrile-compounds, at regional storehouse/RER S	70,50%
		Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER S	11,40%
		Diazole-compounds, at regional storehouse/RER S	7,42%
		Acetamide-anillide-compounds, at regional storehouse/RER S	4,80%
		Captan, at regional storage/ RER S	1,88%
Nitrobenzene	Eau	[thio]carbamate-compounds, at regional storehouse/RER S	86,50%
		Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER S	13,40%

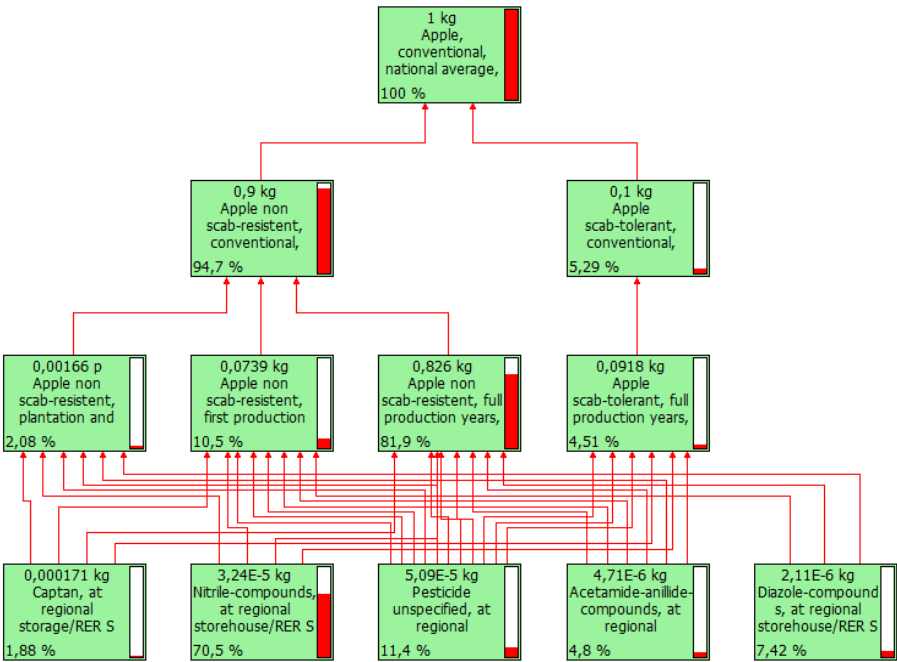


Figure 13 : Cas particulier du methane, tetrachloro-, CFC-10

On observe dans cette analyse que ces deux molécules sont émises à l'étape de production des produits phytosanitaires. Là encore un certain nombre de questionnement peuvent alors émerger de cette analyse. Ces substances sont-elles bien spécifiquement émises lors de la synthèse des produits phytosanitaires utilisés ? Les ouvriers de l'usine chimique sont-ils bien protégés contre ces émissions ? Le risque est-il maîtrisé ?

En synthèse, ce cas d'étude montre que l'utilisation d'un indicateur de toxicité humaine en ACV peut permettre au praticien d'ACV d'identifier certains enjeux et de se poser des questions par rapport à ces derniers. Il faut néanmoins toujours avoir du recul quant à l'utilisation de cet indicateur. Il permet d'identifier les 10 substances potentiellement les plus préoccupantes. Cependant il sera nécessaire d'aller plus loin dans l'étude afin de valider la pertinence de cette liste. En effet dans le cas de la méthode USEtox 1.1, l'absorption des résidus de pesticides sur les produits alimentaires n'est pas prise en compte dans le modèle, alors qu'il s'agit probablement d'un premier niveau d'analyse qu'il conviendrait de mener dans le cas de l'évaluation des enjeux de toxicité humaine dans le cas de la production de pomme. Néanmoins, la mise en œuvre de cet indicateur a permis d'élargir la réflexion en se posant la question sur la pertinence des inventaires et la maîtrise des risques liés :

- aux métaux lourds liés aux étapes de production agricole
- aux produits phytosanitaires utilisés au champ par les ouvriers agricoles
- aux émissions liées à la synthèse des produits phytosanitaires dans les usines chimiques

3.2 COMMENT UTILISER L'INDICATEUR TOXICITE HUMAINE EN ACV

- Identifier les 10/20 substances les plus contributrices sur l'ensemble du cycle de vie du produit
- Ne pas prendre en compte le classement de ces substances
- Analyser en détail l'inventaire pour valider la pertinence des substances identifiées
- Faire des analyses de sensibilité sur les résultats
- Prendre en compte l'incertitude sur les résultats (facteur 1000) lors de l'interprétation
- Représenter les résultats de l'indicateur (comparatifs ou analyse de contribution) avec une échelle logarithmique pour réduire l'influence de cette incertitude dans la lecture des résultats
- Porter une attention particulière à l'interprétation de résultats comparatifs entre des systèmes ayant des profils d'émissions contrastés (organiques, métalliques, sels, ...)
- Etre vigilant pour une utilisation à des fins d'affichage environnemental (interprétation, incertitude des résultats, mode de communication, ...) et si pertinent coupler à des indicateurs complémentaires tel que dans les FDES (Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire)

3.3 SYNTHÈSE SUR LES DEUX APPROCHES : ACV ET EQRS

PERIMÈTRE D'ÉTUDE DES DEUX APPROCHES

Comme vu dans les chapitres précédents, l'ACV couvre l'ensemble du cycle de vie et propose une approche multi critère alors qu'en Analyse de risques l'étude porte sur un site industriel et un critère qui est la toxicité (Figure 14)

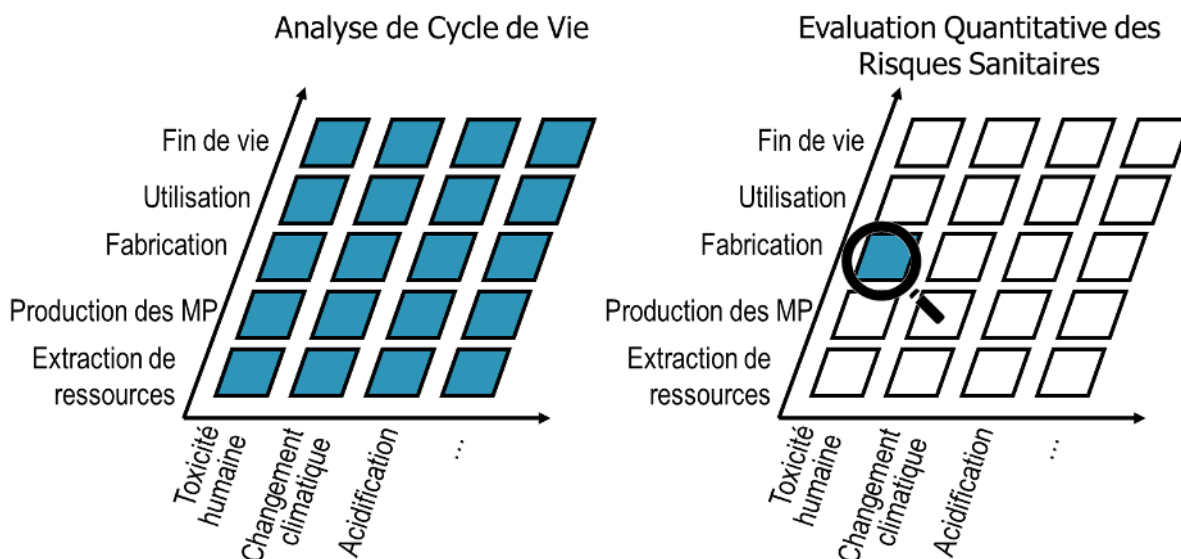


Figure 14 Périamètre d'étude ACV et EQRS

PERIMETRE GEOGRAPHIQUE DES DEUX APPROCHES

On peut également représenter les approches différentes de l'ACV et l'EQRS par la Figure 15.

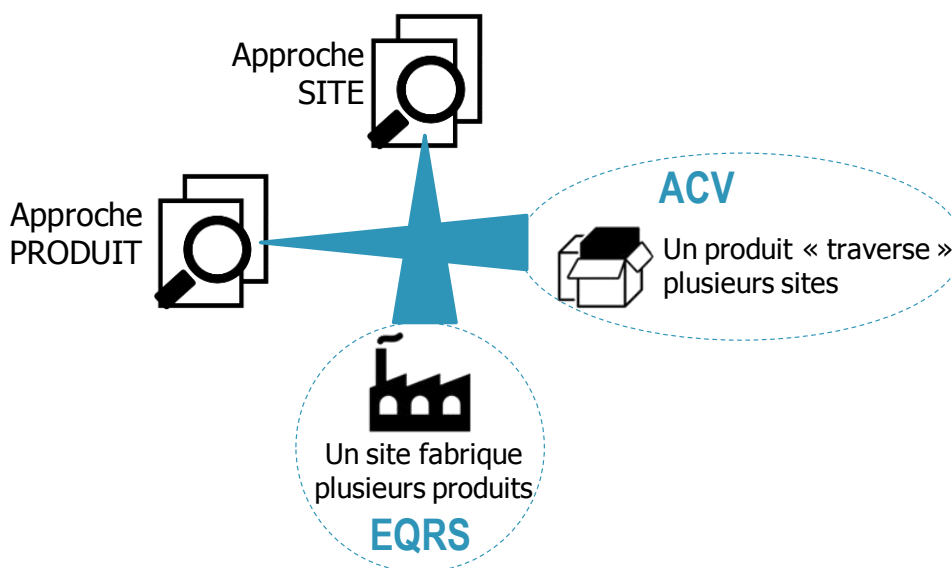


Figure 15 Deux approches différentes : approche produit pour l'ACV et approche site pour l'EQRS

Comme le montre la Figure 16, l'ACV couvre l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit dont les matières premières, la fabrication (et autres étapes du cycle de vie) peuvent être localisées sur différents sites à travers le monde. En Analyse de risque, l'impact toxicité est étudié sur une seule étape du cycle de vie et sur un site identifié.

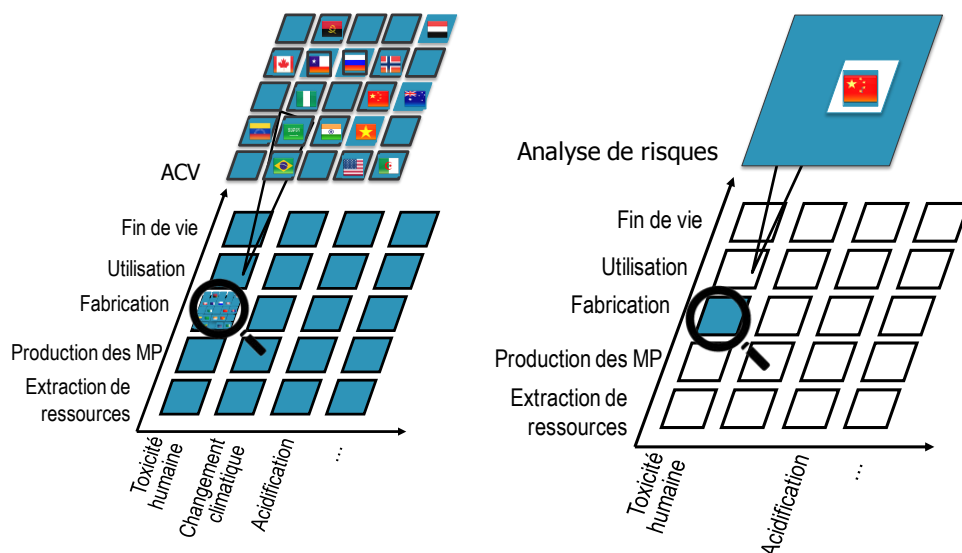


Figure 16 Comparaison du périmètre géographique couvert par les deux approches. Source : Cornelus et al. SETAC Nantes 2016

DIVERGENCES DES DEUX APPROCHES

Le tableau ci-dessous compile les principales divergences entre les deux méthodes étudiées.

	Toxicité humaine en ACV	Evaluation Quantitative de Risques Sanitaires
Population	Mondiale (moyenne)	Locale et spécifique (travailleurs, consommateurs, enfants...)
Nombre de substances couvertes	D'une centaine à un millier selon le modèle choisi	Généralement de quelques substances à une dizaine
Représentativité	Moyenne	"Worst case"
Temps d'exposition	Vie entière d'un individu à plusieurs générations selon les cas	Une année à vie entière d'un individu
Échelle spatiale	Générique : approche globale via un modèle représentant un monde moyen	Spécifique : cadre défini spécifiquement par des scénarios d'exposition selon le contexte
Référence	Unité de produit	Production sur un site
Dose-réponse	Linéaire, pas de seuil	Non linéaire pour les effets avec seuil Linéaire pour les effets sans seuil
Sources	Toutes les émissions sur l'ensemble de vie du produit	Toutes les émissions d'un site ou d'un produit
Conclusion	Méthode globale et exhaustive (cycle de vie, milliers de substances) mais peu précise et peu spécifique	Méthode précise et adaptée à un contexte spécifique

Tableau 6 Synthèse des divergences des méthodes. Source : d'après Cornelus et al. SETAC Nantes 2016

L'EQRS considère les émissions auxquelles un individu peut raisonnablement être exposé pour une durée donnée alors que dans la démarche ACV, l'ensemble des émissions existantes est pris en compte pour l'évaluation des impacts. De ce fait, les résultats ne sont pas exprimés de la même manière selon qu'il s'agisse d'une approche ACV ou EQRS. Dans le cas d'une approche EQRS, le quotient de risque ou l'excès de risque individuel est déterminé et permet d'estimer le risque sanitaire pour une population identifiée, au regard de critères d'« acceptabilité » définis par la méthode. Dans une démarche de prévention, l'évaluation permet de vérifier qu'une situation donnée (utilisation d'un produit, proximité d'une source, pollution d'un milieu...) n'implique pas d'impact sanitaire potentiellement

préoccupant. Dans une démarche de gestion, ceci permet de hiérarchiser les déterminants du risque (substances, sources, voies d'exposition...) permettant d'aider au dimensionnement des actions de gestion (réduction des émissions, dépollution, protections collectives ou individuelles, ...).

En revanche dans le cas de l'approche ACV, le résultat obtenu, exprimé en cas de maladie ou années de vie affectées ou perdues par kg de substance émise, ne représente pas un risque « réel » lié à l'exposition réelle des populations cibles.

Par ailleurs, certains types d'exposition ne sont pas encore considérés dans la démarche ACV tels que l'exposition directe des travailleurs, des consommateurs ou des populations locales. En effet, dans la démarche ACV actuelle, l'individu est uniquement exposé via l'environnement. Toutefois, la version 2.0 de USEtox intègre l'exposition à l'air l'intérieur et l'ingestion de pesticides via l'alimentation. Des travaux de recherche sont actuellement en cours afin notamment d'intégrer l'exposition des travailleurs, l'application cutanée de cosmétique ou l'exposition du consommateur aux substances ayant migré de l'emballage aux produits alimentaires dans l'approche ACV. Il est à noter également qu'en ACV le modèle de dose-réponse est considéré comme linéaire.

Pour les effets cancérogènes génotoxiques (sans seuil), il est généralement admis une relation dose-réponse linéaire aux faibles doses bien que selon les mécanismes d'action des substances, les mécanismes de réparation de l'organisme peuvent être responsables d'une non-linéarité entre la dose et la probabilité d'effet. En revanche, pour les effets à seuil, il existe un seuil d'exposition en dessous duquel aucun effet n'est attendu et une fois le seuil atteint, la gravité de l'effet augmente avec la dose. Ainsi, dans le cas d'effet à seuil, l'addition des expositions à chaque étape du cycle de vie pourrait aboutir à un résultat différent que de sommer directement sur l'ensemble du cycle de vie, dans le cas où les expositions aux différentes étapes (concernant des populations différentes) seraient inférieures au seuil d'effet. En ACV il n'y aura en effet pas de différence de résultat d'impact entre une émission importante à un endroit donné (et qui pourrait dépasser le seuil d'effet pour la population exposée à cette émission) et la somme de dix émissions dix fois moins importantes (et qui pourrait dans ce cas-là, individuellement, ne pas dépasser les seuils d'effet pour les dix populations différentes exposées à ces émissions).

3.4 PERSPECTIVE DE COMPLEMENTARITE ENTRE ACV ET EQRS

3.4.1 A QUELLES QUESTIONS REpondENT CES DEUX APPROCHES ?

La Figure 17 présente les utilisations potentielles de l'approche d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires le long du Cycle de Vie d'un produit. L'EQRS répond à une question précise sur une étape en particulier : une étude va être réalisée sur une population et un périmètre spatio-temporel donnés.

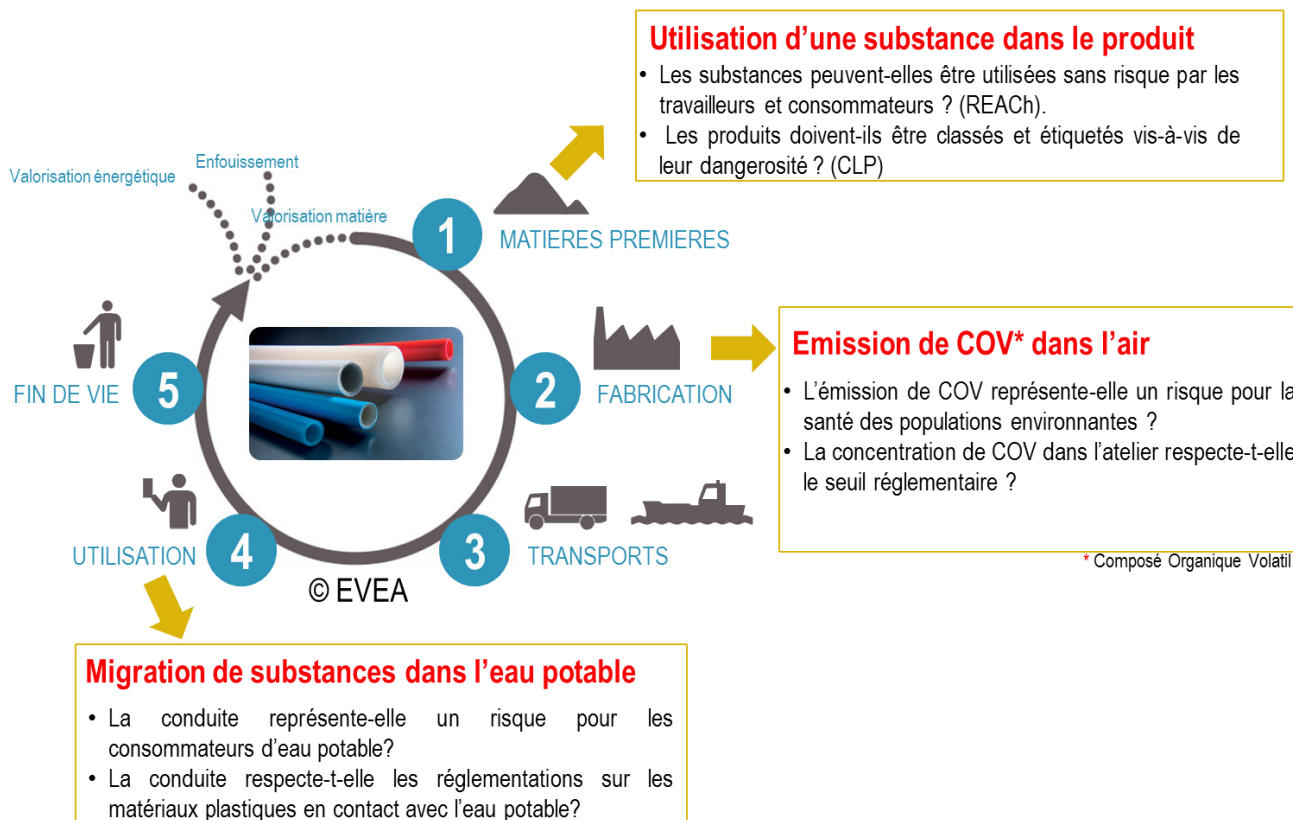


Figure 17 Exemple d'utilisation de l'Approche de l'EQRS sur un cycle de vie de produit (figure adaptée de G. Castellan)

La Figure 18 présente l'approche ACV qui réalise un bilan exhaustif des flux à chaque étape et compile l'inventaire global des flux sortants (émissions et rejets de substances) afin d'évaluer l'impact global sur la toxicité humaine pour une population générique.

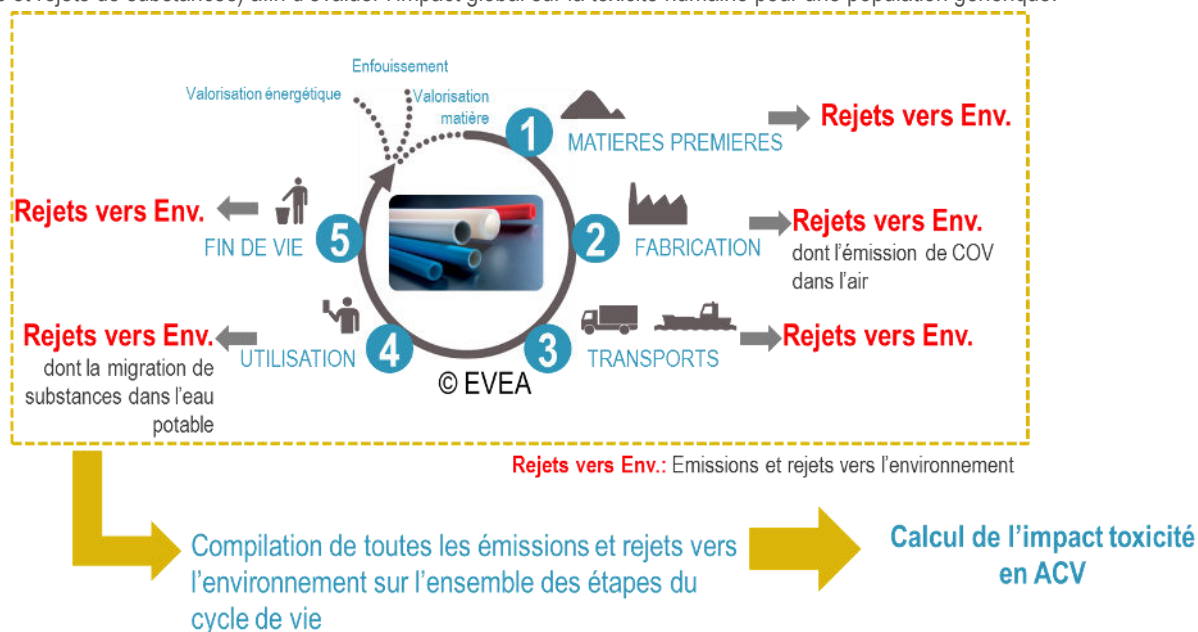


Figure 18 Approche de l'ACV sur un cycle de vie de produit (figure adaptée de G. Castellan)

Aujourd'hui, les deux approches ne se complètent pas dans leurs méthodologies respectives (pas d'interaction sur la méthodologie) mais se complètent sur les questions auxquelles elles répondent. Les deux approches peuvent être utilisées en parallèle sur un cycle de vie de produit ou au sein d'une entreprise, ce sont leurs enseignements qui seront complémentaires.

Dans leur essence même, les deux approches sont différentes. L'ACV se veut un outil d'évaluation environnementale à caractère global ce qui induit des hypothèses simplificatrices : prise en compte de l'échelle spatio-temporelle limitée voir négligée, en fonction de la méthode d'analyse d'impact choisie. Cependant, elle permet ainsi la compilation de plusieurs milliers de substances ayant été émises aux différents maillons de la chaîne de valeur (extraction des ressources, transport, transformation, utilisation, élimination des déchets, ...), ayant lieu à différents endroits de la planète à des périodes différentes (passées ou futures). C'est donc une méthode permettant d'intégrer une grande complexité via de nombreuses données comportant un grand nombre d'hypothèses. En ACV le praticien cherche à être assez générique pour que les résultats (impacts potentiels) soient comparables. L'objectif de l'ACV n'est pas de caractériser des risques sanitaires pour des populations mais de permettre une comparaison générale, sur plusieurs indicateurs environnementaux, entre deux produits sur l'ensemble de leurs cycles de vie afin d'évaluer des transferts de pollution et d'identifier celui qui a le moins d'impacts. L'EQRS s'attache à caractériser des risques sur des populations cibles identifiées dans un cadre spatio-temporel défini et limité. En EQRS, le praticien cherche à faire du spécifique. Le risque n'est pas caractérisé pour une population générique, mais pour des individus particuliers, qu'il s'agisse d'utilisateurs d'un produit sur leur lieu de travail, ou de personnes habitant près d'une source de pollution, par exemple. Les résultats n'ont pas vocation à être comparés entre eux, mais d'être estimés puis comparés à un niveau de risque « acceptable ». L'EQRS est un outil de prévention des risques sanitaires visant à évaluer si un scénario d'exposition donné dans un contexte donné est susceptible de conduire à un risque sanitaire préoccupant. Elle permet ainsi de voir si les mesures de gestion du risque mises en place sont suffisantes pour protéger la santé des personnes exposées. Selon les cadres, il peut s'agir de caractéristiques de produits, de mesures de protection individuelles ou collectives, de limites d'émission, d'objectifs de dépollution...

3.4.2 QUAND ET POURQUOI LES UTILISER ?

Comme vu précédemment, les deux approches n'ont pas les mêmes objectifs. Ceci implique que les résultats ne répondront pas aux mêmes questions. Il est donc important de comprendre quels usages des résultats issus de ces approches peuvent être faits. Dans la suite de ce paragraphe, les idées de complémentarité sont hypothétiques et la liste n'est pas exhaustive. L'objectif de ce rapport est principalement de permettre aux praticiens de comprendre les tenants et aboutissants de chaque méthode (objectifs, questions posées, périmètres...). Ainsi, chacun pourra définir ses besoins et établir ensuite une complémentarité entre les deux approches ACV et EQRS qui y répondent.

L'EQRS est souvent utilisée dans un cadre réglementaire (cf. ANNEXE 2 : Compléments sur les méthodes d'évaluation de la santé humaine), comme un outil d'aide à la décision pour la prévention des risques liés à la source évaluée. La question première est de vérifier l'acceptabilité du risque induit par cette source, en le comparant à un niveau considéré comme acceptable par les pouvoirs publics. Ensuite, l'EQRS permettra d'orienter les mesures de gestion éventuelles (réduction des émissions ou des expositions...).

A titre d'exemple, l'ACV pourrait être mise en place suite à une EQRS. Imaginons qu'une EQRS identifie une substance toxique, à l'origine de risques à une étape donnée de son utilisation. Des substances de substitution moins nocives pourraient être envisagées pour remplacer cette substance préoccupante. Toutefois, l'EQRS ne permettra pas d'identifier d'éventuels transferts de pollution sur d'autres enjeux que la santé humaine (ex : potentiel de réchauffement climatique, du potentiel d'acidification, ...). L'ACV pourrait permettre de comparer les alternatives entre elles (de leur fabrication à leur fin de vie) afin de valider le remplacement ou non de la substance préoccupante par une autre substance environnementalement moins toxique sur l'ensemble de son cycle de vie ou tout du moins d'identifier d'autres enjeux environnementaux sur lesquels il conviendrait de poursuivre les travaux de recherche et d'amélioration environnementale.

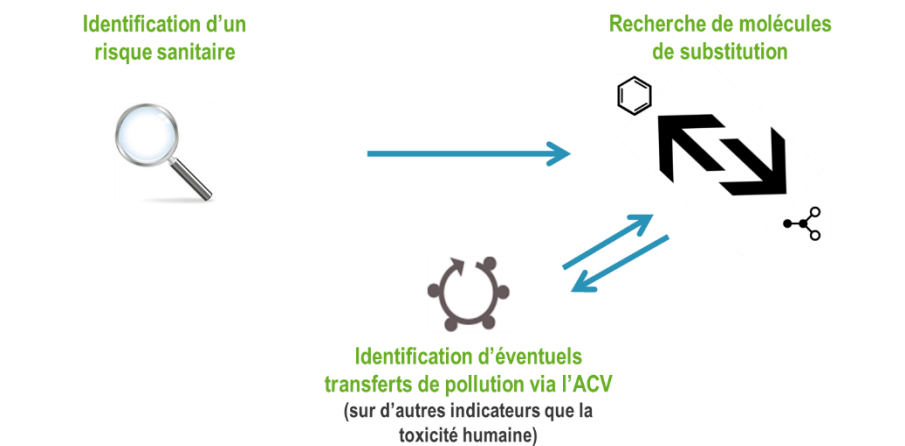


Figure 19 : Perspective d'identification d'éventuels transferts de pollution au cours d'un processus de substitution de molécules présentant un risque sanitaire

Si on se place dans un contexte où l'objectif de l'étude est de protéger une population donnée, l'ACV interviendrait plutôt sur la priorisation de pistes de travail. L'ACV présente l'avantage de traiter en peu de temps un grand nombre de substances ce qui peut permettre d'utiliser l'ACV comme un outil de screening permettant une première priorisation des substances les plus nocives (10 à 15 substances identifiées comme prioritaires). Cependant on peut se demander si cette priorisation aurait été la même par l'EQR.

Les tableaux ci-dessous reprennent les mots clés attachés aux deux approches et une liste non exhaustive, donnée à titre d'exemple, des objectifs d'utilisation de ces approches.

	EQR	Toxicité humaine en ACV
Mots-clés	•Protéger •Prévenir les dangers •Valider un risque acceptable	•Comparer* •Orienter •Prioriser •Choisir

Tableau 7 Mots clés associés aux deux approches
* La différence d'impact doit être d'au moins 3 ordres de grandeur pour être significative.

	Question	EQR	Indicateur ACV de toxicité humaine
Problématique générale	Est-ce qu'un produit est sans risque?	✓	-
Problématiques concernant les entreprises privées	Où est-ce que mon produit pourrait engendrer un problème en termes de toxicité humaine?	✓	✓
	Quels ingrédients/procédés dois-je remplacer en priorité?	-	✓
	A quel point l'alternative à mon produit/procédé est meilleure?	-	✓ *
	Est-ce que mon produit respecte les réglementations?	✓	-
	Mon produit est-il sans risque pour les travailleurs, la population locale ou les consommateurs?	✓	-
Problématiques concernant les instances publiques	Quelles substances devons nous réglementer en priorité?	✓	✓
	Quels sont les compromis entre les problématiques locales et globales?	✓	✓

Figure 20 Exemples de problématiques abordées par les deux approches

** La différence d'impact sur l'indicateur toxicité humaine doit être d'au moins 3 ordres de grandeur pour être significative.*

Il est important de garder à l'esprit que l'ACV est une méthode multicritère, l'indicateur ACV de toxicité humaine ne doit pas être considéré de façon isolée. L'aspect multicritère de la méthode ACV apporte des réponses à des problématiques plus larges que la toxicité humaine comme par exemple les problématiques de changement climatique, d'eutrophisation... L'ACV qui est par définition multi-indicateur permet de répondre aux questions suivantes :

- « Est-ce que l'alternative n'engendre pas un autre impact? » L'aspect multicritère permet d'éviter les transferts de pollution.
- « Comment se situe mon produit face aux autres en termes d'impact environnemental? »
- « Quels sont les produits les moins impactants sur le marché? » La réponse à cette question permet d'orienter les instances publiques sur les produits à encourager et d'orienter le consommateur sur ses choix lors de l'achat.

L'indicateur toxicité humaine en ACV ne répond pas toujours aux enjeux d'un secteur. Il est important de mener une réflexion en amont en fonction du secteur. En effet, l'identification des enjeux de santé humaine prioritaire pour un secteur donné peut permettre de savoir si les problématiques prioritaires sont abordées avec l'indicateur en question.

Exemple 1 : cas du secteur agro-alimentaire : seul 15% des enjeux de santé humaine (endpoint) peuvent être traités par l'ACV (pollution de l'air, émission de particules, émission de pesticides, ...) mais la majeure partie des enjeux de santé humaine sont des problèmes de nutrition et devront donc être abordés avec d'autres outils que l'ACV.

Exemple 2 : cas du secteur automobile: l'étude de l'émission des COV pendant la phase utilisation ne suffit pas à prendre en compte l'ensemble des enjeux prioritaires, une approche réglementaire de type REACh peut alors venir compléter l'étude.

Pour conclure, l'ACV ou l'EQRS sont des méthodes qui abordent certaines problématiques mais qui ne sont pas exhaustives sur l'enjeu de la santé humaine. C'est pourquoi il est recommandé en premier lieu d'identifier les enjeux prioritaires du secteur concerné afin de voir s'ils sont abordés et de quelle manière par ces outils et en second lieu de réfléchir à la complémentarité d'approches via la mise en place d'autres outils complémentaires.

Pour conclure l'ACV permet d'identifier quel processus ou quelle étape du cycle de vie contribue le plus à l'impact de toxicité humaine : on peut ainsi identifier où se situe un problème dans la chaîne d'approvisionnement par exemple: l'objectif étant de comparer des scénarios et non pas de protéger une population. L'EQRS, quant à elle, aide à la prévention en s'intéressant à la question de l'acceptabilité du risque. L'EQRS amorce la réflexion sur la nature des mesures à mettre en place.

3.4.3 COMMENT METTRE EN PLACE LES DEUX APPROCHES DANS UNE ENTREPRISE ?

Comme vu précédemment l'ACV et l'EQRS n'ont pas le même périmètre et ne répondent donc pas aux mêmes interrogations. C'est pourquoi mettre en place et renforcer les coopérations entre praticiens de l'ACV et de l'EQRS au sein d'une même entreprise peut permettre d'apporter tous les éléments pour répondre à la question générale que peut se poser une entreprise : *Quels problèmes mon produit pourrait-il engendrer en termes de toxicité humaine?*

Le graphique ci-dessous présente les questions auxquelles les différents services d'une entreprise peuvent répondre grâce à la mise en place de l'une et/ou l'autre des deux méthodes.

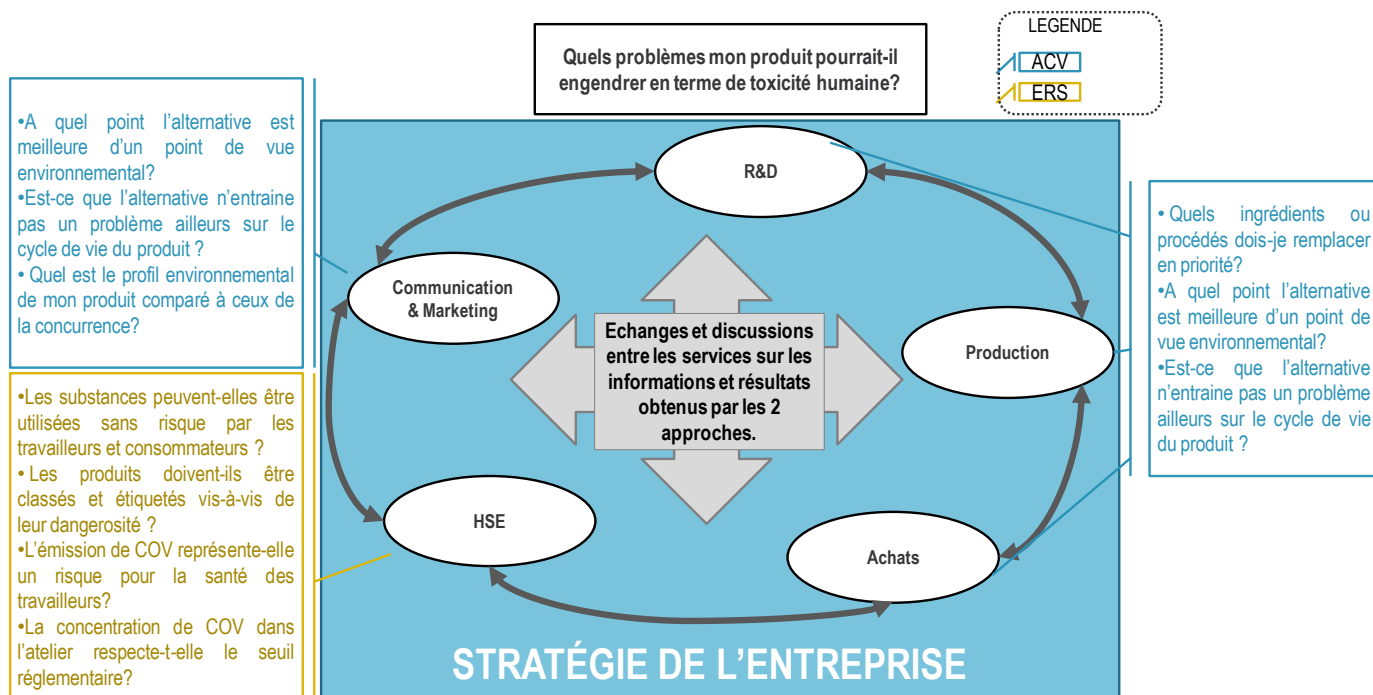


Figure 21 : Utilisation des deux méthodes par les services de l'entreprise

D'un point de vue opérationnel, il n'y a pas d'interaction entre les deux approches. Cependant au niveau de la communication entre les différentes équipes d'une entreprise il peut y avoir des échanges d'informations et donc de l'interaction créée entre les deux approches. A une échelle plus globale, la stratégie de l'entreprise peut amener et nécessiter une interaction entre les deux approches.

3.4.4 CONCLUSIONS SUR L'USAGE DES DEUX METHODES

Les réflexions sur les divergences et complémentarités des deux méthodes ont mené aux conclusions présentées ci-dessous :

- L'ACV et l'EQRS sont des méthodes différentes répondant à des objectifs différents. Certaines données sources utilisées par les praticiens sont communes, notamment sur la toxicité des substances, mais traitées de manières différentes.
- L'ACV a pour ambition l'agrégation d'un grand nombre de données de manière très moyenne et approximative alors que l'EQRS adresse une évaluation spécifique des risques sanitaires dans un contexte donné (source et population cible)
- L'EQRS ne peut être appliquée à l'ensemble du cycle de vie d'un produit et pour l'ensemble des substances rejetées.
- L'EQRS peut être utilisé de manière complémentaire à l'ACV dans un objectif d'éco-conception (l'EQRS permettant de répondre à la question de la maîtrise du risque sanitaire, limite identifiée pour le praticien ACV)
- L'ACV peut être utilisée en complément d'une démarche de substitution de molécules toxiques afin d'identifier d'éventuels transferts d'impacts sur d'autres indicateurs que la toxicité humaine
- Etre vigilant pour une utilisation à des fins d'affichage environnemental

3.5 COMMENT VALORISER LES RESULTATS ?

Une étape cruciale suite à la mise en place d'une ou des deux méthodes dans l'entreprise est de valoriser les résultats. Ce paragraphe aborde les problématiques de prise de décision, d'incertitudes et de communication des résultats.

3.5.1 LA DIFFICULTE DE PRISE DE DECISION

Quel que soit le domaine concerné, la prise en compte de plusieurs points de vue reste complexe à réaliser. La décision multicritère n'est pas chose facile, notamment dans des études où plusieurs résultats provenant de différents outils sont fournis. Cela peut être le cas lorsqu'on croise, l'EQRS, l'ACV et d'autres outils offrant des indicateurs additionnels. Par exemple la prise de décision s'avère complexe lorsque le décideur souhaite prendre en compte les résultats apportés par l'indicateur toxicité humaine ACV, les émissions COV, le poids des matériaux... Le champ de l'aide à la décision multicritère s'ouvre alors afin d'aider le décideur dans la priorisation de ses attentes. Pour aller plus loin sur ce sujet, les membres peuvent consulter les livrables du projet Score LCA n°2015-02 « Utiliser l'analyse multicritères pour la prise de décision en ACV », réalisé par EVEA et l'Ecole des Mines d'Alès.

3.5.2 LES INCERTITUDES SUR LA NOTION DE TOXICITE

L'incertitude est intrinsèque à la notion de toxicité. En effet, en EQRS le but étant de protéger la cible, un choix méthodologique de prudence a été fait. Cette majoration du risque passe par la mise en place de facteur de précaution. On peut alors parler de « worst case » en ce qui concerne les scénarios d'exposition des populations.

Dans le domaine de l'ACV, cette incertitude est également présente, elle est notamment introduite par la globalisation de l'impact (monde générique moyen). L'objectif étant d'avoir une évaluation moyenne au plus proche. On peut alors plutôt parler de « best- estimate ».

Les ACV et les EQRS ont toutes les deux la capacité d'aboutir à des résultats chiffrés, malgré les incertitudes sur les facteurs utilisés, sur la toxicité et aussi sur les émissions, des transferts et les expositions. Il est donc indispensable de rappeler les incertitudes portant sur les résultats, et l'impact des hypothèses qui peut être majorant ou minorant.

3.5.3 COMMENT COMMUNIQUER SUR LES RESULTATS?

N.B. Pour rappel, l'indicateur toxicité humaine en ACV est un indicateur parmi d'autres puisque c'est une évaluation environnementale multicritère. Cet indicateur sera donc toujours présenté avec d'autres indicateurs jugés pertinents tels que le changement climatique, l'eutrophisation des milieux, ...pour comparer plusieurs produits.

LA COMMUNICATION, EN PRATIQUE

QUELLE ECHELLE GRAPHIQUE DE REPRESENTATION UTILISER POUR PRESENTER LES RESULTATS ACV ?

Comme expliqué au paragraphe 2.3.1, l'incertitude de l'impact toxicité ne permet pas de classer entre elles les 10 à 20 émissions toxiques les plus impactantes pour une application donnée. Cependant une distinction pourra être faite entre ces substances les plus importantes et les centaines d'autres ayant peu d'impacts.

Pour une meilleure interprétation et pour éviter la surinterprétation des faibles différences qui pourraient paraître importante sur une échelle linéaire, il est recommandé aux praticiens de présenter les résultats d'indicateurs de toxicité ACV systématiquement sous forme d'échelle logarithmique lors de comparaison de scénarios ou de contribution de substances afin d'atténuer de manière visuelle cette incertitude. Autrement dit, lorsqu'une différence de potentiel d'impact sur la toxicité humaine entre deux alternatives n'est pas visible en échelle logarithmique, elle n'est pas considérée comme suffisamment grande par rapport à l'incertitude de plusieurs ordres de grandeur, et n'a donc pas d'importance : les deux alternatives sont considérées comme ayant un potentiel d'impact sur la toxicité humaine équivalent. Une différence au-delà d'un facteur 100, voir 1000, est considérée comme une véritable différence en impact toxique entre deux alternatives, et ceci sera visible en échelle logarithmique.

EXPLIQUER LA SIGNIFICATION DES UNITES

En ACV, les résultats peuvent être communiqués dans une unité exprimant des morts statistiques/ kg de substance émise. Les études d'impact sanitaire peuvent conclure sur un nombre de cas de mortalité anticipée ou de morbidité dans une population. Or ces morts « statistiques » sont mal compris par le grand public lorsqu'ils font l'objet de communications peu didactiques. Les morts « statistiques » peuvent alors être confondus avec des morts effectifs.

Les EQRS réglementaires aboutissent à des indicateurs qui, après comparaison à des seuils d'acceptabilité, permettent de conclure sur l'existence ou l'absence de risque préoccupant. La notion même d'acceptabilité du risque est parfois remise en cause par les populations concernées, en particulier s'agissant d'effets sans seuil (substances cancérigènes) ou à très faible dose encore mal caractérisés (perturbateurs endocriniens par exemple). Ainsi, l'excès de risque individuel pour les effets sans seuil est considéré acceptable s'il ne dépasse pas 10^{-5} , soit un cas sur 100 000. Certains peuvent arguer que c'est déjà trop, compte-tenu de l'accumulation des facteurs de risque (cumul des substances et des voies d'exposition).

EN ACV, RESTER DANS LA COMPARAISON

Comme abordé dans le rapport, l'ACV a un but essentiellement comparatif. L'objectif de l'ACV n'est pas d'être un outil prédictif mais décisionnel en terme de choix de substances ou de produits. Pour rappel, en ACV les impacts présentés sont des impacts potentiels. On notera également que l'unité des résultats ACV peut être exprimée en morts « statistiques » ce qui souligne l'approche globale pour un monde fictif moyen qu'emprunte l'ACV.

LES CONFUSIONS RECURRENTES LORS DE LA COMMUNICATION DES RESULTATS

Par ailleurs il existe un risque de confusion entre la sécurité d'un produit et son profil environnemental en ACV sur l'indicateur toxicité. Par exemple dans la Figure 22 ci-dessous, une approche EQRS révélera que les deux conduites d'eau en plastique respectent les réglementations sur l'eau potable et ne présentent aucun risque pour les consommateurs. Une évaluation ACV comparera les deux conduites d'eau sur l'impact environnemental toxicité humaine. Une conduite d'eau peut donc ne présenter aucun risque sanitaire et respecter les réglementations tout en ayant un impact sur l'indicateur toxicité humaine en ACV. Autrement dit, l'impact potentiel mis en évidence par l'ACV ne veut pas pour autant dire qu'il présente un risque réel pour le consommateur.

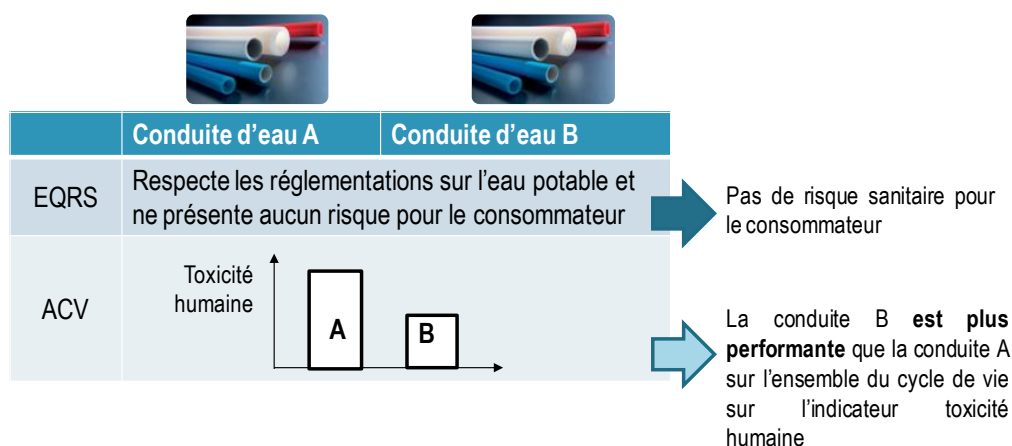


Figure 22 Des résultats ACV et EQRS qui n'ont pas la même portée

Dans tous les cas, il est donc indispensable de rappeler la signification scientifique des résultats des évaluations, en réponse aux objectifs fixés, en rappelant ce qu'ils veulent dire et ce qu'ils ne veulent pas dire.

3.6 POUR ALLER PLUS LOIN : QUELLES SONT LES PROCHAINES ETAPES EN ACV SUR LE SUJET ?

Comme toutes les catégories d'impact ACV, la toxicité humaine est en développement permanent. En ce moment il y a une multitude de travaux en cours qui seront abordés de manière sommaire dans les paragraphes suivants.

3.6.1 PROSCALE

Les travaux du projet Proscale ont été lancés à l'initiative de BASF qui a rassemblé six partenaires industriels ou académiques (consortium en Mai 2016 : BASF, Covestro, Deutsche Bauchemie, DSM, IVL, Kingspan, Solvay). L'objectif de ces travaux porte sur le développement d'indicateurs de toxicité humaine complémentaires aux indicateurs ACV existants. Ces travaux partent du bilan initial d'un besoin d'un indicateur de performance pouvant être connecté et communiqué avec des études ACV, de Déclaration Environnementale Produit (DEP), ou d'Empreinte Environnementale des Produits (EEP). Cet indicateur de performance complémentaire utiliserait l'approche risque pour l'analyse d'un produit tout en restant dans la pensée de cycle de vie. Ceci permettrait ainsi d'utiliser des données existantes et

systématiques, notamment REACh. L'initiative ProScale a également constaté que le règlement REACh n'est aujourd'hui pas assez exploré en tant que source de données et d'information dans le contexte ACV.

ProScale a annoncé une publication scientifique, transparente, pragmatique de la première version de la méthodologie pour fin 2016. Cette méthodologie devrait être applicable globalement pour l'évaluation toxicologique (toxicité humaine en premier lieu puis écotoxicité ensuite) des produits basée sur les quatre principes suivants :

- 1) analyser le potentiel d'exposition tout au long du cycle de vie,
- 2) utiliser des données existantes, notamment REACh,
- 3) permettre une comparaison en relation avec la performance technique,
- 4) proposer une approche pertinente pour la communication « business-to-business » et « business-to-customer ».

L'effort de recherche est axé sur le développement d'indicateurs d'exposition des travailleurs et des consommateurs sur les différentes phases du cycle de vie. Actuellement, ceci n'est pas pris en compte dans les indicateurs ACV qui modélisent plutôt les impacts sur la population dû aux émissions dans l'environnement et ne considèrent pas l'exposition des travailleurs à proximité d'une source d'émission ou les consommateurs exposés aux ingrédients d'un produit lors de son utilisation. Le projet ProScale a correctement identifié un besoin de compléter les indicateurs de toxicité humaine en ACV avec des informations spécifiques pour des expositions élevées de certaines « sous-populations », notamment des travailleurs et consommateurs.

Ce besoin a également été identifié depuis plusieurs années au sein de la recherche publique et il y a en ce moment une multitude de projets de recherche en cours qui visent à développer ce type d'indicateur dans le contexte d'ACV.

Pour conclure, le projet ProScale permet d'établir le dialogue nécessaire entre développeurs et utilisateurs d'ACV sur certaines expositions importantes et leur considération en ACV ainsi que l'amélioration des indicateurs existants.

3.6.2 EMPREINTE ENVIRONNEMENTALE PRODUIT (EEP OU PEF)

La proposition concernant USEtox du JRC dans le cadre du projet PEF de la Commission Européenne n'a pas fait l'objet de publication, ce qui rend difficile l'analyse de cette proposition.

L'initiative du PEF se base sur un constat vis-à-vis de l'indicateur de toxicité humaine de USEtox, et plus précisément sur la source des données. En effet, actuellement la base de données USEtox n'intègre pas de données issues REACh. Ceci provient du fait que la base de données REACh est plus récente que le modèle USEtox, développé en 2006 et publié avec sa base de données en 2007 (article scientifique correspondant en 2008).

En principe, il serait tout à fait envisageable d'utiliser des données REACh, cependant l'absence de « peer-review » des données est un obstacle majeur. En effet, il n'y a que certaines données de toxicité de l'espèce la plus sensible qui sont vérifiées par experts, or, en ACV, il est nécessaire de se baser sur des données de plusieurs espèces pour calculer une toxicité moyenne.

3.6.3 UNEP-SETAC FLAGSHIP PROJECT : HARMONISATION ET RECOMMANDATIONS GENERALES SUR LES METHODES D'AICV

Ce projet a pour objectif d'harmoniser les modèles AICV et d'établir un consensus international portant sur des recommandations générales pour la plupart des catégories d'impact en ACV. La toxicité humaine fait partie de ce processus et les recommandations sont actuellement en cours de discussion au sein du groupe de travail sur l'indicateur toxicité humaine. Ils seront présentés et discutés au sein d'un « Pellston » workshop fin 2017/début 2018.

3.6.4 PROJETS DE RECHERCHE INTERNATIONAUX DIVERS

Une multitude de projets de recherche en cours, notamment au Danemark et aux Etats Unis, visent à développer des indicateurs d'exposition pour les travailleurs (par exemple exposition aux pesticides lors d'application, exposition à proximité des sources d'émission...) et des indicateurs d'exposition des consommateurs lors de l'utilisation d'un produit. Ces derniers portent sur l'évaluation de produits cosmétiques, pesticides, textiles, pharmaceutiques, ... qui contiennent des substances toxiques provoquant des effets cancérogènes, neurotoxiques, ou autres.

Le but commun de tous ces projets est l'intégration de cette information d'exposition dans les indicateurs de toxicité humaine en ACV. Les premières publications sur le sujet sont désormais disponibles, par exemple Jolliet et al. (2015) et Ernststoff et al. (2016). Les indicateurs développés au sein de ces projets ont le même objectif que l'indicateur envisagé par ProScale.

Pour conclure il semble que l'une des tendances actuelles des projets en cours est le retour à la réglementation pour la source des données d'entrée.



MESSAGE CLÉ

Ce chapitre s'adresse aux praticiens afin de les aider dans leur compréhension et dans la mise en place de démarches complémentaires alliant ACV et EQRS. Chaque cas d'entreprise est unique et le contexte et les objectifs seront la base de la réflexion lors de la recherche de complémentarité. En fonction des besoins et objectifs, ce chapitre propose quelques pistes non exhaustives afin de mettre en place une complémentarité entre les deux approches. L'étape consécutive à la réalisation d'une approche ou des deux est la communication des résultats. Ce point s'avère une étape cruciale pour les entreprises car c'est toute la valorisation de l'étude qui s'y joue. Il est donc important de suivre les recommandations de communication proposées et de maintenir la transparence sur les résultats quant à leur incertitude. Enfin, et puisque ce domaine est en perpétuelle évolution et fait l'objet de nombreuses recherches scientifiques, un paragraphe portant sur les travaux actuels est proposé aux praticiens. Il est essentiel que le praticien se tienne informé des futures évolutions méthodologiques ainsi que des éventuelles recommandations européennes à venir.

ANNEXES

3.7 ANNEXE 1 : AUTRES METHODES D'EVALUATION DE LA SANTE HUMAINE HORS ACV ET EQRS

➤ Etudes locales d'imprégnation : biosurveillance

La principale différence des études d'imprégnation avec les évaluations quantitatives des risques sanitaires est que l'exposition est estimée à partir de prélèvements biologiques sur les personnes (sang, urine...), et non par modélisation ou mesures environnementales. Des relations quantifiées entre doses internes et effets existent pour un petit nombre de substances (plomb par exemple). A défaut, le plus souvent, les résultats ne sont généralement pas utilisés pour caractériser des risques, mais comparés entre eux par une analyse statistique visant à identifier des déterminants d'exposition (contamination des milieux, travail, lieu de vie, habitudes...).

Ces études portent souvent sur une substance ou une famille de substances (plomb, PCB...). Les cibles peuvent être la population générale ou une population spécifique (enfants, travailleurs...) et leur périmètre géographique peut être limité autour d'une source de pollution ou étendu à l'échelle d'une région ou de la France¹⁴.

➤ Evaluation des risques professionnels

L'évaluation des risques professionnels se base, dans un premier temps, sur l'identification des dangers, qui peuvent être physiques (coupures, chutes...), chimiques (corrosivité, toxicité des produits) ou autres. L'évaluation des risques chimiques se déroule en 4 étapes¹⁵ :

1. repérer les produits et répertorier leurs dangers dans un inventaire,
2. analyser leur mise en œuvre pour évaluer les conditions d'exposition,
3. hiérarchiser les risques par priorités d'action,
4. élaborer un plan d'action.

Les dangers sont caractérisés principalement à partir de l'étiquetage et des fiches de données de sécurité des produits utilisés. L'exposition du travailleur est estimée qualitativement ou quantitativement par mesurage ou modélisation. Les risques sont ensuite priorisés et un plan d'actions pour prévenir les risques est défini. Les expositions ne doivent pas dépasser les Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle (VLEP). Il ne s'agit pas d'une évaluation quantitative des risques sanitaires, à proprement parler, car ces valeurs ne sont pas des relations doses-réponses.

Le périmètre de ces évaluations est donc très limité (poste de travail). **Plusieurs substances peuvent être considérées, mais l'additivité des risques n'est pas prise en compte.**

➤ Classification des substances, mélanges et déchets (indicateurs toxicologiques qualitatifs)

Les indicateurs qualitatifs sont utilisés pour la classification des substances en fonction de leur toxicité. L'objectif est de s'assurer que les dangers soient clairement identifiés afin d'être communiqués aux travailleurs et/ou aux consommateurs ainsi qu'aux décideurs. Ces derniers utilisent l'EQRS comme un outil d'aide à la décision permettant d'identifier des pistes d'amélioration et d'initier leur mise en place. Ces indicateurs qualitatifs sont donc applicables quelle que soit la population concernée, l'utilisation de la substance ou encore la zone géographique considérée.

Les indicateurs qualitatifs concernent deux réglementations : le règlement n°1272/2008 (CLP) et la directive n°2000/98 concernant les déchets. Chaque substance ou mélange, se voit attribuer une ou plusieurs classes ou propriétés de danger sur la base de résultats d'essais expérimentaux standardisés excepté dans le cas des mélanges où ces indicateurs sont généralement basés sur les dangers des substances du mélange. Ces indicateurs permettent d'avoir une vision générale de la toxicité d'une substance ou d'un mélange et notamment d'identifier les types d'effets susceptibles d'être induits suite à une exposition.

Le règlement CLP comprend 28 classes de danger dont 10 classes qui concernent les dangers pour la santé (toxicité aiguë, corrosion cutanée / irritation cutanée, lésions oculaires graves/irritation oculaire, sensibilisation respiratoire ou cutanée, mutagénicité sur les cellules germinales, cancérogénicité, toxicité pour la reproduction, toxicité pour certains organes cibles-exposition unique, toxicité pour certains

¹⁴ Voir plusieurs études disponibles sur le site de l'InVS.

¹⁵ Dossier « risques chimiques » de l'INRS : www.inrs.fr/risques/chimiques/evaluation-risques.html

organes cibles-expositions répétées et danger par aspiration) et 2 classes spécifiques des dangers pour l'environnement (dangers pour le milieu aquatique (aigu et chronique) et danger pour la couche d'ozone).

La directive « déchets » quant à elle comprend 14 propriétés de danger dont 9 propriétés concernant les dangers pour la santé (irritant, nocif, toxique, cancérigène, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, mutagène et sensibilisant) et une propriété pour les dangers pour l'environnement (écotoxique).

Dans le cadre de ces deux réglementations, les propriétés de danger des substances et des mélanges doivent être déterminées par les industriels responsables de la fabrication, la mise sur le marché, l'utilisation de ces substances ou encore de traitement des déchets. Les informations associées à la toxicité des substances sont accessibles sur la base de données de l'inventaire de classification et d'étiquetage de l'Agence Européenne des Produits chimiques (ECHA, <http://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/cl-inventory-database>). En revanche, concernant les mélanges et les déchets, ces informations sont uniquement communiquées lors de la dissémination de fiches de données de sécurité et sont donc moins facilement accessibles. Pour plus d'informations cf. ANNEXE 5 : Compléments sur le cadre réglementaire des méthodes d'évaluation de la santé humaine.

Ces indicateurs peuvent ainsi fournir des éléments sur la toxicité des substances et des mélanges afin d'identifier des substances préoccupantes tels que les substances CMR (Cancérigène, Mutagène, Reprotoxique) et de réaliser une hiérarchisation de premier niveau de la dangerosité entre plusieurs substances.

➤ Détermination de la relation dose-réponse hors EQRS

Contrairement aux VTR et aux DNEL/DMEL utilisées en EQRS, les valeurs guide ou valeurs de gestion intègrent en plus des considérations toxicologiques d'autres dimensions tels que des aspects socio-économiques ou encore la considération des spécificités liées aux méthodes d'analyses (notamment la limite de détection et quantification). Par ailleurs, la population concernée peut également varier selon le contexte. En effet, tel qu'il est identifié dans le tableau de comparaison des différentes méthodes, il est possible de citer le cas des VLEP, utilisées dans un contexte professionnel, pour lesquelles les populations sensibles telles que les enfants ou les personnes âgées ne sont pas considérées lors de l'établissement de ces valeurs.

Par ailleurs, outre les différences dans les méthodes de construction de ces différentes valeurs et les différents aspects considérés, le cadre d'établissement de ces valeurs ainsi que les populations cibles varient selon le type de valeurs. Le tableau ci-dessous présente de façon synthétique les principales différences.

Type de seuil de danger	Population cible	Contexte réglementaire
Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)	Population générale (sauf exceptions, quelques valeurs spécifiques pour une exposition des enfants)	Non réglementaire
Dose sans effet prévisible (ou effet minimum) DNEL/DMEL	Population générale et travailleurs (2 valeurs différentes)	Valeurs établies dans le cadre du règlement REACH
Valeur Limites d'Exposition Professionnelles (VLEP)	Travailleurs	Valeurs limites admises non réglementaires, valeurs limites réglementaires indicatives ou valeurs limites réglementaires contraignantes (Code du travail)
Valeurs Guides pour l'Air Intérieur (VGAi)	Population générale	Valeurs guides réglementaires (Code de l'Environnement) ou indicatives (ANSES)
Normes de Qualité Environnementale (NQE)		Valeurs réglementaires (Directive Cadre sur l'Eau)
Valeurs Guides de qualité de l'air		Valeurs réglementaires (Code de l'Environnement)
Valeurs guides pour l'air/eau		Non réglementaire

Tableau 8 Principales différences entre les valeurs toxicologiques

3.8 ANNEXE 2 : COMPLEMENTS SUR LES METHODES D'EVALUATION DE LA SANTE HUMAINE

CONTEXTES D'APPLICATION REGLEMENTAIRES

L'évaluation de la toxicité humaine et des risques sanitaires consiste à identifier et caractériser les propriétés toxicologiques (dangers) d'une substance et les risques associés pour les personnes qui peuvent être exposés à cette substance. Cette exposition peut être consécutive à la fabrication, l'utilisation et/ou la mise sur le marché d'une substance chimique ou d'un mélange, ou bien à l'émission de substances dans l'environnement.

Différentes approches d'évaluation de la toxicité humaine et des risques sanitaires existent et les méthodes et champs d'application peuvent varier selon les contextes. Dans le cadre du présent rapport, les contextes suivants sont considérés :

- règlement (CE) n° 1907/2006 du 18/12/06 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (**REACH**), instituant une agence européenne des produits chimiques,
- règlement (CE) n° 1272/2008 du 16/12/08 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage (**CLP**) des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006,
- règlement (CE) n° 1223/2009 relatif aux **produits cosmétiques**,
- règlement (CE) n° 528/2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des **produits biocides**,
- règlement (CE) n° 1107/2009 concernant la mise sur le marché des produits **phytopharmaceutiques** et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE,
- les articles R4412-5 et suivants (sous-section « Évaluation des risques ») du Code du travail, et la circulaire DGT 2010/03 du 13 avril 2010 relative au **contrôle du risque chimique sur les lieux de travail**,
- les articles R. 122-5 et R. 512-8 du code de l'environnement (Contenu de l'étude d'impact) et la Circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche **de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées (ICPE)** soumises à autorisation,
- la Circulaire du 8 février 2007 (Prévention de la pollution des sols - Gestion des sols pollués) et la Note du 8 février 2007 (Sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des **sites pollués**,
- qualité de l'air intérieur, guide d'établissement de **valeurs guide d'air intérieur** (valeurs fixées par décret, un décret regroupant plusieurs valeurs),
- directive n° 2000/60/CE du 23/10/00 établissant un cadre pour une **politique communautaire dans le domaine de l'eau**,
- directive 2008/98/UE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux **déchets** et abrogeant certaines directives,
- le Règlement CEE n° 315/1993, modifié, portant établissement des procédures communautaires relatives aux **contaminants dans les denrées alimentaires**.

Pour chacune des approches d'évaluation de la toxicité humaine et des risques sanitaires, l'objectif de la méthode ainsi que le champ d'application seront précisés. Par ailleurs, un tableau comparatif synthétisant les points essentiels de chaque méthode d'évaluation et qui a servi de base pour ce travail est disponible en ANNEXE 5 : Compléments sur le cadre réglementaire des méthodes d'évaluation de la santé humaine

OBJECTIF DE LA METHODE SELON LE CONTEXTE

- **Produits chimiques (Règlement (CE) n° 1907/2006 (REACH) et n° 1272/2008 (CLP))**

Les règlements REACH et CLP ont pour objectif commun d'assurer un niveau de protection élevé de protection de la santé humaine et de l'environnement, ainsi que d'assurer la libre circulation des substances, telles quelles ou contenues dans des mélanges ou des articles, tout en améliorant la compétitivité et l'innovation.

Par ailleurs, le règlement REACH permet de faire porter à l'industrie la responsabilité d'évaluer et de gérer les risques posés par les produits chimiques et de fournir des informations de sécurité adéquates à leurs utilisateurs.

Le règlement CLP quant à lui a été initialement créé avec pour objectif d'harmoniser le système de classification existant avec le système général harmonisé (SGH). Le SGH permet la classification et l'étiquetage des produits chimiques présentant un danger pour l'homme et l'environnement de manière harmonisée au niveau international. A titre d'exemple, ces dangers peuvent être industriels (explosif, inflammable, ...), relatif à la santé humaine (toxique, allergène, CMR, ...) ou à l'environnement (écotoxicité pour les organismes aquatiques, ...).

- **Protection des travailleurs (Code du travail)**

Les mesures détaillées dans le code du travail ont pour objectif d'assurer la sécurité et protéger la santé physique et mentale des travailleurs de l'établissement.

- **Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (Code de l'environnement)**

Assurer la sécurité et la santé des Hommes ainsi que la sauvegarde de nombreux intérêts dont la sécurité et salubrité publiques, et la protection de la nature et de l'environnement.

- **Sites et sols pollués (Code de l'environnement)**

Déterminer si les risques sanitaires sont acceptables ou non au vu de l'état des milieux et des usages qui en sont fait (ou qui vont en être fait). Permettre la réhabilitation d'anciens sites industriels pollués, sans risque pour les usages futurs.

- **Etudes de zone**

Evaluer les impacts des activités humaines sur l'état des milieux, et des risques ou des impacts sanitaires inhérents pour les populations, conduites dans une zone, afin d'identifier et de hiérarchiser des actions pour la prise en charge et la maîtrise de ces risques ou impacts.

- **Qualité de l'air intérieur**

Fournir une base de travail pour protéger la population des effets néfastes pour la santé liés à une exposition de la pollution de l'air par une substance par inhalation et pour éliminer ou réduire les contaminants ayant un effet négatif.

Aider les pouvoirs publics à fixer des valeurs de gestion de la qualité de l'air intérieur pour la santé humaine.

- **Qualité de l'air (code de l'environnement, décret 2010-1250)**

Fixer un niveau à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.

- **Produits cosmétiques (Règlement n°1223/2009)**

Renforcer certains éléments du cadre réglementaire applicable aux produits cosmétiques, comme les contrôles au sein du marché, en vue d'assurer un niveau élevé de protection de la santé humaine.

- **Produits biocides (Règlement n° 528/2012)**

Assurer un niveau de protection élevé de l'homme, des animaux et de l'environnement en limitant la mise à disposition sur le marché aux seuls substances actives et produits biocides efficaces, et présentant des risques acceptables pour l'homme et l'environnement. Les mesures qu'il instaure visent notamment à prévenir les effets à long terme : effets cancérogènes ou toxiques pour la reproduction, ou effets des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables.

- **Produits phytopharmaceutiques (Règlement n°1107/2009)**

Garantir un niveau élevé de protection de la santé humaine et animale et de l'environnement, et dans le même temps de préserver la compétitivité de l'agriculture communautaire. Il convient d'accorder une attention particulière à la protection des groupes vulnérables de la population, notamment les femmes enceintes, les nourrissons et les enfants.

Evaluation de la toxicité humaine en ACV

- Déchets (Directive n°2008/98)

Protéger l'environnement et la santé humaine par la prévention ou la réduction des effets nocifs de la production et de la gestion des déchets, et par une réduction des incidences globales de l'utilisation des ressources et une amélioration de l'efficacité de cette utilisation.

- Qualité de l'eau (Directive n°2000/60/CE)

Fixer des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines. L'objectif général était d'atteindre d'ici à 2015 le bon état des différents milieux sur tout le territoire européen.

- Contaminants dans les denrées alimentaires (Règlement n°315/1993)

Maintenir la teneur des contaminants à des niveaux acceptables sur le plan toxicologique, dans l'intérêt de la protection de la santé publique.

CHAMP D'APPLICATION EQRS

REACH/CLP	De la fabrication, à la mise sur le marché ou à l'utilisation de ces substances, telles quelles ou contenues dans des mélanges ou des articles, et à la mise sur le marché des mélanges (excepté les substances radioactives, soumises à contrôle douanier, intermédiaires non isolés, transport de substances dangereuses, déchets, cosmétiques, médicaments, denrées alimentaires)
Code de l'environnement	Installations qui peuvent présenter des dangers ou inconvénients, soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publique, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique.
Etude de zone	Territoire industrialisé soumis à un ensemble complexe de pollutions (démarche collective, non réglementaire)
Cosmétiques	Tout produit cosmétique mis à disposition sur le marché.
Biocides	Produits biocides et articles traités. La liste des types de produits biocides couverts par le présent règlement ainsi que leur description figurent à l'annexe V du Règlement n° 528/2012.
Phytopharmaceutiques	Produits, sous la forme dans laquelle ils sont livrés à l'utilisateur, composés de substances actives, phytoprotecteurs ou synergistes, ou en contenant, et destinés à l'un des usages définis à l'article 2 du Règlement n°1107/2009.
Denrées alimentaires	Aliments mis sur le marché, pouvant contenir des résidus de produits phytosanitaires, contaminants de l'environnement, composés néoformés, toxines naturelles, additifs, éléments traces ou minéraux par exemple.

3.9 ANNEXE 3 : 4 FICHES METHODOLOGIQUES DES MODELES ACV

FICHE METHODOLOGIQUE N°1

Modèle USETOX 2.0

1. PREAMBULE : GENERALITES SUR L'ACV

Cette fiche méthodologique présente le modèle USetox 2.0 qui est un modèle d'analyse de l'impact potentiel de toxicité humaine utilisé en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Lorsqu'une substance est émise, elle a un cheminement dans l'environnement : elle change de concentration, d'état et de milieu. Elle va finalement avoir une conséquence sur la santé humaine, la qualité de l'environnement, ... Le cheminement qu'elle va suivre est nommé voie d'impact. Il s'agit de tous les processus qui amènent la substance de son émission à son impact potentiel final une fois qu'elle a atteint sa cible (l'homme dans le cas d'un indicateur sur la toxicité humaine). La méthode d'analyse de l'impact permet de modéliser la voie d'impact des différentes substances émises et de relier, autant que possible chaque donnée d'inventaire à ses impacts environnementaux potentiels, sur la base de cette voie.

L'objectif est ici d'estimer la contribution potentielle moyenne d'un produit à l'impact environnemental qu'est la toxicité humaine et d'identifier les quelques substances les plus préoccupantes pour le cycle de vie du produit.

Pour ce faire, la caractérisation des impacts potentiels passe par la modélisation d'un monde fictif moyen qui est composé des différents compartiments environnementaux et des voies de transfert entre ces derniers. Ce modèle de caractérisation permet de comparer le comportement des substances chimiques lorsqu'on les soumet à un même environnement (rapidité de transfert, dégradabilité, bioaccumulation, ...). Dès lors, **ce modèle de caractérisation des impacts potentiels en ACV ne cherche pas à représenter la réalité précise des transferts environnementaux en fonction du lieu d'émission et du contexte local, mais bien un impact potentiel moyen lié à une émission dans un compartiment environnemental (air urbain, sol agricole, eau douce, ...) d'un « monde moyen ».**

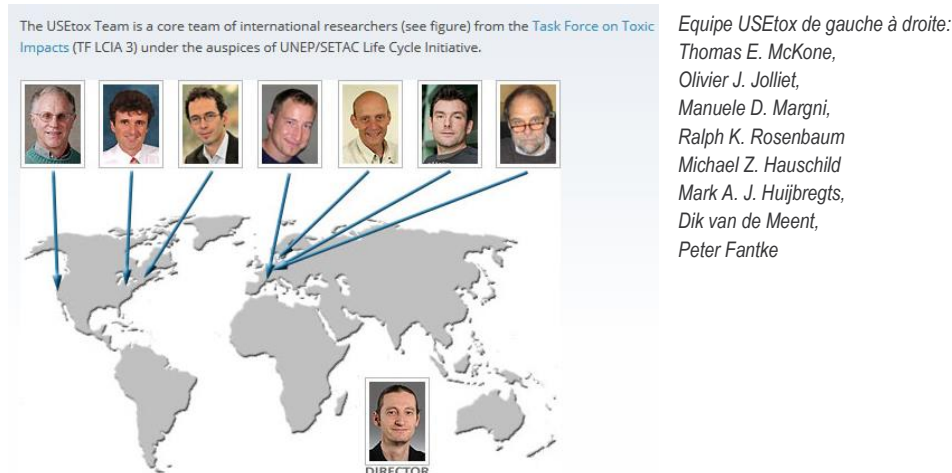
2. CONTEXTE ET OBJECTIFS DU MODELE

Modèle développé à l'initiative de l'UNEP (United Nations Environment Program) et de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) entre 2005 et 2008.

Les objectifs du projet USetox :

- créer et maintenir un modèle de calcul des facteurs de caractérisation,
- améliorer la disponibilité et la qualité des facteurs de caractérisation de la toxicité pour l'usage en ACV pour tous les groupes de produits chimiques,
- diffuser le modèle et les facteurs à travers l'organisation de workshops, cours et projets.

Figure 23 Equipe USEtox



Ce que permet la méthode USEtox :

- comparer différentes solutions, différents scénarios,
- identifier 10 à 30 substances les plus contributrices pour un système, c'est-à-dire qui contribuent à 99% du score d'impact potentiel toxicité,
- identifier plusieurs centaines de substances peu contributrices pour le système considéré.

Une substance est classée dans l'une ou l'autre catégorie (contributrice/ non contributrice) pour un système donné en fonction des critères suivants : sa quantité émise, sa bio-accumulation (organismes et chaîne trophique), sa persistance, sa mobilité, sa toxicité.

Par exemple, une molécule intrinsèquement très toxique peut donc se retrouver comme peu préoccupante si la quantité émise est très faible (au regard des autres polluants émis par le système) ou si l'exposition humaine est faible du fait de sa faible mobilité ou de sa forte biodégradation dans les compartiments environnementaux par lesquels elle va transiter.

3. DESCRIPTION DU MODELE

Le modèle USEtox se veut être un modèle « Best-estimate ». En effet, au lieu de prendre une étude de toxicité sur l'espèce la plus sensible (Worst case), USEtox va s'attacher à réaliser des moyennes de plusieurs études.

La difficulté du modèle USEtox est de réaliser un modèle au plus proche de la réalité qui soit adapté à plus de 10 000 substances industrielles potentiellement émises.

Pour rappel, la méthode USEtox apporte des résultats sur la toxicité de substances dans un système donné et sur l'ensemble de son cycle de vie dans un but comparatif et non absolu.

4. UNITE RETENUE

Le modèle d'analyse d'impact USEtox utilise deux unités pour exprimer les résultats d'impact potentiel sur la toxicité humaine :

- CTUh carcinogen (Comparative Toxic Unit) = nombre de cas de maladie cancéreuse /kg de substance émise,
- CTUh non- carcinogen (Comparative Toxic Unit) = nombre de cas de maladie non cancéreuse /kg de substance émise.

Une substance est considérée cancéreuse ou non en fonction des informations bibliographiques faisant consensus (données basées sur les TD50 (Toxic dose) issues de bases de données sur les substances cancéreuses (cf. Rosenbaum 2011)).

5. SUBSTANCES COUVERTES

USEtox propose une classification en 2 groupes des facteurs de caractérisation des substances couvertes:

- « recommandé » = facteur suffisamment robuste pour permettre une recommandation. Le facteur d'effet doit être basé sur des données de toxicité chronique ou sub-chronique,
- « intérim » = lorsque le modèle (multimedia fate and exposure) est peu approprié à la substance (inorganiques, ioniques ou amphiphiles, métaux et organo-métalliques) ou lorsque le facteur d'effet est basé sur des données de toxicité aiguë.

Les critères pour classer les substances dans ces 2 groupes sont :

- la fiabilité du modèle : les voies de transfert/exposition modélisées dans ce monde fictif ne sont pas adaptées pour toutes les catégories de substances. Les substances amphiphiles, ioniques (dissociatives), organométalliques, ... sont directement considérées dans la classe nommée « intérim »,
- la qualité des données collectées : si les données d'effet sur l'homme sont issues de résultats de tests aigus, les données sont considérées « intérim ». Cela se justifie par le fait que cela ne permet pas de prendre en compte les effets long-terme qui sont très importants pour le volet toxicité humaine.

USEtox 1.01 couvre environ 940 substances pour la toxicité humaine. (La liste des substances couvertes par la mise à jour de la méthode USEtox 2 n'est pas encore disponible)

- 918 substances organiques caractérisées en toxicité humaine :
 - 770 classées « recommandées »,
 - 148 classées « Intérim » dont 132 substances dissociatives¹⁶ et 16 Organo-métalliques,
- 18 substances inorganiques caractérisées en toxicité humaine classées en « intérim ».

La contrainte de travail de la méthode USEtox est la disponibilité relative des données pour l'ensemble des substances utilisées en industrie, données toxicologiques notamment. Les substances non couvertes par la méthode ne sont pas prises en compte ce qui revient à attribuer un (faux) facteur de caractérisation nul à celles-ci.

6. CALCUL D'IMPACT POTENTIEL PAR LE MODELE USETOX

PRINCIPE

L'impact toxicité est calculé en multipliant les masses d'une substance émise dans un compartiment donné (air, eau, sol) avec le facteur de caractérisation correspondant. Par exemple les émissions de 0.1 kg benzène dans l'air rural et 0.2 kg dans l'eau douce sont caractérisées en CTUh:

$$\begin{aligned} IS_{human\ tox} &= CF_{h\ benzene, rural\ air} \cdot M_{benzene, rural\ air} + CF_{h\ benzene, freshwater} \cdot M_{benzene, freshwater} \\ &= 6.9 \cdot 10^{-8} [CTU_h / kg] \cdot 0.1[kg] + 3.9 \cdot 10^{-7} [CTU_h / kg] \cdot 0.2[kg] \\ &= 8.4 \cdot 10^{-8} [CTU_h] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} IS_{human\ tox} &= CF_{h\ benzene, rural\ air} \cdot M_{benzene, rural\ air} + CF_{h\ benzene, freshwater} \cdot M_{benzene, freshwater} \\ &= 6.9 \cdot 10^{-8} [CTU_h / kg] \cdot 0.1[kg] + 3.9 \cdot 10^{-7} [CTU_h / kg] \cdot 0.2[kg] \\ &= 8.4 \cdot 10^{-8} [CTU_h] \end{aligned}$$

Où IS : Impact Score = Score d'impact

CF : Facteur de caractérisation de la substance

M : la masse de la substance

Pour l'exemple ci-dessus, on peut alors en déduire que l'enjeu sanitaire lié aux émissions de benzène se situe plutôt au niveau de l'émission dans l'eau.

DEFINITION

La caractérisation (conversion des intrants et sortants du système participant à un impact en une mesure commune) en ACV suit la chaîne de cause à effet à partir de l'émission d'une substance.

Les impacts d'une substance rejetée dans un compartiment de l'environnement (air, eau, sol) sont exprimés à l'aide de facteurs de caractérisation (CF) spécifiques selon la catégorie d'impact étudiée (ici l'impact toxicité humaine).

Ainsi pour chaque émission de substance, le facteur de caractérisation USEtox se construit par le produit de trois composantes :

$$CF_{\text{impact, substance i, compartiment j}} = FF.XF.EF$$

¹⁶ La dissociation en chimie est un processus général dans lequel des molécules (ou composés ioniques tels que des sels, ou complexes) se dissocient ou se séparent en des particules plus petites telles que des atomes, ions ou radicaux, de manière souvent réversible.

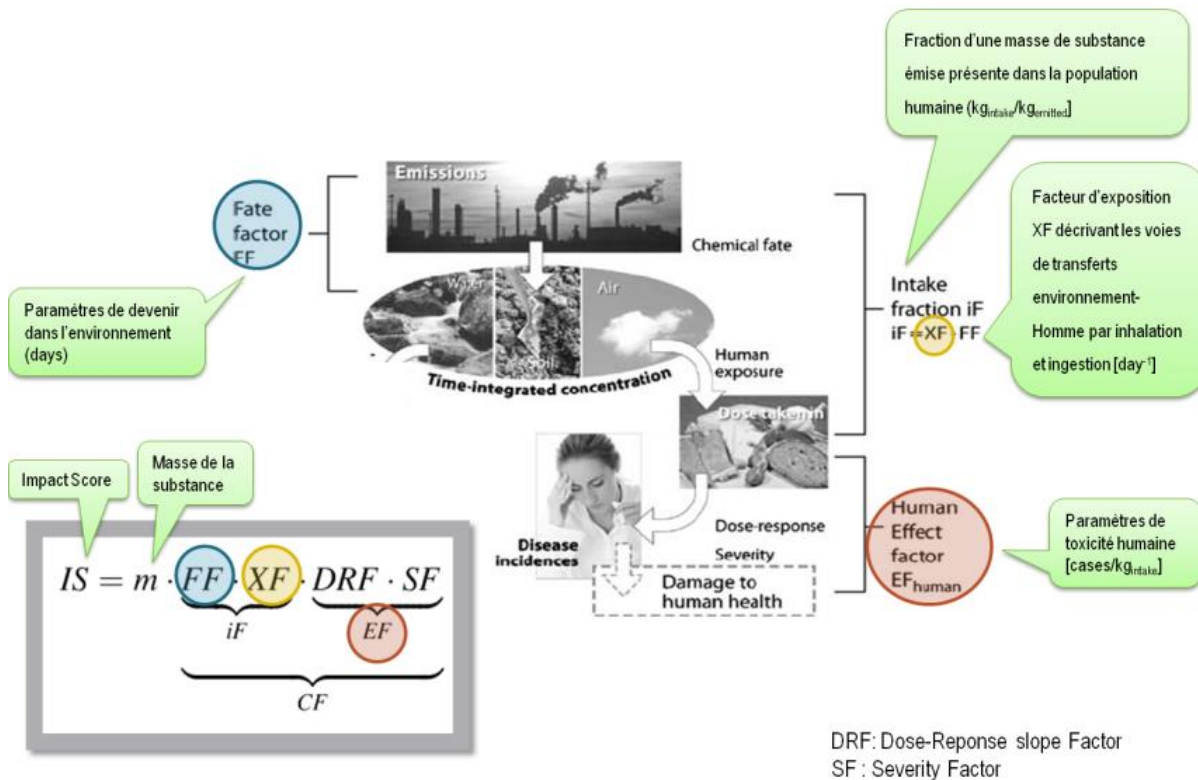
Où FF : fate factor ou facteur de devenir,
XF : exposure factor ou facteur d'exposition,
EF : effect factor ou facteur d'effet

Le facteur de devenir (FF) représente le temps de résidence (présence) moyen de la substance dans le compartiment environnemental (en jours⁻¹) ce facteur sera d'autant plus important que la substance est persistante et peu mobile.

Le facteur d'exposition pour la toxicité humaine représente la part de substance potentiellement ingérée via l'alimentation (par différentes voies d'exposition comme l'eau potable, viande, lait, poisson, ou fruits et légumes) ou inhalé par la population (respiration).

Enfin, le facteur d'effet représente l'impact de la substance une fois intégré dans le corps humain via la relation dose-réponse basée sur les ED50¹⁷. Pour la toxicité humaine, le facteur de caractérisation midpoint est exprimé en morbidité (nombre de maladies) par kg de substance émise.

Figure 24 Calcul de l'impact toxicité humaine



COMMENT EST CALCULE LE FACTEUR DE CARACTERISATION ?

• Paramètre de devenir dans l'environnement : le facteur de devenir ou Fate Factor (FF) [day⁻¹]

Ce paramètre de devenir dans l'environnement représente le devenir d'une émission entre différents compartiments par les mécanismes de transport : diffusion, absorption, advection (transport par vecteur/flux : vent, eau...), dégradation, précipitation et adsorption...

Les modèles de devenir utilisés dans les méthodes d'analyse d'impact sont forcément simplifiés par rapport à la réalité du devenir d'une molécule dans l'environnement. Représenter la réalité par un modèle conduit forcément à une simplification de celle-ci : c'est là qu'il faut trouver l'équilibre le plus juste entre complexité et simplification.

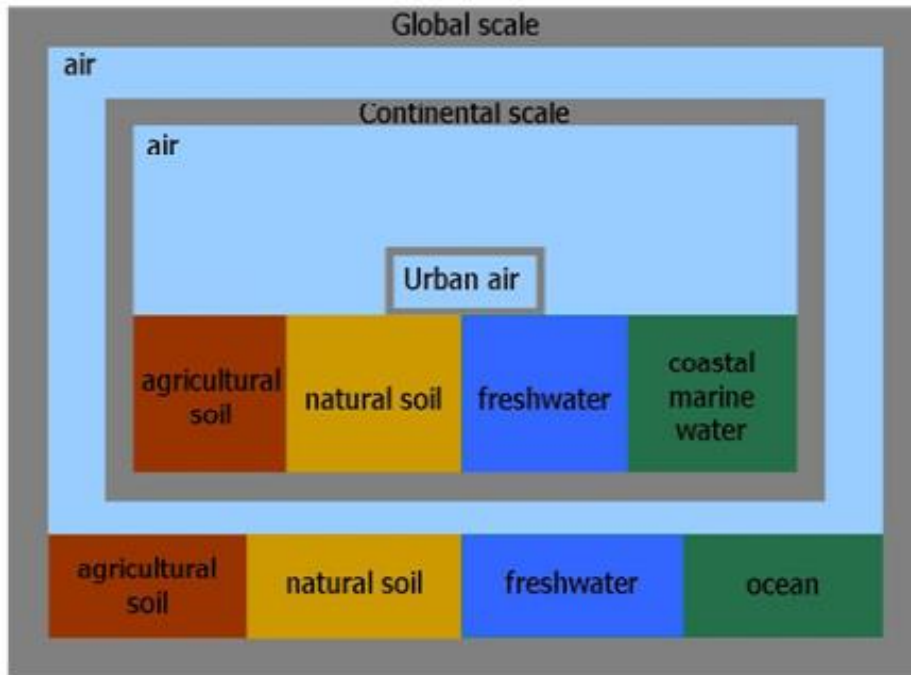
La difficulté du modèle USEtox est de réaliser un modèle au plus proche de la réalité qui soit adapté à plus de 10 000 substances industrielles potentiellement émises.

Ce facteur de devenir est calculé à partir de paramètres physico-chimiques spécifiques à chaque substance organique (12 paramètres). Il existe une table différente dans le cas des inorganiques et des métaux.

Le Fate Factor est égal au temps de résidence (en jours) d'une substance dans un compartiment. Les différents compartiments considérés dans le modèle USEtox sont représentés ci-dessous.

¹⁷ Dose effet affectant 50% d'individus testés

Figure 25 Structure dans le modèle USEtox (Rosenbaum et al.2008)



Le calcul du temps de résidence nécessite pour les substances organiques les paramètres présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 9 Liste des paramètres spécifiques aux substances organiques nécessaires pour le calcul du fate factor

Input parameter	Abbreviation	Unit	Column in substance data sheet	Necessary? ^a
Molecular weight	MW	g.mol ⁻¹	4	Yes
Partitioning coefficient between octanol and water	K _{ow}	-	5	Yes
Partitioning coefficient between organic carbon and water	K _{oc}	L.kg ⁻¹	6	No
Henry law coefficient (at 25°C)	K _{H,25C}	Pa.m ³ .mol ⁻¹	7	No
Vapour pressure (at 25°C)	P _{vap,25}	Pa	8	Yes
Solubility (at 25°C)	Sol ₂₅	mg.L ⁻¹	9	Yes
Partitioning coefficient between dissolved organic carbon and water	K _{DOC}	L.kg ⁻¹	10	No
Degradation rate in air	k _{deg,A}	s ⁻¹	16	Yes
Degradation rate in water	k _{deg,W}	s ⁻¹	17	Yes
Degradation rate in sediment	k _{deg,Sd}	s ⁻¹	18	Yes
Degradation rate in soil	k _{deg,Sl}	s ⁻¹	19	Yes
Bioaccumulation factor in fish/biota	BAF _{fish}	l/kg	30	No

^a in case no experimental data is available, default QSAR-models in USEtox™ are applied to estimate input parameters, $K_{oc} = 1.26 \times K_{ow}^{0.81}$; $K_{H,25C} = P_{vap,25} \times MW / Sol_{25}$; $K_{DOC} = 0.08 \times K_{ow}$; $BAF_{fish} = 0.05 \times K_{ow}$.

N.B. : « Necessary » : signifie que ce paramètre doit être connu pour faire tourner le modèle. Si le paramètre est qualifié comme n'étant pas nécessaire, cela signifie qu'il sera calculé automatiquement par une estimation. Ex : Le facteur de bioaccumulation dans les poissons (BAF_{fish}) sera estimé à partir du coefficient de partition entre l'octanol et l'eau (K_{ow}) : $BAF_{fish} = 0.05 K_{ow}$

Cependant une valeur précise pour un paramètre sera préféré à une estimation et aboutira à un résultat plus fiable que s'il est issu d'estimations.

- **Facteur d'exposition décrivant les voies de transferts environnement-Homme par inhalation et ingestion Exposure (XF) [day]**

Pour le calcul du facteur d'exposition il n'y a pas de données supplémentaires requises. Ce facteur équivaut au compartiment contaminé et à la fraction ingérée ou inhalée par l'homme (ensemble de la population humaine mondiale).

L'inhalation d'air et l'ingestion d'eau sont des voies directes de transfert car elles ne passent pas par un compartiment intermédiaire (aliment) dans le modèle. Le calcul du facteur d'exposition (XF) pour ces 2 voies directes est indépendant de la substance en question,

il dépend uniquement de la quantité de la substance qui se trouve dans l'air et dans l'eau sachant par exemple que l'homme inhale en moyenne 13 m³ d'air/jour et boit 1,4 litre d'eau/jour.

Par contre, l'ingestion d'aliments est une voie indirecte de transfert : passe par un compartiment animal ou végétal. Le calcul du facteur d'exposition (XF) pour l'ingestion d'aliments dépend du facteur de bioaccumulation (BAF) de la substance. Or ce facteur de bioaccumulation (BAF) dépend de la voie d'exposition de la substance (viande, lait, poisson, végétaux aériens, végétaux souterrains).

For exposure via inhalation of air, the exposure factor (XF_{inh}) is calculated by

$$XF_{inh} = INH \cdot POP / VOLUME_{air}$$

where INH is the average inhalation rate of a person (13 m³/day), POP is the population number (e.g. 900 million on the continental scale) and $VOLUME_{air}$ the volume of the air compartment (e.g. 5.76×10^{10} m³ at the urban scale).

The exposure factor (days⁻¹) for a specific food item or drinking water at a specific scale (e.g. continent) equals

$$XF_{i,r} = BAF_{i,r} \cdot PROD_i \cdot POP / MASS_r$$

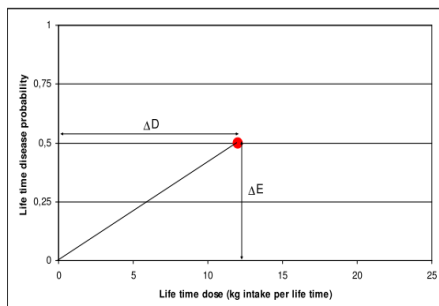
where $BAF_{i,r}$ is the bioaccumulation factor of the chemical of exposure pathway i (e.g. fish) via compartment r (e.g. freshwater) in kg/kg, $PROD_i$ is the production per person of item i in the exposure pathway (e.g. 0.04 kg/day/person for freshwater fish), and $MASS_r$ is the mass of compartment r (e.g. $6.8 \cdot 10^{14}$ kg for continental freshwater)

• Paramètres de toxicité humaine : Human Effect factor (EF_{human}) [cases/kgintake]

Ce facteur EF_{human} reflète la probabilité de contracter une maladie due à l'inhalation/ingestion d'une substance (cas/kg de substance intégré dans le corps). Le calcul est basé sur les ED50 (Effective Dose 50) car on se situe dans une portion linéaire de la courbe sigmoïde où une petite variation de la dose engendre une grande variation de l'effet. Cependant les ED10 sont les plus fréquents dans la littérature mais plus incertains pour estimer la relation dose réponse. USEtox est basé sur du best-estimate et n'intègre donc pas de facteur de sécurité. Pour le facteur inter espèce ce sont des facteurs allométriques (poids et volume de la cible par rapport à l'humain).

Pour les différents tests expérimentaux : cancérigène ingestion, cancérigène inhalation, non-cancérigène ingestion, non-cancérigène inhalation, les 2 voies d'exposition (inhalation et ingestion) sont calculées séparément. La somme de ces 2 voies est réalisée lors du calcul final de l'impact.

Figure 26 Visualisation de la procédure d'extrapolation pour le calcul de l'Effect factor dans USEtox



$$EF = \frac{0.5}{ED50}$$

EF est calculé sur l'hypothèse de la linéarité concentration/réponse jusqu'au point où la probabilité de contracter une maladie est de 0,5 (cf. Figure ci-contre). L'hypothèse de linéarité s'explique en 2 points :

- 1) Nécessaire car l'historique d'exposition est inconnu : on ne veut conserver que l'impact marginal (ce qui est engendré par le surplus de substance émise) et non l'impact absolu
- 2) En ACV, le principe de linéarité de l'impact est couramment utilisé pour évaluer les impacts potentiels.

7. CALCUL DE NOUVEAUX FACTEURS DE CARACTERISATION : ELEMENTS PRATIQUES A DESTINATION DU PRATICIEN

USEtox dispose d'un modèle Excel accessible à tous pour la création de nouveaux facteurs de caractérisation, permettant de compléter les lacunes de la base de données USEtox. Ce modèle est téléchargeable sur le site : <http://www.USEtox.org>.

Il est possible de déterminer soit même les facteurs de caractérisation des substances sous réserve de disposer des données nécessaires à la modélisation (paramètres physico-chimiques, facteurs de dégradation des substances dans les différents milieux, résultats de tests toxicologiques). Les paragraphes ci-dessous indiquent les données nécessaires pour la détermination de chaque facteur.

• Calcul du paramètre de devenir dans l'environnement : le facteur de devenir ou Fate Factor (FF) [day-1]

Les paramètres du Tableau 9 peuvent être obtenus dans la bibliographie :

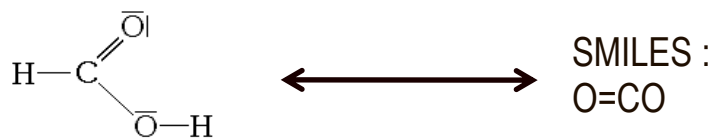
Tableau 10 Appréciation de la difficulté d'obtention des différents paramètres

Paramètre	Difficulté pour l'obtenir	Description	Formule (si nécessaire à l'obtention)
-----------	---------------------------	-------------	---------------------------------------

Masse Molaire	Facile	Masse d'une mole de substance, Mw s'exprime en g/mol.	
Coefficient de partition Octanol/Eau Kow	Facile	L'octanol constitue le composé chimique le plus largement utilisé pour prédire les phénomènes de partition des composés organiques entre les phases organiques naturelles et l'eau. Kow résulte du ratio des concentrations d'un soluté entre l'eau et l'octanol	Kow = Co/Cw Où Co concentration de la substance organique dans l'octanol Cw concentration de la substance dans l'eau
Coefficient de partition Carbone Organique/Eau Koc	Moyen	Permet d'évaluer la capacité d'une molécule à être sorbée sur de la matière organique:	Koc = Coc/Cw Où Coc fraction de la concentration sorbée associée au carbone organique naturel Cx concentration dans l'eau
Coefficient de partition Carbone Organique Dissous/Eau Kdoc	Difficile	Coefficient facultatif pour les molécules organiques	Kdoc = 0,08xlogKow
Pression de vapeur à 25°	Facile	Caractérise la capacité d'un composé organique à aller se situer dans la phase gazeuse. Mesurée à 25 °C. Exprimée en Pa.	
Solubilité aqueuse à 25°	Facile	Caractérise la capacité d'un composé organique à se solubiliser dans l'eau. Est mesurée à 25°C et s'exprime en mg/L.	
Constante de Henry KH	Moyen	Caractérise le transfert d'un composé organique entre la phase liquide et la phase gazeuse. Il s'exprime en Pa.m ³ /mol	KH=Pvap,25°C.Mw/Sol25°C
Constantes de dégradation dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments	Moyen	Exprimée en s ⁻¹	Kdeg =ln(2)/DT50

L'estimation de ces paramètres est possible par l'intermédiaire du logiciel gratuit EPI suite (modèle de l'EPA) dans le cas de lacunes de données. Epi suite est téléchargeable sur le site : <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-tm-estimation-program-interface-v411>.

Le logiciel EPI suite se base sur la formule SMILES de la substance (en langage ASCII) afin d'estimer la valeur des paramètres physico-chimiques. Ci-dessous un exemple de représentation de la nomenclature SMILES dans le cas de l'acide méthanoïque (les atomes d'hydrogène et les liaisons simples ne sont pas représentés, la liaison double est quant à elle schématisée par le signe « = »).



Facteur d'exposition décrivant les voies de transferts environnement-Homme par inhalation et ingestion Exposure (XF) [day⁻¹]

Modèle déjà renseigné. Pas de données supplémentaires requises.

- Calcul du paramètre de toxicité humaine : Human Effect factor à partir de l'ED50**

$$EF = \frac{0.5}{ED50}$$

Principales bases de données utilisées pour les ED50 : IRIS DB Human studies, Carcinogenics potency data...

L'ED 50 en inhalation ou ingestion pour des aspects cancérigène et non cancérigène est difficile à obtenir.

ED50 caractérise le potentiel toxique d'une molécule pour les êtres humains.

Il est généralement calculé à partir de résultats de tests sur animaux par la formule suivante :

$$ED\ 50\ (\text{humain}) = \frac{ED\ 50\ (\text{animal}) \times \text{Poids humain (70kg)} \times \text{Durée de vie humain (70ans)} \times 365}{\text{Facteur d'extrapolation inter-espèce} \times \text{Facteur d'extrapolation temporel}}$$

Il existe des facteurs d'extrapolation pour convertir des données issues de tests sur des cochons, chiens, singe, chat, lapin, poule, vison, cochon d'Inde, rat, hamster et souris.

Evaluation de la toxicité humaine en ACV

Etant donné que de nombreux tests de toxicité sont de type toxicité aiguë ou sub-chronique, il existe également des facteurs d'extrapolation temporelle pour convertir ces deux types de résultats en résultat de test chronique.

Les facteurs d'extrapolation, qu'ils soient temporels ou inter-espèces, permettent au modèle USEtox d'obtenir des données estimées pour des substances qui n'en ont pas directement. Rappelons que la contrainte de travail de la méthode USEtox est la disponibilité des données pour un maximum de substances utilisées.

Tableau 11 Facteur d'extrapolation inter-espèce (AF_{interspecies}) basé sur le poids (Huijbregts et al. 2005)

Type	AF _{interspecies} (-)	Average bodyweight (kg)
human	1.0	70
pig	1.1	48
dog	1.5	15
monkey	1.9	5
cat	1.9	5
rabbit	2.4	2
hen	2.6	1.6
mink	2.9	1
guinea pig	3.1	0.750
rat	4.1	0.250
hamster	4.9	0.125
gerbil	5.5	0.075
mouse	7.3	0.025

Le choix de recourir à des facteurs allo-métriques (poids et volume de la cible par rapport à l'humain) est basé sur la pratique courante en évaluation de risques puisque les données adaptées par rapport à la sensibilité de l'espèce en cause par rapport à l'homme sont des données difficiles à avoir pour l'ensemble des substances utilisées en industrie.

Il existe également des facteurs d'extrapolation temporelle pour estimer la valeur de toxicité chronique à partir de valeurs de toxicité sub-chronique ou aiguë.

Dans le cas de données de toxicité sub-chronique ou aiguë, l'ED 50 de toxicité chronique est calculé en divisant par un facteur 2 ou un facteur 5 respectivement la donnée ED50 sub-chronique ou la donnée ED50 aiguë.

Dans certain cas seules les VTR suivantes sont disponibles : NOAEL ou LOAEL

Le cas échéant, il est possible d'appliquer les formules suivantes :

$$ED50 = NOAEL \times 9$$

Et/ou

$$NOAEL = LOAEL / 4$$

Normalement ce calcul est fait avec un facteur spécifique adapté à chaque substance (même remarque pour le passage aiguë, à chronique, à sub-chronique) mais dans le cas de USEtox des moyennes ont été considérées car il est nécessaire de généraliser pour couvrir les milliers de substances utilisées.

8. CRITIQUE DE LA ROBUSTESSE DU MODELE

Les limites :

- modèle peu adapté aujourd'hui pour caractériser les impacts des métaux, organométalliques, substances amphiphiles,
- beaucoup de facteurs ont le statut « Intérim » (métaux, inorganiques) donc moins robustes que les facteurs « Recommandé » pour dresser des conclusions lorsque l'on compare l'impact potentiel d'émission de substances organiques avec l'émission de métaux,
- rappeler qu'il s'agit d'un modèle dans un monde fictif moyen et qu'il n'a pas l'ambition de refléter l'exposition précise selon le lieu d'émission et le contexte local.

Les atouts :

- le modèle USEtox prend en compte l'ensemble des paramètres les plus importants dans la voie d'impact,
- le modèle est multi-compartiment et prend en compte les échanges entre compartiments,
- prend en compte de très nombreuses substances et permet d'identifier certains hotspots,

Evaluation de la toxicité humaine en ACV

- USEtox fait une distinction entre les facteurs de caractérisation « recommandés » et « en intérim » ce qui reflète le niveau de transparence et de fiabilité sur les calculs,
- la séparation entre les facteurs pour les substances cancérigènes et non cancérigènes est importante pour faire la distinction entre la gravité des effets.

FICHE METHODOLOGIQUE N°2

Modèle USES-LCA 2.0

1. PREAMBULE : GENERALITES SUR L'ACV

Cette fiche méthodologique présente le modèle USES-LCA (Uniform System for the Evaluation of Substances adapted for LCA purposes), qui est un modèle d'analyse de l'impact potentiel de toxicité humaine utilisé en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Lorsqu'une substance est émise, elle a un cheminement dans l'environnement : elle change de concentration, d'état et de milieu. Elle va finalement avoir une conséquence sur la santé humaine, la qualité de l'environnement, ... Le cheminement qu'elle va suivre est nommé voie d'impact. Il s'agit de tous les processus qui amènent la substance de son émission à son impact potentiel final une fois qu'elle a atteint sa cible (l'homme dans le cas d'un indicateur sur la toxicité humaine). La méthode d'analyse de l'impact permet de modéliser la voie d'impact des différentes substances émises et de relier, autant que possible chaque donnée d'inventaire à ses impacts environnementaux potentiels, sur la base de cette voie.

L'objectif est ici d'estimer la contribution potentielle moyenne d'un produit à l'impact environnemental qu'est la toxicité humaine et d'identifier les quelques substances les plus préoccupantes pour le cycle de vie du produit.

Pour ce faire, la caractérisation des impacts potentiels passe par la modélisation d'un monde fictif moyen qui est composé des différents compartiments environnementaux et des voies de transfert entre ces derniers. Ce modèle de caractérisation permet de comparer le comportement des substances chimiques lorsqu'on les soumet à un même environnement (rapidité de transfert, biodégradabilité, bioaccumulation, ...). Dès lors, **ce modèle de caractérisation des impacts potentiels en ACV ne cherche pas à représenter la réalité précise des transferts environnementaux en fonction du lieu d'émission et du contexte local, mais bien un impact potentiel moyen lié à une émission dans un compartiment environnemental** (air urbain, sol agricole, eau douce, ...) d'un « monde moyen ».

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DU MODELE

C'est l'un des modèles qui a servi de base pour le développement du modèle USEtox (Rosenbaum et al. 2008).

Par rapport au modèle USEtox, les principaux atouts de USES-LCA sont :

- des facteurs de caractérisation sont disponibles à la fois pour les midpoints et les endpoints,
- en plus de l'écotoxicité eau douce abordée par USEtox, USES-LCA propose un indicateur écotoxicité marine et terrestre.

2. DESCRIPTION DU MODELE

Modélisation transparente basé sur le système EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) de l'Union Européenne. Modèle ACV non reconnu par l'UE.

3. UNITE RETENUE

La substance chimique 1,4-di chlorobenzène est utilisée comme substance de référence pour le calcul de l'indicateur midpoint toxicité humaine. L'impact toxicité humaine est exprimé en 1,4 -di chlorobenzène équivalent.

4. SUBSTANCES COUVERTES

USES-LCA 2.0 (intégré à la méthode ReCiPe 1.12) couvre plus d'un millier de substances distinctes sur l'indicateur toxicité humaine.

La méthode ReCiPe propose trois perspectives d'analyse : perspective égalitaire, perspective individualiste et perspective hiérarchiste qui conditionnent des hypothèses méthodologiques.

Le nombre de substances couvertes par la méthode USES-LCA varie selon la perspective choisie:

- 2670 substances couvertes pour l'indicateur Toxicité humaine- Perspective égalitaire,
- 2670 substances couvertes pour l'indicateur Toxicité humaine- Perspective hiérarchiste,
- 1502 substances couvertes pour l'indicateur Toxicité humaine- Perspective individualiste.

Pour les 2 premiers scénarios sont prises en compte toutes les substances y compris les substances avec de faibles indices cancérogènes (Catégories IARC 1, 2A, 2B, 3 ou sans classification) alors que pour le scénario individualiste ne sont incluent que les substances avec forts indices de cancérogènes (uniquement les catégories IARC 1, 2A and 2B).

5. CALCUL D'IMPACT POTENTIEL PAR LE MODELE USES-LCA

PRINCIPE

Les facteurs de devenir et d'exposition peuvent être calculés grâce à des modèles multi-compartiments de devenir et d'exposition d'une substance et les facteurs d'effet sont dérivés de données toxicologiques basées sur des données humaines ou animales (Hertwich et al. 1998; Huijbregts et al. 2000).

L'impact toxicité est calculé en multipliant les masses d'une substance émise dans un compartiment donné (air, eau, sol) avec le facteur de caractérisation correspondant.

DEFINITION

La caractérisation (conversion des intrants et sortants du système participant à un impact en une mesure commune) en ACV suit la chaîne de cause à effet à partir de l'émission d'une substance.

Les impacts d'une substance rejetée dans un compartiment de l'environnement (air, eau, sol) sont exprimés à l'aide de facteurs de caractérisation (CF) spécifiques selon la catégorie d'impact étudiée (ici l'impact toxicité humaine).

Ainsi pour chaque émission de substance, le facteur de caractérisation se construit par le produit de trois composantes :

$$CF_{\text{impact, substance } i, \text{compartiment } j} = FF.XF.EF$$

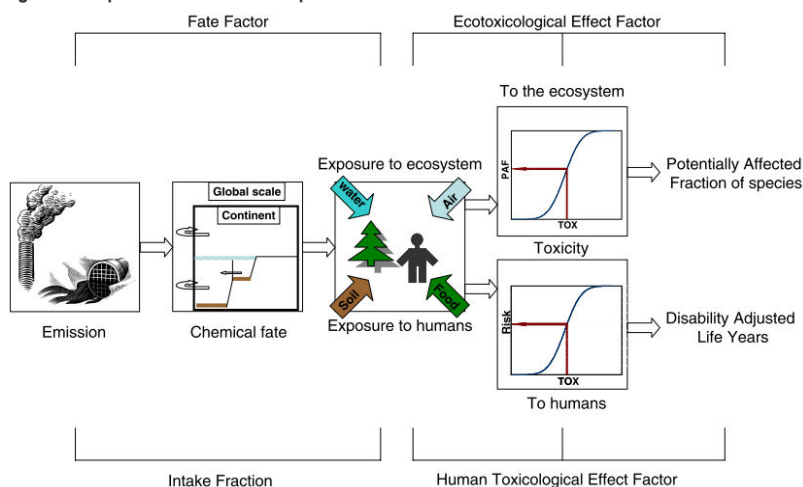
Où
 FF : fate factor ou facteur de devenir,
 XF : exposure factor ou facteur d'exposition,
 EF : effect factor ou facteur d'effet

Le facteur de devenir (FF) représente le temps de résidence (présence) moyen de la substance dans le compartiment environnemental (en jours⁻¹) ce facteur sera d'autant plus important que la substance est persistante et peu mobile.

Le facteur d'exposition pour la toxicité humaine représente la part de substance potentiellement ingérée via l'alimentation (par différentes voies d'exposition comme l'eau potable, viande, lait, poisson, ou fruits et légumes) ou inhalé par la population (respiration).

Enfin, le facteur d'effet représente l'impact de la substance une fois intégré dans le corps humain via la relation dose-réponse basée sur les ED50¹⁸.

Figure 27 Représentation schématique du modèle USES-LCA 2.0



¹⁸ Dose effet affectant 50% d'individus testés

COMMENT EST CALCULE LE FACTEUR DE CARACTERISATION ?

- **Paramètre de devenir dans l'environnement : le facteur de devenir ou Fate Factor (FF)**

Ce paramètre de devenir dans l'environnement représente l'évolution de la concentration marginale d'une substance dans un environnement stable pour un compartiment environnemental du une émission

Ce facteur de devenir spécifique à un compartiment $F_{j,i,x}$ s'exprime en année/m³ et représente l'efficacité du transport d'une substance d'un compartiment i à un compartiment j:

$$F_{j,i,x} = \frac{\partial C_{j,x}}{\partial M_{i,x}}$$

Où x est la substance, i le compartiment initial et j e compartiment final

$C_{j,x}$: l'évolution de la concentration marginale d'une substance dans un x dans le compartiment j

$M_{i,x}$ l'évolution de la concentration marginale d'une substance dans un x dans le compartiment i

USES-LCA propose 12 facteurs de devenir spécifique pour chacun des 12 compartiments pris en compte dans la méthode.

Les modèles de devenir utilisés dans les méthodes d'analyse d'impact sont forcément simplifiés par rapport à la réalité du devenir d'une molécule dans l'environnement. Représenter la réalité par un modèle conduit forcément à une simplification de celle-ci : c'est là qu'il faut trouver l'équilibre le plus juste entre complexité et simplification.

Les différents compartiments considérés dans le modèle USES-LCA sont représentés ci-dessous.

Figure 28 Compartiments du modèle USES-LCA

Table 7.1: Emission compartments, environments and human exposure routes included

Emission compartments	Environmental receptors	Human exposure routes
Urban air	Terrestrial environment	Inhalation
Rural air	Freshwater environment	Ingestion via root crops
Freshwater	Marine environment	Ingestion via leaf crops
Sea water		Ingestion via meat products
Agricultural soil		Ingestion via dairy products
Industrial soil		Ingestion via eggs
Natural soil		Ingestion via freshwater fish
		Ingestion via marine fish
		Ingestion via drinking water

- **Facteur d'exposition décrivant les voies de transferts environnement-Homme par inhalation et ingestion Exposure (XF)**

Pour le calcul du facteur d'exposition il n'y a pas de données supplémentaires requises. Ce facteur correspond à la fraction ingérée ou inhalée par l'homme (ensemble de la population humaine mondiale). Le facteur « intake fraction » est adimensionnel :

$$iF_{r,i,x,g} = \frac{\partial I_{r,x,g}}{\partial M_{i,x}} = \frac{\partial I_{r,x,g}}{\partial C_{j,x}} \times \frac{\partial C_{j,x}}{\partial M_{i,x}}$$

Où $\partial I_{r,x,g}$ (exprimé en kg/jour) est l'évolution marginale d'une ingestion /inhalation d'une substance x par la population humaine via la voie r .

L'inhalation d'air et l'ingestion d'eau sont des voies directes de transfert car elles ne passent pas par un compartiment intermédiaire (aliment) dans le modèle. Le calcul du facteur d'exposition (XF) pour ces 2 voies directes est indépendant de la substance en question, il dépend uniquement de la quantité de la substance qui est émise dans l'air et dans l'eau sachant par exemple que l'homme inhale en moyenne 13 m³ d'air/jour et boit 1,4 litre d'eau/jour.

Table 7.2 Human consumption rates for drinking water and inhalation, and effective food production rates applied in the human population intake fraction calculations

Parameter	Unit	C	M	A	T	Source
Number of humans		2.7·10 ⁸ (R)	2.2·10 ⁹	9.8·10 ⁷	2.7·10 ⁹	a
		1.0·10 ⁸ (U)				
Drinking water intake	m ³ .capita ⁻¹ .y ⁻¹	5.1·10 ⁻¹	5.1·10 ⁻¹	5.1·10 ⁻¹	5.1·10 ⁻¹	b
Inhalation	m ³ .capita ⁻¹ .y ⁻¹	4.9·10 ³	4.9·10 ³	4.9·10 ³	4.9·10 ³	b
Freshwater fishery production	kg _{wwt} .y ⁻¹	8.3·10 ⁸	na	na	Na	c
Marine fishery production	kg _{wwt} .y ⁻¹	1.5·10 ⁹	41·10 ¹⁰	ng	1.4·10 ¹⁰	c
Cereal production	kg _{wwt} .y ⁻¹	1.2·10 ¹¹	5.3·10 ¹¹	3.0·10 ¹⁰	3.3·10 ¹¹	c
Fruit production	kg _{wwt} .y ⁻¹	4.4·10 ¹⁰	1.1·10 ¹¹	1.6·10 ⁹	1.2·10 ¹¹	c
Vegetable production	kg _{wwt} .y ⁻¹	4.0·10 ¹⁰	3.0·10 ¹¹	6.0·10 ⁹	1.5·10 ¹¹	c
Treenuts production	kg _{wwt} .y ⁻¹	6.1·10 ⁸	2.8·10 ⁹	2.1·10 ⁴	1.4·10 ⁰⁹	c
Pulses production	kg _{wwt} .y ⁻¹	2.2·10 ⁹	7.9·10 ⁹	1.1·10 ⁹	1.3·10 ¹⁰	c
Roots and tubers production	kg _{wwt} .y ⁻¹	2.3·10 ¹⁰	1.3·10 ¹¹	9.9·10 ⁹	1.0·10 ¹¹	c
Meat production	kg _{wwt} .y ⁻¹	3.6·10 ¹⁰	1.1·10 ¹¹	3.9·10 ⁹	4.3·10 ¹⁰	c
Milk production	kg _{wwt} .y ⁻¹	1.1·10 ¹¹	1.7·10 ¹¹	1.8·10 ¹⁰	1.1·10 ¹¹	c
Egg production	kg _{wwt} .y ⁻¹	4.8·10 ⁹	2.8·10 ¹⁰	1.1·10 ⁹	1.1·10 ¹⁰	c

C = Continental scale; M = Moderate zone; A = Arctic zone; T = Tropic zone; R = rural area; U = urban area

na = not applicable; ng = negligible

^a Haub (2003); ^b USEPA (1999); ^c FAO (2004)

• Paramètres de toxicité humaine : Human Effect factor (EF_{human})

Human Effect factor à partir du ED50

Ce facteur EF_{human} reflète la probabilité de contracter une maladie due à l'inhalation/ingestion d'une substance (cas/kg de substance intégré dans le corps).

$$E_{r,x,c/nc} \approx 1.9 \cdot \frac{1}{ED50_{r,x,c/nc}}$$

where $E_{r,x,c/nc}$ represents the human effect and damage factor of substance x via intake route r in terms of loss of disability adjusted life years per kg of intake for carcinogenic or non-carcinogenic effect (yrlost.kg⁻¹).

La donnée ED50 cancérigène est issue de la base de données Carcinogenic Potency Database (CPDB), développée par Gold and Zeiger (1997). Pour les substances dont la donnée ED50 cancérigène ne serait pas disponible, le facteur de pente (gx) de la dose cancérigène a été utilisé pour estimer l'ED50 cancérigène (Huijbregts et al. 2005b).

Pour les effets non cancérigènes, les données ED50 n'étant pas disponibles, des ED50 en ingestion pour 12 substances et en inhalation (9 substances) ont été calculés à partir de la base de données Integrated Risk Information System (IRIS) de l'USEPA (2004).

L'ED50 est généralement calculé à partir de résultats de tests sur animaux par la formule suivante :

$$ED50_{x,r} = \frac{ED50_{a,t,x,r} \cdot X_r \cdot LT \cdot N}{CF_a \cdot CF_t} \quad (7.12)$$

where $ED50_{x,r}$ is the life-time dose of substance x via exposure route r affecting 50% of the human population (kg), $ED50_{a,t,x,r}$ is the effect dose of substance x via exposure route r affecting 50% of the population test species a for exposure duration t (kg.kg⁻¹.day⁻¹ or kg.m⁻³), CF_a the conversion factor for interspecies differences (-), CF_t is the conversion factor for differences in time of exposure (-), X_r is the average body weight of humans (70 kg) or the average breath intake of humans (13 m³.day⁻¹), LT is the average lifetime of humans (75 years), N the number of days per year (365 days.year⁻¹).

Il existe des facteurs d'extrapolation pour convertir des données issues de tests sur des cochons, chiens, singe, chat, lapin, poule, vison, cochon d'Inde, rat, hamster et souris.

Les facteurs d'extrapolation, qu'ils soient temporels ou inter-espèces, permettent d'obtenir des données estimées pour des substances qui n'en ont pas directement.

Tableau 12 Facteur d'extrapolation inter-espèce (AFinterspecies) basé sur le poids

Table 7.3: Interspecies conversion factors

Species	CF interspecies (-)	Average bodyweight (kg)	Source
human	1.0	70	-
pig	1.1	48	Baird, 1996
dog	1.5	15	Vermeire <i>et al.</i> , 2001
monkey	1.9	5	Vermeire <i>et al.</i> , 2001
cat	1.9	5	Expert judgement
rabbit	2.4	2	Vermeire <i>et al.</i> , 2001
hen	2.6	1.6	Baird, 1996
mink	2.9	1	Expert judgement
guinea pig	3.1	0.750	Vermeire <i>et al.</i> , 2001
rat	4.1	0.250	Vermeire <i>et al.</i> , 2001
hamster	4.9	0.125	Baird, 1996
gerbil	5.5	0.075	Expert judgement
mouse	7.3	0.025	Vermeire <i>et al.</i> , 2001

Le choix de recourir à des facteurs allo-métriques (poids et volume de la cible par rapport à l'humain) est basé sur la pratique courante en évaluation des risques puisque les données adaptées par rapport à la sensibilité de l'espèce en cause par rapport à l'homme sont des données difficiles à avoir pour l'ensemble des substances utilisées en industrie.

Il existe également des facteurs d'extrapolation temporelle pour estimer la valeur de toxicité chronique à partir de valeurs de toxicité sub-chronique ou aiguë.

Lorsqu'aucune donnée n'était disponible, l'ED50 a été calculé à partir des VTR disponibles : NOAEL ou LOAEL.

6. CRITIQUE DE LA ROBUSTESSE DU MODELE

Les limites :

- modèle peu adapté aujourd'hui pour caractériser les impacts des métaux, organométalliques, substances amphiphiles,
- modèle peu adapté aujourd'hui pour caractériser les impacts des métaux, et de l'impact direct des pesticides
- la qualité des facteurs de caractérisations n'est pas indiquée
- pas de séparation entre les facteurs pour les substances cancérogènes et non cancérogènes : manque pour distinguer la gravité des effets. Cependant les différentes perspectives (Egalitarian, Hierarchist and Individualist) proposées dans la méthode ne prennent pas en compte les mêmes substances. En effet pour les 2 premiers scénarios sont prises en compte toutes les substances y compris les substances avec de faibles indices cancérogènes (Catégories IARC 1, 2A, 2B, 3 ou sans classification) alors que pour le scénario individualiste ne sont incluent que les substances avec forts indices de cancérogènes (uniquement les catégories IARC 1, 2A and 2B)

N.B. Il s'agit d'un modèle dans un monde fictif moyen qui n'a pas l'ambition de refléter l'exposition précise selon le lieu d'émission et le contexte local

Les atouts :

- le modèle USES-LCA prend en compte l'ensemble des paramètres les plus importants dans la voie d'impact.
- le modèle est multi-compartiment et prend en compte les échanges entre compartiments,
- prend en compte de très nombreuses substances et permet d'identifier certains hotspots,

FICHE METHODOLOGIQUE N°3

Modèle IMPACT 2002+ (Pennington et al. 2005)

1. PREAMBULE : GENERALITES SUR L'ACV

Cette fiche méthodologique présente le modèle IMPACT 2002+, qui est un modèle d'analyse de l'impact potentiel de toxicité humaine utilisé en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Lorsqu'une substance est émise, elle a un cheminement dans l'environnement : elle change de concentration, d'état et de milieu. Elle va finalement avoir une conséquence sur la santé humaine, la qualité de l'environnement, ... Le cheminement qu'elle va suivre est nommé voie d'impact. Il s'agit de tous les processus qui amènent la substance de son émission à son impact potentiel final une fois qu'elle a atteint sa cible (l'homme dans le cas d'un indicateur sur la toxicité humaine). La méthode d'analyse de l'impact permet de modéliser la voie d'impact des différentes substances émises et de relier, autant que possible chaque donnée d'inventaire à ses impacts environnementaux potentiels, sur la base de cette voie.

L'objectif est ici d'estimer la contribution potentielle moyenne d'un produit à l'impact environnemental qu'est la toxicité humaine et d'identifier les quelques substances les plus préoccupantes pour le cycle de vie du produit.

Pour ce faire, la caractérisation des impacts potentiels passe par la modélisation d'un monde fictif moyen qui est composé des différents compartiments environnementaux et des voies de transfert entre ces derniers. Ce modèle de caractérisation permet de comparer le comportement des substances chimiques lorsqu'on les soumet à un même environnement (rapidité de transfert, biodégradabilité, bioaccumulation, ...). Dès lors, **ce modèle de caractérisation des impacts potentiels en ACV ne cherche pas à représenter la réalité précise des transferts environnementaux en fonction du lieu d'émission et du contexte local, mais bien un impact potentiel moyen lié à une émission dans un compartiment environnemental** (air urbain, sol agricole, eau douce, ...) d'un « monde moyen ».

2. CONTEXTE ET OBJECTIFS DU MODELE

IMPACT 2002+ est une méthodologie d'évaluation d'impact initialement développée à l'Institut fédéral suisse de Technologie - Lausanne (EPFL). D'autres développements ont été réalisés par la même équipe de chercheurs sous le nom *EcoIntesys-life cycle systems* (Lausanne). La méthodologie propose l'implémentation combinée midpoint/endpoint via une chaîne de causalité liant l'inventaire à 14 catégories midpoint et 4 catégories de dommages (endpoint).

3. DESCRIPTION DU MODELE

Modélisation transparente basée sur le système EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) de l'Union Européenne. Modèle ACV non reconnu par l'UE.

4. UNITE RETENUE

La substance chimique chloroéthylène est utilisée comme substance de référence pour le calcul de l'indicateur midpoint toxicité humaine. L'impact toxicité humaine est exprimé en kg de chloroéthylène équivalent.

5. SUBSTANCES COUVERTES

IMPACT 2002+ (v 2.12) couvre 771 substances distinctes sur la catégorie toxicité humaine. L'impact toxicité humaine est divisé en deux indicateurs cancérigène et non-cancérigène.

Une même substance peut avoir à la fois un facteur de caractérisation dans la catégorie d'impact cancérigène et un autre facteur de caractérisation dans la catégorie d'impact non cancérigène. Pour chacune des deux catégories d'impact voici le nombre de substances couvertes :

- 503 pour l'indicateur Toxicité humaine-Cancérigène,
- 357 pour l'indicateur Toxicité humaine- Non cancérigène.

6. CALCUL D'IMPACT POTENTIEL PAR LE MODELE IMPACT 2002+

PRINCIPE

Les facteurs de devenir et d'exposition peuvent être calculés grâce à des modèles multi-compartiments de devenir et d'exposition d'une substance et les facteurs d'effet sont dérivés de données toxicologiques basées sur des données humaines ou animales (Hertwich et al. 1998; Huijbregts et al. 2000).

L'impact toxicité est calculé en multipliant les masses d'une substance émise dans un compartiment donné (air, eau, sol) avec le facteur de caractérisation correspondant.

DEFINITION

La caractérisation (conversion des intrants et sortants du système participant à un impact en une mesure commune) en ACV suit la chaîne de cause à effet à partir de l'émission d'une substance.

Les impacts d'une substance émise sont exprimés à l'aide de facteurs de caractérisation (CF) spécifiques selon la catégorie d'impact étudiée (ici l'impact toxicité humaine).

Ainsi pour chaque émission de substance, le facteur de caractérisation se construit par le produit de deux composantes :

$$CF_{\text{impact, substance } i} = iF_i \cdot EF_i$$

Où iF : facteur d'inhalation ou d'ingestion

EF : effect factor ou facteur d'effet

Le facteur d'inhalation ou d'ingestion pour la toxicité humaine représente la part de substance potentiellement ingérée via l'alimentation (par différentes voies d'exposition comme l'eau potable, viande, lait, poisson, ou fruits et légumes) ou inhalé par la population (respiration). Enfin, le facteur d'effet représente l'impact de la substance une fois intégré dans le corps humain via la relation dose-réponse basée sur les ED₁₀¹⁹.

COMMENT EST CALCULE LE FACTEUR DE CARACTERISATION ?

Les facteurs de caractérisation pour les effets toxicologiques chroniques sur la santé humaine, nommés HTP (Human Toxicity Potentials) pour les midpoint et HDF (Human Damage Factors) pour les endpoint fournissent une estimation du risque toxicologique cumulatif et des impacts potentiels associés à une quantité définie d'émission d'une substance dans l'environnement.

HTP et HDF sont déterminés avec l'outil IMPACT 2002 (Impact Assessment of Chemical Toxics).

Des facteurs génériques sont calculés à l'échelle continentale pour l'Europe de l'Ouest, il existe également une différenciation spatiale de 50 bassins versants européens.

Le HDF exprimé en DALY ou nombre de jour de vie perdu/ kg de substance émise est calculé comme suit :

$$HDF_i = iF_i \cdot EF_i = iF_i \cdot \beta_i \cdot D_i$$

Où iF est la fraction ingérée ou inhalée, EF le facteur d'effet.

Le facteur d'effet est le produit du facteur dose-réponse (β) et de la gravité (D)

Le facteur de caractérisation midpoint HTP est obtenu en divisant le HDF de la substance considérée par le HDF de la substance de référence qu'est le chloro-éthylène :

$$HTP_i = HDF_i / HDF_{\text{chloroethylene}}$$

¹⁹ Dose effet affectant 10% d'individus testés

- **Facteur d'inhalation ou d'ingestion**

Le facteur d'inhalation ou d'ingestion prend en compte le devenir d'un produit chimique selon le compartiment et le transport aussi bien que l'exposition humaine liée à aux aliments, à l'eau et à l'inhalation.

Le modèle IMPACT 2002 prend en compte de multiples chemins d'exposition qui lient la concentration d'un produit chimique dans l'atmosphère, le sol, l'eau de surface, ou dans la végétation à l'ingestion ou l'inhalation de l'homme.

Les voies d'ingestion incluent la consommation d'eau, l'ingestion fortuite de sol, et l'ingestion de contaminants issus des produits agricoles (fruits, légumes, céréales,...), aussi bien que des produits animaux, tels que la viande de bœuf, de porc, de volaille, les œufs, les poissons et le lait. Contrairement à d'autres approches conventionnelles, le transfert des contaminants dans la nourriture humaine n'est plus basé sur des enquêtes de consommation, mais prend en compte les niveaux de production agricole et animale qui sont ensuite ingérés par l'homme, indépendamment de leur localisation.

Les derniers développements incluent également le calcul des résidus de pesticides dans la nourriture due aux applications directes. Le concept d'inhalation facilite la comparaison entre les émissions intérieures et extérieures, avec la fraction inhalée intérieure comme étant une fonction linéaire de taux de ventilation par habitant.

- **Paramètres de toxicité humaine : Human Effect factor**

Le facteur d'effet humain est calculé par la formule suivante :

$$\beta_{\text{human}} = \frac{0.1}{ED_{10}} \cdot \frac{1}{BW \cdot LT_h \cdot N_{365}}$$

Où ED10 est la dose effet de 10%

BW le poids moyen considéré dans la population (kg/personne)

LT_h La durée de vie moyenne considérée pour la population humaine (en années)

N₃₆₅ Nombre de jour par an (Jours/an)

Les données TD50, NO(A)EL, and LO(A)EL sont également utilisées.

7. CRITIQUE DE LA ROBUSTESSE DU MODELE

Les limites :

- modèle peu adapté aujourd'hui pour caractériser les impacts des métaux,
- la qualité des facteurs de caractérisation n'est pas indiquée.

N.B. Il s'agit d'un modèle dans un monde fictif moyen qui n'a pas l'ambition de refléter l'exposition précise selon le lieu d'émission et le contexte local

Les atouts :

- le modèle IMPACT 2002+ prend en compte l'ensemble des paramètres les plus importants dans la voie d'impact,
- le modèle est multi-compartiment et prend en compte les flux entre compartiments,
- le modèle prend en compte de très nombreuses substances et permet d'identifier certains points chauds.

Modèle en cours de publication : Impact World +

Avec la méthode Impact World+, si le praticien souhaite utiliser un modèle moins générique que celui de USEtox, Impact World + proposera un modèle utilisant des données régionales spécifiques afin de mieux estimer où les émissions et impacts significatifs ont lieu. Il a été développé à partir du modèle régional d'IMPACT 2002 pour estimer le devenir, l'exposition et les dommages au niveau mondial.

Se référer à : IMPACT 2002+: a new life cycle assessment methodology. Int J Life Cycle Assess 8:324-330

FICHE METHODOLOGIQUE N°4

Modèle EDIP 2003

1. PREAMBULE : GENERALITES SUR L'ACV

Cette fiche méthodologique présente le modèle EDIP 2003, qui est un modèle d'analyse de l'impact potentiel de toxicité humaine utilisé en Analyse du Cycle de Vie (ACV). Lorsqu'une substance est émise, elle a un cheminement dans l'environnement : elle change de concentration, d'état et de milieu. Elle va finalement avoir une conséquence sur la santé humaine, la qualité de l'environnement, ... Le cheminement qu'elle va suivre est nommé voie d'impact. Il s'agit de tous les processus qui amènent la substance de son émission à son impact potentiel final une fois qu'elle a atteint sa cible (l'homme dans le cas d'un indicateur sur la toxicité humaine). La méthode d'analyse de l'impact permet de modéliser la voie d'impact des différentes substances émises et de relier, autant que possible chaque donnée d'inventaire à ses impacts environnementaux potentiels, sur la base de cette voie.

L'objectif est ici d'estimer la contribution potentielle moyenne d'un produit à l'impact environnemental qu'est la toxicité humaine et d'identifier les quelques substances les plus préoccupantes pour le cycle de vie du produit.

Pour ce faire, la caractérisation des impacts potentiels passe par la modélisation d'un monde fictif moyen qui est composé des différents compartiments environnementaux et des voies de transfert entre ces derniers. Ce modèle de caractérisation permet de comparer le comportement des substances chimiques lorsqu'on les soumet à un même environnement (rapidité de transfert, biodégradabilité, bioaccumulation, ...). Dès lors, **ce modèle de caractérisation des impacts potentiels en ACV ne cherche pas à représenter la réalité précise des transferts environnementaux en fonction du lieu d'émission et du contexte local, mais bien un impact potentiel moyen lié à une émission dans un compartiment environnemental** (air urbain, sol agricole, eau douce, ...) d'un « monde moyen ».

2. CONTEXTE ET OBJECTIFS DU MODELE

La méthode d'évaluation des impacts EDIP (Environmental Design of Industrial Products) a été développée au Danemark à la Technical University of Denmark en 1996. La méthode EDIP 2003 est une mise à jour de la version de 1997 (EDIP 97). Des manuels méthodologiques (un pour la version 97 et un pour la version 2003) sont disponibles, mais ils ne sont pas accessibles gratuitement. L'échelle spatiale pour la modélisation de l'impact toxicité humaine est le territoire européen. Elle offre une différenciation spatiale géographique précise pour l'Europe, avec des facteurs pour plus de 40 « régions » européennes. EDIP est largement reconnue et la méthodologie de la plupart des catégories d'impact qu'elle traite est parue dans des publications scientifiques revues par des pairs (Ibid, 2009b).

3. DESCRIPTION DU MODELE

Les principaux points de différences entre la méthode EDIP 2003 et les autres méthodes AICV sont :

- une différenciation spatiale fine pour l'Europe
- une approche des volumes critiques (Hauschild et al. 2009b).

4. SUBSTANCES COUVERTES

EDIP 2003 (v 1.05) couvre 180 substances distinctes sur la catégorie toxicité humaine. L'impact toxicité humaine est divisé en trois sous indicateurs qui représentent les trois voies d'exposition : l'air, l'eau et le sol.

Une même substance peut avoir en même temps un facteur de caractérisation dans les 3 catégories d'impact. Pour chacune des trois catégories d'impact voici le nombre de substances couvertes :

- 136 pour l'indicateur Human Toxicity via air,
- 163 pour l'indicateur Human Toxicity via water,
- 163 pour l'indicateur Human Toxicity via soil.

5. UNITE RETENUE

Les unités retenues dans la méthode EDIP 2003 sont :

- m3 air/g émis dans l'air, l'eau ou sur le sol,
- m3 eau/g émis dans l'air, l'eau ou sur le sol,

- m3 sol/g émis dans l'air, l'eau ou sur le sol.
Où le m3 représente le volume de compartiment pollué.

6. CALCUL D'IMPACT POTENTIEL PAR LE MODELE EDIP 2003

Aucun manuel méthodologique n'est disponible et la bibliographie concernant la construction du modèle est peu consistante. Le développement de ce chapitre n'a pu être réalisé pour ces deux raisons.

7. CRITIQUE DE LA ROBUSTESSE DU MODELE

Les limites :

- EDIP 2003 couvre moins de substances que les autres méthodes d'ÉICV
- manuel méthodologique non disponible gratuitement²⁰,
- modèle peu adapté aujourd'hui pour caractériser les impacts des métaux,
- la qualité des facteurs de caractérisation n'est pas indiquée.

N.B. Il s'agit d'un modèle dans un monde fictif moyen qui n'a pas l'ambition de refléter l'exposition précise selon le lieu d'émission et le contexte local

²⁰ Il est à noter que ce dernier critère ne remet pas en cause la pertinence scientifique d'EDIP 2003. Cependant, pour une entreprise qui désire comprendre la méthode d'évaluation des impacts, la difficulté d'accès au manuel peut être problématique.

3.10 ANNEXE 4 : COMPARAISON DES METHODES AICV

Tableau 13 Comparaison de 5 méthodes AICV (sources utilisées: ILCD Handbook 2011 & Rosenbaum RK (2016) in LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment²¹)

Méthode AICV	ReCiPe 2008 (évolution de CML 2002)	IMPACT 2002+	EDIP 2003	TRACI 2; ILCD/PEF/OEF	IMPACT WORLD +
Modèle de caractérisation	USES-LCA 2.0 (van Zelm et al. 2009)	IMPACT 2002 (Pennington et al. 2005)	EDIP (Hauschild and Potting 2003)	USEtox 1.01 (Rosenbaum et al. 2008)	USEtox 2.0 (http://www.usetox.org/)
Couverture spatiale	Echelle européenne	Echelle européenne. Paramétrable pour les autres continents	Echelle européenne mais chaîne de cause à effet partielle	Echelle continentale, générique et mondiale	Echelle continentale, générique et mondiale 9 sous continents paramétrisés
Transparence et reproductibilité	Modèle, documentation et résultats sont publiés. Manque de transparence. Modèle disponible gratuitement.	Modèle, documentation et résultats sont publiés. Cependant certains détails des processus ne sont pas encore disponibles. Manque de transparence. Modèle disponible gratuitement.	Modèle, documentation et résultats sont publiés. Manque de transparence. Modèle disponible gratuitement.	Modèle, documentation et résultats sont publiés. Modèle disponible gratuitement pour le calcul de nouveaux facteurs.	Transparence: documentation complète et détaillée publiée courant 2016
Base scientifique	Pas de prise en compte des métaux.	Pas de prise en compte des métaux.	Pas de prise en compte des métaux. Le devenir est très simplifié.	Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV.	Couverture des substances la plus importante parmi les méthodes de toxicité en ACV. La prise en compte des résidus de pesticide dans les produits agricoles est modélisée ainsi que l'exposition à l'air intérieur.
Incertitude de la méthode	Aucune information n'est disponible sur l'incertitude des résultats du modèle.	Aucune information n'est disponible sur l'incertitude des résultats du modèle.	Aucune information n'est disponible sur l'incertitude des résultats du modèle.	Incertitude qualifiée via les classes "recommended" et "interim". Incertitude du modèle quantifiée dans la publication (Rosenbaum et al. 2008)	Incertitude qualifiée via les classes "recommended" et "interim". Incertitude du modèle quantifiée dans la publication (Rosenbaum et al. 2008)
Acceptation par les parties prenantes	Modèle basé sur le système EUSES des années 2000 de l'Union Européenne. Modèle ACV non reconnu par une autorité	Modèle ACV non reconnu par une autorité	Modèle ACV non reconnu par une autorité	Modèle soutenu par l'UNEP.	Modèle soutenu par l'UNEP.
Catégories d'effet	Cancerigène/non-Cancerigène	Cancerigène/non-Cancerigène	Cancerigène/non-Cancerigène	Cancerigène/non-Cancerigène	Cancerigène/non-Cancerigène
Modélisation du devenir	Mécanistique, multi-milieux, modèle bilan massique.	Mécanistique, multi-milieux, modèle bilan massique.	Devenir partiel	Mécanistique, multi-milieux, modèle bilan massique.	Mécanistique, multi-milieux, modèle bilan massique.
Modélisation de l'exposition	Inhalation et plusieurs voies d'exposition par ingestion	Inhalation et plusieurs voies d'exposition par ingestion	Inhalation et plusieurs voies d'exposition par ingestion	Inhalation et plusieurs voies d'exposition par ingestion	Inhalation dont l'exposition à l'air intérieur et plusieurs voies d'exposition par ingestion incluant les résidus de pesticides dans la nourriture
Modélisation de l'effet	[1]ED50	[2]ED10	ED10	ED50	ED50
Horizon temporel	Infini, 100 ans pour les métaux et toutes les substances avec la perspective "Individualist"	Infini	Infini	Infini	Infini, ≤100 ans, >100 ans pour les métaux
Compartiments d'émission	Air rural, air urbain, eau douce, sol agricole, sol naturel, sol industriel	Air, eau douce, eau de mer, sol	Air, eau douce, sol	Air rural, air urbain, eau, sol agricole, sol naturel,	Air rural, air urbain, eau, sol agricole, sol naturel, air intérieur
Exposition directe					
Exhaustivité des substances pour la toxicité humaine	~1000	~800	~180	~1250	~1250
Unité	équivalent 1,4-DCB	équivalent chloroéthylène	m ³ (volume de compartiment pollué)	cas ou CTUh[3]	cas ou CTU _h

[1] Dose effet affectant 50% d'individus testés

[2] Dose effet affectant 10% d'individus testés

[3] Comparative Toxic Unit for humans

²¹ Rosenbaum RK (2016). Selection of Impact Categories, Category Indicators and Characterization Models in Goal and Scope Definition. Chapter 2 "Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment" (Curran MA eds). In: Klöpffer W, Curran M (eds) LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. ISBN 978-94-024-0854-6. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

3.11 ANNEXE 5 : COMPLEMENTS SUR LE CADRE REGLEMENTAIRE DES METHODES D'EVALUATION DE LA SANTE HUMAINE

Cadre réglementaire	Commentaires sur le cadre réglementaire
Règlement n°1907/2006 (REACH)	Evaluation à plusieurs niveaux (1 : modélisation de l'exposition (paramètres d'exposition par défaut) ; 2 : raffinement des mesures de gestion des risques ; 3 : mesures analytiques)
Règlement n°1272/2008 (CLP)	Evaluation commune à plusieurs réglementations. Il est question ici de dangers uniquement. Les risques ne sont pas évalués car les expositions ne sont pas caractérisées.
Code du travail	Pas de commentaire particulier
Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (Code de l'environnement)	Pas de commentaire particulier
Sites et sols pollués	Pas de commentaire particulier
Etudes de zone	Pas de commentaire particulier
Valeurs guides dans l'air intérieur	Pas de commentaire particulier
Règlement n°1223/2009 (cosmétiques)	Les fabricants sont tenus d'évaluer les risques pour la santé de leur produit. Aucun contrôle du contenu ni de la qualité de cette évaluation n'est effectuée avant la mise sur le marché. Elle n'est pas sensée prendre en considération les professionnels qui utilisent ces produits mais seulement les consommateurs. Ces dossiers de sécurité devraient être conformes aux exigences de l'annexe I du règlement cosmétique. et peuvent être réclamés par les autorités compétentes (ANSM). En outre, pour autoriser l'utilisation de la substance dans les produits cosmétiques, le SCCS procède au calcul d'une marge de sécurité (MoS). Il identifie une dose sans effet indésirable observé (NOAEL = No Observed Adverse Effects Level) à partir des études toxicologiques chez l'animal et détermine une dose d'exposition systémique (SED = Systemic Exposure Dose) dans les conditions d'utilisation de la substance dans le produit cosmétique. Cette dose d'exposition est déterminée selon des critères standard : la dose absorbée par voie cutanée, la surface d'application du produit, la fréquence d'application, le facteur de rétention approprié, le poids moyen d'une personne. Pour que l'utilisation d'une substance dans les produits cosmétiques soit considérée sans risque pour l'homme, cette dose SED doit être au moins cent fois inférieure à la NOAEL (MoS $\geq$ 100). Dans tous les cas, les MoS sont calculées à partir de données d'exposition non professionnelles. Par exemple, la fréquence d'utilisation est différente : pour une coloration semi-permanente une fois par semaine pour une non-professionnelle, plusieurs fois par jour pour une professionnelle.
Règlement n° 528/2012 (biocides)	Pas de commentaire particulier
Règlement n°1107/2009 (phytopharmaceutiques)	Pas de commentaire particulier
Directive n°2008/98 (Déchets)	Il est question ici de dangers uniquement. Les risques ne sont pas évalués car les expositions ne sont pas caractérisées.
Directive 2000/60/CE (DCE)	Pas de commentaire particulier
Qualité de l'air	Pas de commentaire particulier
Etudes d'alimentation	Pas de commentaire particulier

Cadre réglementaire	Objectif (aspect santé humaine)	Evaluation	Méthodologie	Type de source	Etape(s) du cycle de vie concernée(s)	Voie d'exposition concernée	Durée d'exposition concernée	Population cible	Considération des effets agrégés/cumulés	Outils disponibles	Type de seuil de danger
Règlement n°1907/2006 (REACH)	Assurer un niveau de protection élevé de protection de la santé humaine et de l'environnement REACH fait porter à l'industrie la responsabilité d'évaluer et de gérer les risques posés par les produits chimiques et de fournir des informations de sécurité adéquates à leurs utilisateurs	Evaluation de la sécurité chimique (CSR)	Documents guide de l'ECHA	Substances/ Produits/Articles	Toutes les étapes du cycle de vie (excepté le transport)	Inhalation/Orale/Cutanée	Vie entière	Travailleurs & population générale (consommateurs et hommes via l'environnement)	Expositions agrégées uniquement (si effet critique identique : addition des RCR de chaque voie)	Modélisation de l'exposition (ECETOC TRA, Riskofderm, ConsExpo,...), Mesures analytiques, Outil d'évaluation de risques (CHESAR)	Derived no-effect level (DNEL) : valeurs à seuil Derived minimal effect level (DMEL) : valeurs sans seuil
Règlement n°1272/2008 (CLP)	Assurer un niveau de protection élevé de protection de la santé humaine et de l'environnement Harmonisation avec le système général harmonisé (SGH) de classification	Classification et étiquetage (évaluation qualitative)	Guide ECHA (Guidance on the application of the CLP Criteria)	Substances/ Produits	-	Inhalation/Orale/Cutanée	-	Travailleurs & population générale	-	-	Evaluation qualitative uniquement
Code du travail	Assurer la sécurité et protéger la santé physique et mentale des travailleurs de l'établissement	EvRP	Guide INRS	Lieu de vie/travail	Utilisation professionnelle	Inhalation	8 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 40 ans	Travailleurs	Prise en compte des expositions agrégées/cumulées dans le cas des VLB	Analyse des postes de travail (et/ou modélisation) et dosages biologiques	Valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) : valeurs à seuil Valeurs limites biologiques (VLB) : valeurs à seuil
Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (Code de l'environnement)	Assurer la sécurité et la santé des Hommes ainsi que la sauvegarde de nombreux intérêts dont la sécurité et salubrité publiques, et la protection de la nature et de l'environnement.	Etude d'impact	Guide EQRS	Environnement local	Substances émises par les ICPE dans leur environnement	Inhalation/Orale	scénarios BETA	Population générale	Plusieurs voies d'exposition à partir des sources du site. Addition des indicateurs pour plusieurs substances	Modélisation et mesures analytiques	Valeurs toxicologiques de référence (VTR)
Sites et sols pollués	Permettre la réhabilitation d'anciens sites industriels pollués, sans risque pour les usages futurs	Plan de gestion	Guide EQRS	Environnement local	Substances émises dans l'environnement	Inhalation/Orale	scénarios BETA	Population générale	Plusieurs voies d'exposition à partir des sources du site. Addition des indicateurs pour plusieurs substances	Modélisation et mesures analytiques	Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Cadre réglementaire	Objectif (aspect santé humaine)	Evaluation	Méthodologie	Type de source	Etape(s) du cycle de vie concernée(s)	Voie d'exposition concernée	Durée d'exposition concernée	Population cible	Considération des effets agrégés/cumulés	Outils disponibles	Type de seuil de danger
Valeurs guides dans l'air intérieur	Fournir une base pour protéger la population des effets néfastes pour la santé liés à une exposition de la pollution de l'air par une substance par inhalation et d'éliminer ou de réduire les contaminants ayant un effet négatif Aider les pouvoirs publics à fixer des valeurs de gestion de la qualité de l'air intérieur sur la santé humaine	VGAI vs Mesures d'exposition	Guide ANSES VGAI	Lieu de vie/travail	Air intérieur	Inhalation	Vie entière	Population générale	-	Mesures analytiques	Valeurs guides de l'air intérieur (VGAI) : valeurs à seuil et sans seuil
Règlement n°1223/2009 (cosmétiques)	Renforcer certains éléments du cadre réglementaire applicable aux produits cosmétiques, comme les contrôles au sein du marché, en vue d'assurer un niveau élevé de protection de la santé humaine.	Evaluation de la sécurité du produit cosmétique	Guide CE SCCS	Substances/ Produits	Utilisation par le consommateur s/utilisateurs finaux	Voie cutanée	Utilisation normale du produit	Consommateurs (Professionnels non considérés)	Cumul des expositions pour les différents types d'indication pour le même produit	Estimation selon la posologie d'application	Dose sans effet nocif observable (DSENO) : valeurs à seuil Animal dose description (T25) : valeurs sans seuil Marge de sécurité (MoS)
Règlement n° 528/2012 (biocides)	Assurer un niveau de protection élevé de l'homme, des animaux et de l'environnement en limitant la mise à disposition sur le marché aux seuls substances actives et produits biocides efficaces, et présentant des risques acceptables pour l'homme et l'environnement. Les mesures qu'elle instaure visent notamment à prévenir les effets à long terme : effets cancérogènes ou toxiques pour la reproduction, ou effets des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables.	Assessments of the hazard, exposures and risks of the active substance (in Document II)	Documents guide de l'ECHA (Volume III Human Health, Part B Assessment)	Substances/ Produits	Application et devenir dans l'environnement	Inhalation/Oral e/Cutanée	Vie entière	Travailleurs & population générale (et hommes via l'environnement)	Exposition cumulés de plusieurs substances (manque de méthodologie) + exposition agrégés	Modélisation de l'exposition (ECETOC TRA, Riskofderm, ConsExpo,...), Données de monitoring, Outil d'évaluation de risques (CHESAR)	Accepted exposure level (AEL) : valeurs à seuil Derived minimal effect level (DMEL) : valeurs sans seuil

Cadre réglementaire	Objectif (aspect santé humaine)	Evaluation	Méthodologie	Type de source	Etape(s) du cycle de vie concernée(s)	Voie d'exposition concernée	Durée d'exposition concernée	Population cible	Considération des effets agrégés/cumulés	Outils disponibles	Type de seuil de danger
Règlement n°1107/2009 (phytopharmaceutiques)	Garantir un niveau élevé de protection de la santé humaine et animale et de l'environnement, et dans le même temps de préserver la compétitivité de l'agriculture communautaire. Il convient d'accorder une attention particulière à la protection des groupes vulnérables de la population, notamment les femmes enceintes, les nourrissons et les enfants.	Assessment report	EC Guidance document	Substances/ Produits	Application et devenir dans l'environnement	Inhalation/Orale/Cutanée	Vie entière	Travailleurs & population générale (et hommes via l'environnement)	Exposition cumulée de plusieurs substances + exposition agrégée = manque de méthodologie	Modélisation de l'exposition (BBA, UK-POEM et EUROPOEM, BREM), Données de monitoring	Dose journalière admissible (DJA) Niveau acceptable d'exposition de l'opérateur (NAEO) Dose aiguë de référence (DARf)
Directive n°2008/98 (Déchets)	Protéger l'environnement et la santé humaine par la prévention ou la réduction des effets nocifs de la production et de la gestion des déchets, et par une réduction des incidences globales de l'utilisation des ressources et une amélioration de l'efficacité de cette utilisation.	Dangerosité du déchet (basé sur des éléments de classification, évaluation qualitative)	Guide de caractérisation en dangerosité des déchets	Substances/ Produits	Traitement des déchets	Inhalation/Orale/Cutanée	-	Travailleurs & population générale	-	-	Evaluation qualitative uniquement

Cadre réglementaire	Objectif (aspect santé humaine)	Evaluation	Méthodologie	Type de source	Etape(s) du cycle de vie concernée(s)	Voie d'exposition concernée	Durée d'exposition concernée	Population cible	Considération des effets agrégés/cumulés	Outils disponibles	Type de seuil de danger
Directive 2000/60/CE (DCE)	La DCE fixe des objectifs pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines. L'objectif général est d'atteindre d'ici à 2015 le bon état des différents milieux sur tout le territoire européen. Les grands principes de la DCE sont : - une gestion par bassin versant ; - la fixation d'objectifs par « masse d'eau » ; - une planification et une programmation avec une méthode de travail spécifique et des échéances ; - une analyse économique des modalités de tarification de l'eau et une intégration des coûts environnementaux ; - une consultation du public dans le but de renforcer la transparence de la politique de l'eau.	Etablissement des états chimiques et écologiques	Méthodologie NQE	Milieu	Devenir dans l'environnement	Orale (ingestion)	-	Population générale	-	Mesures analytiques	Valeurs Guides Environnementales (VGE) Normes de Qualité Environnementale (NQE)
Qualité de l'air	Fixer un niveau à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.	Norme/Valeur guide vs Mesures d'exposition	Code de l'environnement Lignes directrices OMS	Milieu	Devenir dans l'environnement	Inhalation	-	Population générale	-	Mesures analytiques	Normes nationales et européennes (13 substances) ou valeurs guides internationales (OMS)

Cadre réglementaire	Objectif (aspect santé humaine)	Evaluation	Méthodologie	Type de source	Etape(s) du cycle de vie concernée(s)	Voie d'exposition concernée	Durée d'exposition concernée	Population cible	Considération des effets agrégés/cumulés	Outils disponibles	Type de seuil de danger
Etudes d'alimentation	Evaluation l'estimation l'exposition de la population par l'alimentation	Rapport Etude Alimentation Totale (ANSES)	méthode ANSES	Aliments	Devenir dans l'environnement (essentiellement)	Orale (ingestion)	Vie entière	Population générale	non	Mesures analytiques	Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Cadre réglementaire	Nombre de substances concernées	PARAMETRES PAR DEFAULT				
		Poids	Durée de vie considérée	Ingestion alimentaire ou d'eau	Volume inhalé	Valeurs par défaut d'absorption
Règlement n°1907/2006 (REACH)	5 247 *	Travailleur : 70 kg Population générale : 60 kg	Population générale : 75 ans Travailleurs : 40 ans	Population générale : alimentation = 1,4 kg/j eau = 2 L/j	Population générale : 20 m³/j Travailleurs : 10 m³/8h	Oral : 100% Cutanée : EFSA Guidance on Dermal Absorption Inhalation : 100 %
Règlement n°1272/2008 (CLP)	122 335 classifications notifiées (dont 4 522 classifications harmonisées) †	-	-	-	-	-
Code du travail	570	Population générale : 70 kg	Travailleurs : 40 ans	-	Travailleurs : 10 m³/8h	-
Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) (Code de l'environnement)	186 (ATSDR) 558 (US EPA) 106 (RIVM) 25 (ANSES)	Spécifique de la population étudiée (au minimum, un scénario enfant (15 kg) et un adulte (60 kg))	Population générale : 70 ans	aliment : Estimation/Modélisation eau : 2 L/j	Population générale : 20 m³/j (adulte) et 10 m³/j (enfant)	-
Sites et sols pollués	186 (ATSDR) 558 (US EPA) 106 (RIVM) 25 (ANSES)	Spécifique de la population étudiée (au minimum, un scénario enfant (15 kg) et un adulte (60 kg))	Population générale : 70 ans	-	-	-
Etudes de zone	186 (ATSDR) 558 (US EPA) 106 (RIVM) 25 (ANSES)	Spécifique de la population étudiée (au minimum, un scénario enfant (15 kg) et un adulte (60 kg))	Population générale : 70 ans	-	-	-
Valeurs guides dans l'air intérieur	11 ‡	Population générale : 70 kg	Population générale : 75 ans	-	Population générale : 20 m³/j	-
Règlement n°1223/2009 (cosmétiques)	Dossiers non disponibles mais certains avis public de l'ANSM	Adulte : 60 kg	Durée d'utilisation du produit	-	-	Oral : 100% Cutanée : 100 % Inhalation : 100 %

Cadre réglementaire	Nombre de substances concernées	PARAMETRES PAR DEFAUT				
		Poids	Durée de vie considérée	Ingestion alimentaire ou d'eau	Volume inhalé	Valeurs par défaut d'absorption
Règlement n° 528/2012 (biocides)	686 [◇]	Adulte : 60 kg	-	aliment : Estimation/Modélisation eau : 2 L/j	Population générale : - < 1 an = 4.5 m³/j - 1/2 ans = 6.8 m³/j - 3/5 ans = 8.3 m³/j - 6/8 ans = 10 m³/j - 9/11 ans = 13/14 m³/j - 12-14 ans = 12/15 m³/j - 15/18 ans = 12/17 m³/j - > 19 ans = 11.3/15.2 m³/j Travailleurs : 3.3 m³/h	Oral : 100 % Cutanée : 100 % Inhalation : 100 %
Règlement n°1107/2009 (phytopharmaceutiques)	330 [□]	Adulte (travailleurs) : 60 kg Adulte (population générale) : 70 kg Enfant (< 3 ans) : 10 kg	Population générale : 75 ans Travailleurs : 40 ans	aliment : Estimation/Modélisation eau : 2 L/j	< 11 ans : 0.19 m³/h/kg > 11 ans : 0.04 m³/h/kg	Oral : 80 % Cutanée : - Inhalation : 100 %
Directive n°2008/98 (Déchets)	-	-	-	-	-	-
Directive 2000/60/CE (DCE)	233 ^Ω	Population générale : 70 kg	-	eau : 2 L/j produits de la pêche : 115 g/j	-	-
Qualité de l'air	13 (France et Europe) ^Δ 35 (OMS)	Population générale : 70 kg (ou 60 kg pour l'OMS)	Population générale : 70 ans	-	-	-
Etudes d'alimentation	186 (ATSDR) 558 (US EPA) 106 (RIVM) 25 (ANSES)	-	-	-	-	-

Notes concernant le tableau précédent :

* basé sur les dossiers d'enregistrement pour des tonnages supérieurs à 10 tonnes (<http://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/registered-substances>)

† basé sur l'inventaire de classification de l'ECHA (<http://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/cl-inventory-database>)

‡ Formaldéhyde, Monoxyde de carbone, Benzène, Naphtalène, Trichloroéthylène, Tétrachloroéthylène, Particules, Acide cyanhydrique, Dioxyde d'azote, Acroléine, Acétaldéhyde

◇ basé sur les dossiers de substances actives (<http://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/biocidal-active-substances>)

□ basé sur la liste de substances actives de l'ANSES (<http://www.agritox.anses.fr/php/fiches.php>)

Ω basé sur la liste établie par l'INERIS (<http://www.ineris.fr/substances/fr/page/9>)

Δ Dioxyde d'azote, Oxydes d'azote, Dioxyde de soufre, Plomb, Particules fines de diamètre inférieur ou égal à 10 micromètres (PM10), Particules fines de diamètre inférieur ou égal à 2,5 micromètres (PM2,5), Monoxyde de carbone, Benzène, Ozone, Arsenic, Cadmium, Nickel, Benzo(a)pyrène (Décret n° 2010-1250)