



HAL
open science

Analyse de cycle de vie exergétique de systèmes de traitement des eaux résiduaires

Mehdi Belhani

► **To cite this version:**

Mehdi Belhani. Analyse de cycle de vie exergétique de systèmes de traitement des eaux résiduaires. Autre. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2008. Français. NNT : 2008INPL104N . tel-01753013

HAL Id: tel-01753013

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01753013>

Submitted on 29 Mar 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

Analyse de cycle de vie exergétique de systèmes de traitement des eaux résiduaires

THESE

Présentée et soutenue publiquement le 10 décembre 2008

pour l'obtention du

Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine
(spécialité Génie des Procédés et des Produits)

par

Mehdi BELHANI

Composition du Jury

Rapporteurs	J. Bourgois – Professeur (Ecole des Mines, Saint-Etienne) J.P. Steyer – Directeur de Recherches (LBE – INRA – Narbonne)
Examineurs	T. Despieres – Professeur – IUT de Caen J-N Jaubert – Professeur (ENSIC – INPL – Nancy Université) D. A lonso – Maître de Conférences (Nancy Université) M.N. Pons – Directeur de Recherches CNRS (LSGC – Nancy Université)

Laboratoire des Sciences du Génie Chimique – CNRS – UPR 6811

A mes très chers parents,

A Abbas,

A mes amis

A la communauté scientifique

A l'humanité

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le Laboratoire des Sciences du Génie Chimique de Nancy dans le groupe Génie des Procédés pour l'Environnement et l'Energie.

Je voudrais tout d'abord remercier Marie-Noëlle Pons et Dominique Alonso pour avoir dirigé ces travaux et de m'avoir donné l'opportunité de m'aguerrir au monde de la recherche scientifique et de l'enseignement supérieur.

J'exprime mes remerciements à Jean-Noël Jaubert pour avoir accepté de présider le jury de thèse et aux rapporteurs : Jacques Bourgois et Jean-Philippe Steyer qui m'ont fait le grand honneur de juger ce travail.

J'adresse également mes plus vifs remerciements à Thierry Despieres et Jean-Noël Jaubert pour avoir examiné avec attention ce manuscrit.

Je suis également très reconnaissant envers tous les membres du groupe GP2E et du TASC pour leur accueil et sympathie : Denis, Nicolas, Maria, Jean-Pierre, Ahmed, Thibaut, Michel, Isabelle...

Je voudrais remercier mes amis de l'Atelier de musique d'Erlanger de Vandoeuvres pour leurs amitiés et soutiens : Faouzi, Redha, Annie, Houcine, les 3 Momo, Djamel, Garmi, Odile...

J'exprime ma reconnaissance à mes amis de Nancy : Salim, Ryma, Samia Be, Neila, Lamia, Abdoulaye, Meryem, Halima, Zinou, Nadia, Hala, Grizou, pour leur soutien, la vie m'est très généreuse je vous remercie pour ces années de très belles amitiés.

Je ne peux terminer ces remerciements sans témoigner de ma gratitude et à rendre hommage à mes amis d'Annaba : El-Taqwa, Fateh, Hichem, Fethi 13, Billel, Farouk, Azou Babaille,... de m'avoir soutenu et encouragé tout au long de mon parcours.

Finalement, j'ai une pensée pour mon père (Qu'Allah ait sont âme), ma mère et mon frère qui par leur affection et leur encouragement permanents ont contribué à l'aboutissement de ma réussite. Toute ma gratitude à vous, mes parents !

RESUME

Au cours de cette thèse, les prévisions de la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) sont améliorées, via l'exergie, pour l'analyse et l'éco-conception des procédés. Nous mettons l'accent sur le potentiel de l'analyse exergétique et de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC) dans l'évaluation du critère d'épuisement, de productivité et de recyclabilité des ressources naturelles. Dans ce cadre, les transferts de pollutions et les impacts environnementaux d'un système de traitement des eaux résiduaires (STEP) ont été analysés en relation avec l'exergie consommée (CExC) et de l'exergie détruite (*étude a priori*). L'étude montre que la décision est différente lorsque l'indicateur d'épuisement des ressources naturelles est basé sur la méthode CExC de celle basée sur la méthode CML.

L'amélioration de l'éco-efficacité d'une STEP implique un recyclage des boues en agriculture. La stabilisation des boues par digestion anaérobie réduit le volume des boues et ainsi l'impact du transport en comparaison avec la stabilisation à la chaux. Toutefois, elle réduit le potentiel fertilisant des boues, d'une part, et augmente la consommation d'énergie et l'impact du réchauffement climatique à cause du traitement des retours en tête d'autre part. Bien que la valorisation du biogaz en cogénération réduise la dépendance énergétique de la STEP et améliore son éco-efficacité globale en comparaison avec le chaulage, elle n'offre pas la possibilité à un séchage des boues. Le séchage des boues constitue l'une des recommandations des agriculteurs, bien qu'il n'améliore pas le l'éco-efficacité globale de la STEP, en augmentant l'épuisement et l'exergie détruite des ressources brutes et du biogaz.

Mots-clés : analyse de cycle de vie exergétique des procédés, boues activées, digestion anaérobie, éco-conception, ressources renouvelables, STEP, valorisation agricole des boues, valorisation du biogaz.

ABSTRACT

The focus of the work has been to improve the predictions of Life Cycle Assessment (LCA) via exergy for processes analysis and eco-design. The potential of the exergetic analysis and Cumulative Exergy Consumption (CExC) in estimating the criterion of depletion, productivity and recyclability of natural resources has been investigated. In this context, the transfer of pollutants and the environmental impacts of a wastewater treatment system (WWTP) have been analyzed in relation with the consumed exergy (CExC) and the destroyed exergy. The study shows that decision is different if the indicator of depletion of natural resources is based on the method of CExC or on the CML method.

The improvement of the overall eco-efficiency of a WWTP involves a recycling of sludge in agriculture. Stabilization of sludge by anaerobic digestion reduces the volume of sludge and consequently the impact of transport in comparison with the stabilization with lime. However, on one hand, it reduces the fertilizer potential of sludge. On the other hand it increases energy consumption and the impact of the global warming because of the treatment of digested sludge supernatant recycled to the WWTP. Although the recovery of biogas by cogeneration reduces the energy dependency of the WWTP and improves its overall eco-efficiency in comparison with the liming scenario, it does not provide the possibility for sludge drying. Drying the sludge is one of the recommendations of farmers, although it does not improve the overall eco-effectiveness of the WWTP, and increases the depletion and the destroyed exergy of raw resources and biogas.

Keywords : activated sludge, anaerobic digestion, biogas recovery, eco-design, exergetic life cycle assessment of processes, renewable resources, sludge farm landing, wastewater treatment plant.

GLOSSAIRE

ABE :	Analyse du Besoin Energétique
ABMP :	Analyse des Besoins en Matières Premières
ACB :	Analyse du Coût-Bénifice
ACCV :	Analyse du Coût du Cycle de Vie
ACExC :	Analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée
ACV :	Analyse de Cycle de Vie
ACVE :	Analyse de Cycle de Vie Exergétiques
ACVES :	Analyse de Cycle de Vie Environnementale et Sociale
ADEME :	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AE :	Audit Environnemental
AEE :	Analyse de l'Empreinte Ecologique
AES :	Analyse d'Entrant et de Sortant
AFNOR :	Association Française de Normalisation
AFSSE :	Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale
AGV :	Acides Gras Volatils
AP :	Potentiel d'Acidification (Acidification Potential en anglais)
ARE :	Analyse du Risque Environnemental
ARSC :	Analyse des Revalorisations par les Systèmes Cascades
CEEC :	Consommation Ecologique d'Exergie Cumulée
CEnC :	Consommation d'Energie Cumulée
CET :	Centre d'Enfouissement Technique (appelé encore CSD ou ISD)
CExC :	Consommation d'Exergie Cumulée
CFC :	chlorofluorocarbures (fréons)
CML :	Centre des Sciences Environnementales (à l'université de Leiden, Pays-Bas)
COV :	Composés Organiques Volatils
DBO :	Demande Biologique en Oxygène
DCO :	Demande Chimique en Oxygène
EEA :	Analyse d'Exergie Etendue
EH :	Equivalent-Habitant (mesure de la quantité de pollution produite par un habitant)
EIE :	Etude d'Impact Environnemental
EPE :	Evaluation de la Performance Environnementale

ESB :	encéphalopathie spongiforme bovine
ESQCV :	Evaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie
GCV :	Gestion du Cycle de Vie
GES :	gaz à effet de serre
GIEC :	groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat
GWP :	potentiel de réchauffement global (global warming potential en anglais)
HAP :	hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCFC :	hydro-chloro-fluorocarbures (halons)
HFC :	hydro-fluorocarbures
IECV :	Irréversibilité Exergétique du Cycle de Vie
IFMS :	inventaire des flux de matières et de substances
INERIS :	institut national de l'environnement industriel et des risques
IPCC :	intergovernmental panel on climate change
IPPC :	integrated pollution prevention and control.
ISE :	investissement socialement responsable
ISO :	international organization for standardization
IUPAC :	international union of pure and applied chemistry
LAEPSI :	laboratoire d'analyse environnementale des procédés et des systèmes industriels
LCA :	life cycle assessment
LCIA :	life cycle impact assessment
LCPD :	life cycle product/process design
MCI :	Moteur à Combustion interne
MES :	matières en suspension
MO :	Matière Organique
MS :	matières sèches
MVS :	matières volatiles
NT :	azote total
NTK :	azote Kjeldahl
OCDE :	organisation de coopération et de développement économique
ODP :	potentiel de détérioration de la couche d'ozone (ozone depletion potentiel)
PCB :	polychlorobiphényles
PCDD :	dibenzodioxines polychlorées
PCDF :	dibenzo furanes polychlorées

PIP :	politique intégrée du produit
PNUE :	programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP en anglais)
POCP :	photochemical ozone creation potential
PT:	Phosphore Total
RMEE :	Relative Mass-Energy-Economic Method
RSC :	responsabilité sociale corporative
SEM :	système de management environnemental
SETAC :	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SPI :	indice du processus durable
STEP :	station d'épuration
UF :	unité fonctionnelle
WBCSD :	conseil mondial des entreprises pour le développement durable

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS.....	2
RESUME.....	3
ABSTRACT.....	4
GLOSSAIRE.....	5
SOMMAIRE.....	8
<i>INTRODUCTION GENERALE.....</i>	15
<i>CHAPITRE I : DEVELOPPEMENT DURABLE & ECO-CONCEPTION....</i>	20
I. INTRODUCTION	21
II. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX.....	23
II.1 Impacts globaux.....	25
II.1.1 Effet de serre.....	25
II.1.2 Dégradation de la couche d’ozone	29
II.1.3 Epuisement des ressources naturelles	30
II.2 Impacts régionaux	32
II.2.1 Pollutions photochimiques (smog d’été).....	32
II.2.2 Acidification	33
II.2.3 Eutrophisation	34
II.3 Impacts locaux.....	36
II.3.1 Toxicité humaine	36
II.3.2 Ecotoxicité	37
II.3.3 Nuisances.....	39
III. IMPACTS SOCIOECONOMIQUES.....	42
III.1 Impacts économiques	42
III.1.1 Effets positifs	42
III.1.2 Effets pernicious	42
III.1.3 Nouvelles règles du marché.....	43
III.2 Impacts socioculturels	44

IV. MISE EN ŒUVRE DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ECO-CONCEPTION.	46
IV.1 Historique et définition	46
IV.2 Mise en œuvre du concept du développement durable	46
IV.2.1 Transformation radicale du mode de développement actuel (transformation structurelle).	46
IV.2.2 Amélioration de l'efficacité du développement actuel (amélioration structurelle).....	47
IV.3 Eco-conception	49
IV.3.1 Produits et procédés verts.....	50
IV.3.2 Ecologie Industrielle	52
IV.3.3 Analyse des systèmes	54
IV.3.4 Efficacité énergétique et éco-efficacité.....	55
IV.3.5 Pensée et gestion du cycle de vie	57
IV.3.6 Méthodes (outils) de management environnemental.....	59
IV.3.7 Choix d'une méthode d'évaluation environnementale pour une perspective de développement durable	61
IV.4 L'ACV un outil pour le développement durable	62
V. CONCLUSION	63
CHAPITRE II : ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES PROCÉDES	64
NOMENCLATURE	65
I. HISTORIQUE DE L'ACV	66
II. CADRE METHODOLOGIQUE DE L'ACV	68
II.1 Définition et intérêt de l'ACV	68
II.2 Description de l'ACV	69
II.3 Définition des objectifs et du champ de l'étude	69
II.3.1 Définition des objectifs de l'étude	70
II.3.2 Définition du champ de l'étude	70
II.4 Analyse de l'inventaire	74
II.4.1 Normalisation et agrégation des données	75
II.4.2 Affinement des frontières du système.....	75
II.4.3 Règles d'allocation	76
II.5 Evaluation des impacts environnementaux	79
II.5.1 Classification des flux de l'inventaire en catégories d'impacts	81
II.5.2 Caractérisation des impacts environnementaux	83
II.5.3 Méthodes de caractérisation d'impacts	84
II.5.4 Evaluation des impacts environnementaux.....	92
II.6 Interprétation et recommandations	97

III. APPLICATIONS ET USAGES DE L'ACV	100
III.1 Secteur privé	100
III.2 Secteur public.....	104
III.3 Organisations non-gouvernementales.....	105
III.4 Consommateurs	105
IV. APPLICATION DE L'ACV DANS LE GENIE DES PROCEDES	106
IV.1 Cadre méthodologique.....	106
IV.1.1 Unité fonctionnelle	107
IV.1.2 Définition des frontières du système	107
IV.1.3 Règles d'allocation	111
IV.1.4 Evaluation d'impacts environnementaux	111
IV.1.5 Recommandation et améliorations	112
IV.2 Complémentarité entre l'ACV et le génie des procédés.....	112
IV.3 Exemples d'application de l'ACV aux procédés.....	113
IV.3.1 Analyse des procédés.....	113
IV.3.2 Sélection des procédés.....	113
IV.3.3 Eco-conception des procédés.....	115
IV.3.4 Eco-conception optimale des procédés.....	115
IV.4 Problématiques majeurs de l'ACV	116
IV.4.1 Limites scientifiques.....	116
IV.4.2 Limites pratiques.....	117
IV.4.3 Limites stratégiques.....	118
V. CONCLUSION.....	122

<i>CHAPITRE III : ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE DES PROCEDES</i>	123
---	------------

NOMENCLATURE.....	124
I. INTRODUCTION	125
II. ANALYSE EXERGETIQUE	127
II.1 Historique de l'exergie	127
II.2 Définition de l'exergie	127
II.3 Analyse Exergetique	128
II.3.1 Exergie du travail	129
II.3.2 Exergie de chaleur	129
II.3.3 Exergie de la matière	130
II.3.4 Exergie physique	131

II.3.5 Exergie chimique	132
II.4 Bilan exergétique et Irréversibilité.....	149
II.5 Analyse exergétique des procédés	150
II.5.1 Analyse exergétique des procédés de production d'énergie	150
II.5.2 Analyse exergétique d'autres procédés industriels	151
II.6 Analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC).....	152
II.6.1 Frontières des systèmes et méthodes de calcul	153
II.7 Combinaison de l'analyse exergétique avec les méthodes de conception des procédés....	156
III. EXERGIE ET DURABILITE.....	157
III.1 Introduction.....	157
III.2 Exergie comme indicateur d'épuisement des ressources naturelles	159
III.2.1 Analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC)	161
III.2.2 Irréversibilité Exergétique du Cycle de Vie (IECV)	164
III.3 Exergie comme indicateur des impacts environnementaux.....	168
III.3.1 Exergie comme indicateur de l'impact des transferts de chaleurs	170
III.3.2 Exergie comme indicateur des impacts écologiques et (éco) toxicologiques	171
III.3.2.1 Exergie pondérée par des indices monétaires.....	172
III.3.2.2 Exergie chimique de pollution.....	173
III.3.2.3 Exergie d'abattement des émissions	175
III.3.3 Exergie comme indicateur de l'impact d'occupation d'espace.....	175
III.3.4 Conclusion.....	176
III.4 Exergie comme un outil de mesure de la durabilité des procédés.....	179
III.4.1 Exergie comme une mesure de l'éco-efficacité des procédés	179
III.4.2 Exergie comme une unité de base dans l'analyse et l'optimisation multicritère	181
III.4.3 Exergie comme un critère supplémentaire dans l'analyse multicritère	184
IV.1 Introduction	188
IV.2 Cadre méthodologique de l'ACVE des procédés.....	189
IV.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	189
IV.2.2 L'analyse de l'inventaire	193
IV.2.3 Evaluation des impacts potentiels	193
IV.2.4 Interprétation, recommandation & amélioration.....	195
IV.3 Analyse fonctionnelle pour l'ACVE des Procédés.....	196
V. CONCLUSION.....	200

CHAPITRE IV : ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE & ECO-CONCEPTION DES STEP.....	201
NOMENCLATURE.....	202
I. INTRODUCTION	203
II. GESTION ENVIRONNEMENTALE DES EAUX USEES URBAINES.....	205
II.1 Eaux résiduaires urbaines.....	205
II.2 Impacts environnementaux des eaux résiduaires urbaines.....	206
II.3 Gestion environnementale des eaux usées urbaines.....	207
II.3.1 Gestion des eaux épurées.....	208
II.3.2 Gestion des biogaz.....	208
II.3.3 Gestion des biosolides.....	210
II.3.3.1 Valorisation énergétique	211
II.3.3.2 Valorisation agricole	211
III. ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE DES STEP.....	214
III.1 Analyse de cycle de vie des STEP	214
III.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude	215
III.1.2 Analyse de l'inventaire	223
III.1.3 Evaluation des impacts environnementaux	224
III.2 Analyse exergetique et CExC des STEP	225
III.3 Etude de cas	228
IV. ECO-CONCEPTION DES STEP VIA L'ANALYSE FONCTIONNELLE.....	231
IV.1 Paramètres et contraintes de dimensionnement.....	231
IV.1.1 Conditions de rejet des effluents urbains	234
IV.2 Dimensionnement de la filière de traitement des eaux usées	237
IV.2.1 Fractionnement des variables globales	237
IV.2.2 Traitement primaire (décantation primaire)	243
IV.2.3 Traitement secondaire (procédé à boues activées).....	245
IV.3 Dimensionnement de la filière de traitement des boues.....	254
IV.3.1 Epaississement.....	256
IV.3.2 Stabilisation et hygiénisation des boues	256
IV.3.3 Conditionnement et déshydratation des boues (centrifugation).....	262
IV.4 Valorisation du biogaz de la digestion anaérobie dans le séchage des boues.....	265
IV.5 Valorisation agricole des boues.....	266
V. CONCLUSION.....	271

CHAPITRE V : ETUDE DE CAS D'ACVE DES STEP	272
NOMENCLATURE	273
I. ACVE DE LA DIGESTION ANAEROBIE	274
I. 1 Définition des objectifs et du champ de l'étude	274
I.1.1 Définition des objectifs.....	274
I.1.2 Définition du champ de l'étude	274
I.2 Analyse de l'inventaire	277
I.2.1 Description des systèmes.....	277
I.2.2 Règles d'allocation.....	280
I.2.3 Collecte des données	281
I.2.4 Calcul des flux sur la base de l'UF	284
I.3 Evaluation des impacts et de l'exergie	288
I.3.1 Comparaison des scénarii	288
I.3.2 Effet du séchage des boues	304
I.3.3 Effet de la valorisation du biogaz	306
I.3.4 Effet de l'épandage des boues	310
I.4 Interprétation et conclusion	313
II. ACVE DE DEUX METHODES DE VALORISATION DU BIOGAZ	317
II. 1 Définition des objectifs et du champ de l'étude	317
II.1.1 Définition des objectifs	317
II.1.2 Définition du champ de l'étude	317
II. 2 Analyse de l'inventaire	320
II.3 Evaluation des impacts et de l'exergie	322
II.3.1 Comparaison des scénarii	322
II.3.2 Effet de substitution de la production d'électricité	331
II.3.3 Effet d'épandage des boues	333
II.3.4 Analyse de sensibilité.....	333
II.4 Interprétation et conclusion	347
III. CONCLUSION	350
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	355
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	363

ANNEXES	405
ANNEXE I.1 : Choix d'une méthode d'évaluation environnementale pour une perspective de développement durable	406
ANNEXE II.1 : Les applications de l'ACV	407
ANNEXE II.2 : Indicateurs de catégories d'impacts dans la méthode CML 2000	408
ANNEXE II.3 : Méthodes d'évaluation de l'impact d'épuisement des ressources abiotique dans CML 2000 et Eco-indicateur 99	409
ANNEXE II.4 : Méthodes d'évaluation de l'impact d'(éco) toxicité dans CML 2000 et Eco-indicateur 99	411
ANNEXE II.5 : Méthodes globales d'évaluation d'impacts CML 2000 et Eco-indicateur 99	415
ANNEXE III.1 : Description du modèle de Szargut	421
ANNEXE III.2 : Valeurs typiques du ratio de l'exergie chimique à la valeur du PCI et PCS des carburants fossiles (Szargut et al, 1988)	422
ANNEXE III.3 : Exergie d'un flux de mélange gaz-vapeur d'eau	423
ANNEXE IV.1 : Variables d'état considérées dans la librairie CNP du logiciel GPS-X	425
ANNEXE IV.2 : Fractionnement des variables globales DCO, DBO₅ et MES	426
ANNEXE IV.3 : Coefficients stoechiométriques des modèles de fractionnement (GPS-X)	429
ANNEXE IV.4 : Concentrations des variables d'état globales et indépendantes	430
ANNEXE IV.5 : Modèle de décantation	431
ANNEXE IV.6 : Modèle du réacteur biologique à boues activées (traitement secondaire)	437
ANNEXE IV.7 : Traitement physico-chimique de la pollution phosphorée	451
ANNEXE IV.8 : Modèle BASIC du digesteur anaérobie	453
ANNEXE IV.9 : Chaulage des boues	460
ANNEXE V.1 : Dimensionnement des unités des deux scénarii	462
ANNEXE V.2 : Bilan Exergétique des Scénarii	464
ANNEXE V.3 : Comparaison des impacts évités par la valorisation du biogaz	495
ANNEXE V.4 : Comparaison des impacts évités des scénarii par l'épandage des boues	496
ANNEXE V.5 : Comparaison des scénarii basée sur les catégories d'impact et l'exergie	497
ANNEXE V.6 : Comparaison des scénarii basée sur la consommation électrique de la STEP ..	498
ANNEXE V.7 : Comparaison des scénarii sur la base de la méthode Eco-indicateur 99	499
ANNEXE V.8 : Comparaison des scénarii sans la considération des émissions de valorisation	500
ANNEXE V.9 : Résultats de l'inventaire des eaux usées concentrées (unité/UF)	501

INTRODUCTION GENERALE

« Le commencement de toutes les sciences, c'est l'étonnement de ce que les choses sont ce qu'elles sont »

Aristote

INTRODUCTION GENERALE

Notre travail s'inscrit dans le contexte de quantification du potentiel du développement durable des procédés chimiques. Du fait du modèle productiviste et consumériste actuel, les activités industrielles sont reconnues aujourd'hui pour être les majeures responsables des désastres écologiques que connaît notre planète (raréfaction des ressources non renouvelables, changement climatique, multiplication des sécheresses, propagation des maladies...). Par conséquent, la biodiversité et le maintien de l'équilibre environnemental, socioculturel et géopolitique sont menacés et le développement économique de la planète est perturbé. Pour assurer une compétitivité à long terme, la sphère économique actuelle a besoin de procédés chimiques intégrés qui satisfont la prospérité économique, la protection environnementale et l'équité sociale. Ces trois dimensions sont les parties intégrantes du nouveau modèle de développement, appelé « le développement durable ».

Face aux pressions des réglementations environnementales et des coûts exorbitants des matières premières et au déclin de ces dernières, les industries chimiques ont orienté leurs stratégies de planification vers : la production propre (*produits/procédés verts*), le recyclage des produits en fin de vie, la valorisation des déchets et l'utilisation optimale des ressources (*efficacité des procédés*). Toutefois, cette approche de conception est cloisonnée car elle ne considère qu'une partie des impacts environnementaux, d'une part, et elle omet le reste de la chaîne de production d'autre part. Elle peut mener à des erreurs coûteuses à long terme avec de faibles améliorations environnementales. Afin d'accompagner la mise en œuvre du développement durable, la conception d'un procédé devrait être faite avec une vision globale « Gestion et Pensée de Cycle de Vie » qui prend en compte toute de la chaîne de production et la durée de vie du procédé. De plus, l'adaptation des sciences écologiques dans la planification des systèmes industriels a suscité un grand intérêt ces dernières années. Ainsi, la conception des procédés sous l'égide de l'écologie industrielle permet un recyclage optimal des produits et des déchets. L'analyse des systèmes permet, par ailleurs, d'avoir le meilleur compromis quant au choix des opérations unitaires dans une chaîne de production en relation avec le contexte économique local. Ce meilleur compromis doit satisfaire les trois dimensions intégrantes du développement durable.

Dans un contexte particulier, la gestion de la ressource en eau constitue aujourd'hui un enjeu majeur (sécheresses, diminution du niveau des nappes phréatiques, pollutions...). La gestion des ressources en eau intègre les champs de la potabilisation, de la dépollution, de la gestion

des déchets... Il devient donc primordial de conserver « un bon état écologique et chimique » des milieux aquatiques. La lutte contre la pollution et la préservation passent par une diminution des rejets à l'aide des installations de dépollution. Les filières de traitement des eaux usées urbaines (STEP) en constituent une part importante. Dans le but de répondre aux normes de rejet de plus en plus sévères, plusieurs innovations technologiques sont apparues pour augmenter le potentiel de traitement. Néanmoins, ce potentiel d'amélioration n'est pas toujours évalué sur l'ensemble de la chaîne de traitement et ne prend pas en compte tous les impacts environnementaux (globaux, régionaux et locaux). Dès l'étape de planification, la conception des STEP devrait être réalisée avec une vision globale et orientée selon le contexte économique local et vers le recyclage optimal des sous-produits. En effet, une meilleure gestion des ressources en eau est tributaire d'une bonne gestion des sous-produits des STEP tels que les boues. Il convient de noter qu'on peut se trouver avec plusieurs configurations et une multitude de chaînes de traitement à comparer.

Pour faire un choix parmi les alternatives proposées, des outils d'aide à la décision sont nécessaires. Au point de vue de la dimension environnementale, les scénarii étudiés doivent être évalués à travers une démarche holistique. Cette démarche doit prendre en compte l'ensemble des impacts environnementaux aux différentes échelles spatio-temporelles.

Parmi l'éventail des outils du management environnemental, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) apparaît comme l'outil le plus adapté. L'ACV évalue les impacts environnementaux des systèmes sur l'ensemble de leur cycle de vie « du berceau à la tombe ». Elle identifie et quantifie ainsi les transferts de pollution s'opérant entre les différentes phases de ce cycle de vie. Développée au départ pour des produits, son application aux procédés n'est pas toujours aussi simple qu'on le souhaiterait (définition de l'unité fonctionnelle, inventaire...). De plus, l'ACV connaît des limites au niveau méthodologique (agrégation des ressources primaires, faible prise en compte de l'efficacité des systèmes, évaluation de l'impact lié à l'appauvrissement des ressources naturelles...). Dans une démarche d'éco-conception, la maximisation de l'efficacité énergétique d'un procédé est aussi importante. Par ailleurs, le génie des procédés a mis en œuvre des outils comme l'analyse exergetique pour comparer des installations du point de vue thermodynamique. Sa combinaison avec l'ACV apparaît ainsi intéressante via la méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie Exergetique (ACVE).

Le présent travail comporte un volet méthodologique et un volet applicatif :

- Le volet méthodologique vise à définir une méthodologie permettant d'appliquer l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique aux procédés, d'une manière générale. La méthodologie sera orientée vers une optique prévisionniste dans laquelle les données seront issues d'outils de simulation. Le volet méthodologique sera abordé dans les trois premiers chapitres.

Dans le premier chapitre, nous expliciterons les différents impacts environnementaux et leurs sources ainsi que leurs conséquences sur la sphère socio-économique. Nous définirons le concept du développement durable et la stratégie de sa mise en œuvre via l'éco-conception. Ainsi, nous montrerons l'importance des approches holistiques dans la mise en œuvre du développement durable et le besoin d'outils d'aide à la décision. Le choix de l'ACV parmi l'éventail des outils du management environnemental sera ensuite justifié.

Dans le deuxième chapitre, nous décrirons la méthodologie de l'ACV et ses applications dans le génie des procédés comme outil d'analyse, de conception et d'aide à la décision. Nous analyserons l'intérêt d'utiliser l'ACV en dépit de ses défauts et la possibilité de son extension avec l'analyse exergétique. Nous montrerons en quoi l'ACV peut être vue comme une méthode d'analyse globale des problèmes environnementaux liés à une activité donnée et non comme le seul outil d'éco-conception.

Dans le troisième chapitre, nous définirons le concept d'exergie et son application aux procédés selon l'approche « site-spécifique » et la pensée de cycle de vie. Nous expliciterons également les différentes motivations d'application de l'exergie pour juger de la durabilité et de l'éco-efficacité des procédés. L'objectif est de définir son rôle dans l'éco-conception, particulièrement dans le cadre méthodologique de l'ACV. Nous identifierons donc comment l'exergie a été utilisée comme un indicateur d'impact environnemental potentiel. Enfin, un cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique sera proposée pour l'éco-conception *a priori* des procédés.

- Le volet applicatif concerne principalement les procédés de traitement des eaux usées (y compris le traitement des boues) domestiques. Il est regroupé dans les deux derniers chapitres.

Dans le quatrième chapitre, nous discuterons les différentes solutions de gestion des eaux usées urbaines selon une vision globale. Le cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique sera ensuite spécifié pour le domaine de gestion des eaux usées domestiques.

Nous présenterons l'étude de cas qui sera utilisée pour valider le cadre méthodologique. Pour ce faire, nous décrirons les principes du traitement des eaux usées, des boues et de l'élimination finale de ces dernières. Nous proposerons une démarche d'éco-conception basée sur des données issues d'un outil de simulation (GPS-X) et de la littérature. Dans le cinquième chapitre, nous présenterons les résultats et les conclusions relatives à cette étude de cas.

CHAPITRE I
DEVELOPPEMENT DURABLE & ECO-CONCEPTION

« Le développement intellectuel et moral des individus ne marche pas aussi vite que le développement de leur existence matérielle »

François Guizot

I. INTRODUCTION

Le génie des procédés a joué un rôle important dans la prospérité humaine en fournissant à la société énergie, matériaux, produits médicaux, etc. Plus de 75000 produits chimiques ont été développés dans les 50 dernières années. Cependant, du fait du développement économique et démographique et du modèle productiviste et consumériste actuel, les activités industrielles sont devenues les premières responsables des dommages environnementaux que connaît notre planète. La plus grande part des impacts environnementaux a été assignée à l'utilisation des ressources, particulièrement aux énergies fossiles dans les secteurs de l'énergie, du transport et de l'agroalimentaire (Dincer, 1998a ; Rosen et Dincer, 1999a).

Il est possible que dans un horizon de temps d'environ 100 ans, sans changement majeur dans les rapports physiques, économiques et sociaux ayant, jusqu'à cette période (et encore aujourd'hui), gouverné le développement mondial, la société se retrouverait en manque d'énergie non renouvelable sur laquelle est basé le développement industriel (Belem et al. 2005). De plus, la raréfaction des ressources en eau, la propagation des maladies et une mortalité précoce représentent des conséquences de l'activité industrielle accrue. A cause de ces impacts, la biodiversité et le maintien de l'équilibre environnemental, socioculturel et géopolitique sont menacés et le développement économique de la planète est perturbé. Dincer et Rosen (2005) ont considéré que la durabilité de l'énergie et des ressources est interconnectée à la durabilité sociale, environnementale et économique.

Traditionnellement, le génie des procédés s'intéressait à la maximisation du profit sans pour autant traiter la consommation des ressources et les impacts environnementaux. Il a été argumenté que dans l'objectif d'être compétitif à long terme, les industries devront introduire les aspects sociétaux et environnementaux dans leurs outils d'aide à la décision (Hau, 2002). Elkington (1999) a décrit l'objectif principal de ce cadre méthodologique général comme la satisfaction de la prospérité économique, la protection environnementale et l'équité sociale. Ainsi, le génie des procédés a intégré un nouveau concept dans l'aide à la décision, appelé le développement durable. Par conséquent, la sphère économique actuelle a besoin de procédés chimiques intégrés qui maximisent non seulement le profit mais aussi minimisent les impacts environnementaux et la consommation des ressources. La Figure I.1 illustre la relation entre les trois dimensions de la durabilité.

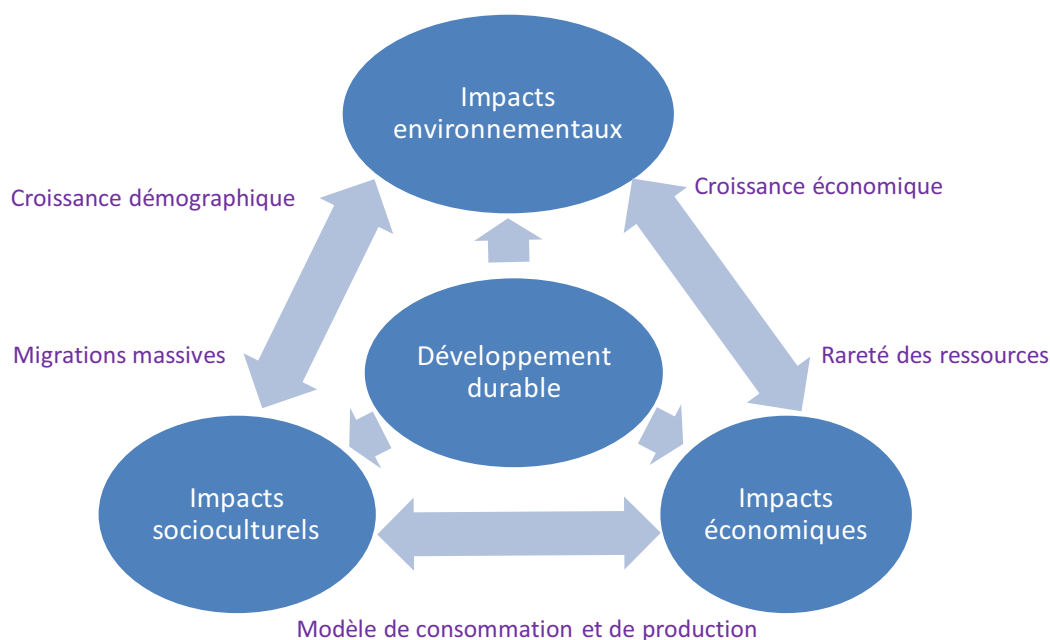


Figure I.1 : Interconnexion entre les trois dimensions de la durabilité

Ainsi, les industries chimiques se sont trouvées sous la pression de fournir des produits, des procédés et des services plus respectueux pour l'environnement via «la production propre», la « minimisation des déchets », des « émissions nulles », et la « responsabilité du producteur », etc. Afin d'accompagner la mise en œuvre du développement durable, le génie des procédés a besoin de nouvelles stratégies dès l'étape de la conception à travers l'utilisation effective des ressources et la préservation de l'environnement durant tous les processus de production (Wang et Feng, 2000). En effet, l'approche d'une conception basée sur le court terme peut mener à des erreurs coûteuses à long terme avec une faible amélioration de l'environnement et de faibles bénéfices nets. Les problèmes environnementaux doivent être évalués dans une démarche holistique à côté des critères économiques, techniques et socioculturels (Azapagic, 1999).

Dans la partie II, nous explicitons les différents impacts environnementaux causés par le développement industriel et démographique. Dans la partie III, nous développons les impacts économiques et socioculturels qui sont directement liés aux problèmes environnementaux. Dans la partie IV, nous définissons le concept du développement durable et la nouvelle stratégie de sa mise en œuvre via les outils d'éco-conception. Nous montrons l'importance des approches holistiques dans la mise en œuvre du développement durable et le besoin des outils d'évaluation, particulièrement, dans le cadre du management environnemental.

II. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

La définition de l'environnement peut aller du global au particulier. En général, l'environnement a le sens de voisinage ou de milieu entourant un élément jusqu'à l'entourage habituel d'une personne, c'est-à-dire le milieu dans lequel elle vit. D'une manière plus précise, l'environnement est l'ensemble des éléments naturels et artificiels qui conditionnent la vie humaine, faunesque et floristique (Andre, 2003). Les cibles visées par les conséquences environnementales des activités anthropiques définies par l'Union Européenne sont (Directive UF, 1997) :

- L'homme, la faune et la flore ;
- Le sol, l'eau, l'air, le climat et le paysage ;
- Les biens matériels et le patrimoine culturel ;
- L'interaction entre les cibles citées précédemment.

L'environnement, l'économie et l'aspect socioculturel sont des parties intégrantes de la définition du développement durable et sont nécessaires pour fonder ou maintenir une civilisation. Par ailleurs, la dynamique (autrement dit le temps) et la volonté humaine (la décision) sont aussi deux facteurs importants pour le maintien ou la fondation d'une civilisation.

Dans l'état actuel, l'objectif est de maintenir la civilisation pour les générations futures car la situation environnementale de la planète terre ne cesse de se dégrader au cours du temps, particulièrement depuis le siècle dernier. On peut observer des phénomènes aussi divers que changement climatique, désastres écologiques, catastrophes naturelles, diminution de la biodiversité, pollution des cours d'eaux, apparition et propagation de maladies, épuisement des ressources naturelles, etc. Cette dégradation a des conséquences directes sur le maintien de l'équilibre et du développement socio-économique de la génération actuelle et le droit des générations futures à subvenir à leur propre développement. Si aucune action n'est entreprise à court et à moyen terme afin de stopper cette dégradation évolutive, pour ne pas dire améliorer les conditions de vie, les effets risquent de s'intensifier à travers :

- Un déséquilibre total de l'écosystème ;

- Une détérioration du mode de vie, notamment du système socioculturel (mauvaise nutrition, etc.) ;
- Une migration des populations directement touchées et dans certains cas l'extinction de certaines communautés et la naissance de nouveaux conflits sociaux ;
- Un surcoût du traitement des maladies et de la gestion des déchets ;
- Une course pour l'appropriation des ressources naturelles, notamment en ce qui concerne les énergies fossiles et les ressources en eau, impliquant des conflits géopolitiques.

Les atteintes à l'environnement ne peuvent être attribuées qu'à l'activité anthropique. Pendant longtemps, le souci du développement industriel, présenté comme un témoignage de la maîtrise de l'homme sur la nature, a primé sur les objectifs de protection de l'environnement dans les pays industrialisés et actuellement dans certains pays émergents. Depuis les années 50, une croissance économique et démographique exponentielle a causé une surexploitation des ressources naturelles (énergie, eau, sol) et des systèmes naturels, et généré par ailleurs des atteintes à l'environnement (déchets, fumées d'usines, pollutions des cours d'eaux, etc.).

Les impacts environnementaux sont les perturbations et les effets (dommages) directs et indirects des pollutions générées par l'activité anthropique (production, traitement, service, consommation, etc.). Il y a un risque d'impact lorsque l'interaction entre un flux anthropique et tout ou une partie de l'environnement conduit à un changement d'état de l'environnement. Parmi la liste établie par l'OCDE (OCDE, 1992), nous distinguons trois échelles d'impacts : globale, régionale et locale. Les effets sur le bien-être des populations et les fonctions de support de vie (agriculture et bâtiment) seront classés dans les impacts socioculturels et économiques. Les échelles spatiales des impacts s'échelonnent du niveau global au niveau très localisé comme suit (Khalifa, 2002) :

- L'échelle globale correspond au niveau planétaire ;
- L'échelle continentale correspond à 5000 km ;
- L'échelle régionale s'étend de 200 à 1000 km ;
- L'échelle locale est inférieure à 50 km.

Dans cette partie, nous reviendrons sur les différents impacts environnementaux et les sources de ces impacts.

II.1 Impacts globaux

II.1.1 Effet de serre

L'effet de serre est un équilibre radiatif naturel qui se traduit par l'absorption par certaines molécules (appelées gaz à effet de serre, GES), présentes à l'état de trace dans la troposphère, du rayonnement infrarouge réfléchi par la surface de la terre. Ainsi, une partie de l'énergie solaire est piégée dans la basse couche de l'atmosphère. Ce phénomène naturel permet de conserver une température propice à la vie de l'ordre de +15°C contre -18°C sans la présence des GES (ADEME, 2000). Cependant, depuis la moitié du XIX^{ème} siècle et tout au long du siècle dernier, les chercheurs du GIEC¹ (IPCC en anglais) ont observé une augmentation de la température moyenne globale de la planète (IPCC, 2007). Des mesures de températures continentales et océaniques, basées sur de longues séries spatiotemporelles, ont démontré que la température de la planète est plus élevée d'environ 0.75°C qu'elle ne l'était en 1860. En outre, les 12 dernières années ont été les plus chaudes depuis 1860. Ce réchauffement global a été lié à l'augmentation des concentrations des gaz préexistants dans l'atmosphère et à l'injection de nouveaux constituants. L'augmentation des concentrations des GES est responsable du déséquilibre des flux radiatifs, appelé aussi le forçage radiatif. Ce déséquilibre est considéré comme responsable de l'augmentation de l'effet de serre naturel. L'importance de la responsabilité anthropique par rapport aux variations naturelles, comparées à d'autres périodes de changement climatique, a suscité des controverses au sein de la communauté scientifique, particulièrement à cause des incertitudes des modèles physiques utilisés (IPCC, 1990 ; 1995 ; 2001). Toutefois, ces modèles concluent que le réchauffement des 50 dernières années est probablement attribuable aux activités humaines à plus de 66% (IPCC, 2001). Le réchauffement est sans équivoque et l'essentiel du réchauffement des 50 dernières années est très probablement dû à l'augmentation observée de la concentration des gaz à effet de serre anthropiques à plus de 90%. La Figure I.2 montre la comparaison entre l'augmentation de la température moyenne globale observée de la planète et des prédictions des modèles avec (Figure I.2 à gauche) et sans les activités anthropiques (Figure I.2 à droite).

¹ GIEC (IPCC en anglais): Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Changement Climatique a été formé en 1988 sous l'égide des Nations Unies. Sa fonction est l'évaluation scientifique du changement climatique.

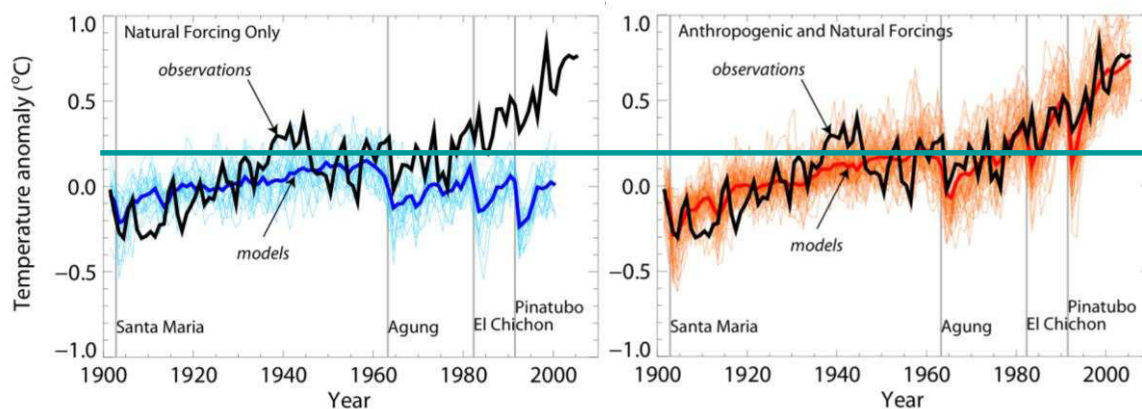


Figure I.2 : Comparaison entre le forçage radiatif naturel (à gauche) et la somme des forçages naturels et anthropogéniques et naturels (à droite) (©IPCC 2007 : WG1-AR4)

Le réchauffement global est bien corrélé avec le début de la révolution industrielle et la croissance des activités anthropiques. Les principaux gaz à effet de serre anthropiques (GES) contribuant à ce phénomène sont le dioxyde de carbone (CO_2), la vapeur d'eau (H_2O), le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O), les organo-halogénés, les fréons (CFC) et leurs substituts, les halons (HCFC), l'ozone (O_3), les composés organiques volatils (COV) et les oxydes d'azote (NO_x) (Rousseaux, 1998). En outre, la vapeur d'eau rejetée dans l'atmosphère amplifie le changement climatique. Depuis 1750, les concentrations atmosphériques globales des GES anthropiques, notamment le CO_2 , le CH_4 et les NO_x ont considérablement augmenté par rapport aux concentrations préindustrielles. L'augmentation de la concentration du CO_2 est due principalement à l'utilisation des énergies fossiles et aux changements d'utilisation des sols, tandis que l'augmentation du CH_4 et des NO_x est imputée au secteur de l'agriculture (IPCC, 2007).

Nous nous intéressons au CO_2 , le gaz à effet de serre anthropique le plus important. En moyenne, le CO_2 a un temps de vie de plusieurs centaines d'années dans l'atmosphère et affecte donc le climat sur de longues échelles de temps. Les concentrations du CO_2 dans l'atmosphère sont passées de 280 ppm pendant la période préindustrielle, à 368 ppm en 2000 (Renou, 2006) et à 379 ppm en 2005 (IPCC, 2007), avec une augmentation annuelle de 19 ppm entre 1995 et 2005. La Figure I.3 montre l'évolution des concentrations du CO_2 à travers les millénaires et le rapport indirect avec la révolution industrielle et direct avec le forçage radiatif (Figure I.3). L'augmentation annuelle des émissions du CO_2 d'origine fossile était de 23.5 Gt CO_2 pendant les années 90 et de 26.4 Gt CO_2 entre 2000 et 2005. La combustion des carburants fossiles contenant du carbone est le principal responsable de l'effet de serre

(Benetto et al. 2004). L'augmentation annuelle des émissions du CO₂ associées aux changements d'utilisation des sols était de 5.9 GtCO₂ pendant les années 90, bien que cette estimation soit entachée d'une grande incertitude (IPCC, 2007).

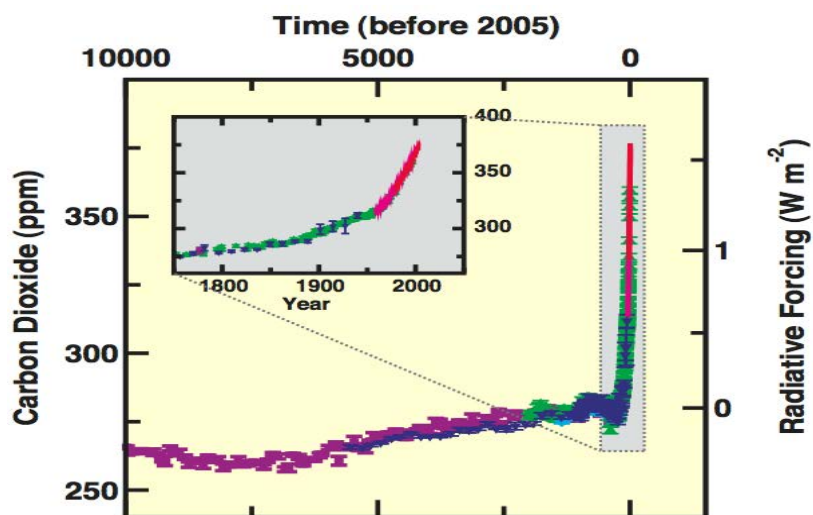


Figure I.3 : Effet de l'augmentation de la concentration du CO₂ sur le forçage radiatif
(©IPCC 2007 : WG1-AR4)

Bien que le réchauffement anthropique soit probablement discernable sur tous les continents excepté l'Antarctique, plusieurs effets induits, en plus de l'augmentation de la température, ont été observés à ce jour :

- élévation du niveau des mers de l'ordre de 17cm au 20^{ème} siècle, causée principalement par la fonte des glaciers (Alaska, Patagonie, Groenland, etc.) et par la dilatation océanique ;
- Changements météorologiques (réduction de la couverture neigeuse, changement dans la circulation des vents et des orages) qui sont responsables d'évènements non prévisibles et devenant plus fréquents : sécheresses, tempêtes, ouragans, canicules (par exemple, des hivers plus chauds et humides en Norvège, plus arides en Espagne et en Afrique), etc. ;
- Anomalies dans les précipitations annuelles sur les continents de 1900 à 2005 ;

Un scénario futuriste prédit que si les concentrations étaient maintenues au niveau actuel, un réchauffement inexorable de 0.6°C se produirait d'ici à 2100 et un réchauffement plus

important de 1.8 à 3.4°C pour des concentrations plus élevées (IPCC, 2007). On peut y ajouter :

- La fonte des glaciers et des calottes glaciaires et/ou l'occurrence de débâcles rapides causant l'élévation du niveau des mers de l'ordre de 1m dans les deux ou trois prochains siècles², entraînant l'inondation de nombreuses zones littorales (Pays-Bas, Bangladesh);
- L'assèchement de la majeure partie des régions subtropicales et plus de précipitations dans les hautes latitudes.
- Une perturbation des écosystèmes et extinction de certaines espèces ;
- Une perturbation de la chaîne alimentaire (Dincer et Rosen, 2005) ;
- Des modifications profondes des modes de vie socioéconomiques et régimes politiques (sous-développement, migration, conflits géopolitiques, etc.) ;
- La propagation de virus et de maladies tropicales telles que la malaria, fièvre dengue et jaune (Henry, 1996).
- La perte de sol par l'augmentation du niveau de la mer, d'où une migration forcée des populations et de la faune pouvant entraîner une diminution du nombre des espèces, une perte de prospérité et des famines (Vink et al. 2003).

Afin de ralentir l'intensification du phénomène, la communauté internationale a adopté un consensus pour la réduction des émissions agrégées d'un « panier » de six gaz à effet de serre, CO₂, N₂O, CH₄, les HFC (Hydrofluorocarbures), les PFC (Per-fluorocarbures) et SF₆ (Hexa fluorure de soufre). Le consensus, appelé protocole de Kyoto, a été adopté le 11 décembre 1997. Les pays qui ont ratifié le protocole, notamment les pays industrialisés, se sont engagés à réduire globalement leurs émissions de GES de 5.2% sur la période 2008-2012, par rapport au niveau de 1990. La France et l'Union Européenne ont ratifié le protocole en 2002 et se sont engagées à réduire ces émissions de 8% (Renou, 2006). En accord avec le rapport de l'OCDE « Working Together Towards Sustainable Development » des décisions sont nécessaires :

² La dernière longue période pendant laquelle les régions polaires étaient significativement plus chaudes qu'aujourd'hui (de 3 à 5°C) a été observée il y a environ 125 000 ans. Elle a induit la réduction du volume des glaces qui et a causé une élévation du niveau des mers de 4 à 6m (GIEC, 2007).

elles impliquent d'établir des politiques appropriées pour combattre la menace du réchauffement climatique. Ces politiques vont résulter dans un découplage des pressions environnementales dues à la croissance économique par le changement des pratiques de consommation et de production non durables (Vink et al. 2003).

II.1.2 Dégradation de la couche d'ozone

La couche d'ozone stratosphérique a pour effet d'absorber la plus grande partie du rayonnement solaire ultraviolet (UV), dangereux pour les organismes vivants. Cette couche est produite par un équilibre dynamique de processus de production et de destruction naturelles de l'ozone mettant en jeu le rayonnement solaire et les molécules d'oxygène. Cependant, à la fin des années 1970, des recherches scientifiques en Antarctique ont mis en évidence la fragilité de cet équilibre et la diminution périodique de l'ozone dans cette région polaire. Ce que l'on a appelé le « *trou de la couche d'ozone* » se forme au printemps dans l'Antarctique (à la fin de la nuit polaire) et s'agrandit pendant plusieurs mois avant de se réduire (Académie des sciences, 1998). Les composés chlorés et bromés sont les responsables de ce déséquilibre. D'autres substances peuvent intervenir telles que CH₄ et NO₂, mais leur contribution relative reste encore non évaluée à cause de problèmes de synergie avec d'autres processus environnementaux, notamment celui de l'effet de serre (Rousseaux, 1998).

Les chlorofluorocarbures (CFC) et les hydrofluorocarbures (HFC) sont les responsables essentiels de ce phénomène et la contribution naturelle du chlorure de méthyle³ est plus faible. Les CFC ont été inventés dans les années 1930 et ont connu un développement important à partir des années 1950 à cause de leurs propriétés (inflammables, facilement compressibles et non solubles). Ils sont utilisés principalement dans l'industrie du froid, les bombes aérosols, les solvants pour l'industrie électronique, les mousses synthétiques et les agents extincteurs. Transportés par les vents, les composés chlorés parviennent dans la stratosphère et sont décomposés par le rayonnement solaire. Les produits de cette décomposition détruisent les molécules d'ozone par la mise en jeu de réactions catalytiques. C'est un phénomène qui se produit quelques années de l'émission desdits composés. En hiver, le phénomène est inexistant mais il est très important au printemps.

Comme les rayonnements UV sont des agents mutagènes, ils détériorent l'ADN des cellules. Par conséquent, la réduction de la couche d'ozone stratosphérique entraîne des effets

³ Le chlorure de méthyle est principalement produit dans les océans par les microorganismes et les algues.

potentiellement conséquents sur la santé humaine (cancer, cataracte, coup de soleil et affaiblissement du système immunitaire) et perturbe la division cellulaire des microorganismes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ces épisodes ont été observés dans plusieurs régions de la planète : le sud du Chili, l’Australie, la Nouvelle-Zélande et l’Antarctique.

La communauté internationale, à travers le protocole de Montréal, a décidé de réduire la production des fréons (CFC) de 50%, entre 1989 (année d’entrée en vigueur du protocole) et 2000. L’Union Européenne a proposé en 1989 l’interdiction totale de l’utilisation des CFC au cours des années 90, ce qui a été approuvé par les Etats-Unis. Actuellement, la production des CFC a été complètement arrêtée avant la date prévue de 2010 et la communauté scientifique a estimé que la couche d’ozone retrouvera normalement son état de 1980 entre 2055 et 2065 (Montréal, le 12 septembre 2007). Toutefois, il reste encore à éliminer les HFC qui sont les principaux substituts des CFC. Un consensus international a été établi pour l’arrêt total de leurs productions en 2020 pour les pays industrialisés et en 2030 pour les pays en développement. En effet, les HFC ont un effet nul sur la couche d’ozone mais ils ont des temps de vie dans l’atmosphère très longs et donc des effets sur le forçage radiatif plus grands que les CFC (Clam et Didion, 1998).

II.1.3 Epuisement des ressources naturelles

Les ressources naturelles sont des éléments moteurs qui conditionnent la vie et le développement des sociétés. La prise en compte de cette catégorie d’impact répond bien au souci de développement durable respectueux de l’environnement et des générations futures. En effet, il est d’autant plus pénalisant de consommer une ressource qu’elle est rare et non renouvelable à l’échelle humaine. Les ressources naturelles divisent en différentes catégories :

- Les minerais (métaux) ;
- Les granulats minéraux (sable, gravier, chaux, etc.) ;
- Les ressources fossiles (pétrole, gaz naturel, charbon) ;
- Les ressources fissiles (uranium, plutonium, etc.) ;
- Les ressources environnementales (l’air, l’eau, le sol, l’énergie solaire, l’énergie hydraulique, la géothermie, l’énergie éolienne, etc.) ;
- Les ressources biologiques (cultures, bois, pêches, etc.).

On peut ainsi les répartir en deux grandes catégories : les non-renouvelables (abiotiques) et renouvelables (biotiques). La classification d'une ressource naturelle selon ces deux catégories dépend de trois paramètres :

- La consommation mondiale de la ressource ;
- L'état des réserves de la ressource définie comme la partie de la réserve identifiée et répondant aux critères physico-chimiques relatifs aux pratiques actuelles d'extraction et de production (Khalifa, 2002). Dans certaines définitions on tient compte de la faisabilité économique et technique de l'exploitation ;
- La renouvelabilité de la ressource qui dépend de l'échelle spatio-temporelle dans laquelle on se place : toute ressource dépendant d'un stock fini et non reproductible à l'échelle humaine (c'est-à-dire nécessitant des millions d'années et certaines conditions géologiques pour se régénérer) n'est pas renouvelable, tandis qu'elle est renouvelable dans le cas où elle est inépuisable et reproductible dans un avenir prévisible.

L'appréhension de la renouvelabilité d'une ressource n'est pas toujours facile car elle dépend de l'emplacement et de la dynamique de sa consommation par rapport à la réserve et du nombre de fois qu'elle est recyclée. En effet, une consommation de bois plus rapide que sa régénération rendrait la ressource non renouvelable. Le même argument peut être avancé dans le cas de la répartition non équitable des ressources en eau qui manquent quantitativement et qualitativement dans certaines régions du monde. Inversement, quand les réserves de granulats sont suffisamment importantes par rapport à leur consommation, elles peuvent être considérées comme inépuisables (Goedkoop, 2000). En outre, une ressource minière qui peut être recyclée un nombre de fois plus au mois infini rendrait la ressource renouvelable.

Si les réserves diminuent, ou si la consommation excède le taux de renouvellement de la ressource considérée, alors il y a menace d'épuisement. Compte tenu du taux élevé d'exploitation anthropique des réserves naturelles et de l'absence de politique de régulation, certaines ressources viendront à manquer d'ici quelques décennies à quelques siècles. Par conséquent, tout le système socio-économique mondial sera bouleversé et cela aura des conséquences sur la stabilité géopolitique de la planète.

Afin de résoudre le problème de raréfaction des ressources naturelles, des solutions ont été adoptées par la communauté internationale à travers des politiques structurelles de gestion des ressources actuellement disponibles et de régulation de leur consommation. Cette politique structurelle est encadrée par le développement des technologies moins consommatrices en énergies fossiles (véhicules, industries, habitats, etc.) et de matériaux (emballage, etc.) et par l'augmentation de l'efficacité énergétique des systèmes existants et en développement. En outre, la politique structurelle est accompagnée de la substitution des ressources non-renouvelables par des ressources biotiques dans les activités de production et de services (par exemple l'équilibrage du mix-énergétique et utilisation des biocarburants). Cependant, l'utilisation des ressources renouvelables cause aussi des problèmes environnementaux différents de ceux des ressources non renouvelables et qui ne sont pas pris en compte dans certains cas d'étude. De plus, le tournant de l'utilisation de terres agricoles pour la production de biocarburants au détriment des produits alimentaires fait débat.

II.2 Impacts régionaux

II.2.1 Pollutions photochimiques (smog d'été)

Le phénomène est dû principalement aux rejets d'hydrocarbures et d'oxydes d'azote dans l'air quand les conditions météorologiques sont favorables (ensoleillement, changement rapide de température, situation anticyclonique). Ces rejets sont responsables de la formation d'oxydants toxiques et écotoxiques par voie **photochimique** dans la **troposphère**. L'ozone constitue le principal photo-oxydant (Khalifa, 2002).

A l'équilibre dynamique naturel, la molécule de dioxyde d'azote (NO_2) est dissociée par photolyse en monoxyde d'azote (NO) et en oxygène atomique (O). Ce dernier réagit avec l'oxygène (O_2) pour former l'ozone (O_3), qui peut lui-même réagir avec le NO pour reformer le NO_2 . Toutefois, les radicaux libres, comme les radicaux peroxydes (RO_2), formés lors de l'oxydation des hydrocarbures, permettent d'oxyder le NO en NO_2 sans l'aide de l'ozone. Ainsi, la concentration d'ozone augmente dans la troposphère (Khalifa, 2002).

Ce phénomène a été observé dès les années 50 aux Etats-Unis et est connu sous le nom de « smog de Los Angeles ». Le brouillard formé par les photo-oxydants renferme des acides (HNO_3 , H_2SO_4), des nitrates, des sulfates, des sels d'ammonium, des métaux, des composés carbonés oxydés et de l'eau. Le phénomène induit des effets sur la santé humaine tels que l'irritation des yeux et des voies respiratoires (Khalifa, 2002), des nausées et des toux

(Cooper, 1994). L'ozone troposphérique est responsable du déclenchement de plan d'alerte dans les grandes agglomérations lors des pics de pollution (Chevalier, 1999).

II.2.2 Acidification

L'acidification est un phénomène régional du aux dépôts acides sur le sol et dans l'eau à une distance de l'ordre de plusieurs centaines de kilomètres, à partir de leur point d'émission. Ce phénomène est causé par les gaz acides rejetés dans l'air par les industries et qui produisent des acides puissants au contact avec l'humidité. Les principaux facteurs responsables de ce phénomène sont :

- Les oxydes de soufre (SO_x) provenant de la combustion des ressources fossiles ;
- Les oxydes d'azote (NO_x) provenant des processus de combustion (transports, incinérateurs, chaudières, etc.) et des industries chimiques ;
- L'ammoniac (NH_3) provenant en grande partie des activités agricoles ;
- Les gaz acides comme HCl et HF provenant des centrales thermiques, des industries et des incinérateurs.

Les composés qui contribuent majoritairement à cet impact sont les SO_x et les NO_x . Sous l'effet des courants atmosphériques, ils sont transportés et ensuite déposés sur le sol ou dans l'eau sous forme humide (pluie, brouillard, neige, grêle) ou sèche (poussières). Au contact de l'humidité, les SO_x se transforment en acide sulfurique (H_2SO_4) et les NO_x en acide nitrique (HNO_3). Ils sont transportés très loin de leur source avant d'être précipités par les **pluies (neiges ou grêles)**, formant ainsi les **pluies acides**. Ce phénomène est courant dans les pays industrialisés. Les dépôts secs proviennent de la forte pollution de l'air et sont principalement dus au chauffage et à la circulation automobile dans les milieux urbains des régions à climat tempéré et froid. Ils entrent en contact avec les **brouillards** pour former les **smogs acides** (Khalifa, 2002).

Quel que soit le mode de dépôt et par effet de diminution du pH, l'acidification a des conséquences néfastes aussi bien sur l'équilibre des écosystèmes que sur les fonctions de support de vie humaine. Les pluies acides provoquent la corrosion des métaux et l'altération des édifices en pierre. Elles causent des carences nutritives et des augmentations en éléments potentiellement toxiques, induisant la diminution de la biomasse, comme le dépérissement des

forêts de conifères sur une grande échelle. Dans des cas extrêmes de très faibles valeurs du pH, les pluies acides causent la destruction des tissus biologiques de la végétation et l'acidification des lacs, provoquant alors la mort des poissons.

Le problème de l'impact de l'acidification sur les écosystèmes a été pris au sérieux au milieu du 20^{ème} siècle. Les premières conséquences des retombées au sol des composés acidifiants ont été observées dans les forêts et lacs scandinaves et canadiens. Afin de réduire l'impact de l'acidification, les autorités publiques ont fixé des seuils d'émissions à ne pas dépasser, ce qui ont obligé l'industrie à améliorer et à développer des techniques pour le traitement des effluents acides.

II.2.3 Eutrophisation

L'eutrophisation est l'apport excessif de **nutriments organiques** qui entraînent un déséquilibre des cycles biogéochimiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ce déséquilibre cause une croissance importante de certaines espèces au détriment des autres (Rousseaux, 1998).

L'eutrophisation des écosystèmes terrestres est causée principalement par l'azote, un facteur limitant pour la production de la biomasse. Un apport trop important se traduit par un déséquilibre nutritionnel. Les sources de l'azote sont les émissions d'ammoniac dans l'atmosphère qui sont entraînées par le vent et déposées sur la végétation, les forêts, etc. L'eutrophisation des écosystèmes terrestres est causée principalement par les émissions des transports routiers et aux émissions d'azote et de phosphore des terres agricoles (Koroneos et al. 2004).

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques se traduit par la prolifération excessive de végétaux aquatiques entraînant un appauvrissement en oxygène du milieu. Les proliférations végétales observées se composent surtout d'algues, de macrophytes et de végétaux supérieurs tolérants à la pollution. On peut observer également des teneurs importantes en phytoplanctons. Le phénomène d'eutrophisation aquatique se produit dans les milieux aquatiques à circulation d'eau réduite, comme les lacs, les estuaires, les zones côtières, les mers closes ou semi-closes. L'azote et le phosphore étant deux nutriments essentiels pour la régulation de la production de la biomasse, ils causent un déséquilibre dans l'environnement aquatique dans le cas de fortes accumulations bien souvent d'origine anthropique. Le phosphore (sous forme d'ortho-phosphates) provient de l'agriculture, par lixiviation des

engrais, et des activités humaines (déjections humaines, détergents et lessives, industries) directement ou indirectement via les eaux usées urbaines et industrielles. L'azote provient essentiellement de l'agriculture, par le lessivage des terres agricoles d'un bassin versant qui entraîne les nitrates des engrais synthétiques ou des lisiers. Il provient aussi directement ou indirectement via les eaux usées sous forme de nitrate, d'ammonium, de nitrite et sous forme organique. De plus, les rejets des eaux de pluie des agglomérations urbaines entraînent dans les milieux naturels les dépôts au sol de matières organiques ou minérales.

Bien que l'apport en nutriments soit souvent le facteur déclencheur du phénomène d'eutrophisation, des facteurs physiques tels que la température, la luminosité et la turbidité sont déterminants pour la rapidité du processus. En effet, l'excès d'éléments nutritifs à base de phosphore et d'azote conduit, sous l'action de la lumière et de la chaleur, à la disparition des algues faiblement résistantes et au développement d'autres algues de façon rapide et excessive. Lorsque ces algues meurent, elles se décomposent et augmentent la charge organique biodégradable qui à son tour est décomposée via les bactéries aérobies entraînant une consommation rapide de l'oxygène. Ce processus rend toute vie impossible (mort des animaux aquatiques). Seules les bactéries anaérobies survivent et réduisent les sulfates en produisant du sulfure d'hydrogène sources de mauvaises odeurs (Khalifa, 2002). En outre, le manque d'oxygène cause dans certains cas une augmentation des concentrations en fer et en manganèse, et donc un problème pour la potabilisation d'eau (Renou, 2006). L'eutrophisation amplifie également les variations quotidiennes du pH qui peut atteindre des valeurs très élevées en milieu de journée (supérieures à 10). Or, pour des pH supérieurs à 8.5, une grande partie de l'ammonium est sous la forme non ionisée (ammoniac) et donc particulièrement toxique pour la faune (Ryding, 1993).

L'azote constitue souvent le facteur limitant de la croissance des algues des systèmes marins et le phosphore celui des systèmes limniques (Rousseaux, 1998). Cependant, dans certains cas de systèmes limniques riches en phosphore, l'azote devient le facteur limitant. Ce dernier entraîne le développement des algues cyanophycées au détriment des diatomées et des chlorophycées capables de fixer l'azote atmosphérique. A des concentrations suffisantes de phosphore, les cyanophycées peuvent se développer de manière quasi autonome grâce au cycle de décomposition puis de relargage du phosphore piégé dans les sédiments. Les cyanophycées constituent un problème d'eutrophisation très inquiétant et libèrent lors de leur destruction des toxines dangereuses pour l'homme et certains animaux. Ces toxines ne

peuvent pas être arrêtées par les procédés classiques de potabilisation d'eau (Barroin, 1990). L'eutrophisation cause la détérioration de la qualité de l'eau et de la réduction de la valeur de l'utilisation de l'écosystème aquatique (Jensen et al. 1998).

Afin de réduire cet impact, des réglementations environnementales sont imposées par les autorités publiques pour les rejets d'effluents et la préservation des écosystèmes terrestres et aquatiques. De nouvelles pratiques se sont développées dans le secteur agricole et des technologies performantes ont vu le jour pour limiter les rejets des nutriments issus d'effluents et de lixiviats.

II.3 Impacts locaux

II.3.1 Toxicité humaine

La toxicité humaine concerne l'action des polluants générés par les activités anthropiques et les processus naturels sur la santé de l'être humain. Les polluants concernés sont :

- Les microorganismes pathogènes : virus, bactéries, protozoaires, champignons, algues, etc. ;
- Les métaux lourds : mercure, plomb, cadmium, chrome, zinc, cuivre, nickel, etc. ;
- Les composés traces organiques : dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), pesticides, PCB, hydrocarbures (HAP, organochlorés), perturbateurs endocriniens, etc. ;
- Les composés gazeux : ammoniac, hydroxyde de soufre, oxydes de soufre et d'azote, acides chlorhydrique et sulfurique, COV, poussières, CO, etc. ;

Parmi ces composés, certains ont des effets indirects sur la santé de l'être humain à travers des impacts globaux (dégradation de la couche d'ozone) et régionaux (smog photochimique, eutrophisation).

En théorie, toute substance peut être toxique pour la santé humaine car c'est la dose admise au sein de l'organisme qui peut être un poison. L'évaluation de la toxicité d'une substance doit tenir compte des paramètres toxicologiques d'exposition et d'effet. L'effet est la conséquence d'une action sur un système environnemental ou sur l'une de ses composantes dite cible (Chevalier, 1999). L'exposition reflète la possibilité pour un flux environnemental atteigne une cible (Chevalier, 1999). En effet, la toxicité d'une substance dépend du facteur

d'exposition qui varie en fonction de la concentration et l'évolution de l'agent toxique, de l'individu exposé, du temps d'exposition et de la voie d'exposition. Cette dernière peut se faire à travers trois voies :

- Ingestion : voie orale, système digestif ;
- Pénétration cutanée : absorption à travers la peau ;
- Inhalation : respiration et pénétration par les poumons.

Le facteur d'effet d'une substance est basé sur différentes classes qui sont :

- Toxicité aiguë : l'effet se déclenche en un temps court suite à l'absorption d'une dose importante ou de plusieurs doses, correspondant le plus souvent à un accident (la toxicité aiguë est un processus observable et observé) ;
- Toxicité chronique : par l'absorption de doses faibles sur un temps long, l'agent toxique prend effet par accumulation dans les organismes, même s'il est plus ou moins éliminé. Ce type de toxicité est du à l'exposition de long terme à des pollutions non accidentelle (pour la majorité des toxicités chroniques, le processus n'est pas observé).
- La cancérogenèse et la mutagenèse ;
- La toxicité sur la reproduction et la tératogenèse ;
- Les effets allergènes ;
- Les irritations.

Les effets de toxicité peuvent être différents selon l'agent toxique, la personne exposée et le type de toxicité.

II.3.2 Ecotoxicité

Les pollutions chimiques et biologiques ayant un effet néfaste sur la santé humaine l'ont également potentiellement sur la faune et la flore. Or, l'écotoxicité représente un aspect majeur car si l'homme se protège relativement bien des effets de la pollution, ce n'est pas le cas des écosystèmes car leur capacité de résilience est beaucoup plus faible. En effet, bien que certains composés ne soient pas directement toxiques pour l'écosystème, ils peuvent causer

des perturbations dans le milieu dans lequel ils se trouvent. C'est le cas des rejets des sels dans les cours d'eau qui peuvent modifier l'équilibre ionique et entraînent par la suite des problèmes de régulation osmotique chez les poissons (Renou, 2006). On distingue l'écotoxicité pour les milieux aquatiques, les milieux terrestres et les sédiments. En ce qui concerne l'écotoxicité aquatique, on distingue le cas des eaux douces et celui des eaux de mer.

Comme pour la toxicité humaine, l'évaluation de l'écotoxicité d'une substance dépend aussi des facteurs d'exposition et d'effets. En plus des facteurs d'exposition cités dans l'évaluation de la toxicité humaine, on rajoute les facteurs suivants :

- Les caractéristiques du milieu dans lequel se trouve la substance considérée : les écosystèmes contiennent des espèces différentes d'animaux et de végétaux. Par conséquent l'évaluation de l'écotoxicité sur ces milieux est rendue plus complexe ;
- La dispersion et la persistance de la substance (évaporation, adsorption, bioaccumulation, dilution) : une substance peut subir des phénomènes de transferts physicochimique et biologique entraînant une évolution importante de sa concentration, ainsi que de l'effet toxique.
- La dégradation (biologique ou par photolyse) de la substance dans le milieu : une substance peut subir des transformations durant son séjour dans le milieu considéré, lesquelles peuvent augmenter ou diminuer sa toxicité.

Les facteurs d'effets de toxicité utilisés pour la santé humaine tels que la toxicité aiguë et chronique sont aussi considérés pour les écosystèmes. Or, la variabilité des écosystèmes en termes d'espèces et de stade d'évolution au sein de la même espèce nécessite l'étude des interactions de synergie et d'antagonisme entre ces espèces végétales et animales. La tâche est compliquée et coûteuse en temps. Des analyses spécifiques en laboratoire sont réalisées sur des espèces particulièrement sensibles ou représentatives du milieu étudié. Néanmoins, cette méthode simplificatrice reste subjective en matière d'extrapolation des effets dans le milieu concerné.

De nouvelles approches considèrent pour l'évaluation de l'écotoxicité des facteurs de transfert et des facteurs cible. Les facteurs de transfert et les facteurs cibles ne sont pas vraiment dépendants de la substance, mais plutôt du milieu et des conditions locales (Chevalier, 1999 ; Herout, 1998). Les facteurs de transfert considèrent les transferts possibles d'une substance

entre milieux physiques de rejet (milieu récepteur initial) et milieux physiques contaminés (milieu récepteur final ou cible). Les milieux de rejet sont les eaux superficielles, le sol et l'air, tandis que les milieux cibles comprennent les trois milieux cités précédemment plus les eaux souterraines et les sédiments. Les facteurs de transfert ne s'appuient que sur les caractéristiques des milieux de rejet et contaminés, et non sur les transferts attribuables aux propriétés physico-chimiques des substances (Chevalier, 1999). Les **facteurs cibles** prennent en compte les espèces vivant dans les milieux contaminés et l'usage lointain des milieux aquatiques (irrigation, baignade, potabilisation, pêches, etc.) et des milieux terrestres (résidence, agriculture, etc.).

II.3.3 Nuisances

On distingue trois types de nuisances : sonores, olfactives et visuelles.

II.3.3.1 Sonores

Le bruit peut être défini « comme le son extérieur non désiré ou nuisible résultant d'activité humaines, y compris le bruit émis par les moyens de transport, le trafic routier, ferroviaire ou aérien et provenant de sites d'activité industrielle » (Directive UE, 2002). Cependant, le fait qu'une onde sonore soit ressentie ou non comme une nuisance dépend à la fois de la situation et de la personne considérée. En effet, les effets du bruit peuvent aller du simple désagrément à la surdité en passant par différents états de fatigue et de stress. Ainsi, comme pour les odeurs, il est difficile de fixer des seuils de gêne acoustique, les individus étant différemment sensibles au bruit, particulièrement au bruit non choisi. La nuisance auditive dépend de nombreux facteurs : niveau sonore, pression acoustique, fréquence, durée et variation des ondes sonore, contexte social des individus vivant à proximité de la source de bruit (temps que l'individu passe à son domicile, âge, etc.) (AFSSE, 2004). L'installation de matériaux spéciaux permet d'isoler certains appareils particulièrement bruyants et les habitats dans les zones à risque.

II.3.3.2 Olfactives

Parmi l'ensemble des nuisances environnementales, les odeurs représentent la seconde source de plaintes de la part des riverains après le bruit, qui en constitue souvent plus de 70%. Les mauvaises odeurs sont causées principalement par les substances nauséabondes comme l'ammoniac, l'hydrogène sulfuré, les mercaptans, les oxydes d'azote, les oxydes de soufre et les COV, et d'autres composés organiques comme les amines, les cétones, les aldéhydes, etc.

Les pollutions olfactives sont émises principalement par les usines d'équarrissage, les stations d'épuration, les sites de compostage ou de stockage des déchets, les distilleries, les élevages et les usines chimiques.

Toutefois, le principe pollueur-payeur s'applique par rapport au rejet de polluants particuliers (COV, SO₂, NO_x, etc.) et non par rapport aux nuisances olfactives en tant que telles. En effet, il n'existe pas d'inventaire spécifique des émissions de composés odorants car la nuisance olfactive d'une substance dépend de sa dispersion dans le milieu, de sa dégradation chimique, des conditions météorologiques agissant sur le transfert du panache d'odeurs dans l'atmosphère et enfin de la distance entre la source et la cible. De plus, il est difficile de caractériser les sources des émissions et leurs évolutions dynamiques. La nuisance olfactive étant liée en grande partie aux émissions, son évolution en volume peut être un indicateur intéressant.

L'évaluation de l'impact « odeur » d'un projet nécessite la caractérisation des émissions et de la modélisation de leur dispersion atmosphérique dans la zone d'étude. Bien qu'on assigne aux odeurs des effets psychosomatiques et des problèmes de santé, l'évaluation de leur impact reste difficile. En effet, l'effet d'une odeur n'est pas directement corrélé avec la concentration chimique de la substance concernée. De plus, les effets potentiels sont difficiles à attribuer seulement aux mauvaises odeurs car les mêmes molécules nauséabondes peuvent être responsables d'effet sur la santé humaine via la toxicité.

Actuellement, il n'existe pas de projet de texte réglementaire au niveau international sur les nuisances olfactives mais des approches réglementaires selon les pays, comme une distance à respecter par rapport au voisinage, une valeur en concentration d'odeur dans l'environnement, une valeur en débit d'odeur à la source, des valeurs en concentrations physico-chimiques.

Pour supprimer les odeurs, plusieurs techniques classiques existent comme la pulvérisation d'un masquant, la collecte et le traitement de l'air vicié par absorption ou adsorption. Des associations de techniques sont utilisées en aval des techniques de traitement classique, par exemple, l'utilisation de filtres en tissu de charbon actif. A côté des techniques classiques, des procédés font l'objet de programmes de recherche importants, notamment la photocatalyse et le traitement par plasma associé à la catalyse ou à la photocatalyse (Paillier, 2005). Ces procédés pourront être utilisés dans des secteurs présentant des problématiques de nuisances olfactives pour lesquelles il n'existe pas de solutions techniques réellement satisfaisantes.

II.3.3.3 Impact visuel

Ce type d'impact (appelé aussi impact esthétique) est très difficile à évaluer car très peu de données sont disponibles, et il relève de paramètres socioculturels. Les valeurs esthétiques peuvent être perçues avec un de nos cinq sens. Certaines études ont été faites sur les valeurs des paysages et des vues pittoresques (Khalifa, 2002).

Enfin, la durabilité environnementale consiste à mettre au point des produits qui servent un marché utile et des fonctions sociétales avec moins d'impacts environnementaux que les solutions techniques disponibles actuellement. De plus, elle implique un engagement de continuer à améliorer la performance environnementale des solutions alternatives (Vink et al. 2003).

III. IMPACTS SOCIOECONOMIQUES

III.1 Impacts économiques

Nous avons discuté dans la partie précédente des impacts environnementaux causés par le développement économique et la croissance démographique. Nous constatons aussi que les impacts environnementaux ont entraîné deux effets économiques opposés. Nous observons des effets positifs et des effets pernicioeux qui ont eu pour effet d'intégrer de nouvelles règles dans les lois régissant le marché et de changer les politiques internes des entreprises et des autorités publiques.

III.1.1 Effets positifs

- Emergence de nouveaux secteurs économiques ouvrant des opportunités d'investissement en ce qui concerne le traitement des polluants, le recyclage et la valorisation des déchets (équipements de traitement, stations d'épuration, contrôles de polluants) ;
- Développement de services de suivi et de conseil qui effectuent des mesures, des analyses, des études d'impacts, des évaluations de l'état de l'environnement, ou encore la mise en œuvre de normes et de labels « verts ». Ceci se fait pour le compte des autorités publiques et des entreprises.

Selon plusieurs estimations concordantes, le marché des équipements de dépollution et de traitement des déchets dans les pays membres de l'OCDE s'est élevé autour de 300 milliards de dollars en 1998, et devait atteindre 600 milliards de dollars en l'an 2000. En outre, la pollution est considérée comme productrice de richesse nationale et elle se voit comptabilisée comme une augmentation du PNB national. De plus, l'utilisation des énergies renouvelables fournit d'autres bienfaits comme le développement rural à travers la création de nouveaux marchés et des postes d'emplois (Heller et al. 2004).

III.1.2 Effets pernicioeux

- Coût élevé des matières premières notamment des énergies fossiles ayant entraîné l'adaptation des politiques d'efficacité énergétique par les entreprises et les autorités publiques et l'investissement sur les ressources renouvelables ;

- Coûts prohibitifs des équipements de traitement des polluants et des déchets face à des exigences de plus en plus sévères des normes, notamment dans les pays industrialisés ;
- Saturation du marché des équipements antipollution dans les pays industrialisés ayant pour effet l'augmentation de la pression commerciale sur les pays en développement pour leur vendre ces technologies ;
- Coûts élevés de la santé publique et de la réhabilitation des écosystèmes ;
- Monopolisation du marché par les lobbys de la dépollution étouffant toute tentative de nouvelles stratégies préventives et renforçant la dépendance technologique et économique des pays en développement, notamment par l'intermédiaire de l'aide au développement.

III.1.3 Nouvelles règles du marché

Depuis la fin de la deuxième guerre mondiale, l'économie s'est adaptée aux besoins de la société suite au développement démographique, au modèle consumériste actuel et à la mondialisation. De la même manière, l'économie s'est adaptée aux contraintes environnementales posées par les autorités publiques (principe pollueur-payeur) et les coordinations intergouvernementales (proratas de carbone). Les autorités publiques de leur côté ont établi des processus tels que la Politique Intégrée des Produits (PIP), l'Investissement Socialement Responsable (ISE) et le développement de symbioses industrielles via les éco-parcs industriels, notamment dans les pays du Nord de l'Europe. Les prévisions du marché montrent que les bénéfices multiples des énergies renouvelables, par exemple, ne peuvent pas être réalisés sans avoir des règlements ou des législations de motivantes (Heller et al. 2004).

Le respect de l'environnement est devenu une condition pour les pays qui veulent intégrer la zone du libre échange (OMC), notamment les pays en développement qui veulent bénéficier du système du commerce équitable. En outre, la labellisation écologique est devenue un critère de concurrence entre les entreprises et une course pour gagner des marchés de consommation ou d'investissement. Cela a induit un changement dans les politiques internes des entreprises. L'évaluation des impacts environnementaux se définit comme « une procédure qui permet d'examiner les conséquences tant bénéfiques que néfastes qu'un projet ou programme de développement envisagé aura sur l'environnement et de s'assurer que ces conséquences sont dûment prises en compte dans la conception d'un projet ou un

programme » (OCDE, 1992a, cité par André et al. 2003). Elle trouve son origine aux Etats-Unis en 1969 avec la promulgation de la politique nationale américaine (National Environmental Policy Act) (Leduc et Raymond, 2000 ; André et al. 2003). Elle est ensuite rendue obligatoire pour les pays en développement par les banques multilatérales de développement et la Banque Mondiale, et dans les pays développés par plusieurs accords ou conventions (André et al. 2003).

Par ailleurs, la responsabilité des acteurs économiques sur l'environnement est reconnue maintenant comme un préjudice écologique qui se traduit par une condamnation au pénal suivi d'une indemnisation pour la réparation écologique. C'est le cas, par exemple, du procès lié au naufrage du pétrolier Erika au large des côtes bretonnes en France.

III.2 Impacts socioculturels

Les impacts sociaux sont les conséquences sur les populations humaines de n'importe quelles activités publiques ou privées qui altèrent les conditions dans lesquelles les populations vivent, travaillent, jouent, interagissent, s'organisent pour répondre à leurs besoins. Le terme inclut aussi les impacts culturels impliquant les changements de normes, de valeurs et de croyances qui guident et rationalisent leurs connaissances (ICGP, 1994).

L'évaluation de ces impacts est nécessaire parce que l'activité économique est incrustée dans la société qui l'influence (Belem et al. 2005). En effet, les termes « impacts sociaux » et « impacts socioéconomiques » sont généralement utilisés de manière interchangeable (Canter, 1996). L'objectif visé dans l'évaluation des impacts socioéconomiques est entre autres l'augmentation de la qualité des projets. De plus, l'évaluation des impacts sociaux est justifiée par le fait que chaque projet, qu'il soit public ou privé, est un processus social (pas seulement un investissement commercial) qui met en jeu des acteurs sociaux. Ainsi, c'est l'évaluation des risques et des coûts sociaux des choix économiques.

La durabilité économique est la construction et la croissance d'une économie viable qui fournit des marchés pour les produits agricoles, de nouvelles opportunités de carrières et d'autres bénéfices économiques pour les investisseurs et la société. Dans une perspective sociale, la durabilité économique implique aussi le développement de marchés robustes et durables pour les biens et les services (Vink et al. 2003). La durabilité sociale se reflète dans la responsabilité sociale qui implique les concepts d'opportunités équitables pour tous les participants dans la chaîne de valeur ainsi qu'un préjugé fort contre l'économie et les

pratiques opérationnelles qui prennent des avantages injustes dans des segments particuliers de la société. La durabilité sociale implique que la réussite ne doit pas désavantager une classe sociale particulière (Vink et al. 2003).

Le défi d'un développement durable environnemental a aussi des conséquences sur la durabilité sociale, particulièrement, en ce qui concerne l'utilisation des ressources renouvelables dans la production d'électricité et de biocarburants. Aux USA, l'énergie basée sur la biomasse est prévue de participer à hauteur de 20% au mix-énergétique en 2020, pour atteindre des objectifs de réduction des émissions de CO₂, NO_x, SO₂, Hg et de particules. Dans ce contexte, les Américains pensent que les surfaces nécessaires pour cultiver la biomasse ne rentrent pas en conflit avec les surfaces nécessaires pour la production des produits alimentaires (Heller et al. 2004).

IV. MISE EN ŒUVRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉCO-CONCEPTION

IV.1 Historique et définition

Le développement durable est un concept issu de la systémique. Il a été élaboré graduellement dès les années 70 suite à des réflexions sur un projet de société mettant en relation les activités humaines et les écosystèmes. Le concept de développement durable est apparu au plan international dans la stratégie mondiale de conservation de la nature et des ressources de 1980 comme alternative au concept de l'écodéveloppement (Belem et al. 2005). Une définition globale du concept de développement durable a été donnée comme : **la nécessité de répondre aux besoins de la génération actuelle sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins** (Brundtland, 1987). Cette définition a été sujette à un nombre important d'interprétations selon les champs d'applications et les acteurs concernés.

IV.2 Mise en œuvre du concept du développement durable

La compréhension du développement durable peut se faire selon deux principes de conception.

- Conception du développement durable impliquant une rupture très importante avec le modèle de développement productiviste et consumériste actuel ;
- Conception restrictive et conservatrice impliquant une rupture peu importante avec le modèle de développement productiviste et consumériste actuel.

IV.2.1 Transformation radicale du mode de développement actuel (transformation structurelle)

Les tenants de cette option estiment qu'un changement de paradigme menant vers le développement durable impose que toute une panoplie de valeurs, généralement admises par la société d'aujourd'hui, soit remplacée par des valeurs nouvelles. Elle impose des réformes structurelles parmi lesquelles l'abandon total de la technologie ainsi que la simplicité volontaire (Belem et al. 2005). Cette approche considère que le principe d'une croissance continue est reconnu comme physiquement et thermodynamiquement impossible. Par conséquent, le problème mis en avant n'est plus l'efficacité des modes de production

actuelles. En outre, elle intègre l'application des principes de bonne gouvernance (démocratie participative), d'une part, et l'équité entre les nations, les individus et les générations, d'autre part. Ces deux critères sont indispensables pour l'élaboration d'un paradigme de développement basé sur la durabilité.

Cependant, les industriels restent soucieux de légitimer leur activité en se conformant à la pression sociale. Ils optent pour une amélioration structurelle de la sphère socio-économique. Ils intègrent l'environnement comme un facteur additionnel dans leurs processus de prise de décision. Idéalement, le développement durable signifie que les activités qui améliorent l'économie et le bien-être social améliorent simultanément les conditions environnementales également (Vink et al. 2003).

IV.2.2 Amélioration de l'efficacité du développement actuel (amélioration structurelle)

Cette démarche est scindée elle-même en deux approches différentes. La première, unipolaire, fusionne l'environnement et l'économie dans une perspective de croissance durable. C'est la méthode couramment utilisée dans le milieu des affaires car elle reste attachée au modèle de développement dominant et considère l'environnement comme une nouvelle donnée à l'intérieur de ce paradigme (Belem et al. 2005). La deuxième approche est bipolaire et elle comprend le développement durable comme une harmonisation entre l'économie et l'environnement. Cependant, le niveau optimal de protection de l'environnement résulte d'une dynamique de marché, ce qui traduit la prépondérance de la logique économique.

L'objectif est de développer des systèmes techniques qui œuvrent dans le respect des limites d'assimilation et de régénération de leur milieu pour en arriver au même produit ou à la même fonction. Cet objectif est atteint par l'amélioration de l'efficacité avec laquelle la société utilise les ressources naturelles car les partisans de cette approche affirment que les difficultés rencontrées par le mode de développement actuel est associé à l'inefficacité des modes de production. La dématérialisation est l'une des réformes structurelles des économies utilisées. Elle consiste en la diminution absolue ou relative de l'utilisation des ressources naturelles par unité de fonction ou de service. Elle considère que l'évolution de la production industrielle vers des procédés et des produits qui utilisent moins d'énergie et de matières premières et qui permettent de réduire les divers rejets et déchets ou d'en réduire la toxicité, se situe au cœur de la problématique du développement durable. Les approches conceptuelles mises en œuvre

pour mesurer la dématérialisation de l'économie dans un souci de développement durable sont :

- La notion d'empreinte écologique mesure la charge sur la nature du mode de vie d'une population en termes de consommation, de production de biens et de déchets. En ce sens, l'empreinte écologique prend en compte la capacité de support des activités humaines par la capacité de la planète de fournir et régénérer des ressources et d'assimiler les rejets humains (Ayres, 2000).
- L'espace environnemental mesure le caractère équitable du partage planétaire des ressources. Ainsi, sur la base du principe d'équité et de justice sociale, il conviendrait, théoriquement, que chaque individu de la planète ait un même accès aux ressources de l'environnement et à sa capacité de dispersion des déchets et dispose donc d'un espace environnemental égal à celui disponible sur la planète, rapporté au nombre d'habitants (Belem et al. 2005).
- Le facteur 4 est un concept qui se base sur l'éco-efficacité introduite par le conseil mondial des entreprises pour le développement durable (WBCSD). Il se définit comme une philosophie de gestion qui consiste à faire plus avec moins et permet de produire des biens et services satisfaisant les besoins humains et améliorant la qualité de vie, à un coût compétitif, ceci en en réduisant, à toutes les étapes du cycle de vie des biens, les impacts écologiques et l'intensité de consommation des ressources, dans le respect de la capacité de support de la planète. La notion de facteur 4 soutient que la productivité des ressources environnementales devrait être quadruplée, de manière à permettre un doublement de la richesse produite et une réduction de moitié des ressources utilisées. Le facteur 4 suppose que la réduction de moitié des ressources consommées permettrait à l'humanité de survivre sur la planète (Weizsacker et al. 1997).

En plus de ces stratégies, les objectifs de dématérialisation des secteurs économiques devraient également privilégier la réduction à la source des flux de matière entrants dans l'économie. Ceci peut être fait par diverses démarches prenant en compte non seulement l'environnement dans la conception des produits et procédés industriels, mais également par le remplacement de produits par des services, notamment en développant la location. De plus, la stratégie doit aussi prendre en compte la réduction de l'énergie primaire incorporée dans les

produits finaux et le carbone dans les matériaux par une stratégie de réutilisation et de recyclage (Hammond, 2004). L'écologie industrielle est l'une des écoles qui prône cette vision du développement durable en visant à l'optimisation de l'utilisation de l'énergie, des ressources et du capital d'un système technique.

La notion derrière la durabilité est basée sur une pensée prudente et une pratique innovante. Dans la partie suivante nous discutons d'une approche d'éco-conception dans un objectif de développement durable.

IV.3 Eco-conception

La mise en œuvre du développement durable devrait être basée sur des changements structurels au niveau de la chaîne de production dès l'étape de conception (Figure I.4). Elle prend en compte :

- La production propre au niveau de l'échelle spatio-temporelle de la chaîne de production (gestion et pensée de cycle de vie) ;
- L'écologie industrielle et l'analyse des systèmes ;
- La maximisation de l'efficacité énergétique ;
- L'évaluation systémique de la conception selon les trois dimensions de la durabilité : économiques, socioculturelles et environnementales.

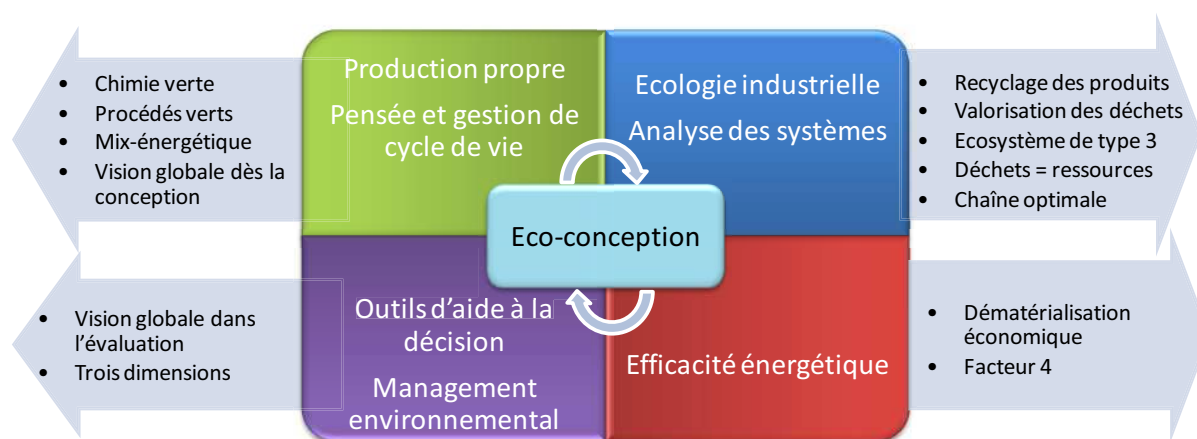


Figure I.4 : Mise en œuvre du développement durable (éco-conception)

IV.3.1 Produits et procédés verts

La problématique environnementale ainsi que le concept du développement durable ont permis de créer de nouveaux champs d'innovations de produits et procédés verts. La « chimie verte » (*green chemistry*) a été proposée par l'IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) comme une orientation de la recherche académique en sciences chimiques pour promouvoir le développement durable avec les trois aspects sociétal, environnemental et économique (Colonna, 2006). Depuis, le discours de l'IUPAC s'est enrichi par une appellation plus large : *green/sustainable chemistry* (Anastas et Warner, 1998 ; Clark, 1998). Par définition, la chimie verte signifie la conception, le développement et l'élaboration des produits et procédés chimiques pour réduire ou éliminer l'usage et la génération des substances dangereuses pour la santé humaine et l'environnement (Colonna, 2006). Diverses solutions technologiques ont été proposées pour réduire les impacts environnementaux comme :

- L'utilisation d'énergies primaires renouvelables (biomasse, énergie éolienne, énergie solaire, courants des marées) à la place des énergies fossiles.
- L'utilisation de réactifs non dangereux et le remplacement des systèmes stœchiométriques par des procédés catalytiques, ouvrant ainsi un rôle privilégié aux biotechnologies ;
- Le développement de produits moins toxiques, comme les solvants, en conservant la même fonctionnalité ;

Les déchets organiques peuvent être considérés également comme des sources énergétiques durables (Diner et Rosen, 2005). Elles peuvent être converties en formes énergétiques utiles dans des procédés conventionnels telles que l'incinération. Afin de réduire les émissions de CO₂ de 60%, le gouvernement britannique a décidé de réduire la consommation de l'énergie primaire de 45-75% par rapport à la consommation actuelle et d'augmenter la part des énergies renouvelables dans le mix-énergétique. Ceci peut être fait par des mesures de sauvegarde de l'énergie dans l'économie (Hammond, 2004). Cependant, les ressources énergétiques renouvelables sont souvent présentées comme des sources propres, sans considérer les impacts environnementaux liés à leurs productions. Le processus de production de ces ressources entraîne une consommation des ressources naturelles aussi bien que le rejet des polluants (Groalczyk, 2003) et les impacts liés à certaines étapes du cycle de vie

(maintenance ou installation) sont parfois négligés ou non étudiés (Ardente et al. 2005). Ainsi, les énergies renouvelables contribuent seulement à réduire une partie des impacts environnementaux car elles contribuent aussi à une partie du réchauffement global et à la génération des déchets substantiels (Jungmeier et al. 1998 ; Dincer, 2000). En outre, elles sont généralement diffuses, pas entièrement accessibles, parfois discontinues, et régionalement variables (Diner et Rosen, 2005).

L'approche « end-of-pipe » est une solution d'abattement des pollutions avant d'être rejetées dans l'environnement. Cette approche utilise des dispositifs techniques de traitement permettant de réaliser une production plus propre ou « *Cleaner Production* » en anglais (Clift, 1995, 1997 ; Clift et Longley, 1995). Toutefois, cette solution intervient généralement en fin de processus de production et se focalise sur la minimisation des pollutions et des déchets, au détriment d'une vision plus globale de l'ensemble des problèmes liés à la perturbation de la biosphère. En effet, ces approches se focalisent seulement sur un seul type de polluant particulier de l'installation et ne considèrent pas l'augmentation des émissions de ce polluant ou d'autres polluants dans le cycle de vie, d'une part, et d'autre part, les effets environnementaux globaux causés par d'autres sources dans le cycle de vie (production des matières premières, transports, élimination des déchets, etc.). Par exemple, le procédé de lavage à la chaux éteinte pour l'élimination du SO₂ résout le problème d'acidification (impact local/régional), mais il crée un problème de réchauffement global (impact global) associé au cycle de vie du CaCO₃ (Azapagic, 1999). Les industriels se contentent de satisfaire les normes imposées par le législateur, de façon désordonnée et transfèrent les problèmes environnementaux chez leurs fournisseurs ou leurs sous-traitants. Cette pratique est une conséquence du cloisonnement du mode de fonctionnement des corps administratifs allant de la santé publique aux services des eaux qui imposent les normes de rejets. En effet, le processus de dépollution consiste simplement, à leurs yeux, en un déplacement de la pollution, c'est-à-dire son transfert, sur un terrain relevant d'un autre département. Ceci représente une approche sectorielle des problèmes environnementaux qu'on peut constater à des échelles régionales et internationales faute de coordination des différentes disciplines, des corps administratifs et des pays. De plus, cette approche est incrémentale car elle procède par petites améliorations graduelles par le perfectionnement des systèmes techniques, au détriment de véritables innovations.

Nous remarquons le même phénomène en ce qui concerne les produits verts tels que les solvants et les polymères pour lesquels on se focalise seulement sur l'étude de la performance de production en matière de sauvegarde des ressources non-renouvelable et la performance de leur utilisation. Dans ce contexte, on ne prend pas en compte tous les problèmes environnementaux liés à leur production et élimination finale.

Bien que ces approches aient des avantages, elles ne suffisent pas à l'état actuel pour résoudre la problématique environnementale. Par conséquent, il est important de rechercher de nouvelles méthodes de production moins polluantes qui ont une vue globale des problèmes environnementaux (Dewulf et al. 2000). Par ailleurs, l'écologie industrielle et une gestion de cycle de vie permettent d'intégrer et de subordonner les diverses méthodes de prévention de la pollution dans une perspective plus large.

Un principe fondamental de l'écologie est que l'écosystème s'auto-organise en maintenant un bon fonctionnement, développement, régénération et une bonne flexibilité. A partir de cette définition, les chercheurs sont convaincus que l'économie mondiale pourrait fonctionner de cette manière sous l'égide de l'écologie industrielle.

IV.3.2 Ecologie Industrielle

Les environmentalistes se sont depuis longtemps préoccupés des conséquences de l'activité industrielle, essentiellement en étudiant les effets des pollutions sur les écosystèmes. Par habitude, le système industriel a été considéré comme séparé de la biosphère : d'un côté, les usines et les villes, de l'autre, la nature. Dans cette vision cloisonnée, l'objectif consistait à minimiser les impacts du système industriel sur ce qui l'entoure, c'est-à-dire l'environnement. Le fonctionnement du système industriel en tant que tel restait extérieur au champ de l'analyse. L'écologie industrielle explore l'hypothèse inverse : il est possible d'envisager le système industriel comme un cas particulier de l'écosystème et de le décrire comme une certaine configuration de flux et de stocks de matière, d'énergie et d'information, tout comme les écosystèmes biologiques (Seager et Theis, 2002). De plus, l'écosystème industriel tout entier repose sur les ressources et les services fournis par la biosphère. Ainsi, l'écosystème industriel est en interaction plus ou moins directe avec la biosphère, depuis certains écosystèmes agricoles, presque naturels, jusqu'aux écosystèmes les plus artificiels, comme les vaisseaux spatiaux.

La notion d'écologie industrielle n'est pas vraiment nouvelle car l'expression et le concept sont apparus de manière sporadique dans la littérature scientifique dès les années soixante, sans donner lieu pour autant à des développements approfondis. L'expression a resurgi au début des années quatre-vingt-dix, d'abord parmi certains ingénieurs de l'industrie proches de l'Académie Nationale des Ingénieurs aux Etats-Unis. La popularité de ce néologisme a été faite par une publication de Frosch et Gallopoulos, (1989). Les auteurs ont considéré que les systèmes industriels pourraient fonctionner plus efficacement avec de petits impacts environnementaux s'ils étaient modélisés à partir des écosystèmes naturels où la consommation de l'énergie et des matières est optimisée, d'une part, et d'autre part, où la génération des déchets est minimisée, les effluents d'un processus servant comme de matières premières à d'autres processus. Cette supposition est une extension de l'appellation d'Ayres (1989) « le Métabolisme Industriel » qui est caractérisé comme « la production de l'énergie et de la valeur » essentiel au développement économique et qui est analogue aux processus métaboliques qui sont essentiels à la vie. L'écologie industrielle a déjà fait preuve d'une maturité certaine, comme en témoigne le lancement, au printemps 1997, de la première revue scientifique « *Journal of Industrial Ecology* » consacrée à cette nouvelle discipline en plein développement.

Au cours des trois dernières années, l'expression « écologie industrielle » a commencé à se répandre dans certains cercles académiques et milieux d'affaires. Pendant une petite période, les deux termes « métabolisme industriel » et « écologie industrielle » coexistaient et pouvaient être utilisés alternativement (Ayres, 1997). Seager et Theis, (2002) ont défini séparément les deux termes pour éviter toute confusion. Le métabolisme industriel est l'étude de l'ensemble des composantes biophysiques du système industriel pour représenter le modèle d'une société industrielle sur une base d'analogie naturelle. Cette démarche, essentiellement analytique et descriptive, vise à comprendre la dynamique des flux et des stocks de matières et d'énergies liés aux activités humaines, depuis l'extraction, le traitement et la transformation des ressources par l'économie jusqu'à leur retour inévitable, tôt ou tard, dans les processus biogéochimiques (Seager et Theis, 2002). L'écologie industrielle, en s'inspirant des connaissances sur les écosystèmes et la biosphère, détermine les transformations susceptibles de rendre le système industriel compatible avec un fonctionnement normal des écosystèmes biologiques. L'étude du métabolisme industriel constitue donc un préalable indispensable à l'écologie industrielle. L'écologie industrielle a été considérée comme une étendue naturelle de l'analogie métabolique (Frosch, 1992) et représente la naissance d'un nouveau champ scientifique et technique basé sur la confluence

des sciences de l'ingénieur, des sciences écologiques, des sciences naturelles et de la bio-économie. Elle s'intéresse à l'évolution du système industriel dans sa globalité et à long terme. Elle consiste à étudier les facteurs économiques, politiques, légaux, et sociaux en regard de leur flux, de leur usage et de leur transformation. Par conséquent, les problèmes d'environnement ne constituent qu'un aspect, parmi d'autres, de l'écologie industrielle.

En s'inspirant des enseignements de la science écologique, l'écologie industrielle vise à l'élaboration de stratégies industrielles viables dans une perspective évolutionniste (Erkman, 1998). En effet, les systèmes industriels sont sensés suivre une évolution semblable à celle des écosystèmes pour atteindre l'écosystème de type 3 : un écosystème dont l'intégrité des éléments sont recyclés continuellement, ce qui représente très schématiquement le fonctionnement de la biosphère (Vivien, 2003). Les écosystèmes de type 1 et 2 sont en amont et représentent respectivement un écosystème puisant des ressources et rejetant ses déchets sans recyclage et un autre plus évolué où les flux internes dominent les flux externes mais qui atteindra la limite de son développement du fait de cette direction unique. Ainsi, l'écologie industrielle vise à atteindre ou à se rapprocher du stade 3 de cette évolution, étant donné la difficulté d'élimination de tout impact. L'écologie industrielle adopte une approche scientifique pour mesurer les phénomènes de dissipation associés à l'activité industrielle. Elle est utilisée par les entreprises pour donner un contenu opérationnel à la notion de développement durable.

Une des principales hypothèses de l'écologie industrielle est que, dans le cas d'extension des frontières des systèmes, des solutions supra-optimales puissent émerger (Seager et Theis, 2002). Cela veut dire que la coordination des activités de tous les composants du système a des résultats meilleurs que la combinaison des meilleures options individuelles de chaque sous-système. Ceci par exemple, peut être fait par la création de symbioses industrielles ou des éco-parcs comme cela a été réalisé en Suède. L'outil scientifique utilisé pour trouver ses solutions supra-optimales est l'analyse des systèmes que nous développons ci-dessous.

IV.3.3 Analyse des systèmes

L'analyse des systèmes est un outil de conception et de décision qui aide les décideurs à se focaliser sur tous les éléments d'un système à travers une fonction objectif. Le premier objectif de l'approche consiste à identifier toutes les liaisons faisables et hypothétiques entre chaque étape dans chaque chaîne en créant plusieurs possibilités technologiques. Le deuxième objectif est de déterminer quel est le meilleur pas qui satisfait le critère de la fonction objectif.

Cette approche nécessite des modèles mathématiques qui caractérisent les interactions et les contraintes gouvernant plusieurs composants des systèmes. L'approche est plus flexible en matière de frontières des systèmes et de collectes de données (Seager and Theis, 2002). Les frontières peuvent concerner un seul procédé ou être plus générale en incluant les fournisseurs, les partenaires, les clients ou en contenant de large régions géographiques. L'objectif d'un analyste des systèmes est de trouver une solution qui satisfait le modèle mathématique pour la valeur maximale (ou minimale) de la fonction objectif. Les approches actuellement utilisées se focalisent sur la maximisation des profits (l'efficacité énergétique par exemple) ou la minimisation des coûts de production en restant en conformité avec la législation ou une contrainte par rapport aux émissions comme les produits toxiques (Seager and Theis, 2002).

Cependant, il n'est pas évident qu'une concentration minimale d'une substance toxique soit synonyme d'un impact environnemental minimum (Seager et Theis, 2002). Ainsi, la minimisation des impacts environnementaux et la maximisation des profits doivent être intégrées, d'une part, et d'autre part une métrique de base doit être définie pour unifier tous les critères de la fonction multi-objectifs. La fonction objectif est souvent exprimée dans des unités monétaires telles que le Dollar ou l'Euro.

Nous discutons ci-après de deux critères importants pour mener à bien le développement durable et particulièrement le concept d'écologie industrielle, l'efficacité énergétique d'un point de vue particulier et l'efficacité des procédés d'un point de vue globale.

IV.3.4 Efficacité énergétique et éco-efficacité

Les Nations Unies ont indiqué que des stratégies effectives de protection de l'environnement doivent s'attaquer au secteur de l'énergie par l'augmentation de l'efficacité énergétique. La relation entre la consommation énergétique, la production et la durabilité est complexe (Balocco et Grazzini, 2000). Il a été rapporté qu'un programme majeur d'efficacité réduirait les émissions de CO₂ contenu dans les carburants fossiles. L'augmentation de l'efficacité réduit aussi la demande pour de nouvelles infrastructures de production, de transports, de transformation et de distribution d'énergie aussi bien que l'impact environnemental associé à ces installations supplémentaires (Rosen, 2002). Ainsi, l'augmentation de l'efficacité des procédés augmente non seulement la productivité des secteurs économiques mais aussi réduit la dépendance en matière des ressources naturelles et les impacts environnementaux.

L'éco-efficacité est un concept qui a vu le jour lors de la conférence de Rio en 1992. Il s'agit de fournir des biens et des services à des prix compétitifs qui satisfont les besoins humains et améliorent la qualité de la vie tout en réduisant progressivement les impacts écologiques et la consommation de ressources tout au long de leur cycle de vie. L'éco-efficacité consiste à améliorer la performance écologique et économique, accroître la valeur en minimisant l'impact sur l'environnement et diminuer la croissance de l'utilisation des ressources naturelles. Ce sont des considérations allant dans le même sens que les principes de l'écologie industrielle.

Les méthodes thermodynamiques basées sur la première et la deuxième loi ont été utilisées pour l'identification et l'amélioration de l'efficacité et la performance environnementale des procédés chimiques et mécaniques comme la méthode du pincement « Pinch Technology » et l'analyse exergetique (Hau, 2002). La sélection des alternatives technologiques, de stratégies et de conceptions qui produisent de faibles impacts environnementaux est liée à l'efficacité exergetique, particulièrement dans les zones urbaines (Balocco et al. 2004). En outre, les effets environnementaux liés aux émissions et à l'épuisement des ressources ont été exprimés sur la base de l'indicateur « exergetie ». Il a été considéré que la durabilité d'un système augmente et que les impacts environnementaux diminuent avec l'augmentation de l'efficacité exergetique comme cela est illustré dans la Figure I.5, extraite du travail de Dincer et Rosen (2005). Il a été considéré que la thermodynamique via le concept de l'exergetie pourrait fournir théoriquement un cadre scientifique commun pour l'ACV et l'analyse des systèmes (Seager et Theis, 2002).

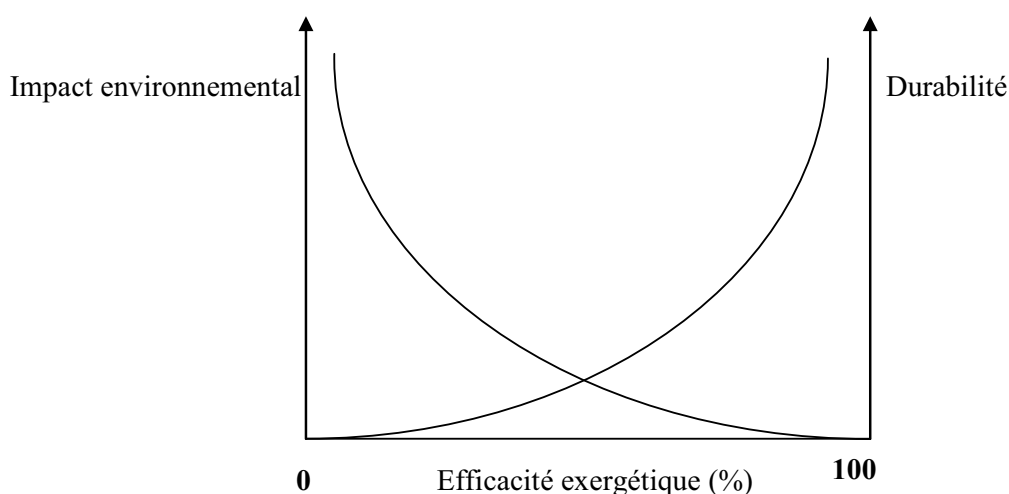


Figure I.5 : Illustration qualitative des relations entre l'impact environnemental, la durabilité d'un procédé et son efficacité exergetique (Dincer et Rosen, 2005)

Cependant, le recyclage de déchets de faible qualité peut augmenter les charges environnementales totales parce qu'il demande plus d'infrastructure et de ressources vierges pour la séparation des matériaux et l'amélioration de leur qualité (Seager et Theis, 2004). Par ailleurs, il a été démontré que des efficacités élevées et des impacts environnementaux faibles sont plus efficacement atteints par l'optimisation d'un système de procédés qu'un procédé individuel. Par exemple, la minimisation d'une émission ne réduit pas souvent l'impact environnemental global. Stefanis et al. (1995) ont réalisé une étude de cas pour le procédé de production d'un monomère (chlorure de vinyle) en utilisant leur méthode de minimisation d'impact. Ils ont optimisé le procédé avec et sans la considération de la chaîne de production. Ils ont trouvé que l'optimisation d'un seul type d'impact résulte en la génération de valeurs élevées d'autres types de polluants. Par exemple, la minimisation de la pollution de l'air peut augmenter la pollution de l'eau.

Ainsi, l'intégration du concept de l'éco-conception à partir des produits et des procédés verts, la dématérialisation, l'écologie industrielle, l'efficacité énergétique et l'éco-efficacité nécessite une vision globale sur l'anthroposphère par une gestion et une pensée de cycle de vie. Lorsque le système est divisé en plusieurs parties, chacune d'elle est restreinte à un établissement de variables et de paramètres propres. La somme de tous ces sous-systèmes ne va pas nécessairement représenter le comportement global du système global (Hau, 2002). Plusieurs auteurs ont noté la nécessité d'une approche holistique pour l'étude d'un système complexe (Graedel et Allenby, 1994 ; Jørgensen, 1997 ; Elkington, 1999).

IV.3.5 Pensée et gestion du cycle de vie

Le concept de pensée « cycle de vie » ou « *Life Cycle Thinking* en anglais » est une philosophie de gestion, dans une procédure de conception ou d'une aide à la décision, permettant aux outils qui s'en inspirent d'avoir la capacité de couvrir l'ensemble du cycle de vie et d'éviter ainsi que des améliorations environnementales locales ne soient que la résultante d'un déplacement des charges polluantes dans le temps ou dans l'espace (Christiansen et al. 1997). La gestion du cycle de vie (GCV) vise à la réduction au minimum des pressions exercées sur l'environnement par un produit, un procédé ou un service, durant son cycle de vie, lequel englobe toutes les activités depuis la fabrication jusqu'à l'élimination du produit en passant par son utilisation. D'une manière pratique, la GCV s'intéresse à l'organisation des activités en fonction des renseignements sur les cycles de vie des produits

et à fournir des recommandations pratiques sur l'intégration des aspects socio-économiques de la durabilité dans la prise de décision (UNEP, 2003).

La production, à partir des ressources renouvelables, de polymères destinés à l'industrie automobile est un bon exemple de la gestion de cycle de vie. Les composites en fibres naturelles ont une fraction en volume élevée à cause de leurs faibles propriétés mécaniques par rapport aux fibres de verre. Cela réduit la fraction du volume et du poids des matrices composés de polymères et ainsi le poids du composite final. Cela réduit les charges environnementales liées aux transports (carburant et émissions) et réduit aussi le poids des produits lors de la fabrication, particulièrement les véhicules. La réduction du poids des véhicules permet l'augmentation de l'efficacité des carburants dans les voitures et diminue les émissions durant le cycle de vie. Il a été estimé que la réduction de 1 kg du poids d'une voiture permet de réduire la consommation de l'essence et du diesel, respectivement, de l'ordre de 5.95-8.4 l et 5.1-5.8 l (Joshi et al. 2004).

Amatayakul et Ramnäs (2001) ont démontré que la perspective « cycle de vie » doit être appliquée à n'importe quelle technologie d'abattement « end-of-pipe ». Les impacts environnementaux ayant lieu dans le cycle de vie ne devront pas être ignorés et doivent être comparés aux bénéfices environnementaux causés par la solution « end-of-pipe ». La diminution des pollutions au niveau local peut causer l'augmentation d'autres charges environnementales dans d'autres régions comme par exemple, l'extraction de nouvelles matières premières précieuses. Les impacts convertis ou déplacés peuvent apparaître plus tard comme des problèmes locaux ou globaux causant des effets en chaîne de la solution end-of-pipe. La substitution d'un produit par un autre peut réduire un impact local au niveau du cycle de vie mais son augmentation au niveau local. Par exemple, l'utilisation des fibres naturelles à la place des fibres de verre, dans la production des composites, a conduit à la diminution de l'eutrophisation sur l'ensemble du cycle de vie mais à l'augmentation de l'impact au niveau local (Joshi et al. 2004).

Ainsi, dans un objectif de durabilité, la pensée « cycle de vie » prône une approche systémique pour la résolution des problèmes de pollution à la source ainsi que pour l'usage efficace des ressources. Dans le but de concrétiser cette approche, la gestion du cycle de vie propose un éventail d'outils procéduraux, analytiques et de communications couvrant les dimensions de la durabilité.

Sur le plan environnemental, la GCV peut renforcer et enrichir d'autres méthodes de gestion environnementale déjà utilisées. Ainsi, on a élaboré des systèmes de gestion (de management) environnementale dans plusieurs organismes afin que leurs politiques environnementales et leurs plans de mise en œuvre soient explicites, et pour aider à les intégrer dans l'ensemble du système de gestion de l'entreprise. La GCV complète plusieurs autres initiatives de gestion environnementale telles que :

- Prévention de la pollution qui consiste à remplacer les contrôles à la fin de la production par des initiatives qui évitent la création de pollution ou à choisir des matériaux, des produits et de procédés verts ;
- Design pour l'environnement (DPE) qui concerne la conception de produits et des procédés pour minimiser les charges environnementales ;

La perspective économique est abordée généralement par l'outil de l'analyse de Coût de Cycle de Vie ou « *Life Cycle Costing* en anglais » lequel est le plus pertinent dans une perspective de cycle de vie (Belem et al. 2005). L'outil identifie les coûts associés aux décisions de gestion de cycle de vie sur le plan environnemental. La dimension sociale est représentée par quelques outils dont la matrice des attentes des parties prenantes, la responsabilité sociale corporative (RSC) et la comptabilité sociale. D'une manière générale, la prise en compte de la dimension sociale apparaît comme une nécessité mais ne donne pas lieu à l'intégration dans le cadre de la gestion du cycle de vie d'outils pertinents (Belem et al. 2005).

La réalisation de l'éco-conception dans une perspective de cycle de vie a besoin d'outils d'évaluation et de contrôle de suivi prenant en compte toutes les dimensions du développement durable (Dincer et Rosen, 2004), ce qu'on appelle les outils d'aide à la décision. Dans la partie suivante, nous nous intéressons seulement aux outils du management environnemental proposés par la gestion de cycle de vie intégrant la dimension environnementale.

IV.3.6 Méthodes (outils) de management environnemental

Face à la dégradation des écosystèmes et de la qualité de vie, la préoccupation sociale et politique pour l'environnement n'a cessé de croître. La vie économique ne peut plus ignorer cet aspect grâce aux lois, aux normes imposées et aux politiques incitatives. Quelles que

soient leurs intentions, les acteurs ont besoin d'outils de gestion environnementale pour évaluer l'état ou l'évolution de l'environnement. Ainsi, les décisions prises dans une politique de développement durable (nouvelles réglementations, stratégies, outils techniques, etc.) ont besoin d'être conçues et évaluées selon un cadre de référence et un schéma conceptuel convenables. En parcourant l'ensemble des impacts environnementaux que peut générer une activité, nous observons une diversité des indicateurs à étudier. Contrairement au point de vue économique où un seul indicateur, le coût financier, caractérise l'impact d'une activité, l'évaluation environnementale doit être basée sur une analyse multicritère. Les scientifiques ont donc développé un certain nombre de méthodes d'évaluation environnementale, dont les principales sont décrites dans la partie suivante. Plusieurs entreprises ont déjà expérimenté des stratégies de prévention de la pollution en les évaluant par les méthodes de gestion environnementale telles que l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), le Design for Environment (DfE) ou encore le Total Quality Management (TQM), etc. La liste suivante rassemble la plupart des outils d'évaluation environnementale :

- Analyse du Besoin Energétique (ABE) (Wrisberg, 2002).
- Analyse des Besoins en Matières Premières (ABMP) (Wrisberg, 2002).
- Analyse du Coût-Bénéfice (ACB) (Holland, 2004).
- Analyse d'Entrant et de Sortant (AES) (Wrisberg, 2002).
- Analyse de Risque Environnemental (ARE) (Wrisberg, 2002).
- Etude d'Impact Environnemental (EIE) (Guinée, 2002a).
- Inventaire des Flux de Matières et Substances (IFMS) (Wrisberg, 2002).
- Système de Management Environnemental (SME) (Guinée, 2002a).
- Analyse de Cycle de Vie (ACV) (Guinée, 2002a).
- Analyse de l'Empreinte Ecologique (AEE) (Dincer et Rosen, 2005).
- Indice du Processus Durable (SPI) (Dincer et Rosen, 2005).

IV.3.7 Choix d'une méthode d'évaluation environnementale pour une perspective de développement durable

Les outils de management environnemental, cités précédemment, ainsi que leurs caractéristiques ont été regroupés en **ANNEXE I.1**. Ces outils se différencient quant à leurs possibilités de mise en œuvre du développement durable et leurs caractéristiques permettent de souligner ces différences. Les différents outils se distinguent en terme d'objet d'étude (site, procédé, substance, etc.), des limites du système étudié et du type des résultats. Par exemple, les approches IFMS et ACV sont basées sur l'approche cycle de vie tandis que les approches EIE et ARE effectuent une évaluation relative à un site spécifique. Dans la perspective de la pensée cycle de vie, l'ACV et l'IFMS sont les seuls outils couvrant l'ensemble du cycle de vie de leur objet d'étude d'un produit ou d'une substance. En outre, l'IFMS et l'ACV sont en mesure de prendre en compte l'ensemble des transferts de pollution. Par ailleurs, dans le cas de l'IFMS, l'étude est presque toujours restreinte à une zone géographique précise, un pays par exemple, et elle n'étudie pas l'impact environnemental causé par les flux considérés. De ce fait, l'ACV est le seul outil à couvrir l'ensemble des étapes de vie de son objet d'étude, tout en n'ayant aucune frontière géographique ou temporelle. Nous lui distinguons les avantages suivants :

- L'objet d'étude de l'ACV concerne toutes les activités économiques : produits, procédés, entreprises et services ;
- L'ACV évalue l'ensemble des impacts environnementaux. Elle est multicritère et permet ainsi d'avoir une vision globale de la performance environnementale des scénarii étudiés ;
- L'ACV est un outil de comparaison ;
- Grâce au concept cycle de vie, l'ACV évalue les impacts directs et indirects d'une activité anthropique, ce qui permet d'identifier les transferts de pollution et ce qui est également plus représentatif de l'impact sur l'environnement qu'une évaluation des seuls impacts directs d'une activité anthropique ;
- L'ACV est une méthode normée, ce qui représente un avantage en termes de rigueur méthodologique et de reconnaissance.

Pour ces raisons, l'analyse du cycle de vie est considérée, du fait de son approche globale et intégrative, comme l'outil par excellence pour la mise en œuvre du développement durable. L'ACV est un outil qui répond à la vocation et à la mise en œuvre de l'écologie industrielle.

IV.4 L'ACV un outil pour le développement durable

La première référence à l'ACV comme outil de développement durable a été faite en 2000, dans la Déclaration Ministérielle de Malmö, à la suite de l'appel des gouvernements pour une économie de cycle de vie. Cet appel a permis de donner naissance, au cours du Sommet Mondial sur le Développement Durable (SMDD) à Johannesburg en 2002, à un partenariat international pour le développement et l'amélioration de la méthodologie de l'ACV initiée sous l'égide de la SETAC et du PNUE. Le sommet vise à la promotion des modes de consommation et de production durables par la contribution de l'analyse de cycle de vie. Le sommet stipule : « Nous devons développer des politiques de production et de consommation pour améliorer les produits et les services fournis, tout en diminuant les impacts sur l'environnement et la santé, en utilisant si nécessaire, des approches scientifiques telles que l'analyse de cycle de vie » (Belem et al. 2005). Pour ce faire, l'initiative s'est fixée comme objectifs à long terme de :

- Permettre la mise en place ainsi que la dissémination de la pensée « Cycle de Vie » ;
- Permettre l'incorporation de la pensée « Cycle de Vie » ainsi que des aspects sociaux, économiques et environnementaux de la durabilité dans la gestion des entreprises ;
- Finalement, faire de l'ACV un outil important dans ce processus.

L'ACV forme la fondation d'un nouveau champ inventé par l'écologie industrielle (Allen et Hoekstra, 1989 ; Koroneos et al. 2004). Tandis que l'Analyse des Systèmes est plus applicable à l'écologie industrielle où l'objectif est d'examiner toutes les interactions possibles et d'optimiser les meilleurs pas, l'ACV est applicable au métabolisme industriel où l'objectif est d'examiner tous les flux des scénarios établis (Seager et Theis, 2002).

Bien que prônant le développement durable, l'ACV n'aborde que les problématiques environnementales survenant tout au long du cycle de vie des produits, occultant certains aspects du développement durable économiques, sociaux et la bonne gouvernance.

V. CONCLUSION

Les activités industrielles sont reconnues aujourd'hui pour être le responsable majeur des désastres écologiques que connaît notre planète. Les industries de production d'énergie, de produits manufacturés et de traitement de déchets représentent aujourd'hui une menace à l'équilibre aussi bien écologique qu'économique et socioculturel. En effet, la raréfaction des ressources naturelles est l'un des problèmes majeurs pour assurer un développement socioéconomique aux générations futures. Actuellement, les dimensions environnementales, économiques et socioculturelles font partie du cadre général du développement durable.

Ainsi, les activités anthropiques devront être conçues sur la base d'une nouvelle stratégie durable. La méthode d'éco-conception devrait intégrer les produits et procédés verts, comme les ressources renouvelables, et leurs recyclages en fin de vie ainsi que la valorisation des déchets. Dans le futur, les activités industrielles devront chercher les meilleurs compromis de chaîne de production sous l'égide de l'écologie industrielle et l'analyse des systèmes. Elles devront aussi être considérées avec une vision globale via des approches holistiques telles que la pensée et la gestion de cycle de vie. En outre, les solutions proposées devront être évaluées par une approche holistique intégrant toutes les dimensions du développement durable.

En ce qui concerne la dimension environnementale, l'analyse de cycle de vie (ACV) est reconnue comme le meilleur outil de management environnemental et d'éco-conception des procédés. Dans le chapitre suivant, nous décrirons le cadre méthodologique de l'ACV et ses applications dans le génie des procédés.

CHAPITRE II
ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES PROCÉDES

« La vie dicte aux hommes ses lois,
qui ne sont décrites nulle part »

Mikhaïl Aleksandrovitch

NOMENCLATURE

F_p	facteur de pondération (en point)
I_i	facteur d'impact du flux i (unité eq./kg)
I_{ij}	indicateur d'impact du flux i émis par le processus j (unité eq./UF)
I_N	indicateur de catégorie d'impact de référence (unité eq./référence)
I_p	indicateur de catégorie d'impact pondérée (en point)
I_s	indicateur de catégorie d'impact du système s étudié (unité eq./ UF)
m_i	masse du flux i émis (kg/UF)
N	facteur de normalisation (-)
S	score du système étudié (en point)

I. HISTORIQUE DE L'ACV

L'origine de l'ACV remonte à la fin des années 60, où des chercheurs américains, anglais, suédois et suisses ont développé des méthodes, comme « Analyse des Ressources et du Profil Environnemental », pour analyser l'utilisation des matières premières et des énergies primaires dans les systèmes de production des emballages (Basset-Mens, 2005). Ces méthodes étaient centrées sur les consommations des ressources naturelles et la production des déchets, en relation avec les discussions du moment, notamment du Club de Rome, sur la croissance et l'environnement. Dans la même période, une approche similaire a vu le jour en Europe sous le nom d'Ecobilan (*Ecobalance*), à suite d'études allemandes sur les avantages associés au recyclage des matériaux. Dans les années 70 et dans le contexte du choc pétrolier, l'Analyse Nette d'énergie a été utilisée pour évaluer des procédés de production de divers matériaux et des systèmes de conversion d'énergie. C'est vers la fin des années 80 et le début des années 90, qu'une réelle vague de prise de conscience environnementale et un intérêt pour le concept de l'analyse de cycle de vie a vu le jour, poussée par la problématique du devenir des déchets solides et la publication du rapport *Limits of Growth* (UNEP, 1996). Ainsi, entre 1990 et 1994, les différents secteurs industriels, les institutions gouvernementales et universitaires se sont intéressées à nouveau à l'ACV à l'échelle internationale et de nouvelles méthodes et pratiques ont été développées (Belem et al. 2005).

La SETAC, organisation pour l'étude de la toxicologie et la chimie environnementale et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) sont les organismes phares dans le processus de développement de l'ACV (Guinée, 2002). La SETAC est une société professionnelle indépendante à but non lucratif qui regroupe de nombreux chercheurs et spécialistes provenant de différents domaines. Au cours de ses ateliers internationaux, les groupes de travail SETAC-Europe et SETAC-Amérique du Nord sont répartis selon deux pôles d'intérêt, respectivement, l'harmonisation et le développement de la méthodologie, et l'analyse des limites de l'outil. Au début des années 90, la SETAC a publié le premier guide de l'ACV qui servira de base à l'élaboration des normes ISO qui régiront la méthodologie (Azapagic, 1999). Lors du séminaire du Vermont (USA), la SETAC a souligné la nécessité d'élargir la notion d'écobilan fondée sur les bilans matières/énergie à la notion d'ACV. Un colloque de la SETAC en 1992 en Floride permet l'élaboration du premier cadre de la phase d'évaluation d'impact de l'ACV sur la base des concepts clés (Basset-Mens, 2005) :

- Usage de catégories clairement explicitées pour l'évaluation ;

- Une procédure en plusieurs étapes clairement identifiées ;
- Une première tentative pour utiliser des mécanismes basés sur des connaissances scientifiques afin de décrire les catégories d'impacts ;
- L'usage de facteurs d'équivalence pour chaque catégorie pour convertir des paramètres unitaires selon une base commune afin de pouvoir les agréger.

La première norme ISO 14040 présentant les principes et le cadre méthodologique de l'ACV a été publiée en 1997. Elle décrit un cadre méthodologique en quatre étapes. La norme ISO 14041 (1998a) présente les deux premières étapes, respectivement, la définition des objectifs et du champ de l'étude, et d'analyse de l'inventaire. La norme ISO 14042 (1998b) décrit la phase d'évaluation d'impact et enfin, la norme ISO 14043 (2000) présente la dernière étape, celle de l'interprétation (Basset-Mens, 2005). La différence entre le cadre méthodologique établi par la SETAC et l'ISO se situe dans la dernière étape où la norme prend en compte seulement l'interprétation, tandis que la SETAC intègre l'évaluation des opportunités d'amélioration (Azapagic, 1999).

L'un des moteurs qui a favorisé les premières demandes de l'ACV en France est l'obtention d'une nouvelle version de la directive sur le traitement et la valorisation des déchets d'emballage. Le gouvernement français s'est servi d'études démontrant que la hiérarchisation « absolue » des modes de valorisation (réduction à la source/ recyclage/ valorisation/ stockage) comporte de nombreux cas d'invalidité. En France, la première étude ACV a été réalisée sur les produits d'emballages en acier de SOLLAC. Elle a été suivie en 1994, par la publication de la norme française AFNOR X30-300 – Analyse de cycle de vie : définition, déontologie et méthodologie, et en 1999, par la publication du fascicule de documentation français AFNOR FD X 30-310 – Management environnemental – Prise en compte de l'environnement dans la conception des produits – Principes généraux.

Dans cette partie nous décrivons la méthodologie de l'analyse de cycle de vie (ACV) et ses applications dans le génie des procédés comme outil d'analyse, de conception et d'aide à la décision. Nous effectuons aussi une analyse sur l'intérêt d'utilisation de l'ACV et des questions portant sur ses défauts majeurs ainsi que la possibilité de son extension.

II. CADRE METHODOLOGIQUE DE L'ACV

II.1 Définition et intérêt de l'ACV

L'ACV est un outil d'évaluation des impacts environnementaux causés par le cycle de vie d'un produit, un procédé ou un service. L'ACV utilise l'approche du berceau à la tombe (*the cradle to grave approach*). L'ensemble des activités consécutives directement ou indirectement associées au système du produit durant son cycle de vie sont prises en compte. Le cycle de vie d'un produit implique l'extraction et le traitement des matières premières; la production des produits intermédiaires, la fabrication du produit et son utilisation, et la fin de vie du produit impliquant aussi son recyclage et/ou sa valorisation et l'élimination final des déchets ultimes (voir Figure II.1).

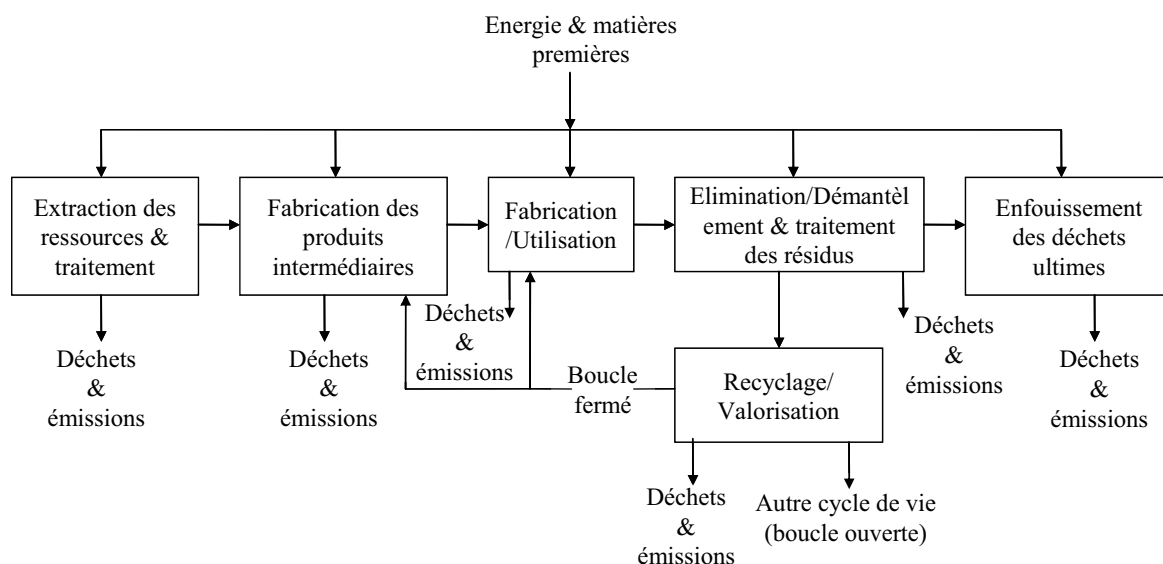


Figure II.1 : Cycle de vie d'un système « une approche du berceau à la tombe »

L'approche cycle de vie est basée sur l'étude des interconnexions complexes entre les systèmes industriels et les produits. Toutefois, le cycle n'existe en réalité que pour les matériaux et le contenu énergétique des systèmes étudiés (Chevalier, 1999). L'innovation majeure de l'ACV consiste en l'identification, la quantification et la caractérisation des transferts de pollutions (Chevalier, 1999). Les approches des problèmes environnementaux se font par milieux : eau, air et sol et les modes de transfert sont au nombre de trois :

- Déplacement de la pollution d'un milieu physique à un autre (comme la production d'hydrogène pour véhicules à partir des carburants fossiles) ;

- Substitution d'une pollution par une autre ;
- Dispersion et/ou stabilisation différée d'une pollution (les déchets nucléaires).

En général, l'ACV prend en compte les transferts par déplacement et substitution. L'environnement est interprété dans un sens thermodynamique comme celui qui entoure le système, c'est-à-dire, tout l'univers excepté le système étudié (Azapagic, 1999).

II.2 Description de l'ACV

En accord avec le cadre méthodologique établi par la SETAC (Consoli et al. 1993 ; Guinée, 1995) et l'organisation internationale de standardisation (ISO 14040, 1997), l'ACV est composée de quatre étapes : la définition des objectifs et du champ de l'étude (ISO 14041, 1998a) ; l'analyse de l'inventaire (ISO 14041, 1998b) ; l'évaluation des impacts du cycle de vie (ISO 14042, 2000) ; l'interprétation des résultats et les recommandations émanant de l'étude (ISO 14043, 2000) (voir Figure II.2). L'analyse de l'étape d'amélioration est prise en compte dans la dernière étape selon le cadre méthodologique de la SETAC.

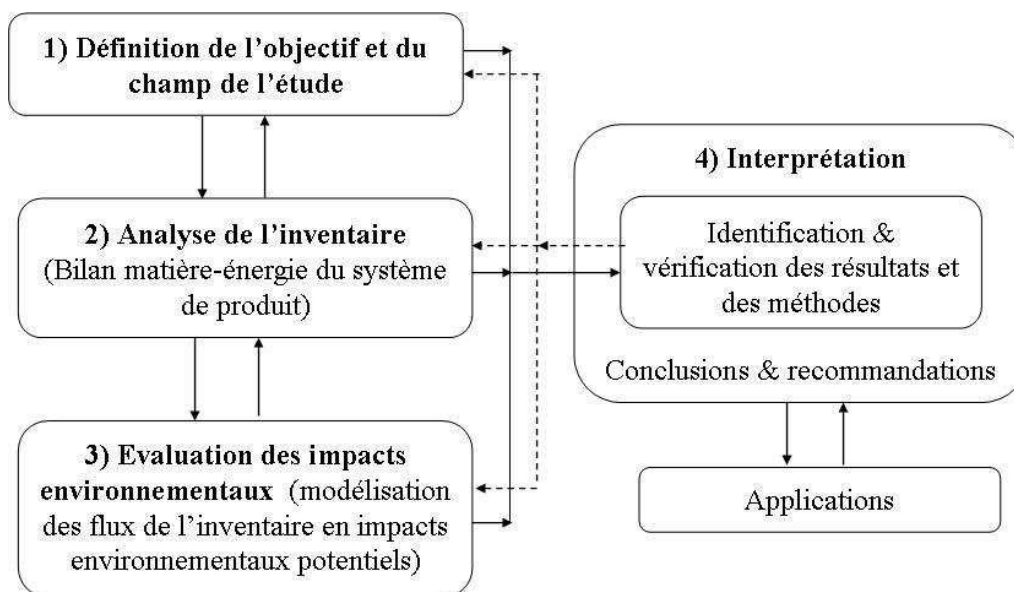


Figure II.2 : Cadre méthodologique de l'ACV (ISO 14042, 1997)

II.3 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première phase de l'ACV est d'une importance capitale car tout le déroulement de l'ACV en dépend et elle assure la valeur et la validité du résultat final.

II.3.1 Définition des objectifs de l'étude

Le cadre méthodologique de l'ACV, selon la norme ISO 14040 (ISO 14040, 1997), définit clairement les critères sur lesquels la définition des objectifs doit être centrée s'agissant des raisons pour lesquelles l'étude est menée (intégration de notions environnementales dans les choix, image, etc.), les applications envisagées (amélioration, aide à la décision, communication, mercatique, etc.) et l'audience pour laquelle les résultats sont communiqués (grand public, autorités, utilisation interne, etc.) (ISO 14041, 1998). La complexité de l'étude dépend de la définition des objectifs qui conditionne celle du champ de l'étude. Les quatre objectifs typiques d'une ACV sont les suivants :

- Comparaison de différents systèmes de produits concurrents dans le but de déterminer lequel est le plus éco-efficace ;
- Analyse globale du cycle de vie d'un système de produits donné en démontrant qu'il est sans conséquence sur l'environnement par rapport à une référence ;
- Comparaison des étapes du cycle de vie d'un système de produits, des composants ou des processus élémentaires et la détermination des émissions qui contribuent le plus à l'environnement
- Comparaison d'un système de produits et de ses alternatives ou par rapport à un système de référence (Saft, 2007).

Toutes les applications possibles de l'ACV sont représentées dans l'ANNEXE II.1.

II.3.2 Définition du champ de l'étude

Une fois que les objectifs sont identifiés, les éléments spécifiés inclus dans le champ d'étude peuvent être fixés. Ces principaux éléments sont préconisés par les normes ISO 14040 et ISO 14041 comme suit (Chevalier, 1999) :

- L'unité fonctionnelle ;
- Les frontières de chaque système étudié (règles de coupure, domaine de validité spatio-temporelle...) ;
- Les règles d'affectation ;

- Les exigences sur les données de l'inventaire (en rapport avec les objectifs et les frontières de l'étude) ;
- Les limitations ;
- Les catégories d'impacts prises en compte ;
- Les méthodes d'évaluation de ces impacts,
- Le type de revue critique s'il y a lieu (obligation lors d'une étude comparative diffusée au grand public) ;

La définition des systèmes à étudier et/ou comparer, de leurs fonctions et de leurs descriptions permet de fixer l'unité fonctionnelle et les frontières des systèmes.

II.3.2.1 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF) est la base sur laquelle les systèmes assurant les mêmes fonctions et dans des conditions similaires sont étudiés et comparés. L'UF est l'unité de référence qui correspond à la performance quantifiée des systèmes et qui permet d'assurer la validité de l'étude. Pour des raisons de conformité à l'objectif et au champ de l'étude, l'UF doit être construite à partir de l'évaluation des fonctions remplies par les systèmes étudiés. L'UF permet pour chaque système de mesurer une quantité de produit de référence, appelée flux de référence, qui remplit la fonction considérée ou qui est produit par la fonction. A partir de ce flux de référence, tous les flux des processus élémentaires de chaque système sont normalisés et ils sont agrégés en des mêmes catégories d'entrants et de sortants du système. L'unité fonctionnelle doit prendre en compte une unité de quantité, une unité de fonction, une unité de qualité de la fonction et une unité de temps (Chevalier, 1999). Il convient alors de distinguer entre durée de vie et durée d'utilisation effective. Par exemple, pour une ACV d'une moto, on prendra en compte la durée d'utilisation à travers le nombre d'utilisations et la distance parcourue et non son âge.

L'unité fonctionnelle peut représenter un flux fonctionnel entrant ou sortant du système étudié qui correspondant aux opérations de traitements ou de productions. Par exemple, une station d'épuration (STEP) a comme flux fonctionnel le traitement des eaux usées et comme UF le traitement de $X \text{ m}^3$ d'eaux usées par jour et par équivalent habitant. Une usine de

potabilisation a comme flux fonctionnel la production de l'eau potable et comme UF la production de $Y \text{ m}^3$ d'eaux potables par jour et par équivalent habitant.

II.3.2.2 Définition des frontières initiales des systèmes

Il s'agit d'identifier les procédés unitaires qui doivent être inclus dans l'étude du système de produit et d'étudier leurs typologies. La norme préconise dans l'idéal que le système de produits soit modélisé de telle sorte que tous les entrants et sortants de ses frontières soient des flux élémentaires (ISO 14041, 1998a). Le flux élémentaire correspond à toute ressource naturelle puisée du milieu naturel et toute émission rejetée dans l'environnement. La norme propose la construction d'un diagramme dit *arbre des procédés* montrant les procédés unitaires inclus dans l'étude et leurs interconnexions (choisir un système faisable et réaliste). On doit préciser le début et la fin de chaque procédé unitaire, la nature des transformations et opérations qui se produisent et quelles sont les procédures d'affectation choisies. Il s'agit aussi d'identifier les flux que l'on va suivre jusqu'à l'environnement (extraction ou émission).

On constate que toute activité fait plus ou moins appel à d'innombrables éléments de la technosphère. Il faut donc s'arrêter à un niveau raisonnable en fonction des objectifs de l'étude. La norme propose des règles de décision pour la sélection des flux et des processus élémentaires significatifs qui sont généralement la masse, l'énergie ou la pertinence environnementale (l'importance relative de l'impact environnemental du flux). On peut exclure la quantification des entrants et sortants lorsque les données ne sont pas disponibles ou leurs pertinences environnementales sont négligeables. La procédure de sélection est itérative car la collecte de nouvelles informations (sur site ou à partir des publications) peut modifier le choix de sélection des processus élémentaires. Une analyse de sensibilité sur le niveau de détail peut être réalisée pour montrer l'influence de l'élargissement (des frontières des systèmes) ou l'omission (de certains entrants ou sortant) sur les résultats de l'étude. Tous les choix et hypothèses d'omission d'une ou plusieurs étapes du cycle de vie ou de certains flux doivent être clairement explicités pour des raisons de transparence de l'étude.

II.3.2.3 Types des données et leur collecte

On distingue trois types de données : mesurées, estimées et calculées. La norme appelle une catégorie de donnée un type de flux entrant ou sortant auxquels l'étude doit s'intéresser, plus particulièrement : les ressources naturelles, les émissions, les déchets, les bruits, les radiations, les odeurs, l'utilisation des sols et les rejets calorifiques. Les quantités de carburant

ainsi que l'énergie électrique utilisées doivent aussi être collectées et converties en quantité d'énergie primaire par multiplication avec le pouvoir calorifique inférieur (PCI) et en charges environnementales associées à leurs productions. Toutes les hypothèses concernant le modèle de production d'électricité choisi doivent être précisées.

II.3.2.4 Exigences sur la qualité des données

La crédibilité des résultats de l'étude dépend amplement de la quantité et de la qualité des données collectées. La qualité des données doit porter sur des caractéristiques spécifiques reflétant des aspects quantitatifs et qualitatifs aussi bien que sur les méthodes utilisées pour leur collecte et intégration. Pour évaluer la qualité de données, la norme recommande d'utiliser des descripteurs temporels, géographiques et technologiques. D'autres descripteurs supplémentaires peuvent être utilisés tels que la précision, la complétude, la représentativité, la consistance et la reproductibilité des données. Des méthodes spécifiques généralement issues des mathématiques et des statistiques (approche stochastique) sont utilisées pour collecter et intégrer les données dans le modèle. Pour ce fait, la méthode de Monte Carlo est préconisée pour l'évaluation de l'incertitude sur le résultat du bilan d'un système (Coulon et al. 1997 ; Kennedy et al. 1996). Cette méthode permet d'obtenir une distribution des résultats d'une étude en fonction des valeurs des paramètres incertains. La qualité des données intervient aussi au niveau de l'évaluation des impacts. De plus, l'évaluation des impacts introduit une incertitude supplémentaire dans les résultats de l'ACV. Ces incertitudes sont liées principalement à la linéarité des modèles de caractérisation des impacts. Elles sont également liées à la fiabilité des données de normalisation et de pondération lors de l'évaluation d'impacts (Khalifa, 2002).

II.3.2.5 Limitations de l'étude

On doit montrer les points fixés dans la définition des objectifs auxquels l'étude a réussi à répondre et les problèmes qui n'ont pas permis de satisfaire les autres besoins de l'étude. Les difficultés rencontrées lors de la mise au point du champ de l'étude (manque qualitatif et quantitatif des données, problèmes d'affectation) sont explicitées.

II.3.2.6 Revue critique

La revue critique (appelée aussi revue par les pairs) n'est obligatoire que si l'ACV compare plusieurs systèmes de produits et si l'étude doit être diffusée au grand public (Chevalier, 1999). C'est une contre expertise de l'étude réalisée par des experts ACV extérieurs à

l'organisme commanditaire et à l'organisme qui a mené l'étude. Elle est fournie sous forme de rapport précis portant sur la cohérence des données et des résultats de l'étude, des choix méthodologiques entrepris et la validité des interprétations faites. Cette expertise vérifie la cohérence scientifique et méthodologique de l'étude et conclut sur la validité de celle-ci. Elle peut demander aussi d'approfondir certains points afin de renforcer la crédibilité de l'étude. Pour toute étude interne, la liberté est laissée au commanditaire de mener cette revue ou non.

Comme l'ACV est une technique itérative, le champ de l'étude peut être modifié suite à l'acquisition d'informations supplémentaires (obstacles à l'étude, nouvelles données disponibles, nouveaux acteurs impliqués) (Chevalier, 1999).

Les méthodes d'affectation, les catégories d'impacts ainsi que les méthodes d'évaluation de ces impacts sont présentées. Ces méthodes sont élaborées par des groupes pluridisciplinaires faisant partie du milieu universitaire ou des bureaux d'études. Nous consacrerons ci-après une partie pour chacune.

II.4 Analyse de l'inventaire

Après la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'analyse de l'inventaire du cycle de vie est réalisée. Dans cette étape, le cycle de vie complet du système de produits est analysé en menant un tableau d'inventaire résumant les bilans de matière et d'énergie. Une liste d'entrées et de sorties de l'environnement est compilée et quantifiée sur les frontières du système définies par le champ de l'étude. La norme ISO 14041 (ISO 14041, 1998b) décrit les étapes opérationnelles à suivre commençant par la préparation de la collecte des données, sa validation et la phase de calcul de l'inventaire. La norme propose un document de collecte type. Les étapes opérationnelles consistent à :

- La préparation de la collecte des données, avec notamment la mise en place d'un format de données,
- La collecte des données proprement dite (mesure, calcul, estimation, bibliographie) ;
- La validation des données ;
- L'établissement du bilan relatif à chaque processus élémentaire sur la base de l'unité de référence et des règles d'imputation ;

- L'agrégation des bilans de chaque processus élémentaire sur le système de produits.

Les données peuvent être mesurées, estimées, calculées, obtenues par l'avis d'un expert ou par recherche bibliographique ou encore en utilisant des bases de données spécialisées en ACV. Les données peuvent être spécifiques à un site ou plus générales et peuvent être aussi quantitatives ou qualitatives.

La validation des données doit être continue pendant le processus de collecte des données brutes et durant toute l'étude pour s'assurer de leur consistance en termes de sources. Il s'agit de comparer les données entre elles, de vérifier si les bilans matière et énergie sont bouclés. Lorsqu'il se pose un problème (donnée manquante ou aberrante), la norme propose de résoudre le problème de trois façons différentes :

- Choisir une donnée acceptable et le dire ;
- Mettre un zéro (si justifié) ;
- Calculer une valeur à partir des données provenant de procédés similaires.

II.4.1 Normalisation et agrégation des données

Toutes les données doivent être mises en rapport avec le processus élémentaire et ramenées à un flux de référence suivant les règles d'imputation. Le flux de référence est déterminé pour chaque processus élémentaire par rapport à l'unité fonctionnelle prédéfinie pour le système de produits.

L'addition de données entrantes et sortantes est réalisée au niveau du système, à l'exception des flux intermédiaires (c'est-à-dire entre processus élémentaires) qui ne sont pas pris en compte. Le niveau d'agrégation des sous inventaires doit être cohérent avec les objectifs de l'étude.

II.4.2 Affinement des frontières du système

Une fois que les données sont obtenues, une analyse de sensibilité doit être faite pour déterminer s'il est critique ou non d'exclure ou d'inclure une étape du cycle de vie, un processus élémentaire ou un flux. Ainsi, les frontières du système peuvent être révisées en fonction des règles de coupure décrites dans la définition du champ de l'étude. Cette validation des données doit être continue et répétée avant de passer à la prochaine étape. Une

raison commune pour l'exclusion d'un processus est que ses données ne sont pas disponibles (Hau, 2002). La modification des frontières initiales et toute analyse de sensibilité doivent être précisément référencées dans le rapport d'étude.

II.4.3 Règles d'allocation

L'affectation consiste à attribuer et répartir les charges environnementales (correspondant à tous les flux qui causent des impacts environnementaux) d'un système entre toutes les fonctions assurées (flux de fonction) par ce dernier. Tous les types d'impacts environnementaux et toutes les étapes du cycle de vie sont considérés. Un système est composé de processus de transformation, de transport et de stockage. Les flux entrants et sortants d'un processus ont deux représentations, physique et socio-économique.

La plupart des systèmes étudiés sont à multi-entrée et multi-sorties (multi-input/multi-output). Par conséquent, certains flux des sous-systèmes présents dans l'arbre des procédés unitaires ne sont pas directement liés au cycle de vie étudié. Certains systèmes de produit font aussi appel à des flux extérieurs au cycle de vie auquel ils appartiennent (recyclages). D'autre part, il n'y a pas forcément de relation de linéarité entre les entrées et les sorties d'un système. Les problèmes de non-linéarité, de co-fonctionnalité et de recyclage sont responsables des problèmes d'affectation. Lorsqu'un système rend plusieurs services (co-fonctions, plusieurs coproduits dans une unité de processus), la charge environnementale totale de ce système a besoin d'être assignée au produit principal, aux services et aux coproduits. Afin de traiter judicieusement les problèmes d'allocation, la norme met en garde le praticien pour qu'il identifie les interrelations entre le système de produits considéré et les autres systèmes de produits qui lui sont liés. Le praticien doit vérifier que la charge environnementale globale du système et la même après allocation (additivité de la procédure). Les problèmes d'allocation ont fait l'objet de nombreux travaux et débats (Weidema, 2003 ; Ekvall, 2001 ; Azapagic, 1999 ; Lindfors, 1995 ; Huppes, 1994). La norme met en place une démarche générale pour résoudre les problèmes d'allocation (ISO 14041, 1998a ; ISO/TR 14049, 2000), qui consiste par ordre décroissant de préférence :

- Eviter autant que possible les allocations par découpage ou élargissement des frontières du système, appelée aussi causalité naturelle ;
- Lorsque l'allocation ne peut pas être évitée, rechercher des causalités physiques sur la base des propriétés physiques (masse, volume, exergie, etc.) des flux auxquels il faut

allouer des charges. L'allocation peut se faire sur plusieurs grandeurs physiques dans la même étude ;

- En dernier recours, les charges environnementales sont allouées aux flux au prorata de leurs valeurs économiques, appelée aussi causalité économique. Le produit principal et les coproduits ont une valeur positive dans le marché, tandis que les sous-produits (polluants, déchets) ont une valeur négative.

Il n'existe pas de méthodes d'allocation générales acceptées. Par conséquent, une étude de sensibilité sur les règles d'allocation choisies est préconisée par la norme pour déterminer leur influence sur le résultat final.

En général, il existe deux classes de méthodes d'allocation pour les multi-fonctions :

- Co-fonctions simultanées (coproduction, co-traitement, revalorisation en boucle fermée) ;
- Co-fonctions successives (revalorisation en boucles ouvertes)

II.4.3.1 Méthodes de résolution des affectations à co-fonction simultanées

Ce sont les co-fonctions qui se produisent au même instant et qui peuvent de ce fait être analysées au niveau d'un processus élémentaire donné. Celles-ci incluent les coproductions (systèmes multi-sorties), les co-traitements (systèmes multi-entrées, multiple « waste handling ») et les revalorisations. Pour résoudre les problèmes des affectations à co-fonctions simultanées, une première stratégie consiste à éviter l'affectation soit par une étude approfondie des processus chimiques et physiques, suivie d'un découpage du système (création de systèmes monofonctionnels), soit par un élargissement du système à d'autres systèmes remplissant les mêmes fonctions (procédure par substitution de fonctions). Une seconde méthode, plus couramment utilisée, consiste à établir des règles d'affectation sur la base d'indicateurs physiques et/ou socio-économiques (indicateurs de causalité). La plupart des auteurs associent plusieurs méthodes (Schneider et al. 1996). Les critères de validité des méthodes à prendre en compte sont l'additivité, la prise en compte des causalités (relation de cause à effet fondées sur des raisonnements scientifiques) et l'applicabilité des méthodes.

II.4.3.2 Méthodes de résolution des affectations à co-fonction successives

Les co-fonctions successives sont beaucoup moins étudiées dans les ACV car une définition du champ de l'étude judicieusement faite permet d'exclure la majorité de ces difficultés. Cependant, lorsque des produits sont revalorisés de multiples manières, le problème devient plus aigu. Les méthodes de résolution utilisées sont les suivantes :

- Méthode du traitement final évité : seuls les traitements finaux sont considérés et les étapes de revalorisation sont exclues (Östermark, 1995) ;
- Méthode 50/50 simple : La moitié des charges de la valorisation du déchet considéré est affectée à la fonction de traitement ;
- Méthode de Huppés : Les charges des revalorisations sont affectées à la fonction de traitement tant que la ressource est un déchet (Huppés, 1991) ;
- Méthode de la valeur environnementale : on affecte à chaque filière les charges d'un autre système remplissant la même fonction de production à partir de ressources naturelles desquelles on soustrait les charges de la revalorisation (Karlsson, 1994) ;
- Méthode d'analyse des revalorisations par les systèmes Cascade (ARSC) : elle prend en compte le plus de causalités lors du devenir d'un déchet (Schneider, 1996). Le système étudié à fonctions multiples est évalué soit par leur valeur socio-économique (ou utilité) soit par les charges évitées.

La plupart des méthodes sont additives mais leurs résultats sont considérablement différents (Schneider, 1998). Schneider (1998) pense que bien que la méthode du traitement final évité soit couramment utilisée, la méthode ARSC, utilisable dans les cas de coproductions ou co-traitements, semble la plus complète mais aussi la plus difficile à mettre en œuvre. Les autres méthodes ne prennent pas en compte le transfert de certains problèmes qui se produiraient ultérieurement ou dans un autre lieu (Schneider, 1998).

Pour plus de détails, nous recommandons au lecteur de consulter les documents suivants (Schneider, 1998 ; ISO/TR 14049, 1998 ; Huppés, 1994).

II.4.3.3 Problèmes d'affectations rencontrés dans la revalorisation

La revalorisation associe les fonctions de traitement et de production. Elle inclut les réemplois, les recyclages et les autres valorisations de déchets (réutilisation et recyclage des matériaux, valorisation énergétique...). Une revalorisation consiste à redonner une valeur socio-économique positive à un déchet et donc à le convertir en produit. Les flux recyclés peuvent quitter un système de produit pour aller vers un autre. Donc les entrants et sortants du processus de recyclage doivent être partagés entre les systèmes de produits bénéficiaires. On distingue deux types de revalorisations : en boucle fermée et en boucle ouverte.

- Les boucles fermées sont des filières de revalorisation internes à un cycle de vie : les revalorisations peuvent alors être vues comme des co-fonctions simultanées et ne posent pas de problème méthodologique. L'emploi de matières recyclées ou réutilisées remplace une certaine quantité des matières premières vierges;
- Les boucles ouvertes sont des filières de revalorisation externe : elles mettent en jeu des co-fonctions successives. Elles peuvent engendrer l'étude d'arbres de revalorisation encore appelés vies de ressources ou cascades de revalorisation (Schneider et al. 1996). Dans le cas où le système en boucle ouverte a des produits recyclés dans d'autres systèmes et sans le changement des propriétés des matériaux, les règles en boucle fermée peuvent être appliquées.

II.5 Evaluation des impacts environnementaux

La phase d'évaluation d'impacts consiste à évaluer les résultats de l'inventaire en termes de conséquences sur l'environnement et de les exprimer en impacts environnementaux potentiels d'une manière compréhensible et exploitable. L'évaluation d'impacts comprend les étapes suivantes :

- Choix des catégories d'impacts et des indicateurs correspondant ainsi que la classification des résultats de l'inventaire dans ces catégories d'impacts ;
- Caractérisation des impacts potentiels pour chaque catégorie d'impact ;
- Evaluation globale des impacts par la normalisation et l'agrégation pondérée des indicateurs d'impacts.

Les trois grandes familles d'impacts généralement considérées par les différents spécialistes ACV sont :

- Epuisement des ressources naturelles : énergie primaire, minéral, eau, sol ;
- Impacts sur la santé humaine : impacts toxicologiques, impacts physiques, impacts physiologiques, maladies causées par les organismes biologiques ;
- Impacts écologiques : réchauffement global, épuisement de la couche d'ozone stratosphérique, acidification, eutrophisation, formation d'oxydants photochimiques, impacts écotoxicologiques, altérations de l'habitat et impacts sur la biodiversité biologique ;

La classification et la caractérisation des impacts font appel aux sciences de la toxicologie, de l'écotoxicologie et de l'écologie, tandis que l'évaluation globale des impacts fait appel aux méthodes mathématiques d'analyse multicritères (Rousseaux, 1998). Les catégories d'impacts sont les critères de l'évaluation environnementale et les indicateurs d'impacts correspondent aux évaluations de ces critères. L'évaluation d'impact potentiel d'une substance repose sur la plupart des facteurs suivants :

- La quantité et la concentration de la substance ;
- La mobilité, la tendance et la dispersion de la substance ;
- La persistance dans le milieu qui dépend de sa dégradabilité ;
- L'accumulation dans les sédiments ou les tissus vivants ;
- La synergie avec d'autres substances ou la transformation en d'autres produits formés dans l'environnement ;
- L'effet nuisible pour l'homme, la faune et la flore, l'écosystème et les cibles non vivantes.

Toutefois, les méthodes de caractérisation ne prennent pas en compte tous les facteurs, comme par exemple, les transferts de pollution entre milieux, les synergies entre les substances et les dommages causés par les substances.

II.5.1 Classification des flux de l'inventaire en catégories d'impacts

La classification implique l'allocation des flux élémentaires entrant et sortant des frontières du système aux impacts potentiels environnementaux. La construction d'une famille cohérente de critères environnementaux dépend du niveau de la chaîne de cause à effet (ou cascade d'effets) sur lequel doit porter l'évaluation. La chaîne d'impact, appelée « mécanisme environnemental », décrit les effets potentiels successifs qui peuvent être générés par un flux élémentaire sur différentes cibles. Un point de la chaîne de cause à effet correspond à une catégorie d'impact, par exemple l'effet de serre (Figure II.3).

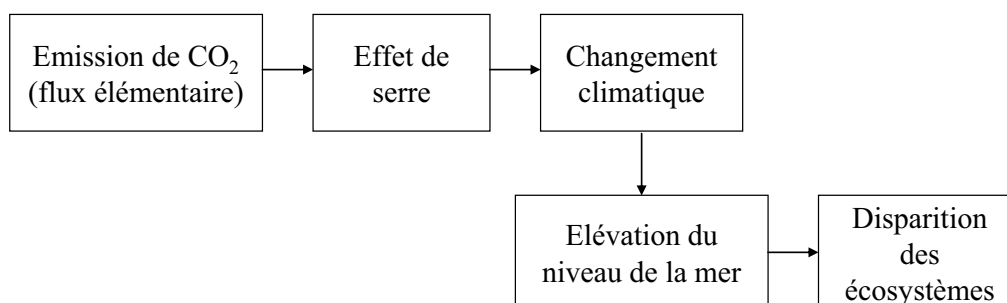


Figure II.3 : Chaîne d'impacts d'un flux élémentaire (Shu, 2002)

Un flux élémentaire peut contribuer à plusieurs impacts de trois manières :

- Contribution en parallèle à plusieurs impacts : par exemple le SO_2 intervient dans la toxicité et l'acidification ;
- Contribution directe en série à plusieurs impacts, l'un après l'autre, par exemple les NO_x interviennent dans la formation d'ozone au niveau du sol et dans l'acidification ;
- Contribution indirecte en série à plusieurs impacts à partir d'un premier effet causé, par exemple les métaux lourds causent des effets écotoxiques et de toxicité à travers la chaîne alimentaire (boues résiduelles) ;

Le choix de catégories d'impacts se fait par deux types d'approches possibles : celle du point intermédiaire et celle du point final (Bare et al. 2000). L'approche du point final ne considère que la dernière catégorie d'impact des mécanismes environnementaux, et elle considère trois classes de catégories d'impacts : la santé humaine, l'état des écosystèmes et la dégradation des ressources naturelles. Elle donne une information plus observable et simple aux décideurs avec moins d'indicateurs et facilite l'agrégation des impacts (Goedkoop et al. 1998). Par

contre, elle est responsable d'incertitudes dans la modélisation des indicateurs des mécanismes environnementaux (Shu, 2002), causées également par les problèmes de synergies entre les substances. En général, les cascades d'effets des flux élémentaires ne sont pas complètement définies, voir inconnues ou hypothétiques pour certains niveaux (Chevalier, 1999). Par ailleurs, l'approche du point intermédiaire, couramment utilisée, prend en compte l'ensemble des catégories d'impacts des mécanismes environnementaux et permet facilement d'identifier et de quantifier les impacts. Elle comprend une dizaine d'indicateurs qui peuvent être agrégés afin de faciliter l'aide à la décision (Shu, 2002).

La méthode de classification repose sur la prise en compte des transferts des substances entre les milieux et du choix du point dans la chaîne de cause à effet. La norme ISO et la SETAC donnent des critères de base pour le choix des catégories d'impact et des indicateurs des catégories (ISO 14042, 2000 ; Udo de Haes, 1999) :

- Le choix des catégories doit refléter un ensemble complet de mécanismes environnementaux qui sont spécifiques au système étudié (exhaustivité) ;
- Les indicateurs et les modèles de caractérisation doivent être non redondants ;
- Le nombre d'indicateurs doit être minimisé (exploitabilité et pratique) ;
- L'indicateur de catégorie peut être choisi à un niveau quelconque du mécanisme environnemental entre le flux élémentaire et l'impact final.

L'intérêt de définir cette liste de critères est d'avoir une vision globale des impacts sur l'environnement afin de maîtriser les déplacements de pollution, car une action visant à réduire un type de pollution bien identifié peut entraîner l'augmentation d'une autre forme de pollution (Khalifa, 2002).

En général, ce sont les effets de premier ordre de la chaîne d'impacts (points intermédiaires) qui sont choisis car ils prennent en compte les grands problèmes environnementaux connus par les scientifiques. Cependant, le niveau de la chaîne de cause à effet n'est pas toujours clair et les impacts ne sont pas différenciés selon qu'ils sont certains, potentiels ou possibles (Rousseaux, 1998). Les choix du point dans la chaîne d'impacts, des facteurs de transferts et des synergies des substances définissent la méthode de caractérisation d'impact. La prise en compte du facteur « dommage » (effets nuisibles) repose sur le niveau d'ordre le plus élevé de

la chaîne d'impacts (point final). Cependant, la considération du point final est rarissime bien qu'il puisse être jugé plus pertinent. Le Tableau II.1 donne une représentation, telle qu'elle a été proposée par la norme (ISO 14042, 2000), des classes environnementales relatives aux dommages sur l'environnement.

Tableau II.1 : Classification des impacts potentiels

Domage	Classe	Sous-classe	Echelle géographique de l'impact
Epuisement des ressources naturelles	Abiotique (non-renouvelable)	Energie fossiles	Globale et régionale
		Minerais	
	Biotique (renouvelable)	Forêts, etc.	
	Ressources en eau	Lacs, eaux souterraine, rivière.	
	Occupation de l'espace		
Impacts sur la santé humaine	Toxicité humaine	Aiguë, chronique, etc.	Locale
	Smog d'été		Régionale
	Nuisances	Auditives	Locale
		Olfactives	
Visuelles			
Impacts sur l'écosystème	Effet de serre		Globale
	Détérioration de la couche d'ozone ^a		Globale
	Ecotoxicité	Ecotoxicité aquatique et terrestre	Locale
		Eutrophisation aquatique et terrestre	Locale ou régionale
		Acidification	Régionale
	Altération physique de l'écosystème		Locale ou régionale

a) cet impact a aussi des dommages sur la santé humaine (voir partie : impacts environnementaux).

II.5.2 Caractérisation des impacts environnementaux

La caractérisation d'impacts consiste à quantifier la contribution potentielle de chaque flux élémentaire d'un système aux classes d'impacts retenues et dans lesquelles le flux a été assigné. La contribution potentielle d'un flux à une classe d'impact est calculée souvent sous forme d'indicateur, appelé « indicateur potentiel de catégorie d'impact » (ISO 14042, 2000). En réalité, on n'évalue pas réellement les impacts mais on cherche plutôt à trouver des équivalences entre substances polluantes concernant un type d'impact potentiel donné. Par conséquent, une grande partie des méthodes de caractérisations d'impacts fonctionne sur la base d'indicateurs ramenés à l'unité fonctionnelle et souvent en équivalent d'une substance de référence. D'autres modèles sont plus spécifiques à un contexte local ou régional notamment en ce qui concerne la toxicité et l'écotoxicité (Heijungs et al. 1992). D'une manière générale,

la contribution d'un flux i émis par un processus j à une catégorie d'impact est donnée par l'Equation (II.1).

$$I_{ij} = m_i I_i \quad (\text{II.1})$$

où I_{ij} (unité eq./UF) est le résultat d'indicateur d'impact potentiel de la catégorie d'impact donnée, m_i (kg/UF) la masse du flux i , I_i (unité eq./kg) le facteur de caractérisation du flux i .

Ensuite, les contributions calculées pour les différents flux relatifs à chaque processus du cycle de vie du système ou sur l'ensemble du cycle de vie du système entier sont agrégées au sein de chaque classe d'impact. Le niveau d'évaluation et d'agrégation des facteurs d'impacts des flux élémentaires dépend de la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Bien que la méthode d'indicateur d'impact soit actuellement la meilleure disponible et la plus utilisée par les praticiens de l'ACV, elle suscite des critiques au sujet de l'agrégation d'indicateurs d'un flux d'un système apparaissant dans des zones géographiques et des étapes du cycle de vie différentes. Il s'agit de l'addition des impacts régionaux ou locaux tels que la toxicité et l'écotoxicité. Lors de la comparaison de deux systèmes de produits, une agrégation additive de ces impacts a un effet compensatoire en cachant des réalités et affectant la qualité des futures décisions. Chevalier (1999) préconise de conserver les informations locales le plus longtemps possible et de procéder à une agrégation non additive pour l'évaluation des impacts sur tout le cycle de vie. Par ailleurs, l'addition des impacts globaux ne pose nullement un problème méthodologique. Elle est même légitime.

Les indicateurs d'impacts sont établis par des méthodes de calcul, appelées « méthodes de caractérisation d'impacts », basées sur des modèles spécifiques élaborées par différents experts (université et bureaux d'études). Les indicateurs utilisés pour chaque catégorie d'impact dans la méthode d'évaluation CML 2000 sont représentés dans l'ANNEXE II.2.

II.5.3 Méthodes de caractérisation d'impacts

La philosophie de la méthode de caractérisation d'impact dépend du niveau de la chaîne de cause à effet et des paramètres pris en compte dans le modèle. Nous ne décrivons que les méthodes CML et Eco-indicateur 99 qui seront utilisées dans l'étude de cas en ANNEXE II.3.

II.5.3.1 Epuisement des ressources naturelles

Les méthodes de caractérisation d'épuisement des ressources naturelles sont relatives au moins à l'un des paramètres suivants :

- La quantité de toutes les matières consommées par le système (Christiansen, 1991) ;
- L'état des réserves de toutes les matières consommées par le système (Annema, 1992 ; Rousseaux, 1993 ; Guinée et al. 1992) ;
- La renouvelabilité des matières consommées par le système (Berkel, 1990 ; SETAC, 1992 ; Rousseaux, 1993 ; Guinée, 1992).

Le système sera plus respectueux de l'environnement si la consommation des matières premières, l'épuisement des réserves et la non-renouvelabilité des ressources sont faibles. Les différentes méthodes de caractérisation sont mentionnées ci-dessous.

- a) *Méthode « Cumulative Energy Demand » (CED, Suisse)*
- b) *Méthode EDIP/UMIP 96 (Danemark)*
- c) *Méthode INSA (France)*
- d) *Méthode CML (Leiden, Pays-Bas)*
- e) *Méthode d'Eco-indicateur 99 (Pré Consultant, Pays-Bas)*

Par ailleurs, la méthode EPS modélise l'épuisement des ressources abiotiques par les coûts futurs de l'extraction des ressources fossiles et minerais.

Les modèles les plus utilisés dans les études ACV sont l'Eco-indicateur 99 le CML à cause de l'exhaustivité de leur pertinence par rapport aux autres modèles, d'une part, et à cause l'exhaustivité des méthodes d'évaluation globales qu'elles proposent. Cependant, certains auteurs pensent que Eco-indicateur 99 est moins pertinente que CML.

La caractérisation des ressources renouvelables est faite parfois, dans des études d'ACV, par des méthodes de substitution des énergies non-renouvelables. Ces méthodes de substitution dépendent de la fixation des frontières des systèmes et de la méthode d'allocation utilisée (Niederl et Narodoslask, 2008). Cette approche est appliquée aussi pour certains sous-produits et déchets considérés comme ressources.

II.5.3.2 Impacts écologiques

Les modèles de caractérisation des impacts écologiques font un consensus dans la majorité des méthodes d'évaluation globales, à l'exception de la méthode Eco-Indicateur 99 qui utilise des modèles spécifiques.

a) Effet de serre (ou changement climatique)

La contribution potentielle de chaque substance à l'effet de serre a été définie par un indice orienté effet, le *GWP* (Global Warming Potential) élaboré par l'IPCC (IPCC, 1992) et recommandé par la SETAC. Le *GWP* d'une substance rejetée instantanément dans l'atmosphère mesure le forçage radiatif (c'est-à-dire le rayonnement infrarouge qu'elle est capable d'absorber) généré sur une durée déterminée par un 1kg de cette substance. L'indice intègre aussi le paramètre de dégradation des substances et permet de comparer le potentiel de réchauffement des GES pour différents horizons 20, 100 et 500 ans par rapport au CO₂, la substance de référence. Les experts de l'IPCC préconisent de choisir l'horizon d'étude (court ou long terme) en fonction de l'effet environnemental considéré dans la chaîne de cause à effet. En général, dans les ACV l'horizon de 100 ans est utilisé, tandis que la position française préfère un horizon de 20 ans à cause de l'hystérésis des phénomènes de changement de climat et pour réduire les incertitudes des résultats. Bien que le modèle *GWP* fasse l'objet d'un consensus international, son utilisation dans les études ACV dépend du choix de la méthode d'évaluation globale. En général, il est utilisé par les méthodes orientées effets comme CML 1992, CML 2000, Eco-indicateur 95, EDIP/UMIP 96 et Ecopoints 97, tandis que la méthode Eco-indicateur 99, orientée dommage, utilise son modèle spécifique décrit ci-dessous dans les impacts toxicologiques et écotoxicologiques.

Les praticiens ne comptabilisent pas le CO₂ biogène émis par les produits renouvelables ou biodégradables car ils supposent qu'il est séquestré par les plantes (Joshi et al. 2004 ; Vink et al. 2003). L'énergie libre consommée par les systèmes biologiques vient de l'énergie solaire qui est piégée par le processus de photosynthèse (Equation II.2).



Cependant, dans plusieurs études d'ACV de la littérature, le système de production des plantes, par exemple, n'est pas pris en compte. Nous pensons que si la croissance des plantes ne figure pas dans les frontières des systèmes, le CO₂ biogène doit être comptabilisé.

b) *Détérioration de la couche d’ozone stratosphérique*

La contribution potentielle d’une substance à la dégradation de la couche d’ozone a été définie par le modèle *ODP* (Ozone Depletion Potential) élaboré par l’IPCC (IPCC, 1992) et retenu par la SETAC. Il mesure la dissociation d’ozone dans son état d’équilibre causé par un 1kg d’un flux annuel d’une substance gazeuse par rapport à une même quantité de CFC11, substance de référence. Actuellement, l’indice *ODP* est accepté internationalement et la continuité de son utilisation dépendra de l’exploitation des HFC. L’indice *ODP* est utilisé par la majorité des méthodes d’évaluation globale à l’exception de l’Eco-indicateur 99.

c) *Acidification*

Il existe deux méthodes principales pour évaluer la contribution potentielle d’une substance à l’acidification : l’approche « protons libérés » et l’approche « acide équivalent ». La deuxième approche est la plus utilisée à ce jour et elle utilise le potentiel d’acidification *AP* (Potential Acidification) comme indicateur d’impact (Rousseaux, 1998). L’indice *AP* mesure le rapport entre le nombre de moles des protons libérables par unité de mole de substance et le nombre de moles des protons libérables par unité de mole du SO₂, substance de référence. L’indicateur *AP* ne permet pas d’évaluer l’effet écotoxique des substances mais uniquement leur pouvoir d’acidification, bien que le pouvoir d’acidification intervienne dans le potentiel écotoxique de la substance. L’*AP* est utilisé dans les méthodes d’évaluation globales CML 1992, CML 2000, Eco-indicateur 95, EDIP/UMIP 96 et Ecopoints 97. La méthode Eco-indicateur 99 prend en compte l’effet écotoxique des substances acidifiantes bien que cette méthode soit incomplète pour nombre de substances.

- *Acidification/Eutrophisation (méthode Eco-indicateur 99)*

La méthode Eco-indicateur 99 utilise une approche du point final de la chaîne de cause à effet. Elle utilise le modèle *PAF* où les effets d’acidification et d’eutrophisation sur les plantes sont combinés et évalués à l’aide de la probabilité de présence des différentes espèces de végétaux sur une zone donnée. La probabilité, appelée « probability of occurrence (*POO*) », est considérée comme la fraction d’espèces pouvant potentiellement disparaître : $PDF = 1 - POO$. Le modèle informatique « Natuur Planner » développé par le RIVM (adapté pour les Pays-Bas) est utilisé à la fois pour l’analyse du devenir et la modélisation des effets pour les substances gazeuses azotés et sulfurées. Cependant, bien que l’indicateur *PAF* présente un intérêt scientifique, il pose des problèmes de validité :

- Les écosystèmes aquatiques ne sont pas considérés ; or, ils représentent une des cibles des impacts liés aux substances acides (acidification des lacs) et la principale cible de l'eutrophisation ;
- Bien que les auteurs considèrent que le modèle « Natuur Planner » soit très sophistiqué, ils reconnaissent qu'il est applicable uniquement aux Pays-Bas ;
- Les rejets des substances qui peuvent contribuer à la modification du pH des lacs ou celle de la disponibilité des nutriments ne sont pas considérés.

d) Formation des photo-oxydants (ou Smog d'été)

La contribution potentielle des polluants générant de l'ozone troposphérique par voie photochimique est évaluée par deux indices. Le premier indice, appelé réactivité incrémentale (en anglais Incremental Reactivity *IR*), développé au USA, a un caractère générique et traduit l'impact sur une échelle locale. L'approche de classification des hydrocarbures est basée sur leur réactivité en fonction de leurs potentialités à contribuer à la formation de l'ozone. Une forte valeur du coefficient de réaction k_{OH} implique une contribution potentielle plus importante à la formation de l'ozone. L'indice est défini comme l'incrément d'ozone divisé par l'incrément du COV rajouté. On a proposé d'utiliser la valeur maximale (*MIR* : Maximum Incremental Reactivity) afin d'éviter d'avoir des valeurs négatives (éviter la formation de l'ozone) causées par des réactions secondaires des COV (cité par Khalifa, 2002).

Le deuxième indice, le plus utilisé dans les ACV, est le potentiel de formation d'ozone par voie photochimique *POCP* (en anglais Photochemical Ozone Creation Potential) (Derwent, 1995). L'indice *POCP*, développé à l'échelle régionale de l'Europe de l'Ouest, est calculé comme le rapport entre la quantité d'ozone rajoutée par une quantité de substance émise et la quantité d'ozone rajoutée par la même quantité de l'éthylène, substance de référence (Derwent, 1995). Les travaux récents de cet auteur prennent en compte aussi les substances non hydrocarbures, telles que le CO, le SO₂ et du NO_x (Derwent, 2003). Comme dans la première méthode, certaines valeurs calculées par le *POCP* sont négatives. Par ailleurs, il a été considéré que les deux indices pourront être complémentaires et qu'il est envisageable de les adapter dans une même étude (Khalifa, 2002).

e) *Eutrophisation*

L'eutrophisation résulte d'une accumulation de nutriments organiques dans des eaux stagnantes, provoquant le développement important d'algues et par conséquent la désoxygénation des eaux profondes. Il existe plusieurs méthodes pour évaluer la contribution d'un système à l'eutrophisation (Khalifa, 2002) : approche d'agrégation séparée type I ; approche d'agrégation séparée type II (utilisée par la méthode Ecopoints 97) ; approche d'agrégation de l'azote et du phosphore ; approche basée sur des scénarios et ; approche du phosphate équivalent (utilisée par les méthodes CML 1992, CML 2000, Eco-indicateur 95). La dernière méthode est la plus utilisée bien qu'elle soit simplifiée et ne différencie pas les écosystèmes (l'azote et le phosphore sont agrégés). La classification est une approche du point intermédiaire du niveau de la chaîne de cause à effet. Elle considère que l'eutrophisation est l'accroissement de la productivité par enrichissement des sols et des eaux avec des nutriments minéraux. La contribution potentielle d'une substance à l'eutrophisation est évaluée par l'indice *NP* (Nutrification Potential). L'indice exprime l'effet d'une consommation accrue de l'oxygène dans les milieux aquatiques et terrestres suite à une émission de composés azotés et phosphorés. Le *NP* est calculé en se basant sur la composition moyenne des algues, soit $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ (Rousseaux, 1998), considérée comme référence représentative de la composition moyenne de la biomasse. L'indice est défini comme le rapport entre le nombre de moles de biomasse susceptibles d'être produites par la quantité de la substance émise et le nombre de moles de la biomasse susceptibles d'être produites par la même quantité de phosphate (PO_4^{3-}), substance de référence.

II.5.3.3 Impacts (éco) toxicologiques

L'acidification et l'eutrophisation font aussi partie des impacts écotoxiques mais ils sont en général évalués séparément sauf dans la méthode Eco-indicateur 99. Nous ne décrivons que la méthode CML et Eco-indicateur 99 qui seront utilisées dans l'étude de cas. Nous décrivons aussi la méthode IMPCT2002 qui représente une combinaison entre ces deux méthodes (**ANNEXE IV.5**). Les différentes méthodes de caractérisation sont mentionnées ci-dessous :

- a) *Méthode des volumes critiques (BUWAL, Suisse)*
- b) *Méthode des Ecopoints (BUWAL, Suisse)*
- c) *Méthode INSA (France)*

- d) *Méthode Eco-Indicateur 95 (Pays-Bas)*
- e) *Méthode CML 1992 (Leiden, Pays-Bas)*
- f) *Méthode CML 2000 (Leiden, Pays-Bas)*
- g) *Méthode Eco-Indicateur 99 (Pre Consultant, Pays-Bas)*
- h) *Méthode IMPACT 2002 (EPFL, Suisse)*

La méthode CML est une approche de premier ordre dans la chaîne de cause à effet. La méthode CML 1992 ne prend pas en compte le facteur de temps d'exposition aux substances et ne fait pas la différence entre les substances cancérigènes et non cancérigènes. En outre, les facteurs de caractérisation liés aux émissions dans le sol sont très limités pour la toxicité humaine et l'écotoxicité aquatique. On a supposé que les émissions entrant dans le sol apparaîtraient dans les cours d'eau et peuvent être traitées comme des émissions dans l'eau.

La méthode CML 2000 est plus exhaustive que CML 1992 en matière de substances traitées et de sous-compartiments considérés : naturel, industriel et agricole pour le sol et saline et douce pour l'eau.

Dans la méthode Eco-indicateur 99, la classification et la modélisation des impacts toxicologiques et écotoxicologiques est une approche du point final de la chaîne de cause à effet. En plus des incertitudes concernant les effets des substances organiques, les effets des gaz à effet de serre et les effets des substances détruisant la couche d'ozone (cancer), la méthode Eco-indicateur 99 présente une liste incomplète des substances (par exemple, les métaux lourds rejetés dans l'air ne sont plus considérés) et des effets toxicologiques (cancers, respiration).

La méthode IMPACT 2002 a été élaborée afin de trouver une adaptation des méthodes conventionnelles pour estimer les risques toxicologiques chroniques cumulatifs et les impacts potentiels (Jolliet, 2003). Le deuxième objectif est de prendre en compte les fonctions non linéaires comme le caractère intermittent des précipitations ou les différences entre les émissions entrant et sortant dans un milieu qui peuvent générer des erreurs si elles sont négligées. Le troisième objectif est de structurer la cible, l'exposition et les effets des produits chimiques d'une manière consistante en suivant les chemins d'impacts depuis la production, comme par exemple les contaminations par la nourriture en ce qui concerne la toxicité humaine.

Bien que la méthode IMPACT 2002 prenne en compte l'analyse du risque de l'occurrence de l'impact que les autres méthodes ont occulté, elle est limitée par rapport aux impacts de toxicité et d'écotoxicité des métaux lourds. De plus, l'évaluation de l'écotoxicité n'est pas étudiée sur les écosystèmes aquatiques marins.

Une étude a été menée pour l'analyse des détergents de laveries à partir de trois modèles d'écotoxicité aquatique, EDIP 97, CML 2000 et IMPACT 2002 (Pant et al. 2004). Des résultats divergents ont été obtenus à cause de la différence dans l'approche de modélisation de l'exposition et de la cible, et des différences dans les calculs des effets toxiques. Les auteurs ont conclu que les facteurs de caractérisation calculés par ces méthodes ne couvrent pas toutes les émissions relevant des détergents des laveries.

II.5.3.4 Nuisances olfactives et sonores

L'indicateur de caractérisation pour les odeurs fonctionne comme un volume critique. L'Odour Threshold Value (valeur du seuil de perception de l'odeur, *OTV*) est pris comme concentration de référence. Cependant, ce modèle est considéré comme étant subjectif. A ce jour, il n'existe pas de modèles pour mieux rendre compte des nuisances sonores.

II.5.3.5 Occupation de l'espace

Il n'existe pas encore de méthodes quantitatives et totalement opérationnelles pour l'impact d'occupation d'espace. Le modèle utilisé est basé seulement sur la surface nécessaire pour la production d'un produit durant un temps donné, mais il ne prend pas en compte l'intensité de l'utilisation et la disponibilité et la qualité de l'espace utilisé. De plus, il n'arrive pas à trancher en ce qui concerne l'allocation de l'impact à la première activité ou à l'utilisation suivante Wagendrop et al. (2006). Par ailleurs, d'autres méthodes ont été développées et utilisées pour rendre en compte de l'occupation et la transformation de l'espace via les indicateurs de catégories de biodiversité et support de vie (Lindeijer et al. 1998 ; Lindeijer et al. 2002 ; Saftl, 2007).

En conclusion, l'approche d'indicateur de catégorie fonctionne bien pour l'évaluation des impacts globaux et régionaux. Par contre elle se montre d'un faible intérêt en ce qui concerne les impacts locaux (toxicité, écotoxicité) car elle ne prend pas en compte le contexte environnemental local réel.

II.5.4 Evaluation des impacts environnementaux

II.5.4.1 Evaluation globale des impacts environnementaux

L'incidence environnementale globale d'une fonction (système) est évaluée par des méthodes globales, dites méthodes d'évaluation d'impacts. Le choix de la méthode dépend de sa capacité de prendre en compte les polluants pertinents rejetés par le système, et le choix des indicateurs d'impacts dépend des objectifs de l'étude et de la faisabilité de modélisation des impacts (par exemple, les nuisances). Les méthodes d'évaluation d'impacts sont composées d'un ensemble d'indicateurs d'impacts potentiels complémentaires correspondant à chaque effet environnemental particulier. Ces indicateurs potentiels sont développés par la méthode retenue ou bien par d'autres méthodes de caractérisation citées précédemment. Les résultats peuvent être présentés sous forme de tableau donnant les valeurs exactes obtenues. Par ailleurs, les impacts potentiels non réels représentent plus d'importance que les valeurs exactes obtenues. C'est pourquoi, la majorité des praticiens de l'ACV représentent leurs résultats sous forme d'écoprofils ayant pour abscisses les critères environnementaux et à l'ordonnée les évaluations des différents critères. Les procédures de comparaison peuvent être de sélection, de classement ou de tri pour séparer les systèmes respectueux des moins respectueux de l'environnement.

II.5.4.2 Normalisation

L'objectif de la normalisation des résultats des indicateurs est de mieux comprendre l'amplitude relative de chaque résultat. Elle consiste à transformer un résultat d'indicateur de catégorie d'impact en le divisant par l'indicateur d'impact total (valeur de référence) d'une zone géographique donnée (pays, continent, monde) ou pour une zone donnée par habitant. Cette valeur de référence choisie est constante et calculée par la méthode d'évaluation globale sélectionnée. La normalisation est effectuée aussi pour rapporter les résultats d'une analyse locale à un contexte global dans le but de pouvoir comparer des études réalisées dans des zones différentes. Néanmoins, il faut bien tenir compte de la cohérence des échelles spatiales et temporelles des mécanismes environnementaux considérés et de celles de la référence. Le ratio est donné par la relation suivante :

$$N = \frac{I_S}{I_N} \quad (\text{II.3})$$

où N est le facteur de normalisation (-), I_S l'indicateur de catégorie d'impact du système étudié et I_N l'indicateur de catégorie d'impact de référence.

L'étape de normalisation donne une information limitée. En effet, un impact peut avoir une proportion négligeable par rapport à l'impact total d'une zone géographique mais être très nuisible à l'environnement.

II.5.4.3 Evaluation globale (pondération et agrégation)

Cette démarche est souvent utilisée lorsque plusieurs systèmes sont comparés et les indicateurs d'impacts donnent des résultats divergents. Ainsi, les différents impacts environnementaux sont agrégés dans une seule fonction en assignant des poids aux indicateurs d'impacts normalisés indiquant leurs importances relatives à un ensemble de personnes (Azapagic, 1999) (Equation II.4).

$$I_P = F_P I_N \quad (\text{II.4})$$

où I_P est l'indicateur de catégorie d'impact pondéré (en point), I_N l'indicateur de catégorie d'impact normalisé et F_P le facteur de pondération.

Pour réaliser la pondération on fait appel à des experts (méthode du panel), à des économistes (méthode de monétarisation) ou à des politiciens (méthode de distance à la cible). Par exemple, une organisation internationale peut estimer qu'un impact est deux fois plus important qu'un autre. Cependant, il est difficile, voir impossible, d'affirmer aujourd'hui que tel ou tel impact est plus acceptable qu'un autre.

L'agrégation des impacts consiste à fournir un résultat unique équivalent à un indice global, appelé score, de la performance environnementale du système de produit. C'est une forme des résultats suffisamment synthétique avec une perte minimale d'information. Il s'agit de réaliser l'agrégation des indicateurs de catégories d'impacts pondérées (Equation II.5). Il peut s'agir aussi de grouper les impacts en classe de dommages comme la destruction des écosystèmes ou la diminution des ressources.

$$S = \sum_n I_{P,n} \quad (\text{II.5})$$

où S est le score (en point), $I_{P,n}$ l'indicateur de catégorie d'impact pondéré et n le nombre de catégories d'impacts, de la méthode ou de la classe de dommage.

L'agrégation pondérée des indicateurs de catégories d'impacts rend l'aide à la décision monocritère. Cependant, elle rend les résultats de l'analyse subjectifs et ne permet pas de réaliser une analyse de sensibilité (Renou, 2006). La quasi-totalité des méthodes utilisées sont compensatoires. Cependant, il est inacceptable de compenser une bonne évaluation sur un impact par une mauvaise sur un autre. Actuellement, il n'y a pas de consensus sur l'agrégation des impacts environnementaux ni également si une telle agrégation est validée conceptuellement et philosophiquement (Azapagic, 1999). A ce jour, deux méthodes ont été appliquées à des ACV, Electre IS et Prométhée respectivement dans les travaux de l'INSA et du CSTB (Centre scientifique et Technique du Bâtiment) (Rousseaux, 1998).

Par ailleurs, nous notons que dans la littérature, d'autres méthodes d'évaluation globales plus fines réalisent la condensation des impacts tout en tenant compte des diverses positions des décideurs. Les méthodes utilisées jusque là sont, à de très rares exceptions, des méthodes d'agrégation globale (théorie de l'utilité) ou locale qui utilisent des modèles additifs ou multiplicatifs (Rousseaux, 1998). Les méthodes d'agrégation partielle commencent à apparaître mais restent minoritaires (Binetto, 2005 ; Chevalier, 1999 ; Khalifa, 2002 ; Rousseaux, 1998 ; Rousseaux, 1993). Il a été proposé d'appliquer le principe de précaution en privilégiant la solution moyenne (Chevalier, 1999). L'agrégation partielle permet de hiérarchiser les impacts par pondération sans gommer les extrêmes (les points noirs).

Les étapes de normalisation et d'agrégation pondérée sont subjectives selon la norme. Dans le cas où on fait recours à ces étapes, une analyse de sensibilité sur les choix des méthodes et des facteurs de poids est préconisée, afin d'évaluer leur influence sur le résultat de l'ACV.

Compte tenu du nombre de méthodes disponibles d'analyse multicritère, le problème qui se pose dans l'ACV est le choix de la méthode d'évaluation à appliquer. Dans ce qui suit, nous citons les méthodes d'évaluation d'impacts les plus utilisées.

II.5.4.4 Méthodes globales d'évaluation d'impacts

Le développement de ces méthodes est l'objet d'un secteur spécifique de la recherche en ACV, appelé Evaluation d'Impact du Cycle de vie (LCIA), ou Life Cycle Impact Assessment en anglais. Actuellement, il n'existe pas de consensus sur l'utilisation d'une méthode d'évaluation d'impact dans les études ACV. La philosophie de la méthode d'évaluation d'impact dépend de l'approche de classification et des paramètres pris en compte dans les modèles. Certaines méthodes utilisent des méthodes de normalisation et d'agrégation globale,

d'autres ne les font pas. Dans la panoplie des méthodes développées, il existe trois types de catégories d'impacts : a) catégories utilisées dans la plupart des ACV ; b) catégories supplémentaires dont les indicateurs d'impacts sont quantifiés mais rarement utilisés dans les ACV et c) catégories dont les indicateurs ne sont pas quantifiables et impossibles à introduire dans les ACV.

Une pré-ACV permet de choisir le ou les modèles d'évaluation d'impacts les plus appropriés et identifier les étapes qui sont susceptibles d'avoir les contributions les plus importantes aux impacts, ainsi que les données d'inventaires nécessaires pour la mise en œuvre de ces modèles (Khalifa, 2002). Cela permet de pouvoir exiger un niveau de qualité des données à collecter, de bien gérer les ressources disponibles (temps, moyen) et de perdre moins d'information.

On peut distinguer différentes classes de méthodes pour l'évaluation d'impacts :

- Méthodes ayant trait aux émissions pondérées dans le milieu de l'environnement (méthode des volumes critiques).
- Méthodes se limitant à un indice de l'inventaire tel que le MIPS (consommation d'énergie et intensité de matière) ou à indice écologique (méthode des Ecopoints).
- Approches intégrant l'indicateur monétaire (EPS, DCF, ExternE).
- Approches intégrant des objectifs politiques comme la méthodologie des écobilans.
- Approches intégrant des indicateurs de durabilité (SPI).
- Méthodes se rapportant aux thèmes environnementaux où on retrouve les méthodes suivantes :
 - a) Méthode du CML 1992 et CML 2000 (Leiden, Pays-Bas), (Heujungs et al. 1992) ;
 - b) Eco-indicateur 95 (Pré-Consultants, Pays-Bas) ;
 - c) Eco-indicateur 99 (Pré-Consultants, Pays-Bas), (Goedkoop et Spriensma, 2000) ;
 - d) EDIP/UMIP 96 (Environmental Design of Industrial Products, Danemark), (Hauschild et Wenzel, 1998 ; Wenzel et al. 1997) ;
 - e) EPS (Environmental Priority Strategy, Suède), Ryding (1992) du Swedish Environmental Research Institute (IVL) ;

- f)** Impact 2002+ (EPFL, Suisse), (Pennigton et al. 2003a ; 2003b).
- g)** CST 95 (EPFL, Suisse, 1995) « Critical surface-time 95 » ;
- h)** TRACI.

D'autres méthodes d'évaluation d'impact basées sur des thèmes environnementaux existent telles que l'Interface économie-écologie et le bilan écologique (Khalifa, 2002).

Dans l'ANNEXE II.6 nous présentons une description non exhaustive des méthodes d'évaluation d'impacts CML 2000, Eco-indicateur 99 et IMPACT 2002+. La description porte sur l'approche de classification, des catégories d'impacts prises en compte et de la considération ou non de la normalisation et l'agrégation des impacts. Nous discutons aussi à propos de la subjectivité de certaines méthodes. Dans l'ANNEXE II.7, nous représentons dans un tableau les différentes méthodes d'évaluation d'impacts en fonction des indicateurs d'impacts considérés.

En général, les méthodes globales d'évaluation d'impacts considèrent trois domaines de protection, la santé humaine, l'écosystème et les ressources naturelles. Les deux approches opérationnelles internationalement reconnues dans l'AICV sont l'approche orientée effets, utilisée par CML (Heijungs et al. 1992) et l'approche orientée dommages, utilisée par Eco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000). Les deux méthodes diffèrent dans l'approche de classification, les catégories d'impacts et les modèles de caractérisation. La première approche, au point intermédiaire dans la chaîne de cause à effet, est plus fiable, mais ses résultats sont difficiles à comparer. De plus, l'impact potentiel au niveau du point intermédiaire est considéré d'être hypothétique, et la méthode ne prend pas en compte certains effets tels que les effets de radiation. Par contre, les résultats de la deuxième approche, au point final de la chaîne de cause à effet, sont faciles à interpréter (Rivela et al. 2006) mais elle n'est pas assez fiable au niveau de la normalisation, de l'agrégation, et des modèles utilisés (Benetto et al. 2004). Dans la majorité des cas, les résultats des deux approches sont contradictoires mais ils peuvent être complémentaires lorsqu'un effet d'une substance est caractérisé par une méthode et qu'il n'est pas considéré par l'autre méthode. Des chercheurs ont développé une nouvelle méthode IMPACT 2002+ résultat de la combinaison des deux méthodes CML 2000 et Eco-indicateur 99 afin de pouvoir estimer les impacts aux deux points de la chaîne de cause à effet. De nouveaux modèles de toxicité et d'écotoxicité ont été développés où des facteurs d'impacts ont été calculés pour plusieurs cellules d'air et d'eau en

Europe de l'ouest. L'objectif était de pallier la subjectivité des anciens modèles et des facteurs d'impacts par rapport aux impacts locaux et régionaux, mais la liste n'est pas encore complète. De plus, le modèle IMPACT 2002 est limité par rapport aux impacts de toxicité et d'écotoxicité des métaux lourds et l'écotoxicité n'est pas prise en compte pour les milieux marins. La norme préconise de faire une analyse de sensibilité sur les méthodes d'évaluation d'impacts, bien qu'elles aient différentes approches en classifications et modélisations.

Nous pensons aussi que les différents facteurs locaux calculés ne résolvent pas le problème d'agrégation d'impacts des flux en différentes localisations. De plus, les facteurs de normalisation et d'agrégation en famille de dommages et de score unique sont issus de la méthode Eco-indicateur 99, connus pour être subjectifs. Ainsi, nous préconisons d'utiliser en priorité la méthode de CML 2000 et pour une analyse de sensibilité, la méthode Eco-indicateur 99.

Les problématiques et limites méthodologiques des méthodes d'évaluation d'impacts concernent particulièrement les impacts locaux de toxicité et d'écotoxicité. Ces limites sont relatives à l'échelle spatiale et l'échelle temporelle, à la linéarité des fonctions dose-réponse et à l'existence d'un effet de seuil. La critique des méthodes d'évaluation d'impacts utilisées dans les ACV est due à des problèmes méthodologiques liés à l'unité fonctionnelle, l'utilisation des règles d'allocation et l'agrégation des données de l'inventaire. Les limites méthodologiques ont été développées par Khalifa (2002).

Plusieurs logiciels disponibles dans le marché sont destinés aux praticiens de l'ACV. Ils contiennent plusieurs bases de données de différents produits et procédés (de production et de traitement). Ils contiennent aussi plusieurs méthodes d'évaluation d'impacts ainsi des méthodes d'analyse d'incertitude. Certains logiciels sont complets (GaBi, SimaPro, etc.), d'autres sont spécifiques à un domaine d'activité (ATEHNA, BEES, etc.). Dans le cas d'étude de cette thèse, nous utilisons le logiciel SimaPro.

II.6 Interprétation et recommandations

L'interprétation est itérative et interagit avec les trois étapes de l'ACV. Elle remplit un rôle d'aide à la décision. Cette étape identifie, qualifie, retient et évalue l'information d'après les hypothèses émises, les résultats de l'analyse de l'inventaire et l'évaluation des d'impacts, en accord avec la définition des objectifs. La norme ISO 14043 (ISO 14043, 2000) définit trois étapes pour l'interprétation :

- Identification des points significatifs des résultats de l'inventaire et des méthodes utilisées, des choix méthodologiques, des choix des valeurs utilisées, du rôle et de la responsabilité des différentes parties intéressées.
- Evaluation des informations de l'ACV par des contrôles de complétude, de sensibilité, d'incertitude et de cohérence.
- Conclusions et recommandations émanant de l'étude.

L'interprétation devra vérifier aussi certaines adéquations (Chevalier, 1999) :

- De la définition de l'unité fonctionnelle et des fonctions du système ;
- De la définition des frontières du cycle de vie ;
- De la définition des limitations identifiées par l'évaluation des données et l'étude de sensibilité.

La norme conseille d'établir des recommandations spécifiques aux décideurs et de les justifier en suivant l'approche de l'interprétation proposée dans la norme (ISO 14043, 2000). L'interprétation permet également d'établir des liens avec d'autres techniques de management environnemental en insistant sur les avantages et les limites d'une ACV par rapport à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

La définition de l'interprétation par la SETAC intègre en plus l'identification des possibilités potentielles d'amélioration et les activités de prévention telles que la conception pour l'environnement. Elle consiste à analyser des situations améliorées. Ainsi, l'analyse doit entre autres se poser les questions suivantes :

- Est-ce que la quantité des polluants émis à l'environnement peut être réduite ?
- Est-ce que le produit peut être réutilisé, recyclé ou transformé ?
- Est-ce que l'énergie peut être récupérée ?
- Est-ce que le produit peut être manufacturé avec des matières premières moins polluantes ou moins rares ?

Dans la Figure II.4, nous présentons les différentes étapes d'une étude de cycle de vie.

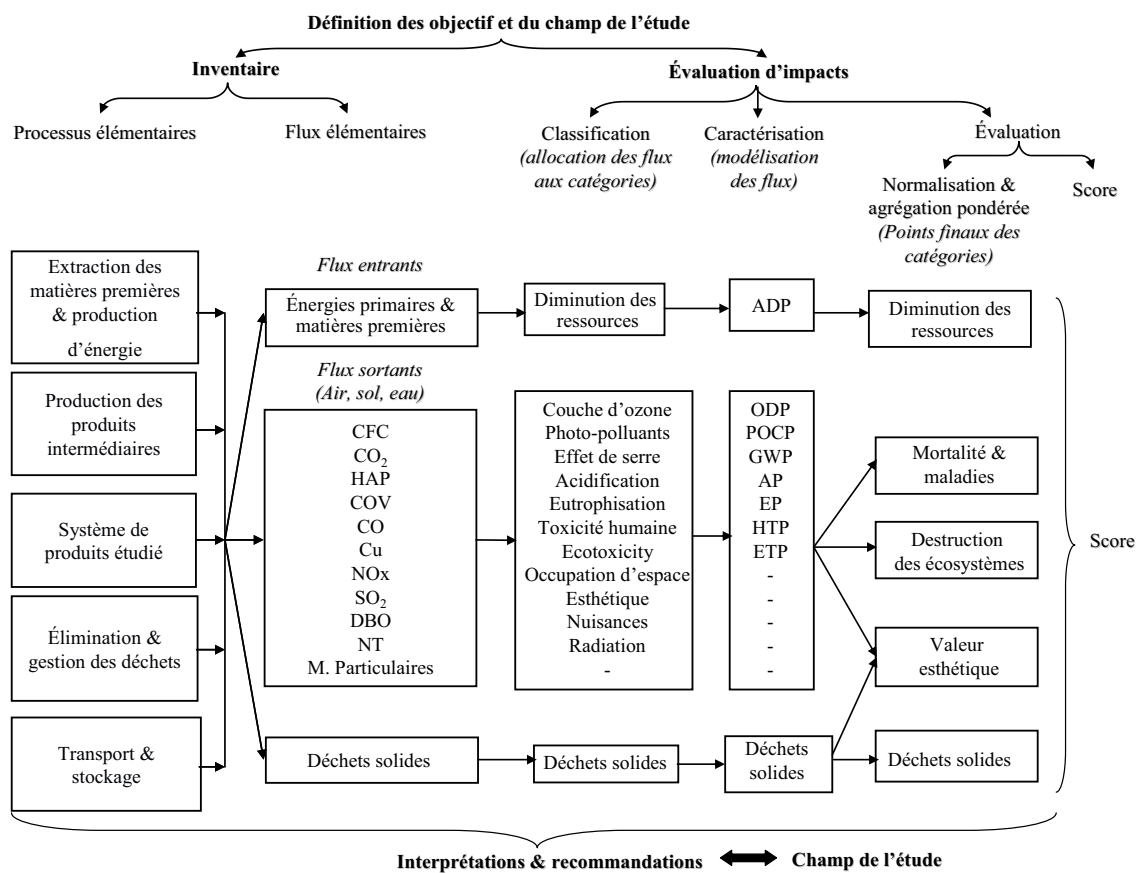


Figure II.4 : Etapes de l'évaluation des impacts

III. APPLICATIONS ET USAGES DE L'ACV

Les études d'ACV sont surtout réalisées par des départements spécialisés de grandes entreprises, des agences de consultations et des universitaires. L'analyse de cycle de vie peut être utilisée par le secteur privé, les autorités publiques ou par les consommateurs.

III.1 Secteur privé

L'usage de l'ACV répond généralement à des préoccupations stratégiques de la part des entreprises. L'outil permet effectivement une réduction de la consommation des ressources naturelles et des déchets à la source et participe à l'amélioration de la performance environnementale des entreprises via la conception et l'optimisation (Baumann, 1996). L'ACV a été appliquée dans l'aide à la décision dans les secteurs de l'énergie (Tahar et Nomura, 1997 ; Kato et Nomura, 1997 ; Matsubishi et al. 1996 ; Audus, 1996 ; Dones et Rfischknecht, 1998) et des transports (Eriksson et al. 1996 ; Steele et Allen, 1998), dans les industries chimiques (Bretz et Fankhauser, 1997 ; Aresta et Tommasi, 1997 ; Ophus et Digernes, 1996 ; Dobson, 1996 ; Yoda, 1996 ; Franke et al. 1995), etc. Le Comité Technique de l'ISO (ISO/TC 207, 2002) qui a accompli la normalisation relative au management environnemental depuis 1993, a mis à jour des séries de normes internationales pour l'organisation des systèmes :

- Système de Management Environnemental (**SEM**), ISO 14001, 5 : 1996 ;
- Audit Environnemental (**AE**), ISO 14010-12 : 1996 ;
- Evaluation de la Performance Environnemental (**EPE**), ISO 14031-32 : 1999 ;

Comme par exemple, Unilever a développé une approche de rapport environnemental, appelée « Overall Business Impact Assessment : (OBIA) » laquelle estime les émissions associées au cycle de vie d'un groupe de produits et des espaces d'affaires (Taylor et Postlethwaite, 1996).

Deux exemples faisant partie du cadre du management environnemental et qui font appel à l'ACV sont la labellisation environnementale (Eco-labellisation) et la conception pour l'environnement (Eco-conception), pour des applications en interne et en externe.

En interne, l'utilisation de l'ACV dans le secteur privé sert à :

- Eco-conception et innovation de nouveaux systèmes de produits respectueux de l'environnement ;
- Identification des opportunités d'optimisations des performances environnementales ;
- Aide à la définition des objectifs et aux choix des projets ;
- Création de bases de données ;
- Planification de stratégies ou développement de stratégies environnementales et support des décisions d'investissements (sélection à l'achat des matières premières, des produits et des services).

L'éco-conception est une démarche utilisée pour intégrer l'environnement dès les premières phases de conception des produits et des procédés. C'est une approche préventive des problèmes environnementaux et qui intéresse l'ensemble des acteurs économiques (autorités publiques, fournisseurs, producteurs, distributeurs, consommateurs, etc.) (Shu, 2002). L'agence américaine EPA (Environmental Protection Agency) a rédigé plusieurs ouvrages sur le « life cycle design » LCD ou la conception sur la base du concept cycle de vie (Chevalier, 1999 ; Keoleian et al. 1995 ; Keoleian et Menerey, 1992). En France, la norme AFNOR X 30310 considère l'ACV comme l'un des outils possibles pour l'éco-conception des produits (AFNOR, 1999). L'ACV peut intervenir dans l'éco-conception en tant qu'approche globale ou simplifiée :

- Approche globale :
 - Evaluation globale des systèmes prenant en compte toutes les étapes du cycle de vie et tous les impacts environnementaux ;
 - Recherche et comparaison des nouvelles options de conception dans le but de réduire les impacts environnementaux ;
 - Vérification des choix d'amélioration par rapport aux risques d'aggravation des autres impacts environnementaux.
- Approche simplifiée :
 - Recherche d'options de conception permettant de réduire un ou plusieurs impacts environnementaux préalablement identifiés ;

- Vérification des méthodes d'amélioration retenues par rapport aux risques d'aggravation des autres impacts environnementaux, par l'évaluation simplifiée et qualitative du cycle de vie (l'ESQCV), (Bakker, 1995).

L'ACV est une approche préférée à celle qui considère que l'aspect recyclable ou la biodégradabilité des produits (Azapagic, 1999). Il a été considéré que la pensée cycle de vie n'est pas le seul outil de création. Une enquête auprès de concepteurs a montré que penser « cycle de vie » apporte un enrichissement dans la recherche des solutions grâce à l'approche fonctionnelle (Chevalier, 1999 ; Bakker, 1995).

En externe, l'ACV dans le secteur privé est utilisée pour des raisons de marketing par l'analyse comparative de systèmes de produits afin de :

- Répondre à une nouvelle réglementation environnementale ;
- Défendre et promouvoir des solutions plus éco-efficaces sur le marché et présenter des argumentaires publicitaires environnementaux pour faire connaître les systèmes de produits « verts » aux consommateurs ;
- Identifier des incidences des facteurs économiques (coût, taxes, investissements en technologies propres, etc.) sur le devenir et les développements des systèmes de produits ;
- Constituer des cahiers techniques de labellisation environnementale des systèmes de produits :
 - Label environnemental (Type I- ISO 14024) ;
 - Etiquetage environnemental (Type II-ISO 14021) ;
 - Déclaration environnementale (Type III- ISO 14025).

Bien que la plupart des entreprises interviennent uniquement sur une partie du cycle de vie d'un produit, elles ont plusieurs sources de motivation pour l'utilisation de l'ACV. La première motivation provient de la réglementation gouvernementale à travers le concept de responsabilité de la chaîne de production qui fait en sorte que chaque producteur est poussé à assumer ses responsabilités en tant que membre d'une chaîne de production (*Extended producer responsibility*). En effet, les réglementations de gestion des déchets en fin de vie et la compétitivité entre les différents secteurs dans le marché ont été les principaux moteurs de

l'application de l'ACV dans les entreprises européennes (Berkhout, 1997). Des lois de reprise par le producteur (*take-back laws*) imputent aux producteurs l'obligation de la récupération de l'emballage ainsi que des produits en fin de vie (HMSO, 1997). Les constructeurs des produits qui peuvent être affectés par les réglementations de gestion de fin de vie ont essayé d'influencer les processus de réglementation et les impacts de ces réglementations sur le marché par l'utilisation de l'ACV pour appuyer leurs revendications. Les revendications basées sur l'ACV ont été utilisées dans la compétitivité sectorielle par les producteurs des marchandises et des produits finaux. Par exemple, ceci inclut la compétitivité entre les emballages en plastique et en papier (Boustead, 1992).

La seconde source de motivation provient de la volonté des entreprises innovantes d'améliorer leurs performances environnementales et d'accroître leur part dans un marché attractif lié à l'orientation des dépenses des consommateurs vers les produits verts. En effet, les produits intégrant une préoccupation environnementale, ayant généralement utilisé une ACV comme outil de conception écologique et adoptant un format scientifique de données comme la déclaration environnementale du produit « Environmental Product Declaration, EPD » (Ardente et al. 2005), peuvent être différenciés par l'apposition d'un label. On retrouve ainsi les labels « Ange Bleu » en Allemagne, « NF Environnement » en France (créée en 1991), le « Cygne » nordique dans les pays scandinaves et « l'Ecolabel » européen pour toute la communauté européenne (créé en 1992). En outre, les marchés financiers orientent de plus en plus leurs investissements et placements en faveur des entreprises œuvrant dans le sens du développement durable.

L'utilisation de l'ACV en tant qu'argument de vente est très contrôlée et oblige à recourir à une revue critique de l'étude (Chevalier, 1999). Les critères de labellisation sont fondés sur une étude d'ACV globale et sont adoptés après consultation des producteurs, des distributeurs ainsi que des associations de consommateurs et de protection de l'environnement. Ces critères sont révisés tous les trois ans. En outre, les critères garantissent aussi bien l'aptitude à l'usage des produits que la limitation de leurs impacts sur l'environnement (Suh, 2002).

Cependant, l'utilisation de l'ACV en marketing dans l'industrie est confrontée à des coûts relativement élevés et à une durée d'étude auxquels s'ajoutent l'incertitude des bénéfices potentiels commerciaux (Berkhout et Howes, 1997). De plus, dans un processus d'aide à la décision dans une entreprise, l'aspect technico-économique prime sur tous les autres aspects de la durabilité, environnementale et sociale. Le cadre méthodologique de l'ACV est contesté

chez les industriels car il n'offre pas une approche compatible avec une analyse traditionnelle du coût/bénéfice. Par ailleurs, les stratégies et les tactiques d'amélioration de la performance environnementale et du meilleur coût fournissent des bénéfices multiples et précieux pour les entreprises (Vink et al. 2003). Ainsi, plusieurs chercheurs ont préconisé d'étendre le domaine d'utilisation de l'ACV en la combinant avec d'autres outils technico-économiques utilisés dans l'aide à la décision globale de durabilité (Huppes, 1996). Ainsi, l'ACV a été utilisée avec la méthode d'analyse du coût du cycle de vie, Life Cycle Costing (LCC) en anglais. Ces applications ont permis d'illustrer les notions d'éco-efficacité et du coût/bénéfice sur l'ensemble du cycle de vie (Vink et al. 2003).

III.2 Secteur public

L'adoption de l'ACV comme outil dans le processus d'aide à la décision gouvernementale a pris du retard par rapport à l'application industrielle (Azapagic, 1999). Malgré les tentatives de certains pays, l'application de l'ACV s'est concentrée sur la réduction de la pollution pour un seul milieu ou une seule étape du cycle de vie. D'autres types d'applications politiques de l'ACV sont liés aux taxations sur les pollutions. En Europe, l'ACV est utilisée dans le cadre de l'harmonisation de la mise en place des politiques et de la détermination des schémas de taxations ou de subventions. Ces moyens sont utilisés dans le but de promouvoir une production plus propre et la création d'un système de consigne pour la récupération des matériaux, ce qui permet de limiter les déchets. En général, les autorités publiques utilisent l'ACV pour la :

- Promotion des systèmes de produits verts via la Politique Intégrée des Produits (PIP) ;
- Orientation des décisions politiques (gestion des déchets, choix des emballages, etc.) ;
- Labellisation environnementale (législations/réglementations, écolabels, etc.) ;
- Communication des informations aux leaders d'opinion, autorités et consommateurs, etc.

L'ACV reste un outil important dans les politiques de gestion des déchets et donne un benchmark pour les nouvelles technologies de gestion des déchets. Les tentatives d'intégrer la pensée « cycle de vie » dans les décisions politiques ont inclu les schémas d'éco-labellisation européenne (Clift, 1993), les directives européenne sur les emballages et leurs déchets (Directive EU, 1994) et la directive IPPC (Directive UE, 1996). Au Pays-Bas, en 2002, un

plan national de gestion de déchets 2002-2012 a été réalisé sur la base de 150 études ACV pour plus de 20 rejets de déchets différents (Saft, 2007). Dans le futur, les entreprises vont être en mesure d'introduire la méthodologie dans leurs performances environnementales. Dans le but d'augmenter l'éco-efficacité des produits, le besoin d'un marché vert est confirmé par le document officiel nommé « the green paper on Integrated Product Policy (IPP) » (Ardente et al. 2005). L'approche IPP via l'ACV cherche à réduire les impacts environnementaux à travers le cycle de vie du produit dès les dernières étapes de conception et de développement. En France, une taxe sur les émissions de CO₂ a été introduite qui est basée sur les résultats d'une étude ACV (OECD, 1995).

III.3 Organisations non-gouvernementales

Les organisations non-gouvernementales utilisent l'ACV pour analyser un choix que l'industrie ou le gouvernement cherche à présenter comme profitable pour l'environnement. Cette analyse sert comme argument pour sensibiliser et informer les populations et influencer les entreprises et les gouvernements dans les débats publics pour l'orientation de leurs politiques.

III.4 Consommateurs

Les consommateurs, y compris les autorités publiques en tant que consommateurs jouent un rôle important pour la promotion de l'ACV à travers leurs choix d'achat. Comme l'ACV est l'outil de base pour l'éco-conception, le choix des consommateurs de produits verts sert donc à la promotion de cet outil (Belem et coll., 2005).

L'étendue des applications possibles de l'ACV retenues par les praticiens et les décideurs est montrée dans l'**ANNEXE II.1**.

Dans la partie suivante nous allons discuter de l'application de l'ACV dans le génie des procédés.

IV. APPLICATION DE L'ACV DANS LE GENIE DES PROCÉDES

IV.1 Cadre méthodologique

Afin de restreindre le champ de l'étude, il faut bien différencier un procédé d'un produit. Le procédé est un bien industriel présent dans un nombre de sites restreints et qui représente un capital tandis que le produit est un bien dispersé de grande consommation. Les procédés industriels sont constitués par des enchaînements d'opérations ordonnés (processus) dont le but est de transformer les matières premières en produits intermédiaires ou en produits finis (fonction) par le biais de solutions techniques (définition inspirée de celle de Jacques Villermaux) (Chevalier, 1999).

A l'origine, la méthodologie ACV a été appliquée aux systèmes de produits beaucoup plus qu'aux procédés pour des applications d'analyse et l'éco-conception (Graedel, 1998 ; Jensen et al. 1998 ; Guinée et al. 1993a ; Guinée et al. 1993b ; Leischer et Schmidt, 1997). L'application de l'ACV aux procédés est apparue au milieu des années 90 face aux problèmes de sécurité et d'environnement qui sont devenus des enjeux importants. Elle s'est intégrée dans les processus de développement dans l'industrie chimique en plus de l'amélioration de la qualité et de l'optimisation économique (Heinzle et Hungerbühler, 1997). Dans l'industrie chimique, l'importance de l'ACV a constamment augmenté (Udo de Haes, 1993 ; Bretz et Fankhauser, 1997 ; Aelion et al. 1995) comme outil d'analyse des impacts environnementaux (Pesso, 1993), de sélection (Rice, 1997 ; Golonka et Brennan, 1996 ; Yates), d'éco-conception (Kniel et al. 1996 ; Keoleian, 1993) et d'éco-conception optimale (Azapagic et Clift, 1995 ; Azapagic et Clift, 1998 ; Azapagic et Clift, 1999 ; Stefanis et al. 1997 ; Stefanis et al. 1995b ; Kniel et al. 1996). Quelques travaux ont réalisés pour généraliser les résultats et donner des conclusions pour des approches simplifiées (Weidenhaupt et Hungerbuhler, 1997 ; Bretz et Frankhauser, 1996).

Bien que la norme utilise le terme produit pour les systèmes de produits, de procédés et de services (ISO 14040, 1997), des problèmes d'ordre méthodologique surgissent lors de l'application de l'ACV aux procédés et l'étude est plus complexe sur certains aspects. Des différences méthodologiques apparaissent dans la définition du champ de l'étude, notamment l'unité fonctionnelle, les frontières du système et les règles d'allocation. Le cycle de vie d'un produit inclut tous les processus où le produit est directement ou indirectement impliqué (production, utilisation et élimination), tandis que le cycle de vie d'un procédé inclut la

planification, la construction, l'opération et le démantèlement du procédé considéré (Suh, 2002).

IV.1.1 Unité fonctionnelle

Tandis que l'unité fonctionnelle d'un produit est caractérisée par la performance de ce dernier, la performance fonctionnelle d'un procédé est un produit spécifique défini par sa quantité et sa qualité. Toutefois, le critère qualité pose un problème d'ordre méthodologique lors de la comparaison de deux procédés fabricant deux produits concurrents ayant des qualités différentes et qui est dû aux différentes manières de production. Afin de respecter l'équivalence des fonctions, il est plus judicieux de comparer les phases d'exploitation des procédés et non les procédés tout au long de leur cycle de vie (Chevalier, 1999). Cette notion de qualité apparaît surtout dans l'étude des procédés de traitement où les contraintes réglementaires doivent apparaître d'une manière ou d'une autre dans l'unité fonctionnelle des procédés. La conformité d'un procédé par rapport aux contraintes environnementales (normes de rejets) est un critère éliminatoire avant toute procédure d'analyse de cycle de vie des procédés (Suh, 2002).

Le choix de l'horizon temporel de certains impacts doit être en adéquation avec le temps de vie du procédé. Il a été montré dans une étude d'ACV des centrales électriques que les facteurs d'équivalence du *GWP* dépendent de l'horizon de temps des GES et du temps de vie des systèmes (Van de Vate, 1997).

IV.1.2 Définition des frontières du système

L'évaluation environnementale des procédés dépend fortement des frontières des systèmes. Elle nécessite une étude des traits qui caractérisent le procédé et sa relation avec l'environnement et le contexte socio-économique. Etant donné que la procédure de fixation des frontières des systèmes est complexe et tributaire de contraintes de temps, de données et/ou de ressource, deux approches ont été mises en place pour faire face à ce problème. La première approche est basée sur l'analyse ou la typologie des procédés. La seconde approche est la méthode d'analyse d'entrant et de sortant (Input-Output Analysis, ou IOA).

IV.1.2.1 Approche par analyse du procédé

Trois aspects différents définissent la typologie des procédés : le processus, la solution technique associée et la fonction du procédé.

IV.1.2.1.1 Approche par le processus

Cette approche permet de définir les frontières partielles du système en sélectionnant les processus élémentaires liés au cycle de vie du système étudié et contribuant aux impacts environnementaux les plus importants. Les processus élémentaires retenus par la systémique sont les processus de transformation, de transport et de stockage. Ces processus élémentaires peuvent coexister en même temps. Ensuite, les frontières du système sont fixées en utilisant des critères de sélection pour choisir les flux élémentaires pertinents des processus élémentaires. Ce choix se fait d'une manière itérative pendant la définition du champ de l'étude. Les critères retenus par la norme sont la pertinence massique, énergétique et environnementale (ISO/TR14049, 1998). Ainsi, pour décider d'insérer une activité dans l'analyse de cycle de vie d'un procédé, on doit vérifier le potentiel de perturbation de cette activité dans le cas de non existence du procédé. Par exemple, les processus de stockage et transports sont souvent communs à de multiples cycles de vie. Par conséquent, la fabrication et la maintenance des sites de stockage ne sont pas à imputer au cycle de vie d'un procédé. Le même raisonnement est fait pour les transports et les composants d'assemblage (visserie, les colles, les rivets, etc.) qui ne sont pas spécifiques à un procédé. De plus, l'ACV ne prend pas en compte les risques d'accidents et le régime dynamique des procédés (Chevalier, 1999).

Bien que cette méthode soit très systématique et opérationnelle en pratique, certains praticiens lui reprochent d'être qualitative voir arbitraire dans le choix des processus élémentaires. De plus, la prise en compte des détails relatifs à chaque étape est influencée par le choix du praticien et de la disponibilité des données (Raynolds et al. 2000). Une ACV ne peut pas être réalisée à partir de choix qualitatifs, particulièrement dans le cas de comparaison de différents procédés où on peut ne pas avoir des frontières répétables et de même niveau.

Une autre méthode alternative permet de choisir les frontières du système d'une manière systématique, quantitative et simplifiée. Elle s'appelle « Relative Mass-Energy-Economic (RMEE) Method » (Raynolds et al. 2000). Cette méthode utilise des règles de coupure de masse, d'énergie et de valeur économique par rapport à l'unité fonctionnelle. La procédure d'inclusion ou d'exclusion des flux élémentaires est appliquée d'une manière itérative à chaque maillon de la chaîne des processus élémentaires, établie préalablement sur la base de l'unité fonctionnelle. Bien que la méthode RMEE permette un gain de temps et de ressources, elle ne prend pas en compte la pertinence environnementale. Par conséquent, lors de l'analyse

d'un procédé générant des émissions principales toxiques, l'utilisation de la méthode RMEE serait inappropriée (Suh, 2002).

IV.1.2.1.2 Approche par la solution technique

Un procédé possède deux types de flux entrants et de sortants : les flux fonctionnels et les flux de fonctionnement. Les flux fonctionnels définissent la fonction du procédé et interviennent dans la comparaison des rendements des opérations de transformation. Les flux de fonctionnement sont les flux consommés par le procédé pour effectuer cette fonction et sont retenus dans une ACV. Autrement dit, les flux fonctionnels sont ceux qui ne permettent plus de définir la fonction du procédé s'ils venaient à manquer (Chevalier, 1999). Les types de transformations (**physiques, chimiques, et biologiques**) peuvent influencer le champ de l'étude, par conséquent les flux fonctionnels. Ainsi, les flux fonctionnels peuvent être pris en compte dans le cas où une différence technique notoire existe entre les procédés (le paramètre rendement doit être éliminatoire) ; ou s'ils sont très différents d'un système étudié à un autre ; ou alors s'ils induisent des charges environnementales indirectes (induites ou différées) dû à des transferts de pollution (Chevalier, 1999 ; Wenisch, 1999).

D'autres critères de l'approche par solution technique peuvent être utilisés pour la définition des frontières du système. Ils sont relatifs à la durée de vie de la fonction réalisée, à la représentativité et la complexité technique du procédé, et au type de matériaux et d'énergie consommés (Chevalier, 1999).

IV.1.2.1.3 Approche par la fonction du procédé

Pour des raisons de simplification de l'analyse environnementale d'un procédé, la fonction du procédé est reliée à tel ou tel problème environnemental. Toutefois, cette approche est subjective car elle est souvent basée sur des préjugés. Les deux types de fonction habituellement reconnue pour les procédés de transformation sont la production et le traitement. Pour l'étude d'un procédé de production, on introduit les flux amonts (consommation des ressources) pour assurer la production et les flux avals (polluants). Pour l'étude d'un procédé de traitement, les flux avals, des flux différés et induits sont introduits dans le champ de l'étude. En effet, pour les procédés de traitement, on recherche « l'éco-comptabilité » des produits issus du traitement et la limitation du transfert de pollution. Rechercher « l'éco-comptabilité » consiste à rendre les polluants moins mobilisables, ou à les

rejeter sous des formes physico-chimiques proches des formes naturelles, afin de moins perturber les écosystèmes (Wenisch, 1999).

Cependant, le cycle de vie d'un procédé n'est pas entièrement défini par le procédé lui-même. Il est aussi défini par son contexte socio-économique (par exemple, la zone géographique) où le procédé échange ses produits. Par conséquent, l'ACV ne doit pas évaluer les procédés en dehors de leur contexte socio-économique. C'est pour cette raison que certains praticiens préfèrent l'approche par analyse d'entrants et de sortants (AES) pour l'élaboration des frontières du système.

IV.1.2.2 Approche par analyse d'entrant et de sortant (AES)

Il ne faut pas confondre la méthode AES avec l'approche classique par les entrées et sorties du procédé. Dans cette dernière, l'évaluation d'impacts est orientée à des critères environnementaux (globaux, régionaux ou locaux) selon la nature des entrées (ressources consommées) et des classes de sorties (polluants) présents dans l'inventaire (Chevalier, 1999). La méthode AES, quant à elle, prend en compte tous les secteurs économiques entourant le système étudié. Elle permet l'allocation des impacts indirects liés aux échanges (entrants et sortants) entre les différents secteurs économiques (Nielsen, 2001). Une matrice de coefficients d'échanges monétaires des différents secteurs économiques est utilisée comme base d'allocation. La valeur économique de chaque secteur de production secondaire (acheteurs) est normalisée par rapport à la valeur économique totale de chaque secteur de production primaire (vendeurs). Un secteur de production peut être à la fois primaire et secondaire. Ensuite, les charges environnementales des entrants (ressources consommées) et des sortants (polluants) (vendeurs) sont normalisées par rapport à l'unité monétaire pour chaque secteur de production primaire. Ainsi, les impacts environnementaux de chaque secteur économique sont alloués aux autres et vice versa. Un modèle mathématique a été développé par des économistes pour prendre en compte l'ensemble du cycle de vie de chaque secteur économique (Leotief, 1970). Afin de prendre en compte la particularité des procédés parmi les secteurs économiques et augmenter la résolution de classification des secteurs, une approche intégrée a été développée, la méthode AES hybride (Nielsen, 2001 ; Treloar, 1997). Elle consiste à l'insertion des données relatives à l'analyse des procédés dans les matrices d'échanges monétaires et des charges environnementales. La méthode AES hybride est très utilisée dans les études intégrant l'écologie industrielle. La méthode AES hybride donne des résultats différents de l'approche par analyse du procédé (Suh, 2002). Hondo (2005) et Van de

Vate (1997) ont utilisé la méthode AES hybride pour estimer les GES du cycle de vie de neuf centrales conventionnelles et alternatives. Lave et al. (2000) ont utilisé la méthode AES hybride pour l'analyse environnementale et économique des technologies de propulsion et des carburants.

Bien que la méthode AES hybride soit plus complète que l'approche par analyse du procédé en termes de données, il est difficile d'obtenir les données des charges environnementales des secteurs par unité monétaire. Suh (2002) pense que la résolution de la classification des secteurs industriels est subjective et doit être améliorée. Afin de consolider l'application de cette méthode dans l'ACV, des groupes internationaux et européens travaillent sur la mise en place de tableaux d'entrants-sortant environnementaux induits par le commerce intercontinental et européen. Des études ont été réalisées aussi pour résoudre le problème de subjectivité de la méthode hybride (Nielsen, 2001 ; Treloar, 1997), mais les résultats ne sont pas encore suffisamment satisfaisants pour une application correcte de cette méthode (Suh, 2002).

IV.1.3 Règles d'allocation

L'allocation des charges environnementales entrant et sortant est faite sur la base du flux fonctionnel du procédé. Ce dernier correspond au produit dans le cas d'un procédé de production et du déchet à traiter dans le cas de procédés de traitement. Les règles d'allocation citées précédemment doivent être maniées avec précaution surtout dans le cas des procédés de production ayant des multi-sorties et des procédés de traitement ayant des multi-entrées. Saft (2007), dans une étude d'un procédé de pyrolyse/gazéification des déchets, a montré que les résultats dépendent du choix de la méthode d'allocation par élargissement du système ou par les charges évitées. Jungmeier et al. (1998) dans une étude ACV d'un procédé de cogénération à base de biomasse, a montré que les différentes méthodes d'allocation utilisées donnent des perspectives de remplacement différentes, en matière d'électricité ou de chaleur.

IV.1.4 Evaluation d'impacts environnementaux

Le choix de la méthode d'évaluation d'impact et des catégories d'impacts doit être en adéquation avec le procédé étudié et les flux considérés. Nous remarquons dans la littérature que la méthode Eco-indicateur 99 est beaucoup utilisée dans des ACV des procédés de production, particulièrement pour les systèmes énergétiques (Lombardi, 2000), tandis que la

méthode CML est utilisée dans des ACV de procédés de traitement (Saft, 2007). Néanmoins, certains auteurs préfèrent utiliser les deux méthodes dans une même étude (Benetto, 2004a).

L'agrégation des impacts des flux d'inventaire qui ont des différents horizons spatio-temporels représente aussi une contrainte méthodologique dans une ACV des procédés. Certains auteurs préfèrent présenter les écoprofiles sans agrégation des flux (Ardente et al. 2005). Par ailleurs, il existe plusieurs méthodes d'agrégation qui peuvent résoudre cette problématique parmi lesquelles l'agrégation partielle (Munda, 1995). Une agrégation partielle, multicritère, basée sur la logique floue a été adoptée pour l'agrégation des impacts causés par une centrale électrique et les sous systèmes se trouvant dans les frontières du système (Benetto et al. 2004a). L'agrégation des impacts a été réalisée seulement pour les impacts globaux, l'épuisement des ressources, l'effet de serre et la diminution de la couche d'ozone.

IV.1.5 Recommandation et améliorations

L'objectif d'une ACV est aussi de réduire potentiellement l'impact sur l'environnement de la réalisation d'une fonction. Or, si les solutions d'amélioration portent sur des activités qui ne sont pas dépendantes de manière importante de la fonction étudiée, les améliorations ne pourront être que mineures (Chevalier, 1999). L'approche cycle de vie permet de mettre en place une amélioration continue des produits et des procédés par itérations successives (Chevalier, 1999). En effet, dans certains cas d'amélioration du bilan environnemental global d'un procédé après une étude ACV globale, on propose une amélioration de l'étape de la construction plutôt que de la phase d'exploitation. Ceci représente une substitution de la phase d'exploitation du procédé par une autre phase d'utilisation d'un autre procédé. Ceci n'est pas forcément meilleur pour l'environnement, car le procédé substitué pouvait très bien être le plus propre sur tout son cycle de vie, tout en étant mauvais lors de son utilisation.

IV.2 Complémentarité entre l'ACV et le génie des procédés

Le génie des procédés est un outil utilisé par l'ACV au niveau de l'inventaire (bilan matière et énergie) et l'évaluation des impacts (modèles de transport des polluants entre milieux) (Chevalier, 1999 ; Cowan et al. 1995). L'ACV peut être appliquée dans le génie des procédés comme un outil de mesure de l'efficacité environnementale. Les objectifs de l'ACV en termes de diagnostic, d'amélioration, de contrôle et de choix sont compatibles avec l'ensemble des outils du génie des procédés (Chevalier, 1999). Aujourd'hui, avoir un procédé plus

respectueux de l'environnement devient un gain économique et apporte un avantage technique et commercial. Par conséquent, l'évaluation des impacts globaux d'un système devient un besoin pour tout concepteur de procédé (Chevalier, 1999). Ainsi, l'utilisation des outils de simulation du génie des procédés tels que HYSIS (Hyprothech, 2002) et ASPEN PLUS (AspenTech, 2001) pourrait donner un aperçu de la performance environnementale du procédé avant sa commercialisation. Les modèles mathématiques fournissent des données topologiques et opérationnelles plus précises dans l'analyse de l'inventaire et ils facilitent l'imputation des charges environnementales dans le cas des procédés multi-entrées ou multi-sorties (Carpentieri et al. 2005 ; Benetto et al. 2004a ; Cornelissen, 1997 ; Lombardi, 2000).

En outre, l'approche procédé permet aussi de rapprocher l'ACV des autres outils d'évaluation environnementale orientés site (l'Etude des Risques, l'Etude de Danger, l'Audit Environnemental ou l'Etude d'Impact). En effet, l'approche procédé est « orientée site », c'est-à-dire que sa phase d'utilisation est mieux localisée que celle d'un produit. L'approche procédé permet aussi de montrer, si c'est nécessaire, que l'agrégation des flux sur tout le cycle de vie avant évaluation des impacts est incohérente (Chevalier, 1999).

IV.3 Exemples d'application de l'ACV aux procédés

IV.3.1 Analyse des procédés

Au début, l'ACV a été appliquée aux procédés de conversion d'énergie afin d'analyser les émissions de GES et de montrer le potentiel environnemental de l'utilisation des ressources renouvelables par rapport aux ressources fossiles (van de Vate, 1997 ; Jungmeier et al. 1998 ; Nomura et al. 2001 ; Kannan et al. 2004). Plusieurs études ACV ont été réalisées pour montrer les bénéfices d'utiliser des systèmes solaires (Crawford et Treloar, 2004 ; Tsilingiridis et al. 2004 ; Mirasgedis et al. 1996). L'analyse des procédés chimiques tel que ceux de polymérisation a été aussi considérée (Do Amaral, 2004).

IV.3.2 Sélection des procédés

L'importance de l'utilisation de l'ACV comme un outil de sélection des procédés a été reconnue par plusieurs organismes de management environnemental, comme l'IPCC (Directive EU, 1996) et l'agence de l'environnement anglaise (HMOS, 1997). L'application des approches de type « site spécifique » dans le choix des procédés a suscité des critiques, notamment la Meilleure Option Environnementale Praticable « the Best Practicable

Environmental Option (BPEO) » et la Meilleure Technique Disponible « the Best Available Technique (BAT) » (Azapagic, 1999). L'ACV a été appliquée pour le choix des meilleures techniques d'abattement de pollutions en fin de processus, comme par exemple, l'absorption et l'adsorption des polluants (Golonka et Brennan, 1996 ; Yates, 1998). L'ACV a été utilisée aussi pour la sélection des procédés de production comme celui du CO₂ liquide et de O₂ dans des applications de traitement des eaux usées par boues activées (Rice, 1997).

Plusieurs études ont été faites pour l'évaluation comparative de plusieurs options de centrales électriques à partir des ressources fossiles et renouvelables (Waku et al. 1995 ; Tahara et al. 1997 ; Spath et al. 1999 ; Spath et al. 2000 ; Schleisner, 2000 ; Tillman, 2000 ; Gagnon et al. 2001 ; Labrecque et Teodorescu, 2001 ; Mann et Spath, 2001 ; Mathur et al. 2002 ; Keoleian et Lewis, 2003 ; Benetto et al. 2004a ; Heller et al. 2004 ; Kannan et al. 2004 ; Carpentieri et al. 2005 ; Hondo, 2005 ; Kannan et al. 2005). Certaines études ACV ont été limitées à certains flux de l'inventaire, à un seul impact ou une seule étape du cycle de vie.

L'ACV a été aussi appliquée aux procédés de traitement tels que les procédés de fin de processus dans l'industrie chimique (Klemeš et Huisingh, 2008), les procédés de traitement des déchets solides et des eaux usées (Bengtsson et al. 1997), les incinérateurs (Saft, 2007).

L'ACV a été appliquée au secteur du transport, responsable d'une grande partie des impacts environnementaux et de l'épuisement des énergies fossiles. Le cycle de vie de ce secteur est très complexe (Granovskii et al. 2007) car il intègre l'ACV des véhicules (Joshi et al. 2004 ; Vink et al. 2003 ; Amatayakul et Ramnäs, 2001), celle des carburants/biocarburants (production, transport et stockage) (Tan et Culaba ; Dante et al. 2002 ; Koroneos et al. 2004 ; Niederl et Nzrodoslawsky, 2008) et celle des technologies de propulsion (Lave et al. 2000 ; Pehnt, 2001). Ces études ont montré que d'autres critères sont importants dans l'analyse tels que les coûts, les caractéristiques des carburants et des véhicules (poids, densité, distance parcourue) ainsi que leurs performances.

Il a été montré que le choix du procédé dépend de la disponibilité de la technologie dans le marché (Yates, 1998) et le choix de la meilleure option (BPEO) dépend du système avec lequel le procédé opère (Azapagic, 1999) et change en fonction de la frontière des systèmes définie (Golonka et Brennan, 1996 ; Rice, 1997). L'impact environnemental d'un produit varie en fonction de la source d'énergie, du procédé de production et de la complexité de la chaîne de production (Dante et al. 2002). Il a été montré que, dans l'étude d'ACV des

centrales électriques, la prise en compte ou non de certains flux dans la chaîne de production influence le résultat final du GWP (Van de Vate, 1997). C'est le cas des fertilisants pour la production de la biomasse et les émissions de CH₄ des champs d'exploitation des ressources fossiles. Saft (2007), par une analyse de sensibilité, a montré l'influence du choix de la source d'énergie fossile sur la performance environnementale du cycle de vie d'un procédé de pyrolyse/gazéification. Par ailleurs, l'utilisation de l'ACV dans l'analyse des procédés permet d'identifier les opportunités de réutilisation des sous-produits dans d'autres secteurs comme matières premières. Cela est en conformité avec le concept de l'écologie industrielle où un déchet produit par un procédé devient une matière entrant dans un autre procédé (Azapagic, 1999). Ainsi, la valorisation et la réutilisation des polluants sont plus bénéfiques par rapport à l'environnement plutôt que des options de non valorisation. Dans ce sens, Azapagic (1999) pense que les restrictions gouvernementales par rapport aux polluants devraient être plus flexibles et laisser les évaluations des différentes options basées sur des études au cas par cas. Cependant, le choix de la meilleure technique dépendra des caractéristiques spécifiques des processus telles que les débits des gaz et la concentration du polluant dans le rejet (Yates, 1998).

IV.3.3 Eco-conception des procédés

Le processus d'éco-conception fait intervenir tous les critères liés à toutes les technologies disponibles qui effectuent la fonction, la performance des procédés, la chaîne de production et les fournisseurs, les distances entre les différents secteurs, les réglementations et les exigences des consommateurs (Azapagic, 1999). Il a été préconisé que les principes de l'éco-conception suggèrent de ne pas agréger l'information afin d'identifier les étapes avec les plus grands impacts et celles qui a les plus grands potentiels d'amélioration (Ardente et al. 2003a ; 2003b). L'approche d'éco-conception peut être intégrée dans le contexte de management environnemental et utilisée au sein des entreprises dans le cadre de « pollueur-payeur » ou « responsabilité du producteur ». La méthode LCPD « Life Cycle Product/Process Design (LCPD) » considère l'environnement dans la dernière étape de conception comme un critère supplémentaire aux critères traditionnels techniques et économiques (Azapagic, 1999).

IV.3.4 Eco-conception optimale des procédés

L'analyse de cycle de vie a été utilisée par les décideurs dans la phase de planification afin de fournir un guide pour l'optimisation des technologies propres. Une fois que tous les critères

de conception importants sont identifiés, un modèle d'optimisation multi-objectifs (Azapagic, 1999) peut être identifiée afin d'obtenir une évaluation quantitative des différentes options pour l'amélioration environnementale, technique et économique. L'optimisation multi-objectifs doit considérer tous les critères simultanément si on cherche des améliorations environnementales globales. En outre, atteindre des impacts globaux minimaux peut aussi résulter dans des opérations de procédés moins chères (Azapagic, 1999). Des approches similaires à la méthode LCPD ont été proposées par Kniel et al. (1996), Pistikopoulos et al. (1996) et Stefanis et al. (1995). Ces approches ont intégré les principes de l'ACV dans le cadre de l'optimisation des procédés via la méthodologie de l'Impact Environnemental Minimum. La conception optimale d'un procédé de polymérisation du chlorure de vinyle a été montrée qu'un objectif d'émission nulle ne peut pas être toujours la meilleure politique environnementale et qu'un degré optimum d'abattement est préférable.

Nous nous intéresserons plus particulièrement aux applications de l'ACV pour l'analyse, la sélection et l'éco-conception des procédés de traitement des eaux usées dans le quatrième chapitre.

IV.4 Problématiques majeurs de l'ACV

IV.4.1 Limites scientifiques

Bien que l'ACV soit considérée comme un outil de management bénéfique dans les pratiques industrielles (Ehrenfeld, 1997), les techniques utilisées ont été considérées comme des outils scientifiques incertains et sujets à des erreurs quantitatives et qualitatives (Nash et Stoughton, 1994 ; Ayres, 1995 ; Lave et al. 1995 ; Owens, 1997). Le premier reproche est relié à l'approche holistique de l'ACV, notamment la pensée « cycle de vie », bien qu'elle permette d'avoir une vision globale du système étudié (Burgess et Brennan, 2001). Le critère holistique de l'ACV a rendu l'évaluation de certains impacts parfois non disponibles (les nuisances, environnement du travail, les risques) ou non consensuelle à cause des problèmes de linéarités et de la subjectivité des approches de classification, de modélisation, d'agrégation et de pondération des impacts. Cet aspect holistique est responsable des pertes des dimensions spatio-temporelles des impacts environnementaux, comme les impacts locaux, particulièrement les impacts de toxicité et d'écotoxicité. Les pertes des informations spatiales, temporelles, dose-réponse et de seuils, augmentent l'incertitude de l'évaluation d'impact (Owens, 1997 ; Seager et Brown, 2001). Le choix des frontières du système cause des

problèmes d'affectation dont les règles ne sont pas aussi consensuelles (Burgess and Brennan, 2001 ; Stromberg et al. 1997 ; Lee et al. 1995 ; Huppel, 1994).

Ces points critiques nécessitent toujours un développement tel que l'évaluation de l'impact lié à l'appauvrissement des ressources naturelles. Le terme « épuisement » est utilisé idéalement pour les ressources non renouvelables ou les ressources dont le débit d'épuisement est plus rapide que celui de leur restauration. Il dépend aussi des réserves prouvées et publiées et dont l'exploitation est techniquement et économiquement faisable. De plus, les ressources naturelles se trouvent à des concentrations différentes, et les plus concentrées sont les plus faciles à extraire (Hau, 2002). Par ailleurs, dans le cadre d'une écologie industrielle, certaines ressources sont recyclées et valorisées dans la chaîne de production comme les métaux et les emballages. De plus, certaines ressources sont difficiles à évaluer comme les ressources en eau, les ressources renouvelables et l'occupation de l'espace. Cette description montre combien il est relatif et subjectif de parler d'épuisement des ressources. En outre, les modèles utilisés pour quantifier l'épuisement des ressources naturelles sont subjectifs. Certains modèles font la différence entre les énergies fossiles et les minerais, tandis que d'autres les regroupent dans une même catégorie d'impact. Les modèles sont subjectifs car ils agrègent les ressources énergétiques primaires et secondaires et les minerais sur la base du contenu énergétique. Ils ne prennent pas en compte la différence de qualité entre ces ressources et sa perte à travers la chaîne de production durant la compilation de l'inventaire. Ainsi, l'aspect d'épuisement et de modélisation doit introduire le critère de qualité dans l'agrégation des flux des ressources consommées et sa perte dans la chaîne de production. Dans ce contexte, l'exergie qui représente l'unité de mesure de la qualité et de la quantité de la matière première et leurs pertes dans la chaîne de production a été suggérée (Connelly et Koshland, 1997). L'utilisation de l'exergie au sein du cadre méthodologique de l'ACV pour la compilation et l'agrégation des flux de l'inventaire paraît intéressante pour mieux juger de l'épuisement des ressources naturelles (Cornelissen, 1997). Cette nouvelle approche, appelée l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique, est le sujet de discussion du chapitre suivant.

IV.4.2 Limites pratiques

Bien que plusieurs outils informatiques avec un format de données universel aient vu le jour sur le marché (Gabi, Team, Umberto, SimaPro, etc.), une étude d'ACV reste onéreuse en temps et en argent. Seules les grosses structures (multinationales, regroupement d'entreprises, organismes publiques, etc.) arrivent à investir dans l'évaluation environnementale. A cause de

la complexité de la chaîne de production, certaines données ne sont pas disponibles ou plus qualitatives que quantitatives. Ceci mène à des choix de frontières des systèmes en excluant certains processus et causent, par conséquent, la perte d'informations et la subjectivité des résultats finaux. La complexité des chaînes de production cause aussi des difficultés quant aux choix et applications des lois d'allocation qui influencent aussi la pertinence des résultats finaux.

Afin de réduire les coûts d'analyse et faciliter l'application de l'ACV, plusieurs entreprises ont commencé à développer des outils simplifiés, fiables et adaptables à leurs situations. Cependant, comme l'ACV peut être influencée par le praticien au niveau des choix et des hypothèses, une vigilance doit être particulièrement maintenue en terme de validation et de publication des résultats et de contrôle de la neutralité du responsable de l'étude vis-à-vis des autres acteurs et de leurs intérêts (Renou, 2002).

IV.4.3 Limites stratégiques

Les limites stratégiques sont indissociables des limites scientifiques et pratiques qui sont souvent responsables de la réticence des industriels par rapport à l'utilisation de l'ACV. De son aspect multicritères, l'ACV donne rarement une préférence claire quand plusieurs technologies sont comparées et peut confondre plutôt qu'éclairer les décideurs, quand la préférence varie juste d'une catégorie d'impact à une autre (Heiskanen, 2000). De plus, les méthodes d'agrégation d'impacts développées pour faciliter l'aide à la décision (Hofstetter et al. 2000), ont été considérées comme subjectives, particulièrement, l'agrégation des flux de différentes dimensions spatio-temporelles et des impacts de différentes échelles (Schaltegger, 1997). Dans le monde de l'entreprise une approche ACV simplifiée a été proposée pour l'éco-conception, c'est l'Evaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie (ESQCV) (Bakker, 1995). L'ESQCV est menée à partir des dires d'experts qui limitent les thèmes environnementaux, le champ d'investigation des impacts et les phases du cycle de vie. Les experts limitent aussi les étapes pour lesquelles les améliorations possibles ne sont pas du ressort du demandeur de l'étude. Cependant, la démarche des experts est basée sur des jugements subjectifs (Chevalier, 1999). Par ailleurs, l'ACV pousse l'utilisateur à penser qu'elle pourrait influencer les aspects environnementaux en dehors de sa propre organisation, alors qu'en réalité, la marge de l'influence ou le potentiel de l'aide à la décision est limitée aux contraintes physiques de son organisation (Schaltegger, 1997). D'autres pensent que l'ACV permet de distribuer les impacts environnementaux sur un large système, au lieu de

créer un sens de responsabilité (Heinskaken, 2000). Ainsi, l'ACV ne peut pas être appliquée en dehors du concept de l'écologie industrielle pour un objectif de développement durable (Jolliet, 2002). Afin d'enlever la contrainte de l'aspect multicritère de l'ACV, l'exergie a été considérée comme l'unité qui peut être utilisée pour juger non seulement de l'impact d'épuisement des ressources naturelles mais aussi des autres impacts écologiques et (éco)toxicologiques. Ainsi, tous les critères environnementaux peuvent être agrégés sur la base d'une unité uniforme plus objective que les méthodes de pondération et les problèmes de synergies entre les flux et les impacts peuvent être évités (Ayres et Martinas, 1995 ; Ayres et al. 1997 ; Rosen, 2002 ; Dincer et Rosen, 2005). Nous allons revenir dans le chapitre suivant sur ce nouveau champ, dérivé du concept de l'écologie industrielle, qui considère l'exergie comme la mesure du développement durable.

Bien que l'ACV soit l'outil le plus pertinent pour l'évaluation environnementale, elle est souvent critiquée par les industriels par rapport à son adaptabilité en tant qu'outil d'aide à la décision globale où les critères technico-économiques et sociaux prévalent (Schaltegger, 1997 ; EM, 2002 ; Hau, 2002). L'ACV n'intègre que la dimension environnementale et a été considérée le plus souvent à part dans les processus d'aide à la décision globale qui devraient prendre en compte toutes les dimensions du développement durable, environnementales, techniques, économiques et sociales. Ainsi, l'ACV se révèle comme un outil de gestion environnementale et ne peut pas être appliquée seule dans un processus de décision globale.

Huppès (1996) argumente que l'option principale pour étendre le domaine de l'ACV est de combiner l'ACV et l'analyse des coûts. Klöpffer (2003) a noté que seules les méthodes basées sur le cycle de vie permettent une évaluation de la durabilité. Ainsi, la dimension économique a été considérée à travers l'Analyse du coût du cycle de vie (ACCV), Life Cycle Costing (LCC) en anglais (Norris, 2001 ; Shapiro, 2001). Le LCC est actuellement utilisé indépendamment de l'ACV mais certains auteurs préconisent l'intégration de ces deux outils. C'est également l'avis des chercheurs membres de l'initiative pour le cycle de vie qui estiment que l'intégration de l'ACV et du LCC correspond à une approche *systémique* qui aura un impact potentiel plus important sur les entreprises dans le sens de la mise en œuvre du développement durable.

Le parent pauvre de l'ACV reste la dimension sociale et l'environnement du travail. Plusieurs auteurs proposent des catégories de variables pour l'évaluation des impacts socio-économiques et l'environnement du travail (Burdge, 1987). Ces variables ne sont pas

associées à l'environnement physico-chimique ou biologique mais décrivent plutôt les relations et les interactions humaines tout en mettant l'accent sur les changements associés à un projet mis en place ou à l'activité d'une entreprise. Les aspects considérés sont : la démographie et les conflits associés, les besoins infrastructurels, les conflits dans la communauté et entre celle-ci et les institutions et finalement la modification de la structure familiale. D'autres méthodes ont été développées, basées généralement soit sur des enquêtes quantitatives comme l'analyse des budgets familiaux ou des approches qualitatives comme les *focus groups*. O'Brien et al. (1996) ont présenté un modèle intégrant à l'ACV environnementale des dimensions sociales. L'ACV sociale et environnementale (ACVSE) a été définie comme « un outil analytique servant à décrire et à évaluer l'interaction entre les systèmes sociaux et technologiques tout au long du cycle de vie d'un service ». L'objectif de l'ACVSE est d'offrir une approche structurée et flexible pour identifier les facteurs à réconcilier pour la stratégie et la planification des décisions pour une société durable. Cependant, ces approches posent une fois de plus la question de l'objectivité dont se réclament les chercheurs de l'ACV.

L'intégration de l'ACV dans un processus de décision global peut être menée selon les trois manières suivantes :

- Utilisée comme un processus intégré dans la décision globale ;
- Utilisée comme un outil de confirmation d'une décision basée sur des critères technico-économiques et sociaux ;
- Utilisée comme un outil de présélection des meilleurs systèmes pour l'environnement lesquels seront comparés selon des dimensions technico-économiques et sociales.

Bien qu'une approche intégrée des processus décisionnels soit la plus pertinente (Cernea et Kudat, 1997), certains acteurs de la décision globale préconisent la prise en compte des trois dimensions, mais en dehors du cadre méthodologique de l'ACV. En effet, la problématique d'une approche intégrée résulte dans la formation de la fonction multi-objectif qui devrait être optimisée dans le cas d'une analyse d'éco-conception et déciderait quant au choix d'un système dans le cas de comparaison (Dewulf et al. 2001). La recherche d'une unité uniforme et commune pour tous les critères du développement durable a été la difficulté des chercheurs pour intégrer l'ACV dans l'aide à la décision globale dans les entreprises. Certains chercheurs ont développé des méthodes d'évaluation d'impacts monétaires comme la méthode EPS,

tandis que d'autres ont développé des facteurs de conversion monétaires pour les impacts environnementaux. Cependant, ces méthodes ont été critiquées par les environmentalistes parce qu'elles déviaient l'ACV de son rôle d'un outil de gestion environnementale. Par ailleurs, des chercheurs ont essayé de réconcilier l'ACV avec l'analyse économique en utilisant le concept de l'exergie comme unité uniforme et commune entre les critères environnementaux et économiques (Seager et Theis, 2002). Ce nouveau champ, issu aussi du concept de l'écologie industrielle, va être discuté dans le chapitre suivant.

Par ailleurs, le cadre méthodologique de l'ACV ne peut pas rendre compte de l'efficacité des systèmes étudiés, un paramètre important dans la décision finale de l'éco-conception des procédés (Ardente et al. 2005). La sélection d'un procédé durable dépend de l'efficacité de conversion des ressources en produits finaux et des émissions générées (Dewulf et al. 2001). La faible utilisation des énergies fossiles est corrélée avec le coût compétitif dans le marché, et la stratégie de réduction du coût de production est liée indirectement à l'augmentation de la performance des procédés (Vink et al. 2003). Certaines études ont montré l'influence que pourrait avoir l'efficacité énergétique d'un procédé sur sa performance environnementale. Saft (2007) a trouvé que la meilleure efficacité énergétique du procédé pyrolyse/gazéification des déchets a causé une faible consommation d'énergie fossile et ainsi de faibles impacts d'acidification, de *GWP* et de la toxicité humaine par rapport à un incinérateur à four rotatif. D'autres chercheurs ont considéré l'efficacité comme un critère supplémentaire de sélection (Lombardi, 2003). L'efficacité d'une configuration avec l'introduction ou le changement d'une opération unitaire dans un procédé a un impact sur l'efficacité de ce dernier et donc sur la consommation des ressources, comme l'introduction d'une unité de traitement en fin de processus.

Par ailleurs, l'analyse exergetique est un outil mis en œuvre par le génie des procédés pour analyser et comparer les installations du point de vue thermodynamique. Elle offre une possibilité pour une détermination plus représentative de l'efficacité des procédés et des matières consommées en amont. L'utilisation du concept de l'exergie comme un critère supplémentaire à l'ACV pour juger de l'efficacité des systèmes consiste à l'extension de l'ACV à l'approche de l'Analyse de Cycle de Vie Exergetique.

V. CONCLUSION

Conçue dans un premier temps comme un outil de gestion environnementale, en particulier pour l'évaluation de la consommation énergétique puis de la production de déchets, l'ACV ne cesse d'évoluer. En effet, l'ACV est reconnue comme un outil d'éco-conception qui donne une vision globale de toutes les activités anthropiques. Avec la prise de conscience croissante face aux risques environnementaux, les entreprises subissent une pression de plus en plus forte de la part des groupes sociaux soucieux d'un développement durable dans leurs processus de gestion et d'aide à la décision. Avec l'ACV, les ressources naturelles pourront être économisées et les impacts environnementaux minimisés via la stratégie d'éco-conception présentée dans le premier chapitre. Ainsi, l'ACV représente un outil de l'écologie industrielle et s'aligne donc sur la première perspective de mise en œuvre du développement durable, c'est-à-dire l'amélioration de l'efficacité du mode de développement actuel en passant par l'amélioration du processus de production.

Développée au départ pour des produits, l'application de l'ACV aux procédés n'est pas toujours simple. De plus, l'ACV connaît quelques limites tant au niveau méthodologique qu'au niveau de la quantification de l'éco-efficacité des procédés, l'un des critères de l'éco-conception et de la durabilité des procédés. Par ailleurs, la thermodynamique via l'exergie est connue pour sa capacité à quantifier l'efficacité réelle d'un procédé. Dans ce contexte, l'exergie sera considérée au sein du cadre méthodologique de l'ACV. Dans le chapitre suivant, les applications de l'exergie dans le contexte du développement durable, particulièrement dans l'ACV, seront explicitées.

CHAPITRE III

ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE DES PROCÉDES

*« Il ne peut pas y avoir de morale
scientifique ; mais il ne peut pas non
plus y avoir de science immorale »*

Henri Poincaré

NOMENCLATURE

A	Surface (m ²)	ν	Volume spécifique (m ³ /kg)
c	vitesse de la lumière dans le vide (m/s)	x	Fraction massique du composé dans le mélange liquide (-)
C_p	Capacité calorifique spécifique (kJ/kg K)	\tilde{x}	Fraction molaire du composé dans le mélange liquide (-)
\dot{E}_x	Flux d'exergie (W)	y	Fraction massique du composé dans le mélange gazeux (-)
ex	Exergie spécifique (kJ/kg)	\tilde{y}	Fraction molaire du composé dans le mélange gazeux (-)
\tilde{ex}	Exergie molaire (kJ/kmole)	\dot{W}	Puissance de travail (W)
ex_{ch}	Exergie chimique spécifique (kJ/kg)	<i>Grec</i>	
ex_{ph}	Exergie physique spécifique (kJ/kg)	α	Coefficient de renouvelabilité (-)
ex_v	Exergie cinétique spécifique (kJ/kg)	η	Efficacité exergetique (-)
ex_p	Exergie potentielle spécifique (kJ/kg)	γ	Coefficient d'activité (-)
$\Delta_f \tilde{g}$	Enthalpie libre molaire de formation (kJ/kmole)	ν	Coefficient stoechiométrique
$\Delta_r \tilde{g}$	Enthalpie libre molaire de réaction (kJ/kmole)	ϕ	Coefficient de proportionnalité
h	Enthalpie spécifique (kJ/kg)	$\tilde{\mu}$	Potentiel chimique (kJ/kmole)
\dot{H}	Flux d'enthalpie (W)	<i>Indice</i>	
i	Irréversibilité (W)	0	Conditions environnementales
L	Fraction massique de la phase liquide dans le mélange (-)	d	Dévaluation
\dot{m}	Débit massique (kg/s)	g	Gaz
P	Pression (Pa)	i	Composé dans le flux gazeux ou liquide
\dot{Q}	Flux de transfert de chaleur (W)	j	Flux
R	Constante des gaz parfait (kJ/kmol K)	v	Vapeur
S	coefficient de durabilité (-)	v	Vitesse du système
s	Entropie spécifique (J/kg k ⁻¹)	z	Hauteur du système (m)
T	Température (°C, K)	<i>Exposant</i>	
V	Fraction massique de la phase gazeuse dans le mélange (-)	0	Conditions de l'état mort standard
		a	Aqueuse

I. INTRODUCTION

L'exergie est la quantité de travail maximum obtenue lorsqu'une matière est portée à un état d'équilibre thermodynamique avec un état de référence par des processus réversibles (Szargut et al. 1988a). Le potentiel maximum d'un travail d'un flux/énergie ne peut être obtenu que par des processus réversibles. Dans ces conditions, il n'y a pas d'émission dans l'environnement ni d'épuisement des ressources naturelles. Cependant, en réalité, tous les processus sont irréversibles. Ainsi, il existe une relation directe entre l'exergie et l'épuisement des ressources naturelles et indirecte avec les émissions. La relation entre l'efficacité exergétique des procédés et les impacts environnementaux n'est pas considérée dans le cadre méthodologique de l'ACV.

L'analyse exergétique est appliquée à l'échelle du procédé ou de l'équipement et elle ne prend pas en compte l'exergie consommée dans les procédés précédents. D'autres types d'analyses basées sur l'exergie prennent en compte celle de toutes les ressources naturelles consommées dans une chaîne de production. Ainsi, le cycle de vie exergétique est considéré en étendant la frontière de l'analyse exergétique aux autres activités industrielles concernées avec l'analyse de Consommation d'Exergie Cumulée (Szargut et al. 1988a). L'analyse exergétique a été aussi étendue pour inclure les dimensions économiques avec l'analyse Thermoéconomique (Bejan et al. 1996) et l'Analyse d'Exergie Etendue (Sciubba, 2001).

Il a été argumenté que le concept de l'optimisation exergétique des procédés industriels peut être justifié dans des domaines environnementaux (Connelly et Koshland, 1997) ou moraux (Ayres et Martins, 1995). Toutefois, les applications actuelles ont concerné seulement les industries où les critères thermodynamiques et économiques sont étroitement liés (Seager and Theis, 2002). Les deux dernières décennies ont été riches en matière de recherches publiées sur l'analyse exergétique des procédés mais la plus grande attention a été portée aux centrales thermiques, aux procédés de conversion de chaleur et à l'énergie solaire (Bejan, 1996) ainsi qu'aux procédés de réfrigération et de distillation (Cornelissen, 1997 ; Brodyansky et al. 1994).

Dans la seconde partie de ce chapitre, nous définirons le concept d'exergie et nous décrirons les différentes formes d'exergie ainsi que les procédures de calcul. Nous décrirons aussi le bilan exergétique appliqué au procédé selon l'approche « site-spécifique » et la pensée de cycle de vie via l'analyse CExC. Dans la troisième partie, nous expliciterons les différentes

motivations d'application de l'exergie pour juger de la durabilité et de l'éco-efficacité des procédés et ainsi pour bien définir son rôle dans l'éco-conception, particulièrement dans le cadre méthodologique de l'ACV. Ainsi, l'objectif est d'identifier comment l'exergie peut être utilisée comme un indicateur d'impact environnemental potentiel aussi bien que pour juger de l'épuisement des ressources naturelles et des autres impacts environnementaux. Afin de quantifier la durabilité des procédés, l'objectif est aussi de développer des méthodes holistiques basées sur l'exergie qui prennent en compte simultanément les facteurs techniques, environnementaux, économiques et sociétaux. Enfin, le cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique est présenté dans la quatrième partie. Cette méthodologie est proposée pour l'éco-conception *a priori* des procédés à partir de l'analyse fonctionnelle et des outils de simulation.

II. ANALYSE EXERGETIQUE

II.1 Historique de l'exergie

La thermodynamique est basée sur deux principes : la première loi et la deuxième loi de la thermodynamique. La première loi décrit la conservation de la matière et de l'énergie, tandis que la deuxième loi est utilisée pour décrire la variation de la qualité de l'énergie à travers un système donné. La première loi ainsi que la deuxième ont été établies par Von Mayer et Carnot, respectivement, dans la première moitié du 19^{ème} siècle. Dans la deuxième moitié du 19^{ème}, le concept d'exergie a été définie comme un cas spécial de l'énergie disponible de Gibbs d'un corps et d'un milieu lorsque ce dernier est entouré par un milieu à température et pression constantes (Dewulf et al. 2008). Les bases de l'analyse de la deuxième loi ont été établies par Gouy en 1889 et Stodola en 1898. La loi qui a porté leurs noms (Szargut, 1980) a été utilisée ensuite par Stodola en 1905 (Mozt et Weaver, 1989) et par Jouguet en 1907 (Jouguet, 1907). En 1932, Keenan (1932) a défini le concept de *disponibilité (Availability)* et l'a utilisé pour l'analyse d'une turbine à vapeur (Keenan, 1951). Ce concept a été appelé ensuite exergie physique par Rant (1953). En 1974, la thermodynamique (bilan de matière et d'énergie et d'exergie) a été proposée comme base de la mesure de la consommation des ressources naturelles dans les procédés de production (Slesser, 1974). Le concept de l'exergie chimique et son état de référence associé ont été introduits par Szargut (1986). L'utilisation régulière de l'analyse exergetique a commencé dans la deuxième moitié du 20^{ème} siècle.

II.2 Définition de l'exergie

L'énergie peut se manifester (se stocker) de deux manières : ordonnée ou désordonnée. La forme ordonnée se manifeste sans transformation des molécules porteuses d'enthalpie via l'énergie de travail, l'énergie cinétique et l'énergie potentielle. La forme désordonnée se manifeste par la transformation des molécules via l'énergie physique (thermique et mécanique) et chimique (compositionnelle et réactionnelle). Un transfert réversible d'énergie ordonnée n'entraîne pas un changement d'entropie d'un système, tandis qu'une partie seulement de l'énergie désordonnée peut être convertie en d'autres formes d'énergie. C'est cette partie qui représente l'exergie. L'exergie est définie comme le potentiel de travail maximum qui peut être obtenu quand une matière (ou une forme d'énergie) ou un système est porté de son état initial à l'état d'équilibre avec son environnement à partir de processus physiques et chimiques réversibles – par lesquels le système interagit seulement avec

l'environnement – résultant d'un transfert de chaleur et de matière. Chaque état est défini par une température T , une pression P et une composition chimique x . En d'autres termes, l'exergie est la partie, dans un environnement donnée, qui peut être transformée en d'autres formes d'énergie *noble*. Elle est considérée comme la mesure de la capacité d'un système à causer un changement.

Selon le second principe de la thermodynamique, dit de dissipation, il n'y a pas de pertes d'énergie mais plutôt des pertes de possibilités d'utiliser l'énergie pour des usages externes, ce qui correspond parfaitement à la définition de l'énergie utilisable (l'exergie) établie par Gouy. En pratique, la transformation des ressources à partir d'un processus résulte en un travail, une chaleur, un produit, un coproduit, un polluant et un déchet qui contiennent une partie de l'exergie consommée. L'exergie finale contenue dans les sorties n'est pas équivalente à l'exergie initiale contenue dans les ressources ; la différence est dissipée via la génération d'une entropie irréversible. Indépendamment, Gouy et Stodola ont montré que la valeur absolue de cette perte d'exergie est égale à la production d'entropie multipliée par la température de l'environnement. Lorsqu'on atteint l'équilibre thermodynamique, l'utilité de l'exergie disparaît et le système n'est plus capable de produire un changement ou de réaliser une action. Cet état est donc connu comme l'état mort où l'exergie vaut zéro. Pour des raisons pratiques un environnement de référence est considéré être suffisamment infiniment grand de telle sorte que ses paramètres ne soient pas affectés par l'interaction avec le système considéré.

II.3 Analyse Exergétique

L'exergie totale d'un système peut être divisée en deux fonctions de transfert et une fonction d'état (Kotas, 1995). Les fonctions de transfert contiennent l'exergie du travail (forme ordonnée) et l'exergie de la chaleur (forme désordonnée). La fonction d'état correspond à l'exergie associée à la matière qui est composée de l'exergie inertielle cinétique et potentielle (forme ordonnée) et l'exergie substantielle physique et chimique (forme désordonnée). L'exergie associée à la matière est la mesure de la qualité d'énergie qu'elle contient. La somme de l'exergie physique et chimique est appelée aussi l'exergie thermique par Szargut et al. (1988). La Figure III.1 montre la classification des différentes formes d'exergie.

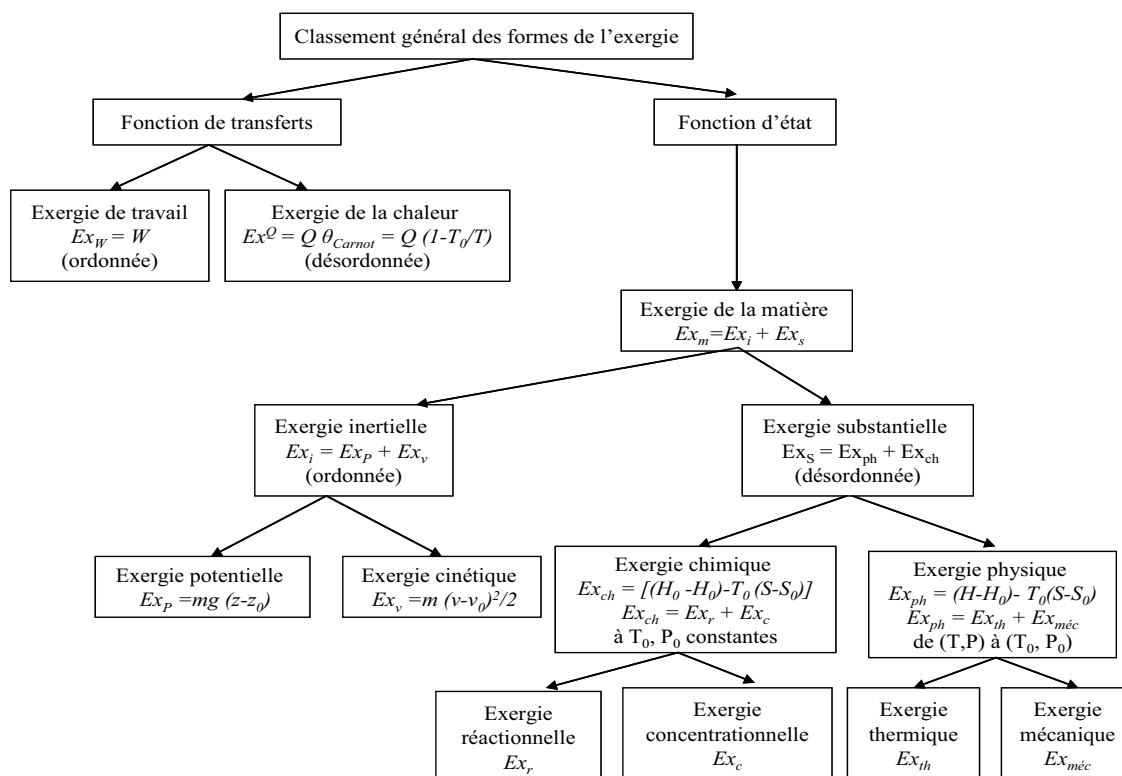


Figure III.1: Classification des formes d'exergie

II.3.1 Exergie du travail

Le flux d'exergie du travail est égal au débit de transfert de travail ou le transfert de la puissance (Equation III.1).

$$\dot{Ex}_W = \dot{W} \tag{III.1}$$

II.3.2 Exergie de chaleur

L'exergie de la chaleur est une fonction de transfert utilisée pour analyser les processus de transfert de chaleur immatériels et la variation du contenu de chaleur de la matière. L'exergie de chaleur est le potentiel de travail maximum qui peut être obtenu, en utilisant une machine réversible, à partir d'une certaine quantité de chaleur Q disponible dans une source de chaleur à une température T constante et d'un puits de chaleur à une température T_0 constante et qui correspond à la température de l'environnement (Equation III.2).

$$\dot{Ex}^Q = \int_A \left(1 - \frac{T_0}{T}\right) \cdot \dot{Q}_i \cdot dA \tag{III.2}$$

où A représente la surface de transfert de chaleur, T la température à laquelle le transfert de chaleur prend place et T_0 la température de l'environnement. Lorsqu'il y a une distribution uniforme de la température, l'exergie de la chaleur est le produit entre la quantité de chaleur échangée avec l'environnement et le facteur de Carnot (Equation III.3).

$$\dot{E}x^Q = \dot{Q} \cdot \left(1 - \frac{T_0}{T}\right) \quad (\text{III.3})$$

II.3.3 Exergie de la matière

L'exergie est une propriété extensive qui dépend des paramètres extensifs du système (l'énergie interne, le volume, l'entropie et le nombre de moles des différents composants chimiques) et des paramètres intensifs de l'environnement (pression, température et potentiel chimique des différents composants, ainsi les potentiels gravitationnels et électromagnétiques, etc.). En excluant les effets nucléaires, magnétiques, électriques et interfaciaux, l'exergie d'un flux j de matière est composée de quatre termes, l'exergie cinétique $Ex_{v,j}$ et potentielle $Ex_{p,j}$ représentant l'exergie inertielle, l'exergie physique $Ex_{ph,j}$ et l'exergie chimique $Ex_{ch,j}$ représentant l'exergie substantielle (Szargut et al. 1988) (Equation III.4).

$$\dot{E}x_j = \dot{E}x_{ph,j} + \dot{E}x_{ch,j} + \dot{E}x_{v,j} + \dot{E}x_{p,j} \quad (\text{III.4})$$

En général, l'exergie potentielle est due à la position d'un système dans un champ de force donnée (par exemple, gravitationnel), tandis que l'exergie cinétique est due à la vitesse d'un système par rapport à un cadre référentiel fixe. L'exergie cinétique est équivalente à l'énergie cinétique lorsque la vitesse est considérée par rapport à la vitesse de la surface de la Terre. L'exergie potentielle est équivalente à l'énergie potentielle lorsqu'elle est évaluée par rapport au niveau moyen de la surface de la Terre dans la localité du procédé étudié. L'exergie cinétique spécifique et l'exergie potentielle spécifique sont données, respectivement par les Equations II.5 et II.6.

$$ex_v = \left(\frac{v^2 - v_0^2}{2} \right) \quad (\text{III.5})$$

$$ex_p = g(z - z_0) \quad (\text{III.6})$$

En général, l'exergie inertielle est négligée dans les bilans exergétiques.

II.3.4 Exergie physique

L'exergie physique est définie comme la quantité de travail maximum que l'on peut obtenir lorsqu'un flux j de substance est portée de son état initial à l'état environnemental défini par sa pression P_0 et sa température T_0 , par des processus physiques réversibles impliquant seulement une interaction thermique et mécanique avec l'environnement (Kotas, 1995). L'exergie physique d'un flux j de substance pure est donnée dans l'Equation III.7.

$$\dot{E}x_{ph,j} = \dot{m}_j [(h - T_0 s) - (h_0 - T_0 s_0)] \quad (\text{III.7})$$

Où \dot{m}_j représente le débit massique du flux j de la matière, T_0 la température environnementale, h et h_0 les enthalpies spécifiques et s et s_0 les entropies absolues spécifiques du flux j de matière, respectivement, à l'état initial et l'état environnemental.

Les valeurs des enthalpies spécifiques et des entropies absolues spécifiques peuvent être obtenues à partir de polynômes ou de tables thermodynamiques, comme par exemple les tables de vapeur (Moran et Shapiro, 1995).

L'exergie physique d'un flux d'une substance peut être divisée en deux termes correspondant à un couple de processus hypothétiques réversibles : un processus isobare prenant place à la pression initiale (correspondant à l'exergie thermique), suivi d'un processus isotherme prenant place à la température environnementale T_0 (correspondant à l'exergie mécanique) (Kotas, 1995) (Equation III.8).

$$\dot{E}x_{ph,i} = \dot{E}x_j^{AT} + \dot{E}x_j^{AP} \quad (\text{III.8})$$

II.3.4.1 Exergie thermique

L'exergie thermique est égale à la quantité de travail maximum qui peut être obtenue quand de la matière est portée de son état initial à l'état d'équilibre thermique (exclusivement) avec son environnement, défini par sa température T_0 (Kotas, 1995) (Equation III.9).

$$\dot{E}x_j^{AT} = \dot{m}_j \left| - \int_p^{p_0} \left(1 - \frac{T_0}{T} \right) dh \right|_p \quad (\text{III.9})$$

II.3.4.2 Exergie mécanique

L'exergie mécanique est égale à la quantité de travail maximum qui peut être obtenue quand de la substance est portée de son état initial à l'état d'équilibre mécanique (exclusivement) avec son environnement, défini par sa pression P_0 (Kotas, 1995) (Equation III.10).

$$\dot{E}x^{AP} = \dot{m}_j \left[(h_i - h_0) - T_0 \cdot (s_i - s_0) \right]_T \quad (\text{III.10})$$

En utilisant la loi des gaz parfaits et supposant que la capacité calorifique isobarique spécifique de la substance est constante, l'exergie physique d'un gaz parfait est donnée par l'Equation III.11.

$$\dot{E}x_{ph} = \dot{m}_j \left\{ c_{p,j} (T - T_0) - T_0 \left[c_{p,j} \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) - r_j T_0 \ln \frac{P}{P_0} \right] \right\} \quad (\text{III.11})$$

où c_p la capacité calorifique à pression constante du gaz parfait et r la constante spécifique des gaz parfaits.

Les valeurs de c_p peuvent être obtenues à partir des polynômes issus de la littérature (Gyftopoulos et Bertta, 1991 ; Reid et al., 1987). En outre, Kotas (1995) a calculé les valeurs de la capacité calorifique de quelques gaz parfaits intervenant dans le changement de l'enthalpie et l'entropie à pression constante.

L'exergie physique d'un liquide et d'un solide est donnée par l'Equation III.12, en supposant une chaleur spécifique constante

$$\dot{E}x_{ph} = \dot{m}_j \left\{ c_j (T - T_0) - c_j T_0 \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) + v_m (P - P_0) \right\} \quad (\text{III.12})$$

Où c_j est la capacité calorifique de la substance j et v_m le volume spécifique déterminé à la température environnementale T_0 .

II.3.5 Exergie chimique

L'exergie chimique est égale à la quantité de travail maximum que l'on peut obtenir quand de la matière est portée de l'état environnemental défini par les paramètres T_0 et P_0 (état final de l'exergie physique) à l'état mort (état de référence) par des processus impliquant seulement un

échange de substances seulement avec l'environnement (Kotas, 1995). Le transfert de chaleur avec l'environnement (exergie obtenue) se manifeste, dans une machine de Carnot réversible, dans la liaison chimique durant la réaction à température et pression constantes (T_0, P_0) (par exemple, l'oxydation des émissions de CH_4 en CO_2 et H_2O). Le transfert de matière avec l'environnement (exergie obtenue) se manifeste dans la dilution ou la dissipation des produits de fin des réactions dans l'environnement, par des processus physiques réversibles (par exemple, passage du CO_2 et de la vapeur d'eau de la pression environnementale P_0 à leur pression partielle dans l'atmosphère). Le premier et le deuxième éléments de l'exergie chimique sont appelés, respectivement, l'exergie réactionnelle (Ex_{ch}^r) et l'exergie compositionnelle (ou concentrationnelle) (Ex_{ch}^c). L'exergie réactionnelle résulte des réactions chimiques nécessaires pour ramener la substance à l'état environnemental (P_0, T_0) à des substances stables dans l'état mort (par exemple, oxydation du méthane en prenant de l'oxygène de l'environnement pour produire du dioxyde de carbone et de l'eau qui sont des substances stables dans l'état mort). L'exergie réactionnelle est égale à l'enthalpie libre de réaction (fonction de Gibbs) aux conditions T_0 et P_0 . L'exergie compositionnelle résulte des processus nécessaires pour ramener les concentrations de ces substances stables à leurs concentrations stables dans l'état mort (appelée aussi la correction d'activité) (Equation III.13).

$$\dot{Ex}_{ch} = \dot{Ex}_{ch}^r + \dot{Ex}_{ch}^c \quad \text{(III.13)}$$

Si la substance émise par le système fait partie de l'état mort, son exergie réactionnelle est nulle. Ainsi, l'aspect fondamental dans la détermination de l'exergie chimique est l'état de référence (état mort) par rapport auquel les valeurs d'exergie sont exprimées. Un système sans exergie cinétique, potentielle ni physique est considéré être à l'état environnemental, et s'il est également sans exergie chimique, il est considéré être à l'état mort en étant en équilibre avec l'environnement. Ainsi le système ne peut pas produire un travail.

L'exergie d'un flux sortant d'un système correspondant au passage d'un état thermodynamique initial à l'état mort est appelée : travail de dissipation (Figure III.2). L'exergie d'un flux entrant dans un système correspondant à la ressource fournie par la nature est appelée : travail de production (Figure III.3).

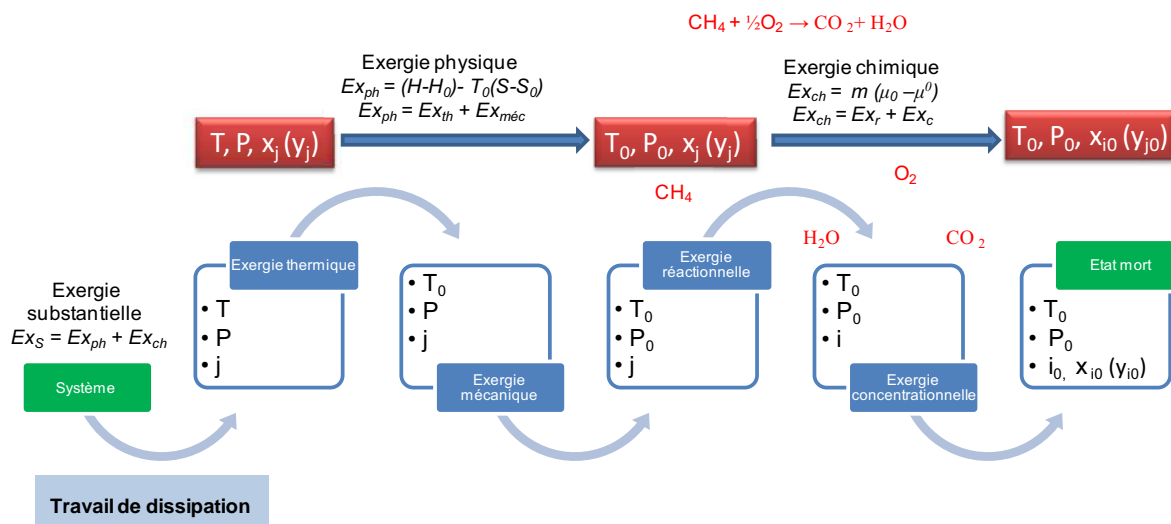


Figure III.2 : Principe de calcul de l'exergie de la matière dissipée

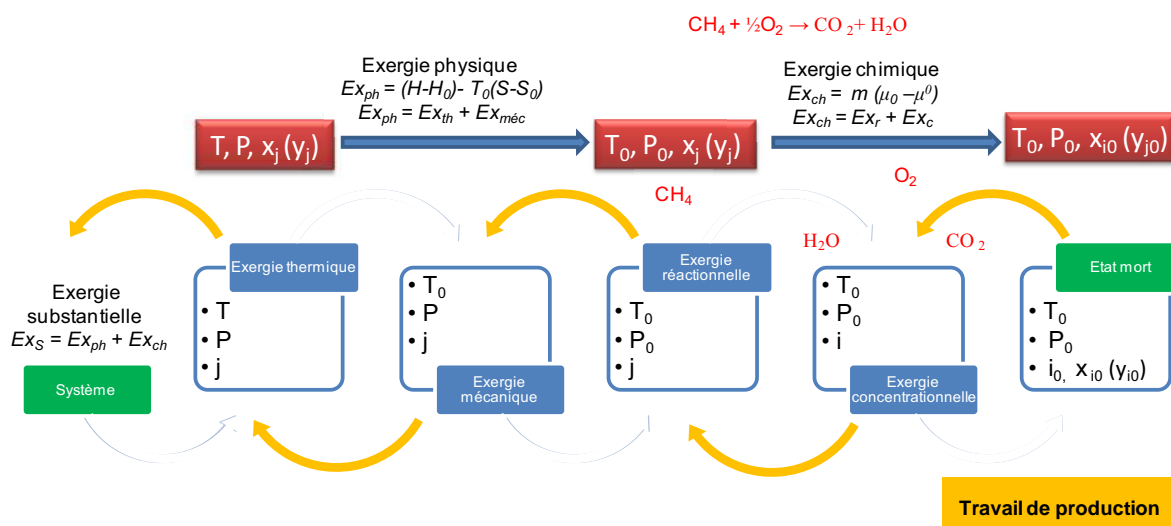


Figure III.3 : Principe de calcul de l'exergie de la matière produite

II.3.5.1 Etat mort et état de référence

Szargut et al. (1988) font la distinction entre les systèmes fermés et les systèmes ouverts. Les règles gouvernant le choix des niveaux de référence sont moins strictes pour les systèmes fermés que pour les systèmes ouverts. Dans le premier cas, il n'y a que des pertes d'exergie internes alors que pour un système ouvert, il y a aussi des pertes d'exergie externes. Pour les systèmes fermés, les auteurs énoncent deux règles qu'il suffit de respecter. La première est que, si les processus considérés sont purement physiques, le niveau de référence peut être considéré séparément pour chaque composant du procédé. La deuxième indique que, pour les procédés chimiques cycliques, un niveau de référence doit être adopté séparément pour

chaque élément chimique prenant part aux réactions chimiques. Lorsque l'on effectue un bilan d'exergie pour un système ouvert, il n'est plus possible de choisir librement le niveau de référence et les espèces de référence ne peuvent plus être choisies arbitrairement.

En général, l'environnement de référence est considéré être infiniment grand, et par conséquent ses paramètres ne soient pas affectés par l'interaction avec le système étudié (Hau et al. 2004). D'un point de vue conceptuel, l'état mort est l'état où l'exergie des substances est nulle (Gaggioli et Petit, 1977 ; Szargut et al., 1988 ; Munsch et al. 1993). Dans cet environnement, il n'existe aucune forme d'interaction entre ses différentes parties et ainsi aucune possibilité de produire du travail à partir d'interactions entre les différentes parties de l'environnement. La température de référence ($T_{réf}$) peut prendre la valeur de la température T_0 de l'environnement de dimension infinie avec lequel le système échange de la matière et de l'énergie. En général dans les bases de données, on trouve des températures de référence ($T_{réf}$) égale à 0°C, 20°C ou 25°C. L'évaluation rigoureuse de l'exergie chimique résulte d'une théorie générale des substances de références qui constituent l'état mort. Il existe plusieurs modèles parmi lesquels le modèle simplifié de Sussman, d'Ahrendts, de Szargut... (Rivero, 1993). Dans notre travail, nous choisissons le modèle de Szargut et al. (1988). Dans ce modèle, chaque constituant du système est en équilibre complet avec les constituants de l'environnement. De plus, la base de données établie par Szarguts est la plus exhaustive. La description de ce modèle est donnée en ANNEXE III.1.

II.3.5.2 Exergie chimique des substances de référence

A partir des données géochimiques, l'exergie chimique d'une substance j de référence est déterminée en calculant le travail maximum obtenu pour ramener cette substance de l'état environnemental (T_0 et P_0) à sa concentration molaire dans l'état mort. Ce travail maximum est défini comme la différence entre les potentiels chimiques de la substance dans l'état environnemental et l'état mort (Equation III.14).

$$\tilde{e}x_{ch,j}^0 = \tilde{\mu}_j - \tilde{\mu}_{0,j} \quad (\text{III.14})$$

L'exergie chimique d'une substance j de référence dans l'atmosphère est déterminée en calculant le travail maximum obtenu pour ramener cette substance de la pression environnementale P_0 à sa concentration molaire dans l'état mort (Equation III.15).

$$\tilde{x}_{ch,j}^c = \tilde{x}_{ch,j}^0 = RT_0 \ln \frac{P_0}{P^0} \quad (\text{III.15})$$

où P^0 représente la pression partielle de la substance de référence dans l'état mort⁴. Etant donné que la composition de l'air sec est bien connue, il est nécessaire seulement de supposer une valeur moyenne annuelle de la pression partielle de la vapeur d'eau pour obtenir les pressions partielles des toutes les substances de références dans l'atmosphère. Il existe dix substances de référence dans l'atmosphère (Ar, CO₂, D₂O, H₂O^(v), He, Kr, N₂, Ne, O₂ et Xe). L'état stable de l'eau considéré comme une vapeur est fictif pour pouvoir la considérer comme un gaz parfait (Kotas, 1995). Il est bien connu que la vapeur d'eau dans l'atmosphère n'atteint pas l'état de saturation, bien que ceci soit son état d'équilibre en présence de la phase liquide. Cependant, un tel environnement non stable est maintenu par l'effet du soleil sur l'atmosphère. Ainsi, la vapeur d'eau non saturée dans l'atmosphère est dans un état quasi-stationnaire bien qu'elle ne soit pas dans un état d'équilibre. Szargut et al. (1988) ont adopté pour la vapeur d'eau une valeur annuelle de sa pression partielle de 0.0088 bar à 25°C comme état standard de référence. D'autres travaux ont favorisé l'utilisation de l'eau liquide ou de la vapeur saturante comme état standard de référence (Ahrendts, 1980 ; Gaggioli et Petit, 1997), comme cela est souvent considéré dans les tables thermodynamiques de l'eau.

L'état de référence géodésique utilisé pour l'évaluation de l'exergie chimique est en principe différent de l'état de référence utilisé pour le calcul des propriétés thermodynamiques, particulièrement les tables de vapeur (Kotas, 1995). Lorsqu'un état de référence est choisi, il faut être sûr que son état reste stationnaire durant le processus étudié. Sinon les changements dans l'environnement devront être considérés dans l'analyse. Par exemple les systèmes de conditionnement d'air dépendent de la variation de la pression atmosphérique, de la température et de l'humidité relative (Kotas, 1995). De plus, le changement des concentrations des substances dans l'atmosphère doit aussi être pris en compte à cause de l'activité anthropique, particulièrement à cause des émissions des GES.

L'exergie chimique d'une substance solide j de référence dans la couche externe de la croûte terrestre est donnée par l'Equation III.16.

$$\tilde{x}_{ch,j}^c = \tilde{x}_{ch,j}^0 = -RT_0 \ln \tilde{x}_{j,in} \quad (\text{III.16})$$

⁴ La pression moyenne environnementale égale 99.31kPa (Szargut et al. 1988).

où $\tilde{x}_{j,in}$ représente la fraction molaire de l'espèce de référence solide dans l'environnement.

II.3.5.3 Exergie chimique des autres substances pures

A partir des données thermochimiques, l'exergie chimique d'une substance pure qui ne fait pas partie de l'état mort est déterminée par l'utilisation d'une réaction de référence ne faisant intervenir que cette substance et des substances de l'état mort. Ainsi, l'exergie chimique de la substance est déterminée à partir des exergies chimiques des substances de référence et l'énergie libre de réaction (Equation III.17).

$$\tilde{e}x_{ch,j} = \tilde{e}x_{ch,j}^r + \tilde{e}x_{ch,j}^c = \Delta_r \tilde{g}^0 - \sum_i \nu_i \cdot \tilde{e}x_{ch,i}^{0(\text{réactifs})} + \sum_k \nu_k \cdot \tilde{e}x_{ch,k}^{0(\text{produits})} \quad (\text{III.17})$$

où $\Delta_r \tilde{g}^0$ est l'énergie libre molaire de réaction, $\tilde{e}x_{ch,i}^{0(\text{réactifs})}$ et $\tilde{e}x_{ch,k}^{0(\text{produits})}$, sont respectivement, l'exergie chimique molaire de la substance de référence i intervenant dans les réactifs et l'exergie chimique molaire de la substance de référence k intervenant dans les produits, et ν_i et ν_k , sont respectivement, les coefficients stœchiométriques des substances de référence i et k .

L'enthalpie libre de réaction est obtenue d'après la forme générale suivante (Equation III.18).

$$\Delta_r \tilde{g}^0 = \sum_{\text{produits}} \nu_k \Delta_f \tilde{g}_k - \sum_{\text{réactifs}} \nu_i \Delta_f \tilde{g}_i \quad (\text{III.18})$$

où $\Delta_f \tilde{g}_k$ et $\Delta_f \tilde{g}_i$ représentent, respectivement, l'enthalpie libre molaire de formation de la substance de référence k et i . Dans le cas de l'utilisation de bases de données, il faut vérifier la compatibilité entre les hypothèses de l'état de référence utilisé pour le calcul de l'enthalpie libre de formation et l'exergie chimique des substances de référence. L'énergie libre de Gibbs représente le travail thermodynamique idéal pour former un composé à partir des éléments purs, tandis que l'exergie chimique représente le travail maximum qui pourrait être obtenu sous des conditions idéales à partir du composé formé. Les données relatives à l'exergie chimique ont été récapitulées dans des ouvrages (Szargut et al. 1988 ; Kotas, 1985), avec des actualisations récentes par Szargut et al. (2005) et De Meester et al., (2006). Dans le contexte de l'ACVE, De Meester et al. (2006) ont calculé de nouvelles valeurs de l'exergie chimique de 85 éléments et de 73 minerais en se basant sur des données thermochimiques récentes.

II.3.5.4 Exergie chimique des ressources naturelles

L'exergie chimique des ressources naturelles est calculée de la même manière que les substances en utilisant des réactions de référence. On peut considérer un composé de référence dans l'environnement naturel pour chaque élément dans la ressource, par exemple, O_2 pour l'oxygène, $Cl_{(aq)}$ pour le chlore et le SiO_2 pour le Si. Ces états de la matière sont les plus probables produits de l'interaction des éléments avec d'autres composés communs dans l'environnement naturel et manifestent typiquement une grande stabilité chimique.

II.3.5.4.1 Exergie chimique des ressources fossiles

Si la composition chimique des carburants fossiles est connue, l'exergie chimique des carburants gazeux et liquides peut être calculée avec la méthode classique de la détermination de l'exergie chimique standard d'une substance ou bien par la méthode de contribution de groupe (Shieh et Fan, 1980) laquelle considère la contribution de simples groupes chimiques dans l'enthalpie chimique et l'exergie (Szargut et al. 1988). Par ailleurs, plusieurs carburants fossiles liquides et solides sont des mélanges où la structure chimique est inconnue. Dans ce cas, la détermination de l'exergie chimique a été faite à partir du produit entre le pouvoir calorifique le PCI ou le PCS du carburant fossile et un coefficient de proportionnalité, ϕ (Equation III.19). Szargut et Styrylska (1964) ont proposé une méthode statistique pour la détermination des coefficients de proportionnalité où des équations de régression ont été déterminées qui expriment la dépendance des coefficients des ratios atomiques H/C, O/C, N/C et S/C.

$$ex_{ch} = \phi \cdot PCI \quad (III.19)$$

L'exergie chimique des carburants liquides et solides est toujours plus grande que le pouvoir calorifique et les coefficients de proportionnalité ne dépendent pas des paramètres environnementaux (Szargut et al. 1988). En outre, l'exergie chimique spécifique des carburants fossiles souvent ne diffère pas plus de 5% du PCI (Stepanov, 1995) et dépend principalement du contenu en carbone et du pourcentage des composés inertes (Hermann, 2006). Les coefficients de proportionnalité ϕ de plusieurs carburants fossiles sont donnés en **ANNEXE III.2** et les valeurs de l'exergie chimique de plusieurs carburants gazeux, liquides et solides peuvent être obtenues à partir des tables dans (Szargut et al. 1988). En outre, l'exergie chimique spécifique des hydrates de méthane, se trouvant en grande partie dans les sédiments océaniques, a été estimé de 4.8MJ/kg. Cependant, il n'existe pas à l'heure actuelle

des technologies commerciales pour leur extraction et leur conversion en énergie (Hermann, 2006).

Les réservoirs exergétiques en charbon, pétrole et gaz naturel ont été estimés, respectivement, à 270, 110 et 50 ZJ⁵ (Grubler et al. 1998). Environ 10 ZJ des ressources pétrolières se trouvent dans une forme de liquide pur contenant des molécules légères, des hydrocarbures volatils, tandis que 100 ZJ existent en forme de liquides lourds ou dans des mélanges avec des inorganiques. Les réservoirs exergétiques en hydrates de méthane ont été estimés à 4 ZJ dans les dépôts pergélisols et à 400 ZJ dans les sédiments océaniques (Sloan, 1998).

II.3.5.4.2 Exergie des ressources fissiles

Le calcul de l'exergie des ressources nucléaires suscite un problème méthodologique car la définition de l'exergie substantielle exclut les effets nucléaires. Cependant, l'importance des centrales nucléaires dans les mix-énergétiques de plusieurs pays développés et en voie de développement et l'intérêt donné à l'efficacité exergétique, plusieurs hypothèses et travaux ont été conduits afin de mesurer l'exergie de la matière nucléaire. Etant donné que l'exergie chimique est ignorée, seulement l'exergie thermomécanique est considérée, appelée aussi disponibilité. Cette dernière contient l'exergie physique si l'exergie cinétique et l'exergie potentielle sont négligées (Durmayaz et Yavuz, 2001). Ainsi l'évaluation de l'exergie nucléaire est basée sur des réactions de fission ou de fusion et non sur des réactions chimiques. La matière nucléaire a été considérée comme une source de chaleur à température élevée (Prushek, 1970). Donc, on a considéré que l'énergie de fission correspond à l'exergie nucléaire (Durmayaz et Yavuz, 2001) et que la chaleur transférée dans un réacteur nucléaire correspond à la réduction de l'exergie du carburant nucléaire (Prushek, 1970).

Le changement dans l'énergie potentielle associée aux interactions nucléaires faibles et fortes durant une réaction nucléaire détermine l'exergie nucléaire (Durmayaz et Yavuz, 2001 ; Prushek, 1970). L'interaction forte est responsable du maintien des nucléons ensemble malgré la répulsion mutuelle électrostatique des protons. L'interaction faible produit son potentiel principalement par la conversion des neutrons en protons durant le processus de la désintégration β . Comme les nucléides subissent des réactions nucléaires exothermiques, l'énergie potentielle causée par les forces faibles et fortes est réduite, formant des produits avec une masse restant plus faible que les réactifs et l'énergie produite. Cette différence de

⁵ Z est le symbole utilisé pour le préfixe **zetta**, qui représente 10^{21}

masse est directement proportionnelle à l'énergie de liaison dégagée, comme décrite par la loi d'Einstein. De la même manière que l'énergie libre de Gibbs dans une réaction chimique, la différence dans l'énergie de liaison entre les produits et les réactifs est équivalente à l'exergie spécifique des réactifs si l'état de référence est choisi de telle manière que les produits ne puissent plus être utilisés encore une fois (Equation III.20).

$$ex_N = \frac{(m_p - m_r) \cdot c^2}{m_r} \quad (\text{III.20})$$

L'énergie de liaison d'un nucléide est proportionnelle à la différence entre la masse du nucléide et celle des particules qui le constituent par rapport au nucléide le plus stable connu, le Ni⁶². L'énergie de liaison de ce dernier sera considérée comme nulle. Les atomes lourds comme l'uranium peuvent subir une fission tandis que la fusion peut être réalisée entre les atomes les plus légers comme les isotopes d'hydrogène.

Hermann (2006) a calculé l'exergie nucléaire de l'U²³⁵ (75 TJ/kg), de l'U²³⁸ (77 TJ/kg) et du Th²³² (78 TJ/kg). Les produits de ces cycles nucléaires sont supposés d'avoir une exergie nucléaire nulle. Hermann (2006) a aussi estimé les réservoirs exergétiques sur la Terre en uranium (1 YJ⁶) et du thorium (300 ZJ), ainsi que l'uranium concentré dans les océans (350 YJ). L'utilisation actuelle de l'uranium, principalement l'isotope U²³⁵, consomme environ 850GW d'exergie terrestre, tandis qu'il n'existe pas à l'état actuel des procédés commerciaux pour la conversion du thorium. Nous remarquons que les énergies de liaison calculées par Hermann (2006) sont différentes de celles citées dans la base de données de SimaPro⁷.

Le cycle de fusion avec une température d'explosion faible implique le deutérium et le tritium. Tous les deux sont des isotopes de l'hydrogène. Le deutérium existe en abondance dans les océans, tandis que le tritium n'existe pas naturellement et doit être obtenu à partir d'un isotope du lithium. L'exergie nucléaire du lithium combiné avec du deutérium est de 269 TJ pour le Li⁶ et 162 TJ pour le Li⁷ par kg d'un mélange équimolaire lithium-deutérium. A partir d'une exergie spécifique moyenne du lithium de 226 TJ/kg Li, le réservoir exergétique du cycle deutérium-tritium a été estimé de 3.1 YJ. L'exergie nucléaire du deutérium a été estimé de 345 TJ/kg et le réservoir exergétique en deutérium contenu dans les océans et de l'ordre de 10 millions YJ.

⁶ Y est le symbole de du préfixe **yotta** représentant 10²⁴.

⁷ SimaPro est un logiciel utilisé pour effectuer l'Analyse de cycle de vie de divers systèmes.

Des corrections vont être faites sur ces valeurs en excluant l'énergie des neutrinos produits de la fission des éléments lourds et qui représentent 5% de l'énergie produite. Les neutrinos interagissent seulement légèrement avec d'autres matières à travers la force gravitationnelle et la force nucléaire faible (Audi et Wapstra, 1995). Le facteur d'équivalence entre l'énergie et l'exergie de fission a été considéré égal à 0.95 en soustrayant l'énergie des neutrinos de l'Equation (II.24) (Wall et Gong, 2001). C'est la méthode utilisée dans les cas étudiés dans le présent travail. Des études récentes portent sur les réactions nucléaires dans les étoiles qui impliquent une large gamme de nucléides afin d'utiliser ces processus dans la conversion d'énergie nucléaire des matières existant sur Terre.

II.3.5.4.3 Exergie chimique des minerais

La quantification de l'exergie chimique des minerais a été faite en deux étapes. Elles consistent en un calcul de l'exergie chimique d'un produit minier entrant dans un système industriel (Szargut et al. 1988) et en celui de l'exergie chimique d'une mine contenant plusieurs produits miniers (Finnveden et Östlund, 1997).

Un produit minier solide peut être considéré comme une solution solide ou comme un mélange de groupes chimiques séparés. La détermination des fractions molaires ou massiques des groupes chimiques constituant le produit minier se fait par analyse chimique. L'exergie chimique des groupes chimiques doit prendre en compte les composés chimiques supposés exister souvent dans les produits provenant des mines (Szargut et al. 1988). Les valeurs de l'exergie chimique peuvent être obtenues directement de Szargut et al. (1988) ou sont calculées selon l'Equation III.22 en négligeant les effets de formation de la solution solide. Si ces derniers sont considérés, dans la plupart des cas le coefficient d'activité est considéré égal à 1 (Szargut et al. 1988).

Pour calculer l'exergie d'une mine ou d'autres matières solides, les compositions des composés chimiques doivent être connues par des analyses minéralogiques, à l'exception du sable qui peut être considéré comme du quartz (SiO_3). Finnveden et Östlund (1997) ont utilisé une approche basée sur des descriptions réalistes de mines spécifiques en Suède et des estimations basées sur des connaissances géologiques. A cause du manque des données sur l'exergie chimique de certains minerais, ils ont utilisé des valeurs des minerais similaires chimiquement. Ils ont donné un tableau des valeurs de l'exergie chimique par kg de 14 réserves minières. Nous remarquons que les deux étapes sont dépendantes l'une de l'autre.

Cependant, les compositions et les caractéristiques d'une mine varient d'une zone à une autre et l'application de la CExC⁸ à un système dépend de l'origine des ressources non-énergétiques utilisées. Dans le cas où l'étude ne dépend pas de la zone géographique, le calcul de la CExC des ressources non-énergétiques doit dépendre de la composition des réserves mondiales découvertes à ce jour. En cas de difficultés pour obtenir des données moyennes mondiales, nous pouvons utiliser des valeurs correspondant à une zone géographique donnée. Nous pouvons utiliser aussi la CExC des carburants fossiles consommés pour la production d'un produit minier comme expliqué ci-dessous.

A partir des valeurs d'exergie chimique des ressources énergétiques citées en ANNEXE III.2 et des quantités des carburants utilisés pour la production des produits miniers, nous pourrions calculer l'exergie chimique, sans prendre en compte les pertes exergétiques, des ressources fossiles utilisées par unité de masse du produit minier. C'est la méthode utilisée dans le présent travail. Finnveden et Östlund (1997) ont trouvé que l'exergie des ressources fossiles utilisées pour la production d'un kg d'aluminium, de fer et de chrome est largement supérieure à l'exergie des mines consommée par kg de produit, tandis qu'elle est comparable pour la production des métaux rares tels que le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc.

II.3.5.4.4 Exergie des ressources renouvelables

Les procédés commercialisés actuellement utilisent une gamme importante d'énergie renouvelable telle que le rayonnement solaire, la biomasse, l'énergie éolienne, la géothermie et l'hydraulique. Les autres sources d'énergie telles que le gradient thermique des océans, l'énergie dérivée des marées et des ondes de surface des océans ne sont pas encore banalisées. Le calcul de l'exergie a été ainsi fait pour ces ressources renouvelables. L'explication plus détaillée est donnée dans les travaux de Szargut et al. (1988) et Hermann (2006).

II.3.5.5 Exergie chimique standard

En réalité, les conditions de référence de température T_0 et de pressions P_0 peuvent être différentes des conditions standards sur lesquelles Szargut s'est basé pour le calcul de l'exergie chimique standard des différentes substances. Pour l'analyse des procédés qui n'ont pas une localisation spatiale donnée, l'exergie chimique standard peut être utilisée. Dans le cas où les conditions de référence sont connues, l'exergie chimique standard peut être corrigée par la procédure citée par Kotas (1995) (Equation III.21).

⁸ CExC : Consommation d'Exergie Cumulée, expliquée dans la partie (§ II.6).

$$ex_{ch,i} = ex_{ch,i}^0 \frac{T_0}{T^0} - h_d^0 \frac{T^0 - T_0}{T^0} \quad (\text{III.21})$$

où T_0 et T^0 représentent, respectivement, la température environnementale considérée et la température standard considérée par Szargut et al. (1988), h_d^0 l'enthalpie de dévaluation de la substance i à T^0 , $ex_{ch,i}^0$ et $ex_{ch,i}$, respectivement, l'exergie chimique standard et corrigée de la substance i . Nous reviendrons par la suite sur l'explication de l'enthalpie de dévaluation (§III.3.59).

II.3.5.6 Exergie d'un flux de mélange réel et idéal

L'exergie d'un flux de mélange réel est composée de trois parties, l'exergie physique, l'exergie chimique et l'exergie de mélange à l'état thermodynamique caractérisé par T et P, tandis que l'exergie d'un flux de mélange idéal ne contient que les deux premières parties et le terme lié à l'entropie de mélange idéal. Nous allons donner les expressions de l'exergie physique, chimique et de mélange pour les mélanges réels et idéaux de gaz et de liquide, inspirées des travaux de Szargut et al., (1988), Kotas (1995), Hinderink et al., (1996) et Xiang et al., (2004).

II.3.5.6.1 Exergie physique d'un flux de mélange

L'exergie physique d'un flux j de mélange gazeux réel de substances i nécessite la prise en compte de l'exergie de mélange et l'exergie d'excès. L'exergie physique d'un flux de mélange réel est donnée pour un mélange gazeux et une solution liquide, respectivement, par les Equations II.22 et II.23. Le mélange se comporte d'une manière idéale à l'état environnemental.

$$\dot{E}x_{ph,j} = \dot{m}_j \cdot \left\{ \Delta_{(T,P) \rightarrow (T_0,P_0)} \left[\sum_i y_i h_i - T_0 \sum_i y_i s_i + r_j T_0 \sum_i y_i \ln \tilde{y}_i \right] + (h^E - T_0 s^E)_{(T,P)} \right\} \quad (\text{III.22})$$

$$\dot{E}x_{ph,j} = \dot{m}_j \cdot \left\{ \Delta_{(T,P) \rightarrow (T_0,P_0)} \left[\sum_i x_i h_i - T_0 \sum_i x_i s_i + r_j T_0 \sum_i x_i \ln \tilde{x}_i \right] + (h^E - T_0 s^E)_{(T,P)} \right\} \quad (\text{III.23})$$

où h_i et s_i sont, respectivement, l'enthalpie spécifique et l'entropie spécifique de la substance pure i , h^E et s^E l'enthalpie spécifique d'excès et l'entropie spécifique d'excès, y_i et \tilde{y}_i la fraction massique et molaire de la substance i et γ_i le coefficient d'activité de la substance i .

Le terme $(h^E - T_0 s^E)_{(T,P)}$ représente l'exergie spécifique d'excès laquelle n'est pas considérée dans le cas d'un mélange idéal. Ainsi, l'exergie physique d'un flux j de mélange gaz parfaits et d'une solution idéale de substance i sont données, respectivement par les Equations II.24 et II.25.

$$\dot{E}x_{ph} = \dot{m}_j \left\{ \sum_i c_{p,i} \cdot y_i \left[(T - T_0) - T_0 \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) \right] + r_j T_0 \ln \frac{P}{P_0} \right\} \quad (\text{III.24})$$

$$\dot{E}x_{ph} = \dot{m}_j \left\{ \sum_i c_{p,i} \cdot x_i \left[(T - T_0) - T_0 \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) \right] + v_m (P - P_0) \right\} \quad (\text{III.25})$$

II.3.5.6.2 Exergie chimique d'un flux de mélange

L'exergie chimique d'un flux j de mélange de substances i est donnée par les Equations II.26 et II.27, respectivement pour un mélange liquide et gazeux.

$$\tilde{e}x_{ch,j} = \sum_i \tilde{x}_{0,i} \cdot ex_{ch,i} + RT_0 \sum_i \tilde{x}_{0,i} \cdot \ln(\gamma_{0,i} \cdot \tilde{x}_{0,i}) \quad (\text{III.26})$$

$$\tilde{e}x_{ch,j} = \sum_i \tilde{y}_{0,i} \cdot ex_{ch,i} + RT_0 \sum_i \tilde{y}_{0,i} \cdot \ln(\gamma_{0,i} \cdot \tilde{y}_{0,i}) \quad (\text{III.27})$$

où $\tilde{e}x_{ch,i}$ est l'exergie chimique de la substance i dans le mélange, $\tilde{x}_{0,i}$ et $\tilde{y}_{0,i}$ sont respectivement la fraction molaire dans la phase liquide et gazeuse à l'état environnemental, et $\gamma_{0,i}$ le coefficient d'activité de la substance i à l'état environnemental. Pour un mélange idéal, le coefficient d'activité est égal à 1.

Le produit entre la fraction molaire et le coefficient d'activité correspond à l'activité de la substance dans le mélange. La formation isotherme et isobare d'un mélange est un processus irréversible, donc le second terme dans les Equations II.26 et II.27 doit être négatif (Szargut et al. 1988).

Pour la détermination du coefficient d'activité, qui varie avec la température et la composition, plusieurs modèles peuvent être appliqués en fonction du mélange étudié tels que les modèles UNIQUAC, UNIFAC et NRTL.

Pour les solutions aqueuses, l'exergie chimique standard d'une espèce dissoute dans une solution monomolaire idéale (molarité = 1 mol/kg H₂O) est introduite (Equation III.28) :

$$\tilde{e}x_{ch,j} = \tilde{x}_i (\tilde{e}x_{ch,i}^a + RT_0 \ln m_i \gamma_i) + \tilde{x}_{H_2O} (\tilde{e}x_{ch,H_2O}^0 + RT_0 \ln \tilde{x}_{H_2O} \gamma_{H_2O}) \quad (\text{III.28})$$

où \tilde{x}_i , m_i , γ_i et $\tilde{e}x_{ch,i}^a$ représentent, respectivement, la fraction molaire, la molarité, le coefficient d'activité et l'exergie chimique standard de l'espèce dissoute, \tilde{x}_{H_2O} et γ_{H_2O} , respectivement, la fraction molaire et le coefficient d'activité de l'eau, lequel est souvent considéré égal à 1 (Szargut et al. 1988)

La valeur de $\tilde{e}x_{ch,i}^a$ est obtenue à partir de l'Equation III.29 où quelques unes ont été calculées par Szargut et al. (1988).

$$\tilde{e}x_{ch,i}^a = \tilde{e}x_{ch,i}^0 + \Delta_f \tilde{g}_{aq}^0 - \Delta_f \tilde{g}^0 \quad (\text{III.29})$$

où $\tilde{e}x_{ch,i}^0$, $\Delta_f \tilde{g}_{aq}^0$ et $\Delta_f \tilde{g}^0$ représentent, respectivement, l'exergie chimique standard de la substance pure, l'énergie libre standard de formation de l'espèce dissoute dans une solution monomolaire idéale et l'énergie libre standard de formation de la substance pure.

II.3.5.7 Exergie d'un flux de mélange gaz-liquide

II.3.5.7.1 Exergie physique d'un flux de mélange gaz-liquide

L'exergie physique d'un flux j gaz-liquide d'une substance pure est donnée par l'Equation III.30.

$$\dot{E}x_{ph,j} = \dot{m}_j \cdot \Delta_{(T,P) \rightarrow (T_0,P_0)} \left[L \cdot (h^l - T_0 s^l) + V \cdot (h^v - T_0 \cdot s^v) \right] \quad (\text{III.30})$$

où L et V représentent, respectivement, les fractions massiques de la phase liquide et gazeuse de la substance pure, \dot{m}_j le débit massique, h^l et h^v l'enthalpie spécifique et s^l et s^v l'entropie spécifique, respectivement, du flux j de la substance à l'état liquide et gazeux, $\Delta_{(T,P) \rightarrow (T_0,P_0)}$ le processus de l'état initial (T, P) à l'état environnemental $(P_0$ et $T_0)$.

L'exergie physique d'un flux j de mélange gaz-liquide réel de i substances est donnée par l'Equation III.31.

$$\dot{E}x_{ph,j} = \dot{m}_j A_{(T,P) \rightarrow (T_0,P_0)} \left\{ \begin{array}{l} L \cdot \left[\left(\sum_i x_i h_i^l - T_0 \sum_i x_i s_i^l + r_j T_0 \sum_i x_i \ln \tilde{x}_i \right) \right] + \\ V \cdot \left[\left(\sum_i y_i h_i^v - T_0 \sum_i y_i s_i^v + r_j T_0 \sum_i y_i \ln \tilde{y}_i \right) \right] \end{array} \right\} + \dot{m}_j \left[\begin{array}{l} L \cdot (h^{E(l)} - T_0 s^{E(l)}) + \\ V \cdot (h^{E(v)} - T_0 s^{E(v)}) \end{array} \right]_{(T,P)} \quad (\text{III.31})$$

où x_i et \tilde{x}_i sont respectivement la fraction massique et molaire de la substance i dans la phase liquide, y_i et \tilde{y}_i sont respectivement la fraction massique et molaire de la substance i dans la phase gazeuse.

II.3.5.7.2 Exergie chimique d'un flux de mélange gaz-liquide

L'exergie chimique d'un flux de mélange gaz-liquide d'une substance pure est donnée par l'Equation III.32.

$$\dot{E}x_{ch,j} = \dot{m}_j (L_0 \cdot ex_{ch,j}^l + V_0 \cdot ex_{ch,j}^v) \quad (\text{III.32})$$

où L_0 et V_0 représentent, respectivement, la fraction massique de la phase liquide et gazeuse à l'état environnemental, $ex_{ch,j}^l$ et $ex_{ch,j}^v$ l'exergie chimique de la substance, respectivement, dans la phase liquide et gazeuse.

Ainsi, l'exergie chimique d'un flux j de mélange gaz-liquide de substances i est donnée par l'Equation III.33.

$$\dot{E}x_{ch,j} = \dot{m}_j \left\{ \begin{array}{l} L_0 \cdot \left[\sum_i x_{0,i} \cdot ex_{ch,i}^l + RT_0 \sum_i x_{0,i} \cdot \ln(\gamma_{0,i} \cdot \tilde{x}_{0,i}) \right] + \\ V_0 \cdot \left[\sum_i y_{0,i} \cdot ex_{ch,i}^v + RT_0 \sum_i \tilde{y}_{0,i} \cdot \ln(\gamma_{0,i} \cdot \tilde{y}_{0,i}) \right] \end{array} \right\} \quad (\text{III.33})$$

où L_0 et V_0 sont respectivement la fraction massique de la phase liquide et gazeuse à T_0 et P_0 , $x_{0,i}$ et $y_{0,i}$, respectivement, la fraction massique de la substance i dans la phase liquide et gazeuse, $\tilde{x}_{0,i}$ et $\tilde{y}_{0,i}$, respectivement, la fraction molaire de la substance i dans la phase liquide et gazeuse, $ex_{ch,i}^l$ et $ex_{ch,i}^v$, respectivement, l'exergie chimique de la substance i dans la phase liquide et gazeuse. Pour un mélange idéal, le coefficient d'activité vaut 1.

Le processus entre l'état initial (T, P) , l'état environnemental (T_0, P_0) , peut causer dans certains cas un changement de phase de certaines substances. Par exemple, c'est le cas pour la vapeur d'eau contenue dans les produits de combustion (Hinderink et al. 1996). Par conséquent, un calcul conceptuel exige la prise en compte de changement des fractions massiques de la phase liquide et gazeuse, afin de déterminer les valeurs de $L_0, V_0, x_{0,i}, y_{0,i}, \tilde{x}_{0,i}$ et $\tilde{y}_{0,i}$ à T_0 et P_0 . La méthode donnée dans le travail de Xiang et al. (2004) est résumée en **ANNEXE III.3**. Dans notre cas nous ne considérons pas ce changement de phase.

II.3.5.8 Enthalpie de dévaluation, enthalpie spécifique et exergie physique

L'analyse exergétique implique implicitement des bilans de matière et d'énergie. Dans des processus impliquant des réactions chimiques, l'enthalpie d'une substance peut être divisée en deux composantes, l'enthalpie physique et l'enthalpie chimique (Equation III.34), comme dans le cas de l'exergie substantielle et en négligeant le changement dans l'énergie cinétique et potentielle. L'enthalpie physique correspond au changement d'enthalpie entre l'état thermodynamique initial (T, P) et l'état environnemental (T_0, P_0) . L'enthalpie chimique, appelée l'enthalpie de dévaluation, représente l'enthalpie de la substance dans l'état environnemental et donc elle est analogue à l'exergie chimique (Kotas, 1995).

$$h_i = h_{ph,i} + h_{0,i}^d \quad (\text{III.34})$$

Un état de référence est sélectionné dans lequel l'enthalpie de dévaluation des substances de référence est nulle et l'enthalpie de dévaluation des autres substances pures est calculée à partir des réactions de référence, appelées aussi réactions de dévaluation (Szargut et al. 1988). Ainsi, les substances de référence utilisées pour le calcul de l'exergie chimique sont les mêmes que celles utilisées pour le calcul des enthalpies de dévaluation des autres substances. L'enthalpie de dévaluation d'une substance pure peut être calculée à partir de l'enthalpie de formation de la substance et les enthalpies de dévaluation des éléments chimiques contenus dans la substance (Equation III.35).

$$H_{0,j}^d = \Delta H_{f,j}^0 + \sum_i m_i \cdot h_{0,i}^d \quad (\text{III.35})$$

Ainsi, l'enthalpie de dévaluation est analogue à l'enthalpie de formation dans les bilans énergétiques et peut être utilisée dans les processus impliquant des réactions chimiques (Kotas, 1995). Dans une réaction chimique, la différence entre les enthalpies de dévaluation

des produits et des réactifs représente l'enthalpie de réaction. Les valeurs de l'enthalpie de dévaluation peuvent être obtenues à partir des tables données dans Szargut et al. (1988) et Kotas (1995).

L'enthalpie physique peut être aussi divisée en deux parties hypothétiques correspondant à une évolution isotherme et l'autre à une évolution isobare. Ainsi pour un gaz parfait, les valeurs de l'enthalpie physique peuvent être calculées en utilisant les valeurs des capacités calorifiques données soit dans des corrélations polynomiales soit dans les tables (Kotas, 1995) (Equation III.36).

$$h_{ph,i} = \int_{T_0}^T c_{p,i} dT + \int_{P_0}^P c_{p,i} \frac{dP}{P} \quad (\text{III.36})$$

II.3.5.9 Etat de référence des enthalpies de formation et état mort de l'exergie chimique

L'évaluation de l'exergie physique nécessite la détermination des enthalpies spécifiques et des entropies absolues des substances dans l'état thermodynamique initial (T, P) et environnemental (T_0, P_0). Ces propriétés thermodynamiques sont évaluées à partir des substances stables de l'environnement à T_0 et P_0 qui ont une enthalpie de formation nulle. Les hypothèses considérées pour les substances stables doivent être concordantes avec celles prises en compte pour le calcul de l'exergie chimique dans l'état mort. Cependant, en général, l'état mort utilisé pour le calcul de l'exergie chimique est différent de l'état de référence utilisé pour le calcul des propriétés thermodynamiques. Par exemple les tables de l'eau. Szargut et al. (1988) ont considéré la vapeur d'eau comme la forme la plus stable, tandis qu'Ahrendts (1980) a préféré l'utilisation de l'eau liquide saturée ou la vapeur saturante. Szargut et al. (1988) ont pris la pression moyenne standard de la vapeur d'eau à une humidité relative de l'air atmosphérique de 0.7 à 25°C, c'est-à-dire que la pression partielle de la vapeur d'eau est de 2.2kPa, et ils ont supposé une valeur moyenne de la pression atmosphérique de 99.31kPa. Kotas (1995) a calculé l'exergie chimique de la vapeur d'eau pour une pression partielle annuelle de 0.88kPa à 25°C, laquelle est égale à 11 760 kJ/kmole contrairement à 9500 kJ/kg calculée par Szargut et al. (1988). En outre, les valeurs d'exergie chimique standard citée par Kotas (1995) sont différentes de celles calculées par Szargut et al. (1988). Kotas (1995) a calculé aussi l'exergie chimique de la vapeur d'eau en considérant l'état de vapeur saturante comme un nouvel état environnemental (3177 kJ/kmol). Pour le cas d'étude dans cette thèse nous considérons les valeurs calculées par Szargut et al. (1998).

II.4 Bilan exergétique et Irréversibilité

En négligeant l'exergie inertielle de la matière, le bilan exergétique appliqué à un système ouvert pour un régime stationnaire est obtenu par la combinaison des bilans du premier et du deuxième principe de la thermodynamique (Equation III.37).

$$\left[\sum_k \dot{W}_k + \sum_i \left(1 - \frac{T_0}{T_i} \right) \dot{Q}_i + \sum_j \dot{E}x_j \right]_{\text{entrée}} = T_0 \Delta \dot{S}_{cr} + \left[\sum_k \dot{W}_k + \sum_i \left(1 - \frac{T_0}{T_i} \right) \dot{Q}_i + \sum_j \dot{E}x_j \right]_{\text{sortie}} \quad (\text{III.37})$$

où \dot{W} et \dot{Q} sont, respectivement, la puissance de travail et le flux de chaleur échangés avec le système, $T_0 \Delta \dot{S}_{cr}$ représente la formule de Gouy-Stodola équivalente à l'irréversibilité (\dot{I}) ou l'exergie détruite ($\delta \dot{E}x$) du système étudié, dont la création d'entropie ($\Delta \dot{S}_{cr}$) est multipliée par la température de l'environnement T_0 (Figure III.4).

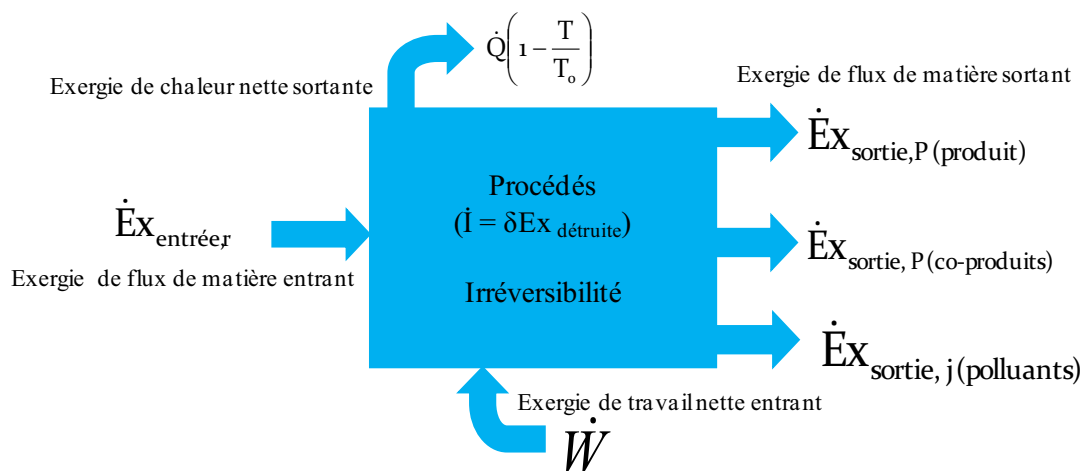


Figure III.4 : Schéma conceptuel de l'analyse exergétique d'un procédé

L'irréversibilité est calculée à partir de la différence entre tous les flux exergétiques entrant et sortant (Equation III.38).

$$\dot{I} = \sum_{\text{entrée}} Ex - \sum_{\text{sortie}} Ex \quad (\text{III.38})$$

L'exergie détruite totale d'un système est décomposée en deux termes, exergie détruite interne (\dot{I}) due à l'irréversibilité à l'intérieur du système et l'exergie détruite externe ($\sum_j \dot{E}x_{j,\text{sous-produits}}$) qui exprime l'irréversibilité due à l'interaction des substances rejetées dans l'environnement avec les substances de ce dernier (Szargut et al. 1988). L'exergie de la

chaleur est appelée aussi l'exergie perdue. L'irréversibilité interne d'un système est divisée en deux parties, une irréversibilité qui peut être évitée et une irréversibilité qui ne peut pas être évitée. La première partie représente le potentiel d'amélioration tandis que la deuxième représente la « facture à payer » par le système à la nature pour réaliser un effet utile donné (Tsatsaronis, 2007). L'irréversibilité d'un système est une fonction qui quantifie son efficacité (terme qualitatif) par une valeur absolue. C'est le terme qui sera utilisé dans notre cas pour juger de l'efficacité des systèmes étudiés. Par ailleurs, il existe trois types d'efficacités exergetiques : l'efficacité simple, l'efficacité rationnelle et l'effectivité exergetique (Kotas, 1995).

II.5 Analyse exergetique des procédés

Plusieurs contributions scientifiques ont permis la banalisation de l'analyse exergetique dans les systèmes industriels (Ahern, 1980 ; Kotats, 1985 ; Szargut et al. 1988 ; Brodyansky et al. 1994 ; Bejan et al. 1996 ; Sato, 2004 ; de Swaan et al. 2004) et un grand nombre d'articles a été publiés durant les quatre dernières décennies.

II.5.1 Analyse exergetique des procédés de production d'énergie

L'analyse exergetique a été appliquée à une variété de procédés thermomécaniques, chimiques, et autres procédés de production. La plus grande contribution a été réalisée sur les procédés de production d'énergie à partir des ressources non-renouvelables comme les procédés conventionnels de combustion (Szargut et al. 1988 ; Som et al. 2005 ; Rosen et Tang, 2007 ; Sengupta et al. 2007) et des nouvelles techniques comme la gazéification (Kim et al. 2001 ; Ghosh et De, 2004). Une revue des méthodes d'amélioration de l'efficacité exergetique a été faite par Rosen et Dincer (2003). Par exemple, il a été montré que la récupération des chaleurs perdues dans les gaz d'échappement (Kuchonthara et Tsutsumi, 2006) ou la production simultanée de produits chimiques (Cocco et al. 2006 ; Gao et al. 2004) peuvent augmenter la performance exergetique globale du procédé. Quelques études ont été faites sur l'analyse exergetique des centrales nucléaires (Siegel, 1970 ; Pruschel, 1970 ; Dunbar et al. 1995 ; Durmayaz et Yavuz, 2001 ; Rosen, 2001). Les systèmes de ventilation, de chauffage et de conditionnement résidentiels d'air ont été étudiés par analyse exergetique (Wepfer et al. 1979 ; Zmeureanu et Wu (2007).

Les procédés de production d'énergie à partir des ressources renouvelables ont reçu une grande attention en termes d'analyse exergetique. On peut citer les travaux sur la gazéification

de la biomasse (Ptasinski et al. 2007 ; Martin et al. 2006 ; Prins et al. 2003 ; Vlaswinkel, 1992), les systèmes thermiques solaires, les éoliennes et la géothermie (Koroneos et al. 2003 ; Singh et al. 2000 ; Sahin et al. 2006 ; Kanoglu, 2002 ; Hepbasli et Akdemir, 2004).

II.5.2 Analyse exergétique d'autres procédés industriels

L'analyse exergétique a été appliquée à une multitude de procédés spécifiques de production de produits chimiques (Szargut et al. 1988). Krtschil et al. (2006) ont montré que l'efficacité exergétique des microréacteurs est supérieure à celle des réacteurs conventionnels. De Souza et al. (2006) ont étudié le reformage de la vapeur d'éthanol pour la production d'hydrogène. Camdali et al. (2004) ont déterminé que les pertes exergétiques de la combustion des clinkers des cimenteries peuvent être réduites par la réduction de l'humidité des boues et l'optimisation de la combustion des carburants. Les procédés de dessalement par méthode thermique et osmose inverse ont été étudiés et comparés par Sorin et al. (2006), Fiorini et Sciubba (2005) et Sommariva et al. (1997). L'analyse exergétique des hauts fourneaux dans la production de l'acier a été étudiée par Ziebek et Stanek (2006). Des articles de synthèse ont été écrits sur les applications de l'analyse exergétique aux moteurs à combustion interne par Rakopoulos et Giakoumis (2006) et aux industries pétrochimiques par Rivero (2002). Hellström (2003) a analysé les procédés de traitement des eaux usées sur la base de l'efficacité exergétique de récupération des nutriments et Ptasinski et al. (2002) ont étudié la production de méthanol à partir des gaz de synthèse obtenus des boues d'épuration. Les autres procédés étudiés par l'analyse exergétique ont inclus la production des papiers et des pâtes à papier (Asselman et al. 1996), les procédés de distillation (Le Goff et al. 1996), les industries de métallurgie (Morris et al. 1994), le procédé chlore-alcali (Morris, 1991) et une variété de procédés thermiques et chimiques (Szargut et Morris, 1987 ; Kotas, 1986 ; Brodyansky et al. 1982).

Cependant, l'analyse exergétique est une approche orientée « site-spécifique » et elle ne rend pas compte de l'exergie consommée dans la chaîne de production. Dans le but d'étendre l'analyse exergétique à tous les processus, d'autres approches ont été élaborées :

- ❖ Analyse de la Consommation d'Exergie cumulée (CExC).
- ❖ Analyse Thermoéconomique.
- ❖ Analyse d'Exergie Etendue (EEA).

L'analyse CExC est la méthode utilisée pour mesurer l'exergie de toutes les ressources naturelles consommées dans la chaîne de production d'un produit. C'est la méthode qui sera utilisée dans le cas d'étude. L'analyse du coût exergétique est réalisée par l'analyse Thermoéconomique et l'analyse EEA.

II.6 Analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC)

L'analyse CExC (Cumulative Exergy Consumption, en anglais) représente la somme de l'exergie de toutes les ressources naturelles consommées dans toutes les étapes et processus de la chaîne de production (Equation (II.39)). Contrairement à l'analyse de la Consommation d'Énergie Cumulée (CEnC), l'analyse CExC prend en compte la qualité des ressources et aussi l'exergie des matières non-énergétiques (Szargut et al. 1988).

$$CExC = \sum_j^N Ex_{r,j} \quad (III.39)$$

où $Ex_{r,j}$ représente l'exergie de la ressource naturelle j qui entre dans la chaîne de production et N les ressources naturelles totales.

La Figure III.5 montre un réseau de processus utilisé pour effectuer l'analyse CExC. Tous les flux de matières et d'énergies sont représentés par leurs contenus exergétiques. Le flux est considéré comme une ressource naturelle s'il n'a pas reçu un traitement humain auparavant.

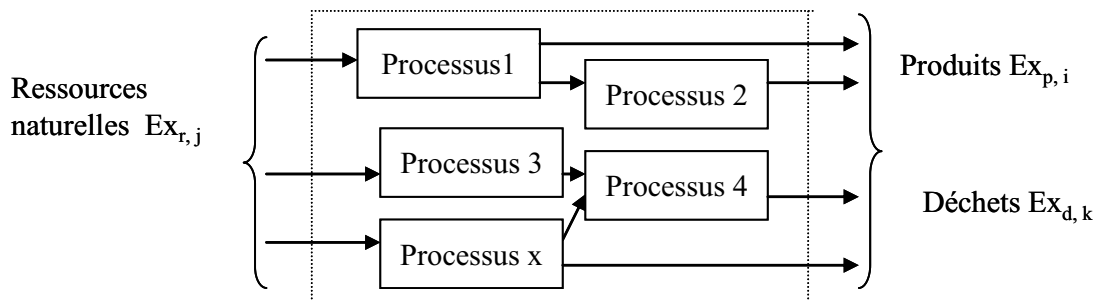


Figure III.5 : Réseau de processus

où $Ex_{p,i}$ représente l'exergie des produits et $Ex_{d,k}$ l'exergie des déchets.

La valeur de la CExC a été calculée pour plusieurs procédés industriels (Szargut et al. 1988 ; Morris, 1991 ; Szargut et Morris, 1987). La méthode CExC fait appel aussi à l'approche de l'Analyse d'Entrants et de Sortants utilisée dans le secteur économique. Plusieurs extensions de la méthode CExC ont été faites pour prendre en compte plus de ressources et de procédés.

L'Analyse d'Exergie Etendue inclut les coûts et la contribution des travailleurs, tandis que la CExC écologique et l'analyse émergetique prend en compte la contribution des produits et des services de l'écosystème via leurs consommations exergetiques (Odum, 1986 ; Hau et Bakshi, 2004).

II.6.1 Frontières des systèmes et méthodes de calcul

La définition des frontières du système étudié est importante parce qu'elle influence la valeur de la production nette du système. Comme dans l'approche d'ACV, la définition des frontières des systèmes est un problème pratique important qui dépend de l'objectif et de la sensibilité de l'étude (Haus, 2002). En général, le système de production est étudié sans la prise en compte des employés, parce qu'il permet la comparaison de l'inefficacité thermodynamique des procédés de production en dehors du niveau de production du pays considéré (Szargut et al. 1988). L'analyse CExC, comme l'ACV, est basée sur la pensée cycle de vie où, conceptuellement, tous les processus précédant le processus étudié sont pris en compte dans le réseau. Trois méthodes de calcul de la CExC ont été proposées (Szargut et al. 1988) : la méthode des bilans de CExC (Chapman et al. 1974 ; Balandynowicz et al. 1983 ; Szargut et al. 1988) ; la méthode de l'analyse de processus et la méthode basée sur la valeur de la CEnC. Nous n'intéressons pas à la méthode de l'analyse de processus car elle est longue et nécessite une quantité énorme de données. Nous décrivons la deuxième méthode afin de la comparer avec les niveaux des frontières du système définis dans l'ACV (§III.2.1). La troisième méthode sera utilisée dans nos études comme un indicateur de l'exergie investie.

II.6.1.1 Méthode de l'analyse de processus (Analyse de séquence)

La méthode a été proposée par la Fédération des Instituts pour une Etude Avancée (Slesser, 1974) et adoptée par Szargut et Morris (1987) pour les procédés chimiques. La valeur de la CExC peut être calculée approximativement par l'analyse du résultat final des processus de la chaîne de production en commençant par le processus final. Le résultat final des processus de production a été divisé en quatre niveaux où le produit étudié doit être pris en compte dans le cas de son utilisation dans les niveaux suivants (Figure III.6).

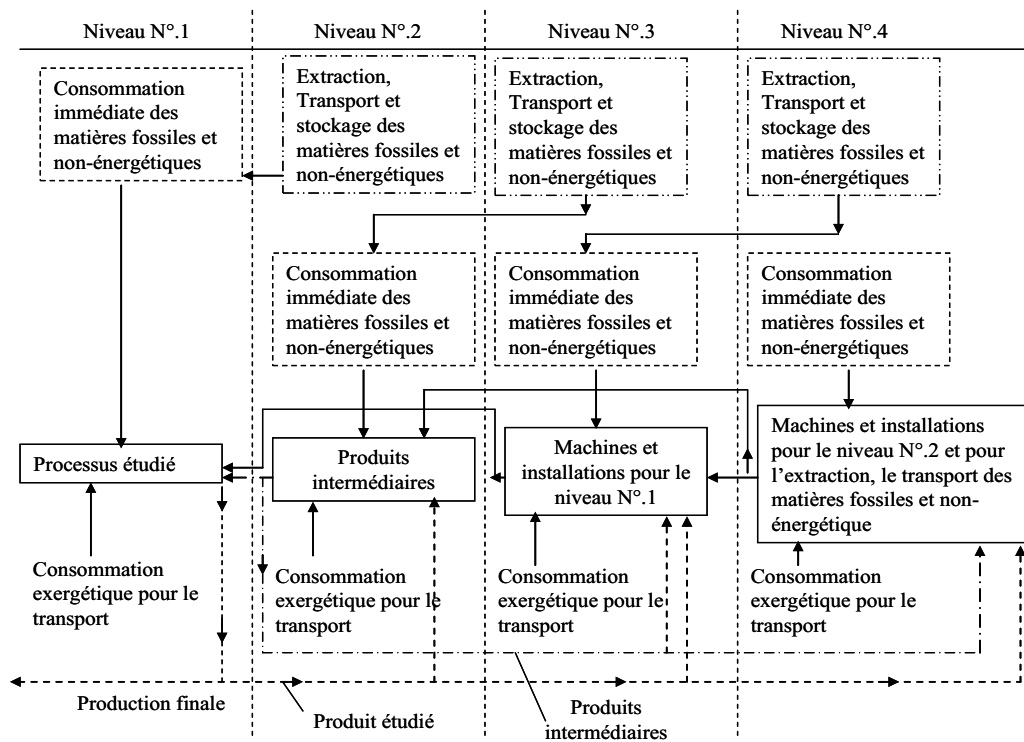


Figure III.6 : Niveaux du résultat final des procédés de production (*traduite de Szargut et al. 1988*)

Les niveaux de l'analyse à partir du résultat final des processus de production sont les suivants (Szargut et al. 1988) :

Niveau 1. Il se rapporte seulement à l'étape finale de la chaîne de production. Il contient la consommation immédiate des matières fossiles et non-énergétiques y compris les processus de fourniture de l'énergie ainsi que la consommation des produits intermédiaires et le transport.

Niveau 2. Il concerne l'extraction, le transport et le stockage des ressources fossiles et non-énergétiques et la production des produits intermédiaires pour le Niveau 1. Il contient également la consommation immédiate et non-énergétique des ressources fossiles ainsi que le transport.

Niveau 3. Il concerne l'extraction, le transport et le stockage des ressources fossiles et non-énergétiques pour le Niveau 2 et la production des machines et des installations pour le Niveau 1. Il contient également la consommation immédiate et non-énergétique des ressources fossiles ainsi que le transport.

Niveau 4. Il concerne l'extraction, le transport et le stockage des ressources fossiles et non-énergétiques pour le Niveau 3 et la production des machines et des installations pour le niveau 2 et Niveau 3 et pour l'extraction et le transport des ressources fossiles et non-énergétiques. Il contient aussi la consommation immédiate et non-énergétique des ressources fossiles ainsi que le transport.

En général, l'analyse des séquences n'est pas réalisée au-delà du Niveau 2, comme les valeurs de CExC sont souvent d'environ 90 à 95% de la CExC correspondant aux quatre niveaux (Szargut, 1998). L'omission des niveaux qui prennent en compte la production des machines et des installations produit souvent une erreur qui n'excède pas les 2.5% (Chapman et al. 1974). Les résultats de l'analyse de séquences sont simplifiés dans la Figure III.7.

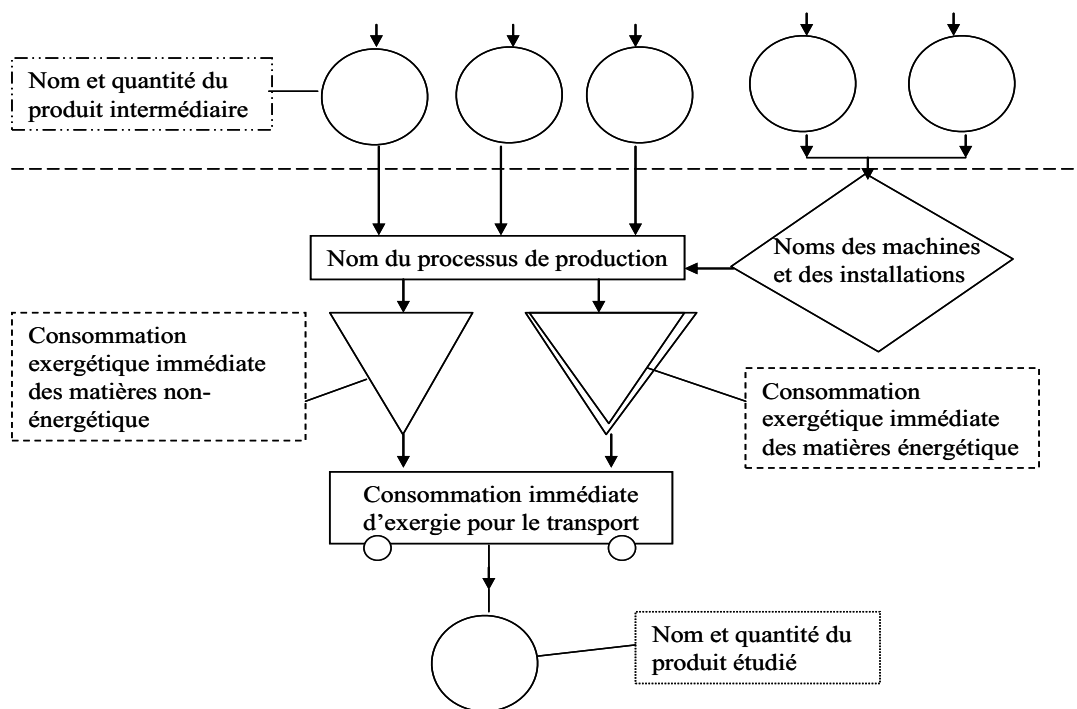


Figure III.7 : Schéma de la méthode de séquence pour le calcul de la CExC (traduite de Szargut et al. 1988)

Chaque étape du schéma commence au rectangle contenant le nom du processus et finit sur le cercle contenant le nom et la quantité du produit. L'exergie spécifique du produit étudié peut être aussi citée dans le dernier cercle si la production d'un matériau est réalisée. Les valeurs de la consommation d'exergie donnée dans les triangles et les rectangles de transport doivent être additionnées tout au long du schéma entier.

II.6.1.2 Méthode basée sur la valeur de la CEnC

Le calcul des valeurs de la CExC est basé sur les valeurs préalablement connu de la CEnC des ressources naturelles. La précision de cette méthode dépend de la précision de l'information concernant la consommation des matières non-énergétiques. En général, l'exergie des matières non-énergétiques est relativement petite par rapport à l'exergie des ressources fossiles. Ainsi la consommation des matières non-énergétiques peut être estimée. La consommation CExC des énergies fossiles peut être estimée par les méthodes décrites auparavant. C'est la méthode qui sera utilisée dans nos études comme un indicateur d'impact.

Par ailleurs, l'efficacité exergétique de la chaîne de production est calculée par le terme « le Degré Cumulatif de Perfection CDP (Cumulative Degree of Perfection, en anglais). Il est défini comme le rapport de la somme des flux exergétiques des produits et la somme des flux exergétiques des ressources naturelles dans une chaîne de production (Szargut et al. 1988). En termes de minimisation de la consommation des ressources naturelles, la maximisation du degré cumulatif de perfection d'un réseau de processus donne un meilleur résultat que la maximisation de l'efficacité exergétique d'un simple processus. Dans tous les procédés miniers ou mécaniques, la valeur de la CExC est nulle, parce que l'exergie thermique du matériau traité ne change pas (Szargut et al. 1998). Ainsi, le calcul de l'efficacité exergétique cumulée peut être fait par la déduction de l'exergie des matières non-énergétiques.

II.7 Combinaison de l'analyse exergétique avec les méthodes de conception des procédés

L'analyse exergétique a été combinée avec d'autres méthodes thermodynamiques de conception des procédés comme la méthode du pincement. La méthode du pincement a été utilisée pour la conception des réseaux d'échangeurs de chaleurs (Linnhoff et Hindmarsh, 1983) et elle a été développée aussi pour la conception des réseaux des procédés chimiques. Il a été montré que la combinaison des deux approches est efficace pour la conception et l'amélioration des procédés (Fan et Shieh, 1983 ; Sorin et Paris, 1999 ; Dhole et Zhzng, 1995 ; Feng et Zhu, 1997). En outre, l'analyse exergétique a été combinée avec les outils mathématiques pour la synthèse et l'optimisation des procédés chimiques et mécaniques (Rucker et Cruhn, 1999 ; Sorin et al. 2000). De plus, l'analyse exergétique a été introduite dans plusieurs outils de simulations et de conception des procédés chimiques comme dans AspenPlus et ProII (Graveland, 1999 ; Doldersum, 1998). Nous reviendrons ci-après sur le rôle des outils de simulation dans l'éco-conception des procédés (§ IV.3).

III. EXERGIE ET DURABILITE

III.1 Introduction

Jusqu'à maintenant le concept de l'exergie n'a pas été mentionné dans le cadre méthodologique de l'ACV mis en place par la SETAC et l'ISO. L'ACV a été considérée comme l'outil par excellence pour l'évaluation environnementale mais limitée pour la conception. Cette limite pourrait être éliminée en étendant l'ACV à une ACV Exergétique (Gong et Wall, 1997). Plusieurs chercheurs ont estimé qu'il existe une relation directe entre l'exergie et la durabilité des systèmes anthropiques. L'exergie a été considérée comme la mesure la plus utile pour juger de la performance environnementale d'un système (Hocking, 1998). Nous relevons dans la littérature plusieurs motivations pour associer le concept d'exergie au concept du développement et à l'ACV.

Les premières applications de l'exergie au sein du concept du développement durable ont concerné la comptabilisation des ressources naturelles et des déchets des procédés (Ayres et al. 1996 ; Ayres et al. 1998 ; Wall, 1986). L'exergie peut agréger les différentes ressources énergétiques primaires et secondaires et les ressources non-énergétiques en prenant en compte le critère de qualité durant le cycle de vie et la chaîne de production (Collelly et Koshland, 1997). Ainsi, l'exergie a été utilisée pour mesurer la consommation des ressources naturelles de plusieurs secteurs économiques et a été considérée comme un nouveau facteur de production parmi le capital et le travail dans la macro-économie (Ayres et al. 1998). L'exergie a été utilisée pour mesurer l'efficacité des systèmes urbains (Balocco et al. 2004) et de plusieurs sociétés (Ertesvag, 2004) à utiliser les ressources naturelles, en montrant les secteurs qui nécessitent l'amélioration, comme par exemple, en Suède (Wall, 1987) et au Ghana (Wall, 1978).

Le concept de l'exergie a été utilisé, dans le cadre de l'ACV comme alternative aux modèles d'évaluation de l'épuisement des ressources naturelles jugés être subjectifs (Cornelissen, 1977 ; Cornelissen et Hirs, 2002). L'irréversibilité totale de la chaîne de production a été considérée comme la mesure de l'épuisement des ressources non-renouvelables. Cornelissen (1997) a redéfini le concept du développement durable, en intégrant la notion d'exergie, de la manière suivante : « Pour un développement durable, la destruction des réservoirs d'exergie des ressources naturelles doit être minimisée à un niveau auquel il n'y a pas de dommage sur l'environnement et auquel la provision de l'exergie aux générations futures est sécurisée ».

Ainsi, l'aspect le plus important considéré par l'exergie en relation avec le développement durable est la minimisation des irréversibilités causées par l'utilisation des ressources non renouvelables. De ce point de vue, l'augmentation de l'efficacité exergetique des procédés a été considérée comme une solution pour réduire les impacts environnementaux en termes de destruction de l'ordre, la dégradation des ressources naturelles et les impacts environnementaux des émissions au niveau du procédé et de la chaîne de production (Rosen, 1996 ; Rosen 2002 ; Diner et Rosen, 2005).

Par ailleurs, il a été aussi proposé d'intégrer l'exergie dans le cadre méthodologique de l'ACV via l'efficacité (Ayres et al. 1998). L'exergie permet alors d'estimer l'efficacité exergetique et indique le potentiel théorique des améliorations futures du procédé. Si l'efficacité est trop faible, il est clair que les améliorations pourraient réduire les ressources entrantes et les pollutions sortantes, mais si l'efficacité est élevée, le champ d'amélioration est restreint (Ayres et al. 1998). Ainsi, l'analyse exergetique est considérée comme un critère de présélection des procédés avant une ACV. D'autres chercheurs ont proposé de combiner l'analyse exergetique et l'ACV (Masini et Ayres, 1996) ; Finnveden et Östlund, 1997 ; Ayres et Martinas, 1998). Lombardi, (2003) a considéré l'efficacité exergetique comme un critère de comparaison supplémentaire aux critères environnementaux utilisés dans le cadre méthodologique de l'ACV. L'efficacité est considérée comme un critère de l'éco-conception et du concept du développement durable (Vink et al. 2003).

Des tentatives ont été réalisées afin de remplacer complètement l'aspect multicritère de l'évaluation environnementale de l'ACV par une seule unité de mesure environnementale qui est l'exergie. L'exergie a été introduite dans la méthodologie de l'ACV et utilisée comme un indicateur uniforme de l'impact environnemental total (Sciubba, 2001 ; Wall et Gong, 2001 ; Gong et Wall, 2001). Elle a été considérée comme la mesure du potentiel d'un polluant à effectuer un dommage sur l'environnement (Seager et Theis, 2002). Ainsi, l'exergie réduit le nombre d'informations avec une seule mesure et facilite la comparaison entre plusieurs systèmes différents et l'agrégation des différents flux entrant et sortant sans se référer aux poids d'agrégation utilisés dans l'ACV jugés être subjectifs.

D'autres chercheurs ont estimé que l'exergie pourrait être la mesure de la durabilité des systèmes (Dewulf et al. 2001) et l'unité uniforme reliant les dimensions économiques, techniques et environnementales, dans les processus d'aide à la décision globale, d'éco-conception et d'optimisation multicritères (Sciubba, 2001). L'exergie a été considérée comme

l'outil performant dans la décision politique des stratégies énergétiques car c'est la mesure qui peut combiner l'énergie, l'environnement, l'économie et le développement durable (Dincer, 2002). Deux approches majeures ont été considérées pour réduire l'impact environnemental associé avec la dégradation des ressources, l'augmentation de l'efficacité des systèmes et l'utilisation des ressources exergetiques renouvelables telles que l'exergie solaire (Dincer, 2002).

Nous résumons les différentes possibilités d'association de l'exergie au concept du développement durable et plus particulièrement à l'ACV :

- Indicateur d'épuisement des ressources naturelles ;
 - Unité de comptabilisation des ressources naturelles ;
 - Indicateur d'épuisement des ressources naturelles (exergie détruite) ;
- Outil de mesure de l'éco-efficacité et la durabilité des systèmes ;
- Unité de base pour l'analyse et l'optimisation multicritère ;
- Critère supplémentaire de l'analyse multicritère.

Dans ce qui suit, nous allons expliciter ces différentes tentatives d'applications de l'exergie afin d'établir le cadre méthodologique qui sera utilisé dans cette thèse.

III.2 Exergie comme indicateur d'épuisement des ressources naturelles

L'utilisation de l'analyse exergetique en relation avec l'épuisement des ressources naturelles a été proposée par la Fédération Internationale des Instituts pour une Etude Avancée en 1974 (Slesser, 1974). L'exergie a été considérée comme la description uniforme de l'utilisation des ressources physiques et des impacts environnementaux (Wall, 1986 ; Wall, 1993). Au départ, la plus grande attention a été attribuée aux centrales électriques, aux sources de chaleur et à l'énergie solaire pour minimiser la consommation des ressources naturelles non-renouvelables aux niveaux des procédés (Szargut, 1978). En effet, l'analyse exergetique peut déterminer les endroits où le potentiel de travail des ressources naturelles est perdu via le critère d'irréversibilité. Aujourd'hui, elle est appliquée pour quantifier l'utilisation des ressources dans d'autres types de procédés tels que les stations de traitement des eaux usées (Hellström, 1997 ; 2003) et d'autres secteurs économiques tels que les transports maritimes, aériens et terrestres (Dincer et al. 2004). La capacité fondamentale de l'exergie à diagnostiquer et

évaluer la qualité et la quantité des ressources a poussé les chercheurs à l'utiliser aussi comme la mesure de la disponibilité des ressources renouvelables. La caractérisation des propriétés physiques et chimiques d'une rivière a été faite via l'exergie par Zaleta-Aguilar et al. (1998). Tous les composants de l'exergie ont été considérés en fonction des paramètres : température, pression, altitude, vitesse et composition. Les résultats ont permis de calculer la dégradation de la disponibilité de la rivière tout au long des étages et de l'année en fonction des aspects géographiques et hydrologiques.

L'analyse exergétique est une approche « site-spécifique ». Elle se centralise sur le procédé et ignore les performances de la chaîne de production. Par ailleurs, tous les processus de production ou de consommation prenant place dans la société détruisent une partie du potentiel des ressources extraites de l'environnement (Dewulf et al. 2008). Dans ce sens, d'après un point de vue thermodynamique, l'ensemble de la société industrielle peut seulement cibler un degré maximum d'utilisation des ressources naturelles (Dewulf et al. 2008). Ainsi, l'adaptation de la pensée cycle de vie dans une analyse exergétique est intéressante au point de vue du métabolisme industriel en évaluant toutes les pertes des ressources naturelles dans la chaîne de production y compris dans le recyclage de produits et la valorisation des déchets.

Plusieurs approches de comptabilisation des ressources ont été appliquées pour étendre l'analyse exergétique à toute la chaîne de production. Rechberger et Brunner (2002) ont proposé une méthode pour effectuer une aide à la décision dans le management des ressources, basée sur l'analyse des flux de matière et la fonction d'entropie statistique de Shannon. Connelly et Koshland (2001), Dewulf et Van Langenhove (2002b) et Soeno et al., (2003) ont utilisé l'analyse exergétique pour quantifier dans quelle mesure l'implémentation des principes de l'écologie industrielle peut mieux réaliser le management des ressources naturelles. D'autres approches ont été aussi développées afin de quantifier l'impact environnemental de l'utilisation des ressources telles que l'analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC) (Szargut et al. 1988), l'Analyse Thermoéconomique (Bejan, 1996), l'Analyse Exergétique Etendue (AEE) (Sciubba, 2001 ; Balocco et al. 2004), l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique (Cornelissen, 1997 ; Gong et al. 1997) et l'Analyse émergétique (Odum, 1996).

De loin, la méthode CExC est la plus utilisée parce qu'elle est applicable au cycle de vie des systèmes étudiés et a l'avantage majeur et la particularité de pondérer scientifiquement les

différentes formes de matière et d'énergie – ressources renouvelables (biomasse, énergie solaire, énergie éolienne et hydraulique), carburants fossiles et fissiles, mines de métaux, minerais, ressources en eaux et ressources atmosphériques – sur une seule échelle, en éliminant les confusions, par exemple, entre les carburants fossiles et les ressources minières. L'indice de la consommation cumulative d'exergie non-renouvelable a été considéré comme l'indice des coûts écologiques d'un produit particulier (Szargut et al. 2002). La minimisation du coût écologique des ressources non-renouvelables peut être une contribution à l'amélioration de l'environnement naturel. Par ailleurs, l'irréversibilité d'une chaîne de production a été considérée comme l'indice d'épuisement des ressources naturelles (Cornelissen, 1997). La quantification de cet indice nécessite une CExC, mais sa valeur rend mieux compte du potentiel des ressources perdues.

III.2.1 Analyse de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC)

L'analyse CExC quantifie l'utilisation des ressources exergétiques depuis l'extraction jusqu'au produit final y compris le contenu exergétique de ce dernier. Plusieurs études ont été réalisées avec cette méthode (Szargut, 1998b). Cette méthode est liée à la méthode de calcul du Besoin Énergétique Brut « Gross Energy Requirement » (GER) proposée par Slesser (1974), l'Analyse de la Consommation d'Énergie Cumulative (CEnC) ou l'Analyse de l'Énergie Nette.

Comme dans le cadre méthodologique de l'ACV, les frontières du procédé étudié doivent être définies dans une analyse CExC où la consommation d'exergie est cumulée à un point défini dans le cycle de vie. Comme il a été expliqué dans la partie précédente, l'analyse CExC utilise quatre niveaux, mais en général elle ne considère que les niveaux 1 et 2.

Cependant, la manière dont les frontières des systèmes ont été définies pour l'analyse CExC par Szargut et al. (1988) est différente de celle définie par le cadre méthodologique de l'ACV. Dans le cadre méthodologique de l'ACV des procédés, les frontières des systèmes s'étendent sur trois niveaux pour chaque étape du cycle de vie (construction, opération et démantèlement y compris les recyclages et les revalorisations). Nous remarquons que si l'étape de construction d'un procédé est considérée dans l'ACV, le Niveau 3 de l'analyse CExC doit être aussi pris en compte. De plus, au point de vue méthodologique de l'ACV, la prise en compte d'un niveau dans les frontières des systèmes de la CExC nécessite la considération du module supérieur du niveau suivant, c'est-à-dire l'extraction, le transport et le stockage des ressources

fossiles et non-énergétiques. En effet, en ACV, les entrées doivent être des ressources naturelles extraites de l'environnement naturel, tandis que dans l'analyse CExC, seulement des parties des ressources naturelles sont incluses. Par exemple, seul un composé métallique spécifique dans une mine peut être inclus mais non le contenu de la mine entière (Finnveden et Östlund et al. 1997). Finnveden et Östlund (1997), à partir des valeurs d'exergie des mines, ont trouvé que les CExC de production de quelques métaux rares (Cu, Zn, Pb et Ni) sont significativement supérieures, dans certains cas de deux ordres de grandeurs, aux valeurs obtenues à partir des valeurs d'exergie cumulée des matières brutes utilisées par Szargut et al. (1988). Finnveden et Östlund et al. (1997) ont déduit que la CExC calculée serait plus grande que celle calculée par Szargut et al. (1988) pour la production de plusieurs matériaux et l'efficacité exergétique correspondant serait plus faible. Bien que les valeurs de la CExC reflètent indirectement les émissions générées, elles ne prennent pas en compte la CExC nécessaire à l'abattement des émissions, à la revalorisation des déchets et au recyclage des produits ainsi qu'au démantèlement des procédés (Dewulf et al. 2001). Dewulf et al. (2000) ont mentionné que l'analyse exergétique dans l'évaluation de la durabilité d'un procédé devrait non seulement prendre en compte la CExC nécessaire à la construction et l'opération d'un procédé, mais aussi la CExC nécessaire pour l'abattement des émissions et le démantèlement des procédés après utilisation. Ainsi, les frontières des systèmes utilisées pour le calcul de la CExC doivent être similaires à celles de l'ACV.

Dewulf et al. (2000) ont rajouté à la CExC classique, la CExA des ressources nécessaires pour l'abattement des émissions. Dans cette définition, les émissions sont considérées de telle manière que leurs impacts sur l'environnement et l'être humain sont négligeables (aux niveaux réglementaires) plutôt que de les convertir à des émissions ayant une exergie nulle comme mentionné dans l'analyse de cycle de vie à exergie zéro par Cornelissen (1997). Dewulf et al. (2000) ont calculé la CExA nécessaire pour l'abattement du CO₂, par séquestration en utilisant l'énergie solaire, de 5.86 MJ/kg. En outre, l'exergie d'abattement des SO_x et des NO_x ont été trouvées par Cornelissen (1997), respectivement, égales à 57.16 et 18 MJ/kg.

Egalement, comme dans l'approche ACV, l'allocation est importante afin de répartir la CExC aux différentes sorties du procédé étudié. L'allocation peut être basée sur le contenu exergétique des coproduits au lieu des approches typiques comme la masse ou la valeur économique (Dewulf et al. 2008). L'allocation sur la base exergétique est plus intéressante particulièrement dans le cas de l'utilisation des coproduits, du recyclage du produit final et la

valorisation des déchets dans d'autres activités industrielles. Ainsi, l'analyse exergetique est considérée comme un outil de l'écologie industrielle et l'exergie comme une unité de mesure de l'efficacité d'une chaîne de production. La CExC peut fournir un aperçu des améliorations potentielles dans le cycle de vie d'un système donné et une base de comparaison de systèmes alternatifs.

La méthode CExC a été utilisée afin d'identifier la structure des ressources naturelles d'un produit donné (Bösch et al. 2006), de calculer l'efficacité de la chaîne de production d'énergie à partir des ressources renouvelables (Dewulf et al. 2001 ; Dewulf et al. 2005 ; Patzek et Pimentel, 2005 ; Patzek, 2004) et pour calculer le degré de renouvelabilité des ressources (Dewulf et al. 2001 ; Dewulf et al. 2005 ; Dewulf et Vangenhove, 2005). Bösch et al. (2006) ont divisé l'apport des ressources naturelles dans la production d'un bien matériel ou énergétique, à partir de la CExC, en huit catégories (les minerais, les mines de métaux, l'eau, la biomasse, l'énergie hydraulique, l'énergie solaire, éolienne et géothermique, l'énergie nucléaire et l'énergie fossile).

Par ailleurs, la méthode CExC a été appliquée avec d'autres méthodes du management environnemental. En utilisant les données d'inventaire utilisées en ACV, De Meester et al. (2006) et Dewulf et al., (2007) ont établi des bases de données des CExC des ressources naturelles pour plusieurs secteurs économiques. Szargut et al. (2002) ont utilisé la méthode d'Analyse d'Entrant et de Sortant afin de quantifier le coût écologique, via la CExC des ressources non-renouvelables, d'une économie régionale ou globale. Cet indice a été considéré comme la mesure de l'épuisement des ressources abiotiques au sein de l'ACV et de la durabilité des procédés tels que les hauts fourneaux et des produits tels que l'acier (Szargut et al. 2002). La relation entre le coût écologique des imports et des exports a été faite par des indices monétaires des échanges entre les sphères économiques. Les méthodes d'allocation de l'ACV ont été appliquées, dans le cas des multi-sorties, comme l'extension des frontières du système et les effets substitués. De plus, dans le but de compléter la quantification des ressources naturelles, la catégorie de ressource d'occupation de l'espace a été considérée récemment dans la méthode de l'Extraction d'Exergie Cumulée de l'Environnement Naturel (Cumulative Exergy Extraction from Natural Environment, CEENE, en anglais) (Dewulf et al. 2007).

Afin d'étendre l'approche CExC aux autres dimensions de la durabilité, de l'économie et de l'environnement de travail, les externalités non-matérielles ont été convertis en terme

d'exergie par l'analyse thermoéconomique (Bejan, 1996) et l'analyse exergétique étendue (AEE) (Sciubba, 2001 ; Balocco et al. 2004). Le flux exergétique d'un travailleur a été estimé comme le ratio de l'entrée exergétique annuelle dans une société ou une région et le nombre total annuel d'heures de travail générées. Le flux exergétique du capital a été estimé comme le ratio entre l'entrée exergétique annuelle dans une société ou une région et la circulation monétaire totale annuel, en termes de produit domestique brut ou l'indice total des prix. De plus, l'analyse émergétique (Odum, 1996) a été utilisée pour quantifier le travail effectué par la nature pour fournir les ressources naturelles brutes et dissiper les polluants. Elle correspond à une extension de la méthode CExC en intégrant les concepts des sciences écologiques.

Cependant, l'objectif principal de la méthode CExC est d'assigner les ressources consommées aux produits et aux coproduits et corrige seulement la compilation de l'inventaire. Bien qu'elle soit basée sur des matrices d'efficacités exergétiques, l'indice CExC ne prend pas en compte la destruction d'exergie associée à la production ou l'élimination d'un produit et l'influence d'une opération de recyclage ou de revalorisation sur l'irréversibilité totale (Cornelissen, 1997). Cornelissen (1997) a proposé l'irréversibilité du cycle de vie comme indice utilisé au sein de l'ACV pour quantifier l'épuisement des ressources naturelles et des impacts environnementaux.

III.2.2 Irréversibilité Exergétique du Cycle de Vie (IECV)

La définition classique de « rien ne se crée, rien ne se perd, tout se transforme », à l'exception des réactions nucléaires, rend le concept de l'épuisement des matières et des énergies non-renouvelables subjectif. Les ressources naturelles extraites de l'environnement entrent dans les systèmes sociétaux et industriels en étant concentrées, structurées et ordonnées. Les systèmes anthropiques convertissent les ressources naturelles à faible entropie en produits avec une grande entropie en changeant leur structure et leur ordre. Etant donné que l'entropie est la fonction qui mesure le désordre d'un système, la production entropique, ou la perte exergétique, a été considérée comme la mesure de l'épuisement des ressources naturelles en connexion avec l'ACV (Finnveden et Östlund, 1997). Ainsi, l'exergie est le seuil limitant l'utilisation de la ressource naturelle et l'épuisement des ressources naturelles peut être défini comme la matière et l'énergie utile consommée (Finnveden et Östlund, 1997). En effet, les atomes des minerais comme le Fe, Cu et le Zn ne peuvent pas être épuisés. Seules les mines riches peuvent être perdues. Le problème d'épuisement des minerais est converti en l'épuisement d'autres ressources, particulièrement celui des énergies fossiles, utilisées pour

l'exploitation des mines pauvres ou l'extraction des minerais dans les océans pour les transformer en produits exploitables par l'anthroposphère (Cornelissen, 1997). En outre, dans le recyclage partiel ou complet, les matériaux sont améliorés à leur état de pré-consommation. Des ressources naturelles sont nécessaires pour réaliser un recyclage complet pour compenser la dégradation exergétique des matériaux durant leur utilisation. L'exergie est un bon outil pour la quantification de l'effort théorique ou pratique nécessaire pour abattre ou recycler une pollution ou un déchet (Neelis et al. 2004). Par conséquent, l'épuisement des ressources minières devient la perte de ces ressources naturelles utilisées et la mesure de cette perte est faite par l'irréversibilité du cycle de vie.

Cornelissen (1997) a considéré que l'ACVE est un bon outil pour quantifier le développement durable et que l'irréversibilité du cycle de vie est le paramètre le plus approprié pour déterminer l'épuisement des ressources naturelles. Dans l'approche ACVE, l'exergie détruite causée par le traitement final des émissions est aussi considérée. Elle représente l'exergie détruite dans les processus de prévention, d'abattement ou de séparation et transformation des émissions en déchets inoffensifs ou produits utiles. L'approche consiste à ramener les émissions à des composés à Exergie-Zéro où leurs concentrations chimiques et propriétés physiques sont en équilibre avec l'environnement, appelée ACVE-Zéro. Lorsque toutes les émissions exergétiques sont traitées par ces processus la charge environnementale d'un produit peut être seulement évaluée par le critère de l'irréversibilité et l'ACV peut être remplacée par une ACVE (Cornelissen, 1997). Cependant, les techniques d'abattement et de transformation nécessitent des sources exergétiques qui n'entraînent pas d'émissions comme l'exergie solaire (Dewulf et al. 2000). Cornelissen (1997) a considéré qu'avec l'ACVE-ZERO tous les problèmes environnementaux associés aux émissions peuvent être pris en compte par seulement l'épuisement des ressources naturelles ; et tant que les émissions ne sont pas toutes traitées, les charges environnementales ne peuvent pas être comparées avec l'irréversibilité (Cornelissen, 1997).

Par ailleurs, Cornelissen et Hirs (2002) ont considéré que l'irréversibilité ne peut pas être utilisée comme critère d'épuisement des ressources renouvelables, tandis qu'elle peut être utilisée comme la mesure de leur utilisation inefficace. Lorsque les ressources renouvelables sont utilisées, les émissions de CO₂ n'augmentent pas l'effet de serre car elles sont absorbées par ces ressources renouvelables durant leur croissance. Ainsi, Cornelissen et Hirs, (2002) ont considéré les effets positifs, par exemple, de l'absorption exergétique des émissions de CO₂ des processus de combustion, au moment où l'exergie est absorbée par ces ressources. Pour

des raisons de simplicité, les auteurs n'ont pas considéré l'entrée exergétique du soleil et l'irréversibilité durant la transformation de l'exergie solaire en ressources renouvelables. Ainsi, l'épuisement des ressources naturelles a été calculé par Cornelissen et Hirs (2002) en soustrayant le contenu exergétique des ressources renouvelables de l'irréversibilité du cycle de vie. Les auteurs ont suggéré aussi d'omettre complètement l'exergie des ressources renouvelables dans les calculs.

Cornelissen et Hirs (2002) ont étudié quatre scénarios de traitement des déchets du bois par l'ACV et l'ACVE. Ils ont trouvé que la production des agglomérés conduit à un plus faible épuisement des ressources naturelles que la co-combustion avec le charbon dans une centrale thermique et que le remplacement du charbon par du bois vert réduit l'épuisement des ressources naturelles mais produit plus de déchets. Ils ont montré que l'utilisation du bois vert pour la production d'énergie et les déchets du bois pour la production des agglomérés conduit à moins d'épuisement des ressources naturelles que le scénario inverse. Les résultats ont montré que l'irréversibilité du cycle de vie des ressources non-renouvelables a une relation directe avec l'utilisation des énergies fossiles seulement lorsque l'entrée exergétique des minerais est négligeable et que l'utilisation des ressources renouvelables augmente la consommation des ressources naturelles.

Cependant, les pertes exergétiques des énergies renouvelables contiennent l'irréversibilité interne du procédé, et l'irréversibilité externe liée aux transferts de chaleurs et aux émissions. Si l'effet positif de l'absorption du dioxyde de carbone biogène par les ressources renouvelables est considéré, le processus de leur production doit aussi être pris en compte afin de boucler le cycle. De plus, si le dioxyde de carbone est supposé d'être absorbé par les plantes, ce n'est pas le cas des autres produits de combustion. Ces produits de combustion qui étaient des éléments contenus dans la ressource renouvelable sont perdus sous forme d'émissions et doivent donc être remplacés, par exemple, par l'utilisation des engrais synthétiques ou naturels. L'utilisation des engrais synthétiques cause une destruction d'exergie dans le processus de leur production. De plus, selon l'équation donnée par Cornelissen et Hirs (2002), elle peut être reformulée comme la soustraction de l'exergie utile produite par la ressource renouvelable de l'irréversibilité du cycle de vie. Dans ce contexte, il faut que le travail produit soit utilisé d'une manière réversible dans les autres processus du cycle de vie, ce qui est irréalisable. Par conséquent, selon la définition de l'exergie et la pensée cycle de vie, l'irréversibilité des énergies renouvelables ne peut pas être exclue de l'irréversibilité totale du cycle de vie pour quantifier l'épuisement des ressources naturelles.

La motivation de Cornelissen à résoudre le problème multicritère de l'évaluation environnementale en proposant un seul critère d'évaluation et de comparaison s'éloigne de l'approche holistique de l'ACV, c'est-à-dire de la quantification des impacts potentiels et de la détermination des transferts de pollution. De plus, la transformation des émissions en espèces en équilibre avec l'environnement ne signifie pas que les impacts ne seront pas réalisés. Nous reviendrons sur cet aspect dans la partie consacrée à l'utilisation de l'exergie comme indicateur des impacts environnementaux. Nous concluons que l'irréversibilité du cycle de vie est un bon critère pour juger de l'épuisement des ressources naturelles. Dans ce cas, l'irréversibilité externe liée aux transferts de chaleurs et aux émissions doit être aussi comptabilisée si leurs contenus exergétiques ne sont pas valorisés dans d'autres processus. Ainsi, lorsque l'ACVE est utilisée avec l'ACV, l'irréversibilité évalue l'épuisement des ressources naturelles, tandis que l'ACV évalue les impacts environnementaux.

Lombardi (2000) a proposé une autre approche ACVE en considérant l'irréversibilité du cycle de vie comme un indicateur supplémentaire aux critères environnementaux considérés par les méthodes d'évaluation d'impacts utilisées dans l'ACV classique. Elle a considéré deux métriques basées sur l'exergie pour quantifier l'efficacité du système et la consommation des ressources naturelles : l'irréversibilité du système principal et la CExC des ressources naturelles consommées durant les étapes de construction, d'opération et de démantèlement, appelée l'exergie investie. L'exergie investie quantifie seulement le contenu en exergie chimique des ressources fossiles directement ou indirectement utilisées dans la construction, le démantèlement et la production des produits intermédiaires. Dans la base de données de SimaPro, la quantité de chaque ressource fossile exprimée par rapport aux PCI en MJ a été remplacée par sa valeur d'exergie chimique obtenue par le ratio donnée par Szargut et al. (1988). Lombardi (2000) a démontré que la contribution de l'exergie chimique des autres matières brutes est négligeable en comparaison à celle des ressources fossiles consommées par les procédés de production. En outre, l'exergie chimique entrant dans le système avec ces matières brutes est la même dans la construction et le démantèlement, car ces matières ne subissent pas de changement de structure durant l'opération, contrairement aux carburants fossiles. Ceci étant dit, l'auteur considère que si l'exergie chimique des matières brutes est prise en compte dans l'étape de construction, elle doit être aussi considérée dans l'étape de démantèlement. Cependant, la contribution des centrales nucléaires dans le mix énergétique a été omise.

Avec cette approche, un cycle de turbine à gaz semi fermé avec absorption chimique du CO₂ dans une solution aminée a été analysé (Lombardi, 2001) et comparé avec un cycle combinée avec une gazéification intégrée de la biomasse avec absorption chimique du CO₂ dans une solution aminée (Lombardi, 2003 ; Corti et Lombardi, 2004) et un cycle énergétique innovant où le CO₂ régénéré est utilisé comme fluide de travail et l'excès en CO₂ du processus de combustion est éliminé dans une solution liquide ou dans un état supercritique à des pressions élevées et ensuite transporté et stocké (Fiaschi et al.). Les résultats ont montré que l'étape d'opération représente la plus grande contribution aux émissions de CO₂, à l'impact de l'effet de serre et à l'exergie détruite, particulièrement par le processus de combustion (Lombardi, 2003). Lombardi (2003) a noté la difficulté du choix entre les scénarios. Le dernier scénario a les plus faibles émissions durant l'opération le plus faible impact d'effet de serre durant le cycle de vie mais il a la plus grande irréversibilité et de la CExC en comparaison avec les deux autres scénarios.

L'analyse de cycle de vie exergétique peut avoir deux sens, tous les deux basés sur la pensée et la gestion de cycle de vie. La définition précédente (Cornelissen, 1997 ; Lombardi, 2000) consiste à utiliser l'analyse exergétique dans le cadre méthodologique de l'ACV classique, tandis que la deuxième définition consiste seulement à une analyse exergétique tout au long du cycle de vie.

Dans la partie suivante, nous allons discuter des applications du concept de l'exergie pour la quantification des impacts environnementaux écologiques et (éco) toxicologiques.

III.3 Exergie comme indicateur des impacts environnementaux

Face à l'aspect multicritère des impacts environnementaux et la subjectivité des méthodes de pondération et d'agrégation dans l'ACV, plusieurs compagnies ont développé des métriques empiriques afin de les réduire et d'évaluer les performances environnementales et les améliorations de leurs processus (GEMI, 1997 ; Schulze, 1999, CIEPM, 1999, Fiksel, 1996). Toutefois, les valeurs obtenues sont subjectives par rapport à la diversité des impacts et des différentes technologies comparées (Seager et Theis, 2002). Ces métriques sont généralement reliées à des mesures économiques telles que les externalités et à des mesures environnementales.

Mark et al. (2006) ont exploré l'utilisation de la CEnC des carburants fossiles comme un indicateur de sélection de la performance environnementale de 1218 produits, à partir d'une analyse de régression. Les produits étudiés ont été divisés en quatre groupes : production d'énergie, production de matériaux, transport et traitement des déchets (incinération et mise en décharge). Ils ont trouvé que la CEnC des carburants fossiles est en corrélation avec une grande partie des impacts environnementaux du cycle de vie. La corrélation est bien meilleure pour le réchauffement global et l'épuisement des ressources abiotiques que l'acidification, l'eutrophisation, la formation de smog d'été, l'épuisement de la couche d'ozone et la toxicité humaine. En outre, la CEnC n'est pas corrélée avec le traitement des déchets et est limitée par la grande incertitude dans les résultats des autres groupes de produits (émissions d'origines non fossiles comme les émissions de radionucléides et lixiviats des mises en décharge, occupation de l'espace dans l'agriculture et la sylviculture).

Par ailleurs, la destruction de l'ordre (ou la création du chaos) est considérée comme une forme du dommage sur l'environnement. Comme l'entropie est la mesure fondamentale du désordre ou du chaos d'un système, elle a été considérée par plusieurs chercheurs comme étant la base la plus appropriée, via l'exergie, pour évaluer le dommage sur l'environnement (Rosen et Dincer, 1997 ; Connelly et Koshland, 1997 ; Zhang et Reistad, 1998 ; Gunneweik et Rosen, 1998 ; Rosen et Scott, 1998 ; Ayres et al., 1998 ; Rosen et Dincer, 1999 ; Sciubba, 1999 ; Rosen et Dincer, 2001 ; Connelly et Koshland, 2001 ; Berthiaume et al. 2001 ; Dincer, 2002 ; Rosen, 2002 ; Dincer et Rosen, 2004 ; Hernandez et al., 2004).

Wall (1986) a considéré que l'exergie des dépôts naturels est une mesure de la valeur du système vivant actuel et un indicateur de la durabilité environnementale comme la réduction de ce dépôt exergetique mène à la destruction inévitable du système de support de vie sur la Terre. Ayres et al. (1996) ont mentionné que l'exergie peut être utilisée comme une mesure des émissions polluantes et du potentiel pour causer un danger sur l'environnement. Cependant, l'exemple qu'ils ont présenté n'a pas été comparé avec l'évaluation classique d'impacts.

Gong et Wall, (1997) ont évalué les impacts environnementaux des émissions du secteur des transports sur la base de l'exergie chimique. Ils ont considéré que le contenu exergetique des émissions montre qu'elles sont en déséquilibre avec l'environnement et qu'elles ont donc le potentiel de perturber l'équilibre de l'environnement. Wall et Gong (2001) et Gong et Wall (2001) ont considéré l'exergie comme un indicateur des effets environnementaux et l'exergie

incorporée dans les déchets comme une mesure du potentiel causant du danger à l'environnement.

Daniel et Rosen (2002) ont comparé l'impact environnemental potentiel de 13 cycles de vie de carburants pour les automobiles sur la base massique et de l'exergie chimique. Ils ont trouvé que l'utilisation du gaz naturel comprimé génère les émissions les plus éloignées de l'équilibre avec l'environnement naturel et que l'utilisation du diesel dans des véhicules électriques hybrides indépendants du réseau électrique génère les émissions qui ont les plus faibles exergies chimiques et un faible impact environnemental potentiel.

Cependant, il n'existe pas actuellement de méthodologie à partir de laquelle l'exergie peut être reliée d'une manière fiable aux impacts environnementaux ou à la fonction de l'écosystème. Ceci est principalement dû à l'exergie des émissions – émises sous forme des polluants chimiques et de chaleur – qui ont différentes formes et peuvent avoir différents effets environnementaux quantitatifs et qualitatifs. Par conséquent, certains chercheurs ont proposé d'utiliser l'exergie des émissions seulement comme une première approximation de l'impact environnemental (Dincer, 2000 ; Gunnewick et Rosen, 1998). Nous allons maintenant exposer les différentes approches et applications de l'utilisation de l'exergie comme une mesure du potentiel des émissions à causer des impacts environnementaux.

III.3.1 Exergie comme indicateur de l'impact des transferts de chaleurs

En comparaison avec le flux moyen de rayonnement solaire atteignant la surface de la Terre, il a été supposé que l'augmentation de la température moyenne de l'environnement par les transferts de la chaleur des systèmes anthropiques – à une température proche de celle de l'environnement et avec un contenu exergétique faible – est négligeable (Weterings et Opschoor, 1992). Wang et Feng (2000) ont indiqué que la chaleur émise dans l'environnement est absorbée sans danger pour l'environnement. En effet, comme l'environnement est considéré comme un puits de chaleur infini, la contribution des flux de chaleur dans le changement de la température est négligeable par rapport à l'effet de l'énergie solaire (Daniel et Rosen, 2002). Cependant, à un niveau local, les flux de chaleur peuvent causer quelques changements environnementaux. Un contenu exergétique de chaleur élevé et une différence de température élevée avec l'environnement peut causer un impact plus grand sur l'environnement local (Weterings et Opschoor, 1992). Par exemple, l'eau de refroidissement sortant d'une centrale thermique et rejetée dans un lac peut changer la

température du milieu et par conséquent affecter la vie dans l'écosystème (Daniel et Rosen, 2002). Dans ces conditions, il a été considéré que l'exergie de la chaleur peut être un indicateur d'impact sur l'environnement local.

III.3.2 Exergie comme indicateur des impacts écologiques et (éco) toxicologiques

L'exergie est perdue ou consommée dans tous les processus réels mettant les ressources naturelles à une limite en fin de processus pour faire fonctionner tous les systèmes. Ainsi, l'exergie des dépôts sur la Terre a été considérée comme un indicateur écologique adéquat au développement durable. Le concept de l'exergie a été généralisé et étendu aux systèmes écologiques en incluant un champ large de l'écologie, de l'énergie, de l'environnement et de l'ingénierie (Huang et al. 2007). Il a été suggéré que l'exergie est potentiellement une fonction objective de la dynamique de l'écosystème et peut être utilisée pour décrire la structure et le développement de l'écosystème et ainsi évaluer sa santé et sa qualité (Jørgensen, 1999 ; 2000 ; Jørgensen et al. 1999 ; 2000). Avec une étude systématique de la consommation globale de l'exergie cosmique, l'exergie a été considérée comme la base productive essentielle pour l'activité écologique et économique sur la Terre et qu'elle a une implication sur le développement durable (Chen, 2004 ; 2005). Chen a considéré aussi que l'exergie incorporée sous ses deux formes, l'énergie incorporée d'Odum (1966) et l'exergie cumulative de Szargut et al. (1988), représente un indicateur pour l'évaluation écologique.

Huang et al. (2007) ont évalué la qualité écologique de la rivière de Huangpu en Chine sur la base de l'exergie chimique des composants considérée comme pouvant potentiellement causer un dommage sur l'écosystème aquatique. L'exergie chimique des pollutions a été considérée comme le travail externe minimum nécessaire pour éliminer la pollution. Les auteurs ont montré que l'exergie chimique des pollutions a augmenté au court des années, et ainsi diminué la valeur écologique de la rivière. La distribution spatiale de l'exergie de pollution a montré aussi la distribution de la qualité de l'eau dans la rivière. L'amélioration de la capacité de traitement des eaux usées urbaines a permis de réduire l'exergie des pollutions dans une partie de la rivière. En outre, les auteurs ont montré que d'autres méthodes statistiques donnent des évaluations divergentes de la qualité de la rivière tandis que la méthode d'analyse de l'indice de la pollution organique est en accord avec les résultats avec l'exergie de la pollution.

L'exergie chimique a été la fonction la plus utilisée pour évaluer les impacts écologiques et éco(toxicologiques) des émissions sur la base exergétique. En plus de son utilisation pour la quantification des ressources, l'exergie a été proposée comme une mesure pour la quantification des déchets et de l'écotoxicité (Ayres et Martinàs, 1995 ; Ayres, 1997 ; Ayres et al. 1998 ; Ayres, 1999 ; Ayres ; 2001 ; Ayres, 2002 ; Ayres et al. 2003 ; Ayres, 2004a ; Ayres, 2004b ; Ayres et Massini, 2004). L'exergie représente la distance entre le système étudié et l'environnement naturel. Lorsque le système est en équilibre avec l'environnement, son exergie est nulle. Il a été supposé que l'augmentation d'entropie dans l'environnement pour avoir dissipé les espèces chimiques émises peut être regardée comme un impact potentiel sur l'environnement (Ayres et al. 1998). En prenant en compte l'état mort de l'environnement, le paramètre de l'exergie peut être utilisé pour mesurer la différence entre un système ou un rejet et l'environnement car l'émission n'est pas en équilibre thermodynamique avec l'environnement (Wang et Feng, 2000). Ainsi, l'exergie a été considérée comme une mesure du potentiel d'un système pour causer un changement dans l'environnement et l'effet potentiel imposé par le système sur l'environnement (Gong et Wall, 2001). Gong et Wall (2001) ont considéré l'exergie incorporée dans les émissions comme une mesure cohérente et une valeur objective de l'impact environnemental, comme elle est une fonction extensive additive et quantifiée à partir d'un environnement externe. En outre, l'exergie des déchets résiduels a été considérée comme le potentiel pour causer un dommage à l'environnement en provoquant des réactions non désirées et non contrôlées avec les composants de l'environnement (Wall et Gong, 2001). Il a été indiqué que les substances qui sont communes dans l'environnement provoquent une exergie moindre que les substances qui ne le sont pas, comme les métaux lourds et les déchets radioactifs (Gong et Wall, 2001).

III.3.2.1 Exergie pondérée par des indices monétaires

Wang et Feng, (2000) ont développé deux indicateurs pour évaluer la performance environnementale des systèmes sur la base de l'exergie chimique. Le premier indicateur est établi pour quantifier l'effet négatif des polluants sur l'environnement. Il est calculé par la somme pondérée entre l'exergie physique et chimique des substances émises et un coefficient de dommage. Le deuxième indicateur est établi pour quantifier l'effet négatif du système sur l'environnement causé par l'irréversibilité totale du système (interne et externe) et par l'irréversibilité externe via les rejets dans l'environnement. Pour additionner les deux termes, ils ont utilisé des coefficients de pondération, appelés coefficients d'effets. Cependant, la détermination des coefficients de dommage et d'effet a été basée sur des indicateurs

économiques : les amendes à payer pour les polluants pour le premier indicateur et le coût de l'exergie en entrée pour le deuxième. Ces indicateurs ne représentent pas l'aspect environnemental et donnent une relation linéaire entre l'irréversibilité interne et externe et les impacts environnementaux. En outre, l'exergie de mélange n'a pas été considérée dans le premier indicateur.

III.3.2.2 Exergie chimique de pollution

Une approche a été proposée pour relier l'exergie chimique des polluants à deux impacts environnementaux potentiels, le réchauffement global et l'épuisement de la couche d'ozone (Seager et Theis, 2002a ; Seager et Theis, 2002b ; Seager et Theis, 2004). L'objectif lointain de cette approche était de trouver une base unique pour relier les différents aspects de la durabilité (économie, environnement, sociopolitique, etc.) dans un processus de conception optimale multicritère dans le cadre de l'écologie industrielle.

L'approche est basée sur le concept du potentiel polluant qui consiste à mesurer le changement dans la composition chimique de l'environnement causé par l'introduction des composés chimiques. Le potentiel de pollution a été défini comme la température multipliée par le changement d'entropie de la configuration de l'environnement. Ainsi, le changement d'exergie de la configuration de l'environnement a été considéré comme le travail thermodynamique idéal (par mole) nécessaire à l'anéantissement instantané d'un polluant chimique de l'environnement, c'est-à-dire pour mener l'environnement à une condition de référence parfaite. Dans cette approche seule l'exergie chimique des composés a été considérée et calculée à partir d'un environnement de référence correspondant à la période préindustrielle. Les auteurs n'ont pas considéré ni l'exergie réactionnelle, ni l'exergie physique, ni l'exergie de mélange. Ils ont considéré que les substances qui ont un potentiel de pollution élevé sont celles qui ont une exergie de pollution élevée, des temps de vie dans l'environnement plus longs et/ou entraînent des réactions de catalyse non-contrôlées (Seager et Theis, 2004). Ils ont considéré une concentration atmosphérique de référence (en mol/mol) de l'atmosphère de 331 ppm pour le CO₂, 1.7 ppm pour le CH₄, 90 ppt⁹ pour le CO, 35 ppt pour le SO₂ et 1 ppt pour le NO₂ et ils ont considéré ces substances comme des espèces de référence. Ces conditions de référence sont différentes de l'état mort établi par Szargut et al. (1988). L'exergie des polluants a été calculée comme une fonction du potentiel de pollution, du changement de composition de l'atmosphère par rapport à la période préindustrielle et le

⁹ ppt = partie par trillion (10⁻¹²)

temps de résidence du polluant dans l'atmosphère (Seager et Theis, 2002b). Ils ont ensuite proposé une corrélation entre l'exergie de pollution des cinq polluants et le coût environnemental des polluants (Seager et Theis, 2002b). Ils ont conclu que pour une faible exergie de pollution d'une substance, un faible potentiel de dommage est causé pour l'environnement. Ils ont aussi calculé le potentiel de pollution et l'exergie de pollution de 31 composés contribuant à l'impact du réchauffement global et l'épuisement de la couche d'ozone (Seager et Theis, 2002b). Ils ont trouvé que le dioxyde de carbone a un potentiel de pollution plus faible en comparaison avec les hydrocarbures halogénés mais les quantités énormes de dioxyde de carbone émises par l'anthroposphère nécessitent plus d'exergie totale d'anéantissement. De plus, nous avons remarqué que les valeurs du potentiel de pollution et l'exergie de pollution ne représentent pas le même comportement avec les valeurs de l'ODP et du GWP.

Bien qu'ils aient conclu qu'il est possible de relier l'exergie de pollution à d'autres mesures de l'impact environnemental (Seager et Theis, 2002a), l'exergie perdue est incorporée dans plusieurs formes de substances ayant des effets environnementaux différents. L'omission de l'exergie chimique réactionnelle induit aussi celle des phénomènes de réaction dans l'environnement qui représentent aussi un potentiel de désordre du point de vue du second principe de la thermodynamique. En outre, la validation du modèle qui relie le potentiel de dommage sur l'environnement a été faite toujours sur une base économique. Cette approche donne l'impression que le dommage sur l'écosystème est récupérable et que les espèces disparues sont aussi récupérables, contrairement à ce qui se passe dans la réalité.

Les auteurs ont considéré que le potentiel de pollution n'est pas une métrique écologique mais prédictive car il n'est pas relié à la santé des populations ou au fonctionnement d'un écosystème (Seager et Theis, 2004). Ils ont conclu aussi que la durabilité est un concept multicritère qui ne peut pas être établi par une seule mesure. Toutefois, nous constatons que le potentiel de pollution est calculé selon un état de référence différent de celui utilisé pour l'analyse exergétique d'un système, généralement celui de Szargut et al. (1988). Cette approche correspond à l'utilisation du concept de l'exergie à partir de deux environnements de référence différents. D'un point de vue environnemental, lorsqu'une substance complexe est rejetée dans l'environnement, elle réagit avec les substances stables de celui-ci, c'est-à-dire celles qui sont considérées en équilibre avec l'environnement. Ainsi, nous pensons que l'approche proposée par Seager et Theis (2002b) ne reflète pas l'aspect dose-cible et elle n'est pas adéquate avec le bilan exergétique effectuée antérieurement sur le procédé étudié.

III.3.2.3 Exergie d'abattement des émissions

Une approche différente a été proposée pour quantifier l'impact des émissions sur la base de l'exergie (Valero et al. 1986 ; Wall et al. 1993 ; El-Sayed et Evans, 1970 ; Sciubba, 1998 ; Ayres et Martinàs, 1995 ; Ayres, 1997 ; Ayres, 2002 ; Ayres, 2004b ; Ayres et Massini, 2004 ; Seager et Theis ; 2002 ; Dewulf et van Langenhove ; 2002 ; Cornelissen, 1997 ; Cornelissen et Hirs, 2002 ; Dewulf et al., 2000 ; Dewulf et al., 2001). Elle est basée sur le calcul de l'exergie nécessaire pour l'abattement en fin de processus des émissions des procédés au niveau des restrictions environnementales. Dans un cas spécial des processus de production avec des émissions à exergie-zéro, l'ACV peut être complètement remplacée par l'ACVE (Cornelissen, 1997). Cet auteur a proposé une méthode « ACVE-Zéro », durant la phase d'éco-conception, qui consistait à abattre et transformer les émissions à des émissions à exergie zéro. Ainsi, l'irréversibilité du cycle de vie peut être utilisée comme seul critère de comparaison. De la même manière Szargut (1985) a calculé ces indices écologiques qui relient l'exergie des émissions dangereuses à la destruction d'exergie des produits utiles et des ressources naturelles. Cependant, les restrictions environnementales sont des processus politiques et économiques. Cette approche transforme les effets des émissions en un effet d'épuisement des ressources nécessaires à l'abattement des polluants ou dans le cas où les polluants sont utilisés comme ressources dans une autre fonction (Dewulf et al. 2008). La consommation et l'épuisement des ressources naturelles ne décrivent pas les autres aspects importants liés à la durabilité tels que la biodiversité dans le cas de l'utilisation des ressources biotiques (Finnveden et Östlund, 1997). De plus, une émission à exergie nulle aura toujours un impact sur l'environnement.

III.3.3 Exergie comme indicateur de l'impact d'occupation d'espace

L'exergie a été aussi utilisée dans le cadre de l'ACV classique pour évaluer l'impact d'occupation de l'espace, particulièrement en ce qui concerne les études des systèmes de production biologique agricole et forestière (Wagendrop et al. 2006). En se basant sur la thermodynamique de l'écosystème et les principes de l'écologie, ces auteurs ont évalué l'impact d'occupation d'espace via la capacité des écosystèmes à dissiper l'exergie solaire en mesurant leurs caractéristiques thermiques. Ils ont considéré que la fonction objective des écosystèmes est de maximiser la dissipation des flux exergétiques exogènes par la maximisation du stockage exergétique interne sous forme de biomasse, de biodiversité et des

réseaux tropiques complexes. Par ailleurs, l'impact humain peut diminuer ce niveau exergétique en diminuant la biomasse et en détruisant la complexité interne de l'écosystème.

III.3.4 Conclusion

L'influence d'un système sur l'environnement est causée par la dissipation d'exergie (irréversibilité) à l'intérieur du système et l'exergie perdue via les transferts de chaleur et les rejets des polluants dans l'environnement. La dissipation d'exergie est causée par la dégradation d'une exergie à qualité élevée en une autre forme d'exergie de qualité plus faible. Ainsi, il y a une perte de la ressource mais pas d'influence sur l'environnement. L'influence des ressources sur l'environnement est causée indirectement via les émissions. Cependant, il n'existe pas une relation linéaire entre l'impact potentiel des émissions et leur contenu exergétique (Neelis et al. 2004). Stougie et al. (1994) ont réalisé une étude pour relier l'irréversibilité avec différents effets environnementaux. Ils ont conclu qu'il existe seulement une relation qualitative et que plus de recherches sont nécessaires pour déterminer une relation quantitative. L'analyse exergétique classique telle qu'elle est appliquée, ou les méthodes citées précédemment ne sont corrélées ni aux impacts écologiques ni aux impacts (éco)toxicologiques et ne peuvent pas mesurer le potentiel de dommage des polluants sur l'environnement. Ainsi, l'exergie ne peut pas remplacer les méthodes d'évaluation d'impacts du cadre méthodologique de l'ACV. En effet, l'impact environnemental est le résultat d'une exposition à une émission qui résulte fréquemment des interactions écophysologiques et biochimiques qui ne sont pas prises en compte par l'analyse thermodynamique classique (Dewulf et al. 2008).

L'exergie physique et chimique des émissions sont déterminées par rapport à la température et la pression de l'environnement ainsi qu'aux concentrations des substances de référence dans l'état mort. L'exergie perdue par ces émissions dépend de la différence entre l'état thermodynamique au moment de leurs rejets et l'état de l'environnement. Même si la différence entre les deux états thermodynamiques est faible, causant une faible perte exergétique (irréversibilité externe), les émissions auront toujours des impacts différents sur l'environnement (effet de serre, (éco) toxicité, etc.) selon leurs caractéristiques et natures chimiques. C'est le cas si nous émettons une même quantité de substance i à deux états thermodynamiques différents, le premier état à une température supérieure à la température environnementale mais à la même pression standard, tandis que le deuxième état correspond aux conditions de l'état environnemental. Ainsi, l'exergie perdue via les émissions sera plus

grande dans le premier état que dans le deuxième état, tandis que l'impact environnemental est le même pour les deux états thermodynamiques. En outre, les modèles utilisés pour quantifier les impacts potentiels par l'ACV ne prennent pas en compte l'état thermodynamique d'un effluent liquide ou gazeux et considèrent les émissions dans un mélange séparément. Par ailleurs, l'exergie contenue dans une émission est différente si elle est émise seule ou dans un mélange, à cause de l'exergie de mélange. En effet, l'exergie dépend des concentrations des émissions dans les effluents qui sont généralement imposées par les restrictions environnementales.

De plus, l'hypothèse thermodynamique conventionnelle considère que l'environnement est un puits infini avec des propriétés inchangeables et par conséquent, l'impact de mélangeage d'une petite quantité de polluants résulte en un changement négligeable dans la fraction molaire de l'environnement de référence. Par ailleurs, à cause des espèces chimiques rares ou des rejets anthropiques massifs, comme le CO₂, la condition de référence peut changer durant le temps (Seager et Theis, 2002). Lorsque la dissipation des substances est instantanée, le calcul de l'exergie chimique (réactionnelle et compositionnelle) est conforme à l'état environnemental actuellement défini. Inversement, sous les conditions environnementales réelles, l'exergie chimique peut être différente de la valeur classique calculée. Ceci est expliqué par la dégradation des polluants dans le temps, le passage d'un polluant au-delà des frontières géographiques considérées ou la sorption, le dépôt ou le cloisonnement du polluant dans un milieu différent (Seager et Theis, 2002). Ainsi, les calculs sous des conditions environnementales réelles doivent prendre en compte les aspects d'échelles, cinétiques et thermodynamiques.

D'un côté, l'augmentation d'entropie ou l'exergie contenue dans les émissions est calculée à partir d'un point de référence qui est l'état environnemental et l'état mort. D'un autre côté, l'impact environnemental tel qu'il est observé ou modélisé est caractérisé à partir d'un point de référence dans la chaîne de cause à effet, le point intermédiaire (effet) ou le point final (dommage). La production d'entropie ou d'exergie physique et chimique d'une émission est déterminée seulement dans l'intervalle système-état mort, tandis que l'impact environnemental potentiel est modélisé dans l'intervalle système-cible plus le dommage causé. D'un point de vue environnemental, l'impact environnemental ne prend pas en compte l'effet de dissipation d'une substance émise d'un système à sa concentration d'équilibre dans l'état mort. L'impact environnemental représente l'effet de la substance dans le milieu dans lequel a été rejetée : sur l'être humain, l'écosystème terrestre ou aquatique.

Ainsi, l'augmentation d'entropie ou d'exergie d'une émission non dépensée – c'est-à-dire si elle n'est pas dissipée à son état mort avant d'atteindre la cible – devrait être considérée comme un indicateur du dommage sur l'environnement. Une analyse thermodynamique du système loin de l'équilibre devrait alors être faite. La condition de non dissipation des émissions est importante car l'insertion des espèces chimiques non familières, même en faibles quantités comme les toxines, ont un potentiel chimique qui peut perturber les structures dissipatives loin de l'équilibre et pouvant causer un trouble dans les cycles biologiques équilibrés (Ayres et al. 1998). Deuxièmement, il faudra trouver une relation entre la production d'entropie et l'impact au point intermédiaire et au point final de la chaîne de cause à effet. Troisièmement, il faudra expliquer comment un changement d'équilibre causé par le rejet d'une émission dans un système naturel, existant déjà ou non, peut causer un effet environnemental tel qu'une maladie ou la disparition d'une espèce biologique ou encore d'autres impacts environnementaux.

L'écosystème tend toujours à dissiper au maximum l'exergie entrant dans le but de maintenir son organisation dans un état entropique local minimum. Ceci est une fonction objectif du système loin de l'équilibre thermodynamique (Wagendrop et al. 2006). En effet, chaque système naturel qu'il soit terrestre, aquatique ou atmosphérique s'auto-organise chaque fois qu'il est perturbé par un vecteur externe, en recherchant un nouvel état d'équilibre différent de l'état d'équilibre initial. Par exemple, dans un système aquatique, un rejet d'une substance peut causer l'augmentation ou la diminution du pH, un facteur limitant pour certains organismes, et ainsi peut être responsable de la disparition de certaines espèces biologiques. Par conséquent, la production d'entropie responsable de l'impact environnemental est liée au travail potentiel produit à partir des réactions chimiques intervenant suite au rejet de la substance pour atteindre un nouvel état d'équilibre. La production d'entropie entre deux états thermodynamiques d'équilibre d'un milieu récepteur correspond à l'impact environnemental. Notre hypothèse est en adéquation avec le cas d'étude de Huang et al. (2007) cité précédemment. Dans le même sens, de Dewulf et van Langenhove (2002), sur la base de la thermodynamique statistique et en assignant une valeur d'exergie aux organismes vivants, ont pu quantifier la perte de l'environnement naturel et des années de vie humaine à partir de la perte d'exergie à cause de l'exposition aux émissions. Tribus et McIrvine (1991) ont suggéré que l'application de l'analyse exergétique aux processus naturels pourrait former une fondation pour la planification écologique car elle pourrait indiquer la perturbation causée par les changements sur de longues échelles.

III.4 Exergie comme un outil de mesure de la durabilité des procédés

Nous avons souligné dans le chapitre I que la durabilité d'un procédé est conditionnée par le degré d'utilisation des ressources renouvelables et de l'efficacité du procédé à utiliser toutes les formes des ressources. Faut-il aussi dire que l'utilisation des ressources renouvelables ne doit pas être une contrainte à l'efficacité du procédé. Contrairement à l'ACV qui se focalise seulement sur les flux élémentaires en dehors des frontières des systèmes, l'analyse exergétique est une approche orientée « site-spécifique » qui évalue l'efficacité des procédés et peut quantifier l'efficacité d'utilisation des ressources renouvelables. Ainsi, des approches ont été proposées pour quantifier l'éco-efficacité du procédé en combinant l'efficacité exergétique et le degré des ressources renouvelables utilisées.

Par ailleurs, la durabilité d'un procédé est conditionnée aussi par son coût compétitif sur le marché par rapport aux procédés concurrents. Le coût total doit prendre en compte tout le cycle de vie du procédé comme l'investissement, l'environnement de travail et les externalités. Ainsi, des méthodes ont été élaborées sur la base du concept de l'exergie pour combiner toutes les dimensions de la durabilité dans des objectifs de comparaisons et d'optimisations multicritères.

III.4.1 Exergie comme une mesure de l'éco-efficacité des procédés

Nous avons vu dans la partie précédente que les approches proposées pour quantifier les impacts environnementaux sur la base exergétique prennent en compte seulement l'écart chimique entre le procédé et l'environnement. Cependant, l'efficacité exergétique d'un procédé est évaluée à partir de la distance thermomécanique et chimique entre le procédé et l'environnement. Ainsi, si nous voulions juger l'éco-efficacité d'un procédé tous les types d'écarts doivent être considérés. Dans certaines études, l'efficacité exergétique des procédés et le degré des ressources renouvelables ont été considérés comme des indices de durabilité et comme des critères de comparaison.

Hoveliuss et al. (1999) ont évalué l'efficacité de la chaîne de production de l'ester de méthyle à partir des produits agricoles pour des utilisations dans le transport. Les résultats obtenus par des ressources énergétiques et l'analyse CExC ont montré que la plus grande partie de l'énergie et de l'exergie consommée est due au processus de production agricole (production des fertilisants azotés) et à l'estérification.

Neelis et al. (2004) ont réalisé une analyse exergetique du cycle de vie de huit chaînes de production d'hydrogène pour des applications automobiles et qui se différencient en matière de production, de transport et de stockage. Les scénarios ont été comparés sur la base de l'irréversibilité et le paramètre de renouvelabilité défini comme le ratio entre l'exergie des ressources renouvelables et l'exergie de toutes les ressources entrant dans la chaîne de production. Ils ont trouvé que la production d'hydrogène à partir du reformage du gaz naturel est un scénario meilleur que à partir de l'électrolyse de l'eau, d'une part, et que la compression de l'hydrogène est le meilleur système de stockage, d'autre part.

Zvolinschi et al. (2002) ont recommandé trois indicateurs basés sur l'analyse exergetique pour évaluer la durabilité d'un procédé dans le cadre de l'écologie industrielle. Les trois indicateurs doivent prendre en compte la fraction de renouvelabilité, l'efficacité exergetique et l'efficacité environnementale. La fraction de renouvelabilité représente la fraction de l'exergie des ressources renouvelables par rapport à la totalité des ressources entrant dans le système et tout au long le cycle de vie, y compris celles utilisées pour l'abattement des émissions. L'efficacité environnementale prend en compte les coûts exergetiques nécessaires pour boucler les cycles des matières des émissions et des produits à la fin de leurs temps de vie.

A partir du facteur d'efficacité exergetique et du coefficient de renouvelabilité, Dewulf et al. (2001) ont proposé le coefficient de durabilité S , compris entre zéro (non durable) et un (parfaitement durable) (Equation III.40).

$$S = \frac{1}{2}(\alpha + \eta) \quad \text{(III.40)}$$

où S représente le coefficient de durabilité, α le coefficient de renouvelabilité et η l'efficacité exergetique.

Ces auteurs ont étudié la durabilité du cycle de vie de différentes options technologiques (biofiltration, adsorption sur charbon actif et oxydation catalytique et thermique) pour le traitement des gaz chargés en composés organiques volatils d'une station de traitement des eaux usées. L'analyse a pris en compte les ressources et les utilités utilisées pour la construction et l'opération de chaque système. Les critères de comparaison étaient la CExC de la construction, l'opération et l'abattement des polluants ainsi que les coefficients de renouvelabilité et de durabilité. Les résultats ont montré que la biofiltration est la meilleure option sur la base de ces critères. Les auteurs ont indiqué que l'analyse exergetique donne un

regard absolu sur l'efficacité et la renouvelabilité sur une base physique et chimique et elle est moins complexe en termes de pondération et d'incertitude.

En utilisant la méthode CExC, Dewulf et al. (2005) ont comparé trois scénarios de production de biocarburant sur la base de l'efficacité exergétique et du degré de renouvelabilité des ressources tout au long de la chaîne de production. Les trois biocarburants comparés sont l'ester de méthyle obtenu à partir des pailles de colza et des graines de soja et l'éthanol à partir du maïs. Les résultats ont montré que l'éthanol à partir du maïs représente le scénario qui a la plus grande efficacité exergétique et le plus grand contenu exergétique et degré de renouvelabilité dans la chaîne de production.

Dewulf et Van Langenhove (2006) ont étudié quatre options de traitement des déchets solides (recyclage, incinération avec une cogénération et mise en décharge avec et sans cogénération) sur la base de l'efficacité des procédés de conversion et la CExC de toute la chaîne incluant la construction et l'opération. Ils ont calculé l'exergie incorporée dans les produits de conversion obtenus à partir des déchets et des ressources vierges nécessaires dans les procédés de traitement. En prenant en compte les déchets et les ressources vierges, leurs résultats ont montré que le recyclage est plus efficace pour le polyéthylène que l'incinération ou la mise en décharge. L'efficacité exergétique calculée seulement à partir de l'exergie des produits de conversion et des ressources vierges classe le recyclage mène à la même conclusion.

III.4.2 Exergie comme une unité de base dans l'analyse et l'optimisation multicritère

Pour l'ingénieur, il est utile d'intégrer l'optimisation lors de la conception des procédés et du processus d'aide à la décision (Wall, 1993). L'exergie a été considérée comme la mesure physique qui peut être utilisée pour évaluer les efficacités, les dissipations et les coûts. Dans le même sens, Sciubba (2001) a considéré que l'exergie devrait être intégrée pour chercher la configuration optimale d'un procédé. Afin de réaliser une production et une consommation durables, Dewulf et Van Langenhove (2006) ont préconisé que l'efficacité exergétique soit optimisée sur l'ensemble du métabolisme industriel. Feng et al. (2004) ont réalisé, durant la phase de conception, une analyse CExC de la production des échangeurs de chaleurs afin de pouvoir intégrer simultanément l'optimisation de la taille des équipements et la performance du procédé. Ainsi, les ressources naturelles et les émissions des matériaux pourront être minimisées. Par conséquent, une conception efficace des procédés avec un coût effectif et un faible impact environnemental est le défi actuel de l'ingénierie.

L'analyse systématique et l'optimisation des procédés peuvent être faites par la combinaison de l'analyse exergétique avec l'analyse macroéconomique et microéconomique. En macroéconomie, l'exergie offre une manière d'évaluer l'épuisement des ressources et la destruction environnementale par une taxe exergétique. Le concept de l'utilité est un concept central dans la macroéconomie et il est relié à l'exergie. En microéconomie, l'exergie a été combiné avec l'analyse du coût/bénéfice pour améliorer la conception. En minimisant le coût du cycle de vie (LCC), on peut définir le meilleur système sur la base économique et en minimisant les pertes exergétiques, on peut aussi minimiser les effets environnementaux. L'analyse exergétique et l'analyse microéconomique forment la base de l'analyse thermoéconomiques (Evan et Tribus, 1962) laquelle est appelée aussi l'analyse exergoéconomiques (Bejan et al. 1996) et l'exergomie (Yantovskii, 1994). Georgescu-Roegen (1971) est considéré comme le pionnier de la thermodynamique économique. Plusieurs auteurs ont travaillé sur les aspects thermoéconomiques des systèmes énergétiques. Wall (1993) a considéré que l'exergie peut refléter la valeur des coûts car elle représente la valeur de l'énergie. Comme le choix des sources énergétiques pour l'industriel est gouverné principalement par le prix, ce dernier pourrait être estimé sur la base de l'exergie. Le facteur coût représente la relation entre la sauvegarde de la ressource et l'efficacité du procédé. Ainsi une perte exergétique énorme implique de grandes pertes économiques (Wall, 1995 ; Dincer, 2002). Les paramètres non-énergétiques tels que l'aspect financier, les travailleurs et les coûts de dépollution peuvent être reliés aux paramètres techniques et thermodynamiques du procédé. Ainsi, le concept de l'exergie a été aussi utilisé pour observer les flux exergétiques des économies nationales aux Etats-Unis (Reistad, 1975), au Ghana (Wall, 1978), en Suède (Wall, 1987), en Brésil (Schaeffer et Wirtshafter, 1992), en Turquie (Rosen et Dincer, 1997), en Norvège (Ertesvag, 2004), en Italie (Milia et Sciubba, 2006) et aussi pour l'ensemble du système terrestre (Wall, 2002 ; Chen, 2005 ; Hermann, 2006).

Plusieurs auteurs ont recommandé d'utiliser l'exergie comme une base pour distribuer les coûts sur les sorties dans un processus de conception optimale intégrant des considérations techniques et économiques (Tsatsaronis, 1987 ; Tsatsaronis, 1994 ; El-Sayed et Gaggioli, 1989 ; Torres et al., 1996). Tsatsaronis (1987) a identifié quatre types principaux de méthodologies d'analyse : la comptabilité du coût exergie/économie ; l'analyse de calcul exergie/économie ; le nombre de similarité exergie/économie ; et les diagrammes d'efficacité produit/coût. Plusieurs ouvrages ont aussi abordé les différentes techniques d'analyse (Kotas, 1995 ; Szargut et al. 1988). En analysant une centrale à charbon, Rosen (2002) a montré

qu'une corrélation existe entre les coûts du capital et les pertes thermodynamiques, sur la base de l'analyse exergetique.

L'optimisation de la conception d'un procédé consiste à minimiser le coût monétaire global sous un ensemble de contraintes financières, normatives, environnementales et techniques (Sciubba, 2001). L'Analyse Exergetique Etendue (AEE) est une approche qui a été établie pour effectuer une telle analyse et une optimisation multicritère. L'objectif de cette méthode est de trouver le point optimal de la conception en considérant les aspects exergetiques, économiques et environnementales, ainsi que les externalités non-énergétiques comme les travailleurs (Sciubba, 2001 ; Dincer, 2002). Ainsi, cette approche intègre l'analyse de cycle de vie, la CExC, l'analyse exergetique et l'analyse du coût du cycle de vie. La méthode AEE a été développée pour intégrer d'une manière systématique la CExC et l'analyse thermoéconomique ainsi que les impacts environnementaux et les travailleurs dans une approche unifiée (Sciubba, 2001). L'auteur a estimé que l'exergie peut jouer le rôle de la théorie monétaire de valeur en prenant en compte la dissipation d'énergie non-évitable dans la chaîne de production. La méthode AEE a été appliquée pour l'optimisation de la conception d'une centrale à cogénération avec une turbine à gaz (Sciubba, 2001). Les équivalents exergetiques des coûts des capitaux et des travailleurs ont été calculés sur la base des données globale en Italie. En outre, la méthode AEE a été utilisée pour évaluer et montrer le potentiel du recyclage et la valorisation des déchets domestiques dans la technosphère (Sciubba, 2003).

Afin d'introduire les contributions des produits et des services écologiques dans les systèmes industriels et dans les processus d'aide à la décision dans le développement durable, l'analyse Thermodynamique d'Entrant et de Sortant du capital naturel a été développée. Cette approche est basée sur le développement de l'Analyse Exergetique pour comptabiliser les produits et les services de l'écosystème (Hau et Bakshi, 2004a). Elle intègre dans un seul cadre de travail l'analyse économique d'Entrant et de Sortant, l'écologie des systèmes, l'ACV et la thermodynamique d'ingénierie, via le concept de l'exergie, (Hau, 2002, Ukidwe et Bakshi, 2004). La contribution des écosystèmes est représentée via le concept de la Consommation Ecologique d'Exergie Cumulée (CEEC) (Hau et Bakshi, 2004a, Hau et Bakshi, 2004b) qui relie l'analyse émergetique (Odum, 1996 ; Costanza et al. 1997), la CExC classique (Ukidwe et Bakshi, 2004) et les méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux comme la méthode Eco-Indicateur 99 (Goedkoop et Spruiensma, 1999, Hofstetter, 1998). L'approche considère l'intégration des systèmes économiques, écologiques et sociaux dans une même structure de réseau. Trois sources d'énergie principales ont été considérées : le rayonnement

solaire, la force des marées et la chaleur géothermique. Le système économique considère tous les secteurs économiques reconnus par leurs codes de classification industrielle standard. Le système écologique est composé de la lithosphère (terre), de l'hydrosphère (eau), de l'atmosphère (air) et de la biosphère. Le système social contient les ressources humaines comme les consommateurs. L'utilisation de la thermodynamique permet de représenter tous les types d'entrées et de sorties dans des unités cohérentes afin de faciliter l'agrégation des métriques. L'approche est supposée être utile dans une analyse de cycle de vie thermodynamique hybride des systèmes industriels (Ukidwe et Bakshi, 2004). Cette approche a été utilisée pour étudier 91 industries du secteur économique aux USA en 1992 (Ukidwe et Bakshi, 2004). La méthode a montré la relation directe et indirecte entre chaque secteur économique via le ratio CEEC/monnaie et les entrées écologiques. Les résultats ont montré que ce ratio diminue tout au long de la chaîne de production indiquant l'importance de la contribution de l'écosystème dans les industries de la chaîne alimentaire aussi bien que dans les industries des infrastructures.

Seager et Theis (2004) ont proposé une série de six métriques pour quantifier la durabilité dans le cadre de l'écologie industrielle. Les métriques contiennent des critères financiers, thermodynamiques, environnementaux, écologiques, sociopolitiques et des métriques d'agrégation. Ils ont étudié le cycle de vie de la mousse de polyuréthane utilisée comme isolant dans les applications de congélation pour montrer que différentes recommandations de conception peuvent être obtenues à partir des différents critères. Ils ont considéré que le potentiel de pollution ou l'exergie de mélangeage de pollution, définie précédemment, peut être considéré comme une base intéressante pour relier les métriques thermodynamiques, économiques et environnementales. Les auteurs ont suggéré que cette approche pourrait faciliter les estimations des ressources exergétiques ou émergétiques nécessaires pour remédier les sites ou les médias pollués.

III.4.3 Exergie comme un critère supplémentaire dans l'analyse multicritère

Cependant, les approches précédentes sont basées sur une monétarisation environnementale et utilisent en général des méthodes d'évaluation d'impacts orientées dommage intégrant des méthodes d'agrégation jugées comme subjectives. Certains chercheurs ont préconisé d'utiliser l'analyse exergétique d'une manière intégrée parmi les autres critères d'évaluation de la durabilité (Lombardi, 2000). Hammond (2004) a considéré que l'exergie doit être utilisée seulement pour quantifier l'efficacité des systèmes et non pour remplacer les autres mesures

économiques comme « la théorie exergétique de la valeur » au lieu de « la théorie monétaire de la valeur ». Il a indiqué aussi que la thermodynamique ne peut pas déterminer les conséquences économiques ou les impacts environnementaux des différentes technologies.

Bargigli et al. (2004) ont étudié l'efficacité thermodynamique et la durabilité environnementale de trois procédés de conversion des ressources naturelles en vecteurs énergétiques : les gaz de combustion du gaz naturel ; les gaz de synthèse de la gazéification du charbon ; la production d'hydrogène par reformage du gaz naturel et par électrolyse alcaline. La méthodologie utilisée est une approche multicritère et multi-échelle composée de quatre méthodes : la comptabilité des flux de matière (ressources abiotiques, biotiques et eaux, les émissions de CO₂ et les déchets solides) appliquée à l'échelle du cycle de vie ; l'analyse énergétique appliquée au cycle de vie ; l'analyse exergétique appliquée à l'échelle locale ; et l'analyse émergétique synthétique. Les résultats ont montré que les gaz de synthèse de la gazéification du charbon ont la plus grande efficacité énergétique et exergétique de conversion, mais cette méthode de conversion génère une quantité significative de déchets solides et consomme plus de ressources abiotiques que les autres scénarios. Par ailleurs, l'analyse émergétique a montré que le scénario des gaz de synthèse a une plus faible demande des services écologiques que les autres scénarios. Les auteurs ont recommandé, à partir des résultats de l'analyse émergétique, que l'utilisation de l'hydrogène comme un vecteur d'énergie doit être appropriée et prudente.

Dewulf et al. (2001) ont effectué une analyse multicritère intégrant l'ACV (méthode d'évaluation d'impact Eco-indicateur), l'analyse exergétique et l'analyse économique pour comparer entre différentes techniques de traitement des COVs. Les résultats ont montré que les trois critères convergent à la préférence de la biofiltration. Les auteurs ont considéré que l'analyse exergétique peut être utilisée comme une base pour l'ACV dans l'évaluation de la durabilité des procédés. Cependant, il n'est pas toujours évident que les critères convergent vers une même option, particulièrement lors de l'utilisation des méthodes d'évaluation d'impacts orientées effets et qui n'utilisent pas de méthode d'agrégation. Nous avons remarqué ce problème dans l'étude multicritère réalisée par Beccali et al. (2003) pour comparer entre deux méthodes de production de plâtre de construction. Les auteurs ont utilisé la méthode CML pour l'évaluation d'impacts et l'analyse exergétique pour évaluer les irréversibilités, les efficacités exergétiques et le contenu exergétique des polluants et des déchets durant le cycle de vie. Bien que Beccali et al. (2003) aient proposé un indice exergétique (la somme entre les irréversibilités et les contenus exergétiques des polluants du

cycle de vie divisé par l'unité fonctionnelle) comme critère uniforme pour l'aide à la décision finale, nous avons remarqué que l'indice exergetique des options et des étapes du cycle de vie n'est pas corrélé avec les impacts environnementaux étudiés (l'effet de serre, la formation des oxydants, l'acidification et l'eutrophisation).

Nous reprenons l'exemple cité par Wang et Feng (2000) dans le cas de la comparaison d'un système avec deux possibilités A et B et effectuant la même fonction. Les deux options ont les mêmes entrées exergetiques et les mêmes efficacités exergetiques. L'option A cause plus d'irréversibilité interne que l'option B. Ainsi l'exergie perdue par les émissions est plus faible dans l'option A, en supposant que le type de substances rejetées est le même. Du point de vue de l'effet utile, il est impossible de faire un choix entre les deux options car elles ont la même efficacité exergetique. En outre, si on se base sur la consommation des ressources et l'influence de l'environnement, l'option A est préférable à l'option B, car elle émet moins d'émissions. Par contre l'option A a plus de dissipation exergetique que l'option B. Il est aussi difficile de choisir entre des systèmes effectuant le même effet utile mais qui utilisent des ressources différentes et qui émettent des substances différentes et à des compositions différentes. Soit deux systèmes A et B qui ont les mêmes entrées exergetiques et la même irréversibilité interne. Tandis que le système A ne cause pas d'influence sur l'environnement et a une grande exergie perdue par les substances, le système B, quant à lui, a une faible exergie perdue par les émissions mais ces dernières ont un grand potentiel toxique. Du point de vue de l'effet utile, le système B est meilleur que le système A, tandis que du point de vue du développement durable, le système A est préféré au système B.

La divergence de l'analyse peut être aussi entre les critères d'efficacité exergetique et environnementale et le critère économique. Granosbskii et al. (2007) ont effectué une analyse multicritère, regroupant l'efficacité exergetique, l'effectivité économique et l'impact environnemental des GES, du cycle de vie de la production d'hydrogène via l'électrolyse de l'eau à partir de l'énergie solaire et éolienne au lieu du reformage du gaz naturel. Ils ont montré que, sur la base de la consommation des ressources non-renouvelable, l'efficacité exergetique et les émissions des GES, la meilleure option consistait à la production d'hydrogène via l'électrolyse et l'énergie éolienne et à utiliser une pile à combustible PEM dans un véhicule à la place d'un moteur à combustion interne à essence. Cependant, la production de l'hydrogène via le reformage du gaz naturel est économiquement plus attractive que via l'énergie éolienne et l'énergie solaire.

L'objectif de l'écologie industrielle est de réaliser une boucle fermée à partir de la réutilisation et le recyclage des produits et des déchets. Dans ce contexte, les déchets seront considérés comme des produits potentiels qui créent un nouveau secteur économique dans le marché. D'un point de vue exergétique, les produits et les déchets sont des ressources potentielles tant qu'ils ont un certain contenu exergétique. Par conséquent, nous proposons un autre critère de comparaison qui représente l'exergie contenue dans les émissions et les déchets.

Nous concluons que l'éco-conception, les stratégies de recyclage et la bonne sélection de la chaîne de production ainsi que l'optimisation de l'efficacité exergétique des chemins de la chaîne de production représentent tous les moteurs du développement durable. L'environnement, l'économie, l'exergie et l'aspect socioculturel représentent la fonction objectif du développement durable. Dans la Figure III.8 nous montrons les interconnexions entre les quatre aspects du développement durable, l'environnement, l'économie, la société et l'exergie.

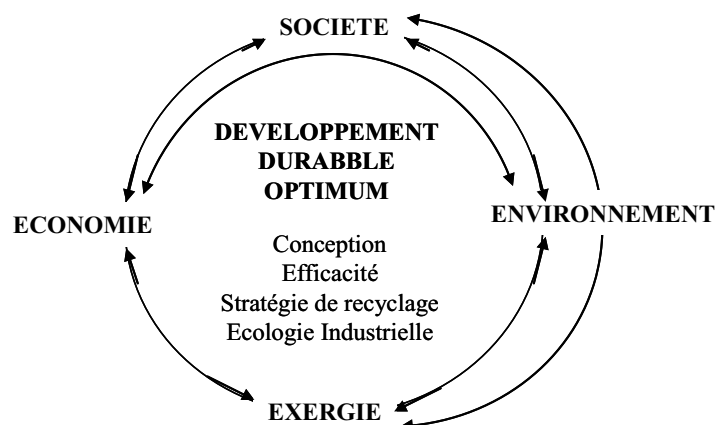


Figure III.8 : Interconnexion entre les quatre aspects du développement durable

Dans le présent travail nous nous intéressons seulement à deux critères : l'exergie et l'environnement via la méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique (ACVE). Dans la partie suivante nous allons décrire la méthodologie de l'ACVE que nous proposons pour des applications dans le domaine du génie des procédés et qui va être utilisé, par la suite, pour l'évaluation des procédés de traitement des eaux usées.

IV. PROTOCOLE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE

IV.1 Introduction

Nous avons explicité dans les parties précédentes les motivations qui ont conduit les chercheurs à utiliser le concept de l'exergie pour la quantification du développement durable. Il a été montré que pour une stratégie de développement durable, l'épuisement des réservoirs exergetiques et les émissions exergetiques doivent être évalués et minimisés par l'extension de l'ACV en une ACV Exergetique (ACVE) (Cornelissen, 1997 ; Finnveden et Östlund, 1997). Nous avons signalé la subjectivité des approches qui proposent d'utiliser l'exergie comme un indicateur d'impact environnemental ou comme une unité uniforme de base pour l'analyse et l'optimisation multicritère. Par ailleurs, nous avons montré que l'exergie appliquée au cycle de vie d'un système est une fonction adéquate pour quantifier l'efficacité d'une chaîne de production (l'un des aspects de l'éco-conception, cités dans le Chapitre I). Nous avons montré qu'au sein du cadre méthodologique de l'ACV, l'exergie pourrait aussi servir comme une base d'inventaire via la CExC et comme un indicateur d'épuisement des ressources naturelles via la CExC et l'irréversibilité totale dans la chaîne de production. Ainsi, l'exergie peut être utilisée en association avec l'ACV à trois niveaux :

- simultanément avec l'ACV pour la comptabilisation de l'inventaire et comme critère d'épuisement des ressources naturelles, constituant ainsi un critère supplémentaire jugeant de l'efficacité des scénarii étudiés ;
- comme un critère de présélection, jugeant de l'efficacité des scénarii étudiés avant d'être analysés par une ACV complète ;
- comme un critère de post-sélection, jugeant de l'efficacité des scénarii étudiés préalablement par une ACV complète.

Nous préconisons d'utiliser l'exergie d'une manière intégrée au sein du cadre méthodologie de l'ACV. La thermodynamique avec ses deux lois pourrait améliorer la qualité des données et mieux rendre compte de l'efficacité des systèmes que l'ACV omet dans son cadre de travail.

IV.2 Cadre méthodologique de l'ACVE des procédés

Dans ce cadre de travail, nous gardons les quatre étapes structurelles de la méthodologie ACV : la définition des objectifs et du champ de l'étude ; l'analyse de l'inventaire, l'évaluation des impacts ; l'interprétation des résultats, ainsi que l'amélioration et les recommandations émanant de l'étude. Les recommandations de la norme et de la SETAC pour effectuer une étude ACV seront aussi les mêmes avec quelques extensions dues à l'utilisation de l'exergie.

IV.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Dans l'ACVE, l'analyse et la comparaison des procédés sont réalisées sur la base multicritère en prenant en compte les impacts environnementaux et l'efficacité exergétique (ou l'irréversibilité). L'objectif de comparaison est de sélectionner le procédé qui a les plus faibles impacts environnementaux et irréversibilité durant le cycle de vie. L'objectif d'analyse est de trouver les endroits dans le cycle de vie causant la plus grande contribution d'impact environnemental et la plus grande irréversibilité interne et externe¹⁰. Une analyse plus détaillée montrera la part de chaque forme d'exergie (transfert de chaleur, thermomécanique et chimique) dans l'irréversibilité externe.

L'unité fonctionnelle pourrait être une masse, un volume ou un contenu exergétique pour une durée de vie déterminée. Les frontières des systèmes doivent être compatibles entre l'analyse environnementale et l'analyse exergétique (Finnveden et al. 1997). Un arbre de procédés complet des flux de matière et d'énergie des différentes étapes de la chaîne de production est nécessaire. Ainsi, une approche « boîte noire » pourra être utilisée dans laquelle les entrées et les sorties de chaque processus de la chaîne de production seront pris en compte. Cependant, il n'est pas toujours facile d'obtenir des bilans exergétiques des différentes activités d'une chaîne de production. Par conséquent, l'irréversibilité du cycle de vie ne peut pas être bien quantifiée. Dans ce cas de figure, quatre solutions sont proposées qui peuvent être utilisées ensemble :

- N'utiliser l'analyse exergétique que pour le système principale (simulé) et ignorer les autres processus du cycle de vie. Dans ce cas, nous utilisons une approche de type « site-spécifique » et l'irréversibilité du cycle de vie ne peut pas être utilisée comme

¹⁰ L'irréversibilité interne et externe signifie, respectivement, l'irréversibilité causée à l'intérieur du système étudié et l'irréversibilité causée par les émissions et le transfert de chaleur avec l'environnement.

indicateur d'épuisement des ressources naturelles. Hellström (2003) argumente que si les inefficacités des processus autres que le système principal sont considérées, l'aide à la décision sur l'efficacité du système principale peut être affectée ;

- Utiliser le concept de l'analyse de CExC des ressources naturelles utilisées dans les trois étapes de construction, opération et démantèlement. Cette opération doit être compatible avec les bases de données utilisées dans la collecte des données destinées à l'évaluation d'impacts environnementaux. Ainsi, toutes les ressources naturelles brutes ou issues des mines doivent être converties sur la base de l'exergie chimique spécifique. Dans le cas de difficultés ou à cause de problème de délai, seule l'exergie chimique des ressources fossiles consommées directement ou indirectement dans le cycle de vie pourrait être utilisée. Lombardi (2000) a démontré que la part de l'exergie chimique des ressources minières est négligeable par rapport à la contribution des ressources fossiles. Nous pensons que l'étude ACVE d'un procédé pourrait utiliser l'Analyse d'Entrant et de Sortant Hybride afin d'allouer tous les flux exergétiques ;
- Calculer l'irréversibilité du cycle de vie par soustraction de l'exergie chimique des sorties de l'exergie chimique des ressources naturelles. Nous pensons que l'irréversibilité calculée n'est pas représentative car, d'une part, les irréversibilités internes seraient mal évaluées et les irréversibilités externes liées à l'exergie physique et aux transferts de chaleur ne seraient pas considérées¹¹, et d'autre part, la contribution de l'exergie chimique de mélange ne serait pas considérée. Cette dernière est une contribution majeure dans l'inefficacité des procédés ;
- Calculer l'irréversibilité du cycle de vie à partir de la somme des irréversibilités des sous-systèmes collectées séparément à partir des études représentatives, comme par exemple le cas d'étude de Cornelissen (1997). Nous pensons aussi que ce choix est subjectif car l'irréversibilité d'un système dépend de plusieurs paramètres aussi bien thermodynamiques qu'économiques, technologiques et stratégiques. D'une part, l'irréversibilité d'un système dépend de la quantité de l'unité produite par le système étudié et de l'environnement de référence de chaque site de production. Par exemple, en absence d'information sur l'irréversibilité d'un système de production d'une zone tempérée, nous ne pouvons pas utiliser l'irréversibilité d'un système se trouvant dans les pays du Nord, car la différence des propriétés thermodynamiques est significative.

¹¹ Dans les bases de données nous ne retrouvons pas les propriétés thermodynamiques des sorties.

Sur le plan économique, l'irréversibilité d'un système dépend de la demande du marché de la même unité produite par d'autres secteurs économiques, par exemple, l'électricité ou les carburants. En outre, les méthodes d'allocation, que nous discuterons juste après, ne permettent pas d'éliminer cette subjectivité. Blonk et al. (1997) ont analysé la faisabilité pour mettre en état de marche l'épuisement des ressources abiotiques dans l'ACV via les ressources clés : l'énergie et la surface. Ils ont cherché à utiliser la perte d'exergie comme un indicateur. Cependant, un de leurs critères pour la caractérisation était que l'indicateur devait être indépendant de l'emplacement et du raffinage des matières premières. Ce n'est pas le cas avec l'analyse exergetique et ils ont conclu que l'irréversibilité n'est pas utilisable comme un indicateur dans ce cadre de travail. D'un point de vue technologique, l'efficacité exergetique des procédés utilisés dans le cycle de vie est améliorée par le changement de technologies ou par leur optimisation. L'utilisation des données exergetiques d'une technologie qui n'a pas la même gamme avec un procédé dans les frontières du système pourrait fausser les résultats finaux. De plus, nous savons que l'objectif d'une analyse est de trouver les lieux d'imperfection dans le cycle de vie. La recommandation d'amélioration de l'efficacité exergetique n'est pas du ressort de l'industrie menant l'étude mais des autres secteurs faisant partie des frontières du système. Ainsi, l'analyse exergetique tout au long de la chaîne de production peut être menée si seulement il existe une synergie entre les secteurs industriels tels que les symbioses ou les parcs industriels.

Nous préconisons aux praticiens de la méthode ACVE de s'adapter par rapport aux suggestions données et à la spécificité de leurs cas d'étude. Les limites que prendra le praticien se répercuteront sur les délais et les coûts de l'analyse.

Afin d'affecter l'irréversibilité totale du procédé étudié dans le cas de la coproduction, du traitement combiné des déchets et du recyclage des déchets en boucle ouverte, trois méthodes ont été suggérées (Cornelissen, 1997) :

1. La distribution de l'irréversibilité sur la base des flux exergetiques ;
2. La distribution de l'irréversibilité sur la base de la destruction d'exergie de chaque processus dans le cas de la production séparée des sous-produits ou du traitement des déchets (Szargut et al., 1988) ;

3. La distribution de l'exergie détruite sur la base des changements dans les contenus exergétiques des flux. En commençant par une entrée nulle, si possible, chaque addition à la destruction d'exergie est allouée à l'augmentation marginale dans le contenu exergétique des flux (*Méthode du Coût Marginal*).

La première méthode est la plus simple. De plus la causalité physique est toujours utilisée pour allouer les charges environnementales du point de vue méthodologique de l'ACV (Finnveden et al. 1995 ; Frischknecht, 1998). Cette méthode rend facile l'estimation des irréversibilités causées par les processus de production des produits intermédiaires dans le cas où les informations sur les irréversibilités de ces processus seraient disponibles. La deuxième méthode a ses limites car on doit toujours faire une distinction entre le produit principal et le sous-produit ou le déchet et s'assurer que la production séparée du sous-produit ou le traitement du déchet a lieu. De plus, l'allocation de l'exergie détruite aux produits sur la base de leur production séparée peut mener à des irréversibilités négatives ou n'arrive pas à exprimer le gain en exergie (Cornelissen, 1997). Cornelissen (1997) a suggéré d'utiliser la production séparée seulement comme une base pour la comparaison entre la production combinée et séparée. Nous suggérons que la méthode du coût marginal soit appliquée dans le cas d'abattement des émissions où l'irréversibilité supplémentaire sera allouée à la quantité éliminée sur la base physique (masse ou contenu exergétique).

Dans le cas du recyclage d'un produit ou la valorisation d'un déchet en boucle fermée, l'utilisation d'un outil de simulation permet plus facilement le calcul de l'exergie détruite liée à ces processus. Par contre, le calcul de l'exergie détruite est plus difficile dans le cas du recyclage d'un produit ou la valorisation d'un déchet en boucle ouverte. Au point de vue conceptuel de l'exergie, le produit après utilisation arrive à une qualité plus faible en amont du processus de production (recyclage), une consommation d'exergie supplémentaire est nécessaire pour atteindre la qualité nécessaire à la production. De plus, la valorisation d'un déchet se fait généralement avec d'autres entrées. Nous suggérons d'utiliser la règle par élargissement du système et de la charge évitée combinée avec le concept de la CExC discutée précédemment.

Nous proposons également que les charges environnementales soient assignées dans le cas des systèmes multi-entrées et multi-sorties sur la base des contenus exergétiques. Nous pensons qu'il est intéressant de comparer la part des charges environnementales en fonction de la quantité et la qualité des flux produits ou traités. D'un point de vue procédé, il est

intéressant aussi d'allouer les charges environnementales sur la base de l'irréversibilité de chaque opération unitaire. Cependant, cette dernière suggestion dépend de l'exhaustivité des données exergétiques de la chaîne de production. Pour des raisons de simplification, nous pouvons l'appliquer au niveau du système principal étudié.

IV.2.2 L'analyse de l'inventaire

L'analyse de l'inventaire de l'ACVE est plus exhaustive que celle l'ACV où trois bilans sont effectués en respectant les frontières fixées du système : un bilan de matière, d'énergie et d'exergie. On montre que l'utilisation du concept d'exergie dans l'estimation de la consommation des ressources physiques peut améliorer la qualité des données nécessaires pour l'ACV (Diner et Rosen, 2005). Les bilans de masse et d'énergie doivent être bouclés avant de procéder à l'analyse exergétique, ce qui n'est pas toujours le cas dans une ACV (Cornelissen, 1997). On détermine l'exergie de tous les flux entrant et sortant des processus du système étudié. Une ACVE a besoin de plusieurs données sur les entrées exergétiques des ressources renouvelables et non-renouvelables, énergétiques et non énergétiques, l'exergie des imports et exports, les pertes exergétiques dans plusieurs secteurs (transports, industries de production, activités domestiques, etc.) ainsi que l'exergie contenue dans les émissions. L'état environnemental et l'état mort doivent être spécifiés. Pour les procédés qui n'ont pas de localisation spécifiée, il est recommandé d'utiliser l'état standard établi par Szargut et al. (1998). Ensuite, les flux exergétiques et l'irréversibilité sont normalisés par rapport à l'unité fonctionnelle.

IV.2.3 Evaluation des impacts potentiels

L'évaluation d'impact contient l'évaluation des impacts environnementaux potentiels et la détermination de l'irréversibilité ou l'efficacité exergétique des systèmes comparés ou celles des différents processus du système analysé. L'analyse exergétique ne nécessite pas de classification comme la méthode classique ACV. La somme des destructions d'exergie interne et externe au cycle de vie donne l'irréversibilité du cycle de vie du système et ainsi l'indicateur d'impact de l'épuisement des ressources naturelles. Le praticien doit vérifier si les produits et les déchets ne seront pas recyclés ou valorisés. Le cas échéant, le praticien devrait intégrer les irréversibilités internes et externes des opérations de recyclage et de valorisation. L'efficacité exergétique des opérations de recyclage et de valorisation devrait aussi être comparée à l'efficacité exergétique des procédés dans le cas où ils utilisent des ressources

vierges. La différence entre les irréversibilités correspond aux gains en ressources exergétiques. Cette méthode pourrait aussi être appliquée aux contenus exergétiques des produits recyclés ou aux déchets valorisés et à la CExC des ressources vierges. Comme il est suggéré dans plusieurs méthodes d'évaluation d'impact, la normalisation de l'irréversibilité par rapport à une échelle régionale et au nombre d'habitants est possible. Une valeur normalisée pour le débit d'irréversibilité en Europe a été déterminée par Cornelissen (1997).

L'utilisation de l'irréversibilité comme un indicateur d'épuisement des ressources naturelles dépendra des données de l'inventaire exergétique établi sur l'ensemble des processus des frontières du système. La CExC des ressources naturelles est utilisée aussi comme un indicateur d'impact d'épuisement des ressources naturelles. Ainsi, le contenu exergétique par unité d'entrée représente le facteur de caractérisation (Finnveden et Östlund, 1997). En outre, l'incertitude sur les valeurs de la CExC peut être calculée à partir des incertitudes des données calculées lors de l'analyse de l'inventaire (Dewulf et al. 2001).

Nous proposons aussi un autre critère d'analyse basé sur le concept d'exergie et plus particulièrement lié aux émissions finales rejetées d'un système, le Travail Potentiel Extractible (TPE) des émissions. En effet, au point de vue exergétique, contrairement à l'ACV, les émissions sont des flux qui contiennent un travail potentiel extractible qui peut être valorisé dans d'autres fonctions sur site ou sur d'autres sites. Ceci permettra au concepteur d'avoir un regard post-conception dans le cas d'éventuelles créations de symbioses industrielles ou de modifications au sein du procédé étudié. Dans ce cas, les émissions n'auront plus de valeur négative sur le marché mais plutôt une valeur positive. Par exemple, dans les fumées de combustion, après échange dans un échangeur de chaleur, un travail potentiel peut être extrait des fumées à partir de l'état thermodynamique auquel elles ont été rejetées et l'environnement de référence.

En outre, comme nous nous intéressons à l'étude des procédés, il est intéressant de quantifier la contribution aux impacts environnementaux et à l'irréversibilité de chaque processus dans le système principal ou dans la chaîne de production. La contribution exergétique peut être calculée en utilisant la notion de l'irréversibilité relative développée par Kotas (1995).

Ainsi, les scénarii étudiés seront comparés sur la base des critères environnementaux, de l'efficacité exergétique de la chaîne de production ou du système principale et le TPE des émissions.

IV.2.4 Interprétation, recommandation & amélioration

L'irréversibilité ou l'efficacité exergétique ainsi que l'analyse CExC sont utilisées comme des critères de sélection entre les alternatives étudiées. Ces critères sont utilisés aussi pour déterminer les points significatifs lors de la comparaison des trois étapes du cycle de vie ou dans le cas de l'analyse de type site-spécifique. Ainsi, différentes possibilités d'amélioration peuvent être suggérées afin de minimiser l'irréversibilité du cycle de vie du système étudié. Dans la mesure du possible, une corrélation peut être faite entre l'irréversibilité interne du système et l'exergie des émissions pour des objectifs d'optimisation. Cependant, la minimisation de l'irréversibilité d'un système pourrait augmenter l'irréversibilité d'un autre sous-système dans les frontières des systèmes et augmenter certains impacts environnementaux. L'analyse de cycle de vie exergétique doit aussi explorer les améliorations et les scénarii doivent être comparés une fois de plus sur la base du potentiel d'amélioration. Nous préconisons qu'à chaque analyse d'amélioration exergétique, une analyse de sensibilité soit faite sur les impacts environnementaux. Egalement, à chaque amélioration par rapport aux impacts environnementaux, une analyse de sensibilité doit être faite par rapport à l'irréversibilité du système.

Le problème majeur de l'étape d'interprétation est le grand nombre des critères d'analyse environnementaux et exergétique. La multiplicité des scénarii et des résultats cause un grand problème dans le choix final, bien que certaines méthodes d'évaluation utilisent des scores pour avoir à la fin un seul critère à comparer. D'une part, les méthodes d'évaluation globales basées sur la pondération et l'agrégation des impacts sont subjectives. D'autre part, l'introduction du critère d'exergie amplifie le problème d'aide à la décision.

Dans la partie d'évaluation d'impact de l'ACVE, nous avons considéré le critère du travail potentiel extractible (TPE) des émissions. En réalité, la capacité de valorisation de ce travail potentiel extractible dépend fortement des critères techniques et économiques. Par exemple, la température finale de rejet des fumées dépend de type du combustible utilisé et la température de rosée de l'eau. Ces contraintes sont nécessaires pour éviter la formation de certains composés corrosifs. De plus, les opérations de valorisation et de recyclage sont aussi consommatrices d'exergie et génératrices d'émissions. L'objectif est de ne pas créer un impact environnemental ou une irréversibilité pour une exploitation du potentiel de travail extractible contenu dans les déchets. Cornelissen (1997) a introduit le concept de retour sur investissement exergétique analogue à l'approche économique classique. Cet investissement

est fait de telle manière que la plus grande minimisation de l'irréversibilité avec le plus grand profit ou le moindre coût devront être accomplis durant le cycle de vie. Pour la conservation des réserves exergétiques des ressources naturelles, un investissement avec un temps court de retour sur investissement est préférable. Lorsqu'il s'agit de comparaison entre plusieurs alternatives, la période de retour d'investissement exergétique est liée à l'exergie sauvée par l'investissement.

L'amélioration basée sur l'ACVE complète ne peut se faire que dans une symbiose industrielle. En effet, un secteur producteur ne peut pas imposer à son secteur fournisseur d'améliorer sa performance environnementale et exergétique. Ainsi, il est important d'intégrer en plus de l'approche de l'ACVE complète, le concept de l'écologie industrielle.

La situation la plus idéale est de combiner la conception du procédé avec une ACVE où les impacts environnementaux et l'irréversibilité du procédé peuvent être pris en compte simultanément. Nous discuterons juste après du rôle de l'analyse fonctionnelle pour une ACVE des procédés.

IV.3 Analyse fonctionnelle pour l'ACVE des Procédés

L'analyse fonctionnelle des procédés est une discipline du génie des procédés qui permet de modéliser un procédé quelconque en traitant trois types de problèmes, la simulation, la conception et l'optimisation. La simulation d'un procédé consiste à évaluer les performances de fonctionnement dans des conditions topologiques et opérationnelles prédéterminées. La conception d'un procédé consiste à la recherche des conditions de fonctionnement qui permettent d'atteindre les performances imposées, c'est-à-dire les spécifications de conception. L'optimisation de la conception d'un procédé consiste à atteindre les spécifications imposées d'une manière optimale, par exemple, pour maximiser un rendement, minimiser les coûts de fonctionnement, etc. Ainsi, l'optimisation doit traiter l'optimisation des paramètres de fonctionnement et l'optimisation de la structure du procédé (Benali, 1994). Nous allons traiter la partie de la conception optimale dans le cinquième chapitre.

Par sa rapidité et sa disponibilité, l'informatique apporte un soutien intéressant à la simulation et à l'évaluation économique des procédés sous forme de logiciels très puissants. Les outils de simulation des procédés chimiques sont utilisés par le génie des procédés pour modéliser les procédés industriels, en particulier les technologies innovantes. Les procédés industriels impliquent des transformations physiques, chimiques et maintenant biologiques des matières

premières pour produire des matériaux, des énergies secondaires ou traiter différents déchets. Les outils de simulation peuvent évaluer et prédire les coûts d'investissement et les profits d'un changement ou de l'intégration d'une opération unitaire au sein du procédé étudié (Sharma, 1996). Les outils peuvent aussi donner une première idée sur des options industrielles avant de se référer à des projets pilotes coûteux (Glasscock et Hale, 1994).

La conception des procédés doit se faire en assurant une consommation optimale en énergie, d'où la nécessité d'une fonction objectif pour l'optimisation des paramètres de fonctionnement du procédé assurant cet optimum (Parker, 1981). Nous avons indiqué, précédemment, que l'analyse exergétique est la fonction la plus appropriée pour juger de l'efficacité thermodynamique réelle d'un procédé et déterminer les endroits où l'énergie doit être conservée via la détermination des potentiels d'amélioration. Plusieurs logiciels spécifiques à l'analyse exergétique ont été élaborés (Fan et Shieh, 1980 ; Rosen et Berry, 1989) et d'autres logiciels généraux du génie des procédés, comme ASPEN Plus, CHEMCAD, Hysys et ProII, ont été étendus à l'analyse exergétique (Hinderink et al. 1996 ; Benali, 1994 ; Youqi et al. 1989 ; Rosen, 1986).

Les outils de simulation des procédés chimiques peuvent être utilisés aussi comme base pour l'ACV pour évaluer et comparer quantitativement les impacts environnementaux liés aux matériaux (paramètres topologiques) à l'énergie et aux produits manufacturés (paramètres opérationnels) liés à la conception des procédés. Ils peuvent aussi aider à trouver les meilleures solutions et interconnexions entre les différentes industries dans une chaîne de production afin d'assurer une conception optimale, non seulement économique mais aussi environnementale (Casavant et Côté, 2004). Ainsi, les logiciels de simulation sont les outils du métabolisme industriel. Les outils de simulation ont un rôle important pour tester les implications et évaluer les bénéfices des interconnexions entre les compagnies et leurs fournisseurs et consommateurs dans la communauté autour de l'écosystème industriel tels que les parcs et les zones industrielles.

Castillo et Mora (2000) ont établi un modèle mathématique général pour l'évaluation environnementale des procédés chimiques industriels. Le modèle est basé sur la méthodologie de l'ACV et le concept de l'exergie en considérant les effets et les perturbations potentiels des pollutions sur l'environnement. La production de l'acide nitrique intégrée dans la chaîne de production en Colombie a été évaluée par ce modèle mathématique. Plusieurs études d'ACV et d'ACVE se sont basées sur l'utilisation des logiciels généraux, tels qu'ASPEN Plus

(Lombardi, 2001 ; Cornelissen, 1997) pour évaluer et comparer des procédés de conversion d'énergie, ou des logiciels spécifiques tels que OWARE (Sonesson et al. 1997) pour évaluer et comparer des procédés de traitement des déchets.

La détermination des paramètres topologiques permet d'évaluer la quantité des produits consommés pour la construction du procédé (première étape du cycle de vie) ce qui facilite l'élaboration d'un scénario de démantèlement (troisième étape de cycle de vie). La détermination des paramètres fonctionnels permet d'évaluer tous les flux entrant (énergie primaire et secondaire, produits manufacturés) et sortant (émissions, déchets, produit et coproduits) du procédé durant l'opération (deuxième étape du cycle de vie). Les données topologiques et fonctionnelles peuvent ensuite être connectées avec les logiciels qui contiennent les bases de données du cycle de vie des matériaux et des énergies secondaires et des méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux. La plupart des logiciels du génie chimique contiennent des modules pour l'analyse exergétique. Ainsi, l'analyse exergétique du procédé peut être réalisée sur la base des paramètres topologiques et fonctionnels. Dans le cas où des logiciels ne sont pas complets ou qu'ils ne contiennent pas de module pour l'analyse exergétique, une extension pourrait être effectuée. En changeant ces paramètres, l'utilisateur pourrait prédire les effets sur l'efficacité exergétique et les impacts environnementaux. Les interconnexions entre un logiciel de simulation, un logiciel d'ACV et le module d'analyse exergétique du procédé sont montrées dans la Figure III.9. En outre, les outils de simulation aident à choisir la méthode d'allocation, par exemple, par découpage, à partir des modèles de simulation, particulièrement dans le cas des multi-sorties.

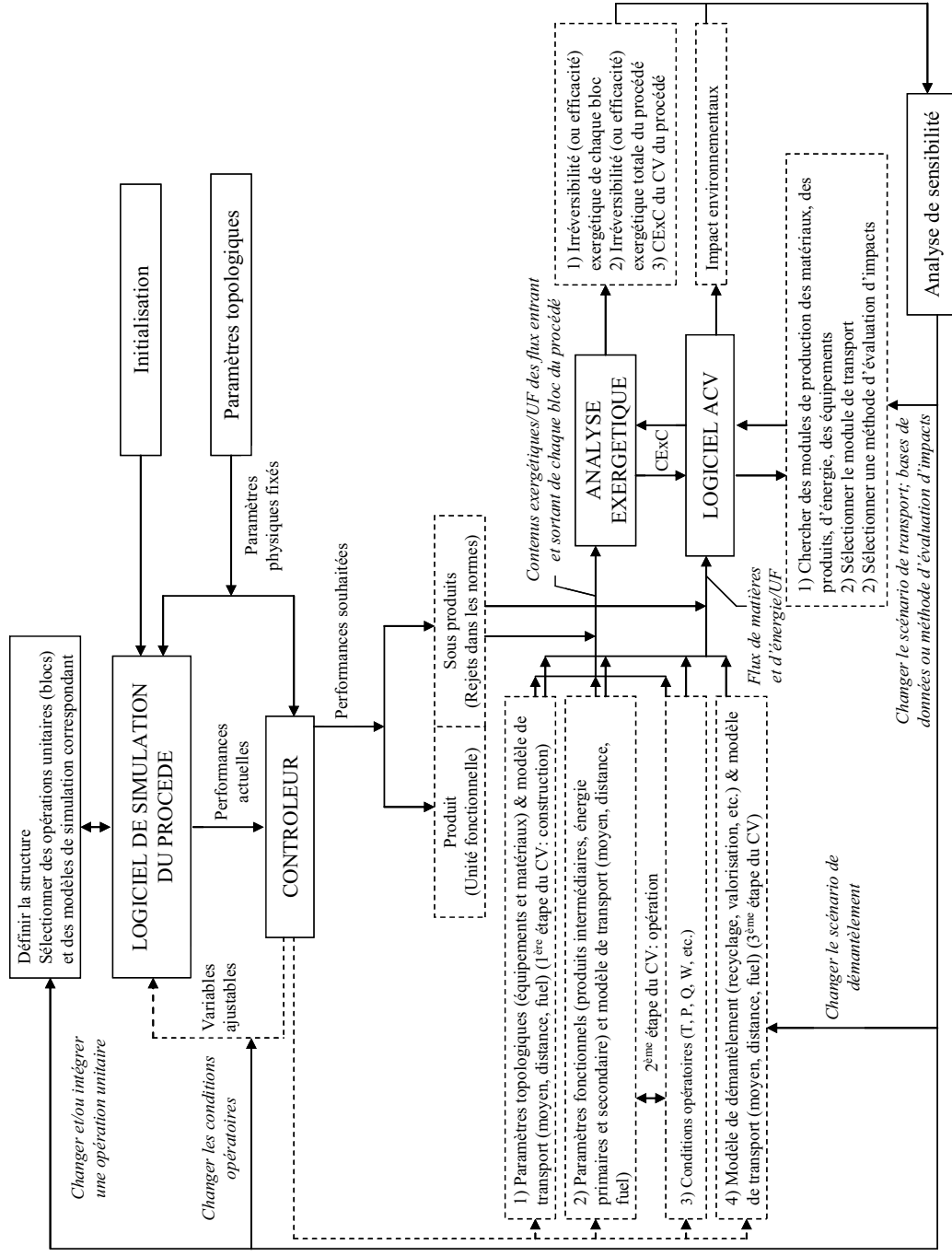


Figure III.9 : Interconnexions entre un logiciel de simulation, un logiciel d'ACV et le module d'analyse exergétique pour une ACVE d'un procédé

V. CONCLUSION

Nous avons montré dans ce chapitre le rôle important de l'exergie dans la détermination de l'éco-efficacité des procédés, l'un des critères de l'éco-conception durable. En effet, son application au sein du cadre méthodologique de l'ACV permet non seulement de juger de l'efficacité de la chaîne de production mais aussi de quantifier l'épuisement des ressources naturelles. Toutefois, son utilisation comme indicateur unique des impacts environnementaux et des dimensions environnementales et économiques reste toujours subjective. Pour son utilisation comme indicateur des impacts environnementaux, l'exergie devrait être appliquée à l'environnement naturel qui devrait être considéré comme un système fini. Ces motivations sont dues à l'aspect multicritère de la méthodologie de l'ACVE. Par ailleurs, l'ACVE est un outil attrayant pour l'éco-conception à priori des procédés via l'analyse fonctionnelle et les outils de simulation.

Dans les chapitres IV et V, nous appliquerons la méthodologie de l'ACVE dans le cadre de la gestion des eaux usées urbaines, et particulièrement, à l'éco-conception à priori des procédés de traitement des eaux usées urbaines.

CHAPITRE IV
**ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE & ECO-
CONCEPTION DES STEP**

« *L'homme est-il un génie ou ignorant ? La nature a mis à notre disposition des bactéries pouvant être à la fois mortelles et productrices de prospérités !* »

NOMENCLATURE

$C_{\text{évit}}$	Critère d'évitement (-)	X_{BT}	Poly-hydroxy-alkanoates stockés (PHA) (gDCO/m ³)
C_p	Capacité calorifique spécifique (kJ/kg K)	X_{GLY}	Glycogène stocké (gDCO/m ³)
DCO_I	Fraction inerte de la DCO (gDCO/m ³)	X_I	Matière organique particulaire inerte
DCO_S	Fraction soluble de la DCO (gDCO/m ³)	X_{II}	Matière inorganiques particulaires inertes (g/m ³)
\dot{E}_x	Flux d'exergie (W)	X_{MEOH}	Fe(OH) ₃ (g/m ³)
i	Irréversibilité (W)	X_{MEP}	FePO ₄ (g/m ³)
m	molarité (mole/ kg H ₂ O) d'une substance dissoute dans une solution idéale monomolaire (1 mole/kg H ₂ O)	X_{ND}	Azote organique particulaire biodégradable (gN/m ³)
\dot{m}	Débit massique (kg/s)	X_{PP}	Poly-phosphates stockés (gP/m ³)
\dot{Q}	Flux de transfert de chaleur (W)	X_{PPR}	Poly-phosphates stockés relargables (gP/m ³)
S_{ALK}	Alcalinité (mole/m ³)	X_S	Substrat particulaire lentement biodégradable (gDCO/m ³)
S_F	Substrat fermentable rapidement biodégradable (gDCO/m ³)	X_{STO}	Produits du stockage interne des cellules (gDCO/m ³)
S_I	Fraction organique soluble inerte de la DCO (gDCO/m ³)	X_U	Fraction particulaire inerte produite par le décès de la biomasse (gDCO/m ³)
S_{LF}	Acides gras volatils (gDCO/m ³)	X_{DCO}	Fraction particulaire de la DCO (gDCO/m ³)
S_{ND}	Azote organique soluble biodégradable (gN/m ³)	\dot{W}	Puissance de travail (W)
S_{NH}	Azote amoniacal (gN/m ³)	<i>Grec</i>	
S_{NN}	Azote gazeux (gN/m ³)	γ	Coefficient d'activité (-)
S_{NO}	Nitrates et nitrites (gN/m ³)	ρ	Masse volumique (kg/m ³)
S_O	Oxygène dissous (gDCO/m ³)	<i>Indice</i>	
S_P	Phosphore soluble (gP/m ³)	0	Conditions environnementales
S_S	Fraction organique soluble biodégradable de la DCO	d	Dévaluation
S_{DBO}	Fraction soluble de la DBO (gDCO/m ³)	eff	Effluent
S_{DCO}	Fraction soluble de la DCO (gDCO/m ³)	inf	Influent
T	Température (°C, K)	MS	Matière sèche
v	Volume spécifique (m ³ /kg)	OD	Oxygène dissous
\tilde{x}	Fraction molaire du composé dans le mélange liquide (-)	w	Eau pure
X_{BA}	Biomasses autotrophes actives (gDCO/m ³)	ww	Influent, effluent ou boues
X_{BH}	Biomasses hétérotrophes actives non-Poly-phosphatantes (gDCO/m ³)	<i>Exposant</i>	
X_{BP}	Biomasses hétérotrophes active Poly-phosphatantes (gDCO/m ³)	0	Conditions de l'état mort standard
		a	Aqueuse

I. INTRODUCTION

De nos jours, la gestion de la ressource en eau constitue un enjeu majeur, compte tenu des conséquences des modifications climatiques (multiplication des sécheresses avec pour conséquence la diminution des niveaux des nappes phréatiques), de la croissance démographique mondiale et des problèmes de pollution dus aux activités anthropiques.

Environ 70% de l'eau potable distribuée est puisée dans les nappes souterraines par forage ou captée aux sources et le reste provient des eaux de surface (lacs et rivières). Prélévée dans le milieu naturel, l'eau est transportée dans des usines d'affinage, stockée dans des réservoirs pour être ensuite distribuée aux usagers. Sa consommation, en France, est estimée entre 150 et 250 litres par personne et par jour (Montginoul, 2002). Après utilisation, chargée de divers déchets provenant des utilisateurs domestiques, industriels ou agricoles, l'eau est collectée dans un réseau qui l'achemine vers des stations d'épuration avant retour dans le milieu naturel. Ainsi, il est indispensable de bien gérer les milieux aquatiques et de les maintenir dans « un bon état écologique et chimique ».

De nos jours, la finalité du traitement des eaux résiduaires urbaines est essentiellement la protection du milieu naturel, c'est-à-dire l'obtention d'une eau épurée qui satisfasse aux normes de rejet édictées par la législation. Selon la nature ou l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des eaux résiduaires urbaines, en fonction de leurs caractéristiques et du degré d'épuration désiré. Dans un objectif de dimensionnement, nous pouvons trouver une multitude de configurations et de chaînes de traitement, avec des changements des conditions d'exploitation d'un procédé, d'un cahier de charge à un autre. Le choix de la chaîne de traitement doit faire intervenir non seulement des considérations d'ordre technique, liées par exemple à l'efficacité du procédé, mais aussi économique liées aux frais d'investissement, de fonctionnement et d'exploitation. La solution choisie doit être suffisamment souple pour permettre des aménagements ultérieurs qui tiendront compte de l'évolution rapide des techniques de dépollution et d'une réglementation plus sévère.

La réglementation européenne sur l'eau ne cesse de s'affiner et les milieux naturels deviennent le cœur des préoccupations puisque la législation ne se base plus uniquement sur des valeurs de rejet mais impose « un bon état écologique et chimique des eaux de surface et

des eaux souterraines » (Directive UE, 2000). Cependant, la protection de l'environnement vis-à-vis des systèmes d'assainissement est abordée d'une manière cloisonnée en plusieurs réglementations. Pour répondre aux exigences sociales, techniques et réglementaires, les professionnels ont dû accroître les performances de leurs filières de traitement en vue d'améliorer la qualité des eaux épurées et des boues produites, mais au dépend de l'apparition d'autres impacts environnementaux qui sont souvent ignorés. Aucun texte de loi n'impose de construire, à un niveau technico-économique acceptable, une station qui réduise l'ensemble des impacts environnementaux. Le traitement des eaux usées est actuellement inclus dans la liste des secteurs d'activités industrielles à contrôler dans le cadre du protocole de Kyoto (Décision UE, 2002).

Par conséquent, la conception d'une STEP devrait être réalisée avec une vision globale qui prône le développement durable. La présentation du secteur de l'assainissement a montré une technicité complexe. La diversité des technologies utilisées et des stratégies d'assainissement envisageables ne simplifie pas la tâche de ceux qui souhaitent identifier quelles sont les solutions d'avenir pour une meilleure protection de l'environnement. La mise en œuvre d'une stratégie de gestion des eaux résiduaires urbaines ne doit pas se focaliser au niveau de ces techniques, de leurs combinaisons et au niveau des milieux récepteurs. La stratégie doit intégrer le dimensionnement dans un cadre de la gestion et la pensée de cycle de vie, l'intégration des produits et des procédés verts et la maximisation de l'efficacité énergétique via le concept d'exergie. Le recyclage et la valorisation des sous-produits dans l'anthroposphère doivent aussi être intégrés dans le cadre de l'écologie industrielle. Par conséquent, l'analyse des systèmes permettrait d'étudier toutes les chaînes possibles. En outre, la stratégie devrait prendre en compte la réduction des impacts environnementaux et des ressources naturelles sur l'ensemble du cycle de vie du projet. Par conséquent, la méthode d'Analyse de Cycle de Vie Exergétique permettrait d'analyser et de comparer les différentes stratégies en matière d'impacts environnementaux et de CExC.

Dans la partie II, nous discuterons les différentes solutions de gestion des eaux usées urbaines. Le cadre méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique sera spécifié pour le domaine de gestion des eaux usées résiduaires dans la partie III. Dans celle-ci le cas d'étude sera identifié. Dans la partie IV, nous décrirons les principes de traitements des eaux usées, des boues et leur élimination finale ainsi que la modélisation des modules du cycle de vie.

II. GESTION ENVIRONNEMENTALE DES EAUX USEES URBAINES

Aujourd'hui, la gestion des eaux urbaines représente un défi majeur dans le monde (van der Graaf et al. 1997 ; Ujang et Buckley, 2002). Elle implique les champs de distribution d'eau potable, le drainage urbain, la protection des eaux de surface, l'économie en énergie, le recyclage des nutriments, les systèmes d'assainissement et la gestion des déchets finaux (Larsen et Gujers, 1997 ; Lundin et al. 1999).

Jusqu'au XX^es, l'assainissement avait pour seul objectif d'éloigner des ensembles urbains les eaux usées, vecteurs de microorganismes pathogènes. Pour satisfaire ces objectifs, les systèmes d'assainissement sont subdivisés en deux grandes classes de dispositifs : le réseau d'assainissement (séparatif ou unitaire) et l'épuration des eaux. Il existe deux grandes familles : l'assainissement autonome, lorsqu'un traitement collectif n'est pas intéressant, et les stations d'épuration, exutoires des réseaux de collecte où sont traitées collectivement les eaux avant rejet dans le milieu naturel. Les eaux résiduaires entrant dans une station d'épuration urbaines sont différenciées par rapport à leurs origines (domestiques, industrielles ou pluviales). Les trois types d'eaux usées peuvent être traités collectivement (système unitaire) ou séparément (traitement décentralisé).

Dans notre étude, nous nous limitons aux systèmes de traitement des eaux usées urbaines. Nous excluons donc les réseaux d'assainissement, l'assainissement autonome, l'épuration des eaux pluviales et industrielles séparées ou combinées avec les eaux domestiques. En 2003, 90% de la population française était raccordée à un réseau public d'assainissement collectif (Teissonnier-Muchielli, 2003). Depuis 2005, dans toutes les agglomérations de plus de 2 000 équivalent-habitants, les eaux rejetées par les utilisateurs devraient être traitées dans des stations d'épuration (STEP).

II.1 Eaux résiduaires urbaines

Les eaux usées domestiques provenant des différents usages de l'eau peuvent être subdivisées en deux catégories :

- **Les eaux ménagères des salles de bain et des cuisines** (appelées aussi eaux grises) qui sont généralement chargées de substances biodégradables (graisses, savons, ...), de détergents, de produits nettoyants, désinfectants (hypochlorites, perborates, alcools, glycols, ammoniac, aldéhydes, ...), décapants et détartrants ainsi que d'engrais, de

pesticides pour usage domestique et de solvants pour le bricolage (xyloprotecteurs, peintures, vernis, colles, ...). Ces eaux peuvent aussi contenir des polluants cosmétiques et médicamenteux ;

- Les rejets des toilettes (appelées aussi eaux noires) qui sont chargées de diverses matières organiques azotées, phosphorées et de germes fécaux.

La variation du flux polluant entrant dans les STEP est liée à l'activité humaine (variations journalières, hebdomadaires, saisonnières) même par temps sec et pour les installations ne traitant ni les eaux pluviales et industrielles.

II.2 Impacts environnementaux des eaux résiduaires urbaines

La pollution des eaux usées a des conséquences directes sur la dégradation des ressources en eau et des dommages sur la santé des populations et les écosystèmes. Le décret n°2007-397 du 22 mars 2007 (JO du 23 mars 2007) précise que les matières en suspension (MES) peuvent constituer, à l'aval du rejet, des dépôts qui empêchent la vie d'une faune et d'une flore benthiques normales. Ils dégradent ainsi la qualité de l'eau sous-jacente des produits de fermentation. Les MES contribuent aussi à déséquilibrer le milieu aquatique en accroissant la turbidité et peuvent avoir un effet néfaste direct sur l'appareil respiratoire des poissons. Le même décret mentionne que la dégradation de la matière organique oxydable, caractérisée par la Demande Biologique en Oxygène (DBO) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO), dans le milieu naturel s'accompagne d'une consommation d'oxygène et peut entraîner un abaissement excessif de la concentration d'oxygène dissous.

La présence d'azote organique ou ammoniacale se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel et par une entrave à la vie des poissons. La présence du phosphore, élément indispensable à la vie des algues, dans le milieu naturel, entraîne un risque d'eutrophisation du cours d'eau ou du lac, c'est-à-dire que celui-ci peut se voir envahi par un développement excessif de la végétation (Gaïd, 2008). En outre, les paramètres des pollutions microbiologiques, les graisses, les détergents et les métaux lourds représentent chacune une nuisance potentielle. La pollution de l'écosystème aquatique peut avoir des conséquences nuisibles indirectes sur certains usages de l'eau (Wolff, 1994) telles que la production d'eau potable, les activités de loisirs liées à l'eau (baignade, pêche, etc.). De plus, des maladies

peuvent atteindre l'homme via la chaîne alimentaire par l'utilisation de l'eau dans l'irrigation ou les produits de la pisciculture et la conchyliculture.

II.3 Gestion environnementale des eaux usées urbaines

Le dimensionnement d'une STEP peut être motivé selon deux points de vue :

- 1) Eviter les problèmes d'eutrophisation et de toxicité aux milieux récepteurs et à l'anthroposphère ;
- 2) Recycler les déchets de l'anthroposphère en sous-produits valorisables tout en évitant les problèmes d'eutrophisation et de toxicité.

Les systèmes de traitement des eaux usées ont initialement été développés pour résoudre un problème d'hygiène urbaine (Wilsenach et al. 2003). Les méthodes de traitement ont été améliorées pour mieux protéger l'environnement par les procédés de traitement des pollutions azotées et phosphorées. Dans ce contexte, l'énergie et les réactifs consommés lors de la production de l'eau potable peuvent être réduits (Wilsenach et al. 2003 ; Freidrich, 2002). Les STEP qui ont été conçues pour éviter les problèmes d'eutrophisation et d'écotoxicité dans les eaux réceptrices, nécessitent des quantités énormes d'énergie (Mendes et al. 2003 ; Vlasopoulos et al. 2006). Les législations environnementales sont responsables de l'augmentation de la demande énergétique pour le traitement des eaux usées et la génération de grandes quantités de boues qui doivent être traitées et éliminées (Zakkour et al. 2002). Ainsi, une gestion intégrée des eaux urbaines impliquerait de rendre la gestion des eaux usées urbaines plus durable (Wilsenach et al. 2003). La durabilité des systèmes de traitement des eaux usées est importante pour la gestion des ressources en eau (Koch et al. 2005). Ainsi, le dimensionnement des STEP doit être basé sur la pensée et la gestion de cycle de vie, le principe de l'écologie industrielle et l'utilisation des produits verts (Chapitre I). L'analyse des systèmes et celle de cycle de vie sont nécessaires pour trouver le meilleur compromis (meilleure combinaison) pour le site en question. L'optimisation d'un schéma de traitement d'eaux usées résiduaires nécessite obligatoirement une étude préalable détaillée qui réalise une analyse systématique approfondie du contexte local considéré. L'analyse se base sur des éléments d'ordre technique, financier, réglementaire et nous y rajoutons le concept de cycle de vie. Dans cette approche systématique et globale nous pourrions assurer une bonne gestion des sous produits des STEP comme les boues, les biogaz et les eaux épurées. En effet,

l'élimination finale des boues oriente non seulement la conception du schéma du traitement des boues mais aussi en amont celui de l'épuration des eaux résiduaires. Dans la partie suivante, nous décrivons brièvement les différentes manières de gestion des sous-produits des STEP.

II.3.1 Gestion des eaux épurées

Les eaux usées après traitement sont généralement rejetées dans le milieu naturel (rivière, lac, mer, océan), mais elles peuvent aussi être recyclées comme source d'eau potable ou utilisées pour l'arrosage des espaces verts (golfs, terrains de sport, etc.), des surfaces agricoles et dans les activités industrielles. Chaque utilisation particulière exige un traitement préalable spécifique qui dépend aussi de la qualité des eaux usées initiales. Pour une application d'arrosage des espaces verts, une désinfection classique peut suffire, tandis que pour une utilisation agricole ou industrielle, d'autres types de traitements poussés sont nécessaires afin de supprimer les agents pathogènes et les polluants toxiques. Actuellement, seulement 2% des eaux traitées sont recyclées dans un objectif de consommation par les populations, comme à Windhoek (Namibie), Goulburn (Australie), Singapour ou au Japon. En France, la réutilisation en eau potable est pour le moment écartée, bien que certains milieux récepteurs d'eaux épurées soient utilisés, plus en aval, pour la potabilisation de l'eau.

II.3.2 Gestion des biogaz

Le biogaz produit par digestion anaérobie dans les STEP peut être utilisé pour plusieurs objectifs : chauffage et séchage des boues, production simultanée d'électricité et de chaleur.

II.3.2.1 Valorisation en chaudière

La valorisation du biogaz en chaudière est la plus simple car il ne nécessite pas de traitement préalable, à l'exception d'un dévésiculeur pour éliminer les particules solides ou liquides. La chaleur produite est généralement utilisée pour le chauffage du digesteur. L'excédent de la chaleur peut être utilisé pour le séchage ou le conditionnement thermique des boues, ou encore le chauffage des locaux techniques de la STEP. Dans le cas de l'utilisation de la chaleur thermique pour le séchage des boues, le type du sécheur utilisé doit assurer la pérennité de la chaîne de chauffage du digesteur. Le surplus du biogaz est souvent brûlé par une torchère, bien qu'il soit préférable de le brûler de manière à profiter complètement de

l'énergie thermique. Dans certaines villes, le biogaz produit est valorisé *in-situ* pour être utilisé *ex-situ* pour le chauffage des lieux publics. Cette voie sera étudiée dans les cas d'étude.

II.3.2.2 Production d'électricité et de chaleur (cogénération)

Le biogaz peut être utilisé pour la production simultanée d'électricité et de chaleur. L'énergie thermique est alors généralement récupérée pour le chauffage du digesteur et éventuellement le séchage des boues. L'électricité est généralement produite dans un moteur à combustion interne (MCI).

La valorisation en MCI nécessite un traitement préalable de désulfuration et de déshydratation. L'utilisation du MCI est réservée aux faibles puissances électriques (< 1 MW). Ce sont généralement des moteurs diesels modifiés de type « dual fioul » qui sont utilisés, afin d'assurer la flexibilité de la production électrique. Les rendements électriques sont de l'ordre de 25 à 36% selon les constructeurs et la qualité du biogaz. Le rendement de production de chaleur est de l'ordre de 55% et les pertes sont estimées à 10% : elles sont dues en grande partie aux frictions dans le MCI. La chaleur produite (55%) est obtenue de deux sources : une chaleur obtenue à une source à haute température (30%) de 350 à 500°C qui provient des gaz d'échappement ; et une chaleur obtenue à basse température (25%) qui est obtenue par refroidissement du circuit d'huile de lubrification du bloc moteur. Cette source de chaleur permet d'avoir un courant d'eau chaude de 70 à 90 °C (Gay, 2002), suffisant pour le chauffage du digesteur. Certains cas nécessitent l'introduction d'un échangeur de chaleur de type boues-boues (les boues entrant dans le digesteur réchauffent les boues sortantes) afin de satisfaire le maintien de la température opératoire du digesteur, particulièrement dans les régions froides. Il convient également de noter que généralement, la présence d'une chaudière d'appoint est nécessaire afin d'assurer le chauffage ou le séchage des boues.

Le biogaz peut être également valorisé en cogénération par d'autres voies telles que la turbine à vapeur, la turbine à combustion (TAC), la pile à combustible (PAFC¹² ou MCFC¹³). Il peut être aussi valorisé *ex-situ* comme vecteur énergétique pour le transport dans les piles à combustibles ou directement comme du gaz naturel pour véhicule (GNV). Toutefois, les problèmes qu'on peut rencontrer sont d'ordre structurel le long de la chaîne de production, de stockage et de distribution. Plusieurs possibilités existent en fonction de la qualité du biogaz,

¹² PAFC : *Phosphoric Acid Fuel Cell*

¹³ MCFC: *Molten Carbonate Fuel Cell*

riche en méthane ou en hydrogène. Le biogaz pourrait même être utilisé *in-situ* et *ex-situ*, lorsqu'il est produit en quantités importantes. C'est le cas du biogaz produit par la STEP de Lille-Marquette qui sert à produire de l'électricité et de la chaleur pour la STEP et alimenter en gaz naturel pour véhicules (GNV) les bus de transports collectifs de la ville (Gay, 2002).

Dans le cas de l'utilisation de la digestion thermophile, le séchage pourrait être évité et le biogaz pourrait être valorisé en cogénération ou *ex-situ* en GNV ou en pile à combustible. Les deux types de biogaz (riche en méthane et en hydrogène) à valoriser doivent être étudiés pour chacune des solutions techniques, durant l'étape de dimensionnement. Ces études préalables permettent d'avoir un aperçu sur les rendements énergétiques et performances environnementales de chaque unité de valorisation et de toute la chaîne de production.

II.3.3 Gestion des biosolides

Le traitement et l'élimination finale des boues d'épuration sont de plus en plus un enjeu de nombreuses discussions chez les industriels, les politiques et les organisations de protection de l'environnement. En effet, les quantités de boue produites ne cessent d'augmenter par l'optimisation des systèmes de traitement des eaux usées quant à la qualité des rejets dans le milieu naturel. En accord avec le renforcement des restrictions environnementales actuelles, beaucoup d'efforts doivent être fait pour gérer la grande quantité des boues générées. Les nouvelles réglementations durcissent les exigences sur les performances des procédés de traitement des boues et définissent les solutions en vue de leur élimination finale. Les caractéristiques des boues conditionnent la filière de traitement et la destination finale des boues et vice versa. L'élimination finale des boues d'épuration est un aspect important de la durabilité des STEP (Lundin et Morrison, 2002). Trois types de gestion des biosolides existent : la mise en décharge contrôlée, la valorisation agricole et la valorisation énergétique. Le choix du schéma d'élimination finale des boues à adopter doit tenir compte des critères technico-économiques, des impératifs de la réglementation en vigueur et de raisons psychologiques.

Le stockage en centre d'enfouissement technique (CET) présente plusieurs intérêts : simplicité, élimination des biosolides (boues, graisses, refus de dégrillage, sables), innocuité des substances polluantes et enfin production de biogaz riche en méthane valorisable en chaleur et/ou en électricité sur les gros sites. Cependant, les CET produisent des lixiviats à traiter, et une grande partie du méthane généré (puissant gaz à effet de serre) n'est pas capté.

La mise en décharge contrôlée des boues est une option avec un grand impact environnemental et la restriction européenne impose l'incinération ou l'épandage agricole comme traitement final des boues d'épuration. L'enfouissement des boues dans les CET devrait être interdit par l'Union Européenne en 2015 (Renou, 2006).

II.3.3.1 Valorisation énergétique

La valorisation énergétique peut se réaliser dans un incinérateur spécifique dédié à la combustion des boues (*in-situ*) ou en co-incinération (*ex-situ*) dans une usine d'incinération des ordures ménagères, une cimenterie ou en centrale thermique (au charbon). Contrairement à une valorisation agricole dont les périodes d'épandage sont restreintes, la valorisation énergétique n'a pas de saisonnalité. Ainsi, la surface de stockage est plus réduite. Toutefois, la valorisation énergétique des boues dépend de la taille de la station, c'est-à-dire du bilan thermique des boues. Elle requiert aussi un traitement spécifique préalable tel que le séchage pour la co-incinération avec les ordures ménagères ou en cimenterie. De plus, leur valorisation *ex-situ* dépend aussi des caractéristiques des boues, de la proximité des sites de valorisation et de l'approbation des gestionnaires de ces sites (cimenterie, centrale thermique). En outre, l'incinération doit faire face à une forte réticence des populations en France, comme en Italie ou en Finlande. D'autres technologies innovantes peuvent être utilisées telles que la pyrolyse et la gazéification. Ces deux procédés sont générateurs de sous-produits qui peuvent être valorisés de diverses manières.

II.3.3.2 Valorisation agricole

La valorisation des boues en agriculture représente la principale voie d'élimination des boues en France (environ 60 % des boues sont épandues). Elle représente la solution prioritaire dans la mesure où elle constitue une valorisation agronomique et un recyclage dans les produits agricoles d'éléments fertilisants (azote, phosphore, potassium...) et/ou d'amendements (matière organique pour les composts et chaux pour les boues chaulées) (Zessner et Lampert, 2002). Elle évite les ressources naturelles utilisées pour la production des fertilisants synthétiques et les impacts environnementaux qui y sont indirectement liés (Bengtsson et al. 1997). En effet, le recyclage du phosphore et de la matière organique apparaît particulièrement intéressant, car les ressources minières à partir desquelles les engrais phosphatés sont synthétisés sont actuellement en voie d'épuisement. Aujourd'hui, le phosphore est une ressource limitée avec des réserves connues exploitables pour 150 ans

(Larsen et Gujer, 2001). De plus les sols français présentent un déficit en matière organique qui ne peut pas être fabriquée artificiellement. Le recyclage des nutriments contenus dans les boues d'épuration a été considéré comme une étape vers une société plus durable (Tidåker et al. 2006). Il convient de noter que les divers éléments sont fortement dépendant des types de cultures et de la nature des sols agricoles (recherche d'un effet fertilisant et/ou d'amendement calcique) qui se trouvent à une distance économiquement raisonnable de la STEP.

L'épandage agricole nécessite souvent une bonne stabilisation biologique des boues afin de supprimer les risques d'odeurs nauséabondes et d'éviter l'effet dépressif sur les cultures en diminuant le rapport carbone assimilable/azote assimilable (Boeglin, 2000). Afin d'assurer la pérennité de cette filière, il existe plusieurs réglementations françaises et européennes strictes relatives à l'épandage. La norme NF U 44-041 de 1985 fixe les teneurs en métaux lourds à ne pas dépasser dans les boues, pour un apport maximal de 30 tonnes de matières sèches par hectare en 10 ans (tableau IV.1). En outre, **l'arrêté du 8 janvier 1998** fixe les teneurs et les flux cumulés à ne pas dépasser pour les éléments-traces métalliques (tableau IV.1) et les composés-traces organiques (tableau IV.2) dans les sols agricoles. De plus, les boues ne doivent pas être épandues sur des sols dont le pH avant épandage est inférieur à 6, sauf lorsque les trois conditions suivantes sont simultanément remplies : pH des boues supérieur à 5 ; boues ayant reçu un chaulage préalable ; flux cumulé inférieur aux valeurs des tableaux IV.1 et IV.2.

Tableau IV.1 : Teneurs limites en éléments-traces métalliques (Boeglin, 2000)

Métaux	Teneurs de références dans les boues (mg/kg MS) (NF U 44-041)	Teneurs limites dans le sol (mg/kg sol sec)	Flux cumulé maximal apporté en 10 ans (g/m ²)
Cd	20	2	0.015
Cr	1 000	150	1.2
Cu	1 000	100	1.2
Hg	10	1	0.012
Ni	200	50	0.3
Pb	800	100	0.9
Se	100	10	0.12 ^a
Zn	3 000	300	3
Cr + Cu + Ni + Zn	4 000	-	4

a) Pour le pâturage uniquement

Tableau IV.2 : Teneurs limites en composés-traces organiques (Boeglin, 2000)

Composés-traces organiques	Valeur limite dans les déchets ou effluents (mg/kg MS)		Flux cumulé maximal apporté par les déchets ou effluents en 10 ans (mg/m ²)	
	Cas général	Sur pâturages	Cas général	Sur pâturages
PCB	0.8	0.8	1.2	1.2
HAP1	5	4	7.5	6
HAP2	2.5	2.5	4	4
HAP3	2	1.5	3	2
PCB (polychlorobiphényles) : 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.				
HAP1 : fluoranthène ; HAP2 : benzo(b)fluoranthène ; HAP3 : benzo(a)fluoranthène.				

Les boues peuvent être valorisées sous forme liquide (après épaissement préliminaire ou digestion anaérobie), pâteuse (après une déshydratation mécanique), soit sous forme séchée ou encore compostée. Bien que les boues liquides permettent la meilleure valorisation agronomique (apport simultané au sol de MO, d'azote assez rapidement assimilable, de phosphore et d'oligoéléments) et sont faciles à épandre (avec citernes à vidange ou à lisier), elles nécessitent des équipements de stockage importants (Boeglin, 2000). Actuellement, les boues compostées sont plus attrayantes pour les agriculteurs, compte tenu du déficit en matière organique des sols agricoles français. Une nouvelle norme garantit aujourd'hui la qualité du compost (AFNOR, 2002).

La dégradation des boues lors de l'épandage est responsable d'émissions de CO₂ biogène de l'ordre de 1242 kg CO₂/tMS (Matières Sèches) selon Houillon (2001) et de 1265 kg CO₂/tMS (avec 65% de Matières Volatiles) selon Henze et al. (1997). L'hypothèse sur le dégazage du méthane des boues après digestion est considérée comme négligeable (Renou, 2006). Cependant, la valorisation agricole est conditionnée par la qualité des boues (pathogènes et éléments traces et organiques). Celle-ci est remise en cause par les craintes des agriculteurs et les pressions des industries agroalimentaires.

Si les aspects technico-économiques restent les préoccupations majeures des responsables, l'environnement, présenté comme le troisième pilier du développement durable, ne cesse de se renforcer, au moins dans les sociétés occidentales. Ainsi, les technologies doivent être distinguées de manière fiable sur le plan environnemental et les solutions techniques doivent être comparées de façon crédible et exhaustive avec un outil scientifique d'aide à la décision, l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique.

III. ANALYSE DE CYCLE DE VIE EXERGETIQUE DES STEP

III.1 Analyse de cycle de vie des STEP

L'approche cycle de vie permet d'évaluer les effets directs et indirects des systèmes d'épuration sur l'environnement, identifiant ainsi les déplacements de pollution. Les études d'ACV des systèmes de traitement des eaux usées urbaines, dans la littérature, ont conduit à des conclusions différentes. Celles-ci sont dues à la différence des procédés et des systèmes analysés et/ou comparés (conventionnels, séparatifs) et de leur taille, de la définition des objectifs et du champ de l'étude (frontières des systèmes, unité fonctionnelle, sources de données, règles de décision pour la modélisation des systèmes étudiés, ...) et la méthode d'évaluation d'impacts utilisée. Ainsi, nous identifions trois champs d'études :

- Etude des systèmes conventionnels (Emmerson et al. 1995 ; Odegaard, 1995 ; Roeleveld et al. 1997 ; Clausson Kaas et al. 2001 ; Suh, 2002 ; Hospido, 2002 ; Renou, 2006) ;
- Etudes des systèmes conventionnels et séparatifs (Ashley et Souter, 1997 ; Bengtsson et al. 1997 ; Dalemo et al. 1997 ; Tillman et al. 1998 ; Lundin et al. 2000) ;
- Etude des systèmes de boues (Neumayar et al. 1997 ; Dennisson et al. 1998 ; Johansen et Pretlove, 1999 ; Roussel et al. 1999 ; Freidrich et Both, 2001 ; Khalifa, 2001 ; Beavis et Lundie, 2003 ; Houillon et Jolliet, 2005).

Néanmoins, les études ACV convergent vers les conclusions suivantes :

- L'étape d'exploitation cause plus d'impact que la phase de construction ;
- La production d'énergie, utilisée dans l'aération, est celle qui cause plus d'impacts ;
- Bien que le procédé de boues activées consomme moins d'énergie et de réactifs pour le traitement de l'eau que la biofiltration, il consomme beaucoup de réactifs pour le traitement des boues.
- Une meilleure gestion des boues d'épuration est conditionnée par une digestion anaérobie des boues et une valorisation agricole.

Une comparaison plus détaillée se trouve dans les travaux de Suh (2002) et Renou (2006). Dans la partie suivante, nous résumons les choix méthodologiques de l'ACV à prendre en compte dans l'ACV des procédés conventionnels de traitements des eaux usées.

III.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

III.1.1.1 Définition des objectifs

Les utilisations envisagées de l'ACV des filières de traitement des eaux usées urbaines en interne sont (Suh, 2002) :

- Concevoir une nouvelle STEP plus respectueuse pour l'environnement ;
- Améliorer la performance environnementale de la STEP en exploitation ;
- Sélectionner des matières premières et des équipements qui posent moins de problèmes environnementaux ;

et en externe :

- Anticiper une nouvelle réglementation sur les normes de rejet par exemple ;
- Aider à obtenir des certificats environnementaux comme par exemple la certification ISO 14001 ;
- Communiquer sur les performances environnementales de la STEP.

Le Tableau IV.3, inspiré du travail de Suh (2002), montre l'étendue des utilisations possibles en fonction des différents types de comparaison des filières de traitement des eaux usées urbaines.

Tableau IV.3 : Présentation des utilisations possibles de l'ACV de traitement des eaux pour l'industrie

Objetif/Utilisation	Amélioration d'une STEP existante	Conception d'une STEP	Sélection des fournisseurs ou sous traitants	Satisfaction à la réglementation	Vente et communication au public
Analyse globale d'une STEP	<i>Changement et/ou intégration d'une opération unitaire/destination finale des boues</i>	<i>Changement et/ou intégration d'une opération unitaire/destination finale des boues</i>	Sélection des matières premières (réactifs chimiques) et des procédés plus respectueux de l'environnement/ <i>destination finale des boues</i>	Analyse de conformité réglementaire : certification 14001	Déclaration de la performance environnementale de la STEP
Comparaison globale des STEP alternatives	Identification des faiblesses d'une STEP par rapport à ses concurrentes	Justification environnementale d'une nouvelle STEP		Anticipation sur les normes de rejets	Augmentation des parts de marché
Comparaison des phases du cycle de vie d'une STEP	Identification des phases à améliorer	Identification des phases sensibles de la STEP à améliorer		Réponse à une nouvelle réglementation	Communication sur les points forts des phases du cycle de vie
Comparaison des processus élémentaires d'une STEP	Identification des processus élémentaires de la STEP à améliorer	Identification des processus élémentaires sensibles de la STEP à améliorer	Sélection des matières premières (réactifs chimiques) et des procédés plus respectueux de l'environnement/ <i>destination finale des boues</i>		Communication sur les points forts de chaque processus élémentaire

III.1.1.2 Définition du champ de l'étude

Il convient de signaler que la fonction des STEP est déjà une action en faveur de l'environnement. Suh (2002) a considéré que l'aspect bénéfique de dépollution d'une STEP et ses impacts positifs sur l'environnement doivent apparaître dans les résultats de l'ACV. Ces impacts positifs sont considérés lors de la définition de l'unité fonctionnelle.

III.1.1.2.1 Unité fonctionnelle

La définition de l'unité fonctionnelle présente deux types de difficultés causées par le problème de la qualité lorsqu'on établit la fonction du système et par le problème de la quantité lié à la variabilité du flux fonctionnel. Un procédé de traitement des eaux usées a pour flux fonctionnel l'eau usée entrante et comme flux de fonctionnement l'énergie et les réactifs. Le flux fonctionnel est également un polluant et donc doit être comptabilisé dans l'inventaire de cycle de vie. L'eau usée contient des milliers de substances polluantes et pour simplifier la caractérisation de la pollution, des critères analytiques généraux : MES, DBO, DCO, NT et PT... ont été définis. Toutefois, ces derniers ne sont pas intégrés dans la plupart des méthodes de calcul d'impact.

L'unité fonctionnelle doit correspondre non seulement à la fonction de la filière mais aussi à l'objectif de l'étude. La définition des objectifs de l'étude fixe les frontières des systèmes. Celles-ci fixent l'unité fonctionnelle. L'unité fonctionnelle et les frontières des systèmes fixent les règles d'allocation (Figure IV.1).

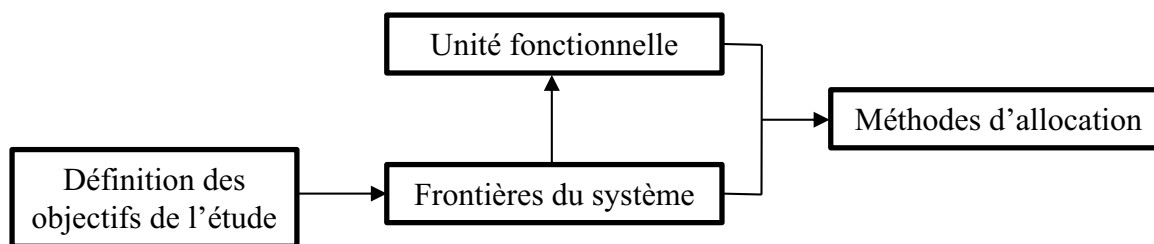


Figure IV.1 : Définition de l'unité fonctionnelle des STEP

La principale fonction d'une STEP, la fonction épuratoire, est conditionnée par la qualité du réseau en amont (qualité de l'eau brute en entrée) et par la sensibilité du milieu naturel récepteur de l'effluent traité. A cela sont rajoutées les fonctions secondaires telles que le prétraitement des boues, conditionné par la qualité des boues brutes et leur élimination finale,

et le traitement tertiaire conditionné par la destination des eaux épurées (Renou, 2006). L'auteur définit la fonction du système en calculant sa performance épuratoire d'une manière quantitative (le taux de traitement) et qualitative (le seuil de rejet). Pour l'analyse d'une filière de traitement des eaux usées, trois types d'unités fonctionnelles sont distinguées (Suh, 2002) :

- Le taux d'épuration d'un seul polluant, par exemple la DBO_5 ;
- Les quantités de polluants à éliminer (DCO, MES, DBO_5 , NT, PT, $N-NO_3^-$) ;
- Volume d'eau usée à traiter par la STEP appliquée avec le concept de la charge polluante négative.
- Masse de matières sèches à traiter, dans le cas d'une ACV limitée seulement au traitement des boues.

L'unité fonctionnelle la plus appropriée pour une ACV d'une STEP complète (filière eau + filière boues + élimination finale des boues) est « le traitement d'un volume d'eau usée ». De plus, elle évite les problèmes d'allocation. L'approche sur la base du volume d'eau permet de comparer de manière plus exhaustive les impacts environnementaux des installations. Elle est appliquée parfois avec la notion de la « charge polluante négative ». Cette dernière prend en compte l'efficacité d'épuration de la STEP, c'est-à-dire la qualité de l'eau est considérée en amont et en aval de la STEP (Suh, 2002). Ce concept permet de mettre en évidence à la fois les charges environnementales évitées et produites par la STEP. Un signe négatif est assigné aux quantités de polluants présents dans l'eau en entrée de la STEP, et un signe positif est attribué aux quantités de polluants présents en sortie. Elle décrit à la fois les quantités de polluants éliminées et induites, ainsi que les consommations de ressources pour ces éliminations. L'auteur justifie cette notion comme suit : « *les performances environnementales de deux stations d'épuration ne peuvent être comparées sur la seule base des polluants présents en sortie car, d'une installation à l'autre, la qualité des eaux urbaines en entrée varie* ».

Nous pensons que dans le cas de comparaison des STEP alternatives dans l'objectif d'amélioration ou d'éco-conception, la qualité des eaux urbaines en entrée ne varie pas. Seule la qualité des eaux en sortie varie et reflète la performance environnementale de la STEP. De plus, l'utilisation de ce concept peut biaiser le résultat final de l'inventaire (des charges négatives apparaissent) et de l'évaluation d'impact (agrégation des flux). L'utilisation de la notion de « charge polluante négative » revient à une substitution qui présente l'inconvénient

de ne pas tenir compte de la concentration des polluants dans le rejet, qui est un paramètre aussi important pour un procédé de dépollution que la charge éliminée. De plus, le signe de l'impact sera toujours négatif, et l'impact sera considéré comme un gain environnemental, alors que le cours d'eau recevra toujours une pollution de la station. Nous utilisons « le traitement d'un volume d'eau usée » comme UF sans le concept de « la charge polluante négative ». Cette spécificité a été relevée par Renou (2006) qui considère qu'il est impossible de comparer des usines de traitement établies sur des sites différents. Renou (2006) a préconisé que, pour que deux STEP puissent être comparées, les rendements d'épuration et les concentrations de rejet des mêmes paramètres de pollution doivent être similaires.

III.1.1.2.2 Définition des frontières des systèmes

Pour l'ACV d'un procédé de traitement des eaux usées dont le produit est un polluant, deux cycles de vie coexistent, celui du produit traité (déchet, eau usée ou boue) et celui du système de traitement étudié (Renou, 2006). Ainsi, l'impact environnemental du procédé et celui du produit sont interdépendants et les deux systèmes doivent donc être traités ensemble.

Le cycle de vie des eaux usées et des boues contient deux phases : la génération et l'élimination des déchets. L'élimination du déchet inclut le transport, le traitement, l'élimination et le recyclage éventuel du déchet (réseau, usine de traitement, élimination des sous-produits...). Une STEP est constituée d'un ensemble de procédés de traitement disposés les uns à la suite des autres le long d'une chaîne de traitement. Ces procédés ont leur cycle de vie propre et sont indépendants les uns des autres. Le cycle de vie des STEP contient trois phases : construction, exploitation, démantèlement, qui elles-mêmes contiennent différentes étapes (Tableau IV.4).

Tableau IV.4 : Cycle de vie d'une STEP

Phase de construction	Phase d'exploitation	Phase de démantèlement
<ul style="list-style-type: none"> - Fabrication des matériaux (béton, acier, PVC, ...); - Fabrication des équipements électromécaniques (pompes, filtres...); - Energie et transports nécessaires à la construction de l'usine 	<ul style="list-style-type: none"> - Chacun des procédés de traitement de la STEP ; - Fabrication des réactifs ; Production des flux énergétiques (électricité, gaz naturel, fioul...); - Transports des réactifs, des boues et des sous-produits de traitement, - Procédés d'élimination, de valorisation et/ou de recyclage des sous produits, notamment les boues d'épuration 	<ul style="list-style-type: none"> - Procédés de démolition et de recyclage ; - Energie et transports nécessaires au démantèlement de l'usine

Il existe une structure commune à la modélisation des STEP et à la définition de leurs frontières. Les ouvrages de génie civil peuvent durer plusieurs décennies, de 20 à 30 ans, mais il est fréquent qu'ils soient rénovés ou utilisés pour d'autres fonctions. Dans la phase de construction, les systèmes de fabrication des matériaux de construction représentent les sous-systèmes secondaires. Cependant, il est difficile de déterminer les limites du système, surtout pour les étapes de construction et de démantèlement (Renou, 2006). Les sous-systèmes secondaires dans la phase d'exploitation regroupent les systèmes de fabrication des réactifs et de l'électricité utilisée, d'une part, et d'autre part les systèmes de traitement final des boues stabilisées.

La STEP peut également être étudiée, dans la phase d'exploitation, à plusieurs échelles pour des objectifs précis (Tableau IV.5). Toutefois, la comparaison étape par étape et l'évaluation des processus de traitement doivent être basées sur des lois d'allocation.

Tableau IV.5 : Echelle d'étude ACV d'une STEP

Echelle de l'étude	Objectif
Au niveau du procédé	Voir l'influence spécifique d'un procédé
Au niveau d'une partie de la station	Filière de traitement de l'eau ou celle des boues
Au niveau de la station d'épuration	Voir l'importance de l'impact de la station indépendamment de son cycle de vie
Au niveau du traitement final des boues	Voir l'importance de l'impact de la gestion finale des boues indépendamment du cycle de vie de STEP
Au niveau du cycle de vie de la station	Etudier l'impact global d'une STEP sur l'environnement

III.1.1.2.3 Affinement des frontières du système

Le critère principal d'inclusion ou d'exclusion de données dans une étude est la pertinence de celle-ci vis-à-vis de l'objectif de l'étude. La prise en compte de la construction et du démantèlement dans l'étude ACV dépend de l'intérêt des commanditaires de l'étude pour ces deux phases. Leur inclusion est motivée également lorsque les systèmes à comparer sont différents (Renou, 2006).

Dans les exemples étudiés dans cette thèse, nous proposons d'inclure seulement la phase d'exploitation et de négliger les phases de construction et de démantèlement. A titre représentatif, nous comparons l'impact causé par la production du béton avec celui de l'exploitation. L'affinement des frontières du système de la phase d'exploitation est réalisé à partir des études de cas dans la littérature.

III.1.1.2.4 Méthodes d'affectation

Les méthodes d'affectation à appliquer dépendent des frontières des systèmes et de l'unité fonctionnelle. Nous rencontrons des problèmes d'affectation de co-traitement dans l'ACV des filières de traitement des eaux usées. Par exemple, dans l'unité de séparation (décanteur, clarificateur, épaisseur et centrifugeuse) l'objectif est l'élimination des MES, mais une partie de la DCO, de l'azote total et du phosphore total est éliminée aussi. Par conséquent, il faut imputer la consommation d'électricité et des réactifs aux polluants éliminés. Dans le réacteur à boues activées, la consommation d'électricité et les émissions de CO₂ doivent être assignées à la fonction d'élimination de la DBO₅ et de l'azote (nitrification). Les consommations d'électricité et des réactifs doivent aussi être imputées aux retours en tête d'ammonium, de phosphore soluble et de DCO soluble. Les retours en tête sont causés par le traitement des boues (épaississement, digestion anaérobie, centrifugation). Les boues sont aussi des sous-produits du traitement des eaux usées.

Pour l'étude d'une filière complète et pour une unité fonctionnelle de type « traitement d'un volume d'eau », le problème d'imputation ne se pose pas, sauf si la séparation des charges environnementales est nécessaire à la comparaison des processus élémentaires entre eux. Dans ce cas, les charges environnementales sont imputées en fonction de la relation physique entre les processus. La règle d'imputation basée sur le rapport physique est justifiée car le système de traitement des polluants aqueux est un système combiné de plusieurs polluants. Ceci peut être résolu en étudiant les fonctions des différentes parties de la STEP (règles de coupe) en considérant les paramètres de conception de chaque équipement et en les mettant en rapport avec les quantités de polluants à éliminer. Nous résumons dans le Tableau IV.6 les processus élémentaires des STEP associés à chaque fonction et chaque flux de fonctionnement. Dans le tableau IV.7 nous montrons les imputations des charges environnementales aux fonctions de la STEP. Nous rencontrons aussi des problèmes d'allocation au niveau de l'élimination finale des sous-produits des STEP. Dans les Tableaux IV.8 et IV.9, nous proposons les méthodes d'imputation relatives à la valorisation du biogaz produit dans le digesteur anaérobie et à celle des boues résiduelles.

Tableau IV.6 : Fonctions des processus élémentaires des STEP

Processus élémentaires	Fonctions principales	Flux de fonctionnement
Poste de relèvement, canalisations, pompes pour la circulation d'eau	Transport d'un volume d'eau	Consommation d'électricité
Bassin d'aération et équipements d'aération	Elimination de la DCO (matières organiques biodégradables), de l'azote et du phosphore	Consommation d'électricité
Bassin anoxie/anaérobie	Elimination de l'azote et du phosphore	Consommation d'électricité (agitation) et de méthanol pour la dénitrification ou d'acétate pour la déphosphatation biologique
Bassin et réactifs pour l'élimination du phosphore	Elimination du phosphore et une partie de la DCO soluble	Consommation du FeCl ₃
Décanteurs, réactifs, pompes d'ajout de produits chimiques	Elimination des MES	Consommation de réactifs et d'électricité pour les pompes
Filière de traitement des boues, pompes et canalisations pour le recyclage des boues	Elimination des boues	Consommation de réactifs (polymère pour la déshydratation) et électricité pour les pompes

Tableau IV.7 : Imputation des charges environnementales aux fonctions principales

Charges environnementales	Fonctions principales
Consommation de béton	DCO, NT, PT et MES
Consommation d'électricité par les pompes pour le transport des eaux	Volume d'eaux usées traitées
Consommation d'électricité pour l'aération	DCO, NT et PT
Consommation d'une source de carbone externe (méthanol)	NT
Consommation de FeCl ₃	PT et DCO
NO ₃ ⁻ -N induit	NT
Consommation de polymère pour la déshydratation	Volume d'eaux usées traitées

Tableau IV.8 : Méthodes d'allocation des charges de l'élimination finale des boues

Elimination finale des boues	Type de boucle	Type de solution	Méthode
Production de chaleur	Valorisation en boucle fermée	Expansion du système	Soustraction de l'effet indirect des charges environnementales des matières premières évitées
Cogénération	Valorisation en boucle fermée	Expansion du système	Soustraction de l'effet indirect des charges environnementales des matières premières évitées
Transport	Valorisation en boucle ouverte	Expansion du système	Soustraction de l'effet indirect des charges environnementales des matières premières évitées

Tableau IV.9 : Méthodes d'allocation des charges de l'élimination finale des boues

Elimination finale des boues	Type de boucle	Type de solution	Méthode
Incinération	Réutilisation en boucle fermée	Expansion du système	Soustraction de l'effet indirect des matières premières évitées
Co-incinération avec d'autres déchets	Réutilisation en boucle ouverte	Expansion du système/Imputation basée sur le rapport physique	Soustraction à l'incinération globale l'incinération des déchets seuls/masse et composition des boues brutes
Co-incinération en cimenterie	Réutilisation en boucle ouverte	Expansion du système/Imputation basée sur le rapport physique	Soustraction de l'effet indirect des matières premières évitées/ Soustraction à l'incinération globale l'incinération des matières première seule seuls/masse et composition des boues brutes
Epannage agricole	Réutilisation en boucle ouverte	Expansion du système	Soustraction de l'effet indirect de la synthèse des engrais évités
Mise en décharge avec d'autres déchets	X	Imputation basée sur le rapport physique	Masse, volume, coefficients stœchiométriques de la fermentation des boues

III.1.2 Analyse de l'inventaire

III.1.2.1 Collecte des données

a) Phase de construction

Il est difficile d'estimer les émissions ou l'énergie dépensée lors de l'étape de construction d'un procédé ou d'une STEP. L'étape de construction consiste donc à évaluer la masse de matériaux issus des ouvrages de génie civil (bassins, bâtiments, cuves...), des équipements électromécaniques et des canalisations. Pour les ouvrages de génie civil, les constituants principaux considérés sont le béton et l'armature métallique en acier. Les équipements électromécaniques rassemblent les pompes, les moteurs, les centrifugeuses, les filtres, les vis de transfert...

b) Phase d'exploitation

Deux flux de l'inventaire sont considérés dans l'étape d'exploitation :

- Flux directs qui contiennent les flux gazeux émis par les bassins biologiques (CO₂ et N₂O), les flux contenus dans l'effluent rejeté (DCO, MES, NT, PT...) et les flux gazeux émis par les boues durant les opérations de stockage, de transport et d'épandage ;

- Flux indirects induits par la consommation d'énergie, des réactifs et du transport.

Les flux contenus dans l'effluent rejeté à retenir dépendent de la méthode d'évaluation d'impacts utilisée. Ils peuvent être l'ensemble de la DCO, l'azote total (pouvant être aussi de l'azote ammoniacal et des nitrates) et le phosphore total.

c) Phase de démantèlement

Les matériaux après démantèlement sont les mêmes que ceux de la construction mais les hypothèses sur les techniques de démantèlement sont très incertaines (Renou, 2006). Le démantèlement d'une STEP s'effectue une trentaine d'années après la construction pour le génie civil et une dizaine d'années après pour le renouvellement de certains équipements électromécaniques. Il faut faire des hypothèses sur les technologies utilisées dans l'avenir, en particulier le taux de recyclage (des matériaux ou des installations), les performances environnementales des unités de traitement et la destination finale des déchets (incinération ou stockage). Il est difficile d'estimer également les émissions ou l'énergie dépensée lors de l'étape de destruction d'un procédé ou d'une STEP. Les cas d'études sur le démantèlement des STEP sont très rares.

III.1.2.2 Sources des données

Les sources de données sont classées en deux catégories : les données indirectes et directes au niveau de la station (Renou, 2006). Les données indirectes peuvent être obtenues à partir des quantités des flux de fonctionnement estimées ou calculées par des progiciels, d'une part, et des bases de données des logiciels d'ACV d'autre part. Quant à la deuxième catégorie, les données peuvent être estimées à partir des campagnes de mesure sur site ou des logiciels de simulation (STEP virtuelle). Cependant, certains flux ne sont pas pris en compte par les modèles de simulation comme les éléments traces métalliques et inorganiques, les agents pathogènes, les perturbateurs endocriniens et les pesticides... De plus, certains flux émis dans l'atmosphère sont mal connus, comme par exemple, N_2O et CO_2 dans le bassin d'aération, les COVs durant le séchage des boues et NH_3 durant l'opération de chaulage des boues.

III.1.3 Evaluation des impacts environnementaux

Le choix de la méthode d'évaluation d'impact doit être cohérent et adaptable avec les caractéristiques des STEP et leurs principales émissions, particulièrement les flux responsables des impacts locaux. Plusieurs flux ne sont pas considérés dans le calcul d'impact

de toxicité et d'écotoxicité comme les agents pathogènes et les perturbateurs endocriniens. Il est par exemple impossible d'agréger les flux causant l'impact d'eutrophisation si les sites de production des flux de fonctionnement sont trop éloignés de la STEP. Pour cela, nous fixons à 50 km la distance limite pour pouvoir agréger les flux. Renou (2006) a déduit que la méthode d'évaluation Eco-indicateur 99 est moins fiable que CML pour l'évaluation de l'eutrophisation et l'acidification, car la première méthode les fusionne. Pour les impacts de toxicité et d'écotoxicité, l'auteur a conclu que tandis que certaines méthodes favorisent l'épandage (Eco-indicateur et EPS qui accentuent l'effet des émissions dans l'air) et d'autres l'incinération (CML et EDIP qui pondèrent fortement les émissions au sol).

Renou (2006) a par ailleurs identifié un problème entre la notion d'impact de toxicité et d'écotoxicité et les valeurs seuils. Celles-ci ne sont pas basées sur des critères scientifiques uniquement mais leur choix intègre des facteurs socio-économiques. L'auteur a remarqué qu'il existe des variations entre les coefficients des différentes méthodes ACV d'une part, et entre les coefficients de ces méthodes et la réglementation d'autre part. Les méthodes dont les valeurs sont les plus proches de la réglementation de l'arrêté du 8 janvier 1998 sont : Ecopoint 97 pour Cd, Cr III-IV, Hg et Pb ; EDIP 96 pour Cu et EDIP 96 et CML 2000 pour Ni.

Certaines études ACV excluent les émissions de CO₂ biogène dans l'évaluation de l'impact « effet de serre » car ses émissions font partie du cycle naturel du carbone. Nous pensons que si le système d'exploitation agricole n'est pas étudié, ces émissions de CO₂ doivent aussi être prises en compte. Lindfors (1995) préconise de ne pas considérer le CO₂ biogène à condition que l'exploitation forestière permette de le stocker.

III.2 Analyse exergetique et CExC des STEP

Nous utilisons le concept d'exergie afin de quantifier les différents potentiels d'utilisation du biogaz via le terme d'irréversibilité, d'une part, et ceux des nutriments contenus dans les boues d'épuration via la CExC, d'autre part. En général, les propriétés thermodynamiques des eaux usées sont souvent assimilées à celles de l'eau pure. Ainsi, l'enthalpie spécifique de l'eau usée est donnée par l'Equation IV.1 (Kotas, 1995).

$$h_{ww} = h_{d,w}^0 + C_{p_w}(T_{ww} - T_0) \quad (\text{IV.1})$$

où h_{ww} (kJ/kg), $h_{d,w}^0$ (kJ/kg), C_{p_w} (kJ/kg K) et T_{ww} représentent, respectivement, l'enthalpie spécifique, l'enthalpie spécifique de dévaluation, la capacité calorifique spécifique

et la température de l'influent, de l'effluent traité et des boues, et T_0 (K) est la température de l'environnement. L'enthalpie spécifique de dévaluation et la capacité calorifique spécifique de l'influent et l'effluent sont égales à celles de l'eau liquide.

Toutefois, les applications de l'analyse exergétique aux procédés de traitement des eaux usées restent limitées (Hellström et Kärman, 1997 ; Hellström, 2003). La complexité de la composition chimique des eaux usées rend l'analyse exergétique difficile. En effet, bien que l'exergie physique des eaux usées soit assimilée généralement à celle de l'eau, l'exergie chimique est difficile à calculer. Par ailleurs, des critères sont utilisés pour définir la composition chimique des eaux usées : la DCO, le NT, le PT, le N-NH₄⁺, le N-O₃⁻, les MVS, la MS,... Ainsi, l'exergie chimique de l'eau usée peut être décomposée en trois termes :

- exergie chimique des substances inorganiques dissoutes ;
- exergie chimique de l'eau pure ;
- exergie chimique des substances organiques.

En négligeant l'exergie potentielle et cinétique, le flux exergétique de l'influent, de l'effluent et des boues est donné par l'Equation IV.2 :

$$\dot{E}x_{ww} = \dot{m}_{ww} \left\{ Cp_{ww} \left[T_{ww} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{ww}}{T_0} \right] + v_{ww} (P_{ww} - P_0) \right\} + \sum_i \dot{m}_i (ex_{ch,i}^a + R_i T_0 \ln m_i \gamma_i) \quad (IV.2)$$

$$+ \dot{m}_w (ex_{ch,w}^0 + R_w T_0 \ln \tilde{x}_w \gamma_w)$$

où les premier et second termes représentent l'exergie physique, les troisième et quatrième termes l'exergie chimique pour une solution aqueuse, v_{ww} (m³/kg) et P_{ww} (Pa), respectivement, le volume spécifique et la pression de l'influent, l'effluent et des boues, \dot{m}_i (kg/s), m_i (mol/kg de H₂O), R_i , γ_i et $ex_{ch,i}^a$ représentent, respectivement, le débit massique, la molarité, la constante des gaz parfaits, le coefficient d'activité et l'exergie chimique standard des espèces dissoutes dans une solution idéale monomolaire (molarité = 1 mol/kg H₂O), \dot{m}_w (kg/s), R_w (kJ/kg K), $ex_{ch,w}^0$ (kJ/kg), \tilde{x}_w , γ_w représentent, respectivement, le débit massique, la constante des gaz parfaits, l'exergie chimique standard, la fraction molaire et le coefficient d'activité de l'eau. Les valeurs de $ex_{ch,i}^a$ sont obtenues à partir de la base de données de

Szargut et al. (1988). Les coefficients d'activité des substances dissoutes et de l'eau sont égaux à 1.

Pour le calcul de l'exergie physique, le débit massique de l'influent, l'effluent et des boues (\dot{m}_{ww}) contient toutes les substances des eaux usées Equation IV.3) :

$$\dot{m}_{ww} = \dot{V}_{ww} \rho_{ww} = \dot{m}_{MS} + \dot{m}_w \quad (\text{IV.3})$$

où \dot{m}_w et \dot{m}_{MS} (kg/s) sont, respectivement, le débit massique de l'eau et de la matière sèche, \dot{V}_{ww} (m³/s) le débit volumique de l'influent, de l'effluent et des boues et ρ_{ww} (kg/m³) la masse volumique de l'eau.

Cependant, pour calculer l'exergie chimique des eaux usées, les substances prises en compte sont l'eau, l'azote Kjeldahl (NTK), les nitrates (N-NO₃⁻), le phosphore total (PT), la COD et l'oxygène dissous (OD). Par ailleurs, Hellström (1997) a considéré l'azote total comme de l'ammonium (NH₄⁺) et le phosphore total comme des phosphates (HPO₄²⁻) et il n'a pas pris en compte l'exergie de mélange. Afin de calculer le flux exergétique de l'influent, de l'effluent et des boues, nous considérons les hypothèses suivantes :

- L'exergie chimique de l'azote Kjeldahl est prise égale à celle de l'ammonium dissous dans une solution aqueuse ;
- L'exergie chimique du phosphore total est prise égale à celle du phosphate dissous dans une solution aqueuse ;
- L'exergie chimique de la DCO est prise égale à 13,6 kJ/g DCO (Tai et al. 1996) ;
- Les exergies chimiques de l'eau liquide et des espèces dissoutes (N-H₄⁺, N-NO₃⁻, OD, HPO₄²⁻) sont prises dans la base de données de l'ouvrage de Szargut et al. (1988) (Tableau IV.10).

Tableau IV.10 : Exergie chimiques des substances contenues dans l'eau usées

	H ₂ O (l)	DCO ^a	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	HPO ₄ ²⁻	OD
e _{xch} (kJ/mol)	0.9	435.2	13	322.1	134.1	20.3
^a	(Tai et al. 1996)					

En testant 138 composés organiques, Tai et al. (1986) ont élaboré une corrélation entre l'exergie chimique standard de la matière organique et la DCO. Le bilan exergetique classique sur STEP est donné par l'Equation IV.4.

$$\dot{E}x_{inf} + \sum_k \dot{E}x_{réactifs} + \dot{E}x_{OD} + \sum_i Ex_i^O + \sum_j \dot{W}_j = \dot{I}_{STEP} + \dot{E}x_{eff} + \dot{E}x_{Biogaz} + \sum_l Ex_l^O + \dot{E}x_{Boues} \quad (IV.4)$$

où \dot{I}_{STEP} (kW) représente l'irréversibilité de la STEP $\dot{E}x_{inf}$, $\dot{E}x_{eff}$, $\dot{E}x_{Boues}$, $\dot{E}x_{Biogaz}$ (kW) sont, respectivement, le flux exergetique de l'influent entrant dans la STEP, de l'effluent et des boues sortants de la STEP et celui des biogaz produits, $\sum_k \dot{E}x_{réactifs}$, $\dot{E}x_{OD}$, $\sum_i Ex_i^O$ et $\sum_l Ex_l^O$, $\sum_j \dot{W}_j$ (kW), respectivement, l'exergie chimique des réactifs et celle de l'oxygène dissous, le flux exergetique des flux thermiques échangés et l'exergie mécanique des équipements.

Le critère CExC est utilisé pour la production des flux de fonctionnement dans le cycle de vie. Nous utilisons la méthode décrite dans la partie (IV.2) du troisième chapitre.

III.3 Etude de cas

Dans le but de diminuer les impacts environnementaux et l'utilisation des ressources, on recommande souvent d'utiliser le traitement biologique des eaux usées et des résidus solides, d'une part, et d'autre part augmenter l'utilisation des résidus solides en agriculture (Sonesson, 2000). Les nutriments contenus dans les résidus solides pourraient être recyclés dans la biosphère et utilisés dans la production agricole (Kärrman, 2001 ; Tidåker et al., 2007). La digestion anaérobie des déchets organiques est reconnue être un procédé de stabilisation meilleur que la mise en décharge, le compostage ou l'incinération au point de vue environnemental (Bjorklund et al. 1999 ; Sacks et al. 1999 ; Beavis et Lundie, 2003 ; Mendes et al. 2003 ; Edelman et al. 2000).

Il a été indiqué que la combinaison de la digestion anaérobie et de l'épandage agricole est la meilleure solution de traitement et de gestion finale des boues pour l'environnement à cause des faibles émissions et la faible consommation énergétique (Suh et Rousseaux, 2002). La digestion anaérobie des boues est une solution technique intéressante pour une valorisation agricole. Elle convertit une grande partie de l'azote en ammonium assez rapidement assimilable pour les plantes. L'épandage des boues liquides n'est économiquement faisable que sur des terrains proches du site de production. Cependant, la nécessité de la

déshydratation en sortie de digestion anaérobie, renvoie une grande partie de l'ammonium en tête de station. Par conséquent, la valeur agronomique des boues est diminuée, d'une part, et la consommation d'énergie de la filière eau augmente, d'autre part. En revanche, les boues pâteuses permettent de réduire les coûts de transport, mais elles posent des problèmes pratiques quant à leur stockage et épandage. Les boues solides sont faciles à stocker (en tas) et à épandre (épandeurs à fumier conventionnels). Elles peuvent être obtenues sous forme de granulés à partir du séchage thermique (à 85-90% de MS), ce qui réduit les coûts de transport et les problèmes de stockage et d'épandage. Toutefois, le séchage thermique nécessite des coûts d'investissement et d'exploitation importants. La mise en place de ces stratégies ne peut pas être déconnectée de la filière de traitement de boues. Par ailleurs, la digestion des boues est une opportunité pour la production d'énergie à partir du biogaz (Mels et al. 1999 ; Onyeche, 2004 ; Rulkens et Blen, 2004). L'énergie récupérée est considérée comme une manière de réduire l'épuisement des ressources et les impacts environnementaux liés au chauffage du digesteur et au séchage des boues.

L'objectif du cas étudié est scindé en deux parties :

- Application de l'ACVE aux STEP et à l'élimination finale des boues comme un outil d'analyse et d'éco-conception à partir d'outils de simulation (étude *à priori*). L'objectif est de quantifier leur potentiel en relation avec le développement durable.
- Etude du potentiel de la digestion anaérobie en relation avec le séchage des boues, l'autonomie en électricité et le recyclage des nutriments en agriculture.

Ainsi, deux sous-cas d'études sont sélectionnés avec un traitement final en épandage :

- Une STEP avec une stabilisation biologique par digestion anaérobie où le biogaz produit est valorisé soit en chaudière soit en cogénération dans un MCI. Le biogaz valorisé en chaudière et les gaz d'échappement du MCI servent à sécher les boues déshydratées. Deux types de séchage sont considérés qui seront décrits par la suite ;
- La STEP précédente sans digesteur anaérobie (scénario de référence). Ainsi, une stabilisation des boues à la chaux est utilisée.

Dans la partie suivante nous décrivons la procédure utilisée pour la conception des deux STEP ainsi que les modules relatifs au chaulage, auséchage et à l'épandage des boues. Les résultats de l'analyse ACVE sont donnés dans le cinquième chapitre.

IV. ECO-CONCEPTION DES STEP VIA L'ANALYSE FONCTIONNELLE

La station d'épuration est installée généralement à l'extrémité d'un réseau de collecte, en amont de la sortie des eaux vers le milieu naturel. Elle rassemble une succession de dispositifs conçus pour extraire au fur et à mesure les différents polluants contenus dans les eaux usées. L'épuration se compose de plusieurs étapes de traitement :

- Traitement de l'eau : étapes de dépollution des eaux usées ;
- Traitement des boues produites : conditionnement en vue de leur élimination ou de leur valorisation ;
- Procédés connexes : amélioration de la qualité de service de l'usine d'épuration (désodorisation, traitement des graisses, recyclage des sables, ...).

Dans les parties suivantes nous exposons au fur et à mesure les principes de traitement des eaux usées et des boues pour les scénarii retenus.

Le dimensionnement d'une STEP complète est composé de plusieurs modèles différents : un modèle pour la décantation primaire, le réacteur biologique, le traitement chimique du phosphore, la clarification, l'épaississement, la digestion anaérobie et la déshydratation. Les constructeurs développent leurs propres logiciels de dimensionnement à partir de pilotes de laboratoires et des retours d'expérience. Les logiciels développés à partir de tels modèles permettent d'ajuster le dimensionnement à la spécificité de l'eau à traiter. Plusieurs logiciels de simulation des STEP existent sur le marché : WEST (Belgique), EFOR (Scandinavie), STOAT (Grande Bretagne), BIOWIN (Canada), ASIM (Suisse), SIMBA (Allemagne), SIMBA (France) et GPS-X (Canada). Les modèles utilisés dans notre travail sont issus du logiciel GPS-X (Global Purpose System) version 4.0.2, développé par Hydromantis. Le logiciel est destiné à la modélisation dynamique des STEP, mais nous allons l'utiliser à l'état stationnaire.

IV.1 Paramètres et contraintes de dimensionnement

L'objectif de cette partie est de concevoir une STEP à partir des contraintes en amont et en aval et d'outils de simulation. Les contraintes amont sont les caractéristiques de l'influent : débit, MES, DCO, DBO₅, NT et PT. Nous nous basons sur les charges produites par un équivalent habitant en France. L'équivalent habitant (EH) correspond à la quantité de

pollution rejetée par un habitant quotidiennement. L'arrêté du 10 décembre 1991 définit les quantités journalières suivantes pour chaque habitant (Gaïd, 2008) :

- 90 g de matières en suspension (MES) ;
- 57 g de matières oxydables (MO) ;
- 15 g d'azote Kjeldhal (NTK) ;
- 4g de phosphore total (PT).

Les matières oxydables (MO) correspondent à une moyenne pondérée de la DCO et de la DBO₅, mesurées après une décantation de 2 h, suivant la formule suivante :

$$MO = \frac{DCO + 2DBO_5}{3} \quad (IV.5)$$

La DCO est estimée à 150 g/(EH j) (Gay, 2008). Les eaux urbaines qui ne contiennent pas de détergents à base de phosphore génère une charge journalière de 2.2 gP/EH j (calculée selon Henze et al. (2002)). Toutefois, nous n'avons pas trouvé de modèles mathématiques pouvant estimer, à partir de la charge entrante, la part des graisses, des sables et des huiles ainsi que les émissions nauséabondes. Ainsi, nous ne nous intéressons qu'au traitement primaire et secondaire ainsi qu'au traitement des boues en excès.

Les contraintes aval considèrent l'aspect réglementaire et la surface disponible sur le site. L'aspect réglementaire dépend de la destination finale des eaux épurées, des boues et des biogaz et fixe le type de traitement à utiliser. La surface disponible fixe le type de charge à appliquer et ainsi les dimensions des ouvrages. Tous les enchaînements possibles doivent être étudiés. Mais seules les filières (scenarii) jugées techniquement fiables sont sélectionnées pour l'évaluation finale. Le nombre d'assemblages possibles peut être réduit par les retours d'expérience et les études de cas (performance des opérations unitaires et caractéristiques des flux entrant et sortant). Les différentes chaînes de traitement avec les variantes possibles sont représentées dans la Figure IV.2.

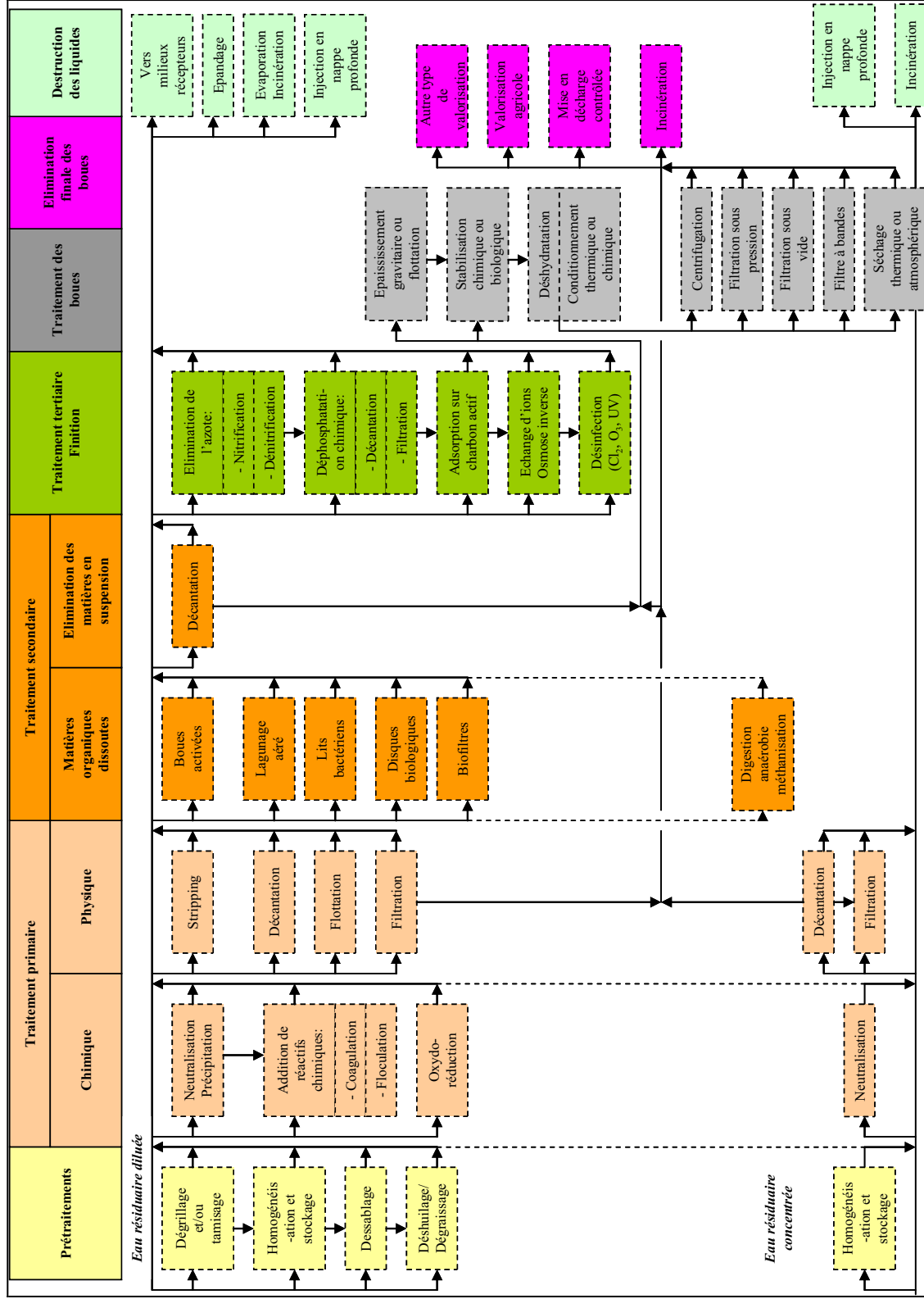


Figure IV.2 : Chaîne de traitement avec les variantes possibles (Boeglin, 1997)

L'évaluation des scénarii retenus doit être basée sur les trois critères du développement durable : économiques, sociétaux et environnementaux. Dans cette étude, nous évaluons les scénarii seulement par le protocole ACVE défini dans le chapitre précédent. Nous pensons que les procédés doivent être optimisés avant d'être comparés et évalués. L'optimisation des STEP consiste à affiner la qualité de l'effluent, à minimiser la consommation énergétique et des réactifs et la quantité des boues. Cependant dans ce travail, les scénarii sont évalués sans optimisation. La méthodologie à utiliser pour le choix d'une filière complète rationnelle est décrite dans la Figure IV.3.

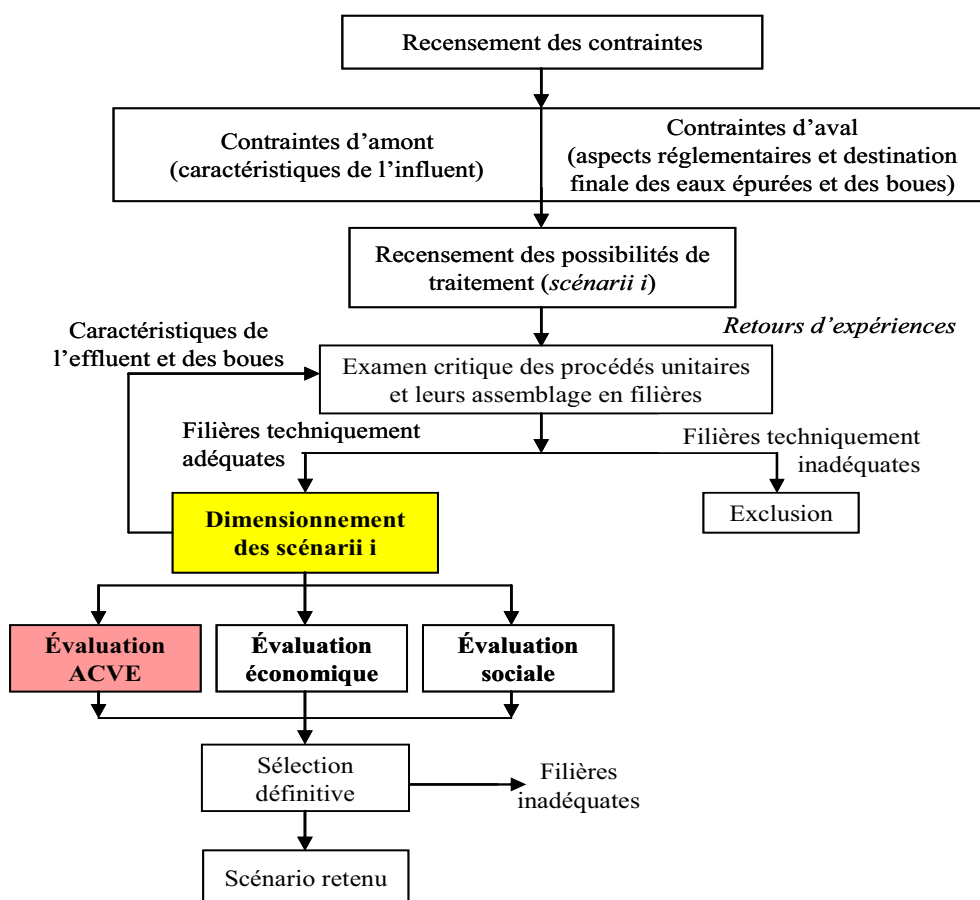


Figure IV.3 : Méthodologie pour le choix rationnel d'une STEP (inspiré de Boeglin (1998))

IV.1.1 Conditions de rejet des effluents urbains

La réglementation française sur la pollution des eaux, les conditions de rejet et leur traitement reposent en grande partie sur la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (articles 2, 6, 35) et les décrets du 29 mars 1992 et du 3 juin 1994 (Houilier et Oudart, 1993). Les arrêtés prévus par ces décrets ont permis à la France de transposer en droit interne la directive du Conseil des

Communautés Européennes 91/271/CEE du 21 mai 1991. Cette directive impose un traitement des eaux usées urbaines avec des normes de rejet strictes en fonction du milieu récepteur. De plus, les arrêtés du 22 décembre 1994 et du 21 juin 1996 déterminent les prescriptions techniques des stations de traitement des eaux usées par rapport à la charge brute de pollution organique et au milieu récepteur (Tableau IV.11). L'arrêté du 21 juin 1996 oblige le maître d'ouvrage à construire une station qui « minimise l'émission d'odeurs, de bruits ou de vibrations mécaniques susceptibles de compromettre la santé et la sécurité du voisinage et de constituer une gêne pour sa tranquillité » (Arrêté sur la construction des STEP, 1996).

Tableau IV.11 : Prescription techniques des STEP

Charge brute de pollution organique (kg/jour)	< 120	< 600	> 120 < 600	> 600
Equivalent-habitant (EH)	< 2 000	< 10 000	> 2 000 < 10 000	> 10 000
Milieu récepteur	Eaux douces ou estuaires	Eaux côtières	Eaux douces ou estuaires	Zone sensible
Traitement	Approprié	Approprié	Traitement biologique avec décantation secondaire	Traitement biologique + secondaire + traitement tertiaire
Objectif de qualité	Applicables aux eaux réceptrices	Applicables aux eaux réceptrices	Fixé par l'arrêté du 22 décembre 1994	

Pour les ouvrages recevant un flux polluant supérieur à 120 kg/jour en DBO₅ (2 000 EH), les eaux résiduaires rejetées au milieu naturel doivent respecter soit les valeurs limites en concentrations, soit les valeurs limites en rendement fixées par l'arrêté du 22 décembre 1994 (Tableau IV.12).

Tableau IV.12 : Valeurs limites de rejet et de rendement d'après l'arrêté du 22 décembre 1994 (Boeglin, 1997 ; Gaïd, 2008)

Type de zone	Paramètres	Charge de pollution reçue (EH)	Valeur limite de rejet moyenne/24 h (mg/L)	Rendement minimal de dépollution (%)
Zone normale de pollution carbonée	DBO ₅	2 000 à 10 000 > 10 000	25	70 80
	DCO	Toutes charges	125	75
	MES	Toutes charges	35	90
Zone sensible à la pollution azotée et/ou phosphorée	NGL	10 000 à 100 000 > 100 000	15 10	70
	PT	10 000 à 100 000 > 100 000	2 1	80
Caractéristiques générales des rejets - pH 6 à 8,5. - température < 25°C				

Les rejets dans les zones sensibles à l'eutrophisation devront, en outre, respecter, en moyenne annuelle, les valeurs du paramètre concerné, fixées soit en concentrations soit en rendements (Tableau IV.12). Les niveaux de rejet exigés après traitement sont fonction de la capacité d'autoépuration du milieu récepteur. Les zones les moins sensibles correspondent à certaines zones de rejet en eaux côtières et estuariennes. Les zones sensibles correspondent à des zones avec risques d'eutrophisation ou à des zones posant problème pour la production d'eau potable.

Par ailleurs, les conditions de rejets peuvent être plus contraignantes dans la réglementation locale (arrêté préfectoral). L'arrêté préfectoral peut fixer des seuils de rejet pour d'autres polluants tels que les métaux lourds, les hydrocarbures, les micropolluants organiques, les produits biocides et phytopharmaceutiques. En 1995, le ministère chargé de l'environnement (circulaire du 12 mai 1995) préconise des valeurs inférieures (Tableau IV.13).

Tableau IV.13 : Exigences épuratoires minimales plus fortes préconisée par la réglementation (Gaid, 2008)

Rejet	Niveau	Paramètres	Concentration maximale (mg/L)	Rendement minimal (%)	Règles de tolérance	
					Nombre de dépassements autorisés	Valeurs réductrices (mg/L)
Pollution carbonée	Epuración poussée	DBO ₅	25	Calculé au point près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	(1)	DBO ₅ : 50 DCO : 250 MES : 85
		DCO	90			
		MES	30			
	Epuración très poussée	DBO ₅	15			
		DCO	50			
MES	20					
Pollution azotée	Nitrification classique	NTK	15	Calculé à 5 points près à partir de la concentration moyenne d'entrée nominale	Valeurs à respecter en moyenne annuelle pour N ou P	
	Poussée		5			
	Nitrification-dénitrification classique	NGL	15			
	Poussée		10			
Pollution phosphorée	Déshosphatation 1 ^{er} niveau	PT	2			
	Déshosphatation 2 ^e niveau		1			
(1) Un échantillon moyen journalier est déclaré conforme, si l'une au moins des deux valeurs (concentration au rejet ou rendement épuratoire) figurant dans l'autorisation de rejet est respectée.						

De plus, l'épandage des boues est aussi réglementé par l'arrêté du 8 janvier 1998, qui fixe des seuils en éléments traces métalliques et organiques et organise les plans d'épandage (Arrêté sur l'épandage des boues, 1998).

IV.2 Dimensionnement de la filière de traitement des eaux usées

La dépollution des eaux usées se décompose généralement en quatre étapes distinctes : prétraitement, traitements primaire, secondaire et tertiaire. Plus de 50% des stations de plus de 10 000 équivalent-habitants intègrent ces parties en France. Pour chaque traitement, il faut tenir compte de la composition minérale (soluble, colloïdale et matières en suspension) et organique (soluble et en suspension) des influents pour décider du type de traitement à appliquer. Le choix des opérations unitaires tient compte des conditions de rejet, de la performance des procédés et de la flexibilité de toute la chaîne de production. De plus, le facteur économique est très important pour le dimensionnement de la filière de traitement quant à l'investissement et à l'exploitation. Dans ce travail, nous ne considérons pas les prétraitements, le traitement tertiaire et les traitements connexes. La première étape consiste à fractionner les charges journalières (appelées variables globales) en variables d'état correspondant au modèles utilisés.

IV.2.1 Fractionnement des variables globales

La caractérisation des eaux usées dépend de deux étapes. La première étape consiste à déterminer les concentrations des variables d'état globales (DCO, DBO₅, MES, PT, NT, MVS) en fonction des dimensions temporelles et spatiales. La dimension temporelle prend en compte le temps sec, de pluie et d'orage et aussi l'infiltration, l'exfiltration, la journée et la nuit, le week-end et les congés. La dimension spatiale prend en compte l'emplacement des eaux usées dans la STEP : avant le prétraitement, entre le prétraitement et le traitement primaire, entre le traitement primaire et secondaire, et les retours en tête (épaisseur, digesteur et déshydratation). La deuxième étape de caractérisation des eaux usées consiste à réaliser le fractionnement de chaque variable d'état globale en plusieurs variables d'état indépendantes. Le fractionnement dépend non seulement des dimensions spatiales et temporelles mais aussi du modèle biologique utilisé. Les concentrations des différents types d'eaux usées domestiques sont données dans le Tableau 4.14 et celles des variables composées en France dans le Tableau 4.15. Le Tableau 4.16 donne les ratios entre les différents paramètres de pollution.

Tableau 4.14 : Concentration des différents types d'eaux usées domestiques (Henze et al. 2002)

Paramètres	Unité	Type d'eau usée domestique			
		Concentrée	Modérée	Diluée	Très diluée
DBO _{Ultime}	gO ₂ /m ³	530	380	230	150
DBO ₅	gO ₂ /m ³	350	250	150	100
DBO ₅ (après 2h de décantation)	gO ₂ /m ³	250	175	110	70
SDBO ₅	gO ₂ /m ³	140	100	60	40
DCO _{tot} (dichromate de potassium)	gO ₂ /m ³	740	530	320	210
SDCO	gO ₂ /m ³	300	210	130	80
XDCO	gO ₂ /m ³	440	320	190	130
DCO (après 2h de décantation)	gO ₂ /m ³	530	370	190	130
DCO _I inerte totale	gO ₂ /m ³	180	130	80	50
S _I	gO ₂ /m ³	30	20	15	10
X _I	gO ₂ /m ³	150	110	65	40
DCO _S biodégradable totale	gO ₂ /m ³	560	400	240	160
S _S	gO ₂ /m ³	270	190	115	75
X _S	gO ₂ /m ³	290	210	125	85
MO	gO ₂ /m ³	343.33	240	136.66	90
SST (MES)	gSS/m ³	450	300	190	120
SSV (MVS)	gVSS/m ³	320	210	140	80
NT	gN/m ³	80	50	30	20
S _{NH}	gN/m ³	50	30	18	12
S _{NO}	gN/m ³	0.6	0.6	0.6	0.6
N _{org} (azote organique)	gN/m ³	30	20	12	8
NTK	gN/m ³	80	50	30	20
PT	gP/m ³	14 (23)	10 (16)	6 (10)	4 (6)
S _p (orthophosphates)	gP/m ³	10 (14)	7 (10)	4 (6)	3 (4)
S _{p-P} (polyphosphates)	gP/m ³	0 (5)	0 (3)	0 (2)	0 (1)
P _{org.} (phosphates organiques, X _I , X _{BH} , X _{BA} , X _{BP} , X _U)	gP/m ³	4 (4)	3 (3)	2 (2)	1 (1)

La raison principale de la variation des concentrations des eaux usées est la consommation en eau, l'infiltration et l'exfiltration. Les eaux usées concentrées représentent le cas avec faible consommation d'eau et/ou infiltration. Les eaux usées diluées représentent une forte consommation d'eau et/ou infiltration (Henze et al. 2002). Le fractionnement de la DCO totale, de l'azote total et du phosphore total change en fonction du type d'eau usée.

Tableau 4.15 : Concentration des variables composés en France pour 1200-6.5M HE (Pons et al. 2004)

	DCO (gO ₂ /m ³)	DBO ₅ (gO ₂ /m ³)	MES (g/m ³)	N (gN/m ³)	P (gP/m ³)
Valeur moyenne	634	268 ^a	302	52	9.3
Valeur médiane	592	245	267	51	9
Déviation standard	315	137	170	23	3.8
Nombre de STEP	149	149	148	144	130

^a Sans ATU

Tableau 4.16 : Les ratios dans les eaux usées domestiques (Henze et al. 2002)

Ratio	Faible	Typique	Elevé
DCO/DBO ₅	1.5-2	2-2.5	2.5-3.5
DCO/NT	6-8	8-12	12-16
DCO/PT	20-35	35-45	45-60
DBO/NT	3-4	4-6	6-8
DBO/PT	10-15	15-20	20-30
DCO/MVS	1.2-1.4	1.4-1.6	1.6-2.0
MVS/TSS	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-0.9
DCO/COT	2-2.5	2.5-3	3-3.5

En général, le fractionnement des variables composées en variables d'état est réalisé en fonction du modèle du réacteur biologique du traitement secondaire. Le choix du modèle de fractionnement dépend des mécanismes réactionnels considérés dans le traitement secondaire, d'une part, et d'autre part, il doit être cohérent avec le modèle considéré pour la digestion anaérobie des boues (cohérence des variables d'état). En premier lieu, les réactions biologiques intervenant dans le traitement secondaire et la digestion anaérobie doivent être fixées, et permettent ainsi de définir les modèles. Cependant, les variables d'état peuvent être différentes entre deux modèles. Pour résoudre le problème de couplage de modèles, il existe deux manières. La première solution est d'établir une boîte noire de conversion de variables des deux modèles. Ainsi, le modèle du réacteur biologique du traitement secondaire est utilisé pour le fractionnement des variables globales. La deuxième solution est de choisir un modèle biologique plus exhaustif qui prend en compte les variables d'état des deux modèles. Nous choisissons le modèle NewGeneral pour la simulation du réacteur du traitement secondaire. La justification du choix de ce modèle ainsi que sa description sont données dans le § IV.2.3.5.1. Ce modèle est utilisé ensuite pour le fractionnement des variables composées. La procédure de sélection des modèles biologiques et de fractionnement est illustrée dans la Figure IV.4.

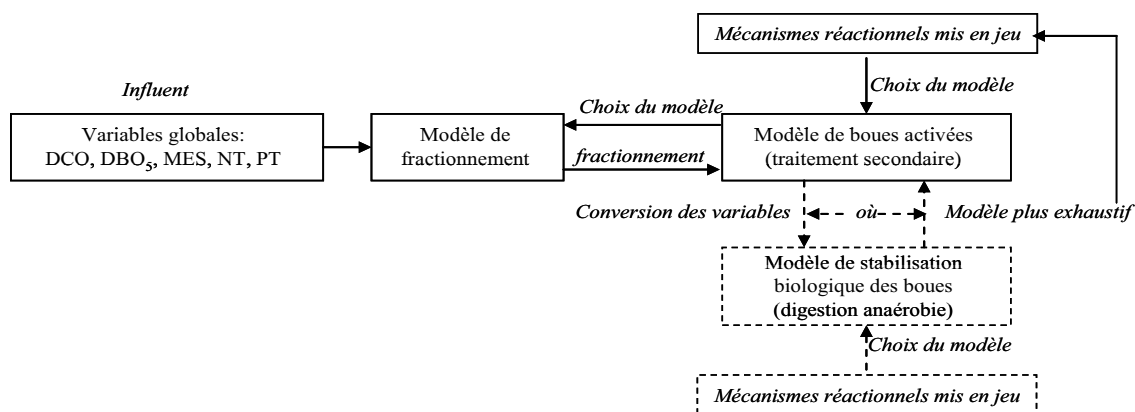


Figure IV.4 : Choix du modèle de fractionnement des variables globales

IV.2.1.1 Calcul des concentrations des variables d'état globales

La conception de la STEP est réalisée à partir des charges journalières rejetées par équivalent habitant en France (arrêté du 10 décembre 1991). Ces charges représentent les variables composées ou globales des modèles de simulation. En France, le débit journalier des eaux usées est compris entre 150 et 200 litres par équivalent habitant. Ainsi, nous calculons les concentrations des eaux usées concentrées sur la base de 200 litres, modérées sur la base de 300 litres, diluées sur la base de 500 litres et très diluées sur la base de 750 litres (Tableau IV.17).

Tableau IV.17 : Concentrations en DCO_{tot}, NT et PT retenues pour les études de cas

	Concentrée	Modérée	Diluée	Très diluée
Q (l/EH j)	200	300	500	750
MES (g/m ³)	450	300	180	120
DCO (gO ₂ /m ³)	750	500	300	200
DBO ₅ (g O ₂ /m ³)	322.5	215	129	86
NT (gN/m ³) ^a	75	50	30	20
PT (gP/m ³) ^b	20 (11)	13.33 (7.33)	8 (4.4)	5.33 (2.93)
^a S _{NO} = 0 gN/m ³				
^b les valeurs entre les parenthèses représentent le scénario sans les détergents phosphorés.				

Les concentrations dans le Tableau IV.17 ont les mêmes ordres de grandeur que celles citées par Henze et al. (2002) et Pons et al. (2004).

IV.2.1.2 Fractionnement des variables d'état globales

La nomenclature des variables d'état est donnée en ANNEXE IV.1. Les fractionnements des variables composées DCO, DBO₅, MES, NT et PT selon le modèle NewGeneral sont données dans l'ANNEXE IV.2. Les coefficients des fractions azotées et phosphorés dans le modèle NewGeneral (valeurs par défaut) sont donnés dans le tableau en ANNEXE IV.2. Dans le logiciel GPS-X, il existe trois modèles de calcul principaux :

- Modèle basé sur la DBO₅ ;
- Modèle basé sur la DCO ;
- Modèle basé sur la DCO-MES.

Dans chaque modèle, il faut fournir l'information sur certaines variables d'état globales et indépendantes. En utilisant les coefficients de fractionnement et ceux du modèle biologique

du réacteur à boues activées, les valeurs des variables d'état globales et indépendantes restantes sont calculées. Dans le Tableau IV.18, nous résumons les caractéristiques des trois modèles de fractionnement. Les coefficients utilisés dans les modèles de calcul sont donnés en ANNEXE IV.3.

Tableau IV.17 : Variables d'état connues et calculées par les modèles de GPS-X

	Modèle basé sur la DBO₅	Modèle basé sur la DCO	Modèle basé sur la DCO et le MES
Variables composées connues (3)	DBO₅	DCO	DCO
	NTK	NTK	NTK
	MES	PT	MES
Nombre de variables d'état connues	14 (S _I , S _{LF} , X _{BH} , X _{BA} , X _{BP} , X _U , X _{BT} , S _P , X _{PP} , X _{PPR} , S _{NO} , S _{NI} , X _{MEP} , X _{MEOH})	3 (S _{NH} , S _P , S _{NO})	10 (X _{BA} , X _{BP} , X _{BT} , X _U , X _{PP} , X _{PPR} , S _P , S _{NO} , X _{MEP} , X _{MEOH})
Variables composées calculées (5)	NT	NT	NT
	PT	MES	PT
	DCO	DBO ₅	DBO ₅
	MVS	MVS	MVS
	MIES	MIES	MIES
Nombre de variables d'état calculées	7 (S _S , X _I , X _S , X _{II} , S _{NH} , S _{ND} , X _{ND})	18 (S _I , S _S , S _{LF} , X _I , X _S , X _{BH} , X _{BA} , X _{BP} , X _U , X _{BT} , X _{PP} , X _{PPR} , X _{II} , X _{ND} , S _{ND} , S _{NI} , X _{MEP} , X _{MEOH})	11 (S _I , S _S , S _{LF} , X _I , X _S , X _{BH} , X _{II} , X _{ND} , S _{ND} , S _{NI} , S _{NH})
Nombre de coefficients stœchiométriques du modèle de fractionnement	6	19	10
Nombre de coefficients stœchiométriques du modèle NewGeneral	5	5	5

Dans le Tableau IV.19, nous comparons les coefficients stœchiométriques utilisés pour le fractionnement de la DCO, de NT et de PT dans le logiciel GPS-X et ceux calculés selon les valeurs dans le tableau (Henze et al. 2002).

Tableau IV.19 : Comparaison des coefficients stœchiométriques des fractionnements selon Henze et al. (2002) et les valeurs par défaut de GPS-X

Paramètres	Unité	Type d'eau usée domestique				GPS-X
		Concentrée	Modérée	Diluée	Très diluée	
DBO ₅ /DBO _{ultime}	-	0.66	0.66	0.65	0.67	0.66*
DBO ₅ (2h)/DBO ₅	-	0.71	0.70	0.73	0.70	-
S _S /DBO _{ultime}	-	0.50	0.50	0.50	0.50	0.3
XDCO/MVS	-	1.375	1.523	1.375	1.625	1.4 (2.2-2.2)
DCO/DBO ₅ [^]	-	2.11 (0.474)	2.12 (0.472)	2.13 (0.47)	2.10 (0.476)	-
MVS/MES	-	0.71	0.7	0.74	0.76	0.6*
DCO (2h)/DCO _{tot}	-	0.72	0.70	0.60	0.62	-
SDCO/DCO _{tot}	-	0.41	0.40	0.41	0.38	0.35
S _S /SDCO	-	0.9	0.9	0.88	VI	-
S _I /SDCO	-	0.1	0.1	0.12	VI	0.35 (0.35)
XDCO/DCO _{tot}	-	0.59	0.60	0.59	0.62	-
X _S /XDCO	-	0.66	0.66	0.66	VI	0.75 (0.75)
X _I /XDCO	-	0.34	0.34	0.34	VI	-
DCO _I /DCO _{tot}	-	0.24	0.25	0.25	0.24	-
S _I /DCO _I	-	0.17	0.15	0.19	0.20	-
X _I /DCO _I	-	0.83	0.85	0.81	0.80	-
DCO _S /DCO _{tot}	-	0.76	0.75	0.75	0.76	-
S _S /DCO _S	-	0.48	0.48	0.48	0.47	-
X _S /DCO _S	-	0.52	0.52	0.52	0.53	-
S _{NO} /NT	-	0	0	0	0	-
NTK/NT	-	1	1	1	1	-
S _{NH} /NTK	-	0.625	0.6	0.6	0.6	0.65 (0.65-0.72)
N _{org} /NTK	-	0.375	0.4	0.4	0.4	-
S _p /PT	-	0.71 (0.61)	0.7 (0.63)	0.67 (0.6)	0.75 (0.67)	0.875
S _{p-p} /PT	-	0.0 (0.22)	0.0 (0.185)	0.0 (0.2)	0.0 (0.17)	-
P _{org} /PT	-	0.29 (0.17)	0.3 (0.185)	0.33 (0.2)	0.25 (0.16)	-

VI valeur incohérente dans le tableau de Henze et al. 2002
 En gras : modèle DCO
 En italique : modèle DBO₅
 En gras-italique : modèle MES-DCO
 * Les trois modèles de fractionnement
 ^ inverse entre parenthèses

Dans notre étude, le fractionnement sera basé sur les concentrations des variables d'état globales (DCO, MES, NT, PT) du Tableau IV.17, d'une part, et d'autre part sur les coefficients calculés selon Henze et al. (2002). On utilise le modèle basé sur la DCO (Tableau IV.18). Afin de faciliter les calculs, nous posons quelques hypothèses :

- La concentration de la biomasse active X_{BH} , X_{BA} et X_{BP} dépend des conditions dans les systèmes d'assainissement (aérobie, anoxie ou anaérobie). Nous supposons que les conditions régnant dans les systèmes d'assainissement sont anoxies mais ne sont pas suffisantes pour développer les X_{BA} . Nous fixons les concentrations suivantes à zéro : X_{BA} , X_{BH} , X_{BP} , X_U , X_{PP} , X_{BT} , X_{PPR} , S_{LF} , S_{NO} , S_{NI} , X_{MEOH} , X_{MEP} .

- Dans le fractionnement du phosphore total, les poly-phosphates inorganiques solubles (S_{p-p}) et le phosphore total soluble (PTS) sont considérés entièrement comme du phosphore soluble.
- La fraction azotée et phosphorée contenue dans la biomasse active, morte, inerte particulaire et soluble est calculée selon le modèle NewGeneral. Les résultats sont montrés dans le tableau.

Les concentrations des variables d'état globales et indépendantes calculées sont données en **ANNEXE IV.4** pour trois types d'eaux usées (concentrées, modérées et diluées). Les concentrations des variables d'état indépendantes ont les mêmes ordres de grandeur que celles citées par Henze et al. (2002). Dans l'étude de cas nous n'étudions que deux types d'eaux usées : concentrées et modérées. Toutefois, les charges journalières et les concentrations ainsi que le modèle de fractionnement sont donnés pour l'influent avant les prétraitements et nous simulons une STEP commençant par le traitement primaire.

IV.2.2 Traitement primaire (décantation primaire)

Le traitement primaire consiste à réaliser l'étape de décantation qui élimine jusqu'à 60% des matières en suspension (MES), et environ le tiers de la DBO_5 entrant (Degremont, 2006). Les boues produites fortement organiques et fermentescibles, appelées boues primaires, sont acheminées vers la chaîne de traitement des boues. La phase aqueuse résultante, non-conforme aux seuils de rejet, est acheminée vers le traitement secondaire. Le traitement primaire permet de réduire la charge polluante arrivant au traitement secondaire mais génère un volume de boues important.

IV.2.2.1 Modélisation du décanteur primaire

Dans la décantation classique, le paramètre de dimensionnement pour les ouvrages de décantation classique est essentiellement la vitesse ascensionnelle. Dans la décantation lamellaire le paramètre de dimensionnement est la charge hydraulique superficielle, appelée la vitesse de Hazen.

Dans ce travail, la modélisation du phénomène de décantation est prise en compte par le modèle unidimensionnel de Takács et al. (1991). Le modèle est adapté au décanteur primaire et à l'épaississeur des boues pour rendre compte du processus d'épaississement, et au

clarificateur pour rendre compte du processus de clarification. Le modèle peut être combiné avec le modèle de croissance bactérienne utilisé dans le réacteur biologique, mais nous considérons ici seulement le processus physique. Ainsi, seule la concentration des solides (MES) est considérée. Dans ce modèle unidimensionnel, seul le flux vertical est considéré dans le décanteur, lequel est divisé en un certain nombre de couches d'une épaisseur équivalente. Nous gardons le nombre de 10 couches utilisé par défaut par le logiciel (Figure IV.5). Les solides entrants sont distribués instantanément et uniformément dans toute la section transversale de la couche d'alimentation.

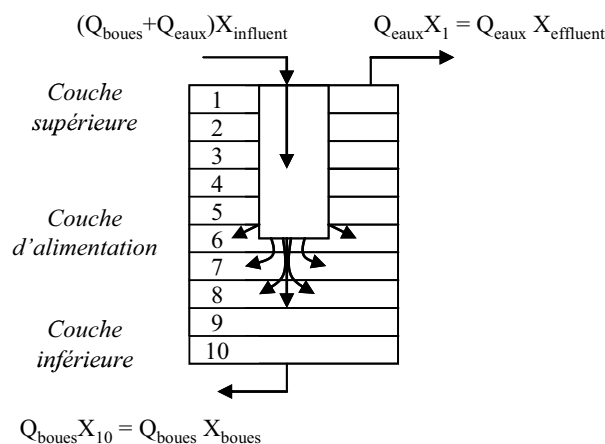


Figure IV.5 : Modèle unidimensionnel de décantation de Takács et al. (1991)

Les concentrations des variables d'état particulières dans le flux entrant dans le décanteur sont stockées comme des fractions de la concentration des MES entrantes. En sortie, les concentrations des variables d'état dans le flux sortant (eaux claires et boues) sont calculées en utilisant les fractions précédentes. Les concentrations des variables d'état solubles sont considérées constantes (Figure IV.6).

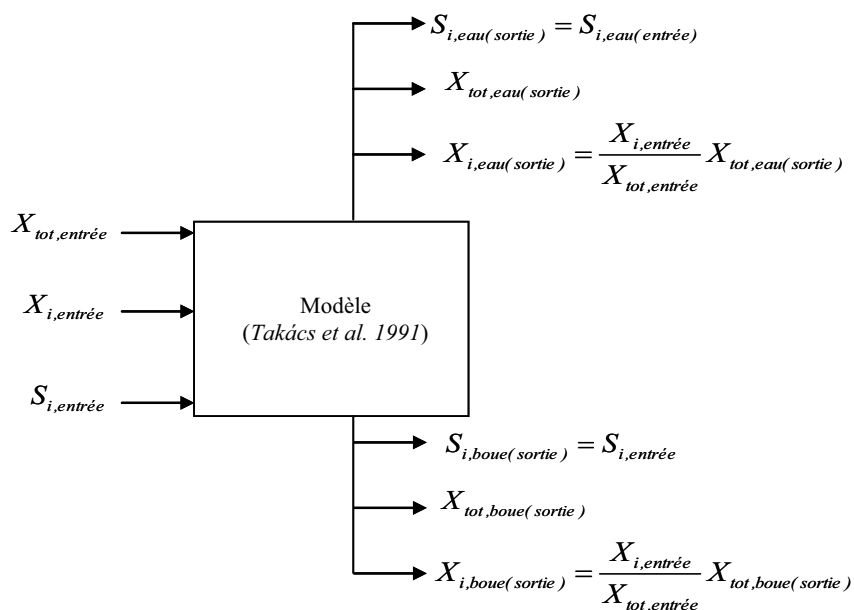


Figure IV.6 : Principe de calcul des variables d'état particulières et solubles selon le modèle de Takács et al. (1991)

Le modèle est basé sur le concept du flux de matières (solides) : un bilan massique est réalisé dans chaque couche afin d'avoir le profil des solides à travers la colonne de décantation. Il existe cinq groupes de couches qui ont une contribution particulière dans le bilan de matière et qui se distinguent selon leur position par rapport au point d'alimentation. L'analyse des flux de solides dans chaque couche particulière dépend de ce qui a été traité par la couche adjacente. Le flux de solides dû au mouvement du volume du liquide (*Bulk Movement*) est calculé comme le produit entre la concentration des solides et la vitesse de volume du liquide. Le mouvement peut être descendant ou ascendant selon sa position par rapport à la couche d'alimentation. Le flux de solides dû à la sédimentation dans chaque couche est décrit par une double fonction exponentielle de décantation. La description du modèle est donnée dans l'ANNEXE IV.5. Nous gardons les valeurs par défaut du logiciel GPS-X.

IV.2.3 Traitement secondaire (procédé à boues activées)

Le traitement secondaire consiste en un traitement biologique dont l'objectif est d'éliminer les pollutions carbonée, azotée et phosphorée. L'objectif de l'épuration biologique est de transformer la pollution biodégradable en matières en suspension (micro-organismes et leurs déchets) plus facilement récupérables. Il existe une large gamme de procédés pour l'élimination biologique des pollutions carbonées, azotées et phosphorées tels que les

procédés à boues activées et à lit bactérien, le lagunage naturel, la biofiltration, les disques biologiques... Dans le cas d'étude de ce travail, nous utilisons un procédé à boues activées.

IV.2.3.1 Traitement de la pollution carbonée

La pollution organique est éliminée à l'aide de bactéries hétérotrophes en milieu aérobie (métabolisme exothermique). Dans un premier temps, les composés polluants sont hydrolysés en molécules simples solubles. Ensuite, la biomasse absorbe le substrat soluble sous l'action des enzymes secrétées, oxyde une partie fournissant l'énergie (catabolisme) et utilise le reste et de l'énergie disponible pour la réalisation des synthèses nécessaires à la multiplication cellulaire (anabolisme). L'extraction du réacteur d'un volume équivalent et régulier de boues est obligatoire afin de conserver un état d'équilibre. En effet, les réactions d'anabolisme sont suivies par des réactions d'autodestruction de la biomasse (respiration endogène). Les microorganismes impliqués sont de type hétérotrophe. Ils utilisent le carbone organique à la fois comme source d'énergie et comme source pour la synthèse cellulaire. Les experts conseillent un fonctionnement à faible charge afin de favoriser la nitrification des composés azotés et réduire la quantité des boues produites, bien que cela entraîne une forte consommation d'oxygène. L'ensemble de ces processus aboutit à la conversion du carbone issu de la pollution en dioxyde de carbone et la production de boues en excès. La quantité de CO₂ émise est donnée entre 200 et 550 g CO₂/m³ suivant la charge dans le bassin (Henze et al. 1997 ; cité par Renou, 2006). Elle est également estimée de 1.41 gCO₂/gDCO oxydée (sans nitrification) et 1.26 gCO₂/gDCO oxydée (avec nitrification) (Henze et al. 2002). Ce paramètre sera testé dans l'étude des impacts dans le chapitre suivant.

IV.2.3.2 Traitement de la pollution azotée

Le traitement biologique de l'azote se déroule en quatre étapes : l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Figure IV.7).

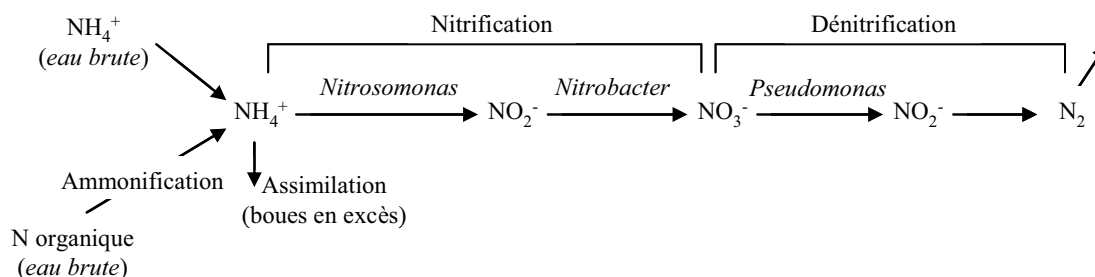


Figure IV.7 : Les étapes de la métabolisation de la pollution azotée

L'assimilation consiste en l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne. L'ammonification correspond à des réactions de types hydrolyse, désamination oxydative et réductive qui permettent la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal. Une partie de l'azote ammoniacal est assimilée pour la synthèse cellulaire (Boeglin, 1998).

La nitrification, réalisée en phase aérobie, consiste à l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrates (NO_3^-). La nitrification est réalisée dans le même réacteur que le traitement de la pollution carbonée où les bactéries strictement aérobies autotrophes de type *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* assurent successivement la conversion de l'ammonium en nitrites (NO_2^-), dite nitritation, puis celles des nitrites en nitrates, dite nitratisation. Les autotrophes synthétisent leur matière vivante à partir du carbone minéral (carbonate). Compte tenu de la cinétique plus lente de la nitrification, celle-ci ne peut avoir lieu que dans des ouvrages à très faible charge. La conversion de l'ammonium en nitrate est représentée par l'Equation IV.6 :



La dénitrification a lieu en conditions anoxiques lorsque les nitrates sont utilisés comme oxydant, en remplacement de l'oxygène, par les bactéries hétérotrophes de type *Pseudomonas*. En présence d'une source suffisante de carbone, les nitrates sont réduits en diazote (N_2). Dans les systèmes à boues activées, la dénitrification peut avoir lieu dans un réacteur séparé situé en amont du réacteur biologique aérobie pour bénéficier de l'apport de carbone contenu dans l'influent. Elle peut être également placée en aval du réacteur aéré avec ajout d'une source de carbone externe¹⁴ (méthanol, éthanol, glucose, acétate...), soit dans le même réacteur en alternant les phases aérobies/anoxies. Dans le premier cas, les nitrates produits dans la zone aérobie sont renvoyés dans la zone anoxie par l'intermédiaire des boues recyclées et de la liqueur mixte. Ainsi, le degré de dénitrification va être dépendant du taux de recyclage employé. Un recyclage maximal de 500% (400% de liqueur mixte et 100% en recirculation des boues du clarificateur) n'assure qu'une réduction des nitrates de l'ordre de 85%. La conversion des nitrates en azote gazeux est représentée par l'équation IV.7 :



¹⁴ Une bonne dénitrification exige un rapport $\text{DBO}_5/\text{N-NO}_3^- > 2$.

Pour la transformation d'1 kg d'azote de NH_4^+ en NO_3^- , il faut 4.57 mg d' O_2 et la transformation de 1 kg de NO_3^- en N_2 apporte 2.86 kg d' O_2 qui seront utilisées pour l'élimination de la pollution carbonée.

Dans le cas d'un faible rapport C/N, la dénitrification est partielle causant la production des produits intermédiaires tel que N_2O , un puissant GES (Henze et al. 2002). Ce gaz a un effet 310 fois supérieur à celui de CO_2 en terme d'effet de serre. Dans la méthode GIEC, le protoxyde d'azote émis par les bassins biologiques aérobies des stations d'épuration est négligé (IPCC, 1997). La raison avancée est le manque de données pour établir des facteurs d'émissions pour les systèmes de traitement des eaux usées. Renou (2006) a estimé que les valeurs mesurées sur des petits pilotes de laboratoire ou sur les stations sont imprécises (Renou, 2006). Ainsi, nous ne considérons pas ce paramètre dans l'analyse d'impacts dans le chapitre suivant.

IV.2.3.3 Traitement de la pollution phosphorée

L'objectif est de concentrer le phosphore dans les boues par un traitement biologique ou chimique. Le phosphore est un bon fertilisant s'il n'est pas rejeté dans les boues avec les métaux ou les xénobiotiques. L'objectif de tous les processus est de convertir les phosphates dissous en phosphore suspendu lequel peut être retenu dans un processus de séparation, dans un décanteur par exemple. La déphosphatation biologique peut atteindre des rendements de 60 à 70%, mais doit aussi souvent être suivie d'un traitement chimique. Ainsi, la déphosphatation chimique paraît incontournable, soit en complément d'un traitement biologique, soit comme unique traitement de déphosphatation. C'est cette voie qui est utilisée dans notre étude de cas.

Il existe trois types de précipitation chimique (Henze et al. 2002) :

- Directe (pré-aération) qui élimine l'étape de floculation des matières colloïdales ;
- Simultanée dans le bassin d'aération ;
- Post-précipitation après le traitement secondaire (après le clarificateur).

Dans la configuration que nous avons choisie, la précipitation prend place entre le bassin d'aération et le clarificateur. Il n'existe pas de modèle prenant en compte la précipitation simultanée.

Le traitement chimique consiste à ajouter le plus souvent des sels métalliques (fer ou aluminium), et plus rarement de la chaux. La déphosphatation chimique prend place en quatre étapes : la précipitation et la coagulation (simultanées), la floculation et la séparation. La réaction a pour objectif de former un précipité complexe de phosphates métalliques insolubles. Cet ajout peut être réalisé dans le réacteur biologique ou dans une unité de traitement tertiaire. Le traitement chimique est fiable et permet d'atteindre des rendements d'élimination supérieurs à 85% et des concentrations en phosphore total de 1 à 2 mg/L. Toutefois, cette technique nécessite des consommations importantes en réactifs chimiques.

La boue activée est une biomasse maintenue en suspension par un système d'aération qui assure également l'oxygénation des bassins. Dans les zones (ou lors des phases) d'anoxie ou d'anaérobie, la mise en suspension est assurée par des agitateurs. L'élimination de la pollution azotée et carbonée est combinée dans un seul réacteur en aérobiose. Les procédés à boues activées se différencient par leur forme, par l'hydraulique (réacteur parfaitement agité, à flux piston, réacteur séquentiel discontinu, réacteur et clarificateur combinés ou séparés), par la technologie d'aération et de brassage, par le type de clarificateurs et de recirculation de la liqueur mixte (alimentation en tête, contact-stabilisation, alimentation étagée, à mélange intégral, à chenal). Le réacteur à flux piston a été sélectionné dans le cas présent. Dans ce type de réacteur, le flot d'effluent se déplace en piston d'une extrémité à l'autre. Les boues activées recyclées et les eaux brutes sont ramenées en tête et le départ de la liqueur mixte vers le clarificateur s'effectue en aval. Le procédé fournit une bonne qualité d'eau traitée et favorise la nitrification, mais il consomme beaucoup d'oxygène. L'aération dans les réacteurs à flux piston peut être plus ou moins proportionnée tout au long du réacteur.

L'eau usée traitée dans le bassin à boues activées est ensuite dirigée dans un clarificateur où les floccs décantent, produisant les boues secondaires, tandis que l'eau traitée remonte en surface, d'où elle est rejetée à la rivière ou envoyée en traitement tertiaire.

IV.2.3.5 Modélisation du procédé à boues activées

- *Modélisation du bassin biologique*

Le dimensionnement du procédé à boues activées est réalisé par l'utilisation de modèles mathématiques représentant des phénomènes biologiques. Le mécanisme réactionnel est étudié souvent par des lois de Monod de croissance bactérienne. On trouve plusieurs modèles

comme les modèles ASM de l'IAWPRC (International Association Water Pollution Research and Control). Ces modèles présentent les processus fondamentaux du système traité. Le Tableau IV.20 montre les processus pris en compte par les différents modèles de boues activées dans le logiciel GPS-X.

Tableau IV.20 : Les processus considérés par les différents modèles de boues activées

Processus	Modèles						
	ASM1	ASM2d	ASM3	MANTIS (et MANTIS 3d)	TwoStep MANTIS	REDUCED	NewGeneral
Etape de fermentation		X					X
Nitrification/ Dénitrification	X	X	X	X	X		X
Dénitrification aérobie				X	X		
Stockage du substrat aérobie			X				
Perte de DCO							X
Nitrification en deux étapes					X		
NO ₃ ⁻ comme une source N pour la synthèse des cellules				X	X		X
Consommation/ génération de l'alcalinité	X	X	X	X	X		
L'alcalinité comme un facteur limitant pour les processus de croissance		X					
Déphosphatation biologique		X					X
Précipitation du P avec des sels métalliques		X					
Dépendance de la température	X*	X	X*	X	X		X

*Ne figure pas dans le modèle publié mais ajouté dans GPS-X.

Le modèle ASM1 est le plus utilisé pour le dimensionnement des réacteurs à boues activées car il représente un consensus international. Ce modèle a été compilé par le groupe de travail de l'IAWQ (Henze et al. 1986). Il permet de modéliser le traitement dynamique de la pollution carbonée et azoté et il permet de prendre en compte le facteur de température dans les cinétiques des réactions biologiques. Les variables prises en considération sont les concentrations des polluants organiques et des biomasses, exprimées en mg DCO/l et en mg N/l pour les composés azotés. Ces unités ont été retenues car elles permettent d'écrire des bilans en termes de transferts d'électrons (réactions d'oxydoréduction du métabolisme bactérien). Les polluants sont fractionnés selon leur rôle dans la croissance de la biomasse.

Dans le modèle ASM, le paramètre de base des calculs est la DCO dont la DBO_5 ne représente qu'une partie de la biodégradabilité de l'effluent. Le bilan de matière de la DCO est relié à l'équivalent d'électron dans la matière organique, la biomasse et l'accepteur d'électron :

$$DCO_{entrée} = DCO_{sortie} + DCO_{boues} + O_{2(consommé)} \quad (IV.8)$$

Cependant, l'utilisation du modèle ASM1 est limitée pour deux raisons :

- Il ne prend pas en compte le traitement du phosphore ni les variables d'état de la pollution phosphorée.
- Le modèle utilisé pour le digesteur anaérobie génère une variable d'état correspondant aux AGV (S_{LF}) que le modèle ASM1 ne prend pas en compte.

Il convient de noter que les systèmes que nous voulions simuler ne comportent pas une grande partie de déphosphatation biologique. L'objectif est de traiter la plus grande partie du phosphore par le processus physico-chimique. Dans la réalité, seule une petite partie est éliminée par voie biologique dans les conditions anoxies et aérobies. L'utilisation d'un modèle qui prend en compte les variables d'état correspondant aux pollutions carbonées, azotées et phosphorées, permet de tenir compte aussi de la petite contribution de la déphosphatation biologique au processus d'épuration. Ce modèle doit être compatible avec le modèle utilisé pour le méthaniseur. La fiabilité des résultats dépend également de l'universalité du modèle considéré. Nous trouvons dans la littérature une diversité de modèles biologiques qui sont caractérisés par le nombre et le type de variables d'état prises en compte. Par ailleurs, il n'existe pas de modèles qui prédisent la qualité des eaux et des boues en matière de métaux lourds, de potassium et d'agents pathogènes.

L'élimination biologique de la pollution phosphorée est prise en compte par le modèle ASM2d (Henze et al. 1998), une extension du modèle ASM2 (Henze et al. 1994). Ce modèle distingue entre deux substrats biodégradables : les fermentables (S_F) et les produits de fermentation (S_{LF}). Cependant, dans le modèle ASM2, ni l'hydrolyse de l'azote organique particulaire (X_{ND}), ni l'ammonification de l'azote organique soluble (S_{ND}) ne sont considérées. Ces variables sont considérées comme des fractions constantes dans les composés organiques. De plus, la variable (S_F) n'est pas considérée par le modèle du

digesteur anaérobie de GPS-X. Le modèle ASM3 (Gujer et al. 1998), une extension du modèle ASM1, ne prend pas en compte l'ammonification des S_{ND} et l'hydrolyse des X_{ND} qui sont considérées comme des fractions constantes dans les composés organiques. De plus, dans le modèle ASM3, les produits de fermentation (S_{LF}) et le traitement de la pollution phosphorée ne sont pas considérés.

Le modèle NewGeneral est le seul modèle qui peut être utilisé pour prendre en compte les phénomènes basiques de traitement et être compatible avec le modèle du digesteur anaérobie. Ce modèle représente une extension du modèle General (Dold, 1990). Le modèle General (Dold, 1990) a été réalisé par la combinaison entre le modèle ASM1 (Henze et al. 1987a, 1987b) pour les organismes hétérotrophes non-poly-phosphatants et les organismes autotrophes et le modèle de Wentzel et al. (1989b) pour les organismes poly-phosphatants. Les variables d'état dans le modèle NewGeneral sont les mêmes que celles dans le modèle ASM2d à l'exception des variables d'état de l'azote organique (X_{ND} et S_{ND}), lesquelles ne sont plus des fractions fixées dans les variables organiques solubles et particulaires. Ainsi, l'hydrolyse des X_{ND} et l'ammonification des S_{ND} sont considérées, tandis que l'élimination chimique du phosphore n'est pas considérée.

La variation de l'alcalinité est prise en compte par le modèle ASM1, tandis qu'elle n'est pas considérée dans le modèle NewGeneral. Dans le modèle ASM1, la DCO soluble non biodégradable (S_I) ne participe pas aux réactions, tandis qu'elle est produite par l'hydrolyse des X_S en conditions aérobie, anoxie et anaérobie dans le modèle ASM2d. Cette DCO est produite d'autre part par le décès de X_{BP} en conditions aérobie, anoxie et anaérobie dans le modèle NewGeneral. Dans les modèles ASM1 et NewGeneral, la DCO particulaire non biodégradable (X_I) ne participe pas aux réactions, tandis qu'elle est générée par la lyse des différentes populations bactériennes (X_{BH} , X_{BA} et X_{BP}) dans le modèle ASM2d. Dans les modèles ASM1 et NewGeneral, la lyse bactérienne produit une DCO particulaire ultime (X_U), contrairement au modèle ASM2d où cette variable n'est pas considérée. Dans la Figure IV.8 nous montrons les différentes fractions de la DCO selon le modèle NewGeneral.

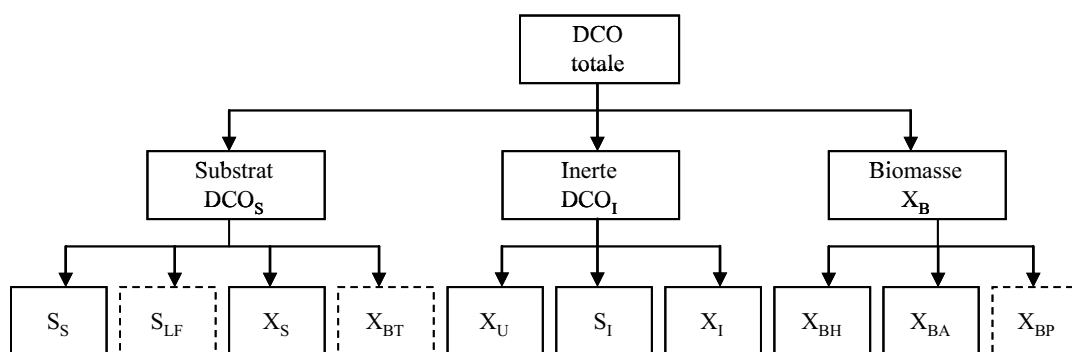


Figure IV.8 : Fractionnement de la DCO selon le modèle ASM1 et NewGeneral (GPS-X)

Les coefficients de transfert d'oxygène sont fixés afin d'avoir des conditions aérobies et anoxies dans le réacteur. Ainsi, les processus réactionnels des bactéries poly-phosphatantes seront négligeables. Nous avons évité de mettre les coefficients cinétiques de ces processus à zéro et d'utiliser les mêmes coefficients stœchiométriques et cinétiques du modèle ASM1 parce qu'en réalité dans les bassins biologiques anoxie-aérobie une partie du phosphore est assimilée biologiquement. La description du modèle NewGeneral et celle du transfert de l'oxygène sont données dans l'ANNEXE IV.6.

Le volume du réacteur biologique est dimensionné pour une STEP fonctionnant à faible charge. Les fractions des volumes des zones anoxies et aérobies du volume total sont fixées à un tiers pour la zone anoxie et le reste pour la zone aérobie. Le taux de recyclage de la liqueur mixte vers la tête du réacteur égal à 3 par rapport au débit entrant dans le bassin de boues activées. Les boues recyclées et la liqueur mixte entrent dans la première chambre du réacteur.

- *Modélisation du clarificateur*

L'efficacité de traitement dans le bassin biologique dépend aussi de la qualité de clarification qui dépend de la décantabilité des boues, caractérisée par l'indice de Mohlman (IM)¹⁵ ou l'indice de boue. Le même modèle utilisé pour le décanteur primaire est appliqué au clarificateur avec deux paramètres de décantation supplémentaires liés au phénomène de clarification. Il s'agit de l'indice de volume des boues IVB (en ml/g) et du facteur de clarification (appelé l'indice de clarification relatif). La description de ces deux paramètres est donnée dans l'ANNEXE IV.5. La recirculation des boues se fait par pompage pour

¹⁵ L'indice IM représente le volume occupé, après une demi-heure de décantation, par un gramme de boue.

réensemencer le réacteur biologique et les boues en excès sont extraites du circuit de recirculation. Le taux de recirculation varie est fixé à 100% du débit traversier.

- *Modélisation de la déphosphatation chimique*

Le modèle CHEMDOS de GPS-X est utilisé pour simuler l'élimination chimique du phosphore soluble. Le modèle est basé sur la stœchiométrie de la précipitation du phosphore soluble par le chlorure ferrique (réactif choisi dans notre travail) (Equation IV.9).



Ainsi, 1 mole de Fe^{3+} réagit avec 1 mole de phosphore ce qui correspond à 1 g de Fe^{3+} réagissant avec 0.553 g de phosphore. La masse du précipité formé est calculée et ajoutée comme un composé inorganique particulaire inerte (X_{II}). La quantité stœchiométrique de la boue chimique produite est basée sur la stœchiométrie de la réaction, c'est-à-dire : 2.69 g de FePO_4 formés pour 1 g de Fe^{3+} ayant réagi, et 1.91 g de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ formés pour 1 g de Fe^{3+} ayant réagi. FePO_4 et $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sont représentés, respectivement, par les variables d'état X_{MEP} et X_{MEOH} . La précipitation est donnée par les deux équations suivantes (Henze et al. 2002) :



La précipitation est accompagnée par la réduction de l'alcalinité et donc du pH (Henze et al. 2002). Ce paramètre n'est pas pris en compte par le modèle de GPS-X. La description du modèle CHEMDOS est donnée dans l'ANNEXE IV.7.

IV.3 Dimensionnement de la filière de traitement des boues

La pollution contenue dans les eaux usées est concentrée via la chaîne de traitement de l'eau en biomasse excédentaire dans les boues. Les boues, contenant généralement entre 1 et 4% de matières sèches, sont évacuées au niveau des décanteurs primaires, secondaires (clarificateurs) ou du lavage des biofiltres. Les graisses peuvent aussi être rajoutées dans cette classe. Ces boues sont génératrices de nuisances dans la mesure où elles contiennent souvent des matières organiques fermentescibles et/ou des matières toxiques. Ainsi, une chaîne de traitement s'impose avant leur valorisation ou élimination finale. L'objectif de cette chaîne est donc de :

- **Réduire le volume des boues** : par épaissement et déshydratation afin de faciliter leur manutention et diminuer leurs frais d'élimination finale ;
- **Réduire les nuisances olfactives** : ce qui implique la stabilisation des boues riches en matières organiques ;
- **Hygiéniser les boues** : par réduction des germes pathogènes ;
- **Conditionner les boues** : pour une valorisation matérielle ou énergétique.

Le dimensionnement de la chaîne de traitement de boues dépend non seulement de la chaîne de traitement de l'eau mais aussi du type d'élimination finale. Nous trouvons plusieurs procédés conventionnels et innovants et des fois plusieurs technologies pour la même fonction, impliquant un grand nombre d'options possibles (Figure IV.9). Le meilleur choix devrait tenir compte des contraintes en amont (nature, caractéristiques et quantités des boues) et en aval (possibilités locales d'élimination finale) et cela au meilleur coût. En matière d'investissement, la chaîne de traitement de boues représente 40 à 60% de l'ensemble du traitement pour de grandes agglomérations (Boeglin, 2000). De plus, l'incidence de la filière de traitement des effluents sur la traitabilité des boues produites est importante. Dans ce qui suit, nous présentons les étapes de traitement des boues les plus utilisées : épaissement ; stabilisation ; conditionnement ; déshydratation et élimination finale.

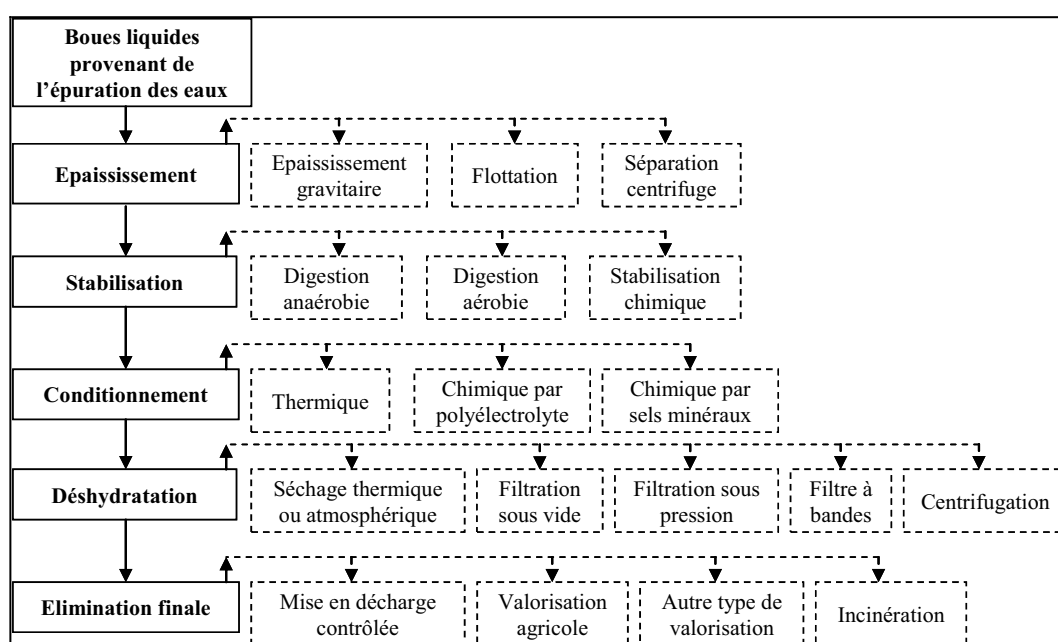


Figure IV.9 : Filières de traitement des boues d'épuration (Boeglin, 2000)

IV.3.1 Épaississement

L'épaississement est la première étape du traitement des boues. Il réduit le volume de boue par effet de concentration et de séparation d'une grande quantité d'eau. L'aptitude à l'épaississement des boues dépend de leur composition et des caractéristiques physico-chimiques et structurelles : c'est-à-dire, les boues primaires, fraîches mixtes, digérées aérobies ou anaérobies... Plusieurs types d'épaississement existent : l'épaississement dynamique par flottation, l'épaississement dynamique par grilles et tamis d'égouttage, l'épaississement dynamique par centrifugation et l'épaississement gravitaire statique. Nous utiliserons l'épaississement gravitaire statique.

L'épaississement gravitaire statique représente la technique de concentration des boues la plus utilisée. Les boues sont concentrées au fond d'un décanteur (généralement de forme cylindro-conique) et ensuite extraites, tandis que le surnageant est envoyé en tête de station pour y être traité. Les épaisseurs statiques nécessitent parfois des surfaces et des volumes importants et peuvent présenter des problèmes d'exploitation avec des boues biologiques s'il y a un traitement du phosphore et/ou de l'azote (relargage de phosphore, remontée des boues par dégazage).

La configuration hydraulique de l'épasseur gravitaire est identique à celle du décanteur circulaire primaire et le modèle de décantation cité auparavant est utilisé pour la modélisation. Le débit des retours en tête est fixé entre 80 et 90% du débit entrant dans l'épasseur. Le débit des retours en tête de pour l'épasseur est souvent compris entre 1 et 2% du débit de l'influent (Henze et al. 2002).

IV.3.2 Stabilisation et hygiénisation des boues

Le rôle de la stabilisation est d'assurer la réduction du caractère fermentescible des boues organiques, pour éviter les nuisances olfactives lors de leur stockage et du traitement de déshydratation. La destruction des germes pathogènes peut aussi parfois être l'objectif de stabilisation. Les boues à l'état liquide peuvent être stabilisées par des procédés de traitement chimiques (chaulage ou aux nitrites) ou biologiques (compostage, aérobies ou anaérobies). D'autres procédés innovants existent tels que l'oxydation par voie humide (OVH) (Belkhodja, 2004), les procédés de réduction de boues par hydrolyse thermique ou chimique (oxydation à

l'ozone) (Renou, 2006). Nous retenons dans le cas d'étude un procédé chimique « le chaulage » et procédé biologique « la digestion anaérobie ».

IV.3.2.1 Chaulage des boues

Le chaulage est employé pour stabiliser et hygiéniser la boue, augmenter sa siccité et améliorer sa qualité agronomique : la boue devient alors un amendement calcique pour les terres arables. Cette opération consiste en une adjonction massive de chaux éteinte ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) (sous forme de lait de chaux) ou vive (CaO) aux boues. La chaux est appliquée soit en amont d'un épaisseur de boues pour y stopper les fermentations, soit sur les boues liquides déshydratées avant valorisation agricole. C'est cette dernière option qui est utilisée ici. Le chaulage permet d'élever le pH et la température de la boue par réaction exothermique, ce qui permet de bloquer les fermentations et d'éviter le dégagement de mauvaises odeurs. L'ajout de chaux éteinte à des doses importantes, de l'ordre de 300 kg/tMS¹⁶ et plus, possède toutefois l'inconvénient d'augmenter les volumes de boue. De plus, le chaulage ne permet en réalité qu'une stabilisation temporaire, qui n'autorise pas un stockage de longue durée. L'augmentation du pH entraîne le dégagement d'ammoniac, source de nuisances olfactives. C'est pour cette raison que l'on préfère le plus souvent utiliser des procédés biologiques pour la stabilisation des boues.

L'utilisation de la chaux éteinte permet d'obtenir des boues chaulées ayant une siccité de 30% à partir de boues déshydratées ayant une siccité comprise entre 16% et 21%. C'est cette dernière valeur qui a été retenue pour la simulation de l'unité de déshydratation et de la masse des boues chaulées. Le calcul de la masse de matière sèche après chaulage est donné dans l'ANNEXE IV.9.

Le flux d'ammoniac dégagé par le chaulage des boues dépend essentiellement de la quantité et de la qualité de la boue. Les conditions opératoires (temps de contact chaux/boues...) ont une influence mais moindre (Renou, 2006). Le facteur principal serait la quantité d'ammoniac présente dans la boue avant le chaulage (ADEME, 2001). Un bilan réalisé à partir des données de l'étude de dix ateliers de chaulage (Monceau, 2001) estime les flux d'ammoniac dégagés entre 0.4 et 9 kg NH_3 / tonne de MS. Toutefois, il reste toujours difficile d'estimer une valeur représentative du flux d'ammoniac, particulièrement si elle excède la quantité d'ammoniac présente initialement dans les boues. Dans l'étude Ecoboues (Houillon, 2001), le flux

¹⁶ MS : matière sèche.

d'ammoniac considéré est 1.4 kg de NH₃/ tonne de MS. Nous retenons cette valeur. Ainsi, la quantité de l'ammoniac émis est de 0.0047 kg NH₃/kg Ca(OH)₂ rajoutée. A partir de ce coefficient stœchiométrique nous calculerons la masse de l'azote total contenue dans les boues chaulées destinées à l'épandage. Toutefois, une analyse de sensibilité doit être faite lorsque le flux d'ammoniac excèdera la quantité d'ammonium dans les boues.

IV.3.2.2 Stabilisation par digestion

La digestion anaérobie des boues est un processus biologique de dégradation de la matière organique, en l'absence d'oxygène, de l'ordre de 45 à 50% en masse. La digestion anaérobie des boues est une succession de réactions biologiques. Les réactions biologiques sont menées par différentes populations bactériennes en quatre phases simultanément (Figure IV.10) :

- **Hydrolyse** : elle permet de mieux assimiler les matières organiques où des enzymes extra et intracellulaires sécrétées par les bactéries acidogènes (aérobies facultatives ou anaérobies du type *Bacillus...*) dégradent les macromolécules ou polymères (protéines, graisses, glucides, lipides et polysaccharides) en molécules simples ou monomères (acides aminés, acides gras, oses). Dans le cas de la méthanisation des boues, l'étape d'hydrolyse est l'étape qui représente la cinétique la plus lente ;
- **Acidogenèse** : les monomères sont ensuite hydrolysés, par les bactéries acidogènes, en acides gras volatils (acide acétique, lactique, propionique, butyrique, valérique, isovalérique), en alcools (éthanol, glycérol), en ammonium et en hydrogène et dioxyde de carbone ;
- **Acétogenèse** : les bactéries acétogènes autotrophes (anaérobies strictes du type *Clostridium ...*) assimilent une grande partie des acides gras volatils (AGV) à longues chaîne et des alcools et les transforment en acétate. L'autre partie est convertie en hydrogène et dioxyde de carbone ;
- **Méthanogenèse** : les bactéries méthanogènes acétoclastes (anaérobies strictes du type *Archae*) produisent du méthane à partir de l'acétate et les bactéries méthanogènes hydrogénophiles produisent du méthane à partir du dioxyde de carbone et de l'hydrogène.

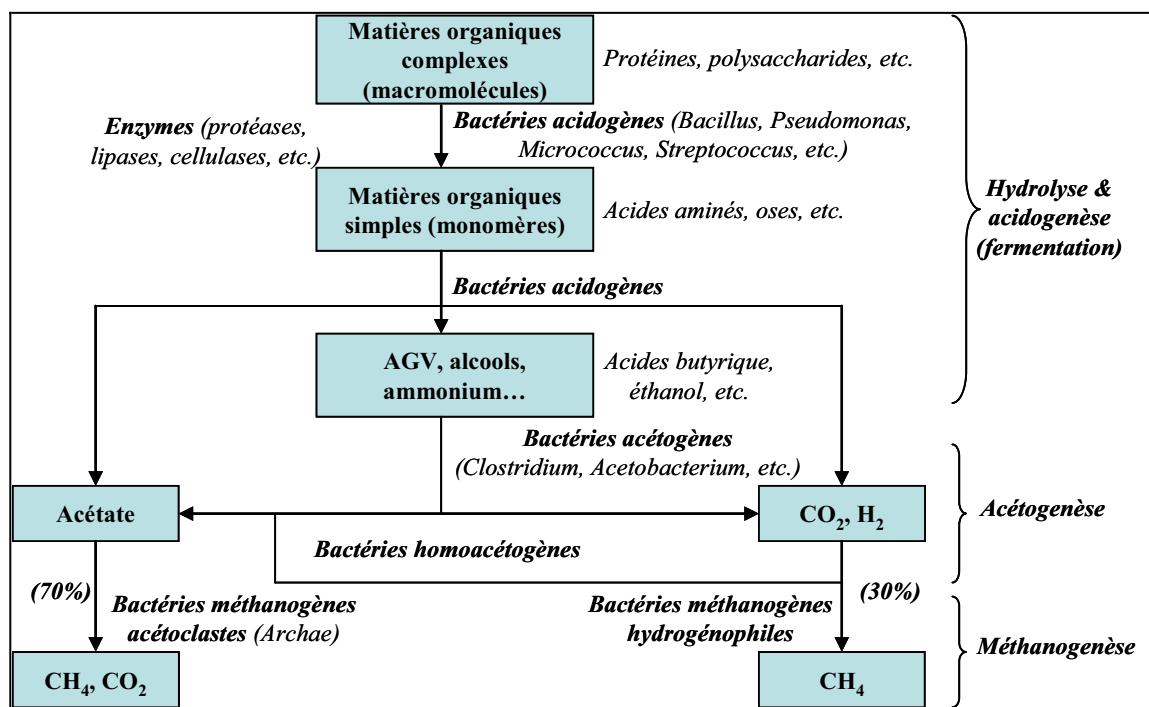


Figure IV.10 : Schéma des voies métaboliques principales de la digestion anaérobie (Gay, 2002)

Appliquée à la boue épaisse, la digestion anaérobie présente plusieurs intérêts : réduction de la masse de boue, stabilisation et hygiénisation partielle des boues et production de biogaz valorisable en chaleur et en électricité. Environ 70-75% du méthane est produit par la voie de l'acétate et 25-30% par la voie de l'hydrogène. Le biogaz issu de la méthanisation contient essentiellement du méthane (55 à 80%) et du CO₂ (20 à 45%).

Une bonne digestion des boues se caractérise par un pH de la masse boueuse compris entre 6.8 et 7.8, une concentration en acides volatils dissous inférieure à 1 g/L et une bonne production de biogaz contenant 70% en volume de méthane (Boeglin, 2000). Le temps de séjour des boues dans le réacteur de digestion dépend de la charge de fonctionnement (exprimée en kg MVS/ m³ j) et de la température de la masse boueuse. En outre, les bactéries méthaniques sont sensibles aussi à la présence de certains cations et toxiques (métaux lourds, sulfures). Le temps de séjour est optimisé pour de meilleures biodégradations des déchets et production de biogaz. Les meilleures conditions de température pour une bonne méthanisation sont réunies dans la zone mésophile entre 33 et 40°C. Le maintien de la température opératoire du digesteur est réalisé généralement par des réchauffeurs de boues alimentés en eau chaude. L'énergie utilisée provient généralement de la combustion du biogaz dans une

chaudière. Elle peut également provenir de la récupération de chaleur de différents procédés (condensation des buées de séchage thermique des boues). C'est ce type de digestion et de système de chauffage qui est retenu ici. Le bioréacteur sélectionné fonctionne à moyenne charge avec un temps de séjour hydraulique de 25 jours. Bien qu'il permette de réaliser une digestion complète de la boue dans un seul réacteur, il nécessite un volume réactionnel assez important. Techniquement, la déshydratation et le séchage sur boues digérées sont plus difficiles que sur boues fraîches. En outre, le traitement des odeurs générées par le séchage des boues digérées est moins important que pour les boues primaires ou secondaires (Gay, 2002).

Face à l'intérêt donné à l'hydrogène comme un vecteur énergétique propre et économique, des études récentes ont permis d'exploiter la digestion anaérobie afin de produire de l'hydrogène au lieu du méthane (Das et Veziroglu, 2001 ; Hallenback et Benemann, 2002 ; Levin et al. 2004). La production d'hydrogène peut être réalisée soit dans un seul réacteur (souvent en batch) en inhibant la phase de méthanogenèse. Seules quelques études ont été menées sur des boues résiduaires activées fraîches et mixtes (Ting et al. 2004 ; Wang et al. 2003), primaires (Kalogo et Bagley, 2008) et sur des eaux usées urbaines brutes (Van Ginkel et al. 2005). La deuxième méthode de la biohydrogénation/méthanisation consiste à réaliser la fermentation en deux réacteurs : séparation entre les phases hydrolyse /acidogenèse/ acétogenèse (productrice d'hydrogène) et la phase de méthanogenèse (formation du méthane) (Benemann et al. 2004 ; Kramer et Bagley, 2004).

- *Modélisation de la digestion anaérobie*

Le modèle de digestion anaérobie utilisé est le modèle BASIC d'Hydromantis. Basé sur des équations de premier ordre de type Monod, le modèle BASIC représente une version modifiée du modèle développé par Andrews (1969) et Andrews et al. (1971). Les modifications apportées dans le modèle BASIC sont les suivants :

- La sensibilité à la température a été considérée pour l'hydrolyse des solides volatils en suspension (MVS ou VSS) et la croissance des organismes méthanogènes (X_{MH}). Pour cela, l'équation d'Arrhenius est utilisée avec une température de base de 35°C.
- L'équilibre chimique a été modifié par l'introduction du modèle pH d'Hydromantis.

- L'introduction des matières particulaires inorganiques inertes (X_{II}). Ces composés ne changent pas dans le digesteur et ils sont introduits pour évaluer seulement leur impact sur les autres processus en aval du digesteur.
- L'introduction de la vitesse de dégradation des substances toxiques.

Le modèle consiste en deux réacteurs, un pour la phase liquide et l'autre pour la phase gazeuse. Les deux sont modélisés comme des réacteurs parfaitement agités. Dans le modèle, seules les étapes d'hydrolyse et de méthanogenèse sont considérées. Ainsi, l'étape d'acétogénèse est omise et l'acidogénèse est intégrée dans l'hydrolyse des MVS. Dans le modèle BASIC, l'hydrolyse des MVS ne fait intervenir aucun microorganisme. Elle produit les AGV représentés par la variable d'état S_{LF} , le carbone totale soluble représentée par la variable d'état S_{CO_2T} et l'ammonium total (ionique et non-ionique) représenté par la variable d'état S_{NH} . Les microorganismes méthanogènes (X_{MH}) utilisent les S_{LF} et l'ammonium (S_{NH}) pour synthétiser leurs cellules et produisent du carbone total soluble (S_{CO_2T}) et du méthane (S_{CH_4}). Le modèle considère les AGV libres (S_{LFN}) comme substrat et intègre l'inhibition pour les changements en S_{LFN} et en S_{NH} . On suppose que la solubilité du méthane est négligeable et donc il est transféré directement vers la phase gazeuse. Le carbone total soluble (S_{CO_2T}) est considéré comme étant constitué d'acide carbonique (H_2CO_3), de bicarbonates (HCO_3^-) et de carbonates (CO_3^{2-}). Le transfert du CO_2 de la phase liquide vers la phase gazeuse est modélisé par une équation standard de transfert de matière. Le dioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4) sont supposés suivre la loi des gaz parfait. Seuls les processus de croissance des méthanogènes et l'hydrolyse des MVS sont affectés par la température. Chacune des concentrations en S_{LF} et en S_{NH} est subdivisée en partie libre et ionique. Les concentrations des parties ioniques et des composants du carbone total soluble sont calculées à partir du modèle du pH et des constantes de dissociation (prises par défaut). Une hypothèse préalable considère que 90% des MVS en sortie du digesteur sont inertes et que la concentration des S_I est prise par défaut à 500g/m^3 , sans que ces fractions ne soient considérées dans les mécanismes réactionnels.

Les mécanismes réactionnels pris en compte par le modèle BASIC sont schématisés dans la Figure IV.11. Une description du modèle est donnée dans l'ANNEXE IV.8.

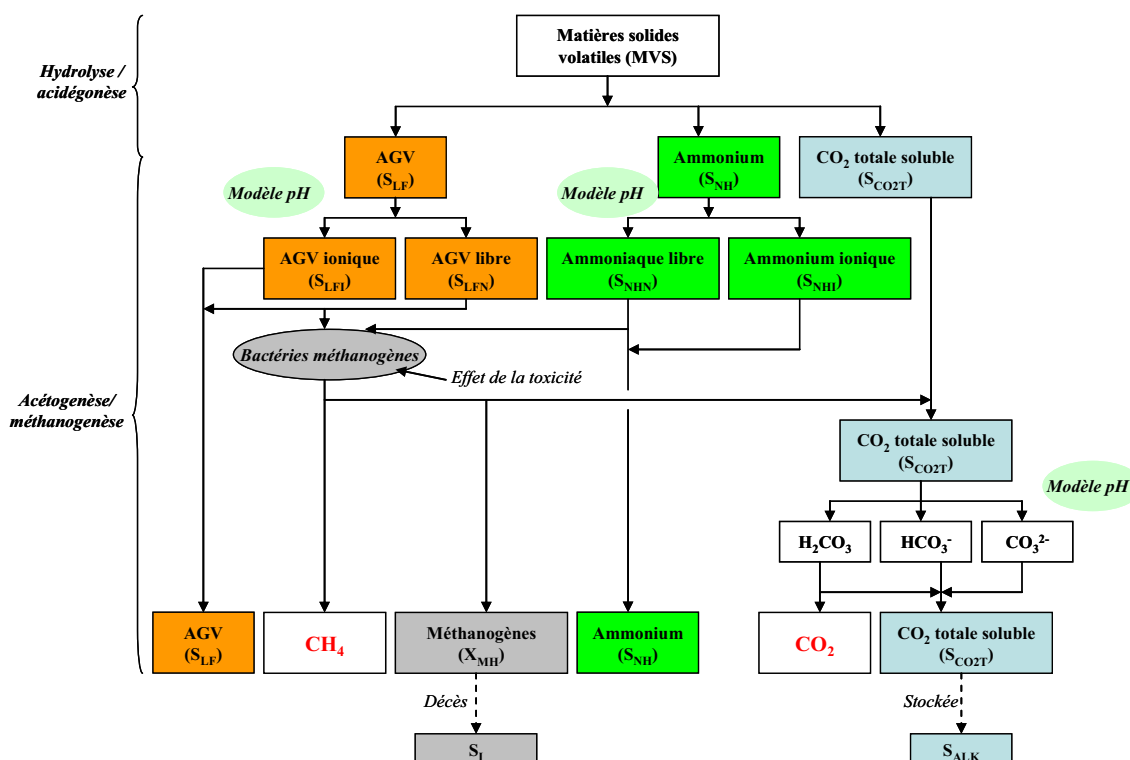


Figure IV.11 : Mécanismes réactionnels pris en compte par le modèle BASIC

Nous remarquons que le modèle de digestion anaérobie considère que la concentration du phosphore total (P_T) reste constante tout au long du digesteur. De plus, la totalité du phosphore total est convertie en phosphore soluble. Les concentrations du phosphore organique particulaire et soluble sont calculées à partir de celle des MVS et du coefficient stœchiométrique de conversion (0.021). Enfin, la concentration du phosphore soluble est déduite de la concentration du phosphore total.

Par ailleurs, l'utilisation du modèle de précipitation chimique du phosphore avec le modèle du digesteur peut être critique. Les produits de précipitation ($FePO_4$ et $Fe(OH)_3$) ne sont pas pris en compte par le modèle du digesteur anaérobie et leurs concentrations sont annulées.

IV.3.3 Conditionnement et déshydratation des boues (centrifugation)

La déshydratation représente la deuxième étape de réduction du volume des boues préalablement épaissies et éventuellement stabilisées. Cependant, la présence dans les boues urbaines d'une fraction élevée de colloïdes organiques ou minéraux à caractère hydrophile, nécessite un conditionnement chimique ou thermique au préalable avant de bien séparer la fraction solide du liquide à l'aide de l'énergie mécanique.

IV.3.3.1 Conditionnement des boues

Le conditionnement a pour rôle de rompre la stabilité colloïdale des boues en appliquant des techniques de conditionnement chimique ou thermique, ou leurs combinaisons. Il convient à noter que le type de chaque conditionnement dépend de la technique de déshydratation que l'on veut adopter. Nous utilisons un conditionnement chimique avec une centrifugation dans le cas d'étude.

Le conditionnement chimique est réalisé soit par des électrolytes minéraux à polycations, soit à l'aide de polymères de synthèse. Les électrolytes minéraux comme les sels ferriques (FeCl_3 , FeSO_4Cl , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) et d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, AlCl_3) sont conjointement utilisés avec la chaux. Ils rompent la stabilité colloïdale des boues par simple neutralisation des charges électriques des colloïdes (annulation de leur potentiel zêta par un processus de coagulation). Ils sont les plus couramment utilisés dans la déshydratation des boues organo-colloïdales par filtration sous vide ou sous pression élevée. Les polymères de synthèse font intervenir deux modes d'actions différents, selon le caractère ionique de leurs groupements actifs en solution aqueuse (neutre, cationique ou anionique). Les polymères cationiques agissent comme les électrolytes minéraux et sont utilisés pour l'essorage centrifuge des boues organiques (avec des doses de 3 à 8 kg de produit sec par tonne de matières sèches). Les polymères neutres et anioniques déstabilisent les boues par floculation et sont adaptables aux boues minérales à caractère hydrophobe ou hydrophile. Ils sont utilisés pour l'essorage par filtration ou centrifugation avec des doses comprises entre 0.5 et 3 kg de produit sec par tonne de MS).

IV.3.3.2 Déshydratation des boues

Elle constitue une étape majeure de la filière de traitement des boues car la siccité obtenue est un paramètre déterminant pour les procédés en aval de la chaîne de traitement. Elle consiste à une élimination plus au moins poussée de leur humidité résiduelle afin de les amener à l'état solide ou à une siccité minimale de 18 à 20% en masse de MS (état pelletable). Le rendement de l'opération dépend aussi de la nature et des caractéristiques physico-chimiques des boues. Il existe deux familles de techniques de déshydratation : naturelle et mécanique (par filtration ou centrifugation). Dans le cas d'étude, nous utilisons une déshydratation dynamique par centrifugation. La centrifugation est adaptée aux boues urbaines difficiles à traiter qui y sont déshydratées sous l'effet de la force mécanique centrifuge. Les performances de ces

technologies dépendent de la qualité des boues, des dimensions des centrifugeuses et du conditionnement appliqué. La centrifugation est compacte et hygiénique au niveau du travail (enceinte fermée). Cependant, elle fournit un gâteau de faible consistance avec des coûts d'exploitation, en énergie et en réactifs, élevés par rapport aux techniques de filtration (Boeglin, 2000).

- Modélisation de la centrifugation

Le modèle utilisé pour le dimensionnement de la centrifugeuse est le modèle SIMPLE de GPS-X. Ce modèle fixe une concentration minimale des boues (X_{\min}) en-dessous de laquelle la centrifugeuse ne fonctionne plus. La concentration des solides dans les retours en tête est calculée à partir de la performance de capture des solides (en %) (Equation IV.12).

$$X_{\text{sortie}} = \left(1 - \frac{f_{\text{solides}}}{100}\right) \times X_{\text{entrée}} \quad (\text{IV.12})$$

où X_{sortie} (g/m^3) est la concentration des solides dans les retours en tête, $X_{\text{entrée}}$ (g/m^3) la concentration des solides dans l'entrée et f_{solides} (%) la performance de capture des solides.

La concentration des matières solides dans le gâteau est calculée à partir du contenu en matière sèche dans les boues.

$$X_{\text{boues}} = 10000 \times MS_{\text{boues}} \quad (\text{IV.13})$$

où X_{boues} (g/m^3) est la concentration des solides dans le gâteau et MS_{boues} (%) le contenu en matière sèche dans le gâteau.

Le contenu en matière sèche dans les boues (MS_{boues}) est une fonction de la capacité de traitement des boues (λ) (compris entre 0 et 1), du dosage en polymère (C_{poly}) (en g/m^3) et des performances de l'unité pour un dosage optimal en polymère (C_{Dopt}) (en g/m^3). Ainsi, la siccité des boues est comprise entre deux valeurs : une siccité minimale (MS_{\min}) (en %) correspondant à un traitement difficile des boues sans dosage de polymère et une siccité maximale (MS_{\max}) (en %) correspondant un traitement facile des boues à un dosage optimal de polymère. La siccité des boues correspondant à un traitement difficile des boues à un dosage optimal en polymère (MS_{DDopt}) (en %) a été aussi définie. Cette dernière est comprise entre MS_{\min} et MS_{\max} . La siccité des boues (MS_{boues}) est donnée par l'Equation IV.14.

$$MS_{boues} = MS_{min} + (MS_{max} - MS_{DDopt}) \cdot \lambda + \frac{(MS_{DDopt} - MS_{min})}{C_{Dopt}} \cdot C_{poly} \quad (IV.14)$$

Dans la simulation, nous varions seulement le dosage en polymère (C_{poly}) et nous gardons les valeurs par défaut des autres paramètres. Les débits des retours en tête et du gâteau peuvent ainsi être déduits des deux équations suivantes :

$$Q_i X_i = Q_0 X_0 + Q_{boues} X_{boues} \quad (IV.15)$$

$$Q_i = Q_0 + Q_{boues} \quad (IV.16)$$

où Q_i , Q_0 , Q_s (m^3/j) sont respectivement les débits de la charge entrante, des retours en tête et du gâteau.

Le modèle considère les mêmes hypothèses que le modèle de décantation primaire quant au calcul des concentrations des variables d'état solubles et particulières. Les débits des retours en tête par rapport à celui de l'influent est 0.2-0.5% pour la déshydratation (Henze et al. 2002).

IV.4 Valorisation du biogaz de la digestion anaérobie dans le séchage des boues

Le séchage consiste à évaporer l'eau contenue dans la boue déshydratée pour atteindre des siccités élevées pouvant aller jusqu'à 85-90%. Il répond à quatre objectifs : réduire le volume de boue, augmenter le pouvoir calorifique de la boue avant incinération, stabiliser, voire stériliser et hygiéniser la boue. Il permet aussi d'améliorer la texture de la boue avant épandage sous forme de granulés. Il existe plusieurs types de sècheurs : sècheur thermique indirect (séchage par conduction), sècheur thermique direct (séchage par convection), sècheur thermique mixte (séchage par convection et conduction), séchage naturel à l'énergie solaire, séchage thermique par compression mécanique de vapeur.

Le type de sècheur devra être choisi en fonction du type des boues, de la destination finale (agriculture, sylviculture, mise en décharge ou incinération) et de la qualité du produit final (siccité, degré de stabilisation, degré d'automaticité, état physique et structure). En général, une siccité de 80-90% est exigée pour la valorisation agricole, de 35-45% pour l'incinération et 60% pour la co-incinération avec les ordures ménagères. Le séchage solaire, occupant de grandes surfaces, est réservé à de petites et moyennes installations. Le séchage thermique est

coûteux en investissement et en exploitation (énergie thermique et électrique). Il n'est donc intéressant que dans les grandes stations équipées d'une unité de déshydratation mécanique poussée, et produisant une source de chaleur (biogaz de digestion, incinération). Dans le cas d'étude, le biogaz produit par le digesteur anaérobie est valorisé dans le séchage thermique des boues déshydratées. De plus, les boues digérées sont techniquement plus faciles à sécher que les boues primaires ou les boues biologiques fraîches. La digestion anaérobie permet de réduire le PCI des boues, donc les risques de départ de feu et d'explosion pendant le séchage thermique. De plus, le traitement d'odeurs générées par le séchage (thermique ou solaire) des boues digérées est moins conséquent que les autres types de boues (Gay, 2002).

Nous retenons le séchage thermique direct par convection dans le cas d'étude. Dans ce type de sécheur, un fluide chaud en contact direct avec les boues permet d'évaporer et de transporter la vapeur d'eau. Nous comparons deux types de sécheurs directs par convection, inspirés des travaux de Fitzpatrick and Lynch (1995) et Fitzpatrick (1998). Le premier (S1) consiste à utiliser les produits de combustion du biogaz directement pour le séchage. Le deuxième sécheur (S2) consiste à utiliser une vapeur surchauffée, chauffée par les produits de combustion, pour le séchage des boues. La modélisation des deux sécheurs est donnée dans l'ANNEXE V.2. Le premier sécheur nécessite des volumes de gaz importants nécessitant des installations de traitement d'air imposantes (poussières, tour de lavage,...). Toutefois, nous ne modélisons que les processus thermiques.

IV.5 Valorisation agricole des boues

Le module d'épandage agricole contient trois sous-systèmes : le transport, le stockage et l'épandage des boues. Nous ne considérons pas le dioxyde de carbone émis lors de l'épandage car nous n'avons que la DCO et non la quantité du carbone en COT. De plus, l'impact environnemental de la DCO sur le sol n'est pas considéré.

- *Transport des boues*

L'impact environnemental du transport dépend essentiellement des émissions de combustion de carburant. Trois paramètres conditionnent cet impact : le type de véhicule, la distance parcourue et la quantité du produit transporté. La distance raisonnable entre le site de traitement et la surface agricole d'un point de vue économique n'excède pas les 50 km (Renou, 2006). De plus, pour cette distance, les flux de l'inventaire ayant une contribution

dans les impacts locaux et régionaux peuvent être agrégés. Le transport des boues est supposé être effectué par camion et le carburant utilisé est supposé être du gazole. La valeur adoptée est de 0.0635 kg de gazole pour le transport d'une tonne de boue sur 1 km (OFEFP, 1998)¹⁷. Une analyse de sensibilité peut être faite sur la distance de transport des boues et sur le carburant.

- *Stockage des boues*

Un silo à boue est nécessaire pour stocker les boues stabilisées avant l'épandage. La phase dite de stockage prend en compte la consommation des équipements tels que pompe, vis silo, bande transporteuse extracteur, utilisés généralement pour alimenter et extraire les boues du silo (Suh, 2002). Nous retrouvons dans la littérature une valeur de 58.5 kWh/ tonne de boues stabilisées (Schierholt, 1998). Etant donné que l'énergie électrique consommée dépend de la consistance des boues, nous ne considérons pas cette valeur. Durant le stockage des boues, l'évaporation de l'ammoniac est réalisée. Nous prenons la valeur de 0.25% de l'azote total initial dans les boues du travail de Bengtsson et al. (1997).

- *Épandage agricole des boues*

L'impact environnemental de la phase d'épandage est causé par deux processus :

- Impacts des flux contenus dans les boues sur le sol : éléments traces métalliques et organiques, éléments nutritifs (NTK, N-NH₄⁺, P₂O₅, K₂O), matières organiques (DCO, DBO₅) et matières minérales (CaO, MgO...);
- Impacts des flux dégagés des boues durant l'épandage comme l'azote gazeux du phénomène de dénitrification et le dioxyde de carbone et le méthane par le phénomène de fermentation ;
- Impact du processus de l'épandage causé par la combustion de carburant durant les déplacements du tracteur.

L'impact des éléments nutritifs est évalué souvent par expansion des frontières du système et l'utilisation du concept des charges évitées. La méthode d'allocation consiste à soustraire du

¹⁷ Généralement, l'évaluation de la quantité de carburant nécessaire au transport est basée sur la masse des marchandises transportées (sans tenir compte du volume).

bilan environnemental total du scénario, les charges environnementales causées par la production des engrais synthétiques qui ont le même effet fertilisant que les boues. En effet, l'effet fertilisant des boues est considéré comme une substitution indirecte des engrais synthétiques. Toutefois, nous jugeons que l'utilisation du concept de la charge évitée n'est pas appropriée. L'agrégation des flux directs (signe positif) et les flux indirects (signe négatif) pourrait résulter en un impact total du scénario négatif. En réalité, l'épandage agricole n'évite pas les impacts environnementaux causés par l'étape de traitement. Afin d'évaluer l'effet indirect, nous considérons le critère d'évitement qui est calculé de la façon suivante :

$$C_{\text{evit}} = \frac{\text{Impact évité}}{\text{Impact scénario} + \text{Impact évité}} \quad (\text{IV.17})$$

Où l'Impact évité représente l'impact causé par la production de la quantité des engrais azotés et phosphorés équivalent à celle contenue dans les boues. L'Impact scénario représente l'impact total causé par les opérations de traitement des eaux usées et des boues. Nous rajoutons aussi l'effet calcique des boues chaulées. Ainsi, l'effet indirect de substitution de la production de la chaux éteinte est considéré par le critère d'évitement.

L'apport nutritif et calcique des boues est calculé en fonction du rendement d'accumulation des plantes en comparaison avec les engrais synthétiques. Il est estimé à 61% pour l'azote et 70% pour le phosphore (Bengtsson et al. 1997). Houillon et Jolliet (2005) utilisent une quantité de 200 kg de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pour une utilisation de 400 kg de CaO /tonne de MS. Nous avons ainsi calculé le ratio de 0.38 de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ évitées. Sur cette base, nous calculons la quantité des produits synthétiques évitée. Toutefois, étant donné que l'apport nutritif des boues n'est pas toujours équilibré, la quantité des boues à épandre est estimée par rapport à la plus grande masse de nutriments contenus dans les boues. La différence des autres nutriments doit être compensée par des produits synthétiques. Par exemple, comme la quantité de potassium dans les boues ne peut pas être estimée, elle doit être rajoutée entièrement comme de l'engrais synthétique. Dans le cas d'étude, l'effet du potassium ne sera pas considéré.

Les modèles utilisés dans la simulation nous informent seulement sur la quantité de DCO, NTK, N-NH_4^+ , du phosphore soluble et du phosphore total contenus dans les boues stabilisées. Par conséquent, on ne peut pas évaluer l'impact du potassium et des éléments minéraux. De plus, il n'existe pas de modèle pour quantifier la quantité des métaux lourds et

des éléments traces organiques en sortie des STEP. Par conséquent, les valeurs seuils de la réglementation française (Arrêté du 8 janvier 1998) sont utilisées pour juger de l'impact des éléments traces métalliques et organiques contenus dans les boues stabilisées. Cette méthode, souvent utilisée (Suh, 2002 ; Renou, 2006), est subjective car la quantité des métaux lourds dans les boues varient en fonction des caractéristiques des eaux usées en entrée, des technologies de traitement utilisées et de leurs performances.

Durant l'épandage des boues, l'azote gazeux est émis à cause du phénomène de dénitrification. Nous prenons la valeur de la littérature de 0.25% de l'azote de total initial dans les boues (Bengtsson et al. 1997).

Les informations nécessaires pour la constitution du module de l'opération d'épandage sont :

- La quantité des nutriments et de chaux éteinte nécessaire par hectare ;
- La quantité des nutriments et de monoxyde de calcium contenue dans les boues ;
- Le type de tracteur utilisé dans l'épandage.

Après le calcul de la quantité d'ammoniac et de l'azote gazeux émis, nous pourrions déduire la quantité d'azote restante dans les boues. En fonction de la culture, nous pouvons estimer la quantité de MS à épandre par hectare (m_h en tonne/ha.). En fonction du tonnage annuel des boues (m en tonne/an) nous pouvons estimer le nombre d'hectares épandus annuellement (S en ha./an). A partir de ceux-ci et de la largeur de l'épandage (l en m) nous pouvons estimer la distance à parcourir par le tracteur (L en km) (Equation IV.18) (Renou, 2006).

$$L = \frac{S}{l} = \frac{m}{m_h l} \quad (\text{IV.18})$$

Sur la base de l'apport nutritif et calcique des boues, nous calculons la quantité de boues à épandre par hectare. Dans les bases de données, on peut trouver les flux d'inventaire des tracteurs par km de distance parcourue.

Dans le présent cas d'étude, nous n'avons pas une utilisation agricole particulière en vue. Afin d'estimer la quantité de gazole consommée, nous utilisons le modèle du travail de Suh (2002). L'auteur utilise une relation donnant le ratio entre les quantités de gazole consommées durant

les trois processus du traitement final (Equation IV.19). La quantité consommée de gazole par un camion de capacité de 16 tonnes durant le transport est de 0.0635 kg/tkm :

$$m_{Transport} : m_{stockage+reprise} : m_{épandage} = 45 : 10 : 25 \quad (IV.19)$$

Ainsi, à partir de la masse des boues et de la distance parcourue nous pouvons calculer la quantité du gazole consommée dans le transport et donc déduire la quantité de carburant consommée durant les périodes de stockage, reprise et épandage. Cependant, Suh (2002) ne précise pas la valeur agronomique des boues. Nous pensons qu'une analyse de sensibilité doit être faite pour évaluer les résultats des deux méthodes.

V. CONCLUSION

Une bonne gestion de la ressource en eau en milieu urbain est liée à une meilleure stratégie de gestion des eaux usées résiduaires avec une vision globale qui prône le développement durable. Celle-ci implique une bonne gestion des milieux aquatiques en les maintenant dans un bon état écologique et chimique. Il implique également le recyclage de l'eau épurée et des sous-produits dans l'anthroposphère et la maximisation de l'éco-efficacité. Par exemple, l'eau épurée pourrait être utilisée pour l'irrigation des jardins publics ou pour une utilisation industrielle. Les boues résiduaires peuvent être valorisées dans le secteur industriel ou agricole. Il convient de noter que la destination finale des boues conditionne le type de traitement de la filière boue et de la filière eau. Par conséquent, nous pouvons trouver une multitude de configurations et de chaînes de traitement. Le choix de la meilleure chaîne de traitement doit faire intervenir non seulement des considérations d'ordre technique, économique mais aussi environnemental. Ainsi, la protection de l'environnement vis-à-vis des systèmes d'assainissement ne devrait plus être abordée d'une manière cloisonnée. La stratégie devrait considérer la réduction des impacts environnementaux et des ressources naturelles sur l'ensemble du cycle de vie du projet.

Dans les chapitres précédents, nous avons montré le potentiel de la méthode d'Analyse de Cycle de Vie Exergétique à analyser et à comparer les différentes stratégies en matière d'impacts environnementaux, de CExC et d'efficacité exergétique, avec une approche systémique. Dans ce chapitre, la méthodologie a été cadrée pour le domaine de gestion des eaux usées urbaines. Elle sera ensuite utilisée pour évaluer l'éco-efficacité d'un cas d'étude non-existant (étude *a priori*). Les modules du cas d'étude ont été réalisés à partir d'outils de simulation et des données estimées de la littérature. Ainsi, la méthodologie sera utilisée pour juger de l'éco-efficacité d'une STEP intégrant une digestion anaérobie en matière d'autonomie d'énergie et de recyclage des boues en agriculture. Cette STEP sera comparée avec une autre qui intègre le chaulage des boues au lieu de la digestion anaérobie. Les résultats seront montrés et discutés dans le chapitre suivant.

CHAPITRE V
ETUDE DE CAS D'ACVE DES STEP

« *On a fait de l'eau la source de
toute vie* »

Saint Coran

NOMENCLATURE

AEE	Facteur d'Auto-suffisance en Energie Electrique (-)
AET	Facteur d'Auto-suffisance en Energie Thermique (-)
S1	Sécheur direct à gaz
S2	Sécheur direct à vapeur surchauffée
DMCI1	Scénario D avec une valorisation du biogaz en MCI et le séchage des boues
DMCI2	Scénario D avec une valorisation du biogaz en MCI et sans le séchage des boues
H.Ex.B	Echangeur de chaleur entre les gaz du brûleur et la vapeur surchauffée
H.Ex.C	Echangeur de chaleur entre les gaz du MCI et la vapeur surchauffée
H.Ex.E	Echangeur de chaleur au niveau du circuit de refroidissement du bloc moteur du MCI
H.Ex.G	Echangeur de chaleur entre les gaz du brûleur et l'eau de chauffage du digesteur
H.Ex.S	Echangeur de chaleur entre l'eau de chauffage et les boues entrantes dans le digesteur
MCI	Moteur à combustion interne
Scén. C	Scénario avec une stabilisation des boues par chaulage
Scén. D	Scénario avec une stabilisation des boues par digestion anaérobie
Scén. DB1	Scénario D avec le sécheur S1
Scén. DB2	Scénario D avec le sécheur S2
TE	Traitement dans la file eau
TB	Traitement dans la file boue
TFB	Traitement finale des boues (par épandage agricole)
VS	Vapeur Surchauffée

I. ACVE DE LA DIGESTION ANAEROBIE

I. 1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

I.1.1 Définition des objectifs

La finalité de cette étude de cas est de montrer l'importance du traitement biologique « par digestion anaérobie » des boues dans le bilan environnemental global du procédé. Ainsi, l'objectif est de comparer la digestion anaérobie « scénario D » avec la stabilisation à la chaux « scénario C », considérée comme scénario de référence. La conception peut être basée sur deux cahiers des charge différents, c'est-à-dire avec ou sans digesteur et cela aura un effet sur les dimensions des ouvrages notamment celles du réacteur biologique de la filière « eau ». Néanmoins, le dimensionnement est basé en premier lieu sur une STEP contenant un digesteur anaérobie. Ensuite, le digesteur est enlevé et seuls les paramètres opératoires seront modifiés.

L'objectif est aussi d'estimer l'effet du séchage des boues à partir de la valorisation du biogaz produit par le digesteur anaérobie. Pour ceci, deux méthodes de séchage des boues sont comparées : un sécheur direct à gaz (S1) et un sécheur direct à vapeur surchauffée avec un mode purge (S2). L'objectif est de montrer l'intérêt de l'irréversibilité comme critère de sélection.

Enfin, l'objectif est de quantifier le potentiel de recyclage des nutriments, contenus dans les eaux usées, dans la boucle (C-N-P) via l'épandage agricole.

Les scénarii sont évalués par la méthode ACVE, c'est-à-dire sur la base des impacts environnementaux potentiels et de l'exergie investie (CExC) à l'intérieur des frontières des systèmes et de l'irréversibilité du système principal. Afin de procéder aux différentes améliorations, l'analyse de contribution des sous-systèmes et des flux est effectuée.

I.1.2 Définition du champ de l'étude

I.1.2.1 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF) correspond au traitement du volume d'eau usée urbaine générée par un habitant en France pendant une année, à partir d'une « production » journalière de 200 litres (soit 73 m³/an). Une analyse de sensibilité entre le traitement de cette eau usée

concentrée avec celui d'une eau usée modérément chargée (correspondant à une production de 300 litres/jour par équivalent-habitant) à flux entrant égal sera également présentée.

I.1.2.2 Frontières des systèmes

Seule la phase d'opération de la STEP est prise en compte dans l'étude. Elle tient compte du traitement des eaux résiduaires et de la stabilisation des boues (système principal), de la production de l'électricité utilisée (évaluée selon le mix-énergétique français), de la fabrication des produits chimiques (polymère, chaux, chlorure ferrique, méthanol), du séchage ou du chaulage de boues et de l'épandage (destination finale de boues). Dans le scénario « D », la valorisation du biogaz produit par le digesteur est considérée sur site dans un brûleur conventionnel adiabatique pour sécher les boues. La destination finale des boues rassemble le transport des boues (avec des camions diesel d'une capacité de 16 t.km sur une distance de 30 km), le stockage des boues et leur épandage. La consommation de gazole durant ces trois étapes ainsi que les émissions directes durant les étapes de stockage et d'épandage sont prises en compte. De plus, les métaux lourds contenus dans les boues sont également considérés. Le transport des produits chimiques vers la STEP est pris en compte pour une distance de 50 km avec des camions diesel d'une capacité de 16 t.km. Le traitement des odeurs, les nuisances sonores et la surface au sol utilisée ne sont pas pris en compte, de même que l'énergie consommée pour pomper les eaux usées depuis la fosse de réception. La consommation électrique des pompes, et des ventilateurs liés au système de chauffage et de séchage n'est pas considérée. Nous ne considérons pas non plus les aspects de maintenance des appareils et des ouvrages. Les frontières des systèmes sont présentées dans la Figure V.1.

L'exergie investie (CExC) est calculée selon la méthode de Lombardi (2000) (CHAPITRE III §IV.2.1) pour les frontières des systèmes sélectionnées. L'irréversibilité est calculée pour le système principal composé des unités de traitement des eaux usées et des boues, du brûleur, des échangeurs de chaleur et des sécheurs. La température de l'environnement est supposée être de 20°C. L'irréversibilité structurelle des échangeurs de chaleur et celle liée aux pertes de charge ne sont pas considérées. Elles sont supposées négligeables par rapport aux changements de température et de composition.

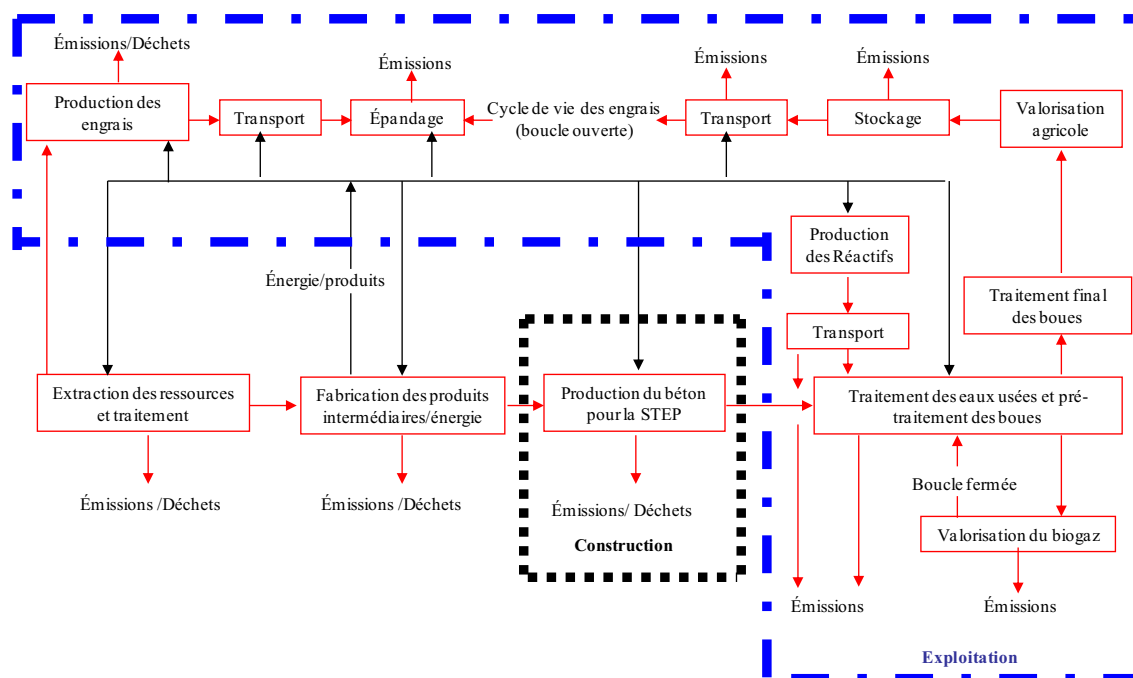


Figure V.1 : Frontières des systèmes de l'étude de cas

I.1.2.2 Types des données et leur collecte

L'ensemble de la STEP est simulé à l'aide du logiciel GPS-X version 4.0.2 (Hydromantis, Hamilton, Canada). Les modèles utilisés pour chaque unité sont décrits dans le CHAPITRE IV (§IV.1-3). Nous gardons le même modèle utilisé dans le réacteur biologique à boues activées « NewGeneral » pour les deux scénarii « D » et « C ». Le chaulage des boues dans le scénario « C » et le séchage des boues dans le scénario « D » sont décrits dans le CHAPITRE IV (§IV.3.2.1 et §IV.4). L'inventaire de production de l'électricité en France et du gazole est pris dans la base de données BUWAL250 du logiciel SimaPro 6.0 (PréConsultants, Amersfoort, NL) (Goedkoup, 2003). L'inventaire du polymère ajouté lors de la centrifugation des boues, le chlorure ferrique et le méthanol sont repris du travail de Bengtsson et al. (1997). Le module d'épandage agricole des boues est décrit dans le CHAPITRE IV (§IV.5).

Les impacts ont été estimés avec SimaPro 6 à partir de la méthode CML 2 Baseline 2001. Une comparaison entre les résultats finaux de cette méthode et ceux de la méthode Eco-Indicateur 99 sera également présentée.

L'analyse exergétique de la STEP est réalisée selon la méthode décrite dans le CHAPITRE IV (§III.2) et elle est décrite pour les scénarii étudiés en ANNEXE (V.2). La CExC est calculée selon la méthode décrite au CHAPITRE III (§IV.2.1). Une correction a été calculée pour

l'exergie chimique à 20°C selon la méthode décrite dans le CHAPITRE III (§II.3.5.5). L'exergie chimique du polymère est prise égale à 15.2 kJ/g (Hellström, 2003) et celle de la matière organique de 13.6 kJ/g DCO (Tai et al. 1986). L'analyse exergétique du digesteur est basée sur les caractéristiques thermiques reprises du travail de Zupančič et Roš (2003). L'analyse exergétique des sécheurs est basée sur les caractéristiques thermiques prises des travaux de Fitzpatrick et Lynch (1995) et Fitzpatrick (1998). Nous considérons l'enthalpie de dévaluation au lieu de l'enthalpie de formation afin de respecter la compatibilité entre le bilan enthalpique et exergétique.

I.2 Analyse de l'inventaire

I.2.1 Description des systèmes

Les scénarii, dimensionnés pour 100 000 équivalent-habitants, comportent chacun une filière de traitement des eaux et une filière de traitement des boues (Figures V.2-4).

La filière de traitement des eaux est composée des unités suivantes disposées en série : décanteur primaire (forme circulaire), bassin biologique à boues activées comportant une zone d'anoxie suivie d'une zone aérobie, déphosphatation chimique (chlorure ferrique) (forme circulaire), clarificateur (forme circulaire). Le réacteur biologique est représenté par une cascade de réacteurs parfaitement agités, chacun pouvant fonctionner en anaérobiose, en anoxie ou en aérobie. Le réacteur à flux piston est souvent conçu comme un réacteur rectangulaire (Henze et al. 2002). Le méthanol est rajouté comme source de carbone externe pour améliorer la performance de la dénitrification. Il permet d'assurer une concentration suffisante en substrat rapidement biodégradable (S_S) pour la dénitrification. L'oxygénation des zones aérées du réacteur ainsi que le brassage dans les zones non aérées et le recyclage de la liqueur mixte nécessitent la fourniture d'électricité. Le réacteur à boues activées est conçu pour une température environnementale de 20°C. Les boues récupérées au fond du clarificateur sont en grande partie recyclées en tête du bassin biologique. L'électricité est aussi nécessaire pour l'extraction des boues primaires et des boues en excès, et pour le recyclage des boues. Les unités sont décrites en détail dans le CHAPITRE IV (§IV.2).

La filière de traitement des boues est différente selon les scénarii. Dans les deux cas, les boues activées en excès sont envoyées, comme celles issues du décanteur primaire, vers un épaisseur.

Dans le scénario chaulage « C » (Figure V.2), les boues épaissies sont centrifugées avec ajout de polymère jusqu'à une siccité de 21%. Les boues déshydratées sont ensuite chaulées par ajout de 300 kg de chaux éteinte par tonne de matières sèches. Le module de chaulage des boues est décrit dans le CHAPITRE IV (§IV.3.2.1).

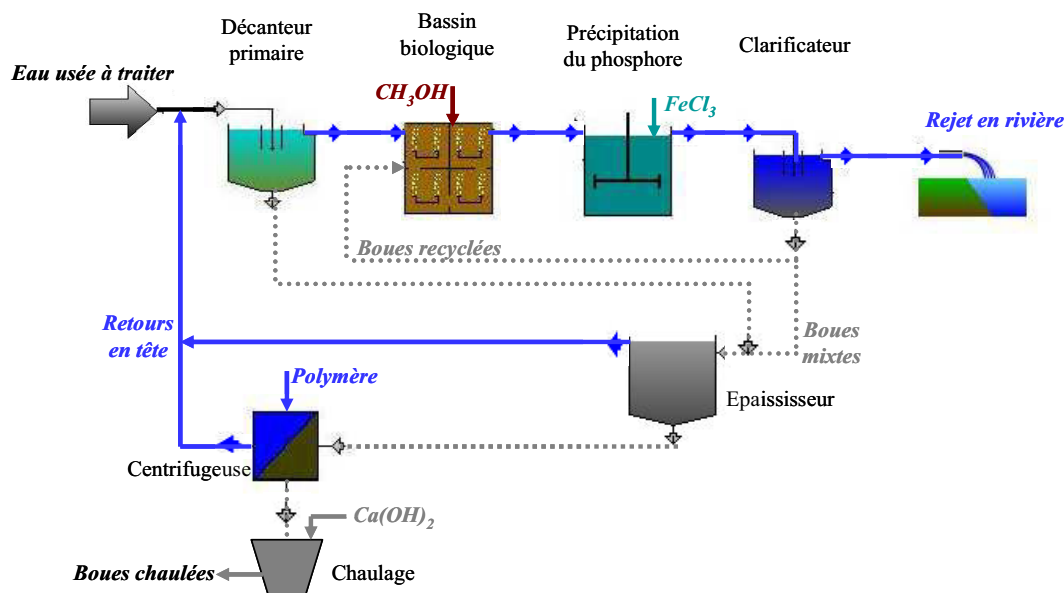


Figure V.2 : Schéma du scénario chaulage « C »

Dans le scénario digesteur « D » (Figure V.3-4), les boues épaissies sont dirigées vers un digesteur anaérobie (forme cylindrique). Le biogaz produit par cette unité (mélange de méthane et de gaz carbonique) est utilisé pour maintenir la température du digesteur anaérobie à 35°C, d'une part, et d'autre part pour le séchage des boues digérées, après leur déshydratation dans une centrifugeuse avec ajout de polymère. L'électricité est nécessaire pour l'extraction des boues épaissies, le brassage du digesteur et le fonctionnement de la centrifugation.

Nous supposons que CO_2 n'intervient pas dans les processus de combustion et il est ajouté aux produits en sortie du brûleur. Nous utilisons un excès d'air de 30% et tout le biogaz est supposé être brûlé. Pour ce scénario, les boues sont déshydratées jusqu'à une siccité de 30%. Le séchage est dimensionné pour les amener à une siccité de 97%. Deux sécheurs sont étudiés : un sécheur direct par gaz de combustion « scénario DB1 » (Figure V.3) et un sécheur direct par vapeur surchauffée en mode purge « Scénario DB2 » (Figure V.4). Les configurations des deux sécheurs et des systèmes de chauffage du digesteur sont prises de la littérature (Fitzpatrick et Lynch, 1995 ; Fitzpatrick, 1998).

Dans le scénario « DB1 », une partie des produits de combustion sert à sécher les boues centrifugées, et l'autre partie sert à maintenir la température du digesteur via deux échangeurs de chaleur « gaz-eau » (H.Ex.G) et « eau-boue » (H.Ex.S). La partie excédentaire des produits de combustion est supposée être rejetée dans l'atmosphère à la température de combustion (Figure V.3).

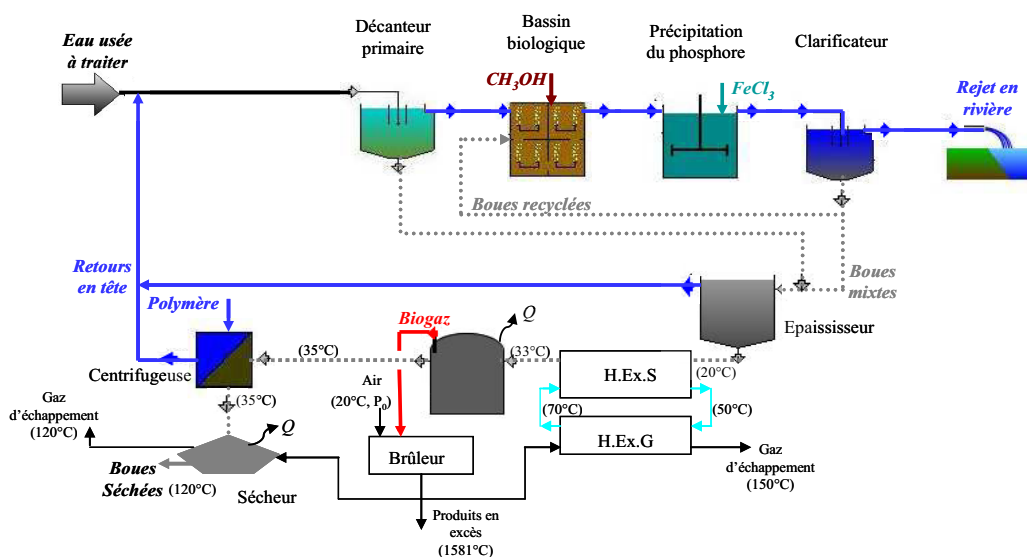


Figure V.3 : Schéma du scénario digestion anaérobie avec le sécheur S1 « DB1 »

Dans le scénario « DB2 », une partie des produits de combustion sert à chauffer de la vapeur surchauffée (VS) recyclée du sécheur jusqu'à une température de 319°C dans un échangeur de chaleur (H.Ex.B), la partie restante étant supposée être rejetée dans l'atmosphère à la température de combustion. Cette vapeur surchauffée est utilisée pour sécher les boues. Une fraction de la VS purgée (eau évaporée des boues) à 120°C est utilisée pour maintenir constante la température du digesteur grâce à un ensemble de deux échangeurs de chaleur : « un condenseur » (vapeur surchauffée-eau) et « eau-boues » (H.Ex.S). L'eau condensée et la vapeur surchauffée en excès sont supposées être propres et sont rejetées dans le milieu récepteur (Figure V.4).

I.2.3 Collecte des données

La STEP correspondant à 100 000 équivalent-habitant est dimensionnée au départ pour le traitement journalier d'une eau usée modérée (CHAPITRE IV § IV.2.1). Ensuite, elle est simulée pour des eaux usées concentrées. Les caractéristiques de l'influent, de l'effluent et des boues pour les deux types d'eaux usées dans les scénarii « D » et « C » sont données dans le Tableau V.1. Il est extrêmement difficile d'obtenir des valeurs identiques en ce qui concerne la composition de l'effluent de la STEP pour les deux scénarii. Le Tableau V.1 permet de juger des écarts obtenus après optimisation des conditions opératoires données dans le Tableau V.2. Le dimensionnement des unités communes aux deux scénarii et celui du digesteur est donné en ANNEXE (V.1).

Tableau V.1 : Caractéristiques des eaux épurées et des boues produites

	Eaux usées concentrées				Eaux usées modérées			
	Digestion		Chaulage		Digestion		Chaulage	
	E.C.	Boues	E.C.	Boues	E.C.	Boues	E.C.	Boues
Q (m³/j)	20103.6	26.405	20037.9	62.12	30083.3	26.7271	30033.8	56.207
DCO (gO₂/m³)	26.465	299631	29.83	194081	22	305400	24.274	197933
DBO₅ (gO₂/m³)	2.431	19797.9	2.446	85633.5	3.32	20175.7	3.0157	83694.4
MES (g/m³)	6.247	300000	5.213	210000	8.45	300000	7.286	210000
MVS (g/m³)	2.803	201903	3.037	136857	4.07	205804	4.169	131831
MIES (g/m³)	3.444	98097.1	2.182	73143.5	4.38	94196.3	3.117	78169.1
NT (gN/m³)	8.5818	21156.9	8.571	11305.3	6.82	21520.5	6.435	12281.4
NTK (gN/m³)	1.783	21156.9	1.184	11299.6	3.225	21520.5	1.41	12277.9
S_{NH} (gN/m³)	0.92	789.789	0.276	11.013	2.2	760.76	0.336	9.704
S_{NO} (gN/m³)	6.8	0	7.387	5.7	3.591	0	5.03	3.44
S_{ND} (gN/m³)	0.585	0	0.602	1.664	0.624	0	0.65	1.497
S_{NI} (gN/m³)	0	0	0	0	0	0	0	0
X_{ND} (gN/m³)	0.01	0	0.01	3276.36	0.148	0	0.013	3366.75
PT (gP/m³)	0.67	8039.4	0.66	5424.23	0.71	8073.5	0.665	5901.51
S_P (gP/m³)	0.314	1749.56	0.41	4.091	0.3	1662.41	0.354	3.66
X_{II} (g/m³)	0.202	98097.1	0.4859	42163.5	0.5	94196.3	1.05	44497.6
S_I (gO₂/m³)	21.813	700	24.687	26.07	15.44	700	17.372	18.2
S_S (gO₂/m³)	0.503	0	0.655	63.7624	0.527	0	0.732	57.343
S_{LF} (gO₂/m³)	2.00E-04	115.173	0	0	4.00E-04	110.209	1.00E-04	8.60E-05
X_I (gO₂/m³)	0.43	268935	0.659	50136.8	0.836	274131	1.35	55094.7
X_S (gO₂/m³)	0.127	29881.6	0.122	76188.2	0.202	30459	0.168	66975.5
X_{BH} (gO₂/m³)	3.01	0	2.844	51961.6	4.26	0	3.567	58130.1
X_{BA} (gO₂/m³)	0.043	0	0.084	1534.17	0.036	0	0.1	1646.84
X_{BP} (gO₂/m³)	0	0	0	0	0	0	0	0
X_U (gO₂/m³)	0.537	0	0.775	14170.1	0.7	0	0.983	16010.4
X_{BT} (gO₂/m³)	0	0	0	0	0	0	0	0
X_{PP} (gP/m³)	0	0	0	0	0	0	0	8.327
X_{PPR} (gP/m³)	0	0	0	0	0	0	0	3.083
X_{MEP} (g/m³)	1.32	0	0.771	14092.2	1.40	0	0.9	14654.9
X_{MEOH} (gP/m³)	1.921	0	0.924	16887.7	2.5	0	1.167	19016.5
S_O (gO₂/m³)	7.932	0	7.855	0	7.46	0	7.46	0
S_{ALK} (mole/m³)	7.748	50.76	6.965	6.973	7.53	48.8	6.98	6.985

Tableau V.2 : Paramètres opératoires des scénarii

	Eaux usées concentrées		Eaux usées modérées	
	Digestion	Chaulage	Digestion	Chaulage
Décanteur primaire				
Débit entrant (m ³ /j) (débit d'influent + les retours en tête)	22 679.2	21 722.33	32 881.52	31 881.35
Débit sortant (m ³ /j)	22 225.6	21 287.88	32 224	31 243.72
Débit d'extraction des boues primaires (m ³ /j)	453.6	434.45	657.63	637.63
Consommation pompe (kW)	0.44	0.423	0.64	0.62
Bassin biologique				
Débit entrant (m ³ /j)	22 355.6	21 388	32 333.88	31 333.72
Débit sortant (m ³ /j)	44 711.2	42 776	64 667.77	62 667.44
Taux du recyclage interne	3	3	3	3
Débit de recyclage interne de la liqueur mixte (m ³ /j)	67 205.7	64 168	96 992	93 993.9
Taux du recyclage de la boue en excès	1	1	1	1
Débit du recyclage de la boue en excès (m ³ /j)	22 355.6	21 388	32 333.88	31 333.72
Consommation pompe (kW)	32.7	31.22	47.2	45.74
Consommation aération (kW)	2 139.22	1 408.76	2 034.87	1 826.2
Débit du méthanol (m ³ /j)	130	100	110	90
Concentration du méthanol (g/m ³)	90	44	150	44
Déphasphatation chimique				
FeCl ₃ (tonne Fe ³⁺ /j)	4.2	1.1	4.6	1.06
Consommation agitation (kW)	28.67	28.67	28.67	28.67
Clarificateur				
Débit d'extraction des boues (m ³ /j)	2252	1350	2250.62	1300
Consommation pompe (kW)	24	22.13	33.66	31.76
Epaississeur				
Débit entrant (m ³ /j)	2705.56	1784	2908.25	1937.63
Débit sortant (m ³ /j)	397.72	268	436.24	290.63
Débit de retour en tête (m ³ /j)	2307.86	1517	2472	1647
S _{NH} dans le retour en tête (gN/m ³)	10.1	11.01	10.2	10.41
S _{NO} dans le retour en tête (gN/m ³)	5.8	5.7	2.83	3.43
S _P dans le retour en tête (gP/m ³)	7.64	4.09	7.3	3.66
S _S dans le retour en tête (gO ₂ /m ³)	42.1	63.76	38.2	57.34
S _{LF} dans le retour en tête (gO ₂ /m ³)	0.32	6 10 ⁻⁶	0.32	8 10 ⁻⁶

Consommation pompe (kW)	0.387	0.261	0.425	0.283
Digesteur				
Débit entrant (m ³ /j)	397.72	-	436.24	-
CO ₂ (m ³ /j)	2678.64	-	2747	-
CH ₄ (m ³ /j)	3709.64 (58%)	-	3826.21 (58.2%)	-
Biogaz (m ³ /j)	6388.38	-	6573.21	-
SNH sortant (gN/m ³)	789.8	-	760.76	-
Sp sortant (gP/m ³)	1749.6	-	1662.41	-
Consommation agitateur (kW)	318.2	-	349	-
Centrifugation				
Débit entrant (m ³ /j)	397.72	268	436.24	290.63
Polymère (g/m ³)	57	3	57	3
Débit de retour en tête (m ³ /j)	371.32	206	409.51	234.37
SNH dans le retour en tête (gN/m ³)	789.8	11.01	760.76	10.41
SNO dans le retour en tête (gN/m ³)	0	5.7	0	3.43
Sp dans le retour en tête (gP/m ³)	1749.6	4.09	1662.41	3.66
Ss dans le retour en tête (gO ₂ /m ³)	0	63.76	0	57.34
SLF dans le retour en tête (gO ₂ /m ³)	115.2	6 10 ⁶	110.21	8 10 ⁶
Consommation électrique (kW)	0.026	0.061	0.026	0.055
Siccité des boues (%MS)	30	21	30	21

I.2.4 Calcul des flux sur la base de l'UF

Les flux entrants et sortants des processus élémentaires sont recalculés par rapport au flux de référence, à savoir $73 \text{ m}^3 \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$:

$$X_{UF} = \frac{X}{Q} \times 73 \quad (\text{V.1})$$

où X_{UF} (unité/UF) représente le flux de l'inventaire ramené à l'UF pour les phases de traitement des eaux et des boues, X (unité.an⁻¹) le flux de l'inventaire sur un an et Q (m³.an⁻¹) le débit annuel d'eaux usées traitées.

La normalisation des flux de l'inventaire pour la phase de construction se fait sur la base de la capacité nominale de la station utilisée pour le dimensionnement et non par rapport à la quantité d'eau actuellement traitée (Suh, 2002). De plus, la valeur obtenue à partir de l'Equation (IV.1) est divisée par la durée de vie de la STEP, généralement fixée à 30 ans. Les paramètres des entrées et sorties (effluent et boues) des deux scénarii « C » et « D » sont donnés dans le Tableau V.3. La consommation de béton, d'électricité et de réactif est donnée, respectivement, dans les Tableaux V.4, V.5 et V.6.

Tableau V.3 : Paramètres des entrées et sorties (eaux épurées et boues) des scénarii « C » et « D » pour une eau usée modérée (*Flux en kg/UF*)

Paramètres	MES	DCO	DBO ₅	MVS	MIES	NT	NTK	S _{NH}	S _{NO}	PT	S _P	S _{ALK}	CaO
Entrée	20.54	36.5	18.12	14.38	6.16	3.65	3.65	2.19	0	0.97	0.79	0.51	-
C	Effluent	0.53	1.77	0.22	0.304	0.23	0.47	0.1	0.02	0.37	0.05	0.03	0.51
	Boues	28.72	27.07	11.45	18.03	10.70	1.68	1.68	0.001	0.0005	0.8	0.0005	0.001
	Rend. (%)	97.40	95.14	98.8	97.88	96.26	85.42	97.17	99	-	97.78	96.73	-
D	Effluent	0.62	1.61	0.24	0.3	0.32	0.5	0.24	0.16	0.26	0.05	0.02	0.55
	Boues	19.51	19.86	1.31	13.40	6.13	1.40	1.4	0.05	0	0.53	0.11	0.003
	Rend. (%)	97.00	95.6	98.6	97.93	94.8	86.32	93.53	94	-	97.63	97.22	-

Tableau V.4 : Consommation de béton dans les scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Masse du béton du digesteur	-	0.414
Masse du béton total	0.647	1.061

Tableau V.5 : Consommation électrique pour les scénarii « C » et « DB » (*Flux en kJ/UF*)

Consommation électrique	Scénario C (modérée)	Scénario DB (modérée)
Filière de traitement des eaux		
Décanteur primaire (pompe)	130.48	134.58
Clarificateur (pompe)	6678.07	7077.29
Bassin de boues activées (pompe)	9617.30	9924.05
Bassin de boues activées (aération)	296 208	427 872
Bassin de précipitation du P (agitation)	6 028.03	6 028.03
Total. T. E	$3.2 \cdot 10^5$	$4.5 \cdot 10^5$
Filière de traitement des boues		
Epaississeur (pompe)	59.48	89.27
Digester anaérobie (agitation)	0	733.72
Centrifugeuse	11.49	5.53
Total. T. B	71	828.42
Total STEP	$3.19 \cdot 10^5$	$4.52 \cdot 10^5$

Tableau V.6 : Consommation en réactifs des deux scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D	Utilisation
Fe ³⁺	2.58	11.20	Précipitation du P
CH ₄ O	0.01	0.04	Dénitrification
Polymère	0.003	0.0605	Déshydratation des boues
Ca(OH) ₂	8.62	-	Stabilisation des boues

La comparaison au niveau des STEP montre que la consommation d'électricité est plus importante dans le scénario « D » que dans le scénario « C » (Tableau V.5). La digestion anaérobie est responsable de la production d'ammonium, présent dans les « retours en tête », qui nécessite une consommation d'énergie supplémentaire pour la nitrification. A cause de ces retours en tête, la quantité de méthanol consommée pour la dénitrification est plus grande dans le scénario « D » que dans le scénario « C ». En effet, dans le scénario « D », la quantité d'ammonium venant de la centrifugeuse représente 25% de la charge totale entrante dans le décanteur primaire, tandis que la charge des nitrates venant de la centrifugeuse est nulle (Tableau V.7).

La consommation du chlorure ferrique est plus importante dans le scénario « D » que dans le scénario « C ». Dans le Tableau V.7, il est montré que le phosphore soluble, présent dans les « retours en tête » de la centrifugeuse représente 62% de la charge totale entrante dans le décanteur primaire. Dans le modèle BASIC (GPS-X) du digester anaérobie, il est estimé que la totalité du phosphore stocké dans les produits de stockage interne (X_{PP} et X_{PPR}), dans les poly-phosphates organiques (X_{BT}) et celui assimilé par les bactéries poly-phosphatantes est relargué en fraction soluble. De plus, dans les conditions anaérobies, il est considéré que Fe³⁺ est réduit en Fe²⁺ et peut provoquer le relargage du phosphore sortant autour de pH 7 (condition dans le digester anaérobie) (Henze et al. 2002). Dans le modèle BASIC, les

concentrations des précipitats de la déphosphatation chimique (FePO_4 et $\text{Fe}(\text{OH})_3$) sont nulles en sortie du digesteur anaérobie. Dans le Tableau V.7, nous montrons, pour les deux scénarii « D » et « C », les pourcentages des flux entrants dans le décanteur primaire par rapport à l'influent et des retours en tête venant de l'épaississeur et de la centrifugeuse.

Tableau V.7 : Pourcentages des flux entrant dans le décanteur primaire des deux scénarii « C » et « D » (%)

Paramètres (%)	Scénario	Influent	Retour de l'épaississeur	Retour de la centrifugeuse
DCO	Scénario C	95.74	1.16	3.1
	Scénario D	93.86	1.54	4.6
DBO ₅	Scénario C	96.23	1.11	2.66
	Scénario D	97.78	1.48	0.73
MVS	Scénario C	94.4	0.6	5
	Scénario D	94.52	1.14	4.33
MES	Scénario C	93.81	0.67	5.52
	Scénario D	94.1	1.5	4.4
S _s	Scénario C	98	1.73	0.26
	Scénario D	98.28	1.72	0
S _{LF}	Scénario C	0	87.6	12.4
	Scénario D	0	2	98
NT	Scénario C	96.15	1.77	2.08
	Scénario D	78.93	2.21	18.85
S _{NH}	Scénario C	98	1.74	0.26
	Scénario D	72.77	2.03	25.2
S _{NO}	Scénario C	0	87.56	12.44
	Scénario D	0	100	0
PT	Scénario C	94.62	1.83	3.5
	Scénario D	35.75	2.08	62.16
S _p	Scénario C	97.92	1.81	0.26
	Scénario D	36.39	1.63	61.96

Par ailleurs, la quantité du dioxyde de carbone biogène produit par le bassin d'aération est plus grande dans le scénario « D » que dans le scénario « C » (Tableau V.8). La quantité émise du CO₂ est calculée sur la base de 1.26 gCO₂/g DCO oxydée. La charge total de la DCO entrante dans le décanteur primaire est plus grande dans le scénario « D » que dans le scénario « C ». Dans la charge de la DCO totale soluble, les retours en tête contribuent seulement avec la charge des AGV (S_{LF}). Les AGV produits par le digesteur anaérobie contribuent à 98% de leur charge totale entrante dans le décanteur primaire (Tableau V.7).

Tableau V.8 : Emissions gazeuses directes des processus de traitement des eaux et des boues des scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Oxydation de la matière organique (bassin aérobie)		
CO ₂	43.1	151.7
Biogaz digesteur		
CH ₄	-	5.887
CO ₂	-	11.624

La charge de la matière organique entrant dans la filière boue est relativement partagée entre les boues primaires et les boues en excès dans le scénario « C ». Dans le scénario « D », elle est relativement supérieure dans les boues en excès (Tableau V.9). Le conditionnement des boues dans le scénario « C » nécessite moins de polymère que dans le scénario « D », mais la stabilisation des boues nécessite une quantité énorme de chaux éteinte (Tableau V.6). En effet, la quantité des boues déshydratées produites par le scénario « C » est deux fois supérieure à celle des boues produites par le digesteur anaérobie (Tableau V.10). La quantité de chaux éteinte rajoutée est estimée sur la base de la matière sèche des boues. Celle-ci est également plus grande dans le scénario « C ».

Tableau V.9 : Pourcentages des flux entrant dans l'épaississeur des deux scénarii « C » et « D » (%)

Paramètres (%)	Scénario	Boues primaires	Boues en excès
DCO	Scénario C	51	49
	Scénario D	31.5	68.50
DBO ₅	Scénario C	52.63	47.37
	Scénario D	28.4	71.6
MVS	Scénario C	49.81	50.18
	Scénario D	30.5	69.5

Tableau V.10 : Flux massiques des boues produites dans les scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Masse de s boues déshydratées	136.77	65.04
Siccité des déshydratées (%)	21	30
Masse de la MS (après déshydratation)	28.72	19.51
Masse de la MS (après chaulage ou séchage)	35.27	19.51
Siccité des boues chaulées ou séchées (%)	30	97
Masse de s boues chaulées ou séchées	117.57	20.11

Par ailleurs, la valorisation du biogaz du digesteur anaérobie pour le séchage réduit la masse des boues dans le scénario « D », tandis que le chaulage augmente la masse des boues. Dans le premier cas, la masse de la matière sèche reste constante, tandis que le chaulage augmente la masse de la matière sèche dans le scénario « C ». La valorisation du biogaz produit une

quantité importante de dioxyde de carbone biogène. Il convient de noter que les émissions dues aux opérations de chaulage des boues, de leur stockage et de leur épandage sont rapportées sur la base de la masse de la matière sèche. Ainsi, les boues du scénario « C » produisent plus d'émissions d'ammoniac que celles du scénario « D » (Tableau V.11). Toutefois, le potentiel fertilisant et calcique des boues chaulées est supérieur à celui des boues digérées sur la base des fractions globales en phosphore total et azote total (Tableau V.11). Sur la base des fractions solubles en ammonium et phosphore soluble, ce sont les boues digérées qui ont un plus grand potentiel fertilisant que les boues chaulées (Tableau V.2).

Tableau V.11 : Emissions gazeuses directes des processus de traitement et d'élimination finale des boues des scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Valorisation du biogaz CO ₂	-	27.814
Dégazage lors du chaulage des boues NH ₃	0.04	-
Evaporation durant le stockage des boues NH ₃	0.41	0.35
Dénitrification durant l'épandage N ₂	0.41	0.35
Azote restant dans les boues NT	0.82	0.7
Phosphate contenu dans les boues PT	0.8	0.53
Engrais azotés évités (61%)	0.5	0.427
Engrais phosphorés évités (70%)	0.565	0.525
Chaux éteinte évitée (38% de la quantité appliquée)	3.27	-

Il est clairement difficile de faire un choix sur les deux scénarii à partir des consommations en énergie et en réactifs, d'une part, et les caractéristiques de l'effluent et des boues, d'autre part. Le choix doit être fait sur la base d'une évaluation globale via l'Analyse de Cycle de Vie Exergétique. Ainsi, après normalisation des flux de tous les processus élémentaires sur la base du flux de référence, les flux normalisés sont agrégés par catégories d'impact par addition des données. Dans la partie suivante les impacts environnementaux à l'intérieur des frontières des systèmes seront analysés.

I.3 Evaluation des impacts et de l'exergie

I.3.1 Comparaison des scénarii

A titre indicatif, la contribution au bilan environnemental du béton n'est pas significative par rapport à l'étape d'exploitation de la STEP pour la globalité des impacts environnementaux (<0.5%). La production de 1 kg/UF de béton nécessite une CExC de 951 kJ/UF et génère 178

g de CO₂ équivalent, émis lors de l'opération de production. Celle-ci est basée principalement sur le charbon (69%) pour fournir la chaleur nécessaire et pour la formation du béton. Dans le reste de l'évaluation, nous ne nous intéressons qu'à l'étape d'exploitation.

La comparaison globale des impacts environnementaux potentiels, de l'irréversibilité et de la CExC des scénarii « C », « DB1 » et « DB2 » est présentée dans le Tableau V.12 (données chiffrées) et dans la Figure V.5 (en termes de pourcentage). Pour chaque impact, la valeur 100 est attribuée au scénario pour lequel l'impact est le plus élevé.

Tableau V.12 : Comparaison des scénarii basée sur les catégories d'impact et sur l'exergie

Catégorie d'impact	Unité	« C »	« DB1 »	« DB2 »
Epuisement des ressources abiotiques	kg Sb eq (*)	0.115	0.122	0.122
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	20.7	47.4	47.4
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	0.358 10 ⁻⁵	0.285 10 ⁻⁵	0.285 10 ⁻⁵
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq (**)	143	80.8	80.8
Ecotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq (**)	39.5	22	22
Ecotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq (**)	25700	22300	22300
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq (**)	25.7	14.2	14.2
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.385 10 ⁻²	0.536 10 ⁻²	0.536 10 ⁻²
Acidification	kg SO ₂ eq	0.82	0.705	0.705
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.564	0.586	0.586
CExC	kJ	10.6 10 ⁵	15 10 ⁵	15 10 ⁵
Irréversibilité du système TE+TB	kJ	4.55 10 ⁵	5.975 10 ⁵	5.634 10 ⁵
* Sb = antimoine. ** 1,4-DB = 1,4 dichlorobenzène GWP100 potentiel de réchauffement global sur une échelle de 100 ans ODP potentiel de destruction d'ozone TE+TB filière de traitement des eaux usées et des boues				

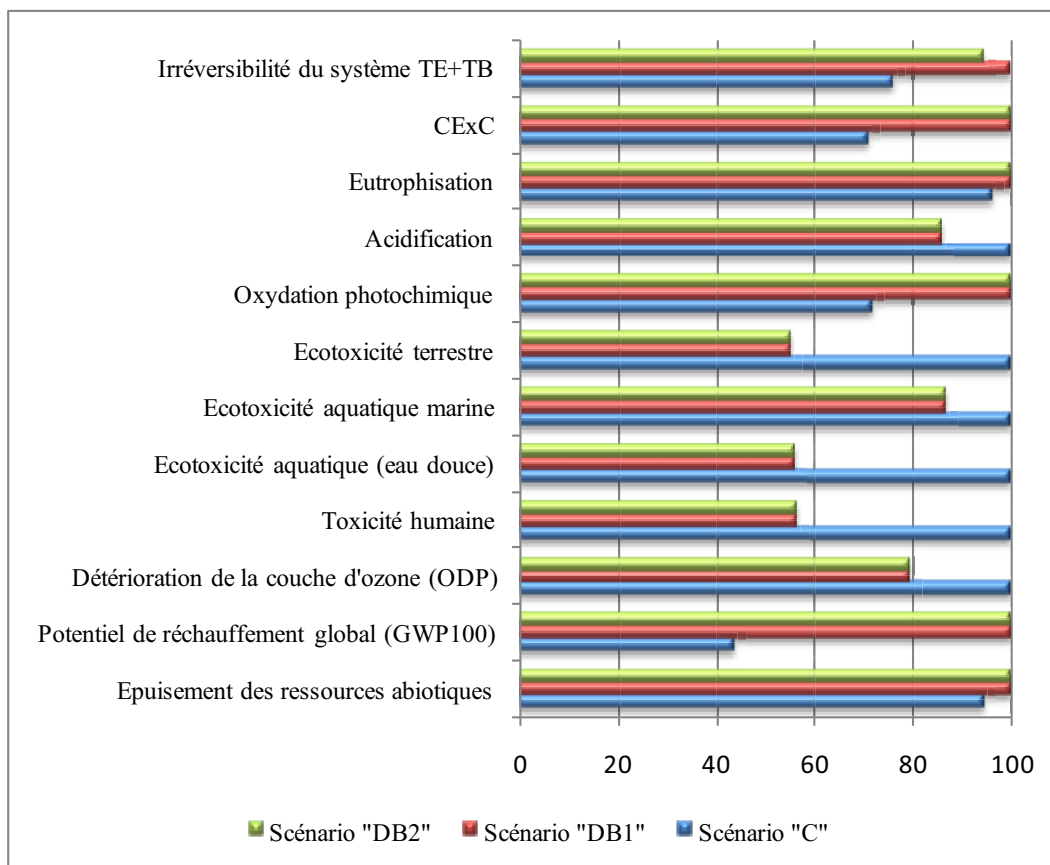


Figure V.5 : Comparaison des scénarii en termes d'impact et d'exergie

Les scénarii « DB1 » et « DB2 » ont les mêmes impacts environnementaux potentiels et la même CExC. Afin de comparer leurs impacts avec ceux du scénario « C », nous les désignons comme un seul scénario « DB ». Le seul critère de comparaison entre « DB1 » et « DB2 » est l'irréversibilité du système principal (TE+TB). Dans les Figures V.6 et V.7, nous comparons les impacts environnementaux potentiels et la CExC du système TE+TB et le traitement final des boues (TFB), pour les deux scénarii « C » et « D ».

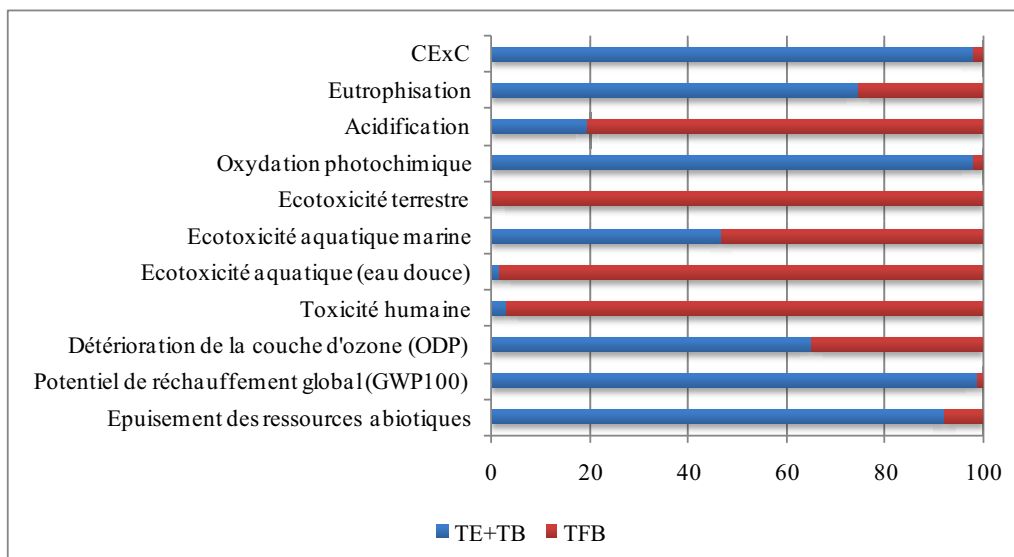


Figure V.6 : Comparaison des échelles TE+TB et TFB pour le scénario « C »

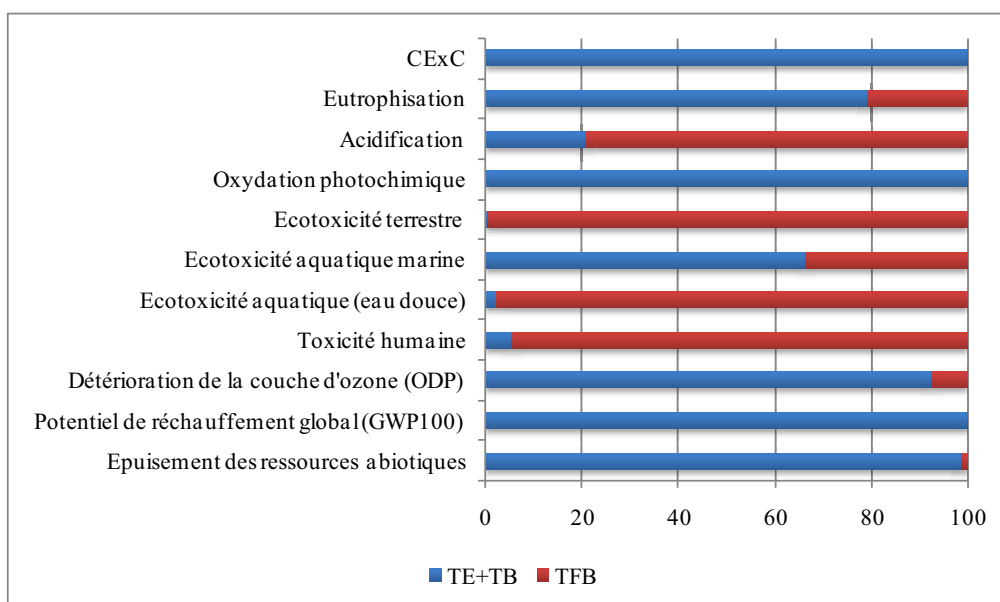


Figure V.7 : Comparaison des échelles TE+TB et TFB pour le scénario « DB »

D'après les Figures V.6 et V.7, la contribution de l'étape de traitement finale des boues est plus grande que celle de l'étape TE+TB pour les impacts d'acidification, de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et d'écotoxicité terrestre, pour les deux scénarii « C » et « D ». L'étape TFB cause une partie importante dans l'impact d'écotoxicité aquatique des eaux marines, pour les deux scénarii. Dans le scénario « C » une partie importante de l'impact de détérioration de la couche d'ozone est causée par l'étape TFB. L'interprétation détaillée des Figures V.6 et V.7 se fera au fur et à mesure dans chaque catégorie d'impact.

I.3.1.1 Epuisement des ressources abiotiques

Le scénario avec une stabilisation par digestion anaérobie « D » a un impact légèrement plus important (+6%) en terme d'épuisement des ressources abiotiques que le scénario avec une stabilisation par chaulage « C ». Le Tableau V.13 montre les contributions de la filière de traitement des eaux (TE), celle de traitement des boues (TB), de l'ensemble des deux filières de traitement des eaux et des boues (TE+TB) et du traitement final des boues (TFB) dans l'impact global des deux scénarii.

Tableau V.13 : Contribution des filières dans l'impact global de l'épuisement des abiotiques (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	92	98.7
TE	68.83	97.93
TB	23.15	0.78
TFB	8	1.3

La production d'électricité est le sous-système qui a le plus d'impact dans les deux scénarii, principalement à cause de l'aération. La production du chlorure ferrique est le deuxième sous-système qui contribue le plus à cet impact pour le scénario « D » suivi respectivement par la consommation électrique des pompes de la filière TE et la production du polymère. La production de la chaux est le deuxième sous-système qui contribue le plus à cet impact pour le scénario « C » suivi par la consommation électrique des pompes de la filière TE et la production de $FeCl_3$. Dans les deux scénarii, les contributions du transport des réactifs, de la production du méthanol et de la consommation électrique de la filière TB sont négligeables (Tableau V.14).

Tableau V.14 : Contribution des sous-systèmes dans l'impact global de l'épuisement des ressources abiotiques (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Aération (électricité)	62	84.6
Pompe TE (électricité)	4.70	4.60
TB (électricité)	0.01	0.17
$FeCl_3$	1.94	7.97
Méthanol	0.09	0.34
Polymère	0.005	0.094
Chaux éteinte	22.5	-
Transport (réactifs)	0.66	0.456

L'électricité produite à partir du charbon cause la plus grande partie de l'impact pour les deux scénarii. Cela est dû au faible pouvoir calorifique du charbon, bien que la part du nucléaire

dans la production de l'électricité soit 76%. Nous remarquons que la contribution des énergies fossiles est importante dans l'impact (Tableau V.15).

Tableau V.15 : Contribution des substances dans l'impact global de l'épuisement des ressources abiotiques (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Charbon (18 MJ/kg)	59.8	66.8
Pétrole (42.6 MJ/kg)	20.4	16.4
Gaz naturel (35 MJ/m ³)	15.4	11.1
Lignite (8 MJ/kg)	4.22	5.26

I.3.1.2 Exergie investie (CExC)

La comparaison sur la base de l'exergie investie (CExC) montre que le scénario « D » a un impact plus important de 440 MJ/UF (+ 41.5%) que le scénario « C ». La différence est plus importante que celle obtenue à partir de la méthode d'évaluation d'impact du modèle CML. Ceci est dû d'une part à la forte consommation électrique du scénario « D », et d'autre part, à la valeur de l'exergie chimique de l'uranium. Celle-ci est évaluée à partir de son pouvoir calorifique, lequel est plus important que celui des énergies fossiles. Les contributions des filières TE, TB, TE+TB et TFB dans l'exergie investie sont représentées dans le Tableau V.16. Les contributions des flux de substances dans l'exergie investie sont représentées dans le Tableau V.17.

Tableau V.16 : Contribution des filières dans l'impact global de l'exergie investie (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	98.1	99.77
TE	93.64	98.76
TB	4.46	0.01
TFB	1.9	0.23

Tableau V.17 : Contribution des substances dans l'impact global de l'exergie investie (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Uranium (451 GJ/kg)	82.3	87.4
Charbon (18 MJ/kg)	8.72	7.29
Pétrole (42.6 MJ/kg)	4.88	2.93
Gaz naturel (35 MJ/m ³)	3.25	1.75
Lignite (8 MJ/kg)	0.55	0.51

I.3.1.3 Exergie détruite

En se basant sur le critère d'irréversibilité, le scénario « C » surclasse dans l'ordre croissant les scénarii « DB2 » et « DB1 ». En comparaison avec la STEP du scénario « C », l'irréversibilité diminue dans la STEP du scénario « DB » de 68.8 MJ/UF (-15%). Toutefois,

sur l'ensemble du système TE+TB intégrant la STEP et le système de chauffage et de séchage, les scénarii « DB1 » et « DB2 » augmentent l'irréversibilité, respectivement de 142 MJ/UF (+31%) et 108 MJ/UF (+24%), en comparaison avec le scénario « C ». Dans le Tableau V.18 et la Figure V.8, les irréversibilités des scénarii ainsi que leurs localisations et ordres de grandeur sont indiquées.

Tableau V.18 : Les irréversibilités des scénarii « C », « DB1 » et « DB2 » (en MJ/UF)

	Scénario C	Scénario DB1	Scénario DB2
Irréversibilité total du système TE+TB	455.216	597.464	563.398
Irréversibilité de la STEP	455.216	386.465	386.465
Irréversibilité du brûleur	0	102.769	102.769
Irréversibilité du sécheur	0	67.199	23.763
Irréversibilité du H.Ex.S	0	5.714	5.714
Irréversibilité du H.Ex.B	0	0	39.092
Irréversibilité du condenseur	0	0	5.595
Irréversibilité du H.Ex.G	0	35.320	0

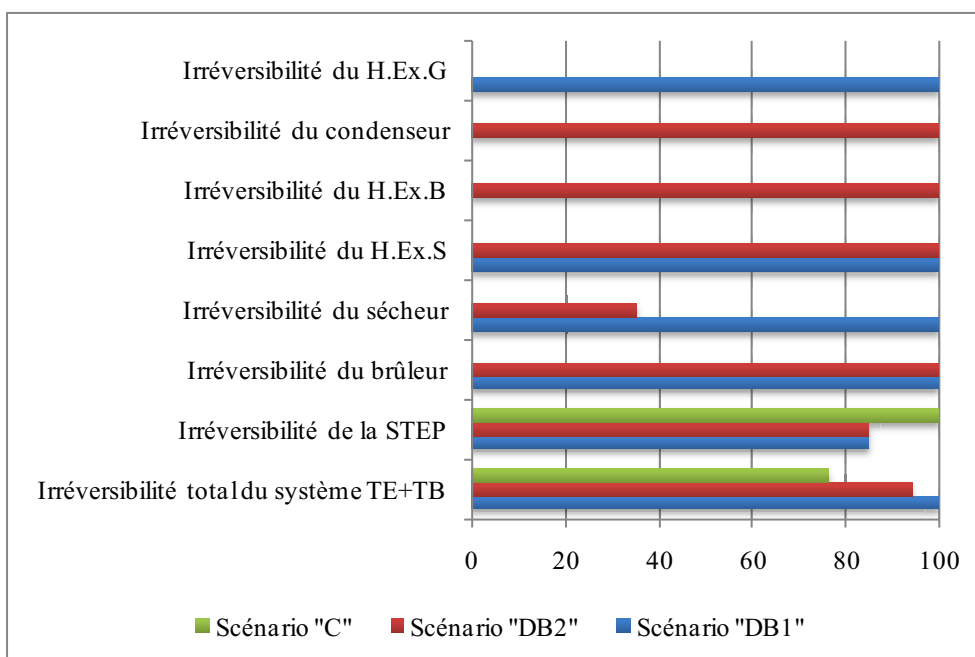


Figure V.8 : Irréversibilités des scénarii « C », « DB1 » et « DB2 » en pourcentage

L'irréversibilité du scénario « DB1 » est de 597 MJ/UF et elle est plus grande que celle du scénario « DB2 » (563 MJ/UF). Les scénarii « DB1 » et « DB2 » présentent les mêmes irréversibilités pour la STEP, le brûleur (car la totalité du biogaz est brûlée) et pour l'échangeur eau-boues (H.Ex.S). L'ensemble du chauffage et du séchage du scénario « DB1 » cause plus d'irréversibilité que celui du scénario « DB2 ». Le sécheur « S1 » cause plus d'irréversibilité que le sécheur « S2 » : l'écart est de 44 MJ/UF. L'exergie de chaleur perdue

par les deux sècheurs est de 3.565 MJ/UF. Elle est due à la différence de température entre la surface des sècheurs (120°C) et l'environnement (20°C).

La quantité de biogaz est complètement suffisante pour maintenir la température opératoire du digesteur et le séchage des boues dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ». Le facteur d'Auto-suffisance d'Energie Thermique (AET) de l'ensemble de la filière TE+TB est de 160% et 210%, respectivement pour les scénarii « DB1 » et « DB2 ». Il est défini comme le ratio entre l'énergie contenue dans le biogaz et toute l'énergie thermique nécessaire dans l'opération de chauffage et de séchage (Fitzpatrick, 1998). Ce facteur dépend du contenu des solides dans les boues déshydratées et la siccité finale demandée, de la température ambiante, du débit des boues entrant dans le digesteur anaérobie et de leur temps de séjour hydraulique (Fitzpatrick, 1998). L'irréversibilité rajoutée par les systèmes de chauffage et de séchage, par rapport à celle de la STEP, représente 10.814 MJ/kg MS et 9.068 MJ/kg MS, respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ». Elle représente 4.7 MJ/kg H₂O et 4 MJ/kg H₂O évaporée, respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ».

Dans le scénario « DB2 », la quantité de vapeur surchauffée purgée à 120°C est égale à celle de l'eau évaporée des boues entrant dans le sécheur. Elle représente 44.92 kg/UF. Les contenus énergétiques et exergetiques de cette vapeur surchauffée sont, respectivement, 107.038 MJ/UF et 24.482 MJ/UF. La partie de cette vapeur surchauffée réutilisée dans le chauffage du digesteur représente 54.45%. L'excès de la vapeur restant est purgé. La partie de la vapeur surchauffée utilisée dépend des fractions des solides des boues déshydratées, de la température ambiante, de la fraction des MVS entrant dans le digesteur anaérobie et leur temps de séjour hydraulique (Fitzpatrick, 1998).

Techniquement, le scénario « DB1 » est peut-être plus facile à gérer que le scénario « DB2 », bien que celui-ci soit le meilleur du point de vue exergetique et de l'auto-suffisance thermique.

La STEP contribue à la plus grande partie de l'irréversibilité dans les scénarii « DB1 » et « DB2 » avec 65% et 69% respectivement. La STEP cause aussi la plus grande partie de l'impact d'épuisement des ressources abiotiques et de la CExC. Le brûleur est le deuxième sous-système qui contribue à l'irréversibilité avec 17% et 18%, respectivement dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ». Dans le scénario « DB1 » le sécheur est le troisième contributeur avec 11%, tandis que dans le scénario « DB2 », c'est l'échangeur (H.Ex.B) (7%).

Dans le scénario « DB2 », le sècheur contribue pour 4% de l'irréversibilité totale, suivi de l'échangeur de chaleur (H.Ex.S) (1%) et du condenseur (1%). Dans le scénario « DB1 », l'irréversibilité relative de l'échangeur (H.Ex.G) est de 6% et celle de l'échangeur (H.Ex.S) de 1%.

Ainsi, l'irréversibilité du système de chauffage et de séchage (SCS) est aussi importante que celle de la STEP. Elles représentent 35% (211 MJ/UF) et 31% (177 MJ/UF) de l'irréversibilité totale, respectivement, des scénarii « DB1 » et « DB2 ». Les irréversibilités de la STEP et du système de chauffage et de séchage sont représentées dans la Figure V.9.

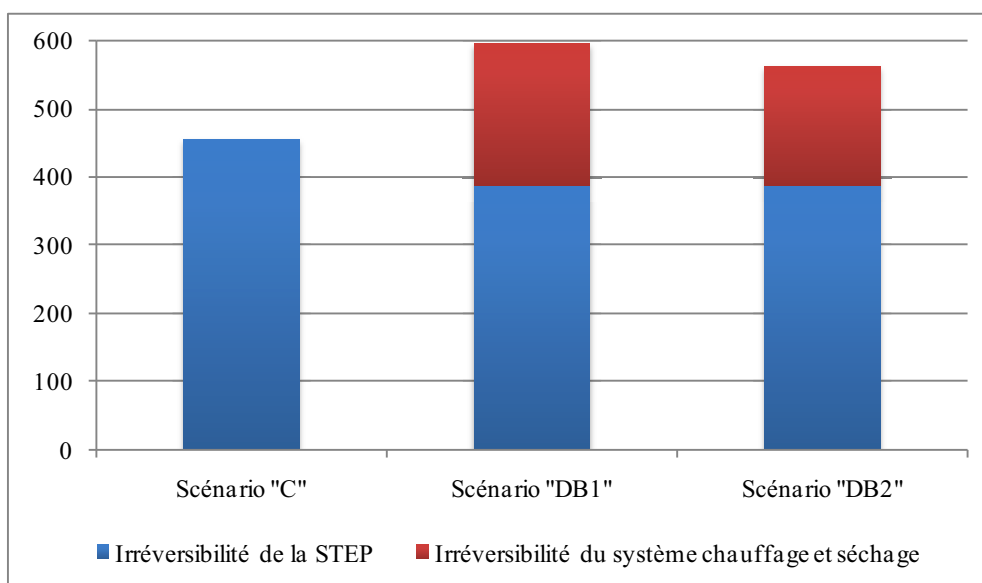


Figure V.9 : Irréversibilités de la STEP et du système SCS des scénarii (MJ/UF)

Nous pouvons établir les remarques suivantes en comparant le cadre méthodologique de l'ACV et le concept d'exergie :

- Les résultats de cette analyse montrent que l'irréversibilité de la STEP doit être réduite en priorité. L'irréversibilité du brûleur doit également être réduite en ne brûlant que la quantité de biogaz nécessaire pour les opérations de chauffage et de séchage. Le biogaz en excès va être brûlé ou stocké pour être valorisé à travers d'autres fonctions (gaz naturel pour véhicule, pile à combustible...). S'il n'existe pas de choix *a priori*, il est toujours utile de brûler la totalité du biogaz et d'utiliser l'exergie contenue dans les produits de combustion en excès et dans les gaz d'échappement dans d'autres applications, comme par exemple, le chauffage des locaux (bureaux, laboratoires).

- Les méthodes d'évaluation d'impacts considérées dans l'ACV considèrent le même impact pour une substance émise dans des conditions thermodynamiques différentes, tandis que l'analyse exergetique prend en compte ces états dans le calcul du travail extractible ou potentiel. En effet, l'exergie des gaz d'échappement, par exemple, est séparée en différentes lignes correspondant aux niveaux de températures.
- Du point de vue méthodologique, dans l'ACV, les gaz d'échappement ont un impact négatif sur l'environnement, tandis que du point de vue exergetique, ces gaz représentent un travail potentiel extractible qui peut être valorisé pour d'autres fonctions. C'est le principe de l'écologie industrielle.
- Le processus de valorisation du potentiel de travail dépend premièrement de la technologie utilisée (contraintes de conception) et de la période du retour sur investissement sur l'ensemble du cycle de vie du système. Dans ce cas d'étude, des échangeurs de chaleur et deux types de sècheurs sont utilisés auxquels sont liés des contraintes opératoires. Des critères technico-économiques devraient être introduits dans l'analyse. Ainsi, nous ajoutons un nouveau critère de comparaison : l'exergie des émissions techniquement valorisables et non-valorisables.

Dans le Tableau V.19, les valeurs exergetiques des gaz d'échappement et celle de la vapeur surchauffée purgée en excès sont indiquées. Dans la Figure V.10, les sommes du potentiel techniquement et non-techniquement récupérables sont représentées.

Tableau V.19 : Travail potentiel extractible des scenarii « DB1 » et « DB2 » (en MJ/UF)

	Scénario_DB1	Scénario_DB2
Produits de combustion en excès (T=1580°C)	62.93	106.873
Gaz Tech. non récupérable (Sécheur B1) (T=120°C)	24.92	0
Gaz Tech. non récupérable (H.Ex.G) (T=250°C)	4.77	0
Gaz Tech. non récupérable (H.Ex.B) (T=150°C)	0	7.94
Vapeur S purgée en excès Tech. récupérable (T=120°C)	0	11.152
Eau condensée Tech. récupérable (T=79°C)	0	0.74
Total Tech. Récupérable	62.93	118.76
Total Tech. non récupérable	29.691	7.94
Total	92.618	126.7

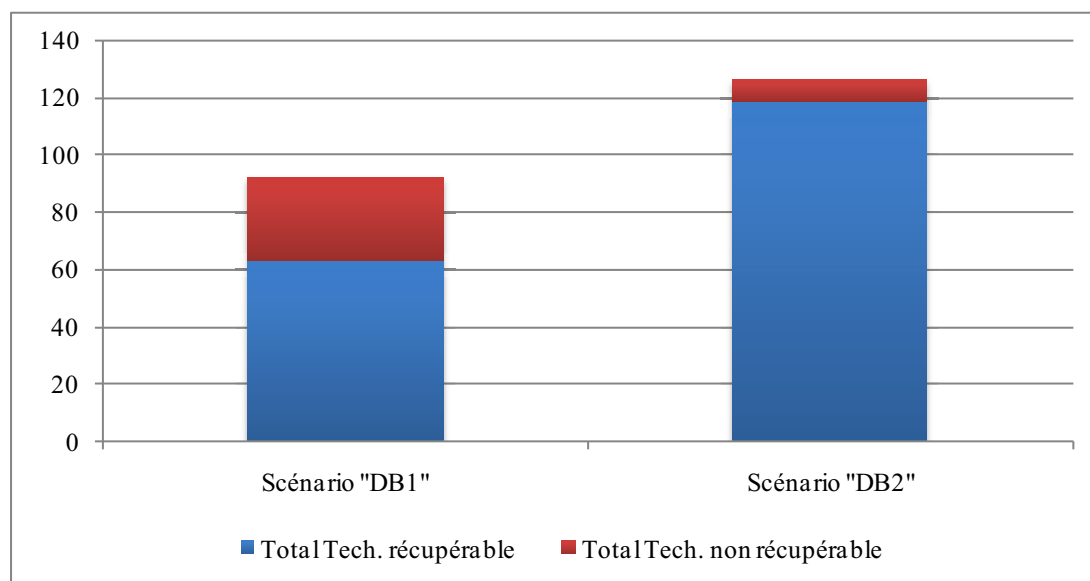


Figure V.10 : Travail potentiel extractible des scénarii « DB1 » et « DB2 » (MJ/UF)

Sur la base du potentiel de travail techniquement extractible, le scénario « DB2 » surclasse le scénario « DB1 ».

I.3.1.4 Potentiel du réchauffement global (GWP)

Le scénario « DB » présente un potentiel de réchauffement global plus important que le scénario « C » (+129%). La filière TE cause plus d'impact que la filière TB dans le scénario « C », tandis que c'est l'inverse dans le scénario « D » (Tableau V.20). L'aération contribue à hauteur de 28.9% dans le scénario « D » et de 45.8% dans le scénario « C » à cause de la consommation de l'électricité.

Tableau V.20 : Contribution des filières dans l'impact du potentiel de réchauffement global (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	98.9	99.92
TE	54.75	40.47
TB	44.22	59.45
TFB	1.1	0.08

La production de la chaux est le sous-système qui contribue le plus à cet impact pour le scénario « C » (43.6%). La production d'électricité à partir du charbon contribue à hauteur de 33.1%. La production du chlorure ferrique est le cinquième contributeur avec 3.97%. La principale source est le dioxyde de carbone avec 95.4% (pour 19.7 kg CO₂ eq./UF) émis sur les sites de production. La contribution du méthane est de 4.34% (pour 0.9 kg CO₂ eq./UF).

La production d'électricité à partir du charbon est le deuxième sous-système qui contribue le plus à cet impact pour le scénario « D » (21.7%). Le système de valorisation du biogaz constitue la principale source à cause de l'émission du CO₂ biogène (58.6%). La production du chlorure ferrique est le troisième contributeur à cet impact avec 7.51%. Le dioxyde de carbone, la substance causant la plus grande part d'impact, est émis d'une source directe et indirecte :

- La source directe représente le système de valorisation du biogaz (brûleur et séchage) avec 58.6% (pour 27.8 kg CO₂ eq./UF) ;
- La source indirecte représente les sites de production d'électricité et du chlorure ferrique avec 38.8% (pour 18.4 kg CO₂ eq./UF).

La contribution de la production de l'électricité à partir du pétrole, du gaz naturel, de la lignite et de l'uranium est montrée pour les deux scénarii dans le Tableau V.21.

Tableau V.21 : Contribution des sous-systèmes dans l'impact global du potentiel de réchauffement global (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Electricité à partir de pétrole	8.04	5.26
Electricité à partir de gaz naturel	5	3.26
Electricité à partir de lignite	2.4	1.57
Electricité à partir d'uranium	2	1.33

La contribution de la production des réactifs (polymère et méthanol) ainsi que leur transport est négligeable.

I.3.1.5 Epuisement de la couche d'ozone

Le scénario « C » participe potentiellement plus à la destruction de la couche d'ozone que le scénario « DB ». L'intégration d'un digesteur anaérobie dans la STEP et la valorisation du biogaz produit dans le séchage des boues permet de réduire cet impact de 20.4%. La production d'électricité à partir du pétrole cause la plus grande partie de cet impact dans le scénario « C » (40.3%) et le scénario « D » (76.1%). La production de l'électricité à partir du charbon correspond à la deuxième contribution (8.2%) dans le scénario « D ». Les résultats dans le Tableau V.22 montrent que la contribution du traitement final des boues dans le scénario « C » est assez importante (34.9%) par rapport à celle du scénario « D » (7.5%). Cela est dû à la production du gazole consommé dans l'étape TFB qui correspond à la deuxième contribution. La production du gazole consommé dans l'étape TFB correspond à la troisième

contribution dans le scénario « D ». Cette consommation est répartie entre le stockage, le transport et l'épandage des boues (12.5%, 56.2% et 31.3% respectivement). Le scénario « C » produit plus de boues que le scénario « D ». De plus, les boues issues du scénario « C » ont une siccité de 30% tandis que celles qui sont issues du scénario « D » sont séchées jusqu'à une siccité de 97%.

Tableau V.22 : Contribution des filières dans l'impact du potentiel de destruction de la couche d'ozone (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	65.1	92.5
TE	47.9	92.22
TB	17.2	0.27
TFB	34.9	7.5

Dans le scénario « C », la production de la chaux correspond à la troisième contribution de cet impact avec 14.8% et celle de l'électricité à partir du charbon à la quatrième contribution avec 4.33% de cet impact.

La substance qui contribue le plus à cet impact est le bromo-tri-fluoro-méthane (Halon 1301) avec 98.6% dans le scénario « C » et 100% dans le scénario « D ». Cette substance est émise dans les processus de raffinage du pétrole brut.

I.3.1.6 Oxydation photochimique

Le scénario « D » cause potentiellement plus d'oxydation photochimique que le scénario « C ». L'intégration d'un digesteur anaérobie dans la STEP augmente cet impact de 39%. L'étape TE+TB cause la plus grande partie de l'impact dans les deux scénarii, très largement devant l'étape TFB (Tableau V.23).

Tableau V.23 : Contribution des filières dans l'impact du potentiel d'oxydation photochimique (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	98	99.8
TE	74.5	99.43
TB	23.5	0.36
TFB	2	0.2

La production d'électricité à partir du charbon cause la plus grande partie de cet impact pour le scénario « C » avec 36.9% et pour le scénario « D » avec 39.8%. Dans le scénario « C », la production de la chaux cause la deuxième contribution avec 22.9%, suivie par la production d'électricité à partir du pétrole (21.8%) et la production du chlorure ferrique (9.2%). Dans le

scénario « D », la production du chlorure ferrique représente la deuxième contribution avec 28.7%, suivie par la production d'électricité à partir du pétrole (23.5%).

Les substances qui contribuent le plus à cet impact sont les oxydes de soufre avec, respectivement, 92.4% et 85.5% pour les scénarii « C » et « D ».

I.3.1.7 Acidification

Le scénario « C » cause potentiellement plus d'acidification que le scénario « DB ». L'intégration d'un digesteur anaérobie dans la STEP permet de réduire cet impact de 14%. Le traitement final des boues cause la plus grande partie de cet impact dans les deux scénarii (Tableau V.24).

Tableau V.24 : Contribution des filières dans l'impact d'acidification (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	19.7	20.6
TE	9.5	20.4
TB	10.2	0.2
TFB	80.3	79.4

La substance qui est responsable de la plus grande partie de cet impact est l'ammoniac avec 87.9% et 79.4% respectivement, pour les scénarii « C » et « DB ». Les oxydes de soufre contribuent pour 10% et 17.6%, respectivement, pour les scénarii « C » et « D ».

L'ammoniac est entièrement dû aux émissions à partir des boues durant la période de stockage dans le scénario « DB ». Les 87.9% du scénario « C » sont partagés entre 80% qui sont directement émis durant la période de stockage des boues et 7.9% qui sont produits lors de l'opération du chaulage à cause du dégazage.

Les oxydes de soufre proviennent de la production d'électricité à partir du charbon et du pétrole et de la production de chlorure ferrique. La contribution de ces sous-systèmes est montrée dans le Tableau V.25.

Tableau V.25 : Contribution des sous-systèmes dans l'impact global d'acidification (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Stockage des boues	80	79.4
Chaulage des boues	7.9	-
Production d'électricité à partir du charbon	4.75	8.3
Production d'électricité à partir du pétrole	2.7	4.73
Production du FeCl ₃	1.14	5.76
Production de chaux éteinte	2.26	-

I.3.1.8 Eutrophisation

Le scénario « DB » cause légèrement plus d'eutrophisation potentielle que le scénario « C » (+4%). Cet impact est causé majoritairement par la filière TE+TB (Tableau V.26).

Tableau V.26 : Contribution des filières dans l'impact de l'eutrophisation (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
TE+TB	74.5	79.1
TE	71.8	79
TB	2.7	0.1
TFB	25.4	20.9

L'effluent cause la plus grande partie de cet impact pour les deux scénarii à cause de l'azote total, du phosphore total et de la DCO. L'opération de stockage des boues cause la deuxième contribution à cause des émissions d'ammoniac. Le Tableau V.27 montre les contributions des sous-systèmes à cet impact.

Tableau V.27 : Contribution des sous-systèmes dans l'impact d'eutrophisation (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Effluent	69	69
Stockage des boues	25.4	20.9
Chaulage des boues	2.49	-
Production de FeCl ₃	2.16	9.01

L'azote total est la substance qui contribue le plus à cet impact avec 35% et 35.8% pour, respectivement, les scénarii « C » et « D ». Le phosphore total et l'ammoniac sont respectivement la deuxième et la troisième substance qui contribue à cet impact dans le scénario « D », tandis que c'est l'inverse dans le scénario « C » (Tableau V.28). Dans le scénario « D » l'ammoniac est produit seulement par l'opération de stockage des boues. Dans le scénario « C » l'ammoniac est produit par les opérations de chaulage et de stockage des boues.

Tableau V.28 : Contribution des substances dans l'impact d'eutrophisation (%)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Azote total (effluent)	35	35.8
Phosphore total (effluent)	27.1	27.2
DCO (effluent)	6.93	6.11
Ammoniac (chaulage et/ou stockage des boues)	27.9	20.9

I.3.1.9 Toxicité humaine

Le scénario « C » cause un impact plus important que le scénario « D ». L'intégration d'un digesteur anaérobie dans la STEP permet de réduire cet impact de 43.5%. Le traitement final des boues en cause la plus grande partie à cause des métaux lourds contenus dans les boues épanchées avec, respectivement, 97% et 94.7% pour les scénarii « C » et « DB ».

Le plomb représente la substance qui cause la plus grande part de cet impact, avec 65.3% et 63.7%, respectivement, pour les scénarii « C » et « DB ». Il est suivi, en ordre décroissant, par le nickel (13%), le cadmium (10%), le zinc (5%) et le cuivre (2%).

Comme on ne peut pas modéliser le devenir de ces métaux lors du traitement des eaux usées, on a utilisé les valeurs limites données par la norme française. Ces teneurs sont données par rapport à la quantité des matières sèches (MS) des boues. La matière sèche est plus importante dans les scénarii avec chaulage des boues pour deux raisons. On a vu que le scénario « C » produit plus de matière sèche que le scénario « DB ». La seconde raison est que la siccité des boues dans le scénario avec chaulage augmente après cette dernière opération.

I.3.1.10 Ecotoxicité

Le scénario « C » est potentiellement plus toxique que le scénario « D » en ce qui concerne l'écotoxicité aquatique des eaux douces et marines et l'écotoxicité terrestre. L'intégration d'un digesteur anaérobie dans la STEP permet de réduire l'impact d'écotoxicité aquatique des eaux douces de 44%, celui d'écotoxicité des eaux marines de 13% et l'impact d'écotoxicité terrestre de 45%.

En ce qui concerne l'écotoxicité des eaux douces, le sous-système qui cause la plus grande part de cet impact est aussi celui du traitement final des boues à cause des métaux lourds contenus dans les boues avec, respectivement, 98.6% et 97.9% pour les scénarii « C » et « DB ».

En ce qui concerne l'écotoxicité des eaux marines, la production d'électricité à partir du charbon est le sous-système qui cause la plus grande part d'impact dans le scénario « DB » (60.3%) à cause du fluorure d'hydrogène. Le traitement final des boues est le sous-système qui cause la plus grande part de cet impact pour le scénario « C » (53%) à cause des métaux lourds contenus dans les boues. Inversement, les métaux lourds viennent en seconde position

dans le scénario « DB » (33.8%). La production d'électricité à partir du charbon cause 34.9% de cet impact pour le scénario « C ».

Pour l'écotoxicité terrestre, le sous système qui cause la plus grande part de cet impact est aussi celui du traitement final des boues à cause des métaux lourds contenus dans les boues avec, respectivement, 99.8% et 99.6% pour les scénarii « C » et « DB ».

I.3.2 Effet du séchage des boues

Nous évaluons l'effet de séchage des boues dans le scénario « DB » sur la base de deux frontières de systèmes : sur l'étape de traitement final des boues (TFB) et l'ensemble du cycle de vie du scénario « DB ». Nous comparons ainsi le scénario initial « DB » avec le séchage et le scénario « D » sans séchage des boues.

Le séchage thermique des boues dans le scénario « DB » réduit l'impact de l'étape de traitement final des boues (TFB) de 69%. Les impacts réduits par cette valeur sont : l'épuisement des ressources abiotiques (AD), le potentiel du réchauffement global, la détérioration de la couche d'ozone (ODP), l'oxydation photochimique (POP) et la CExC. Dans cette étape et pour ces impacts, le transport des boues contribue pour 56.2%, l'épandage des boues pour 31.3% et le stockage pour 12.5%. Le séchage n'affecte pas l'écotoxicité aquatique des eaux douces, l'écotoxicité terrestre et l'eutrophisation. De plus, la réduction des impacts de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux marines et d'acidification n'est pas significative (< 0.4%).

Dans la Figure V.11, nous comparons les impacts environnementaux de l'étape de traitement final des boues des scénarii « C », « DB » avec séchage et « DB » sans séchage.

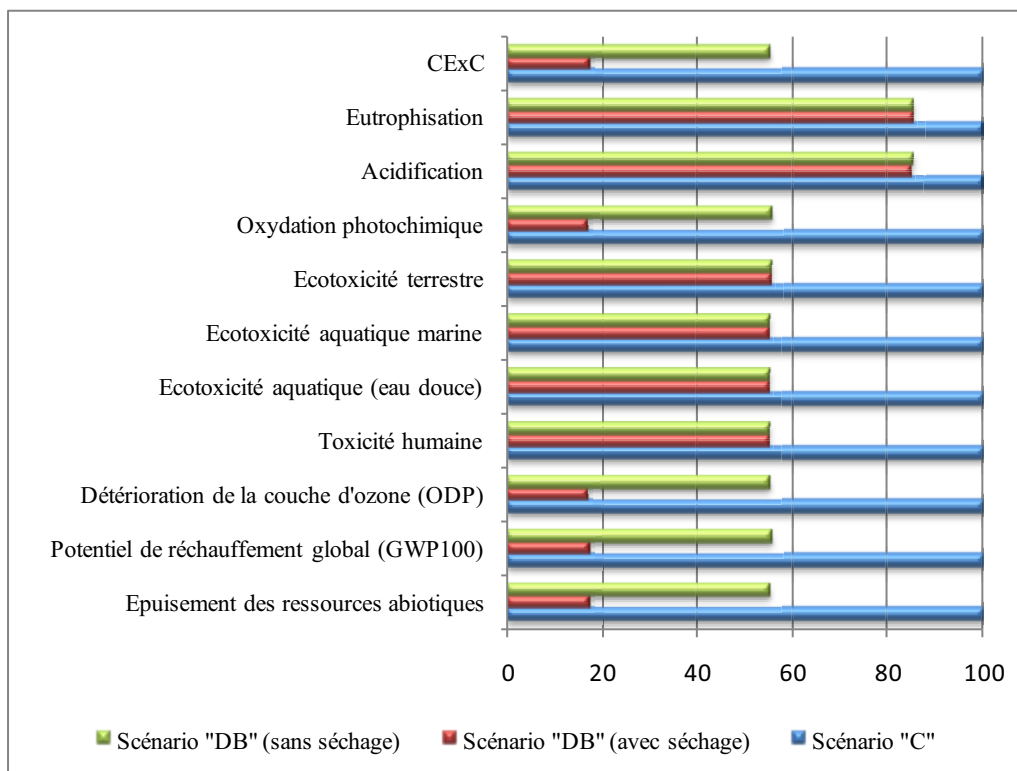


Figure V.11 : Comparaison des impacts environnementaux de l'étape TFB des scénarii « C » et « DB » avec et sans séchage

L'évaluation sur la base de l'ensemble du cycle de vie du scénario « DB » montre que le séchage thermique réduit l'impact global de la détérioration de la couche d'ozone de 14% et de l'épuisement des ressources abiotiques de 2.4%. Le séchage n'affecte pas les impacts d'écotoxicité aquatiques des eaux douces et marines, l'écotoxicité terrestre et l'eutrophisation. De plus, la réduction des impacts du potentiel de réchauffement global, de la toxicité humaine, de l'oxydation photochimique, de l'acidification et de la CExC n'est pas significative (< 0.7%).

Dans la Figure V.12, nous comparons les impacts environnementaux sur l'ensemble du cycle de vie du scénario « DB » avec et sans séchage thermique.

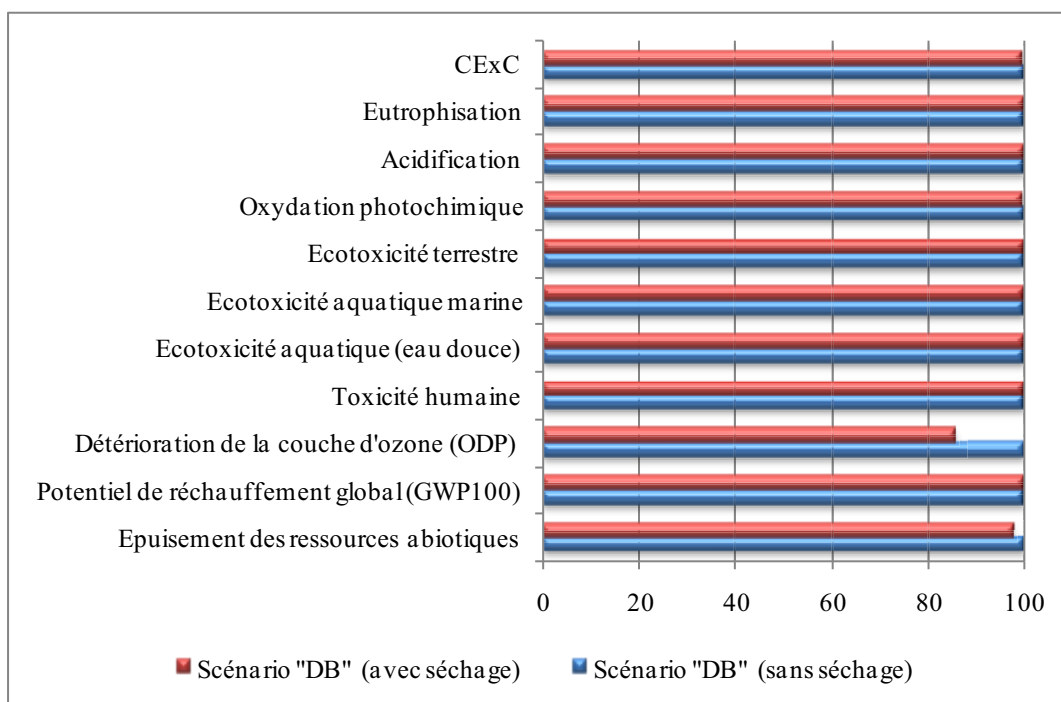


Figure V.12 : Effet du séchage thermique sur l'ensemble du cycle de vie du scénario « DB »

I.3.3 Effet de la valorisation du biogaz

Le biogaz est valorisé dans le chauffage du digesteur et le séchage des boues. Afin d'évaluer l'effet de substitution dans les scénarii « DB1 » et « DB2 », deux scénarii sont considérés pour, respectivement, le scénario « DBGN1 » et « DBGN2 ». Afin d'évaluer l'effet de substitution du chauffage du digesteur dans le scénario « DB », le scénario « DBGN_Ch » est considéré. Ce scénario représente la configuration du scénario « DBGN1 » sans la partie de séchage des boues. Ces trois scénarii utilisent du gaz naturel (considéré comme étant du méthane) comme combustible. Le même excès d'air de 30% est considéré pour ces scénarii. Les impacts évités sont montrés en ANNEXE (V.3).

- *Effet de substitution pour le chauffage du digesteur*

L'effet de valorisation du biogaz dans le brûleur n'est pas significatif pour les impacts environnementaux de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et marines, d'écotoxicité terrestre, d'acidification, d'eutrophisation et de détérioration de la couche d'ozone (< 1%). L'effet de substitution sur l'oxydation photochimique et le potentiel de réchauffement global est respectivement de 3% et 8%. L'impact d'oxydation photochimique évité est causé par les oxydes de soufre (55%), le méthane (34%) et le monoxyde de carbone (11%) émis par la production du gaz naturel. La valorisation du biogaz évite 4.27 kg CO₂

eq./UF pour l'opération de chauffage du digesteur dont 95% sont causés par le CO₂ émis par le brûleur. La valorisation du biogaz réduit l'impact d'épuisement des ressources abiotiques de 23% et la CExC de 4%. La substance évitée dans l'épuisement des ressources abiotiques est le gaz naturel (35 MJ/m³) avec 97%. La CExC évitée pour le chauffage du digesteur est de 70.1 MJ/UF.

- *Effet de substitution pour le séchage des boues*

L'effet de substitution de la valorisation du biogaz n'est pas significatif pour les impacts environnementaux de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces, d'écotoxicité terrestre et d'eutrophisation (<1%) pour les deux scénarii « DB1 » et « DB2 ». L'effet de substitution de l'écotoxicité des eaux marines, l'acidification et la détérioration de la couche d'ozone est compris entre 1 et 4%, pour les deux scénarii « DB1 » et « DB2 ». L'impact d'oxydation photochimique est évité de 10% et 7% respectivement pour les scénarii « DB1 » et « DB2 ».

Le potentiel de réchauffement global est évité de 22% et 16% pour les scénarii « DB1 » et « DB2 », respectivement. La valorisation du biogaz évite l'émission de 8.93 kg CO₂ eq./UF pour l'opération de séchage des boues dans le scénario « DB1 ». Elle évite également 9.2 kg CO₂ eq./UF dans le scénario « DB2 » pour les opérations de chauffage et de séchage. La contribution du chauffage dans ce scénario ne peut pas être estimée sur la base massique, car c'est le sous-produit (vapeur surchauffée) du sécheur qui est valorisé dans le chauffage du digesteur.

L'effet de substitution sur l'épuisement des ressources abiotiques est de 47% et 39%, et sur la CExC de 13% et 9%, respectivement, pour les scénarii « DB1 » et « DB2 ». La valorisation du biogaz évite la consommation de 4.1 kg CH₄/UF et 2.85 kg CH₄/UF, respectivement, dans le scénario « DB1 » et « DB2 ». La CExC évitée est de 217 MJ/UF et 151 MJ/UF, respectivement, dans le scénario « DB1 » et « DB2 ». Ainsi, pour le séchage des boues dans le scénario « DB1 », la CExC évitée est de 146.9 MJ/UF.

L'effet de substitution, calculé par le critère d'évitement, est représenté sur la Figure V.13 pour les principaux impacts affectés.

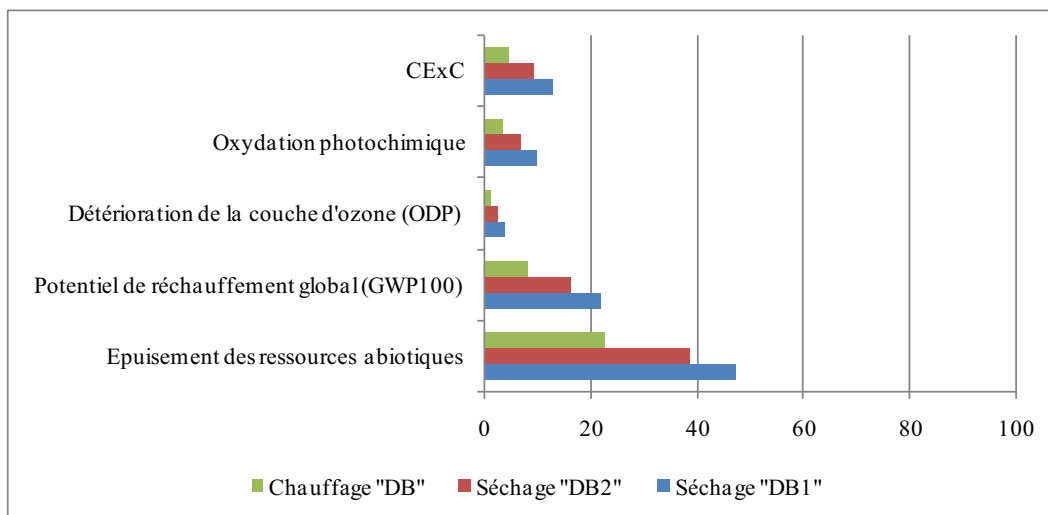


Figure V.13 : Critère d'évitement par la valorisation du biogaz dans le brûleur (chauffage et séchage des boues)

Il est intéressant dans la méthodologie que nous utilisons d'intégrer l'effet de substitution sur l'irréversibilité du système TE+TB. L'effet de séchage des boues et de valorisation du biogaz sur l'irréversibilité du système TE+TB est représenté sur la Figure V.14.

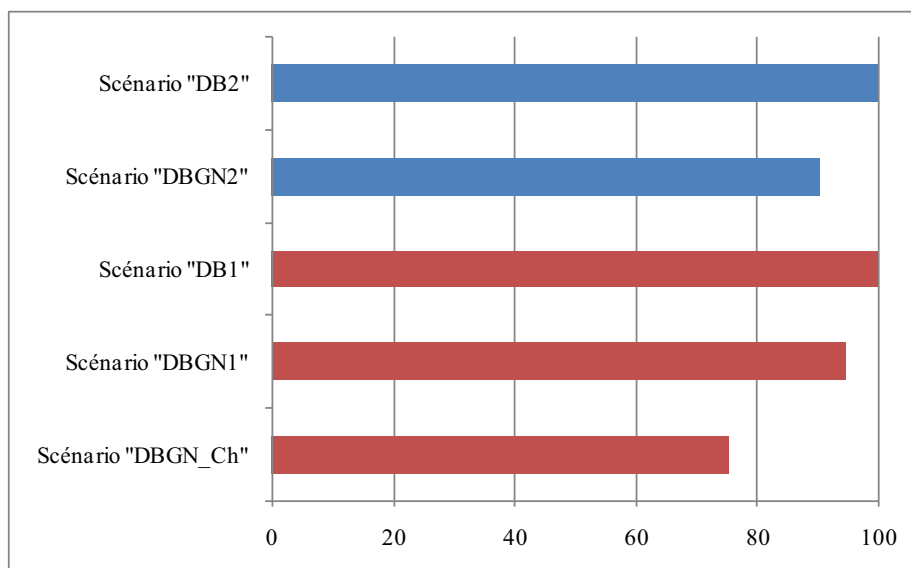


Figure V.14 : Effet de séchage des boues et de la valorisation du biogaz sur l'irréversibilité du système TE+TB (%)

- *Effet de substitution du séchage sur l'irréversibilité*

L'introduction d'une nouvelle opération « le séchage » pour réduire les impacts environnementaux liés au traitement final des boues cause une augmentation d'irréversibilité

(Figure V.15). Celle-ci augmente de 114.83 MJ/UF (+26%) et 59.652 MJ/UF (+13%), respectivement, dans les scénarii « DBGN1 » et « DBGN2 », par rapport au scénario « DBGN_Ch ». La première cause de cette augmentation est l'accroissement du débit de carburant et donc de l'irréversibilité du brûleur. Elle augmente de 46.382 MJ/UF et 25.626 MJ/UF, respectivement, dans les scénarii « DBGN1 » et « DBGN2 », par rapport au scénario « DBGN_Ch ». Cette augmentation est due principalement au sécheur S1 pour le scénario « DBGN1 » avec 68.45 MJ/UF et à l'échangeur de chaleur H.Ex.B pour le scénario « DBGN2 » avec 40.562 MJ/UF. L'irréversibilité du sécheur S2 du scénario « DBGN2 » est de 23.763 MJ/UF et celle du condenseur est de 5.595 MJ/UF.

L'irréversibilité rajoutée par l'opération de séchage représente 5.885 MJ/kg MS et 3.057 MJ/kg MS, respectivement, pour les scénarii « DBGN1 » et « DBGN2 ». Elle représente également 2.556 MJ/kg H₂O évaporée et 1.328 MJ/kg H₂O évaporée, respectivement, dans les scénarii « DBGN1 » et « DBGN2 ».

- *Effet de substitution de la valorisation du biogaz sur l'irréversibilité*

La valorisation du biogaz augmente l'irréversibilité de 5% et 10%, respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 », par rapport aux scénarii de référence « DBGN1 » et « DBGN2 ». Cette augmentation représente 32.4 MJ/UF et 53.5 MJ/UF, respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ». L'augmentation de l'irréversibilité représente 1.66 MJ/kg MS et 2.74 MJ/kg MS, respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 », par rapport aux scénarii « DBGN1 » et « DBGN2 ». Elle représente aussi 0.722 MJ/kg H₂O évaporée et 1.19 MJ/kg H₂O évaporée, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 ».

L'augmentation de l'irréversibilité est causé principalement dans le brûleur de 34.3 MJ/UF (+33%) et 55 MJ/UF (+54%), respectivement, dans les scénarii « DB1 » et « DB2 », par rapport aux scénarii de référence. Cette augmentation est due à la valorisation totale du biogaz dans le brûleur. Par ailleurs, l'utilisation des produits de combustion du biogaz diminue l'irréversibilité du sécheur S1 de 1.25 MJ/UF (-2%) et de l'échangeur de chaleur (H.Ex.G) de 0.575 MJ/UF (-2%), dans le scénario « DB1 », pour la même demande thermique que celle du scénario « DBGN1 ». En outre, les produits de combustion du biogaz diminuent l'irréversibilité de l'échangeur « H.Ex.B » de 1.47 MJ/UF (-4%), dans le scénario « DB2 », pour la même demande thermique que celle du scénario « DBGN2 ». Il convient de noter qu'avec 30% d'excès d'air, la température de combustion est de 1693 °C et 1581 °C,

respectivement, dans les scénarii «DB1 » et «DB2 ». De plus, les propriétés thermodynamiques et thermiques des produits de combustion du biogaz ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) sont différentes de celles du méthane pur. Ainsi, le dioxyde de carbone se trouvant dans le biogaz a un effet positif sur la diminution du débit des produits de combustion à fournir et donc sur l'irréversibilité des unités. Par conséquent, la quantité de biogaz produite par le digesteur anaérobie est de plus en plus économisée. En effet, le travail potentiel extractible des gaz d'échappement des scénarii «DB1 » (29.7 MJ/UF) et «DB2 » (7.94 MJ/UF) est, respectivement, supérieur à celui des scénarii «DBGN1 » (27.08) et «DBGN2 » (6 MJ/UF) (Figure V.15).

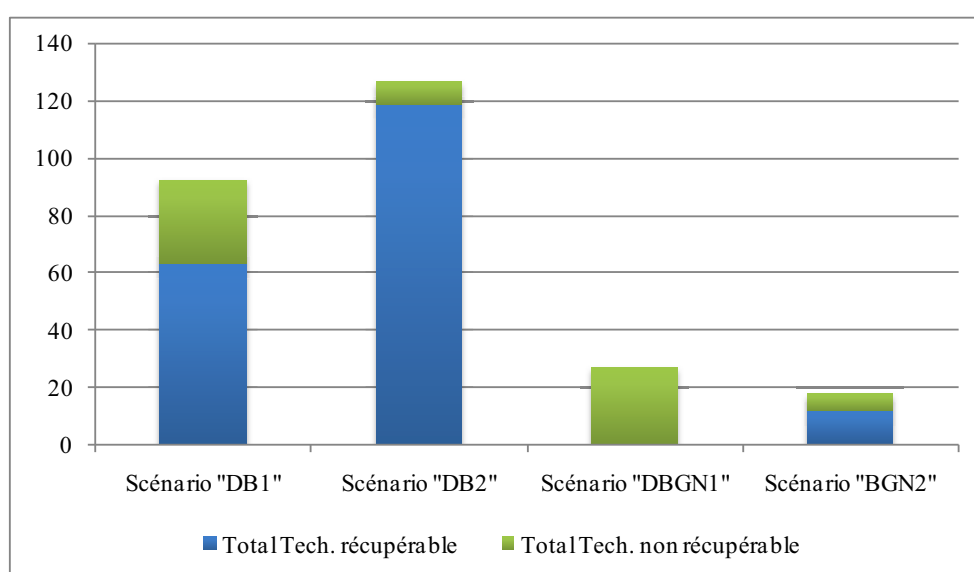


Figure V.15 : Travail potentiel extractible pour les différents scénarii

Il convient de noter que la température de combustion est élevée à cause de l'excès d'air considéré, d'une part, et d'autre part les produits de combustion considérés sont CO_2 et H_2O . Une analyse de sensibilité devrait être faite en considérant un excès d'air plus important, d'une part, et l'intégration des NO_x dans les bilans, d'autre part.

I.3.4 Effet de l'épandage des boues

L'épandage des boues évite les impacts environnementaux causés par la production des engrais azotés et phosphatés synthétiques équivalents ainsi que leur transport. Nous considérons deux cas pour le scénario « C », avec et sans considération de l'effet de substitution de l'oxyde de calcium (CaO) contenu dans les boues chaulées. Seul l'impact de la matière organique contenue dans les boues n'est pas considéré. Comme pour le phosphore et l'azote, la DCO émise dans le sol n'a pas de facteur d'impact dans les impacts de toxicité et

d'écotoxicité. Les quantités recyclées, en pourcentage, de nutriments de l'influent dans les boues sont données dans le Tableau V.29 pour les scénarii « C » et « DB ».

Tableau V.29 : Quantités recyclées des nutriments dans les boues (en %)

	Scénario « C »	Scénario « DB »
Azote total	46	38
Phosphore total	83	54
Ammonium	< 0.1	2.3
Phosphore soluble	< 0.1	13.7

Ainsi, l'effet indirect de la valorisation des boues du scénario « C » avec ou sans considération de la chaux est plus grand que celui du scénario « DB ». La comparaison des impacts évités est donnée en ANNEXE (V.4) (en valeur absolue) et dans la Figure V.16 (en pourcentage).

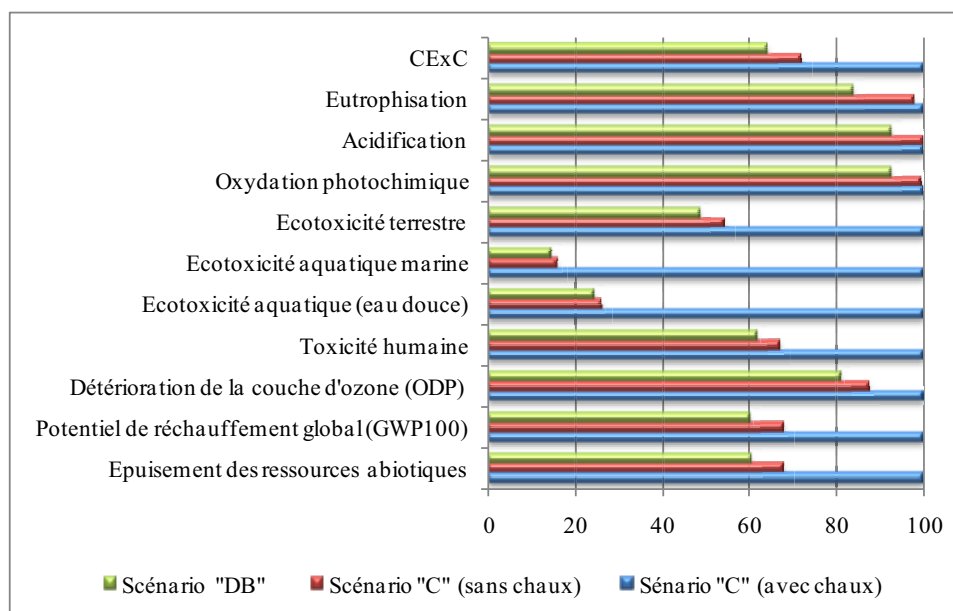


Figure V.16 : Comparaison des impacts évités par l'épandage des boues des scénarii « DB » et « C » avec et sans chaux

Afin d'évaluer l'effet de substitution de production des engrais synthétiques et de la chaux éteinte, nous n'utilisons pas la méthode des charges évitées. Nous considérons que celle-ci ne reflète pas la réalité. Ainsi, il est préférable de représenter la part de l'effet substitué en comparaison de la somme des effets directs et indirects. Le critère d'évitement (C_{evit}) calculé au CHAPITRE IV (§IV.5) permet de mieux visualiser ce que l'on gagne à utiliser les boues de STEP. Il est représenté dans la Figure V.17 pour les scénarii « C » avec et sans considération de la chaux et pour le scénario « DB ».

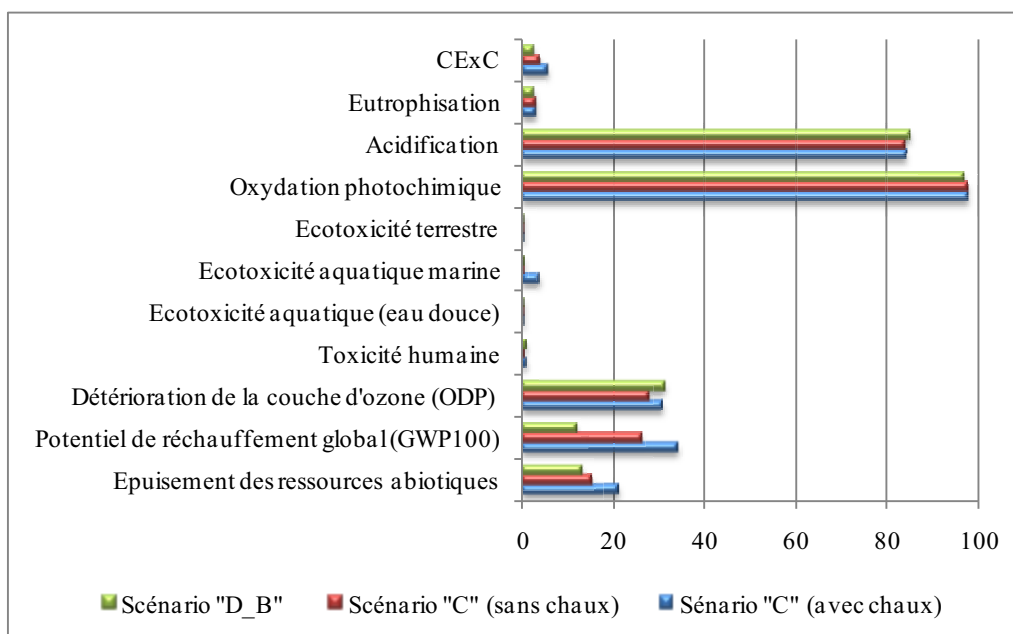


Figure V.17 : Visualisation des impacts évités par l'utilisation de boues conditionnées à la place des engrais synthétiques à l'aide d'un critère d'évitement

L'effet de substitution sur les impacts de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et marines, et d'écotoxicité terrestre n'est pas significatif (< 1%). L'effet de substitution sur l'eutrophisation et la CExC représente seulement 2.5-3% et 2.5-5.4%, respectivement. La CExC évitée des engrais azotés est de 17.2 MJ/UF pour le scénario « DB » et 20.2 MJ/UF pour le scénario « C ». La CExC évitée des engrais phosphatés est de 21.4 MJ/UF pour le scénario « DB » et 23.1 MJ/UF pour le scénario « C ». La CExC évitée de l'amendement calcique est de 16.9 MJ/UF pour le scénario « C ».

Les impacts évités les plus importants concernent l'oxydation photochimique (POP) (97-98%) et l'acidification (84-85%). Ces impacts sont dus, dans le cas des engrais chimiques, au dioxyde de soufre émis lors de la fabrication d'engrais phosphatés (> 99.7%).

L'effet de substitution pour l'impact d'épuisement des ressources abiotiques (AD) représente 21%, 15% et 13%, respectivement pour les scénarii « C » avec chaux, « C » sans chaux et le scénario « D ». La part substituée des engrais azotés est 33.5%, 49.4% et 47.3, respectivement pour les scénarii « C » avec chaux, « C » sans chaux et « DB ». Elle est causée par la consommation du gaz naturel. La part substituée des engrais phosphorés est de 34.3%, 50.6% et 52.7%, respectivement pour les scénarii « C » avec chaux, « C » sans chaux et « DB ». Elle est causée par la consommation du pétrole. Dans le scénario « C » avec chaux, la part substituée de la chaux est de 32.2%. Elle est causée par la consommation du charbon.

En ce qui concerne le potentiel de réchauffement global (*GWP100*), l'effet de substitution est de 34%, 26% et 12%, respectivement pour les scénarii « C » avec chaux, « C » sans chaux et le scénario « D ». L'effet de substitution est causé par les émissions de dioxyde de carbone et le monoxyde de diazote (Tableau V.30).

Tableau V.30 : Effet de substitution du CO₂ et du N₂O (en %)

	Scénario « C » avec chaux	Scénario « C » sans chaux	Scénario « DB »
CO ₂	74.8	63.9	65.1
N ₂ O	23.6	34.6	33.4

Le rejet de N₂O est causé majoritairement par les engrais azotés dans les trois scénarii (98.5-98.7%). L'effet de substitution de CO₂ pour les engrais azotés et phosphatés est de (40% et 60%) et (38% et 62%), respectivement, pour les scénarii « C » sans chaux et « DB ». Dans le scénario « C » avec chaux, la répartition de l'effet de substitution de CO₂ sur les engrais azotés et phosphatés, et sur l'amendement calcique est, respectivement, 23.3%, 34.8%, 41.8%.

Pour la détérioration de la couche d'ozone (*ODP*), l'effet de substitution est de 31%, 28%, 31%, respectivement pour les scénarii « C » avec chaux, « C » sans chaux et le scénario « D ». L'effet de substitution dans cet impact est causé à 100% par le Halon 1301. Ce dernier est libéré en grande partie (99%) par la production des engrais phosphatés dans les scénarii « DB » et « C » sans chaux. Par ailleurs, il est causé pour 12.6% par la production de chaux et 89.6% par la production des engrais phosphatés dans le scénario « C » avec chaux ».

I.4 Interprétation et conclusion

La comparaison des scénarii à l'échelle locale donne les résultats suivants :

- La digestion anaérobie permet d'éliminer l'étape de chaulage des boues et de réduire la masse des boues (humides et sèches). La digestion anaérobie produit des boues plus stables avec des quantités moindres. De plus, la valorisation du biogaz en séchage permet d'atteindre des siccités supérieures à 90%.
- Toutefois, la digestion anaérobie augmente la consommation d'autres flux fonctionnels. Elle est responsable de la production de quantités importantes d'ammonium présentes dans les retours en tête. Ceci implique une consommation supplémentaire d'énergie électrique pour la nitrification et de méthanol pour la

dénitrification. La digestion anaérobie, selon le modèle BASIC, convertit la totalité du phosphore inorganique particulaire et du phosphore des produits de stockage interne en fraction soluble. Celle-ci implique une consommation supplémentaire de chlorure ferrique.

- Le potentiel fertilisant des boues chaulées est plus grand que celui des boues digérées, sur la base des fractions globales (phosphore total et azote total). Cependant, sur la base des fractions assimilables par les plantes (ammonium et phosphore soluble), c'est l'inverse.

La comparaison des scénarii à l'échelle globale donne les résultats suivants :

- La digestion anaérobie permet de réduire les impacts environnementaux d'acidification, de toxicité, d'écotoxicité et de détérioration de la couche d'ozone. Les trois premiers impacts sont relatifs à la masse sèche des boues, tandis que le quatrième impact est relatif à la masse humide.
- La digestion anaérobie permet de réduire la contribution de l'étape TFB dans l'impact de détérioration de la couche d'ozone, causé par le transport des boues. Bien que le séchage des boues et la valorisation du biogaz réduisent les impacts globaux et régionaux de l'étape TFB et à l'intérieur des frontières du système, ils augmentent l'irréversibilité au niveau du site de l'étape TE+TB.
- Toutefois, la digestion anaérobie augmente les impacts environnementaux d'oxydation photochimique, du potentiel de réchauffement global et d'épuisement des ressources naturelles. Ces impacts environnementaux sont causés par la production d'électricité à partir des ressources fossiles et par celle du chlorure ferrique. De plus, la digestion anaérobie augmente la CExC et l'irréversibilité au niveau de l'étape TE+TB.
- La contribution de l'étape de traitement finale des boues, dans le scénario « DB », est plus grande que celle de l'étape TE+TB pour les impacts d'acidification, de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et d'écotoxicité terrestre. L'étape TFB cause une partie importante de l'impact d'écotoxicité aquatique des eaux marines. Ces impacts sont causés par les émissions directes des boues : l'ammoniac pour l'acidification et les métaux lourds pour les impacts de toxicité et d'écotoxicité. L'estimation de l'ammoniac émit durant l'opération du stockage des boues est basée

sur la masse sèche des boues. Une estimation devrait être faite sur la base des fractions azotées solubles et particulaires.

- Les impacts évités par l'épandage agricole sont plus grands dans le scénario avec stabilisation à la chaux. Le modèle utilisé pour l'estimation de ce potentiel est basé sur les fractions globales et non solubles. Une estimation du potentiel fertilisant, par rapport aux engrais synthétiques, devrait être faite sur la base des fractions solubles. Par ailleurs, les impacts évités par l'épandage sont globaux et régionaux (impacts appartenant à d'autres zones géographiques que celle de la STEP). Toutefois, outre les raisons psychologiques, l'hygiène publique et le manque d'intérêt des agriculteurs restent des obstacles pour la pérennisation de cette solution. Le recyclage des nutriments dans l'agriculture reste un souci majeur car il cause des problèmes d'écotoxicité et de toxicité via les produits alimentaires. Les boues d'épuration ne sont pas exemptes de polluants microbiologiques et de contaminants métalliques pour les sols, les plantes ou les produits issus des cultures.
- Le scénario « DB1 » présente une irréversibilité plus grande que le scénario « DB2 », bien que ces deux scénarii aient les mêmes impacts environnementaux. L'irréversibilité doit constituer le seul critère de comparaison entre les procédés lorsque ceux-ci ont les mêmes impacts environnementaux. Par ailleurs, techniquement le scénario « DB1 » est plus faisable que « DB2 ». En effet, le critère technique est très important dans l'étude de durabilité des procédés.

L'analyse par contribution montre qu'afin de réduire les impacts potentiels, la priorité est de diminuer la dépendance en électricité (liée à l'ammonium produit par le digesteur anaérobie), d'une part, et en chlorure ferrique (liée au phosphore soluble produit par le digesteur anaérobie) d'autre part. Il est donc intéressant d'étudier l'effet de valorisation du biogaz en électricité à l'échelle locale et globale. La réduction de la dépendance en chlorure ferrique pourrait être effectuée à partir de deux échelles :

- 1) à l'échelle locale en cherchant une solution technique alternative au niveau de la STEP ;
- 2) à l'échelle globale en réduisant la quantité du phosphore entrant dans la STEP. Ceci peut être réalisé par deux solutions : soit réduire la quantité de détergents à base de phosphore (voir CHAPITRE IV § IV.1), soit utiliser le traitement séparatif.

Dans la partie suivante nous discutons de la valorisation du biogaz par cogénération.

II. ACVE DE DEUX METHODES DE VALORISATION DU BIOGAZ

II. 1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

II.1.1 Définition des objectifs

L'objectif est de comparer les scénarii « C » et « DB2 » analysés précédemment avec une autre solution technique. Elle consiste à valoriser le biogaz du scénario « D » en cogénération dans un moteur à combustion interne, appelé scénario « DMCI ». L'objectif est également d'identifier quels sont les sous-systèmes et les émissions qui devront être respectivement améliorés et évités, sur la base de l'analyse de contribution.

II.1.2 Définition du champ de l'étude

II.1.2.1 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle (UF) correspond au traitement d'un volume journalier d'eau usée de 200 litres par équivalent-habitant en France.

II.1.2.2 Frontières des systèmes

Les mêmes frontières des systèmes fixées dans le cas d'étude précédent pour le scénario « D » sont utilisées dans ce cas d'étude. Dans le scénario « DMCI » la valorisation du biogaz est réalisée dans un moteur à combustion interne (MCI).

Lorsque le biogaz est valorisé dans le MCI, les émissions ne doivent pas dépasser les normes de rejets en France. Les seuils de rejet en termes de NO_x et de CO sont respectivement $250\text{mg}/\text{Nm}^3$ et $650\text{mg}/\text{Nm}^3$ contenant 5% d' O_2 en volume (Décret du 14 novembre 2003). Le contrôle de ces émissions dépend du contenu du biogaz en CO_2 , du ratio air-carburant, du taux de compression, de la vitesse du moteur et des réactions prenant place à la pression significative durant la détente des gaz (Huang et Crookes, 1998 ; Roethlisberger et Favrat, 2002 ; Forsich et al. 2004 ; Crookes, 2006 ; Siripornakarachai et Sucharitakul, 2007). Ces paramètres affectent la performance, la puissance et la consommation spécifique en carburant du moteur. Cependant, dans cette étude le modèle utilisé pour évaluer les compositions des produits de combustion ne prend pas précisément en compte ces paramètres sur la combustion du biogaz qui contient du CO_2 . Par conséquent, il est difficile de représenter le comportement du moteur alimenté par le biogaz. Dans ce travail, les efficacités du moteur et la consommation spécifique en carburant sont fixées selon Gay (2002) ainsi que l'ordre de

grandeur de la température des gaz d'échappement (450 et 550°C) (Gay, 2002 ; Huang et Crookes, 1998 ; Lévy, 1996). L'excès d'air est fixé à 30% pour respecter cette contrainte. Il est supposé que la totalité du biogaz produit par le digesteur anaérobie est valorisée dans le MCI. Le changement du lubrifiant et les opérations de maintenances du MCI ne sont pas considérés.

Les processus de traitement final des boues sont aussi maintenus dans le scénario « DMCI » : séchage des boues, transport, stockage et épandage des boues. Nous maintenons le même dispositif de séchage que le scénario « DB2 ». L'électricité produite lors de la valorisation du biogaz dans le MCI est supposée être utilisée pour l'aération dans la STEP, et les gaz d'échappement pour le chauffage de la VS recyclée. L'énergie thermique contenue dans ces gaz d'échappement n'est pas suffisante pour chauffer la VS recyclée jusqu'à la température de 319°C. De plus, l'énergie thermique à basse température ne peut pas être utilisée pour le chauffage de la VS recyclée. Par conséquent, pour atteindre la température spécifiée (319°C), la VS recyclée, chauffée dans l'échangeur de chaleur (H.Ex.B) à 210°C, est chauffée ensuite dans un autre échangeur de chaleur (H.Ex.C). Ce dernier est alimenté par les produits de combustion du gaz naturel (considéré comme du méthane) dans un brûleur conventionnel adiabatique. L'énergie thermique contenue dans l'huile de lubrification et l'eau de refroidissement du MCI n'est utilisée dans aucune opération.

La valorisation du biogaz dans le MCI et le maintien de l'opération du séchage impliquent un investissement supplémentaire (gaz naturel) et donc des impacts rajoutés. Il est intéressant de comparer ce scénario avec une deuxième solution technique basée sur le MCI. Cette solution consiste à utiliser l'énergie thermique contenue dans l'huile de lubrification et l'eau de refroidissement du MCI dans le chauffage du digesteur et supprimer l'opération de séchage. Ainsi, les boues sont envoyées directement à l'épandage agricole après déshydratation. Les systèmes étudiés sont schématisés dans les Figures V.18 et V.19, respectivement, pour le scénario valorisation en MCI plus séchage (appelé « DMCI1 ») et le scénario valorisation en MCI sans séchage (appelé « DMCI2 »).

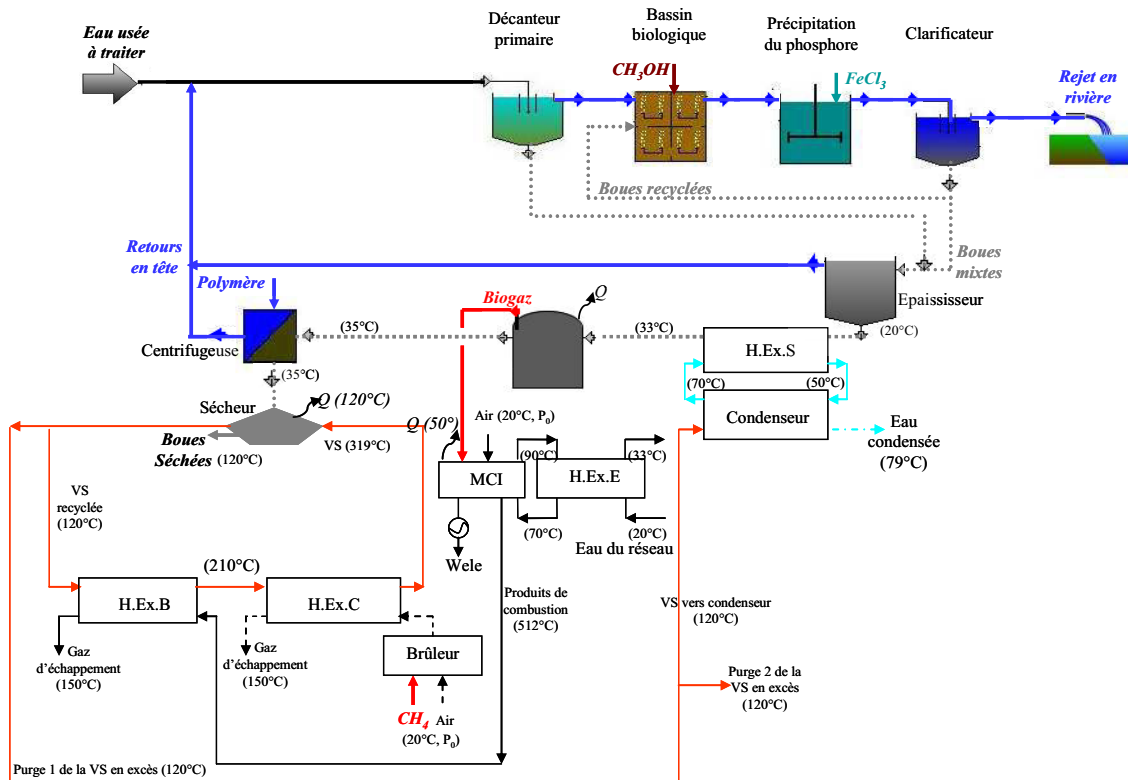


Figure V.18 : Schéma du scénario « DMC11 »

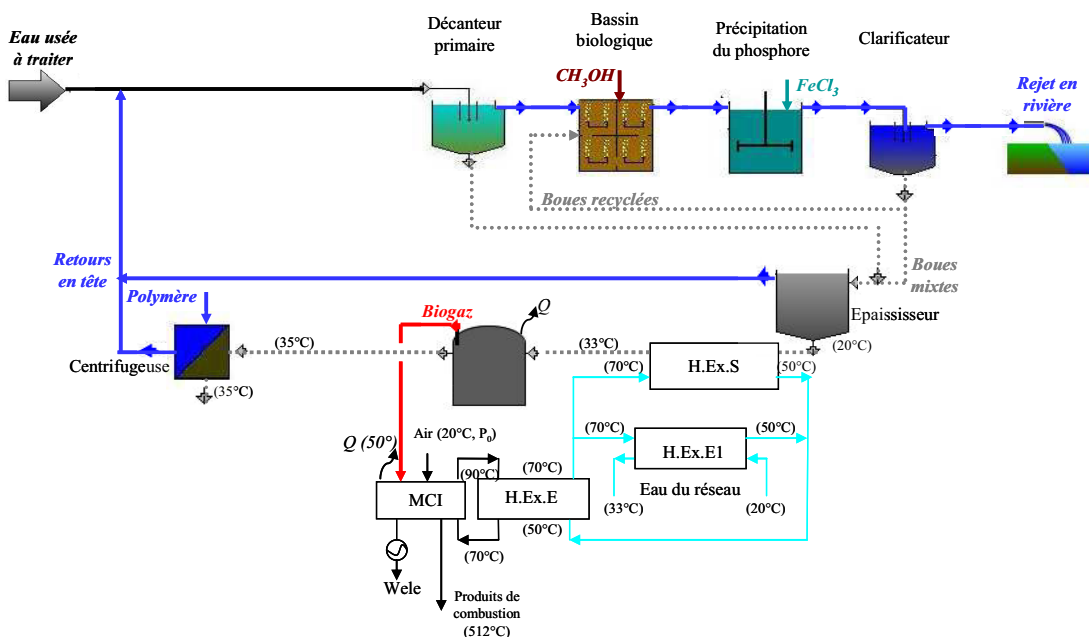


Figure V.19 : Schéma du scénario « DMC12 »

II.1.2.3 Types des données et leur collecte

L'inventaire de production du gaz naturel est pris dans la base de données BUWAL250 du logiciel SimaPro 6.0 (PréConsultants, Amersfoort, NL) (Goedkoup, 2003). Les facteurs de conversion supposés pour la valorisation du biogaz sont 35% pour l'électricité, 30% pour

l'énergie thermique à haute température, 25% à basse température et 10% pour l'énergie thermique perdue sous forme de chaleur dans l'environnement (Gay, 2002). Pour estimer la chaleur structurelle perdue nous supposons que la température de surface du MCI est de 50°C. L'analyse des compositions des produits de combustion du biogaz dans le MCI est réalisée par le logiciel Gaseq 0.79 (Morley, 2005). Dans le logiciel seule la combustion du méthane est considérée et le dioxyde de carbone est rajouté dans la composition finale. Les produits de combustion en sortie du MCI sont supposés être ceux produits par la phase de combustion interne.

L'analyse thermodynamique (premier principe) et exergetique du MCI est réalisée sur la base des compositions des produits de combustion (Morley, 2005), du PCI du biogaz et des facteurs de conversion fixés (Gay, 2002). Ainsi, la température des produits de combustion est déduite. Pour calculer l'irréversibilité de l'énergie thermique à basse température, deux échangeurs de chaleur sont pris en compte. Le premier est un échangeur « huile-eau » où les températures d'entrée et de sortie de l'eau sont respectivement de 70°C et 90°C. Il est supposé que l'irréversibilité du changement de température dans la section huile est supérieure de 15% à celle de l'eau. Le deuxième échangeur (H.Ex.E) est situé entre l'eau de refroidissement (70-90°C) et l'eau du réseau (20-33°C) (Figure V.18). Dans le scénario « DMCI2 » un échangeur de chaleur est rajouté (H.Ex.E1) à cause des spécificités thermiques du chauffage du digesteur et du refroidissement du MCI (Figure V.19). Les bilans exergetiques des deux scenarii sont donnés en ANNEXE (V.2).

La méthode de charge environnementale évitée a été utilisée pour quantifier l'effet de substitution de l'énergie électrique produite par le MCI.

II. 2 Analyse de l'inventaire

Les bilans de matière et énergétique de la valorisation du biogaz dans le MCI sont donnés, respectivement dans les Tableaux V.31 et V.32.

Tableau V.31 : Produits de combustion du biogaz dans le MCI et le brûleur (*Flux en kg/UF*)

Substance	MCI	Brûleur
CO ₂	27.58	27.82
NO	0.33	-
N ₂	99.96	100.82
H ₂ O	13.13	13.26
O ₂	6.83	7.1
H ₂	0.0006	-
CO	0.03	-
OH	0.06	-
O	0.003	-
H	1.96 10 ⁻⁵	-

Tableau V.32 : Bilan énergétique de la valorisation du biogaz dans le MCI

Type d'énergie	Symboles	en kW	en MJ/UF
Electrique	W _{éle}	491.47	103.33
Energie thermique à haute température (512°C) (gaz)	Q _{HT}	421.26	88.57
Energie thermique à basse température	Q _{BT}	351.10	73.81
Pertes thermiques (50°C)	Q _{perte}	140.42	29.52

L'Auto-suffisance en Energie Electrique (AEE) de l'ensemble de la filière TE+TB est de 22.9%. Dans le Tableau V.33 nous comparons le facteur d'auto-suffisance d'Energie Electrique de l'ensemble de la filière TE+TB à partir de la valorisation du biogaz avec quelques études.

Tableau V.33 : Facteur d'auto-suffisance d'Energie Electrique AEE (en%)

Source	Echelle d'étude	AEE
Cas d'étude	Simulation	22.9
Tsagarakis et Papadogiannis (2006)	Site	15.9
Zhao et Viraraghavan (2004)	Site	13.3
Renou (2006)	Site	60

Les études mentionnées dans le Tableau V.33 prennent en compte la globalité d'une STEP contenant des équipements négligés dans notre étude comme le prétraitement et le traitement des graisses... Tsagarakis et Papadogiannis (2006) ont réalisé une évaluation technico-économique de la valorisation du biogaz sur la base du cycle de vie de la STEP, mais ils n'ont pas pris en compte l'aspect environnemental.

Le facteur d'Auto-suffisance en Energie Thermique (AET) de l'ensemble de la filière TE+TB est de 115% si l'énergie thermique à basse température est également considérée. Ce facteur est égal à 71% si seule l'énergie thermique contenue dans les gaz d'échappement est considérée.

II.3 Evaluation des impacts et de l'exergie

II.3.1 Comparaison des scenarii

Les scenarii « DMCI1 » et « DMCI2 » sont comparés avec les scenarii « C » et « DB2 » en termes d'impacts environnementaux, la CExC et l'irréversibilité de la filière TE+TB. Les valeurs absolues sont montrées en ANNEXE (V.5) et en pourcentage dans la Figure V.20. Il convient de noter que les substances H₂, OH, O, H émises par le MCI ne sont pas modélisés dans aucun impact environnemental.

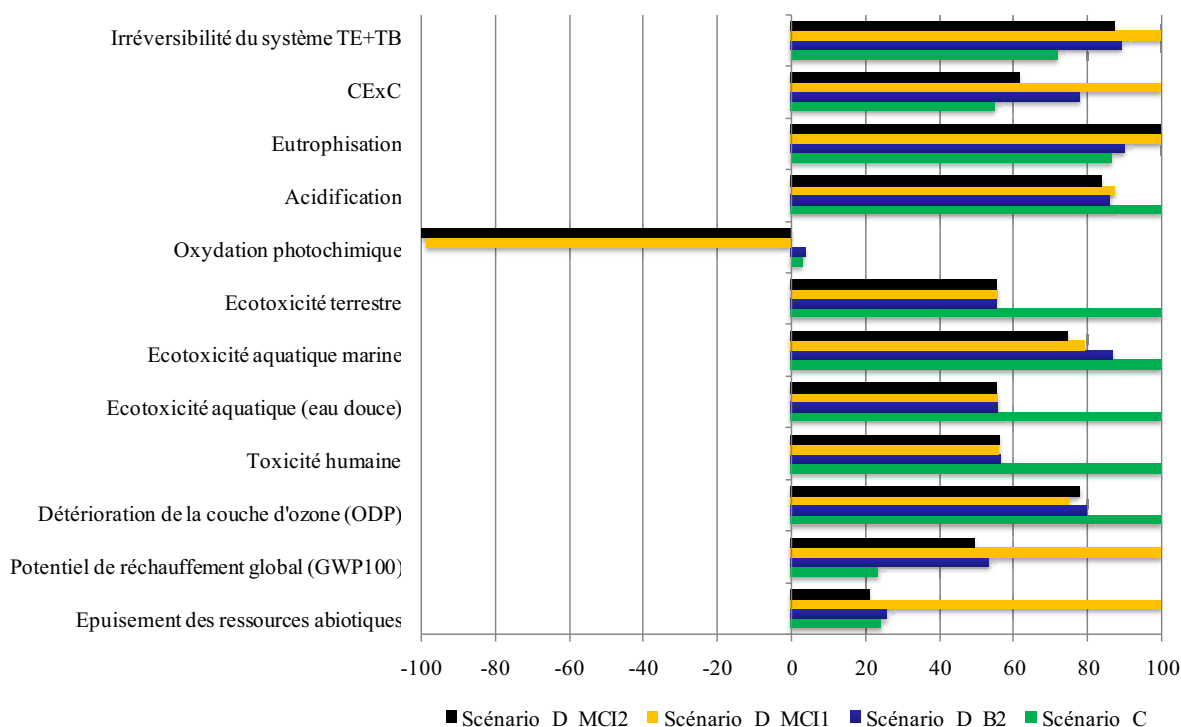


Figure V.20 : Comparaison des scenarii en termes d'impacts et d'exergie (en pourcentage)

Les impacts environnementaux et la CExC causés par le traitement final des boues du scénario « DMCI1 » sont les mêmes que ceux causés par le scénario « DB ». La quantité des engrais azoté et phosphatés évités par les scenarii « DMCI1 » et « DMCI2 » est la même que celle du scénario « DB » puisqu'ils ont la même quantité de matière sèche. Seul l'effet de substitution, calculé par le critère d'évitement, change.

- Comparaison entre les scénarii « DMC11 » et « DB2 »

La comparaison entre les scénarii « DMC11 » et « DB2 » est illustrée par la Figure V.21.

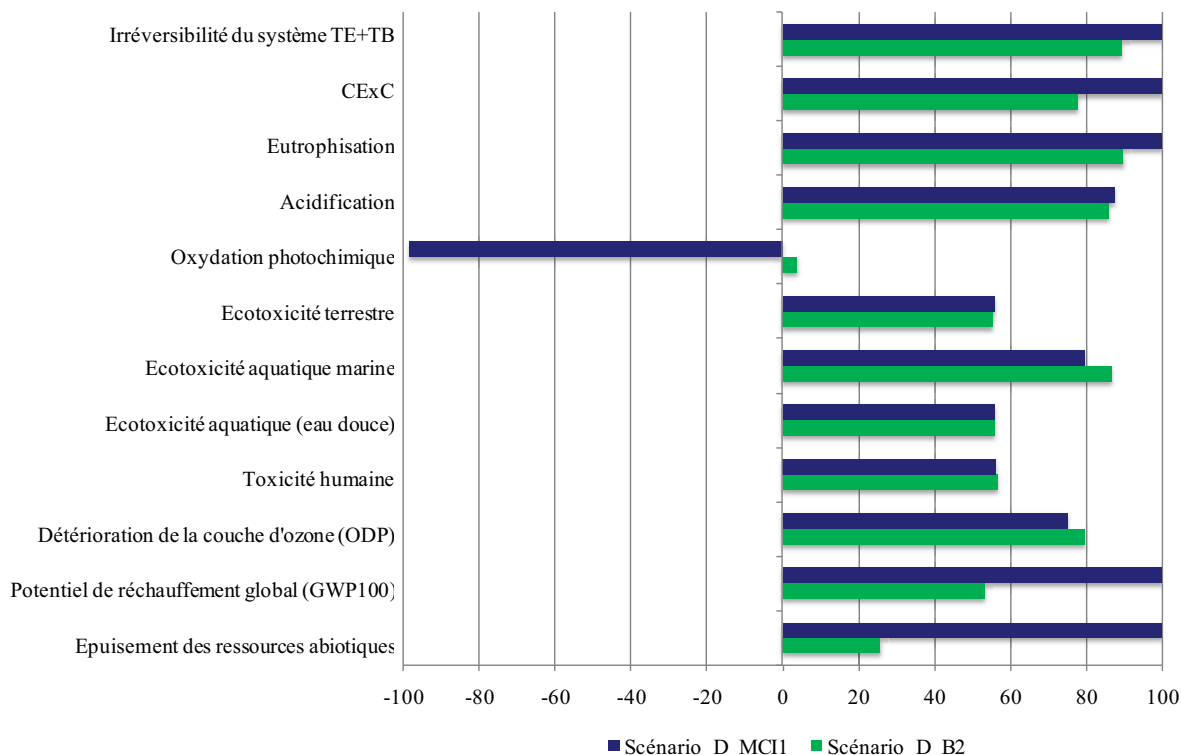


Figure V.21 : comparaison entre le scénario « DMC11 » et le scénario « DB2 »

En comparaison avec le scénario « DB2 », le scénario « DMC11 » réduit les impacts de détérioration de la couche d’ozone de 6% et l’écotoxicité aquatique des eaux marines de 8.5% car ces deux impacts sont causés par la production d’électricité. L’impact d’oxydation photochimique du scénario « DMC11 » a un signe négatif par rapport au scénario « DB2 ». Celui-ci est causé par l’oxyde d’azote (NO) produit lors de la combustion du biogaz dans le MCI. NO a un indicateur négatif (-0.427 kg C₂H₂/kg) selon le modèle d’impact d’oxydation photochimique car il réagit avec l’ozone pour former NO₂. Plusieurs possibilités peuvent être envisagées sur la considération de l’oxyde d’azote produit par le MCI (NO, NO_x ou NO₂). Une analyse de sensibilité doit être faite afin d’évaluer la variation d’impact par rapport au choix de la molécule. Les NO_x sont constitués majoritairement de NO₂. Dans les études ACV, les NO_x sont souvent considéré pour l’analyse des impacts. Dans le Tableau V.34, nous comparons les indicateurs d’impact et l’exergie standard chimique de NO, NO_x et NO₂.

Tableau V.34 : Comparaison des indicateurs d'impact de NO, NO_x et NO₂

Substance	Oxydation photochimique (kg C ₂ H ₂ eq/kg)	Acidification (kg SO ₂ eq/kg)	Eutrophisation (kg PO ₄ ³⁻ eq/kg)	Toxicité humaine (kg 1,4-DB eq/kg)	Exergie chimique (kJ/mole)
NO	- 0.427	-	0.2	-	88.9
NO _x	-	0.5	0.13	1.2	-
NO ₂	0.028	0.5	0.13	1.2	55.6

Cependant, le scénario « DMCI1 » augmente cinq impacts environnementaux par rapport au scénario « DB2 » : l'épuisement des ressources abiotiques de 288%, le potentiel de réchauffement global de 88%, l'acidification de 1.6%, l'eutrophisation de 11%. De plus, la CExC augmente de 430 MJ/UF (+27%) et l'irréversibilité de 68.455 MJ/UF (+12%). Cette augmentation est due à la consommation du gaz naturel pour l'opération du séchage des boues. Ainsi pour le scénario « DMCI1 », le gaz naturel est la ressource qui contribue le plus à l'impact d'épuisement des ressources abiotiques avec 73% et il est la deuxième substance qui contribue le plus dans la CExC avec 30%, après l'uranium. Le dioxyde de carbone produit par la combustion du gaz naturel est la substance qui contribue le plus dans le potentiel de réchauffement global avec 42.7 kg CO₂/UF (45%) suivie par le dioxyde de carbone biogène produit par le MCI avec 27.6 kg CO₂/UF (29%). L'ensemble des autres sous-systèmes cause 19% (18.4 kg CO₂/UF) de cet impact. L'augmentation de l'impact d'acidification est imputée aux oxydes de soufre (4% de l'impact global) causés par la production du gaz naturel brûlé. L'augmentation de l'impact d'eutrophisation est causée par l'oxyde nitrique (10% de l'impact global) produit par la combustion du biogaz dans le MCI.

Par ailleurs, la variation des impacts de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et l'écotoxicité terrestre causée par le scénario « DMCI » n'est pas significative (< 1%).

Dans le scénario « DMCI1 », l'irréversibilité de la STEP contribue pour 61% du total et celle du système de chauffage et de séchage des boues pour 39% (245.388 MJ/UF). Celle-ci est plus grande que celle du système de chauffage et de séchage du scénario « DB2 ». Dans le scénario « DMCI1 », l'irréversibilité du MCI est importante par rapport à la valeur totale (24%), tandis que l'irréversibilité relative du brûleur supplémentaire et du sécheur est de 4%. L'irréversibilité relative de l'échangeur de chaleur (H.Ex.C) est de 3%, celle de l'échangeur (H.Ex.E) de 2% et celles des échangeurs (H.Ex.B) et (H.Ex.S) et du condenseur sont de 1% chacune. Les irréversibilités des systèmes de chauffage et de séchage ainsi que celles des unités sont représentées dans la Figure V.22 et le Tableau V.35.

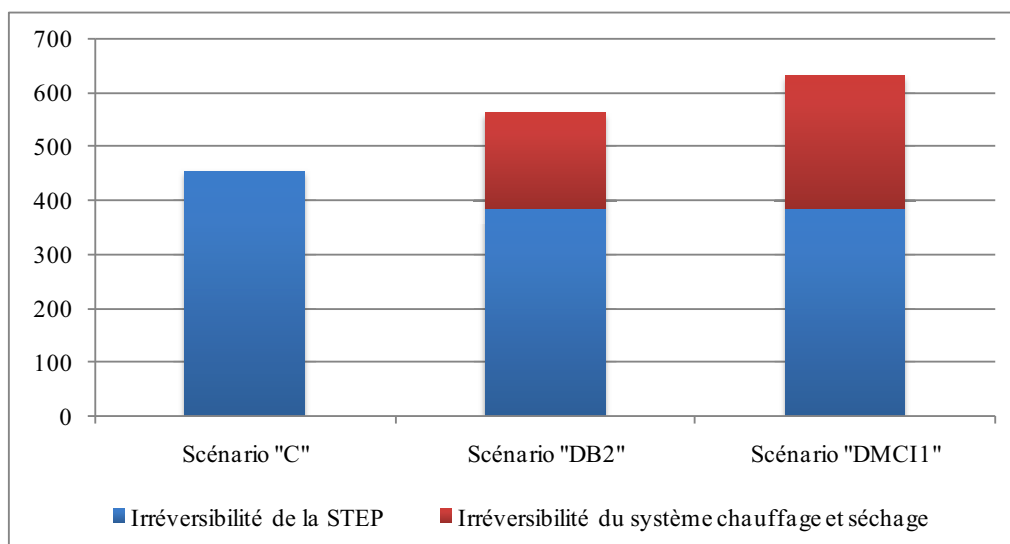


Figure V.22 : Irréversibilité de la STEP et du système SCS des scenarii (MJ/UF)

Tableau V.35 : Irréversibilités des scenarii « C », « DB2 » et « DMCI1 » (en MJ/UF)

	Scénario « C »	Scénario « DB2 »	Scénario « DMCI1 »
Irréversibilité total du système TE+TB	455.216	597.464	631.853
Irréversibilité de la STEP	455.216	386.465	386.465
Irréversibilité du brûleur	0	102.769	23.4
Irréversibilité du MCI	0	0	153.183
Irréversibilité du sécheur	0	67.199	67.199
Irréversibilité du H.Ex.S	0	5.714	5.714
Irréversibilité du H.Ex.B	0	39.1	6.943
Irréversibilité du H.Ex.C	0	0	15.87
Irréversibilité du H.Ex.E	0	0	10.933
Irréversibilité du condenseur	0	5.595	5.595

Le travail potentiel extractible du scénario « DMCI1 » est comparé avec celui du scénario « DB2 » dans le Tableau V.36 et la Figure V.23.

Tableau V.36 : Travail potentiel extractible des scenarii « DB2 » et « DMCI1 » (en MJ/UF)

	Scénario_DB2	Scénario_DMCI1
Produits de combustion en excès (T=1580°C)	106.873	0
Exergie thermique de l'eau et de l'huile de refroidissement (T= 90°C)	0	33,86556032
Gaz Tech. non récupérable (H.Ex.C) (T=150°C)	0	18,4450929
Gaz Tech. non récupérable (H.Ex.B) (T=150°C)	7.94	2,942547488
Vapeur S purgée en excès Tech. récupérable (T=120°C)	11.152	11,1518341
Eau condensée Tech. récupérable (T=79°C)	0.74	0,735073219
Total Tech. récupérable	118.76	45,75246765
Total Tech. non récupérable	7.94	21,38764039
Total	126.7	67,14010803

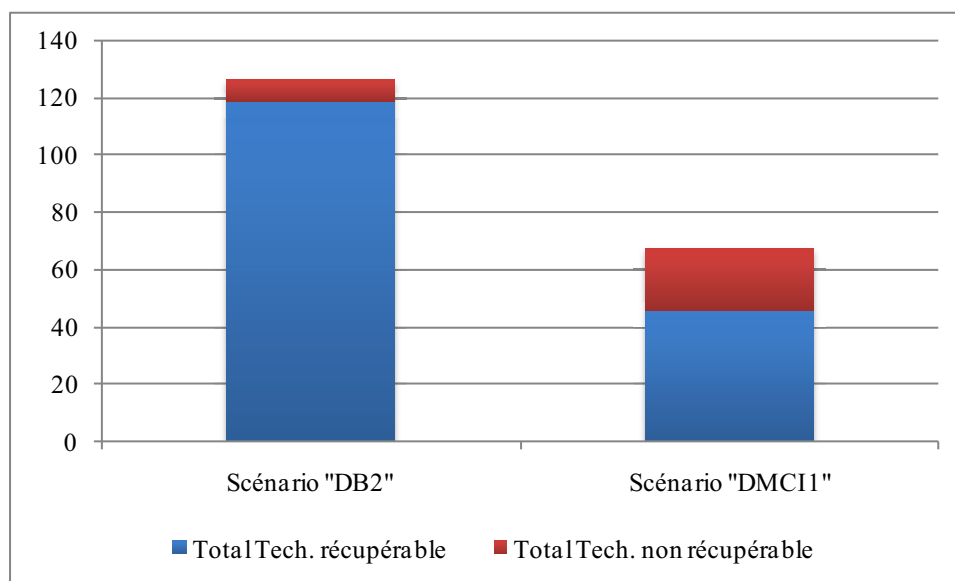


Figure V.23 : Travail potentiel extractible des scénarii « DB2 » et « DMCI1 ».

Le scénario « DB2 » surclasse le scénario « DMCI1 » pour le critère du travail potentiel extractible techniquement récupérable et total.

- *Comparaison entre les scénarii « DMCI2 » et « DB2 »*

Sur l'ensemble des impacts potentiels, le scénario « DMCI2 » est plus « environnemental » que le scénario « DMCI1 ». Ce dernier surclasse le scénario « DMCI2 » de 4% pour l'impact de détérioration de la couche d'ozone (ODP) et de 1.5% pour l'impact d'oxydation photochimique à cause de la suppression du séchage des boues.

La suppression du module de séchage et la valorisation de l'énergie thermique de l'eau de refroidissement du bloc moteur dans le chauffage du digesteur (scénario « DMCI2 ») permettent la réduction de l'ensemble des impacts environnementaux en comparaison avec le scénario « DB2 » (Figure V.24). Seul l'impact d'eutrophisation du scénario « DMCI2 » dépasse celui du scénario « DB2 » de 11% (impact imputé au NO du MCI avec 10% de l'impact global). De plus, la réduction des impacts de toxicité humaine, d'écotoxicité aquatique des eaux douces et d'écotoxicité terrestre n'est pas significative (<1%).

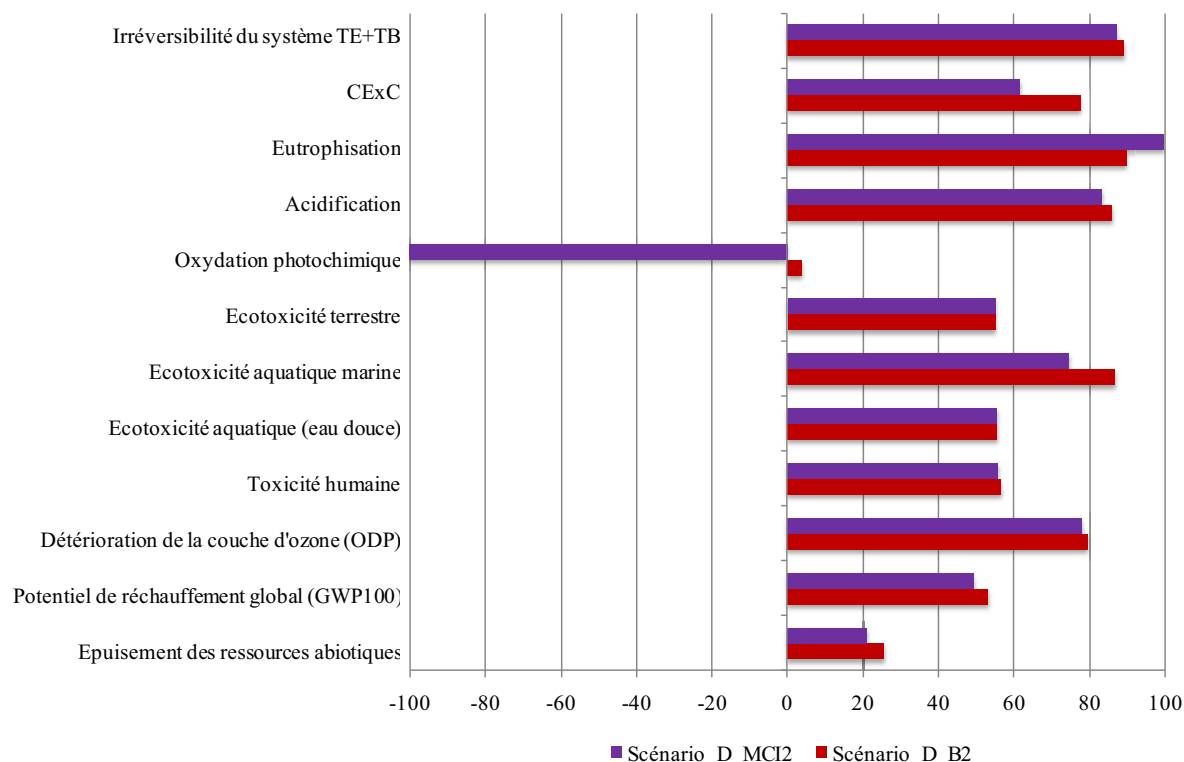


Figure V.24 : Comparaison entre le scénario « DMCI2 » et le scénario « DB2 »

Le scénario « DMCI2 » améliore l'impact d'épuisement des ressources abiotiques du scénario « DB2 » de 18%, le potentiel de réchauffement global du scénario de 7%, l'impact de détérioration de la couche d'ozone de 2%, l'écotoxicité aquatique des eaux marines de 14%, l'acidification de 3%. De plus, il réduit la CExC de 310 MJ/UF (-21%) et l'irréversibilité du système de 12.830 MJ/UF (- 2.3%).

Le scénario « DMCI2 » réduit l'irréversibilité du système de chauffage et de séchage de 81.284 MJ/UF par rapport à celle du scénario « DMCI1 ». L'irréversibilité du MCI est la même mais sa contribution relative augmente à 27%, tandis que la contribution du système de chauffage est de 30% (164.103 MJ/UF). Ainsi, les irréversibilités du brûleur et du sécheur sont supprimées ainsi que celles des échangeurs de chaleur (H.Ex.B) et (H.Ex.C). L'irréversibilité de l'échangeur de chaleur (H.Ex.E) diminue de 7.252 MJ/UF (66%). La contribution de l'irréversibilité du nouvel échangeur de chaleur (H.Ex.E1) est très faible (<1%). Les irréversibilités du scénario « DMCI2 », de ses unités et du système de chauffage sont montrées dans le Tableau V.37 et la Figure V.25.

Tableau V.37 : Les irréversibilités des scénarii « C », « DB2 », « DMCI1 » et « DMCI2 » (en MJ/UF)

	Scénario_C	Scénario_DB2	Scénario_DMCI1	Scénario_DMCI2
Irréversibilité totale du système TE+TB	455.216	597.464	631.853	550.57
Irréversibilité de la STEP	455.216	386.465	386.465	386.465
Irréversibilité du brûleur	0	102.769	23.4	0
Irréversibilité du MCI	0	0	153.183	153.183
Irréversibilité du sécheur	0	67.199	67.199	0
Irréversibilité du H.Ex.S	0	5.714	5.714	5.714
Irréversibilité du H.Ex.B	0	39.1	6.943	0
Irréversibilité du H.Ex.C	0	0	15.87	0
Irréversibilité du H.Ex.E		0	10.933	3,681
Irréversibilité du H.Ex.E1	0	0	0	1,526
Irréversibilité du condenseur	0	5.595	5.595	0

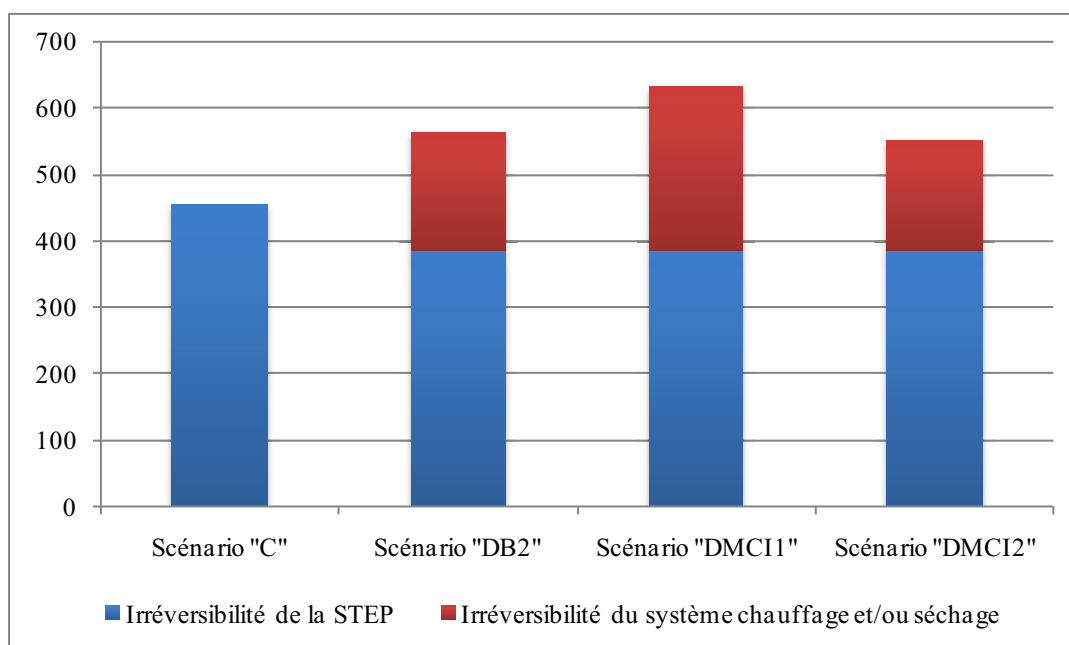


Figure V.25 : Irréversibilités de la STEP et du système de chauffage et/ou de séchage (MJ/UF)

La valorisation de l'énergie thermique du bloc moteur dans l'opération de chauffage du digesteur permet d'avoir un travail potentiel techniquement extractible au niveau des gaz d'échappement de 48.802 MJ/UF supérieur à celui du scénario « DMCI1 » de 7% (Figure V.26).

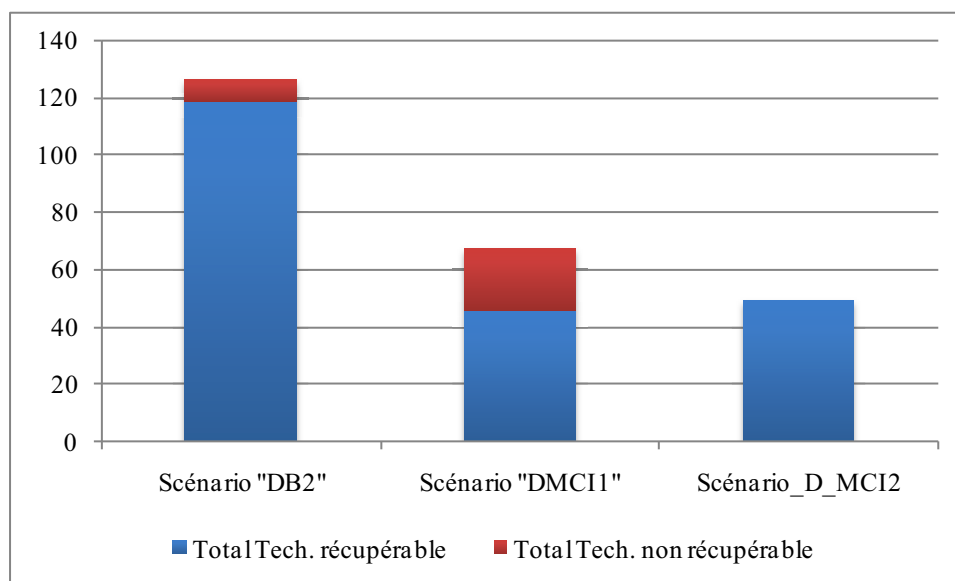


Figure V.26 : Travail potentiel extractible des scenarii « DB2 », « DMCI1 » et « DMCI2 »

La suppression du séchage des boues a un effet sur les impacts environnementaux de l'étape de traitement final des boues. Dans la Figure V.27, nous comparons les impacts environnementaux de l'étape TFB des scenarii « DB2 » et « DMCI2 ».

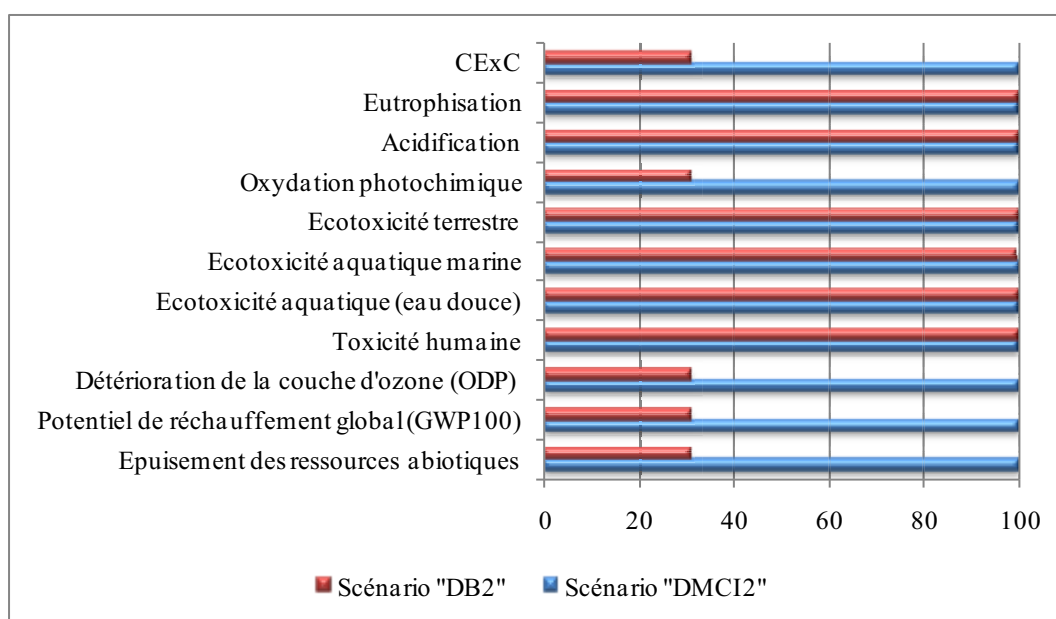


Figure V.27 : Comparaison des impacts environnementaux de l'étape TFB des scenarii « DB2 » et « DMCI2 »

D'après la Figure V.27, le scénario « DMCI2 » augmente d'environ 223% les impacts d'épuisement des ressources abiotiques, de potentiel de réchauffement global, de détérioration de la couche d'ozone, d'oxydation photochimique, et de CExC (+7.73 MJ/UF) par rapport au

scénario « DB2 ». La quantité de gazole consommée durant cette étape est de 0.068 kg/UF et 0.22 kg/UF, respectivement dans les scénarii « DB2 » et « DMCI2 » (+ 223%). Les autres impacts environnementaux ne changent pas car ils sont calculés sur la base de la matière sèche des boues.

Afin de choisir la meilleure option parmi les scénarii étudiés sur l'ensemble du cycle de vie, nous comparons les améliorations apportées par les scénarii « DB2 » et « DMCI2 » par rapport au scénario de référence « C » (Tableau V.38).

Tableau V.38 : Réduction des impacts par les scénarii « DB2 » et « DMCI2 » en comparaison avec le scénario « C » (en %)

Catégorie d'impact	Scénario_DB2	Scénario_DMCI2
Epuisement des ressources abiotiques	-6 (*)	13
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	-129	-112.5
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	20.4	22
Toxicité humaine	43.5	44
Ecotoxicité aquatique (eau douce)	44.3	45
Ecotoxicité aquatique marine	13.2	25.3
Ecotoxicité terrestre	45	45
Oxydation photochimique	-39.22	3632.5
Acidification	14	16.5
Eutrophisation	-4	-15.4
Exergie Investie	-41.5	-12.3
Irréversibilité du système TE+TB	-24	-21
* le signe négatif signifie que l'impact augmente		

Les résultats du Tableau V.38 montrent que le potentiel d'amélioration du scénario « DMCI2 » est plus grand que celui du scénario « DB2 », à l'exception de l'impact d'eutrophisation (causé par NO). En comparaison avec le scénario « C », le scénario « DMCI2 » est surclassé seulement pour le potentiel de réchauffement global (causé par le CO₂ biogène du MCI), l'eutrophisation (causé par NO de l'unité de valorisation), la CExC et l'irréversibilité. Une analyse de sensibilité doit être faite en omettant le dioxyde de carbone biogène, d'une part, et les émissions de l'unité de valorisation, d'autre part. Cette dernière consiste en une analyse de sensibilité sur la loi d'imputation des émissions des unités de valorisation. En outre, il convient aussi de réaliser une analyse de sensibilité sur le potentiel d'amélioration par rapport à d'autres mix-énergétiques comme celui de l'Allemagne, la Suède ou la Suisse.

Dans ce qui suit, l'analyse de contribution des sous-systèmes dans le scénario « DMCI2 » est comparée à celle du scénario « DB2 ».

Dans l'impact d'épuisement des ressources abiotiques, la contribution du gazole consommé dans le transport passe de 1% dans le scénario « DB2 » à 5% dans le scénario « DMCI2 ».

Concernant le potentiel de réchauffement global, la contribution du dioxyde de carbone augmente de 4% dans le scénario « DMCI2 » par rapport à celle du scénario « DB2 ».

Concernant la détérioration de la couche d'ozone, la contribution de l'électricité produite à partir du pétrole passe de 76% dans le scénario « DB2 » à 61% dans le scénario « DMCI2 ». Dans celui-ci, la contribution de la production du gazole consommé est de 25% contre 8% dans le scénario « DB2 ».

Pour l'écotoxicité des eaux marines, la contribution des métaux lourds dans la terre arable passe de 34% dans le scénario « DB2 » à 39% dans le scénario « DMCI2 ». Ainsi, la contribution de l'électricité produite à partir du charbon a été réduite dans le scénario « DMCI2 » de 5%.

Les contributions dans les autres impacts environnementaux dans le scénario « DMCI2 » sont relativement similaires à celles dans le scénario « DB2 ».

II.3.2 Effet de substitution de la production d'électricité

Les charges environnementales évitées par l'électricité produite à partir du MCI sont soustraites des charges directes causées par la STEP « D ». La quantité de dioxyde de carbone causée par la consommation électrique de la STEP « C » est de 9.85 kg CO₂/UF, tandis que l'intégration du digesteur anaérobie dans la STEP « DB » l'augmente de 43% (14 kg CO₂/UF). L'intégration de la cogénération dans la STEP « DMCI » permet de réduire la quantité de dioxyde de carbone de 22.8% (10.8 kg CO₂/UF) et la CExC de 300 MJ/UF par rapport au système « DB ». Le scénario « DMCI » permet de réduire les impacts environnementaux causés par la consommation électrique de 22.8% par rapport au scénario « DB ». Néanmoins, les impacts restent supérieurs de 9% à ceux causés par la consommation électrique dans le scénario « C ». Les impacts environnementaux causés par la filière TE+TB des scénarii « C », « DB » et « DMCI » sont montrés en valeurs absolues en ANNEXE (V.6) et en pourcentage dans la Figure V.28.

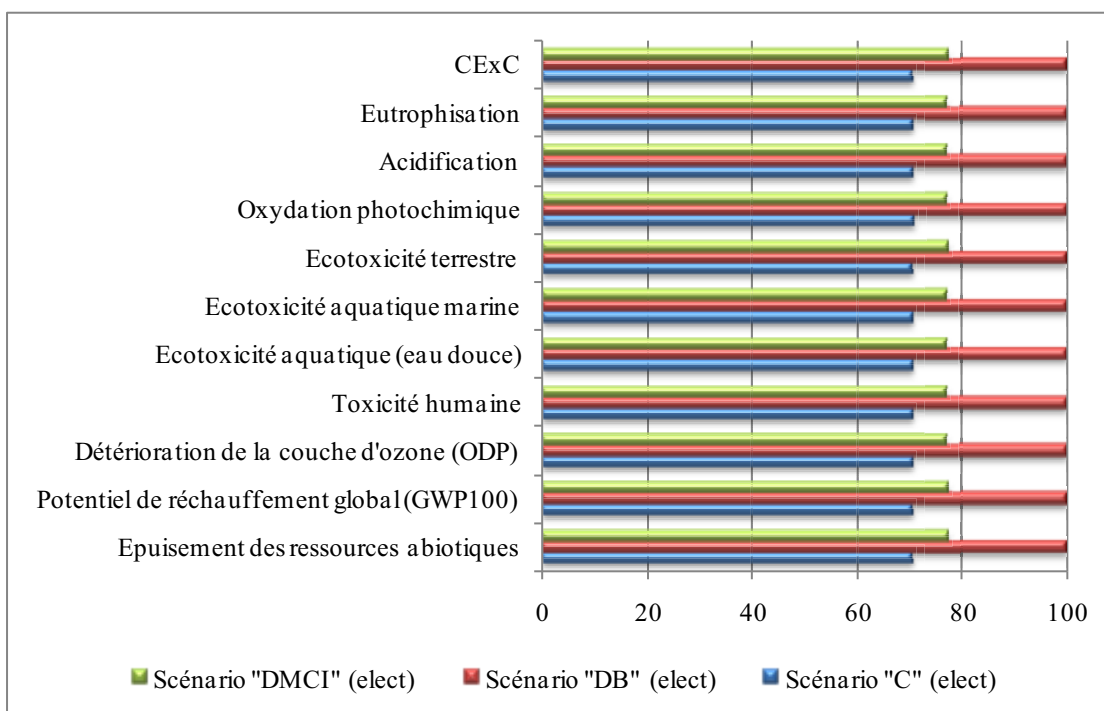


Figure V.28 : Effet de substitution de la cogénération (partie électricité)

La contribution du dioxyde de carbone dans l'impact de réchauffement global d'un kWh du mix-énergétique français est de 93%. Nous avons estimé à l'aide de la base de données de SimaPro la quantité de dioxyde de carbone émise pour la production d'un kWh en France, en Allemagne, en Suisse et en Suède. Le kWh français produit environ 111 g CO₂ (prédominance du nucléaire), le kWh allemand 590 g CO₂ (prédominance du charbon), le kWh suisse 99 g CO₂ (prédominance du nucléaire et l'hydraulique) et le kWh suédois 64 g CO₂ (prédominance du nucléaire et l'hydraulique).

Dans le Tableau V.39 nous montrons la quantité de dioxyde de carbone générée par la production d'un kWh à partir de plusieurs sources primaires (calculées à l'aide de la base de données de SimaPro).

Tableau V.39 : Comparaison de la quantité de CO₂ générée par 1 kWh selon la source

	Hydraulique	Eolienne	Uranium	Charbon	Pétrole	Gaz naturel
CO ₂ (g/kWh)	0	33	5.71	979	880	767

Afin d'améliorer la performance environnementale du mix-énergétique français, la part des énergies fossiles devrait être réduite et remplacée par les énergies renouvelables.

II.3.3 Effet d'épandage des boues

L'effet de substitution des engrais azotés et phosphatés, calculé par le critère d'évitement est assez proche de celui des scénarii « DMCI2 » et « DB2 ». L'effet de substitution pour l'épuisement des ressources abiotiques est légèrement supérieur de 3% dans le scénario « DMCI2 ». L'effet de substitution pour l'impact d'oxydation photochimique n'a pas été comparé à cause la valeur négative élevée dans le scénario « DMCI2 ».

II.3.4 Analyse de sensibilité

II.3.4.1 Evaluation avec la méthode Eco-indicateur 99 (Egalitariste)

Les impacts environnementaux obtenus par la méthode Eco-indicateur 99 sont montrés pour les scénarii « C », « DB », « DMCI1 » et « DMCI2 » en valeurs absolues en ANNEXE (V.7) et en pourcentage dans la Figure V.29.

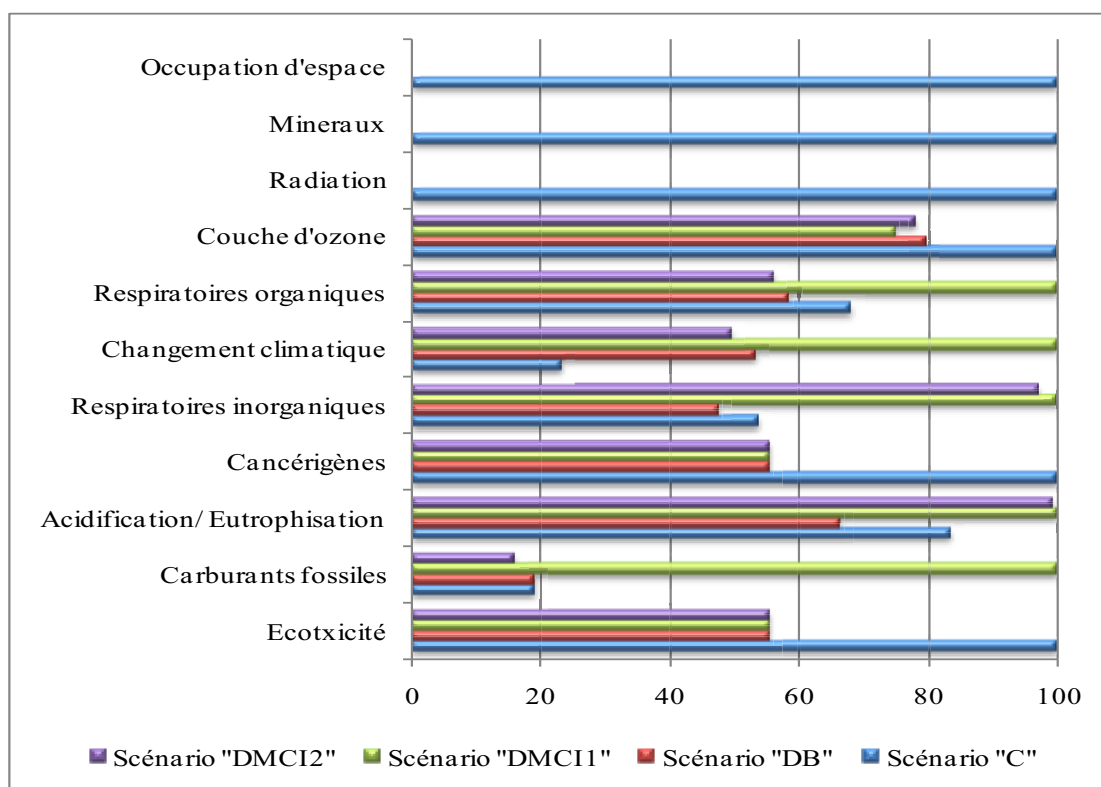


Figure V.29 : Comparaison des scénarii avec la méthode Eco-indicateur 99

Les impacts qui convergent avec la méthode CML 2000 sont : l'écotoxicité avec le même facteur d'impact pour les scénarii « DB », « DMCI1 » et « DMCI2 », le changement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone et les cancérigènes. L'impact des

carburants fossiles converge avec les ressources abiotiques et non avec la CExC. L'impact acidification/eutrophisation diverge avec les résultats obtenus par la méthode CML 2000. Dans la méthode Eco-indicateur 99, le scénario « DB » a le plus faible impact, tandis que les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 » ont les plus grands impacts.

Seul le scénario « C » a une contribution dans les impacts de radiation, des minerais et de l'occupation d'espace à cause de la production de la chaux éteinte. Dans l'impact des respiratoires inorganiques, le scénario « DB » a le plus faible impact, tandis que le scénario « DMCI1 » a le plus grand impact. Dans l'impact des respiratoires organiques, le scénario « DMCI2 » a le plus faible impact, tandis que « DMCI1 » a le plus grand impact.

L'analyse des dommages, dans le Tableau V.40 et la Figure V.30, montre que le scénario « C » cause le plus grand dommage sur la qualité de l'écosystème et la santé humaine à cause des métaux lourds contenus dans les boues (97-98% de l'impact global). Le scénario « DMCI2 » cause le plus grand dommage sur les ressources à cause de la consommation du gaz naturel pour le séchage des boues (85% de l'impact global).

Tableau V.40 : Comparaison des scénarii sur la base des catégories de dommages

Catégorie de dommages	Unité	Scénario « C »	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Qualité de l'écosystème	PDF* m2yr	578	322	325	325
Ressources	MJ surplus	13.9	13.9	73.1	11.7
Santé humaine	DALY	1.58 10 ⁻³	0.9 10 ⁻³	0.954 10 ⁻³	0.943 10 ⁻³

Les scénarii « DB », « DMCI1 » et « DMCI2 » ont approximativement le même dommage sur la qualité de l'écosystème. Le scénario « DMCI2 » a le plus faible dommage sur les ressources, tandis que le scénario « DB » a le plus faible dommage sur la santé humaine.

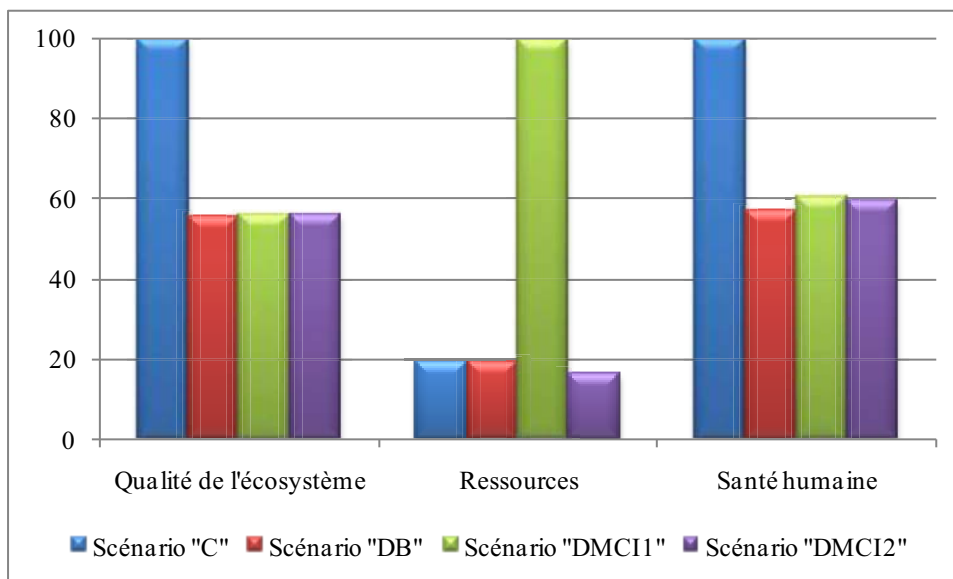


Figure V.30 : Comparaison des dommages des scénarii sur la base de l'Eco-indicateur 99

Sur la base de l'analyse des scores, montrée dans le Tableau V.41 et sur la Figure V.31, le scénario « DB » surclasse tous les autres scénarii. Il est meilleur que les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 » respectivement de 7% et 2%. Le scénario « C » a le plus grand score, par conséquent il a la plus faible performance environnementale. La contribution de la qualité de l'écosystème dans le score est de 50% et celle de la santé humaine est de 48%.

Tableau V.41 : Comparaison des scénarii sur la base des scores après pondération (Eco-indicateur)

Catégorie de dommages	Unité	Scénario « C »	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Qualité de l'écosystème	Pt	45.1	25.1	25.3	25.3
Santé humaine	Pt	41	23.3	24.7	24.4
Ressources	Pt	0.466	0.467	2.46	0.394
Total	Pt	86.5	48.9	52.5	50.1

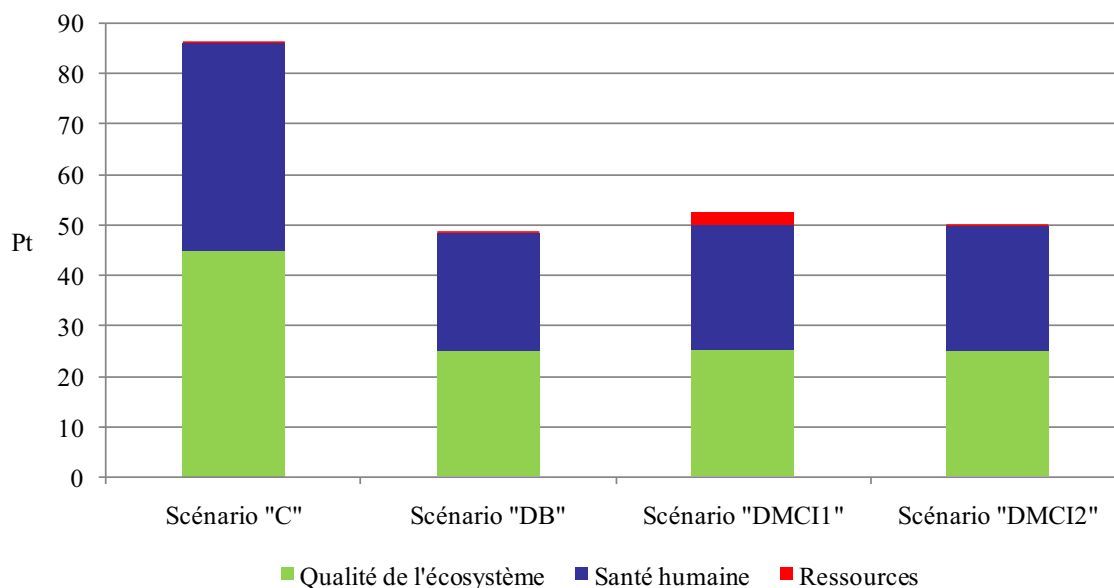


Figure V.31 : Comparaison des impacts sur la base du score unique (Eco-indicateur 99)

II.3.4.2 Considération du dioxyde de carbone biogène du bassin d'aération

La considération du dioxyde de carbone biogène émis par le bassin d'aération augmente seulement le potentiel de réchauffement global. Nous utilisons la valeur calculée sur la base de 1.26 kg de CO₂ par kg DCO dégradée. Le Tableau V.42 montre les facteurs d'impact du potentiel de réchauffement global avec et sans considération du dioxyde de carbone biogène.

Tableau V.42 : Facteurs d'impact du potentiel de réchauffement global des scénarii avec et sans CO₂ biogène (en kg CO₂ eq/UF)

	Scénario « C »	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Avec CO ₂ biogène	63.8	199	240	195
Sans CO ₂ biogène	20.7	47.4	89	44

Avec la considération du dioxyde de carbone biogène, le scénario « C » est toujours le plus favorable environnementalement pour l'impact de réchauffement global, suivi par le scénario « DMCI2 ». La STEP intégrant un digesteur anaérobie émet plus de CO₂ qu'une STEP qui ne l'intègre pas. Le scénario « DMCI1 » cause toujours le plus grand impact potentiel. Le CO₂ émis par le bassin d'aération est la substance qui contribue le plus dans cet impact avec 68% pour le scénario « C », 76% pour le scénario « DB », 62% pour le scénario « DMCI1 » et 75% pour le scénario « DMCI2 ».

II.3.4.3 Non considération des émissions du système de valorisation (Méthode CML 2000)

Les impacts d'épuisement des ressources abiotiques et la CExC restent constants. Seuls les impacts liés aux sorties varient. L'omission des émissions de valorisation permet de ne pas considérer la contribution du dioxyde de carbone biogène dans le potentiel de réchauffement global dans les scénarii « DB », « DMCI1 » et « DMCI2 ». Elle permet aussi de ne pas considérer la contribution du NO dans les impacts d'oxydation photochimique et d'eutrophisation dans les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ». En ANNEXE (V.8) et dans la Figure V.32 nous exposons les résultats obtenus sans considérer d'émissions du sous-système de valorisation.

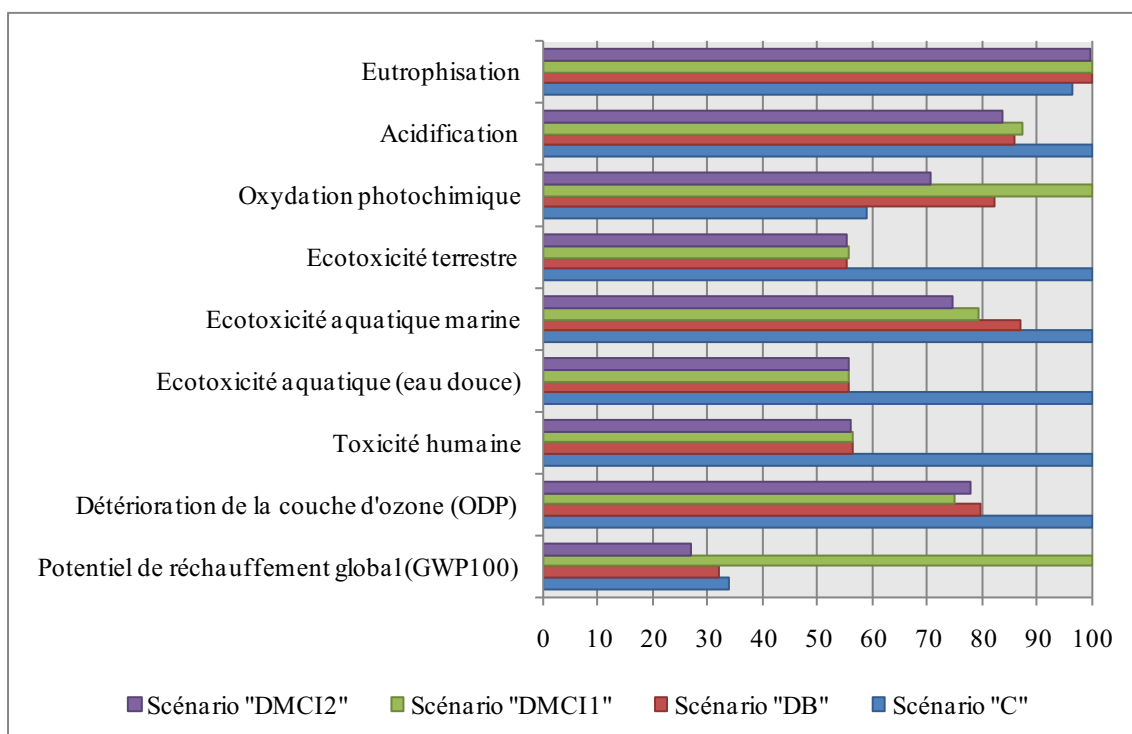


Figure V.32 : Comparaison des scénarii sans les émissions de valorisation

Le scénario « DMCI2 » surclasse les autres scénarii pour le potentiel de réchauffement global, suivi dans l'ordre croissant par le scénario « DB », « C » et « DMCI1 ». Le dioxyde de carbone d'origine fossile est la substance qui contribue le plus à cet impact. Concernant l'impact d'oxydation photochimique, le scénario « DMCI2 » surclasse les scénarii « DB » et « DMCI1 », mais il est surclassé par le scénario « C ». La contribution des oxydes de soufre dans les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 » pour cet impact augmente, respectivement de 4% à 81% et de 3% à 93%. Le scénario « C » surclasse légèrement les scénarii « DB », « DMCI1 », « DMCI2 ». Ces trois derniers scénarii ont le même facteur d'eutrophisation.

L'omission des émissions de valorisation influence la recommandation finale en ce qui concerne les priorités d'améliorations potentielles à apporter au système. Dans les Tableaux V.43 et V.44, nous comparons les contributions des sous-systèmes dans le potentiel de réchauffement global avec et sans considération des émissions de valorisation. Dans les Tableaux V.45 et V.46, nous comparons les contributions des sous-systèmes dans l'impact d'oxydation photochimique avec et sans considération des émissions de valorisation.

Tableau V.43 : Contribution des sous-systèmes dans le potentiel de réchauffement global (sans émissions) (%)

Sous-systèmes	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Electricité à partir de Charbon	52	13	50
Electricité à partir de pétrole	13	3	12
Electricité à partir de gaz naturel	8	2	7
Combustion du gaz naturel pour le séchage	0	63	0
Production de FeCl ₃	18	6	22
Production du gaz naturel pour le séchage	0	11	0

Tableau V.44 : Contribution des sous-systèmes dans le potentiel de réchauffement global (avec émissions) (%)

Sous-systèmes	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Electricité à partir de Charbon	22	9	19
Electricité à partir de pétrole	5	2	5
Electricité à partir de gaz naturel	3	1	3
Combustion du gaz naturel pour le séchage	0	43	0
Production de FeCl ₃	8	4	8
Production du gaz naturel pour le séchage	0	8	0

Tableau V.45 : Contribution des sous-systèmes dans l'oxydation photochimique (sans émissions) (%)

Sous-systèmes	Scénario_DMCI1	Scénario_DMCI2
Electricité du Charbon	26	37
Electricité du pétrole	15	22
Electricité de la lignite	2	3
Production du gaz naturel pour le séchage des boues	30	0
Production du FeCl ₃	24	33

Tableau V.46 : Contribution des sous-systèmes dans l'oxydation photochimique (avec émissions) (%)

Sous-systèmes	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Electricité à partir de Charbon	1	1
Electricité à partir de pétrole	< 1	1
Electricité à partir de lignite	< 1	0.1
Production du gaz naturel pour le séchage des boues	2	0
Production de FeCl ₃	1	1

D'après le Tableaux V.43 et V.45, les contributions des sous-systèmes de production d'électricité et de chlorure ferrique augmentent sans considérer les émissions de valorisation. Par conséquent, l'intérêt à améliorer leurs performances environnementales augmente aussi.

II.3.4.4 Analyse de sensibilité sur les émissions de NO, NO_x et NO₂ dans le scénario « DMCI »

La comptabilisation des NO_x au lieu du NO affecte seulement la valeur de quatre impacts : la toxicité humaine, l'oxydation photochimique, l'acidification et l'eutrophisation. Les impacts environnementaux des scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 » sont représentés dans le Tableau V.47.

Tableau V.47 : Comparaison des scénarii en considérant NO comme du NO_x

Catégorie d'impact	Unité	Scénario « C »	Scénario « DB »	Scénario « DMCI1 »	Scénario « DMCI2 »
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	143	80.8	2.68 10 ⁻⁶	2.79 10 ⁻⁶
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.00385	0.00536	14.3	14.2
Acidification	kg SO ₂ eq	0.82	0.705	7.26 10 ⁻³	5.34 10 ⁻³
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.564	0.586	0.881	0.85

Les scénarii sont comparés sur la base de trois impacts sur la Figure V.33 en considérant les NO_x au lieu de NO. Sur la Figure V.34, nous comparons les scénarii en considérant NO.

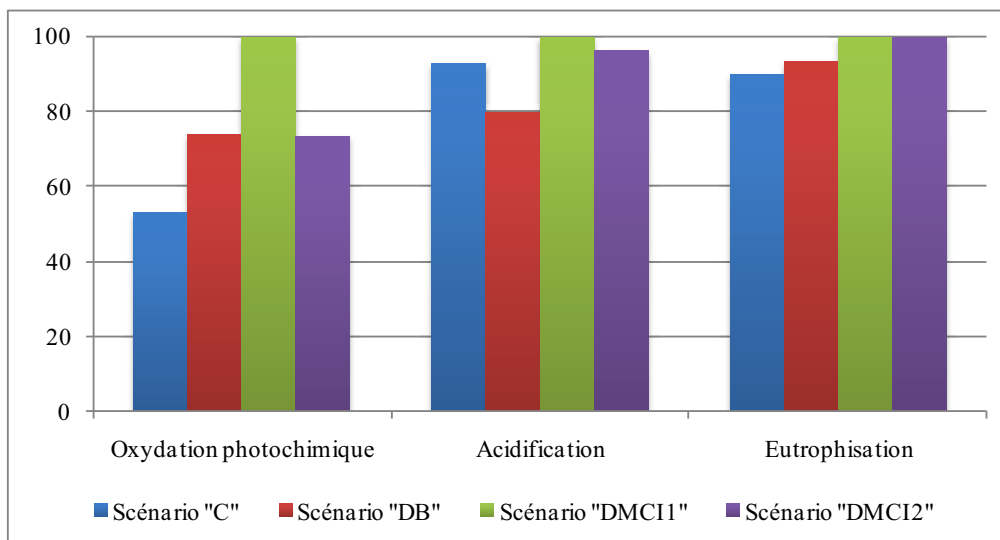


Figure V.33 : Comparaison des scenarii en considérant les NOx au lieu de NO

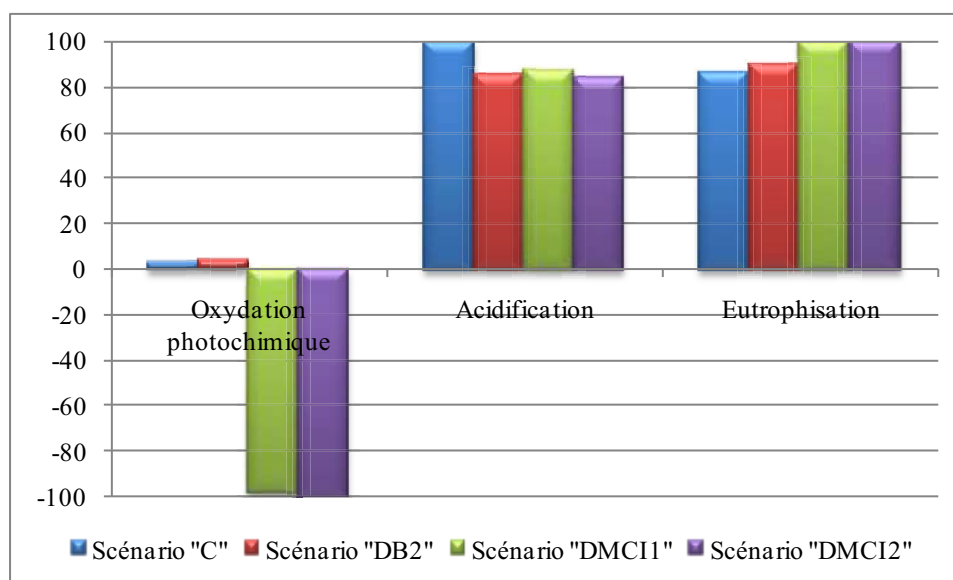


Figure V.34 : Comparaison des scenarii en considérant NO

Le scénario « C » surclasse les autres scenarii pour l'impact d'oxydation photochimique et d'eutrophisation. Le scénario « DB » surclasse les autres scenarii pour l'impact d'acidification.

La considération des NOx au lieu de NO augmente l'impact d'acidification de 23% et 24%, respectivement, pour les scenarii « DMCI1 » et « DMCI2 », tandis qu'elle réduit l'impact d'eutrophisation de 4%. L'augmentation de l'impact de toxicité humaine est non significative (<0.5%).

Avec la considération de NO, le scénario « DMCI2 » surclassait les scénarii « C » et « DB » pour l'impact d'acidification, mais avec la considération du NO_x, il a un plus grand facteur d'impact que ces deux scénarii. Le NO_x émis par le MCI est la deuxième substance (après l'ammoniac du processus de stockage des boues) qui contribue le plus à cet impact avec 18 % et 19%, respectivement pour les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ».

Pour l'impact d'eutrophisation, la considération des NO_x, n'améliore pas la performance du scénario « DMCI2 » par rapport aux scénarii « C » et « DB ». Les NO_x émis par le MCI est la quatrième substance qui contribue le plus à cet impact avec 7% pour les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ».

La comptabilisation de NO est considérée comme un effet positif des scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 » sur l'impact d'oxydation photochimique par rapport aux scénarii « C » et « DB ». Par ailleurs, la comptabilisation des NO_x rend les scénarii « C » et « DB » plus favorables environnementalement pour cet impact que les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 », bien que les NO_x n'interviennent dans cette catégorie d'impact. L'augmentation est alors due au monoxyde de carbone produit par la valorisation du biogaz dans le MCI. Il représente la troisième substance qui contribue à cet impact avec 11% et 9%, respectivement, pour les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ».

La considération de NO₂ au lieu de NO, affecte seulement l'impact d'oxydation photochimique, car NO₂ et les NO_x ont les mêmes facteurs d'impact pour l'acidification et l'eutrophisation. Ainsi, la comptabilisation de NO₂ augmente l'impact d'oxydation photochimique de 127% et 173%, respectivement pour les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ». Le NO₂ émis par le MCI devient la substance qui contribue le plus à cet impact avec 52% et 58%, respectivement pour les scénarii « DMCI1 » et « DMCI2 ».

II.3.4.5 Considération des eaux usées concentrées

L'analyse de sensibilité a été effectuée en supposant des eaux usées concentrées à l'entrée de la STEP (une réduction du débit d'entrée de 33%). Le dimensionnement n'a pas été modifié et seules les conditions opératoires ont été adaptées. Les résultats de l'inventaire rapportés à l'unité fonctionnelle sont donnés dans l'ANNEXE (V.9).

Pour des eaux usées concentrées, le flux de fonctionnement est plus grand que pour des eaux modérées sur la base de l'unité fonctionnelle « volume d'eaux usées ». Cependant, les

résultats non normalisés donnent des résultats différents. Par exemple, sur la base de l'unité fonctionnelle, la quantité du méthane contenu dans le biogaz augmente dans le scénario avec des eaux concentrées de 45%, bien que la production spécifique du biogaz diminue dans ce dernier. La production du méthane est de 28 g/s et 27 g/s, respectivement, dans les scénarii « DB » modérées et « DB » concentrées. L'irréversibilité du système de chauffage et de séchage dépend fortement de la concentration des eaux usées en entrée de la STEP et du débit du biogaz produit. De plus, l'irréversibilité de la STEP « C », calculée sur la base de l'unité fonctionnelle est plus grande de 175 MJ/UF pour des eaux usées concentrées, tandis qu'elle est plus petite de 167 kW sans la normalisation sur le flux de référence. L'irréversibilité de la STEP « D » augmente 245 MJ/UF et de 163 kW.

Il est impossible de comparer les deux scénarii « eaux usées concentrées » et « eaux usées modérées » sur la base de la même unité fonctionnelle « volume d'eaux usées ». L'unité fonctionnelle la plus appropriée est le traitement d'un équivalent habitant. Cette unité fonctionnelle représente, d'une part, la référence utilisée pour le dimensionnement de la STEP, et d'autre part elle offre une nouvelle méthode d'allocation. Ainsi, dans le futur le calcul de l'écotaxe sur cette base peut effectivement être envisageable.

Sur la base de l'unité fonctionnelle « équivalent habitant », l'aération consomme plus de 33 MJ/UF d'énergie électrique pour des eaux modérées dans les scénarii « D », tandis qu'elle reste constante dans le scénario « C ». Il convient à noter que la consommation d'énergie totale diminue de 7.68 MJ/UF dans le scénario « C » et de 25.1 MJ/UF dans le scénario « D », pour des eaux usées concentrées. La variation de la consommation des réactifs est résumée dans le Tableau V.48.

Tableau V.48 : Variation de la consommation des réactifs pour les eaux concentrées (en %)

	Scénario avec chaulage	Scénario avec digesteur anaérobie
Fe ³⁺	+4	-9
Méthanol	+11	-29
Polymère	0	-9
Chaux éteinte	+11	-

Les eaux usées concentrées augmentent la quantité de matière sèche de 11% pour le scénario avec le chaulage et la diminuent de 1% pour le scénario avec le digesteur anaérobie. Par conséquent, la quantité de chaux éteinte appliquée et les émissions d'ammoniac émises augmentent aussi. Par ailleurs, la quantité des engrais azotés et phosphatés évitée diminue dans le scénario « D » et augmente dans le scénario « C » (Tableau V.49).

Tableau V.49 : Variation de engrais évités par les eaux concentrées (en %)

	Scénario C	Scénario D
Engrais azotés évités (61%)	+2	-3
Engrais phosphorés évités (70%)	+2	-2
Chaux éteinte évitée (38% de la quantité appliquée)	+11	-

Dans la partie suivante, les irréversibilités seront comparées sur la base de l'unité (kW). Les irréversibilités des scénarii pour des eaux concentrées sont montrées dans la Figure V.35. La comparaison des irréversibilités des scénarii pour des eaux concentrées avec celles obtenues pour des eaux modérées est montrée dans les Figures V.36 à V.39 (en pourcentage). Elles sont données en valeurs absolues dans les Tableaux V.51 et V.52.

Les résultats montrent que pour des eaux usées modérées, la STEP « C » cause plus d'irréversibilité (+327 kW) que la STEP « D ». Pour des eaux concentrées l'irréversibilité de la STEP « D » est légèrement inférieure de celle de la STEP « C » (-3 kW). L'irréversibilité totale du système TE+TB augmente de 127 kW dans le scénario « DB1 », de 140 kW dans le scénario « DB2 », de 135 kW dans le scénario « DMCI1 » et de 140 kW dans le scénario « DMCI2 ».

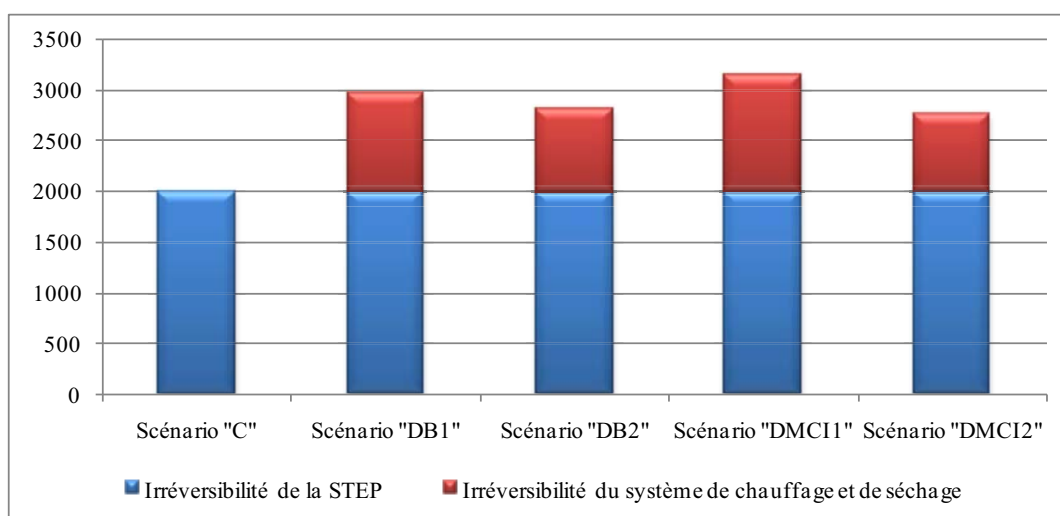


Figure V.35 : Irreversibilités des scénarii pour des eaux usées concentrées (en kW)

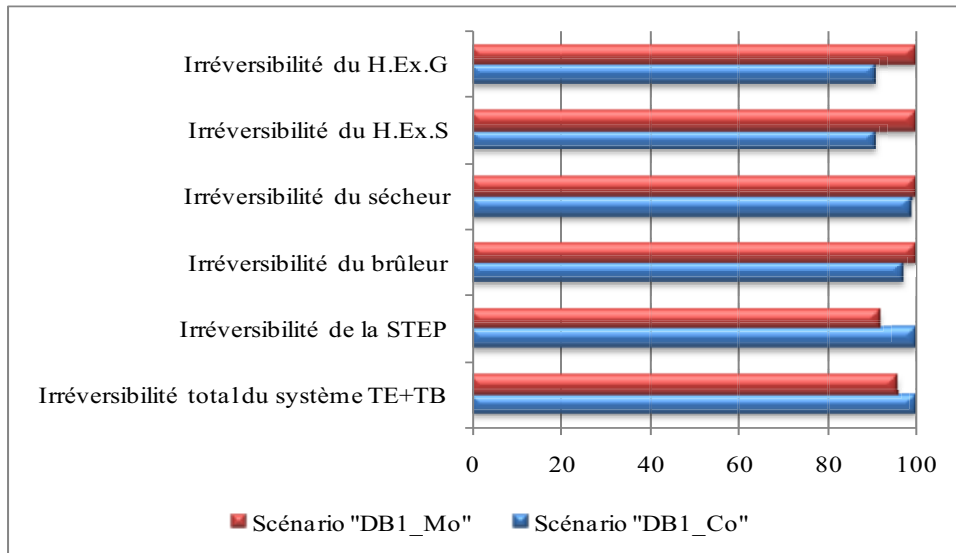


Figure V.36 : Comparaison relative entre l'irréversibilité du scénario « DB1 » pour des eaux usées concentrées et modérées (%)

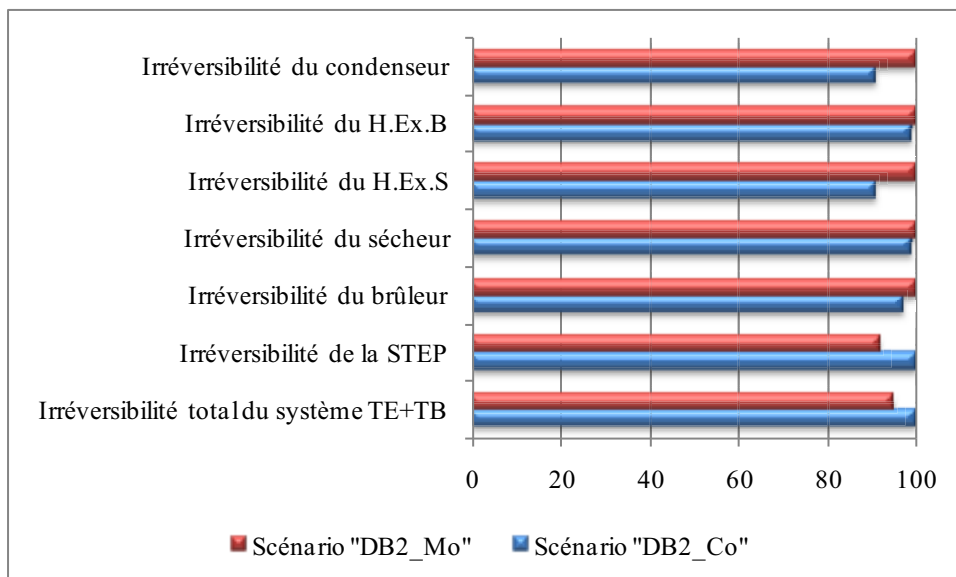


Figure V.37 : Comparaison relative entre l'irréversibilité du scénario « DB2 » pour des eaux usées concentrées et modérées (%)

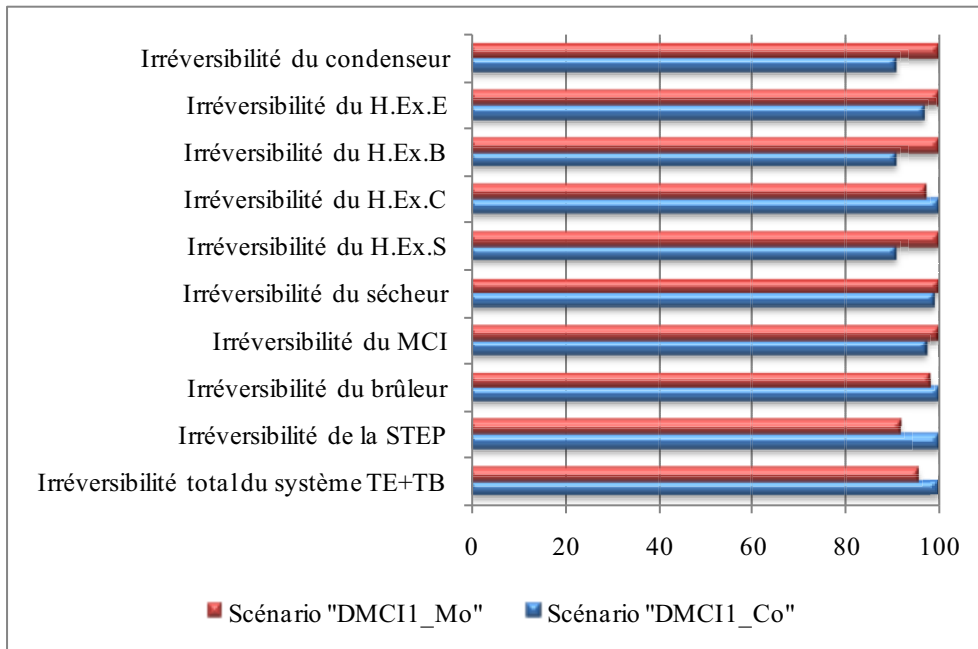


Figure V.38 : Comparaison relative entre l'irréversibilité du scénario « DMCI1 » pour des eaux usées concentrées et modérées (%)

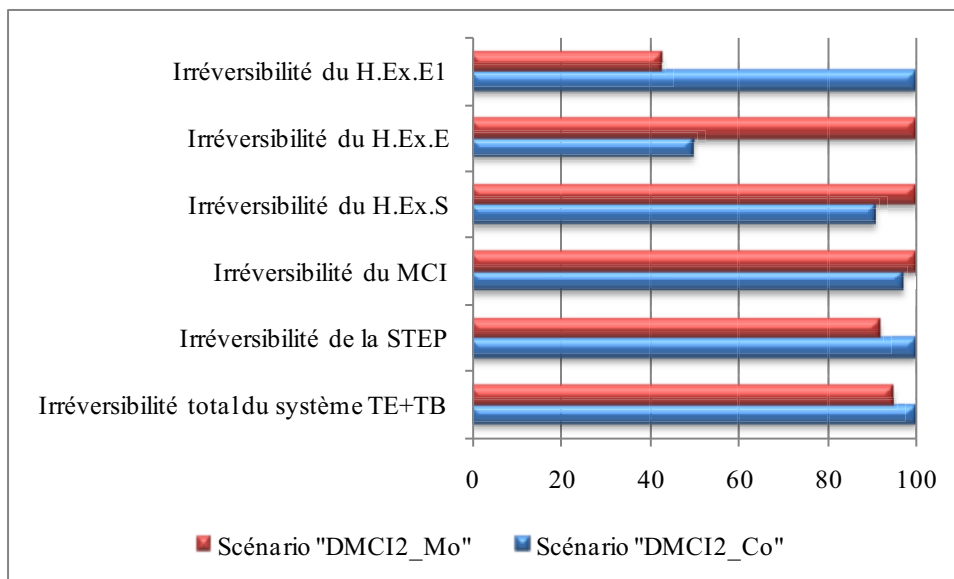


Figure V.39 : Irréversibilité du scénario « DMCI2 » pour des eaux usées concentrées et modérées (%)

Tableau V.51 : Irréversibilités des unités des scenarii pour des eaux usées modérées (en kW)

	Scénario_DB1	Scénario_DB2	Scénario_DMCI1	Scénario_DMCI2
Irréversibilité total du système TE+TB	2841.82	2679.80	3005.40	2618.80
Irréversibilité de la STEP	1838.21	1838.21	1838.21	1838.21
Irréversibilité du brûleur	488.82	488.82	111.25	-
Irréversibilité du MCI	-	-	728.61	728.61
Irréversibilité du sécheur	113.3	113.3	113.3	-
Irréversibilité de H.Ex.S	27.20	27.20	27.20	27.20
Irréversibilité de H.Ex.C	-	-	75,47237374	-
Irréversibilité de H.Ex.B	-	185.94	33.03	-
Irréversibilité de H.Ex.E	-	-	52.00	17.51
Irréversibilité de H.Ex.E1	-	-	-	7.26
Irréversibilité du condenseur	-	26.61	26.61	-
Irréversibilité de H.Ex.G	168	-	-	-

Tableau V.52 : Irréversibilités des unités des scenarii pour des eaux usées concentrées (en kW)

	Scénario_DB1	Scénario_DB2	Scénario_DMCI1	Scénario_DMCI2
Irréversibilité total du système TE+TB	2968.70	2819.80	3140.60	2759.03
Irréversibilité de la STEP	2001.22	2001.22	2001.22	2001.22
Irréversibilité du brûleur	474.05	474.05	113.4	0
Irréversibilité du MCI	-	-	707.43	707.43
Irréversibilité du sécheur	316.01	111.70	111.70	0
Irréversibilité de H.Ex.S	24.72	24.72	24.72	24.72
Irréversibilité de H.Ex.C	-	-	77.44	-
Irréversibilité de H.Ex.B	-	183.90	30.10	-
Irréversibilité de H.Ex.E	-	-	50.45	8.70
Irréversibilité de H.Ex.E1	-	-	0	17.00
Irréversibilité du condenseur	-	24.20	24.20	-
Irréversibilité de H.Ex.G	152.67	-	-	-

Les résultats pour des eaux usées concentrées montrent également que :

- La valorisation du biogaz dans le brûleur diminue l'irréversibilité de celui-ci de 15 kW dans les scenarii « DB1 » et « DB2 ». La valorisation du biogaz dans le MCI diminue l'irréversibilité dans celui-ci de 21 kW dans les scenarii « DMCI1 » et « DMCI2 ». La raison est due à la diminution de la production spécifique du biogaz. En effet, l'irréversibilité au niveau de l'échangeur (H.Ex.E) du scénario « DMCI1 » diminue de 2 kW car la chaleur à rejeter est légèrement trop petite. L'irréversibilité de cet échangeur dans le scénario « DMCI2 » diminue plus (-9 kW) car l'écart de température entre les deux fluides est plus petit. De plus, l'irréversibilité augmente de

2 kW dans le brûleur supplémentaire et l'échangeur (H.Ex.C) dans le scénario « DMCI1 » à cause de l'augmentation légère du débit de méthane brûlé (+ 0.13 g/s).

- L'irréversibilité de l'échangeur de chaleur « eau-boue » (H.Ex.S) diminue de 3 kW dans l'ensemble des scénarii « DB1 », « DB2 », « DMCI1 » et « DMCI2 ». La raison est que le débit massique des boues à chauffer diminue. En effet, l'irréversibilité de l'échangeur de chaleur H.Ex.G diminue de 15 kW dans le scénario « DB1 ». En outre, l'irréversibilité du condenseur diminue de 2.42 kW dans les scénarii « DB2 » et « DMCI1 », et celle de l'échangeur (H.Ex.E1) du scénario « DMCI2 » augmente de 10 kW. Il convient de noter que la composition en CH₄ et en CO₂ du biogaz brûlé est la même dans les deux cas « eaux modérées et concentrées ».
- L'irréversibilité du sécheur S1 du scénario « DB1 » diminue de 4 kW et celle du sécheur S2 de 1.34 kW dans les scénarii « DB2 » et « DMCI1 ». La raison est que le débit massique des boues à sécher est légèrement plus faible (-1%). En effet, l'irréversibilité de l'échangeur de chaleur (H.Ex.B) diminue de 2 kW dans le scénario « DB2 » et de 3 kW dans le scénario « DMCI1 ». La température des gaz d'échappement du MCI est de 497°C et 512°C respectivement, pour des eaux usées concentrées et modérées.

II.4 Interprétation et conclusion

A l'échelle locale, la valorisation du biogaz en cogénération permet de réduire la dépendance en électricité d'environ 23%. Par conséquent, l'exploitation de l'électricité pour l'aération, par exemple, réduit les ressources naturelles et les impacts environnementaux causés par la production évitée au niveau global ou régional. Le potentiel de substitution est tributaire en premier lieu du mix-énergétique considéré. Par exemple, les quantités de GES évitées seront bien plus importantes si le mix-énergétique est basé en grande partie sur une ressource fossile que s'il se basait sur une ressource fissile ou renouvelable. De plus, le potentiel de substitution dû à l'utilisation des ressources renouvelables dépend de la considération ou non de la production forestière ou agricole dans les frontières du système.

Cependant, le maintien de l'opération de séchage nécessite une consommation supplémentaire de gaz naturel (scénario « DMCI1 »). Par conséquent, le scénario DMCI1 n'améliore pas la performance environnementale du scénario « DB2 ». Le scénario « DMCI1 » a les plus grands impacts, CExC et irréversibilité.

Par ailleurs, le changement structurel au niveau de la STEP des frontières du système permet d'améliorer la performance environnementale des scénarii « DB2 » et « DMCI1 ». Dans une nouvelle configuration de la valorisation du biogaz, le séchage est supprimé (scénario « DMCI2 »). Pour l'étape TE+TB, le scénario « DMCI2 » est plus environnemental que les autres scénarii. Bien que pour l'étape du traitement final des boues, le scénario « DMCI2 » soit moins favorable du point de vue environnemental que les scénarii « DB2 » et « DMCI1 », il est le plus favorable pour l'étape TE+TB et à l'intérieur des frontières du système. De plus, il cause moins d'irréversibilité que les scénarii « DB2 » et « DMCI1 ».

Il est difficile de faire un choix sur les scénarii « C », « DB2 » et « DMCI2 » à partir des résultats de la méthode CML et de l'analyse exergetique. Par ailleurs, la méthode « Eco-indicateur 99 » classe le scénario « DMCI2 » comme le plus environnemental pour le dommage d'utilisation des ressources. Elle classe le scénario « DB2 » le plus environnemental pour les dommages sur la santé humaine et la qualité de l'écosystème. La comparaison par score classe le scénario « DB2 » sensiblement meilleur que le scénario « DMCI » (différence d'un point). Avec la méthode score, le scénario « C » est le moins environnemental.

Toutefois, les MCI causent des nuisances olfactives et des émissions de NO_x et de CO (Spiegel et al. 1999). L'analyse de sensibilité a montré que le choix du type de la molécule représentative des NO_x influence le résultat final. Par exemple, avec NO, le scénario « DMCI2 » surclasse le scénario « C » pour les impacts d'oxydation photochimique et d'acidification. C'est l'inverse en considérant NO_2 . Par ailleurs, il a été noté qu'un mélange de biogaz d'une proportion de 10-30% de H_2 et 90-70% de CH_4 pourrait réduire largement les émissions des NO_x (Bauer et Forest, 2001). Ainsi, une digestion anaérobie qui produit du méthane et de l'hydrogène paraît intéressante pour une valorisation en MCI. Dans ce contexte, l'effet de la production d'hydrogène à l'échelle locale et à l'intérieur des frontières du système devrait être étudiée.

L'analyse de sensibilité montre que l'unité fonctionnelle « volume d'eaux usées » n'est plus appropriée dans le cas de comparaison entre différents débits dans un même scénario. Cette limite est plus visible dans le cas d'une étude d'ACVE dynamique. Ainsi, nous pensons que dans le cas d'une ACVE a priori, l'unité fonctionnelle « équivalent habitant » est la plus appropriée pour l'analyse d'un scénario et la comparaison entre plusieurs scénarii.

Afin d'améliorer la performance environnementale du scénario « DMCI2 », il faudrait réduire la dépendance par rapport aux énergies fossiles dans le mix-énergétique et l'utilisation du chlorure ferrique. La première amélioration pourrait être réalisée par l'augmentation de la part des énergies renouvelables et la deuxième en utilisant le traitement séparatif. Toutefois, ces recommandations changent d'un pays à un autre. Les améliorations dépendent du mix-énergétique utilisé d'une part, et de la charge polluante d'autre part. Ces deux paramètres changent d'un pays à un autre. Par conséquent, le dimensionnement et la consommation d'énergie et des réactifs peuvent changer. Il convient de noter que la priorité d'amélioration dépendrait de la comptabilisation ou non des émissions de l'étape de valorisation du biogaz.

La méthodologie d'analyse de cycle de vie permet à travers des itérations de conception et l'analyse de contribution de réduire les impacts potentiels à l'intérieur des frontières du système. Ceci peut être réalisé en ajoutant ou en remplaçant de nouvelles unités et produits, ou bien en choisissant une nouvelle stratégie. Cependant, ces changements augmentent l'irréversibilité dans le système et l'approche ACV ne considère que la minimisation de la consommation des ressources et des impacts potentiels dans le système. Par ailleurs, l'analyse de contribution en suivant les objectifs de l'ACV permet d'identifier où l'irréversibilité doit être réduite en priorité. Dans ce contexte, l'irréversibilité devrait être réduite au niveau de la STEP et dans les unités ajoutées (le système de valorisation du biogaz). La minimisation de l'irréversibilité du système contribue d'une manière directe à réduire l'épuisement des ressources et indirectement les impacts environnementaux. Dans ce contexte, mettre au point une méthodologie pour la minimisation de l'irréversibilité des procédés biologiques devrait constituer l'objectif des futurs travaux.

III. CONCLUSION

L'objectif de l'étude de cas est de réaliser une éco-conception d'une STEP selon les principes de l'écologie industrielle via le recyclage des sous-produits avec la meilleure solution possible. Ainsi, la gestion et la pensée de cycle de vie durant l'étape de conception *a priori* sont très importantes. La meilleure solution doit avoir les plus faibles impacts environnementaux, CExC et irréversibilité. La méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie Exergétique permet d'analyser les scénarii considérés et d'atteindre cet objectif. Ainsi, l'eco-efficacité d'une STEP intégrant une digestion anaérobie est évaluée en matière d'autonomie d'énergie et de recyclage des boues en agriculture.

La stabilisation de boues par digestion anaérobie a été considérée comme une alternative à la stabilisation à la chaux. De plus, l'utilisation du biogaz produit permet de réduire l'impact du transport vers les terres arables. Cependant, la digestion anaérobie augmente l'impact d'épuisement des ressources abiotiques et du potentiel de réchauffement global. Ces deux impacts sont causés essentiellement par la production d'électricité et de chlorure ferrique, liées aux traitements des retours en tête. Par ailleurs, la valorisation du biogaz en cogénération ne permet plus de satisfaire l'énergie thermique pour le séchage des boues, bien qu'elle réduise la dépendance électrique d'environ 23%. Le maintien de l'opération de séchage nécessite la consommation supplémentaire de gaz naturel. Les résultats montrent que ce scénario est le moins éco-efficace comparativement aux scénarii précédents. La suppression du séchage thermique des boues et le changement de configuration du chauffage du digesteur permettent d'obtenir le scénario le plus éco-efficace sur la base des impacts environnementaux, de la CExC et de l'irréversibilité.

L'intérêt de la discussion précédente est de montrer que le choix de la solution la plus éco-efficace dépend de la configuration des opérations unitaires dans l'usine étudiée. Le choix ne doit pas être déconnecté des activités autour de l'usine. Ainsi, d'autres alternatives pourraient être étudiées telles que la valorisation du biogaz dans le secteur du transport ou le pré-traitement des retours en tête avant leur ré-introduction dans le réacteur biologique. Par ailleurs, le champ de l'étude pourrait être étendu au niveau de l'épandage agricole. Par exemple, les produits d'agriculture pourraient être utilisés dans la chaîne alimentaire ou pour le transport via les biocarburants. L'objectif à long terme est d'établir, via le recyclage des sous-produit, le facteur d'autonomie d'une agglomération, d'une ville ou d'un pays.

Cependant, l'étude *a priori* est incomplète au niveau de l'unité fonctionnelle, de l'inventaire et de l'évaluation des impacts environnementaux et de l'exergie. Nous pouvons faire les remarques suivantes :

L'utilisation du volume d'eaux usées traitées comme unité fonctionnelle n'est plus appropriées dans le cas d'une étude ACVE dynamique. Considérée comme une solution pour éviter les problèmes d'allocation, elle ne permet pas de cerner et quantifier la responsabilité des pollueurs aux différents impacts environnementaux. La responsabilité de chaque pollueur aux impacts peut être quantifiée sur la base des flux journaliers rejetés par équivalent habitant, les flux de fonctionnement utilisés, les coefficients stoechiométriques et les vitesses de réaction pour chaque processus. Nous pensons que l'équivalent habitant est l'unité fonctionnelle la plus appropriée pour une ACVE dynamique, d'une part, et pour la comparaison entre les scénarii conventionnels et séparatifs d'autre part.

Les données de l'inventaire peuvent être classées en deux catégories : données simulées et estimées :

- Les données obtenues à partir de la simulation sont incomplètes car les modèles utilisés ne prennent pas en compte les éléments suivants ;
 - Il est impossible d'établir l'inventaire de l'étape de construction à partir de la simulation. L'évaluation de la quantité de béton n'est qu'approximative.
 - Les modules de simulation des pré-traitements devront être intégrés un l'étude. Ces unités ont une incidence sur trois paramètres : la consommation des flux de fonctionnement, le traitement des sous-produits (par exemple les graisses), et la charge entrante dans le décanteur primaire.
 - A partir du point précédent, il apparaît que le développement de modèles de fractionnement spatio-temporels est est incontournable. Le dimensionnement de l'étude de cas a été réalisée sur la base des charges brutes entrantes dans une STEP, alors que cette dernière commence par une décantation primaire. En outre, les modèles de fractionnement devront intégrer les composés azotés.
 - La modélisation des modules de désodorisation sur la base des charges brutes entrantes dans une STEP est également intéressante. Elle permet d'évaluer la consommation des flux de fonctionnement.

- Il n'existe pas de modèle qui prenne en compte la précipitation simultanée de la pollution phosphorée dans le bassin à boues activées.
- Les modèles utilisés ne prennent pas en compte le potassium, un nutriment important dans le cas d'une valorisation agricole des boues.
- Une analyse de sensibilité devrait être réalisée au niveau du modèle de boues activées, de celui du digesteur anaérobie ainsi que de leur couplage. Ces modèles ont une influence sur les résultats finaux. En effet, les retours en tête du digesteur (ammonium et phosphore soluble) ont une grande incidence sur la filie eau. A partir de ce dernier point nous pensons que l'hydrogénisation devrait aussi être accompagnée par une analyse d'incidence sur la filie eau.
- Les micro-polluants organiques et les métaux lourds ne sont pas modélisés ni dans l'effluent ni dans les boues. Ces paramètres ont une grande importance au niveau de la gestion finale des eaux épurées et des boues résiduelles.
- Bien le facteur de la température dans les cinétiques de réaction au niveau du bassin à boues activées et du digesteur anaérobie, les modèles biologiques ne prennent pas en compte les variations de température dans les réacteurs. Ce paramètre est très important lorsqu'on veut juger l'efficacité exergetique de la STEP.
- Il n'existe pas de modèles qui prennent en compte la valorisation du biogaz dans le moteur à combustion interne.
- Les données estimées à partir de la littérature concernent la quantité de chaux rajoutée et la siccité des boues chaulées, le CO₂ biogène et le N₂O émis dans le bassin à boues activées, du NH₃ émis lors de l'opération de chaulage et lors du stockage des boues, du N₂ émis par l'opération d'épandage et l'effet fertilisant et calcique des boues. Ces données ne sont pas exemptes d'incertitudes qui devraient être analysées.
 - Les modèles de boues activées utilisés n'intègrent pas la comptabilisation des émissions de CO₂ et N₂O.
 - Le module de chaulage devrait être étudié en profondeur car les données sont estimées sur la base de la masse sèche des boues. Elles devraient être basées

sur les conditions opératoires et les caractéristiques des boues. La même remarque concerne le phénomène d'évaporation de NH_3 durant le stockage des boues, et la dénitrification durant l'épandage.

- L'assimilation des fractions azotées et phosphorées devrait être étudiée en profondeur pour le type de culture utilisée et les conditions réactionnelles considérées. De plus, le potentiel organique devrait être modélisé sur la base de la DCO.
- Les méthodes d'évaluation d'impacts de toxicité et d'écotoxicité ne prennent pas en compte l'effet des micro-polluants organiques. Ceci peut être étudié par le suivi des polluants dans la chaîne alimentaire.
- L'agrégation des impacts est subjective pour les impacts d'eutrophisation, l'acidification, l'oxydation photochimique, de toxicité et d'écotoxicité pour de grandes distances de transport. En effet, ces impacts sont causés en grande partie par les flux directs émis de la STEP et lors du traitement final des boues. L'agrégation de ces flux avec ceux des autres sous-systèmes peut biaiser la recommandation finale.
- Il est difficile de réaliser l'analyse exergétique complète des procédés de traitement des eaux usées. En effet, l'eau usée est constituée de molécules complexes et seuls des paramètres comme la DCO... peuvent la caractériser. Nous pensons que l'irréversibilité de la STEP calculée n'est qu'un critère de comparaison et ne représente pas son efficacité réelle. Une analyse approfondie devrait être effectuée sur ce type de système. De plus, l'analyse exergétique devrait être réalisée au niveau de toute la STEP, particulièrement, au niveau du bassin à boues activées et du digesteur anaérobie.

Dans le cadre méthodologique, l'optimisation du dimensionnement devra prendre en compte non seulement les contraintes de rejets mais aussi la minimisation des impacts environnementaux et de l'irréversibilité.

Le potentiel de travail extractible des sous-produits peut constituer un critère supplémentaire de comparaison selon les principes de l'écologie industrielle. Toutefois, le travail extractible dépend des critères techniques et économiques. Certains décideurs basent leur choix sur les aspects environnementaux et d'efficacité, tandis que d'autres donnent une priorité aux aspects

technico-économiques. Techniquement, il est souvent plus simple d'utiliser l'option du brûleur que le MCI. Les aspects économiques ont une place importante dans la décision finale comme le coût des unités de valorisation du biogaz et la période de retour sur investissement sur l'ensemble du cycle de vie des STEP.

Par ailleurs, la durabilité des STEP dépend aussi des contraintes sociales. L'option de l'épandage agricole dépend de l'acceptation des agriculteurs et des consommateurs. Outre la raison sociale, les transferts de pollution via la chaîne alimentaire devraient être modélisés pour les cultures susceptibles d'être commercialisées.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

*« Un intellectuel, pour moi, c'est cela :
quelqu'un qui est fidèle à un ensemble
politique et social, mais qui ne cesse de le
contester »*

Jean-Paul Sartre

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La quantification du potentiel de développement durable des procédés chimiques est devenue un passage obligé compte tenu de la raréfaction des ressources (énergies primaires, minerais et ressources en eau) et des problèmes environnementaux (réchauffement climatique, maladies et déséquilibre des écosystèmes...). Une méthode d'aide à la décision est donc nécessaire pour quantifier la durabilité des systèmes à l'échelle globale pendant la période de planification. Dans un cadre particulier, le traitement des eaux usées fait l'objet d'un grand intérêt chez les décideurs politiques et industriels et les organisations environnementales. Cette maille fait partie d'une grande chaîne de la gestion des ressources en eau d'une part, et du recyclage des ressources naturelles d'autre part. Il est donc intéressant d'étudier la durabilité des procédés de traitement des eaux usées. Pour répondre à la première problématique, l'objectif de ce travail est de réfléchir à une méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie Exergétique (ACVE) et de l'adapter à l'analyse et à l'éco-conception des procédés. Cette conception prévisionniste des procédés se base essentiellement sur des outils de simulation et des données issues de la littérature. Le deuxième objectif est d'adapter le cadre méthodologique ACVE aux systèmes de traitement des eaux usées. Pour ce faire, une étude de cas est dédiée pour la validation du cadre méthodologique.

Une politique de développement durable doit être basée sur des études a priori (éco-conception) des procédés destinés au marché. Il nous est apparu intéressant, dans un premier temps, de lier la méthodologie ACVE à l'éco-conception des procédés.

Dans le premier chapitre, une recherche bibliographique a permis de répertorier les impacts environnementaux causés par l'activité anthropique et leurs incidences sur les dimensions économiques et socioculturelles. Au regard de la multiplicité des impacts environnementaux à différentes échelles spatiales (impacts globaux, régionaux et locaux) et temporelles (impacts transférés, induits et différés), la maîtrise de la technologie et la connaissance de ses caractéristiques technico-économiques ne seront pas suffisantes à l'avenir pour une planification durable. Les activités anthropiques devront être conçues sur la base d'une nouvelle stratégie. Elle consiste au développement de nouvelles technologies et à l'amélioration de la performance environnementale et énergétique des technologies actuelles. Cette solution est la plus adaptée à la situation actuelle et la plus acceptée par la sphère économique. En plus de l'aspect réglementaire, cette méthode d'éco-conception devrait intégrer les produits et procédés verts, le recyclage des produits en fin de vie ainsi que la

valorisation des déchets. Dans le futur, les activités industrielles devront chercher les meilleurs compromis de chaîne de production sous l'égide de l'écologie industrielle et l'analyse des systèmes. Elles devront aussi être considérées avec une vision globale via des approches holistiques par la pensée et la gestion de cycle de vie. En outre, les solutions proposées devront être évaluées par une approche holistique intégrant toutes les dimensions du développement durable. Cette approche intègre des critères environnementaux, technico-économiques et socioculturels.

En ce qui concerne la dimension environnementale, l'analyse de cycle de vie (ACV) est reconnue par la systémique comme le meilleur outil de management environnemental. L'ACV est une approche multicritère qui évalue avec une vision globale les impacts environnementaux potentiels associés à toute activité économique (produit, procédé ou service). L'ACV est illimitée du point de vue spatio-temporelle et couvre l'ensemble du cycle de vie de l'objet étudié « du berceau à la tombe ». Elle répond à la vocation et à la mise en œuvre de l'écologie industrielle. Dans une procédure d'éco-conception basée sur l'analyse des systèmes, l'ACV permet d'étudier le métabolisme de la chaîne de production établie. De plus, Le cadre méthodologique de l'ACV a été normalisé entre 1997 et 2000 par la série des normes ISO 14040 « Management environnemental – Analyse de cycle de vie ».

Dans le deuxième chapitre, le cadre méthodologique de l'ACV est présenté et spécifié pour son application aux procédés. Dans une ACV des procédés, quatre paramètres doivent être bien déterminés : l'unité fonctionnelle, les frontières du système, les règles d'allocation et la méthode d'évaluation d'impact. En effet, un procédé peut avoir plusieurs fonctionnalités (co-productions ou co-traitements) et peut avoir des conséquences spécifiques sur l'environnement. Nous illustrons avec des exemples la pertinence de l'ACV comme outil pour l'analyse, la sélection et l'éco-conception optimale des procédés. Cependant, l'ACV n'est pas exempte de quelques défauts scientifiques, pratiques et méthodologiques, particulièrement lorsqu'elle est appliquée aux procédés. Ces défauts sont en grande partie dus à son aspect holistique :

- L'ACV n'aborde que les problématiques environnementales tout en occultant les aspects économiques et socioculturels.
- L'évaluation de certains impacts au niveau du procédé n'est pas réellement possible, en particulier les nuisances, l'environnement du travail et les risques. Celle d'autres impacts n'est pas consensuelle et reste subjective notamment pour l'(éco)toxicité et l'épuisement des ressources naturelles.

- Les impacts environnementaux évalués sont multiples et dépendent du point considéré dans la chaîne de cause à effet. Cet aspect multicritère rend difficile la décision finale, d'autant plus que les méthodes d'évaluation globale sont subjectives.
- L'étude ACV est onéreuse en temps et en argent ce qui mène à la simplification des frontières du système étudié. Cette simplification cause la perte d'informations et la subjectivité des résultats finaux.
- L'agrégation des flux de l'inventaire rend l'évaluation des impacts locaux et régionaux subjective. Par exemple, c'est le cas des frontières d'un système composées de procédés se trouvant à des échelles géographiques différentes.
- L'utilisation de la loi de conservation de l'énergie dans la compilation de l'inventaire occulte la performance réelle du procédé à l'échelle « site-spécifique ». La prise en compte de l'efficacité du procédé est importante pour une éco-conception durable. Contrairement au premier principe de la thermodynamique, le deuxième principe montre qu'il est subjectif d'agréger les différentes formes de matière et d'énergie. Elle l'est aussi dans la quantification de l'impact d'épuisement des ressources naturelles. L'évaluation de cet impact doit introduire le critère de perte de la qualité des ressources naturelles dans la chaîne de production.

Dans ce contexte, l'analyse exergetique – une méthode plus adaptée à l'ingénierie que l'analyse entropique – a montré son potentiel quant à la détermination de l'efficacité réelle d'un système. Elle quantifie les pertes de qualité de l'énergie consommée dans un système de production. C'est à partir de cette motivation que, dans ce travail, l'exergie est utilisée au sein du cadre méthodologique de l'ACV pour mieux juger de l'efficacité des procédés et de l'épuisement des ressources naturelles.

Dans le troisième chapitre, nous montrons que l'exergie est une mesure de l'efficacité des procédés et ne peut pas être utilisée comme la seule mesure de leur durabilité. L'utilisation de l'exergie comme indicateur unique pour l'analyse et l'optimisation multicritère (environnementale et économique) reste subjective. Toutefois, l'exergie reste la seule unité à pouvoir réunir les deux dimensions de la durabilité dans un seul cadre. Pour qu'elle soit utilisée comme indicateur unique des impacts environnementaux, l'exergie devrait être appliquée à l'environnement naturel qui devrait être considéré comme un système fini.

L'utilisation de l'exergie via le critère d'irréversibilité pour quantifier l'épuisement des ressources naturelles n'est faisable que théoriquement car l'analyse doit prendre en compte la destruction de l'exergie au niveau de toute la chaîne de production. L'analyse exergetique

selon une approche systémique est complexe au niveau du cycle de vie d'un procédé et à l'échelle d'une chaîne de production. Par ailleurs, l'analyse de consommation d'exergie cumulée (CExC) pourrait être une méthode rapide et simple pour la comptabilisation des ressources en amont de la chaîne de production.

Dans le cadre méthodologique que nous proposons, l'analyse exergetique est considérée comme un critère supplémentaire via l'efficacité exergetique (irréversibilité) à l'échelle du procédé et via la consommation d'exergie cumulée (CExC) tout au long du cycle de vie. Cette dernière est simplifiée en centrant le calcul autour des vecteurs énergétiques fossiles et fissiles. Dans une optique de valorisation des déchets, il nous est apparu intéressant de considérer un critère supplémentaire : l'exergie des émissions rejetées par le procédé. En effet, n'importe quel rejet est source d'un travail extractible et valorisable dans d'autres fonctions. Ce cadre méthodologique est utilisé dans l'étude de cas des systèmes de traitement des eaux usées.

Dans le quatrième chapitre, la méthodologie ACVE est cadrée pour le domaine de gestion des eaux usées urbaines. Elle est ensuite utilisée pour évaluer l'éco-efficacité d'un cas d'étude « fictif » mais basé sur les technologies actuellement mises en œuvre (étude *a priori*). L'étude de cas sert d'exemple d'application et illustre l'intérêt de l'étude prévisionniste et de la méthode ACVE. Nous étudions l'éco-conception des procédés de traitement des eaux usées domestiques y compris le traitement et la destination finale des boues en France. Nous montrons qu'une bonne gestion de la ressource en eau en milieu urbain est liée à une meilleure stratégie de gestion des eaux usées résiduelles avec une vision globale qui prône le développement durable. Elle implique une bonne gestion des milieux aquatiques en les maintenant dans un bon état écologique et chimique. Elle implique également le recyclage des ressources abiotiques (azote, phosphore, potassium..) dans l'anthroposphère via une valorisation agricole des boues. L'élimination finale des boues constitue un problème majeur compte tenu de leur quantité et de leur qualité.

Ainsi, nous étudions l'éco-efficacité d'une STEP intégrant une digestion anaérobie en matière d'autonomie énergétique et de recyclage des boues en agriculture. Cette STEP est comparée avec une installation qui intègre un chaulage des boues en lieu et place de la digestion anaérobie.

Dans le cinquième chapitre, l'ACVE a permis de déduire que la valorisation du biogaz pour des fins de production d'électricité, de chauffage et de séchage des boues, plus l'épandage agricole sont toutes des stratégies intéressantes pour réduire l'épuisement des ressources

fossiles, les impacts environnementaux et l'exergie investie dans le système. L'étape d'opération, et particulièrement la consommation d'électricité pour l'aération, cause la plus grande partie des impacts. La valorisation des boues en épandage agricole évite une partie des ressources naturelles consommées pour la production des engrais synthétiques et les impacts environnementaux causés. La valorisation du biogaz dans le séchage des boues permet de réduire l'impact du transport vers les terres arables. Le séchage des boues est bénéfique si seulement la valorisation du biogaz est prise en compte dans un brûleur. En comparaison avec l'utilisation d'un brûleur, la cogénération (moteur à combustion interne) ne peut pas fournir l'énergie thermique totale pour le chauffage du digesteur et le séchage des boues, mais elle réduit la dépendance en électricité. Par ailleurs, les résultats montrent que l'unité fonctionnelle n'est plus appropriée pour une étude ACVE dynamique et que l'équivalent habitant et une base intéressante pour l'analyse d'un scénario et la comparaison de plusieurs scénarii. Cette unité fonctionnelle met en relation la conception du système de traitement et l'étude ACVE.

Cependant, la digestion anaérobie augmente l'impact d'épuisement des ressources abiotiques, le potentiel de réchauffement global et l'irréversibilité à l'échelle de la STEP. Les deux impacts sont causés essentiellement par la production d'électricité et de chlorure ferrique, liée aux traitements des retours en tête. Nous montrons que le choix de la solution la plus éco-efficace dépend de la configuration des opérations unitaires dans l'usine étudiée. L'intégration ou le changement d'une configuration a pour conséquence le changement de l'irréversibilité du procédé. Le choix de la solution ne doit pas être non plus déconnecté des activités autour de l'usine. Ainsi, d'autres alternatives pourraient être étudiées telles que la valorisation du biogaz dans le secteur du transport ou le pré-traitement des retours en tête avant leur ré-introduction dans le réacteur biologique.

Le champ de l'étude pourrait aussi être étendu au niveau de l'épandage agricole. Par exemple, les produits d'agriculture pourraient être utilisés dans la chaîne de transport via les biocarburants, voire dans la chaîne alimentaire par la culture de ressources vivrières (à condition que tous les doutes sur la santé humaine et l'écotoxicité puissent être levés). Par conséquent, les transferts de pollution via la chaîne alimentaire devraient être modélisés pour les cultures susceptibles d'être commercialisées. L'objectif à long terme est d'établir via le recyclage des sous-produits, le facteur d'autonomie d'une agglomération, d'une ville ou d'un pays. Dans ce contexte, les futurs travaux pourraient concerner la comparaison du scénario conventionnel le plus éco-efficace avec le traitement séparatif tout en maintenant l'épandage.

La solution de l'épandage des boues pourrait être comparée à la l'incinération dédiée ou à la co-incinération dans la chaîne industrielle. Deux facteurs limitants peuvent être pris en considération : le temps de séjour des GES (CO₂, CH₄) et celui des métaux lourds. L'épandage des boues permet un recyclage des nutriments et un effet de substitution des engrais synthétiques, mais il cause des effets toxiques et écotoxiques à cause des métaux lourds et des GES avec des temps de séjour longs. L'incinération des boues a un effet de substitution des énergies fossiles, mais elle génère des sous-produits gazeux et solides. Les sous-produits contiennent des GES et des métaux lourds avec des temps de séjour faibles. Le choix de la solution doit prendre en compte l'échelle temporelle.

L'étude *a priori* pourrait être complétée au niveau de l'inventaire, de l'évaluation des impacts environnementaux et de l'exergie. Il est difficile de rassembler toutes les données liées au cycle de vie d'une STEP (limites des modèles, incertitudes des données issues de la littérature...). La modélisation des impacts d'(éco)toxicité reste également limitée, particulièrement, en ce qui concerne les micro-polluants organiques. Les prochains travaux devront se focaliser sur le développement de modèles robustes tant au niveau de l'inventaire qu'au niveau des méthodes d'évaluation d'impacts. De plus, l'agrégation des impacts régionaux et locaux devrait être étudiée avec des méthodes d'agrégation partielle telles que la logique floue.

L'analyse exergétique des STEP peut être améliorée. Nous pensons que l'irréversibilité de la STEP calculée n'est qu'un critère de comparaison et ne représente pas son efficacité réelle. Une analyse approfondie devrait être effectuée sur ce type de système. Par ailleurs, le potentiel de travail extractible des sous-produits peut constituer un critère supplémentaire de comparaison selon les principes de l'écologie industrielle. Toutefois, le travail extractible dépend de critères techniques et économiques. Certains décideurs basent leur choix sur les aspects environnementaux et d'efficacité, tandis que d'autres donnent une priorité aux aspects technico-économiques. Techniquement, il est souvent simple d'utiliser l'option du brûleur plutôt qu'une cogénération. Les aspects économiques ont une place importante dans la décision finale comme le coût des unités de valorisation du biogaz et la période de retour sur investissement sur l'ensemble du cycle de vie des STEP. Outre la dimension technico-économique, la durabilité des STEP dépend aussi des contraintes sociales. L'option de l'épandage agricole dépend de l'acceptation des agriculteurs et des consommateurs.

L'ACVE est un bon outil de gestion environnementale et d'étude d'efficacité des procédés, mais elle ne peut pas être appliquée seule dans un processus de décision globale. Afin

d'étendre le champ d'étude aux dimensions économiques et socio-culturelles, l'ACVE devrait être combinée avec l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) et l'ACV sociale et environnementale (ACVSE). La fonction objectif d'une éco-conception optimale est multicritère. Elle prend en compte la minimisation de la consommation des ressources naturelles (CExC), des impacts environnementaux et des irréversibilités. La minimisation de l'irréversibilité d'un système devrait être réalisée d'une manière systémique à l'échelle du site de production et non en se focalisant sur une seule opération unitaire. La maximisation de l'efficacité exergetique d'un procédé peut être également réalisée par la minimisation des irréversibilités externes (exergie des sous-produits). Celle-ci permet une minimisation des impacts environnementaux, mais elle dépend de la fin de vie des sous-produits et de leur devenir (valorisation ou non). La fonction objectif pourrait intégrer également d'autres approches de type « site-spécifique » telle que l'analyse des risques, le système d'évaluation de la qualité des eaux (SEQ eau) et le contrôle des procédés.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, Les boues chaulées des stations municipales : production, qualité et valeur agronomique, Ademe Editions, ISBN 2-87017-560-0, **2001**, 224 p.
- Aelion V., Castells F., Veroutis A., Life cycle inventory analysis of chemical processes, *Environmental Progress*, **1995**, 14(3), 193-200.
- AFNOR., ENVIRONORMES : Guide pratique du management environnemental : France, Suisse Romande, Belgique, Luxembourg : les outils et les acteurs pour aborder ou pérenniser une démarche volontaire de management de l'environnement, 2^{ème} édition, Lyon :dpe, **1999**, 87 p.
- AFNOR., Analyse de cycle de vie, Définition, déontologie et méthodologie), Norme AFNOR NF X30-300, **1996**, 19p.
- AFSSE, Impacts sanitaires du bruit : état des lieux, indicateurs bruit/santé, rapport AFSSE, **2004**, 304 p.
- Ahbe S., Méthodologie des écobilans sur la base de l'optimisation écologique, Berne, Suisse : office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (BUWAL), cahier de l'environnement n°133, **1990**, 250 p.
- Ahern J. E., *The Exergy Method of Energy Systems Analysis*, John Wiley: New York, **1980**.
- Ahrendts J., 'Reference states', *Energy*, **1980**, 5, 667-677 (Pergamon Press Ltd.).
- Allen T. F. H., Hoekstra T. W., *Toward a unified ecology*, New York (NY): Columbia University Press, **1989**.
- Allenby B. R., Environmental constraints and the evolution of the private firm, In: Richards D, editor. *The industrial green game: implications for environmental design and maintenance*. Washington (DC): National Academy Press, **1997**.
- Amaral M. D., Assessing the environmental cost of recent progresses in emulsion polymerization, *Reactive & Functional Polymers*, **2004**, 58, 197-202.
- Amatayakul W., et Ramnäs O., Life cycle assessment of catalytic converter for passenger cars, *Journal of Cleaner Production*, **2001**, 9, 395-403.
- Anastas P. T., Warner J. C., *Green Chemistry: theory and practice*. New York: Oxford University Press, **1998**, 135p.
- Anastas P. T., Williamson T. C., Hjeresen D., Breen J. J., Promoting green chemistry initiatives, *Environ Sci Technol*, **1999**, 33, 116-119.

- Andre P., Delisle C., Reveret J.P., L'évaluation des impacts sur l'environnement : processus, acteurs et pratique, Presses internationales Polytechnique, ISBN 2-553-01132-6, **2003**, 519 p.
- Andrews J. F., et Graef S. P., Dynamic modelling and simulation of the anaerobic digestion process, Anaerobic Biological Treatment Process, American Chemical Society Washington, Advances in Chemistry Series, **1971**, 105, 126-162.
- Andrews J. F., Dynamic model of the anaerobic digestion process, Journal Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers, **1969**, 95, 95-116.
- Anheden M., Svedberg G., Exergy analysis of chemical-looping combustion systems, *En.Conv. Mgt.* **1998**, 39, 1967-1980.
- Anonyme, Integrated Product Policy. Building on Environmental Life-Cycle Thinking, Communication from the commission to the Council and the European parliament commission of the European communities, Bruxelles, Belgique, 18 Juin **2003**, COM(2003) 320 final.
- Ardente F., Beccali G., Cellura M., Lo Brano V., Life cycle assessment of a solar thermal collector, *Renewable Energy*, **2005**, 30, 1031-1054
- Ardente F., Beccali G., Cellura M., Eco-sustainable energy and environmental strategies in design for recycling: the software ENDLESS, *Ecolog Modell*, **2003a**, 163, 101-118.
- Ardente F., Beccali G., Cellura M., FALCADE: a fuzzy software for the energy and environmental balances of products, *Ecolog Modell*, **2003b**, 176(3-4), 359-379.
- Aresta M., Tommasi I., Carbon dioxide utilisation in the chemical industry, *Ener. Conv. Manage*, **1997**, 38(SS), S373-S378.
- Ashley R.M., et Souter N.H., A methodology for life cycle analysis to assist with assessment of the sustainability of options for the disposal of sanitary waste, 5ème LCA case studies ETAC Symposium, Bruxelles, décembre **1997**.
- AspenTech, ASPEN PLUS™ User Guide; Release 10.1-0. Cambridge, Massachusetts, USA: Aspen Technology Inc., **2001**.
- Asselman T., Sorin M., Paris J., Water regeneration efficiency for pulp and paper plant. exergy analysis, *Rev. Gen. Therm.* **1996**, 35, 672-675.
- Audi G., et Wapstra A. H., The 1995 update to the atomic mass evaluation, *Nucl. Phys.*, **1995**, 4(A595), 409-480.
- Audus H., IEA greenhouse gas R&D programme: Full fuel cycle studies, *Ener. Conv. Manage*. **1996**, 37(6-8), 837-842,

- Audus H., Greenhouse gas releases from fossil fuel power stations, IEAGHG/SRI, IEA Greenhouse Gas R&D Programme, Cheltenham, UK, 178pp, **1993**.
- Ayres R. U., Industrial metabolism, In: Ausubel JH, Sladovich HE, editors. Technology and the environment, Washington (DC): National Academy Press, **1989**.
- Ayres R. U., Life cycle analysis: a critique, *Resour Conserv Recycl*, **1995**, 14, 199-223.
- Ayres R. U., Martínàs K., Waste Potential Entropy: The Ultimate Ecotoxic? *Economie Appliquée*, **1995**, XLVIII(2):95-120.
- Ayers R. U. et Axtell R., Foresight as a survival characteristic: when (if ever) does the long view pay? *J Technol Forecasting Soc Chang*, **1996**, 51, 209-35.
- Ayres R. U., Ayers L. W., Industrial ecology: towards closing the materials cycle, Vermont: Edward Elgar Publishing Co, **1996**.
- Ayres R. U., Ayers L. W., Martínàs K., Eco-thermodynamics: exergy and life cycle analysis, INSEAD Working paper 96/19/EPS. Fontainebleau, France, **1996**.
- Ayres R. U., Entropy: Comments on Georgescu-Roegen, *Ecol. Econ.*, **1997**, 22, 285–287.
- Ayres R. U., Industrial metabolism: work in progress, INSEAD Working paper 97/09/EPS. Fontainebleau, France, **1997**.
- Ayres R. U., Eco-thermodynamics: economics and the second law, *Ecol. Econ.* **1998**, 26, 189–209.
- Ayres R. U.; Ayres L. W.; Martínàs K., Exergy, waste accounting, and life-cycle analysis, *Energy*, **1998**, 23, 355–363.
- Ayres R. U., The second law, the fourth law, recycling and limits to growth. *Ecol, Econ*, **1999**, 29, 473–483.
- Ayres R. U., Commentary on the utility of the ecological footprint concept, *Ecol Econ*, **2000**, 32, 347-349.
- Ayres R. U., The minimum complexity of endogenous growth models: the role of physical resource flows. *Energy* **2001**, 26, 817–838.
- Ayres R. U., Exergy flows in the economy: efficiency and dematerialization, In *A Handbook of Industrial Ecology*; Ayres, R. U., Ayres, L. W. Eds.; Edward Elgar: Cheltenham, **2002**; pp 185–201.
- Ayres R. U.; Ayres L. W., Warr B., Exergy, power and work in the US economy, 1900–1998, *Energy* **2003**, 28, 219–273.
- Ayres R. U. On the life cycle metaphor: where ecology and economics diverge, *Ecol, Econ*, **2004a**, 48, 425–438.

- Ayres, R.U. Thermodynamics and Economics, Overview. In *Encyclopedia of Energy*; Cleveland, C. Ed.; Elsevier: Oxford, UK, **2004b**, Vol 2.
- Ayres R. U.; Massini A., Exergy: Reference States and Balance Conditions. In *Encyclopedia of Energy*; Cleveland, C. Ed.; Elsevier: Oxford, UK, **2004**; Vol 2.
- Azapagic, A., Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimization, *Chemical Engineering Journal*, **1999**, 73, 1-21.
- Azapagic A., Clift R., The application of life cycle assessment to process optimisation, *Comp. Chem. Eng.* **1999**, 23(10), 1509-1529.
- Azapagic A., Clift R., Linear Programming as a Tool in Life Cycle Assessment, the *International Journal of Life Cycle Assessment*, **1998**, Vol.3, N.6, 305-316.
- Azapagic A., Clift R., Life Cycle Assessment and linear programming – Environmental optimisation of product system, *Comp. & Chem. Eng.* **1995**, 19(suppl), 229-234.
- Balocco C., Papeschi S., Grazzini G., Basosi R., Using exergy to analyze the sustainability of an urban area, *Ecological Economics*, **2004**, 48, 231-244.
- Balocco C., et Grazzini G., Thermodynamic parameters for energy sustainability of urban areas, *Solar Energy*, **2000**, 69(4), 351-356.
- Bare J., Hofstetter P., Pennington D. W. et al, Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary – Midpoint versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits, *The International Journal of Cycle Assessment*, **2000**, Vol.5, N.6, 319-326.
- Bargigli S., Raugeri M., Ulgiati S., Comparaison of thermodynamic and environmental indexes of natural gas, syngas and hydrogen production processes, *Energy*, **2004**, 29(12-15), 2145-2159.
- Barroin G. La pollution des eaux par les phosphates, *La Recherche*, vol. 21, n°221, **1990**, pp. 620-627.
- Basset-Mens C., Propositions pour une adaptation de l'Analyse de cycle de vie aux systèmes de production agricole. Mise en œuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine, Thèse de Doctorat, Institut National de la Recherche Agronomique, **2005**, 244 pp.
- Baumann H., LCA use in swedish industry, *Int. J. LCA*, **1961**, 3, 122-126.
- Bauer C. G., et Forest T. W., Effect of hydrogen addition on the performance of methane-fueled vehicles. Part I: effect on S.I. engine performance, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2001**, 26, 55-70.

- Beavis P., Lundie S., Integrated environmental assessment of tertiary and residuals treatment - LCA in the wastewater industry, *Water Science and Technology*, **2003**, 47(7-8), 109-116.
- Beccali G., Cellura M., Mistretta M., New exergy criterion in the « multi-criteria context : a life cycle assessment of two plaster products, *Energy Conversion & Management*, **2003**, 44, 2821-2838.
- Bejan A., Tsatsaronis G., Moran M., *Thermal Design and Optimization*, John Wiley: New York, **1996**.
- Belem G., Revéret J. P., Gendron C., L'analyse du cycle de vie comme outil de développement durable, Chaire de responsabilité sociale et de développement durable, ESG-UQAM, Bibliothèque nationale du Québec, **2005**, ISBN 2-923324-29-3.
- Belkhouja M., Cretenot D., Voujon L. Bilan du fonctionnement de la première unité OVH en France pour le traitement de boues d'épuration, *L'eau, l'industrie, les nuisances* n° 277, décembre **2004**, p. 33-37.
- Benali T., Analyse Exergétique des Procédés: Elaboration et Interfaçage d'un Programme de Calcul à un Logiciel de Simulation, Rapport de D.E.A, ENSIC-INPL-LSGC, **1994**, 102p.
- Benetto E., Popovici E. C., Rousseaux P., Blondin J., Life cycle assessment of fossil CO₂ emissions reduction scenarios in coal-biomass based electricity production, *Energy Conversion and Management*, **2004a**, 45, 3053-3074.
- Benetto E., Rousseaux P., Blondin J., Life cycle assessment of coal by-products based electric power production scenarios, *Fuel*, **2004b**, 83(7-8), 957-970.
- Bengtsson M., Lundin M., Molander S., Life cycle assessment of wastewater systems - Case studies of conventional wastewater treatment, usine sorting and liquid composting in three Swedish municipalities, Technical Environmental Planning report, Chalmers University of Technology, **1997**.
- Berkhout F., Life Cycle Assessment and industrial innovation, Global Environmental Change Programme briefings, No. 14, June, EPSRC, Programme Office, **1997**.
- Berkhout F., Howes R., The adoption of life-cycle approaches by industry: Patterns and impacts, *Resour. Conser, Recycling*, **1997**, 20(2), 71-94.
- Berthiaume R., Bouchard C., Rosen M. A., Exergetic evaluation of the renewability of a biofuel, *Exergy International J.*, **2001**, 1, 256-268.
- Binetto E., Analyse du cycle de vie, Incertitudes des évaluations des impacts, *Techniques de l'ingénieur*, 2005, G 5 620, 12p.

- Björklund A., Dalemo M., Sonesson U., Evaluating a municipal waste management plan using ORWARE, *Journal of Cleaner Production*, 1999, 7, 271-280.
- Bliefert C., Perraud R. Chimie de l'environnement – air, eau, sols, déchets, Edition De Boeck, ISBN 2-7445-0086-0, 2001, 477 p.
- Blonk T.J., Davidson M.D., et Lafleur M.C.C., Feasibility of Operationalization of Depletion of Abiotic Resources in LCA via the Key Resources Energy and Land, Working Document, IVAM Environmental Research/CE, Amsterdam, **1997**.
- Blonskaja V., Menert A., Vilu R., Use of two-stage anaerobic treatment for distillery waste, *Advances in Environmental Research*, **2003**, 7, 671-678.
- Boeglin J. C., et Roubaty J. L., Pollution industrielle de l'eau : caractérisation, classification, mesure, Editions techniques de l'Ingénieur Environnement, Technologies de l'eau, G 1 210, Janvier **2007**.
- Boeglin J. C., L'eau et l'industrie, Editions techniques de l'Ingénieur Environnement, Technologies de l'eau, G 1 100, Janvier **2001**.
- Boeglin J. C., Traitements et destinations finales des boues résiduaires, Techniques de l'ingénieur, traité Génie des procédés, **2000**, J 3 944.
- Boeglin J. C., Inventaire des traitements d'eaux usées résiduaires, Techniques de l'Ingénieur, Opérations unitaires, Génie de la réaction chimique, J 3 940, Septembre **1997**.
- Boeglin N., La promotion de la qualité écologique des produits et les écolabels, Technique de l'ingénieur, Juillet **1997**, Volume Environnement, G6 250, 12p.
- Bonnard R., Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque, rapport INERIS, **2001**, 70 p.
- Bonnin C., Les sources de nuisances olfactives dans les stations de traitement des eaux résiduaires, et leur traitement par lavage à l'eau chlorée en milieu basique, mémoire de thèse, ENSC, Université de Rennes 1, **1993**, 205 p.
- Bösch M. E., Hellweg S., Huijbregts M. A. J., Frischknecht R., Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database, *Int., J., LCA*, **2006**, 10, 1–10. ES071719A.
- Boustead I., Eco-balance Methodology for Commodity Thermoplastics, PWMI, Brussels, **1992**.
- Bowers M. B., Environmental impact assessment: a practical guide, Ed McGraw Hill Professional, ISBN 0070404100, **1997**, 320 p.
- Bretz R., Fankhauser P., Life-cycle assessment of chemical production processes: A tool for ecological optimization, *Chimia*, **1997**, 51(5), 213-217.

- Bretz R., Fankhauser P., Screening LCA for large numbers of products: estimation tools to fill data gaps, *International Journal of LCA*, **1996**, 1(3), 139-146.
- Brodyansky V. M., Slinko M. G., Leites I. L., Platonov V. M., Chemical-industry energetics and exergetic analysis, *Khim. Prom.* **1982**, 8, 450–455.
- Burgess, A.A. and Brennan, D.J., Application of life cycle assessment to chemical processes, *Chemical Engineering Science*, Vol.56, **2001**, 2589-2604.
- Camdali U., Erisen A., Celen M., Energy and exergy analyses in a rotary burner with pre-calcinations in cement production, *Energy Conversion and Management*, **2004**, 45, 3017–3031.
- Canter L., *Environmental Impact assessment*, University of Oklahoma, **1996**, 660 p.
- Carpentieri M., Corti A., Lombardi L., Life cycle assessment (LCA) of an integrated biomass gasification combined cycle (IBGCC) with CO₂ removal, *Energy Conversion and Management*, **2005**, 46, 1790-1808.
- Casavant T. E., et Côté R. P., Using chemical process simulation to design industrial ecosystems, *Journal of Cleaner Production*, **2004**, 12, 901-908.
- Castillo E. F., et Mora M., Mathematical modelling as a tool for environmental evaluation of industrial sectors in Colombia, *Waste Management*, **2000**, 20, 617-623.
- Chapman P. F., Learch G., Slessor H., 2, Energy Costs of Fuels, *Energy Policy*, 2(2), 231-243, **1974**.
- Chen G. Q., Scarcity of exergy and ecological evaluation based on embodied exergy, *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, **2006**, 11(4), 531-552.
- Chen G. Q., Exergy consumption of the earth, *Ecological Modelling*, **2005**, 184, 363–380.
- Christiansen K, ed., Simplifying LCA: Just a Cut? SETAC Europe, LCA Screening and Streamlining, Working Group, Final report, March, **1997**.
- Chubbs S.T., Steiner B.A., Life cycle assessment in the steel industry, *Environ. Progr.*, 1998, 17(2), 922-995.
- CIEPM, Committee on Industrial Environmental Performance Metrics, Industrial environmental performance metrics: opportunities and challenges, Washington (DC): National Academy Press, 1999.
- Clark J. H., The greening of chemistry, *Chem Br*, **1998**, 34, 43-45.
- Clark J. H., Green chemistry: challenges and opportunities, *Green Chem*, **1999**, 1, 1-8.
- Clift R., Clean technology – an introduction, *J Chem Tech Biotechnol*, **1995**, 62, 321-326.
- Clift R., Clean technology – the idea and the practice, *J Chem Tech Biotechnol*, **1997**, 68, 347-350.

- Clift R., et Longley A. J., Introduction to clean technology. In: Kirkwood RC, Longley AJ, editors. Clean technology and the environment. London: Blackie, **1995**: 174-198.
- Clift R., Life Cycle Assessment and Ecolabelling, *Journal of Cleaner Production*, **1993**, 1(3-4), 155-159.
- Cocco D., Pettinau A., Cau G., Energy and economic assessment of igcc power plants integrated with dme synthesis processes, *Proc. Inst. Mech. Eng. Part A* **2006**, 220, 95–102.
- Colonna , **2006**.
- Coltro L., Mourad A. L., Oliveira P. A. P. L. V., Baddini J. P. O. A., Kletecke R. M., Environmental Profile of Brazilian Green Coffee, *Int J LCA*, **2006**, 11(1), 16-21.
- Commoner B., The relation between industrial and ecological systems, *Journal of Cleaner Production*, **1997**, 5(1-2), 125-129.
- Connelly L., et Koshland C. P., Two aspects of consumption: Using an exergy-based measure of degradation to advance the theory and implementation of industrial ecology, *Resources, Conservation and Recycling*, **1997**, 19, 199-217.
- Connelly L., Koshland C. P., Exergy and industrial ecology—Part 1: An exergy-based definition of consumption and a thermodynamic interpretation of ecosystem evolution, *Exergy – An International Journal*, **2001**, 1, 146–165.
- Consoli F., Allen D., Boustead I., Fava J., Franklin W., Jensen A. A., de Oude N., Parrish R., Perriman R., Postlethwaite D., Quay B., Seguin J., Vignon B., Guidelines for life-cycle assessment: a "Code of Practice", SETAC, Bruxelles: From the workshop held in Sesimbra, Portugal, 321 March – 3 April, **1993**, 69p.
- Cooper, C.D. and Alley, F.C., *Air Pollution Control: A Design Approach*, second edition, Waveland Press, INC, Illinois, **1994**.
- Corbiere-Nicollier T., Laban B. G., Lundquist L., Leterrier Y., Manson J. A. E., Jolliet O., Life cycle assessment of biofibers replacing glass fibers as reinforcement in plastics, *Resource Conservation & Recycling*, **2001**, 33, 267-287.
- Cornelissen R. L., Thermodynamics and sustainable development: the use of exergy analysis and the reduction of irreversibility, PhD dissertation, University of Twente, Netherlands, **1997**.
- Cornelissen R. L., Hirs G. G., The value of the exergetic life cycle assessment besides the LCA, *Energy Conversion and Management*, **2002**, 43, 1417–1424.

- Corti A., Lombardi L., Biomass integrated gasification combined cycle with reduced CO₂ emissions: Performance analysis and life cycle assessment, *Energy*, **2004**, 29, 2109-2124.
- Cote R., Industrial ecosystems: evolving and maturing, *J Ind Ecol*, **1997**, 1(3), 9-11.
- Coulon R., Camobreco V., Teulon H. et Besnainou J., Data quality and uncertainty in LCI, the *International Journal of LCA*, **1997**, Vol.2, N.3, 178-182.
- Cowan C. E., Mackay D. Feitjel T. C. J., Van de Meent D., Di Guardo A., Davies J. Mackay N., The multimedia fate model: a vital tool for predicting the fate of chemicals, Pensacola (USA), Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), **1995**, 78p.
- Crane P., Scott D. S., Rosen M. A., Comparison of exergy of emissions from two energy conversion technologies, considering potential for environmental impact, *International J. Hydrogen Energy*, **1992**, 17, 345-350.
- Crawford R. H., Treloar G. J., Net energy analysis of solar and conventional domestic hot water systems in Melbourne, Australia, *Solar Energy*, **2004**, 76, 159-163.
- CSA., Canadian Standards Association, Life Cycle Assessment – Environmental Technology, Ottawa, Canada : norme Z760-94, février, **1994**, 112p.
- Curran M.A., life-cycle based government policies, *Int. J. LCA*, **1997**, 2(1), 39-43.
- Dalemo M., Sonesson U., Bjorklund A., et al., ORWARE : a simulation model for organic waste handling systems – Part 1 : model description, *Resources, Conservation and Recycling*, **1997**, 21, 17-37.
- Daniel J. J., et Rosen M. A., Exergetic environmental assessment of life cycle emissions for various automobiles and fuels, *Exergy, an International Journal*, **2002**, 2, 283-294.
- Dante R. C., Güereca L. P., Neri L., Escamilla J. L., Aquino L., Celis J., Life cycle analysis of hydrogen fuel: a methodology for a strategic approach of decision making, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2002**, 27, 131-133.
- Das D., Veziroglu T. N., Hydrogen production by biological processes: a survey of literature, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2001**, 26, 13-28.
- Décision UE (2002), Décision du Conseil n° 2002/358/CE du 25 avril 2002 relative à l'approbation, au nom de la Communauté européenne, du protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques et l'exécution conjointe des engagements qui en découlent, *Journal Officiel de la Communauté Européenne* L. 130 du 15 mai **2002**.

- DEGREMONT-SUEZ, Mémento technique de l'eau (tome 1 et 2), 10e édition. Ed. Degremont-Suez, **2006**, 1718p.
- De Langhe P., Criel S., Ceuterick D., Green design of telecom products: The ADSL high speed modem as a case study. *IEEE Transactions on Components Packaging and Manufacturing Technology Part A*, **1998**, 21(1), 154-167.
- De Meester B., Dewulf J., Janssens A., Van Langenhove H., An improved calculation of the exergy of natural resources for exergetic life cycle assessment (ELCA)., *Environ., Sci., Technol.*, **2006**, 40, 6844–6851.
- Dennison F.J., Azapagic A., Clift R., Colbourne J.S., Life Cycle Assessment: Comparing Strategic Options for the Mains Infrastructure – Part I, *Wat. Sci. Technol.*, **1999**, 39(10-11), 315-319.
- Dennison F.J., Azapagic A., Clift R., et al. Assessing management options for wastewater treatment works in the context of life cycle assessment, *Water Science and Technology*, **1998**, 38(11), 23-30.
- De Richemont A., Analyse du cycle de vie: application dans les écolabels, *Techniques de l'ingénieur*, octobre **1998**, Volume Environnement, G5 850, 11p.
- De Souza A. C. C., Luz-Silveira J., Sosa M. I., Physical-chemical and thermodynamic analyses of ethanol steam reforming for hydrogen production, *J. Fuel Cell Sci. Technol.* **2006**, 3, 346–350.
- De Swaan Aarons J., van der Kooi H., Sankaranarayanan K., *Efficiency and Sustainability in the Energy and Chemical Industries*, Marcel Dekker: New York, **2004**.
- Dewulf J.; Van Langenhove H., Mulder, J., van den Berg, M. M. D., van der Kooi, H. J.; Arons J. D., Illustrations towards quantifying the sustainability of technology., *Green Chem.*, **2000**, 2, 108–114.
- Dewulf J., Van Langenhove H., Dirckx J., Exergy analysis in the assessment of the sustainability of waste gas treatment systems, *Sci., Total Environ.* **2001**, 273, 41–52.
- Dewulf, J.; Van Langenhove, H. Assessment of the sustainability of technology by means of a thermodynamically based life cycle analysis, *Environ., Sci., Pollut., Res.*, **2002a**, 9, 267–273.
- Dewulf J. P., Van Langenhove H. R., Quantitative assessment of solid waste treatment systems in the industrial ecology perspective by exergy analysis, *Environmental Science & Technology*, **2002b**, 36, 1130–1135.

- Dewulf J., Van Langenhove H., Integrating industrial ecology principles into a set of environmental sustainability indicators for technology assessment, *Res., Cons., Recycl.*, **2005**, 43, 419–432.
- Dewulf J., Van Langenhove H., van de Velde B., Exergy-based efficiency and renewability assessment of biofuel production, *Environmental Science and Technology*, **2005**, 39(10), 3878–3882.
- Dewulf J., De Meester B., Van der Vorst G., Van Langenhove J., Bösch M., Hellweg S., Huijbregts M. A. J., Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting, *Environ., Sci., Technol.*, **2007**, 41 (24), 8477–8483.
- Dewulf J., van Langenhove H., Muys B., Bruers S., Bakshi B. R., Grubb G. F., Paulus D. M., et Sciubba E., Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science Technology, *Environ., Sci., Technol.*, **2008**, 42(7), 2221-2232.
- Dhole V. R., Zheng J. P., Applying combined pinch and exergy analysis to closed-cycle gas-turbine system-design, *J. Eng. Gas Turb. Power-Trans. ASME* **1995**, 117, 47–52.
- Dincer I., Energy and environmental impacts: present and future perspectives, *Energy Sources*, **1998**, 20(4-5), 427-453.
- Dincer I., Thermodynamics exergy analysis and environmental impact, *Energy Sources*, **2000**, 22, 723-32.
- Dincer I., Renewable energy and sustainable development: a crucial review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **2000**, 4(2), 157-175.
- Dincer I., The role of exergy in energy policy making, *Energy Policy*, 30, **2002**, 137-149.
- Dincer I., et Rosen M. A., Exergy as a drive for achieving sustainability, *International Journal of Green Energy*, **2004**, 1(1), 1-19.
- Dincer I., et Rosen M. A., Thermodynamic aspects of renewables and sustainable development, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **2005**, 9, 169-189.
- Directive UE, Directive du Conseil n° 82/501/CEE du 24 juin 1982 concernant les risques d'accidents majeurs de certaines activités industrielles, *Journal officiel de la Communauté Européenne* du 5 août **1982**.
- Directive EU, Official Journal of the European Communities No., L 365/10, **1994**.
- Directive UE, 1996, Council Directive 91/61/EC 1996. Concerning Integrated Pollution Prevention and Control, *Official Journal of the European communities*, No. L 257, 10 October, HMSO, London, **1996**.

- Directive UE, 1997, Directive du Conseil n° 85/337/CEE du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, article 3 tel que modifié par la Directive n° 97/11/CE du 3 mars 1997, Journal Officiel de la Communauté Européenne n° L 175 du 5 juillet **1985**.
- Directive UE, 1999, Directive du Parlement européen et du Conseil n° 1999/45/CE du 31 mai 1999 concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la classification, à l'emballage et à l'étiquetage des préparations dangereuses, Journal officiel de la Communauté Européenne n° L 200 du 30 juillet **1999**.
- Directive UE, 2000, Directive du Parlement européen et du Conseil n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, Journal officiel de la Communauté Européenne n° L 327 du 22 décembre **2000**.
- Dobson I.D., Life Cycle Assessment for painting processes: Putting the VOC issue in perspective, *Progress in Organic Coatings*, **1996**, 27(1-4), 55-58.
- Dold P. L., Incorporation of biological excess phosphorus removal in a general activated sludge model, Proceedings 13th International Symposium on Wastewater Treatment, november, Montreal, Canada, 83-113, **1990**.
- Doldersum A., Exergy analysis proves viability of process modifications, *En. Conv. Mgt.* **1998**, 39, 1781-89.
- Dones R., Frischknecht R., Life-cycle assessment of photovoltaic systems: Results of Swiss studies on energy chains, *Progr. In Photovoltaics*, **1998**, 6(2), 117-125.
- Dunbar W. R., Moody S. D., et Lior N., Exergy analysis of an operating Boiling-Water-Reactor Nuclear Power Station, *Energy Conversion and Management*, **1995**, 36(3), 149-159.
- Durmayaz A., Yavuz H., Exergy analysis of a pressurized-water reactor nuclear-power plant, *Applied Energy*, 69, **2001**, 39-57.
- Eberle U., Lange A., Dewaele J., Schowanek D., LCA Study and Environmental Benefits for Low Temperature Disinfection Process in Commercial Laundry, *Int J LCA*, **2007**, 12(2), 127-138.
- Edelmann W., Schleiss K., Joss A., Ecological, energetic and economic comparison of anaerobic digestion with different competing technologies to treat biogenic wastes, *Wat. Sci. Tech.*, **2000**, 41(3), 263-273.
- Ekvall T., Finnveden G., Allocation in ISO 14041 – a critical review, *Journal of Cleaner Production*, **2001**, 9, 197-208.

- Ehrenfeld J., The importance of LCAs - warts and all, *J Ind. Ecol*, **1997**, 1(2), 41-9.
- Elkington J., Triple bottom line: Implications for the oil industry, *Oil and Gas Journal*, **1999**, 97(50), 139-141.
- El-Sayed Y. M., A critical review of second-law costing methods: part I and II. *ASME J Energy Resources Technology*, **1989**, 111, 1-15.
- El-Sayed Y. M., Evans R. B., Thermoeconomics and the design of heat systems, *Trans. ASME J. Eng. Power* **1970**, 92, 27-34.
- EM., La grande mode des ACV, article paru dans *Environnement Magazine* n°: 1609, Juillet/Août **2002**, pp. 16-19.
- Emmerson R. H. C., Morse G. K., Lester J.N. et al. The life cycle analysis of small scale sewage treatment processes, *Journal of Chartered Institute of Water and Environmental Management*, **1995**, 9, 317-325.
- Eriksson E., Blinge M., Lovgren G., Life Cycle Assessment of the road transport sector, *Sci. Total Environ.* **1996**, 190, 69-76.
- Ertesvag I. S., Society exergy analysis: a comparison of different societies, *Energy* **2004**, 26, 253-270.
- EUMEPS, Analyse du Cycle de Vie d'un emballage en Polystyrène Expandé. Etude de cas : système d'emballage pour téléviseurs, *EUMEPS Packaging*, Mai **2002**, 2 p. (http://www.ecopse.fr/medias/bank_file/pdf/cycle_de_vie/ACV-fr.pdf).
- Externe, European Commission EUR 16520 EN – EXTERNE, *Externalities of Energy – 1: Summary*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, **1995a**.
- Externe, European Commission EUR 16521 EN – EXTERNE, *Externalities of Energy – 1: Methodology*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, **1995b**.
- Fan L. T., Shieh J. H., Multiobjective Optimal Synthesis. In *Efficiency and Costing: Second Law Analysis Processes*; Gaggioli, R. A. Ed.; American Chemical Society: Washington DC, **1983**; p 307-347.
- Fan L. T., Shieh J. H., Thermodynamically Based Analysis and Synthesis of Chemical "Process Systems", *Energy*, **1980**, 5, 955-966.
- Fava J., Consoli F., Denison R., Dickson., Mohin T. et Vigon B., *A conceptual framework for life cycle impact assessment*, Workshop report Pensacola, Etats-Unis : SETAC, **1993**, 160p.

- Feng X., Zhong G., Zhu P., Gu A., Cumulative Exergy Analysis of Heat Exchanger Production and Heat Exchange Processes, *Energy & Fuels*, **2004**, 18, 1194-1198.
- Feng X., Zhu X. X., Combining pinch and exergy analysis for process modifications, *Appl. Therm. Eng.* **1997**, 17, 249–261.
- Fiaschi D., Lombardi L., Manfrida G., Life Cycle Assessment (LCA) and Exergetic Life Cycle Assessment (ELCA) of an Innovative Energy Cycle with Zero CO₂ Emissions, Communication Personnelle.
- Fiksel J., editor., Environmental performance metrics, In: Design for environment: creating eco-efficient products and processes. New York (NY): McGraw-Hill, **1996**.
- Finkbeiner M., Hoffmann E., Kreisel G., The functional unit in the life cycle inventory analysis of degreasing processes in the metal processing industry, *Environ. Manage.* **1997**, 21(4), 635-642.
- Finnveden G. et Östlund P., Exergies of natural resources in the life-cycle assessment and other applications, *Energy*, **1997**, 22 (9), 923-932.
- Finnveden G. et Huppes G., Life cycle assessment and treatment of solid waste. Proceedings of the international workshop, Stockholm, sept 28-29 1995, Stockholm: IVL, Leiden: CML, **1995**.
- Finsterbusch K., “In praise of SIA, a personal review of the field of social impact assessment: feasibility, justification, history, methods and issues”, dans *Évaluation des impacts sociaux: vers un développement viable?* sous la direction de Christine Gagnon, **1995**, 13-40.
- Fiorini P., Sciubba E., Thermoeconomic analysis of a MSF desalination plant, *Desalination* **2005**, 182, 39–51.
- Fitzpatrick J. J. and D. Lynch, Thermodynamic analysis of the Energy Saving Potential of Superheated Steam Drying, *Food and Bioproducts Processing*, **1995**, 73(C1), 3-8.
- Fitzpatrick J., Sludge Processing by anaerobic digestion and superheated steam drying. *Wat. Res.*, **1998**, 32(10), 2897-2902.
- Fleischer G., Schmidt W.P., Iterative screening LCA in an ecodesign tool, *International Journal of LCA*, **1997**, 2(1), 20-24.
- Franke M., Kluppel H., Kirchert K., Olschewski P., Life-cycle assessment – Life-cycle inventory for detergent manufacturing, *Tenside Surfactants Detergents*, **1995**, 32(6), 508-514.
- Friedrich E., Life Cycle Assessment as an environmental management tool in the production of potable water, *Wat. Sci. Tech.*, **2002**, 46(9), 29-36.

- Friedrich H., Both G., Sludge from sewage plants in Nordrhein - Westfalen, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Düsseldorf, **2001**.
- Frischknecht R., Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making. Thèse de Doctorat: Swiss Federal Institute of Technology Zürich (ETHZ), **1998**, 255p.
- Frosch R. A., Industrial ecology: a philosophical introduction, *Proc Natl Acad Sci*, **1992**, 89(3), 800-803.
- Frosch R. A., Gallopoulos N., Strategies for manufacturing, *Sci Am*, **1989**, 261(3), 144-52.
- Gabnon L., Belanger C., Uchiyama Y., Life-cycle assessment of electricity generation options: The status of research in year 2001, *Energy Policy*, **2002**, 30(14), 1267-1278.
- Gabnon L., van de Vate J. F., Greenhouse gas emissions from hydropower, *Energy Policy*, **1997**, 25(1), 7-13.
- Gaïd A., Traitement des eaux usées urbaines, Editions techniques de l'Ingénieur, Génie civil, C 5 220, Février **2008**.
- Gao L., Jin H. G., Liu Z. L., Zheng D., X. Exergy analysis of coal-based polygeneration system for power and chemical production, *Energy* **2004**, 29, 2359–2371.
- Gaur S., et Reed T., Thermal data for natural and synthetic fuels, New York: Marcel Dekker Inc, **1998**.
- Gay J., Lutte contre la pollution des eaux. Valorisation énergétique des boues, Techniques de l'ingénieur, *Traité Environnement*, **2002**, G1 455.
- GEMI. Global Environmental Management Initiative, Measuring environmental performance: a primer and survey of metrics in use, Washington (DC): Global Environmental Management Initiative, **1997**.
- Ghosh S., De S., First and second law performance variations of a coal gasification fuel-cell-based combined cogeneration plant with varying load, *Proc. Inst. Mech. Eng. Part A* **2004**, 218, 477–485.
- Glasscock D. A., et Hale J. C., Process simulation: the art and science of modelling, *Chemical Engineering*, **1994**, 101(11), 82-89.
- Goedkoop M., Manual of SimaPro 6.0, Pré Consultants, Amersfoort, The Netherlands, **2003**.
- Goedkoop M., Spriensma R. The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment – Methodology report and Methodology Annex, 17 April 2000 2nd ed., PRé Consultants, Pays Bas, **2000**, 111 p.
- Goedkoop M., Hofstetter P., Muller-Wenk R. et al, The Eco-Indicator 98 Explained, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **1998**, Vol.3, N.6, 352-360.

- Golonka K. A., Brennan D. J., Application of Life Cycle Assessment to process selection for pollutant treatment: A case study of sulphur dioxide emissions from Australian metallurgical smelters, *Trans. IChemE*, vol.74, Part B, May, **1996**, 105-119.
- Gong M., et Wall G., On exergy and sustainable development – Part 2: Indicators and methods, *Exergy an International Journal*, **2001**, 1(4), 217-233.
- Goralczyk M., Life cycle assessment in the renewable energy sector, *Applied Energy*, **2003**, 75, 205-211.
- Graedel. T. E., Streamlined life-cycle assessment, Englewood Cliffs (NJ): Prentice-Hall, **1998**.
- Graedel R.. Preface. In: R. Socolow, C. Andrews, F. Berkhout, V. Thomas, editors., *Industrial ecology and global change*. New York (NY): Cambridge University Press, 1994.
- Graedel, T.E. et Allenby, B.R., *Air Pollution Control: A Design Approach*, second edition, Waveland Press, INC, Illinois, **1994**.
- Granovskii M., Dincer I., Rosen M. A., Exergetic life cycle assessment of hydrogen production from renewables, *Journal of Power Sources*, **2007**, 167, 461-471.
- Granovskii M., Dincer I., Rosen M. A., Life cycle assessment of hydrogen fuel cell and gasoline vehicles, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2006**, 31, 337-352.
- Graveland A. J. G. G., Exan (tm) pro: Process visualization tool. increasing your insight into energy conversion and large chemical processes, *Comput. Chem. Eng.* **1999**, 23, S669-S672.
- Grubler A., Nakiecencvic N., McDonald A., *Global energy perspectives*, Cambridge, MA: Cambridge University Press, **1998**.
- Gray R., *Accounting for the environment: green accounting*, Princeton (NJ): Markus Weiner Publishing, 1994.
- Griffin N.L., A clean technology approach for nuclear fuel reprocessing, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **1997**, 68(4), 361-366.
- Guinée J.B. *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*, Springer, ISBN 1402002289, **2002a**, 704 p.
- Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Heijungs R., Huppes G., Kleijn F., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleswijk A. Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., *Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards*, Centre of Environmental Science, Université de Leiden, Leiden, Pays-Bas, **2002**.

- Guinée J.B., Udo de Haes H.A and Huppes, G., Quantitative Life Cycle Assessment of Products 2: Classification, valuation and improvement analysis, *Journal of Cleaner Production*, **1993a**, 1(1), 81-91.
- Guinée J.B., Udo de Haes H.A and Huppes G., Quantitative Life Cycle Assessment of Products 1: Goal Definition and Inventory, *Journal of Cleaner Production*, **1993b**, 1(1), 3-13.
- Gujer W., Henze M., Mino T., van Loosdrecht M. C. M., Activated Sludge Model no.3, Proceedings of the Specialized Conference on Modelling and Microbiology of Activated Sludge Processes, kollekolle, Denmark, 16-18 March, **1998**.
- Gunnewiek L. H., Rosen M. A., Relation between the exergy of waste emissions and measures of environmental impact, *Int. J Environ. Pollution*, **1998**, 10(2):261-72.
- Gunnewick L. H., Rosen M. H., On exergy and environmental impact, *Int J Energy Res*, **1998**, 10(2), 261-72.
- Haith D.A., Environmental systems optimization, New York (NY): Wiley, **1982**.
- Hallenback P. C., Benemann J., Biological hydrogen production: fundamentals and limiting processes, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2002**, 27, 1185-1193.
- Hammond G. P., Towards sustainability: energy efficiency, thermodynamic analysis, and the 'two cultures', *Energy Policy*, **2004**, 32, 1789-1798.
- Hau J. L., Bakshi B. R., Expanding exergy analysis to account for ecosystem products and services, *Environmental Science & Technology*, **2004a**, 38, 3768-77.
- Hau J. L., Bakshi B. R., Promise and problems of emergy analysis, *Ecolo., Modell.*, **2004b**, 178(1-2), 215.
- Hau L. J. B. S., Integrating life cycle assessment, exergy and emergy analyses, Master thesis, Graduate School of The Ohio State University, **2002**.
- Heijungs R. et al, Environmental life cycle assessment of products- II: Backgrounds (traduit du néerlandais), Leiden, Pays-Bas: CML, **1992a**, 130p.
- Heijungs R. et al, Environmental life cycle assessment of products- I: Guide (traduit du néerlandais), Leiden, Pays-Bas: CML, **1992b**, 96p.
- Heinzle E., Hungerbühler K., Integrated process development: the key to future production of chemicals, *Chimia*, **1997**, 51(5), 176-183.
- Heiskanen E., Managers' Interpretation of LCA: Enlightenment and Responsibility or Confusion and Denial? *Business Strategy and the Environment*, **2000**, 9, 239-254.

- Heller M. C., Keoleian G. A., Mann M. K., Volk T. A., Life cycle energy and environmental benefits of generating electricity from willow biomass, *Renewable Energy*, **2004**, 29, 1023-1042.
- Heller M. C., Keoleian G. A., Volk T. A., Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping systems, *Biomass and Bioenergy*, **2003**, 25, 147-165.
- Hellstrom D., Exergy analysis of nutrient recovery processes, *Wat. Sci. Technol.* **2003**, 48, 27–36.
- Hellstrom D., Exergy Analysis: A Comparison of Source Separation Systems and Conventional Treatment Systems, *Water Environment Research*, **1999**, 71(7), 1354-1363.
- Hellstrom D., et Kärman E., Exergy analysis and nutrient flows of various sewerage systems, *Wat. Sci. Tech.*, **1997**, 35(9), 135-144.
- Henry, J.G. and Heinke, G.W., *Environmental Science and Engineering*, second edition, Prentice Hall, New Jersey, **1996**.
- Henze M., Harremoës P., Jansen J. L. C., Arvin E., *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*, 3-th edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, **2002**.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais G. v. R., van Loosdrecht M. C. M., Outline – Activated Sludge Model no.2d., *Proceedings of the Specialized Conference on Modelling and Microbiology of Activated Sludge Process*, Kollokole, Denmark, 16-18 March, **1998**.
- Henze M., Gujer W., Takakshi M., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais G. v. R., *Activated Sludge Model no.2. IAWQ Scientific and Technological Reports*, IAWQ Specialised Seminar: Modelling and control of activated sludge processes, 22-24 August **1994**, Copenhagen, Denmark.
- Henze M., Grady C. P. L., Gujer W., Marais G. v. R., Matsuo T., *Activated Sludge Model no.1 IAWPRC Scientific and Technical Report No.1*, IAWPRC, London, **1987**.
- Hepbasli A., Akdemir O., Energy and exergy analysis of a ground source (geothermal) heat pump system, *En. Conv. Mgt.* **2004**, 45, 737–753.
- Hermann W. A., Quantifying global exergy resources, *Energy*, **2006**, 31, 1685-1702.
- Hernandez F., Guala M. A., Del Rio P., Caparros A., Energy sustainability and global warming in Spain, *Energy Policy*, **2004**, 32, 383-394.
- Herout M., *Prise en compte des impacts toxiques et écotoxiques dans les analyses du cycle de vie*, Rapport de DEA: INSA de Lyon, LAEPSI, **1998**, 53 p.

- Hinderink A. P., Kerkhof F. P. J. M., Lie A. B. K., De Swann Arons J., et Van der Kooi H. J., Exergy Analysis with a Flowsheeting Simulator – I Theory; Calculating Exergies of Material Streams, *Chemical Engineering Science*, Vol. 51, No. 20, 4693-4700, **1996**.
- Hocking M., Net energy expenditure: a method for assessing the environmental impact of technologies. In: Schulze P, editor. Measures of environmental performance and ecosystem condition, Washington (DC): National Academy Press, **1998**.
- Hofstetter P., Baumgartner T. and Scholz, R.W., Modeling the Valuesphere and the Ecosphere: Integrating the Decision Makers Perspectives into LCA, *International Journal of LCA*, **2000**, 5 (3),161.
- HMSO, Producer Responsibility Obligations (packaging waste) Regulations, HMSO, London, **1997a**.
- HMSO, The Environment Agency, Best Practicable Environmental Option Assessment for Integrated Pollution Control, vol. I: Principles and Methodology, HMSO, London, **1997b**.
- Holland M., Rabl A., Diakoulaki D., Taylor T., Torfs R. Sustools project, Work Package 2: Review of tools, rapport projet Sustools, **2004**, 62 p.
- Hondo H., Life cycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case, *Energy*, **2005**, 30, 2042-2056.
- Hong H., Jin H. G., Liu B. Q., A novel solar-hybrid gas turbine combined cycle with inherent CO₂ separation using chemical looping combustion by solar heat source, *J. Solar En. Eng. Trans. ASME* **2006**, 128, 275–284.
- Hospido A., Moreira M.T., Fernandez Couto M. et al. Environmental assessment of a municipal wastewater treatment plant, *International Journal of LCA*, **2004**, 9(4), 261-271.
- Hotelling H., The economics of exhaustible resources, *J Political Econ*, **1931**, 39, 137-75.
- Houillon G., et Jolliet O., Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge : energy and global warming analysis, *Journal of Cleaner Production*, **2005**, 13, 287-299.
- Houillon G., Projet Ecoboues : écobilan de filières de traitement des boues résiduelles urbaines, rapport final, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, **2001**, 123 p.
- Hovelius K., Hansson P.A., Energy- and exergy analysis of rape seed oil methyl ester (RME) production under Swedish conditions, *Biomass and Bioenergy*, **1999**, 17, 279-290.

- Huang L. Q., Chen G. Q., Zhang Y., Chen B., Luan S. J., Exergy as a unified measure of water quality, *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, **2007**, 12, 663-672.
- Hugrel C., Contribution à l'élaboration d'un outil d'aide à la décision multicritère pour la mise en place de la politique environnementale des collectivités locales, Thèse de doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, **1998**, 290p.
- Huijbregts M. A. J., Application of Uncertainty and Variability in LCA – part I: A general Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment, *International Journal of LCA*, **1998**, 3(5), 273-280.
- Huppes G., A general method for allocation, Proceedings of the European workshop on allocation in LCA, Leiden, SETAC-Europe, Brussels, February **1994**.
- Huppes G., Schneider F. Eds., Proceedings of the European workshop on Allocation in LCA, February 1994, Leiden, Pays-Bas, CML, Bruxelles: SETAC Europe, **1994**, 127-132.
- Huppes G., Allocating impacts of multiple economic processes in LCA, Proceedings of SETAC - Europe workshop on Environmental Life Cycle Assessment of Products, CML, Leiden, 2-3 déc. 1991. Bruxelles: SETAC-Europe, **1991**, 57-70.
- Hyprotech, HYSIS 3.0.1 User Manual, Cambridge: Aspen Technology, **2002**, Multiple pagination.
- IPCC, Climate Change 2007 – The physical science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris, February, **2007**, 18 p.
- IPCC, 2001, GIEC, Bilan 2001 de l'évolution du climat : les éléments scientifiques, rapport du groupe de travail I du GIEC, **2001**, 90 p.
- IPPC, 2001, IPPC, Référence document on best available techniques in the cement and lime industries, Integrated Pollution Prevention and Control, European Commission, **2001**, 111 p.
- IPCC, 1997, HOUGHTON, J. T., MEIRA FILHO, L. G., et al. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual - Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (volume 3), IPCC, ISBN 92-64-15578-3, **1997**.
- IPCC, Climate Change 1995 – The science of climate change, contribution of working group I to the second assessment report of IPCC, Cambridge (Grande-Bretagne): Cambridge University Press, **1996**, 572 p.
- Ishida M., Jin H. G., A new advanced power-generation system using chemical-looping combustion, *Energy* **1994**, 19, 415– 422.

- Ishida M., Jin H. G., A novel chemical-looping combustor without NO_x formation, *Ind. Eng. Chem., Res.*, **1996**, 35, 2469– 2472.
- ISO 14010., International Organization for Standardization, Environmental Management – Guidelines for environmental auditing – General principles, ISO 14010. Geneva, Switzerland, **1996**, 16p.
- ISO 14031., International Organization for Standardization, Environmental Management – Environmental performance evaluation - Guidelines, ISO 14040. Geneva, Switzerland, **1999**, 38p.
- ISO 14040., International Organization for Standardization, Environmental Management - Life Cycle Assessment - General principles and framework, ISO 14040. Geneva, Switzerland, **1997**, 17p.
- ISO 14041a., International Organization for Standardization, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Goal and scope definition, ISO 14041. Geneva, Switzerland, **1998**, 27p.
- ISO 14041b., International Organization for Standardization, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Inventory Analysis, ISO 14041. Geneva, Switzerland, **1999**.
- ISO 14042., International Organization for Standardization, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Life Cycle Impact Assessment, ISO 14042. Geneva, Switzerland, **2000a**, 16p.
- ISO 14043., International Organization for Standardization, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Life Cycle Interpretation, ISO 14043. Geneva, Switzerland, **2000b**, 18p.
- ISO/TR 14049., International Organization for Standardization, Illustrative examples on how to apply ISO 14041, Committee Documentation ISO/CD 14048, Genève, Switzerland, **1998**, 67p.
- Jensen A. A. et al., Life cycle assessment (LCA): a guide to approaches, experiences and information sources, Copenhagen, Denmark: European 140 Environment Agency; Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities [distributor], **1998**.
- Jin H. G., Ishida M., A novel gas turbine cycle with hydrogen fueled chemical-looping combustion, *Int. J. Hydr. En.* **2000**, 25, 1209–1215.
- Joshi S. V., Drzal L. T., Mohanty A. K., Arora S., Are natural fiber composites environmentally superior to glass fiber reinforced composites? *Composites: Part A*, **2004**, 35, 371-376.

- Jouguet E., Le Théorème de M. Gouy et Quelques-unes de ses Applications, *Revue de mécanique*, 11, pp. 213-238, **1907**.
- Jödicke G., Zenklusen O., Weidenhaupt A., Hungerbühler K., Developing environmentally-sound processes in the chemical industry: a case study on pharmaceutical intermediates, *Journal of Cleaner Production*, **1999**, 7, 159-166.
- Johnsen T., Pretlove B., Use of LCA to ensure better decision making for the disposal of waste and sludge, *VANN*, **1999**, 34(2), 363-373.
- Jørgensen S. E., State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamics models, *Ecological Modelling*, **1999**, 120, 75-96.
- Jørgensen S. E., Patten B. C., Milan S., Ecosystems emerging: 3. Openness, *Ecological Modelling*, **1999**, 117, 41-64.
- Jørgensen S. E., Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas, *Aquatic Ecosystem Health Management*, **2000**, 3, 419-430.
- Jørgensen S. E., Patten B. C., Milan S., Ecosystems emerging 4. Growth, *Ecological Modelling*, **2000**, 126, 249-284.
- Jørgensen S. E., *Integration of ecosystem theories: a pattern*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, **1997**.
- Jungmeier G., Resch G., Spitzer J., Environmental Burdens Over the Entire Life Cycle of a Biomass CHP Plant, *Biomass and Bioenergy*, **1998**, 15(4-5), 311-323.
- Kaarstad O., Fossil Fuels and Responses to Global Warming, *Energy Conversion and Management*, **1995**, 36, 869-872.
- Kannan R., Leong K. C., Osman R., Ho H. K., Tso C. P., Gas fired combined cycle plant in Singapore: energy use, GWP and cost – a life cycle approach, *Energy Conversion and Management*, **2005**, 46, 2145-2157.
- Kannan R., Tso C. P., Osman R., Ho H. K., LCA-LCCA of oil fired steam turbine power plant in Singapore, *Energy Conversion and Management*, **2004**, 45, 3093-3107.
- Kanoglu M., Exergy analysis of a dual-level binary geothermal power plant, *Geothermics* **2002**, 31, 709-724.
- Karlsson R., LCA as a guide for the improvement of recycling, *Proceedings of the European workshop on allocation in LCA*, Leiden, Pays-Bas, fév. 1994, Huppés G. & Schneider F. (Eds), Leiden: CML, Bruxelles: SETAC, **1994**, 18-28.
- Kärroman E., Strategies towards sustainable wastewater management, *Urban Water*, **2001**, 3, 63-72.

- Kato S., Nomura N., Hydrogen gas-turbine characteristics and hydrogen energy system schemes, *Ener. Conv. Manage.*, **1997**, 38(10-13), 1319-1326.
- Kazim A., Exergy analysis of a pem fuel cell at variable operating conditions, *En. Conv. Mgt.* **2004**, 45, 1949–1961.
- Keenan J. H., Availability and irreversibility in thermodynamics, *Br, J, Appl, Phys*, 2, 183-192, **1951**.
- Keenan J.H., A Steam Chart for Second-Law Analysis, A Study of Thermodynamic Availability in the Steam Power Plant, *Mechanical Engineering* 54, pp. 195-204, **1932**.
- Keoleian G. A., The application of life cycle assessment to design, *Journal of Cleaner Production*, **1993**, 1(3-4), 143-149.
- Keoleian G. A., Lewis G. M., Modeling the life cycle and environmental performance of amorphous silicon BIPV roofing in the US, *Renewable Energy*, **2003**, 28, 271-293.
- Kennedy D., Montgomery D., Quay B., Data Quality: Stochastic Environmental Life Cycle Assessment Modeling, *the International Journal of LCA*, **1996**, Vol.1, N.4, 199-207.
- Keoleian G. A., Koch J. E., Menerey D., Life Cycle Design framework and demonstration projects – profile of AT&T and Allied Signal, Cincinnati, Ohio, USA: EPA, University of Michigan, Rapport N° EPA/600/R-95/107, **1995**, 127 p.
- Keoleian G. A., The application of life cycle assessment to design, *Journal of Cleaner Production*, **1993**, 1(3-4), 143-149.
- Keoleian G. A. et Menerey D., Life Cycle Design Guidance Manual – Environmental requirements and the product system, Cincinnati, Ohio, USA: EPA, University of Michigan, Rapport N° EPA/600/R-92/226, **1992**, 181 p.
- Khalifa K., Analyse du cycle de vie, Problématique de l'évaluation des impacts, *Techniques de l'ingénieur, traité Génie industriel*, **2002**, G 5 610, 10 p.
- Khalifa K. Evaluation des différentes techniques de traitement des boues - rapport final, ACV Conseil, France, **2001**, 88 p.
- Kim J. J., Park M. H., Kim C., Performance improvement of integrated coal gasification combined cycle by a new approach in exergy analysis, *Korean J. Chem. Eng.* **2001**, 18, 94–100.
- Klass D. L., Biomass for renewable energy and fuels, In: Cleveland CJ, editor. *Encyclopedia of energy*. Oxford: Elsevier Publishing Corporation, **2004**, 193-212.
- Klemeš J., Huisingh D., Economic use of renewable resources, LCA, cleaner batch processes and minimising emissions and wastewater, *Journal of Cleaner Production*, **2008**, 16(2), 159-163.

- Kniel G. E., Delmarco K., Petrie J. G., Life Cycle Assessment applied to process design: Environmental and economic analysis and optimisation of a nitric acid plant, *Environ. Progr.* **1996**, 15(4), 221-228.
- Koch H., Kaltofen M., Grünewald U., Messner F., Karkuschke M., Zwirmer O., Schramm M., Scenarios of Water Resources Management in the Lower Lustian Mining District Germany, *Ecological Engineering*, **2005**, 24, 49-57.
- Koroneos C., Dompros A., Roumbas G., Moussiopoulos N., Life cycle assessment of hydrogen fuel production processes, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2004**, 29, 1443-1450.
- Koroneos C., Spachos T., Moussiopoulos N., Exergy analysis of renewable energy sources, *Ren, En.*, **2003**, 28, 295-310.
- Kotas T. J., Exergy method of thermal and chemical-plant analysis, *Chem. Eng. Res. Des.* **1986**, 64, 212-229.
- Krtschil U., Hessel V., Kralisch D., Kreisel G., Kupper M., Schenk R., Cost analysis of a commercial manufacturing process of a fine chemical compound using micro process engineering, *Chimia*, **2006**, 60, 611-617.
- Kuchonthara P., Tsutsumi A., Energy-recuperative coal integrated gasification/gas turbine power generation system, *J. Chem. Eng. Jpn.* **2006**, 39, 545-552.
- Kuusinen T.L., Barker R.H., Alexander D.A., Life cycle assessment in woven textiles, *Tappi J.* 81(3) (1998) 179-182.
- Labrecque M., Teodorescu T. I., Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada), *Forest Ecology and Management*, **2001**, 150, 223-239.
- Larsen T. A., Gujer W., Waste design and source control lead to flexibility in wastewater management, *Wat. Sci. Tech.*, **2001**, 43(5), 309-318.
- Larsen T. A., Gujer W., The Concept of Sustainable Urban Water Management, *Wat. Sci. Tech.*, **1997**, 35(9), 3-10.
- Lave L., Maclean H., Hendrickson C., Lankey R., Life-Cycle analysis of alternative automobile fuel/propulsion technologies, *Environ Sci Technol*, **2000**, 34(17), 3598-3605.
- Lave L. B., Cobas-Flores E., Hendrickson C. T., McMichael F. C., Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges, *Environ Sci Technol*, **1995**, 29(5), 420A-6A.

- Lee J., O'Callaghan P., Allen D., Critical review of life cycle analysis and assessment techniques and their application to commercial activities, *Resources, Conservation & Recycling*, 13, **1995**, 37-56.
- Le Goff P., Cachot T., Rivero R., Exergy analysis of distillation processes, *Chem. Eng. Technol.* **1996**, 19, 478-485.
- Levin D. B., Pitt L., Love M., Biohydrogen production: prospects and limitations to practical applications, *International Journal of Hydrogen Energy*, **2004**, 29, 173-185.
- Lindeijer E., et al., Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA, IVAM Environmental Research Amsterdam, IBN-DLO Wageningen and Texel, The Netherlands, **1998**.
- Lindeijer E., et al., Improving and testing a land use methodology for LCA, TNO Industry, Centre of Environmental Science Leiden University, Stichting Floron, Stichting Ark, The Netherlands, **2002**.
- Leontief W. et Ford D., Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach, *Review of Economics and Statistics*, **1970**, 52(3), 262-271.
- Lifset R., A metaphor, a field and a journal, *Journal of Industrial Ecology*, **1997**, 1(1), 1-3.
- Lifset R., Why industrial ecology? *J Ind Ecol*, **1997**, 1(4), 1-2.
- Lindfors M. et al. Nordic guidelines on life-cycle assessment, Nord., **1995**.
- Lindfors L. G. et al., LCA Nordic Technical report n°10 and special report n°1-2, Copenhagen, Denmark, Nordic council of minister, **1995**, 150p.
- Linnhoff B., Hindmarsh E., The pinch design method for heat exchanger networks. *Chem. Eng. Sci.* **1983**, 38, 745-763.
- Lombardi L., LCA comparison of technical solutions for CO₂ emission reduction in power generation, *Energy Conversion and Management*, **2003**, 44, 93-108.
- Lombardi L., Life cycle assessment (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of a semi-closed gas turbine cycle with CO₂ chemical absorption, *Energy Conversion and Management*, **2001**, 42, 101-114.
- Lombardi L., LCA comparison of technical solutions for CO₂ emissions reduction in power generation, Thèse de Doctorat en Recherche Energétique, 13^{ème} Cycle, Université des Etudes de Florence, Département de l'énergie "Sergio Stecco", Italie, **2000**.
- Lozano M. A., et Valero A. Theory of the exergetic cost, *Energy*, **1993**, 18(9), 939-960.
- Lundin M., and G. M. Morrison, A Life Cycle Assessment Based Procedure for Development of Environmental Sustainability Indicators for Urban Water Systems. *Urban Water*, **2002**, 4, 145-152.

- Lundin M., Bengtsson M., Molander S. Life cycle assessment of wastewater systems : influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads, *Environmental Science and Technology*, **2000**, 34(1), 180-186.
- Lundin M., Molander S., Morrison G. M., A Set of Indicators for the Assessment of Temporal Variations in the sustainability of Sanitary Systems, *Wat. Sci. Tech.*, **1999**, 39(5), 235-242.
- Macve R., Accounting for the environment cost, In: Richards D, editors. *The industrial green game: implications for environmental design and maintenance*. Washington (DC): National Academy Press, **1997**.
- Maillefèr in “Life cycle assessment (LCA) – Quo vadis?” edited by Schaltegger, S., Birkhäuser verlag, Basel, Boston, **1996**.
- Mann M. K., et Spath P. L., A life cycle assessment of biomass cofiring in a coal-fired power plant, *Clean Products and Processes*, **2001**, 3, 81-91.
- Martin C., Villamanan M. A., Chamorro C. R., Otero J., Cabanillas A., Segovia J. J., Low-grade coal and biomass co-combustion on fluidized bed: exergy analysis, *Energy* **2006**, 31, 330–344.
- Masini A., et Ayers R. U., An application of exergy accounting to four basic metal industries, INSEAD working paper 96/65/EPS. Fontainebleau, France, **1996**.
- Mathieu Ph., Presentation of an Innovative Zero-Emission Cycle for Mitigation the Global Climate Change, *International Journal of Applied Thermodynamics*, **1998**, 1(1-4), 21-30.
- Mathur J., Bansal N. K., Wagner H. J., Energy and environmental correlation for renewable energy systems in India, *Energy Sources*, **2002**, 24, 19-26.
- Matsushashi R., Hikita K., Ishitani H., Model analyses for sustainable energy supply taking resource and environmental constraints into consideration, *Energy Conversion and Management*, **1996**, 37(6-8), 1253-1258.
- Mels A. R., Arjen F., van Nieuwenhuijzen, van der Graaf J. H. J. M., Klapwijk B., de Koning J., Rulkens W. H., Sustainability Criteria as a tool in the development of new sewage treatment methods, *Wat. Sci. Tech.*, **1999**, 39(5), 243-250.
- Mendes M. R., T. Aramaki, K. Hanaki, Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo city, *Waste Management*, **2003**, 23, 403-409.
- Milia D., Sciubba E., Exergy-based lumped simulation of complex systems. An interactive analysis tool, *Energy*, **2006**, 31, 100–111.

- Miyamoto S., Tekawa M., Development of life cycle assessment software and application to personal computer assessment, *Nec Res. Dev.* **1998**, 39(2), 77-81.
- Mirasgedis S., Diakoulaki D., Assimacopoulos D., Solar energy and the abatement of atmospheric emissions, *Renewable Energy*, **1996**, 7(4), 329-338.
- Montginoul M., La consommation d'eau des ménages en France: Etat des lieux, Rapport d'étude, Cemagref & Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, **2002**, 42p.
- Morris D. R., Exergy analysis and cumulative exergy consumption of complex chemical processes—the industrial chloralkali processes, *Chem. Eng. Sci.* **1991**, 46, 459–465.
- Morris D. R., Exergy analysis and cumulative exergy consumption of complex chemical processes – the industrial chloralkali processes, *Chem., Eng., Sci.*, **1991**, 46, 459-465.
- Morris D. R. Steward F. R., Szargut J., Technological assessment of chemical metallurgical processes, *Can. Metall. Quart.* **1994**, 33, 289–295.
- Motz L., et Weaver H. J., *The story of Physics*, Plenum Publishing Company, New York, **1989**.
- Munda G., *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment*, Heidelberg: Springer-Verlag, **1995**, 255p.
- Nash J. and Stoughton M. D., Learning to live with life cycle assessment, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.18, N.5, **1994**, 236A-7A.
- Neelis M., L., Van der Kooi H., J., Geerlings J., J., C., Exergetic life cycle analysis of hydrogen production and storage for automotive applications, *International Journal of Hydrogen Energy*, 29 (**2004**), 537-545.
- Niederl-Schmidinger A., et Narodslawsky M., Life Cycle Assessment as an engineer's tool? *Journal of Cleaner Production*, **2008**, 16, 245-252.
- Nielsen A. M., Input/Output analysis-Shortcuts to life cycle data? (en ligne), Chap.3 Introduction to IOA, Copenhagen: 2.-0 LCA Consultants, 2001, Disponible sur internet: <URL: [http://www.lca .dk](http://www.lca.dk)> (cite par Shu, **2000**).
- Nomura N., Inaba A., Tonooka Y., Akai M., Life-cycle emission of oxide gases from power-generation systems, *Appl. Energy*, **2001**, 68, 215-227.
- Norris A., Integrating life cycle cost analysis and LCA, *International Journal of LCA*, 6(2), 118-120.
- O'Brien M., Doig A., et al., Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) Approach and Methodological Development, *Int J LCA*, **1996**, 1(4), 231-237.

- Odum H. T., Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making, John Wiley & Sons: New York, **1996**.
- OCDE, 1992, OCDE Bonnes pratiques pour les études de l'impact sur l'environnement exercé par les projets de développement, Comité d'aide au développement, Lignes directrices sur l'environnement et l'aide n°1, **1992**, 18 p.
- OECD, Life Cycle Summaries of OECD Countries, January, **1995**.
- OFEFP, Inventaires écologiques relatifs aux emballages, Volume I et II. Cahier de l'environnement n°250. Berne (Suisse). Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, **1998**, 564p.
- Ødegaard H. An evaluation of cost efficiency and sustainability of different wastewater treatment processes, VATTEN, **1995**, 51, 219-299.
- Onyeche T. I., Sludge as source of energy and revenue, Wat. Sci. Tech., **2004**, 50(9), 197-204.
- Ophus E., Digernes V., Life-Cycle Assessment of an alkyd emulsion: Improvement in environmental performance, Jocca – Surface Coatings International, **1996**, 79(4), 156.
- O'Rourke D., Connelly L., Koshland C. P., Industrial ecology: a critical review, Int J Environ Pollut, **1996**, 6(2/3), 89-112.
- Ossenbruggen P., Systems analysis for civil engineers: technological and economic factors in design, New York (NY): Wiley, **1984**.
- Östermark U., Re-use versus recycling of PET-bottles a case study of ambiguities in life cycle assessment, R'95 Congress Proceeding, 1995, Genève, **1995**, 249-253.
- Owens J. W., Life cycle assessment: constraints on moving from inventory to impact assessment, J Ind. Ecol, **1997**, 1(1), 37-49.
- Paillier A., Pollution atmosphérique et nuisances olfactives : état des lieux et perspectives, ADEM, Dunod, **2005**.
- Pant R., van Hoof G., Schowanek D., Feijtel TCJ, de Koning A., Hauschild M., Pennington D., Olsen S., Rosenbaum R., Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment – Insights from a detergent case study within OMNII-TOX, Int J LCA, **2004**, 9(5), 295-306.
- Parker A. L., Available energy analysis within a chemical process simulator, Proc. 2d World Congr. Chem. Eng., Canadian Society of Chemical Engineering, Montréal, 1981, 289-294.
- Patzek, T. W., Thermodynamics of the corn-ethanol biofuel cycle, *Crit., Rev., Plant Sci.*, **2004**, 23, 519–567.

- Patzek T. W., Pimentel D., Thermodynamics of energy production from biomass, *Crit., Rev., Plant Sci.*, **2005**, 24, 327– 364.
- Pehnt M., Life-cycle assessment of fuel cell stacks, *Int J of Hydrogen Energy*, **2001**, 26, 91-101.
- Pesso C., Life cycle methods and applications: issues and perspectives, *Journal of Cleaner Production*, **1993**, 1(3-4), 139-142.
- Philpott L. Tools for sustainability: triple bottom line and welfare cost benefit analysis in waste management, *Enviro 2002 Conference, Melbourne, avril 2002*, 13 p.
- Pistikopoulos E. N., Stefanis S. K., Livingston A. G., A methodology for minimum environmental impact analysis, in: M.M. El-Halwagi, (Ed.), *Pollution Prevention via Process and Product Modification*, AIChE Symposium Series, AIChE, New York, **1996**, 90(303).
- Pons M. N., Spanjers H., Baetens D., Nowak O., Gillot S., Nouwen J. and Schuttinga N., *Wastewater Characteristics in Europe- A Survey*, Official Publication of the European Water Association (EWA), **2004**.
- Prins M. J., Ptasiński K. J., Janssen F. J. J. G., Thermodynamics of gas-char reactions: first and second law analysis, *Chem. Eng. Sci.* **2003**, 58, 1003–1011.
- Proffs J. L. R., Gay P. W., Speck S., Schroder T., The lifetime pollution implications of various types of electricity generation, *Energy policy*, **1996**, 24(3), 229-237.
- Pruschek V. R., Die Exergie der Kernbrennstoffe, The exergy of nuclear fuel. *Brennstoff-Wärme-Kraft*, **1970**, 22(9), 429-434 [en Allemand].
- Ptasiński K. J., Prins M. J., Pierik A., Exergetic evaluation of biomass gasification, *Energy* **2007**, 32, 568–574.
- Ptasiński K. J., Hamelinck C., Kerkhof P. J., A.M. Exergy analysis of methanol from the sewage sludge process, *En. Conv. Mgt.* **2002**, 43, 1445–1457.
- Puntener A.G., Risk assessment of leather dyestuffs, *J. Soc. Leather Technol. Chem.* **1998**, 82(1), 1-4.
- Rakopoulos C. D., Giakoumis E. G., Second-law analyses applied to internal combustion engines operation, *Progr. En. Combust. Sci.* **2006**, 32, 2–47.
- Rant Z., Exergy, a new world for “Technical available work”, *Forsch, Ingenieurwes*, 22(1), 36-37, **1953**.
- Raymer S., Klimisch R., Marco workshop. In: Eisenberger P, editors., *Basic research needs for environmentally responsive technologies of the future*, Princeton (NJ): Princeton University, **1996**.

- Raynolds M., Fraser R., Checkel D., The Relative Mass-Energy-Economic (RMEE) Method for system Boundary Selection – Part 2: A Means to Systematically and Quantitatively Select LCA Boundaries, *The International Journal of LCA*, **2000**, Vol.5, N.1, 37-46.
- Rechberger H., Brunner P. H., A new, entropy based method to support waste and resource management decisions, *Environ., Sci., Technol.*, **2002**, 36, 809–816.
- Reistad G. M., Available energy conversion and utilization in the United States, *ASME, J. Eng. Power* **1975**, 108, 440–444.
- Ren C. Q., Li N. P., Tang G. F., Principles of exergy analysis in HVAC and evaluation of evaporative cooling schemes. *Build. Environ.* **2002**, 37, 1045–1055.
- Renou S., Analyse de cycle de vie appliquée au traitement des eaux usées, Thèse, INPL-Nancy, **2006**.
- Revelle C. S., Whitlach E. E., Wright J. R., Civil and environmental systems engineering, Englewood Cliffs (NJ): Prentice-Hall, **1997**.
- Rice G., The Application of Life Cycle Assessment to industrial process selection, EngD Portfolio, University of Surrey, **1997**.
- Rivela B., Hospido A., Moreira T., Feijoo G., Life Cycle Inventory of Medium Density Fibreboard, *Int J LCA*, **2007**, 12(3), 143-150.
- Rivela B., Hospido A., Moreira T., Feijoo G., of Particleboard: A case Study in the Wood Sector, *Int J LCA*, **2006**, 11(2), 106-113.
- Rivero R., Application of the exergy concept in the petroleum refining and petrochemical industry, *En. Conv. Mgt.* **2002**, 43, 1199–1220.
- Rivero R., L'Analyse d'Exergie: Application à la Distillation Diabatique et aux Pompes à Chaleur à Absorption, Thèse de Docotrat, Institut National Polytechnique de Lorraine, **1993**.
- Robertson J.G.S., Wood J.R., Ralph B., Fenn R., Analysis of lead/acid battery life cycle factors: Their impact on society and the lead industry, *J. Power Sour.* **1997**, 67(1-2), 225-236.
- Roeleveld P.J., Klapwijk A., Eggels P.G., Rulkens W.H., Starkenburg W. van, Sustainability of municipal wastewater treatment, *Wat. Sci. Technol.*, **1997**, 35(10), 221-228.
- Rosen M. A., Tang R., Effect of altering combustion air flow on a steam power plant: Energy and exergy analysis, *Int. J. En. Res.* **2007**, 31, 219–231.
- Rosen M. A., Dincer I., Survey of thermodynamic methods to improve the efficiency of coal-fired electricity generation, *Proc. Inst. Mech. Eng. Part A* **2003**, 217, 63–73.

- Rosen M. A., Assessing energy technologies and environmental impacts with the principles of thermodynamics, *Applied Energy*, **2002**, 72, 427-441.
- Rosen M. A., Energy- and exergy-based comparison of coal-fired and nuclear steam power plants, *Exergy* **2001**, 1, 180–192.
- Rosen M. A., et Dincer I., Exergy as the confluence of energy, environment and sustainable development, *Exergy International Journal*, **2001**, 1, 3-13.
- Rosen M. A., et Dincer I., Exergy analysis of waste emissions, *International Journal of Energy Research*, **1999**, 23, 1153-1163.
- Rosen M. A., Dincer I., Sectoral energy and exergy modelling of Turkey, *J. En. Res. Technol.—Trans. ASME* **1997**, 119, 200–204.
- Rosen M. A., Dincer I., On exergy and environmental impact, *Internat. J. Energy Res.*, **1997**, 21, 643-654.
- Rosen M. A., The role of energy efficiency in sustainable development, *Technology and Society*, **1996**, 15(4), 21-26.
- Rosen M. A., et Berry G. F., The enhancement of the SALT Simulation and Analysis Code for First and Second Law Analysis, Proc. of Intern. Symp. “Thermodynamic analysis and Improvement of Energy Systems”, June 5-8, Beijing, China, **1989**.
- Rosen M. A., The development and application of a process analysis methodology and code based on exergy, cost, energy and mass, Ph.D. Thesis, University of Toronto, Canada, **1986**.
- Rousseaux P., Analyse du cycle de vie, Evaluation des impacts, *Techniques de l'ingénieur, traité Génie industriel*, **1998**, G 5 605, 10 p.
- Rousseaux P., Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIRG) du cycle de vie des produits, Thèse de doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, **1993**, 276 p.
- Roussel P., Audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration urbaines, Les études des agences de l'eau n°70, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, ISSN : 1161-0425, **1999**, 308p.
- Rucker A., Gruhn G., Exergetic criteria in process optimisation and process synthesis - opportunities and limitations, *Comput. Chem. Eng.* **1999**, 23, S109-S112.
- Rulkens W. H., Bien J. D., Recovery of energy from sludge – comparison of the various option, *Wat. Sci. Tech.*, **2004**, 50(9), 213-221.
- Ryding S.O., Rast W. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, Edition Masson, ISBN 2-225-84393-7, **1993**, 294 p.

- Ryding S., From cradle to grave: time to take the final step to adopt environmental priority strategies in product development and waste minimization, Stockholm, Sweden: Federation of Swedish industries, **1992**, 23 p.
- Sacks J., Buckley C. A., Senior E., Kasan H., An Assessment of the feasibility of anaerobic digestion as a treatment method for high strength or toxic organic effluents, *Wat. Sci. Tech.*, **1999**, 39(10-11), 347-351.
- Saft R. J., Life Cycle Assessment of a Pyrolysis/Gasification Plant for Hazardous Paint Waste, *Int J LCA*, **2007**, 12(4), 230-238.
- Sahin A. D., Dincer I., Rosen M. A., Thermodynamic analysis of wind energy, *Intern. J. En. Res.* **2006**, 30, 553–566.
- Sato N., *Chemical Energy and Exergy: An Introduction to Chemical Thermodynamics for Engineers*, Elsevier: Amsterdam, **2004**.
- Schaltegger, S., Economics of Life Cycle Assessment: Inefficiency of the Present Approach, *Business Strategy and the Environment*, **1997**, (6), 1-8.
- Schaltegger, S. (ed.), Braunschweig, A. et al. Life cycle assessment (LCA) - Quo vadis?. Birkhäuser Verlag; Basel, Boston, **1996**.
- Schaeffer R., Wirtshafter R. M., An exergy analysis of the Brazilian economy—from energy production to final energy use, *Energy* **1992**, 17, 841–855.
- Scharnhorst W., Althaus H. J., Hilty L. M., Jolliet O., Environmental Assessment of End-of-Life Treatment Options for a GSM 900 Antenna Rack, *Int J LCA*, **2006**, 11(6), 425-436.
- Schierholt M., Analyse de cycle de vie des procédés de traitement des boues de station d'épuration urbaine : cas d'une station française, Rapport de stage, INSA de Lyon, **1987**, 47p.
- Schleisner L., Life cycle assessment of wind farm and related externalities, *Renewable Energy*, **2000**, 20, 279-288.
- Schneider F., Chevalier J. et Navarro A., Problèmes d'affectations dans les analyses de cycle de vie, *Les Techniques de l'ingénieur*, Paris : **1998**, G 5 550, 14p.
- Schneider F., Analyse des réemplois, recyclages, valorisations de déchets par l'étude de systèmes cascade, Thèse de doctorat : INSA de Lyon, LAEPSI, **1996**, 315p.
- Schulze P., Measures of environmental performance and ecosystem condition, Washington (DC): National Academy Press, **1999**.
- Sciubba E., A nested black-box exergetic method for the analysis of complex systems, Porto Venere, Italy, 1998, *Proc. Advances in Energy Studies*; **1998**.

- Sciubba E., Exergy as a direct measure of environment impact, Proc. ASME Adv. Energy Syst. Division, **1999**, 39, 355-363.
- Sciubba E., Beyond thermoeconomics? The concept of extended exergy accounting and its application to the analysis and design of thermal systems, Exergy an International Journal, **2001**, 1(2), 68-84.
- Sciubba E., Extended exergy accounting applied to energy recovery from waste: The concept of total recycling, Energy, **2003**, 28, 1315-1334.
- Seager T. P. et Theis T. L., A taxonomy of metrics for testing the industrial ecology hypotheses and application to design of freeze insulation, Journal of Cleaner Production, **2004**, 12, 865-875.
- Seager T. P. et Theis T. L., A uniform definition and quantitative basis for industrial ecology, Journal of Cleaner Production, **2002a**, 10, 225-235.
- Seager T. P., et Theis T. L., Exergetic pollution potential: Estimating the revocability of chemical pollution, Exergy an International Journal, **2002b**, 2, 273-282.
- Seager T. P., et Brown R. L., Comment on Life-cycle analysis of alternative automobile fuel/propulsion technologies, Environmental Science & Technology, **2001**, 35(8), 1696-1697.
- Seager T. P., Geo Metro versus EV-1: The effect of System Boundaries on Analysis. Response to: Socolow and Thomas, and Lave and colleagues, J Ind Ecol, **1998** (disponible en ligne à <http://www.yale.edu/jie/w97fla.htm>).
- Sengupta S., Datta A., Duttagupta S., Exergy analysis of a coal-based 210MW thermal power plant, *Int. J. En. Res.* **2007**, 31, 14-28.
- Seppala J., Melanen M., Jouttijarvi T., Kauppi L., Leikola N., Forest industry and the environment: A life cycle assessment study from finland, Resour. Conser. Recycling, **1998**, 23(1-2), 87-105.
- Serova E. N., et Brodianski V. M., The concept "environment" in exergy analysis, Some special cases, Energy, **2004**, 29, 2397-2401.
- Shafey H. M., et Ismail I. M., Thermodynamics of the conversion of solar radiation, J Sol Energy Eng, **1990**, 112(2), 140-145.
- Shaprio G. K., Incorporating Cost in LCA, international Journal of LCA, 6(2), 121-123.
- Sharma S. C., Simulation of process systems with solids and electrolytes, Chemical Engineering World, **1996**, 31(3), 43-47.
- Siegel K., Exergy Analysis of Heterogenous Power Reactors (en Allemand), Brennst Wärme-Kraft, **1970**, 22, 434-440.

- Singh N., Kaushik S. C., Misra R. D., Exergetic analysis of a solar thermal power system, *Ren. En.* **2000**, *19*, 135–143.
- Singhofen A., Introduction into a common format for life cycle inventory data, Status report, Brussels: SPOLD, **1996**, 37p.
- Slesser M., Energy Analysis Workshop on Methodology and Conventions, International Federation of Institutes for Advanced Study, Stockholm, **1974**.
- Sloan D., Clathrate hydrates of natural gases, New York: Marcel Dekker, Inc., **1998**.
- Smil V., *Energies*, 2nd ed. Cambridge, MA, MIT Press, 1999.
- Soeno Y., Ino H., Siratori K., Halada K., Exergy analysis to evaluate integrated environmental impacts, *Mat., Trans.*, **2003**, *44*, 1244–1250.
- Som S. K., Mondal S. S., Dash S. K., Energy and exergy balance in the process of pulverized coal combustion in a tubular combustor, *J. Heat Trans. Trans. ASME* **2005**, *127*, 1322–1333.
- Sommariva C., Borsani R., Butt M. I., Sultan A., H. Reduction of power requirements for MSF desalination plants: The example of Al Taweelah B, *Desalination* **1997**, *108*, 37–42.
- Sonesson U., Björklund A., Carlsson M., Dalemo M., Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste, *Resources, Conservation and Recycling*, **2003**, *28*, 29-53.
- Sonesson U., Dalemo M., Mingarini K., Jönsson H., ORWARE – A simulation model for organic waste handling systems, Part 2: Case Study and Simulation results, *Resources, Conservations and Recycling*, **1997**, *21*, 39-54.
- Sorin M., Jedrzejaka S., Bouchard C., On maximum power of reverse osmosis separation processes, *Desalination* **2006**, *190*, 212–220.
- Sorin M., Hammache A., Diallo O., Exergy based approach for process synthesis. *Energy* **2000**, *25*, 105–129.
- Sorin M., Paris J., Integrated exergy load distribution method and pinch analysis, *Comput. Chem. Eng.* **1999**, *23*, 497–507.
- Spath P. L., Mann M. K., Kerr D. R., Life cycle assessment of coal-fired power production (TP-570-25119), National Renewable Energy Laboratory, US Department of Energy Laboratory, **1999**.
- Spath P. L., Mann M. K., Life cycle assessment of natural gas combined-cycle power generation system (TP-570-27715), National Renewable Energy Laboratory, US Department of Energy Laboratory, **2000**.

- Steele N.L.C., Allen D.T., Life-cycle assessment – An abridged life-cycle assessment of electric vehicle batteries, *Environ. Sci. Technol.*, **1998**, 32(1), A40-A46.
- Stefanis S. K., Livingston A. G., Pistikopoulos E. N., Environmental impact considerations in the optimal design and scheduling of batch processes, *Comp. Chem. Eng.* **1997**, 21(10), 1073-1094.
- Stefanis S. K., Livingston A. G., Pistikopoulos E. N., Minimising the environmental impact of process plants: a process systems methodology, *Comp. Chem. Eng.* **1995b**, 19, 39-44.
- Stefanis S. K., Livingston A. G., Pistikopoulos E. N., A framework for minimizing environmental impact of industrial processes. Proc. The 1995 IChemE Research Event, vol.1, IChemE, Rugby, **1995**, 164-166.
- Stepanov V. S., Chemical energies and exergies of fuels, *Energy*, **1995**, 20(3), 235-242.
- Stromberg L. et al., Guidelines on life cycle inventory analysis of pulp and paper, Nordpap DP 2/30, February, **1997**.
- Stougie L. et Dijkema G.P.J., Entropy or exergy - an environmental indicator?, (in Dutch), Interduct, Delft University of Technology, The Netherlands, **1994**.
- Stumm W. et Morgan J. J., *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd ed. New York (NY): Wiley, **1996**.
- Suh Y. J., Elaboration d'un guide pour l'amélioration et l'évaluation de la qualité d'inventaire de l'ACV. Application aux filières de traitement des eaux usées urbaines. PhD thesis, Institut National des Sciences Appliquées, Lyon, France, **2002**.
- Suh Y. J., P. Rousseaux, An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios, *Resources, Conservation and Recycling*, **2002**, 35, 191-200.
- Szargut J., Valero A., Stanek W., Valero A., *Towards an international reference environment of chemical exergy*, Proceedings of 18th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems (ECOS), Trondheim, Norway, June 2005; NTNU: Trondheim, Norway, **2005**; Vol. 1, p 409-417.
- Szargut J., Ziębik A., Stanek W., Depletion of the non-renewable natural exergy resources as a measure of the ecological cost, *Energy Conversion and Management*, **2002**, 43, 1149-1163.
- Szargut J., Exergy losses in the Chains of Technological Processes, *Bull. Acad. Pol. Tech.*, Vol. 36, 7-9, pp. 513-521, **1988a**.
- Szargut J., Morris D.R. et Steward, F.R., *Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes*, Hemisphere Publishing Corporation, **1988b**.

- Szargut J., Analysis of Cumulative Exergy Consumption, *International Journal of Energy Research*, **1987**, 11, 541-547.
- Szargut J., et Morris D. R., Cumulative Exergy Consumption and Cumulative Degree of Perfection of Chemical Processes, *International Journal of Energy*, Vol. 11, pp. 245-261, **1987**.
- Szargut J., Standard chemical exergy of some elements and compounds on the planet earth, *Energy* 11, no. 8, pp. 733-755, **1986**.
- Szargut J., Application of Exergy for the Calculation of Ecological Cost, *Bull. Acad. Pol. Tech.*, Vol. 34, 7-8, pp. 475-480, **1985**.
- Szargut J., International Progress in Second Law Analysis, *Energy* 5, **1980**, pp. 709-718.
- Szargut J., Minimization of the Consumption of Natural Resources, *Bull. Acad. Pol. Tech.*, Vol. 26, 6, pp. 41-45, **1978**.
- Tahara K., Kojima T., Inaba A., Evaluation of CO₂ payback time of power plants by LCA, *Energy Conversion and Management*, 38(SS), **1997**, S615-S620.
- Tai S., Matsushige K. and Goda T., Chemical Exergy of Organic Matter in Wastewater, *Int. J. Environmental Studies*, **1986**, 27, 301-315.
- Takacs I., Patry G. G., Nolasco D., A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, **1991**, 25(10), 1263-1271.
- Tan R. R., Culaba A. B., Environmental Life Cycle Assessment of Hydrogen and Electricity as Automotive Energy Carriers Under Philippine Conditions, *Communication Personnelle*, 6p.
- Taylor A.P., Postlethwaite D., Overall Business Impact Assessment (OBIA), 4th LCA Case Studies Symposium, SETAC-Europe, Brussels, **1996**, pp. 181-187.
- Teissonnier-Mucchielli B., L'impact du droit communautaire sur la distribution et l'assainissement de l'eau en France, Edition CERIC, **2003**, 435p.
- Tidåker P., Mattsson B., Jönsson H., Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers – a scenario study, *Journal of Cleaner Production*, **2007**, 15, 52-62.
- Tidåker P., E. Kärrman, A. Baky, Jönsson H., Wastewater management integrated with farming – an environmental systems analysis of a Swedish country town, *Resources, Conservation and Recycling*, **2006**, 15(1), 52-62.
- Tietenberg, Tom. 1992. "Environmental and natural resource economics"; Third edition; Harper Collins; Compte rendu de livre; <http://dieoff.org/page25.htm>, consulté le 28 août **2003**.

- Tillman D. A., Biomass cofiring : the technology, the experience, the combustion consequences, *Biomass and Bioenergy*, **2000**, 19, 365-384.
- Tillman A.M., Lundström H., Svingby M., Life cycle assessment of municipal waste water systems, *International Journal of LCA*, **1998**, 3(3), 145-157.
- Ting C. H., Lin K. R., Lee D. J., Tay J. H., Production of hydrogen and methane from wastewater sludge using anaerobic fermentation, *Water Sci. Technol.*, **2004**, 50 (9), 223–228.
- Torres C., Serra L., Valero A., et Lozano M. A., The productive structure and thermoeconomic theories of system optimization. In: Proc. ASME Advanced Energy System Division, A.B. Duncan et al, editors. New York, **1996**, AES-Vol. 36, 429-436.
- Treloar G. J., Extracting embodied energy paths from input-output tables: Towards an input-output-based hybrid energy analysis method, *Economic System Research*, Vol.9, N.4, 375-391.
- Tribus M., et McIrvine E. C., Energy and information, *Scientific American*, **1971**, 225(3), 179-188.
- Tsagarakis K. P. and Papadogiannis Ch., Technical and economic evaluation of the biogas utilization for energy production at Iraklio Municipality, Greece, *Energy Conversion and Management*, **2006**, 47(7-8), 844-857.
- Tsatsaronis G., A review of exergoeconomics methodologies. In: Moran MJ, Sciubba E, editors, *Second law analysis of thermal systems*. New York: ASME, **1987**, 81-87.
- Tsatsaronis G., Invited papers on exergoeconomics, *Energy – The International Journal*, **1994**, 19, 279-381.
- Tsiliniridis G., Martinopoulos G., Kyriakis N., Life cycle environmental impact of a thermosiphonic domestic solar hot water system in comparison with electrical and gas water heating, *Renewable Energy*, **2004**, 29, 1277-1288.
- Udo de Haes H. A., Jolliet O., Finnveden G. et al, Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **1999**, Vol.4, N.2, 66-74.
- Udo de Haes H. A., Applications of life cycle assessment: expectations, drawbacks and perspectives, *Journal of Cleaner Production*, **1993**, 1(3-4), 131-137.
- Ujang Z., et Buckley C., Water and Wastewater in Developing Countries: Present Reality and Strategy for the future, *Wat. Sci. Tech.*, **2002**, 46(9), 1-9.

- Ukidwe N. U., et Bakshi B. R., Thermodynamic Accounting of Ecosystem Contribution to Economic Sectors with Application to 1992 U.S. Economy, *Environmental Science & Technology*, **2004**, 38, 4810-4827.
- UNEP., “Life cycle thinking as a solution”, United Nations Environment Programme, 2003. 3 p., (<http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative/background.htm>), consulté le 10 février 2008.
- USEPA., Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles, EPA/600/R-92/245. Prepared by Battelle and Franklin Associates for the US Environmental Protection Agency, Risk Reduction Laboratory, Office of Research and Development. Cincinnati (OH), **1993**.
- Valero A., Lozano M. A., Muñoz M., *A General Theory of Exergy Saving*, ASME Book No. H0 341A, WAM **1986** AES; ASME: New York, Vol. 2-3, pp 1-22.
- Van de Vate J. F., Comparison of energy sources in terms of their full energy chain emission factors of greenhouse gases, *Energy Policy*, **1997**, 25(1), 1-6.
- Van der Graaf J. H. J. M., Meester-Broertjes H. A. Bruggeman W. A., Vles E. J., Sustainable Technological Development for Urban-Water Cycles, *Wat. Sci. Tech.*, **1997**, 35(10), 213-220.
- Van Ginkel S., Oh S.E., Logan B.E., Biohydrogen gas production from food processing and domestic wastewaters. *Int. J. Hydrogen Energy*, **2005**, 30, 1535-1542.
- Ventère J. P., Conception écologique des produits, *Techniques de l'ingénieur, traité Génie industriel*, G 6 000, **1997**.
- Vink E. T. H., Rábago K. R., Glassner D. A., Gruber P. R., Applications of life cycle assessment to NatureWorksTM polylactidz (PLA) production, *Polymer Degradation and Stability*, **2003**, 80, 403-419.
- Vivien F. D., Rencontre du troisième type...d'écosystème ou quand l'écologie devient industrielle, *Innovations, Cahiers d'économie de l'innovation*, No. 18, 2003-2. **2003**, 43-57.
- Vlaswinkel E. E., Energetic analysis and optimization of an integrated coal-gasification combined cycle power-plant, *Fuel Proc. Technol.* **1992**, 32, 47-67.
- Wagendrop T., Gulinck H., Coppin P., Muys B., Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics, *Energy*, **2006**, 31, 112-125.
- Waku H., Tamura I., Inque M., Akai M., Life cycle analysis of fossil power plant with CO₂ recovery and sequestering system, *Energy Conversion and Management*, 1995, 36(6-9), 877-880.

- Wall G., et Gong M., On exergy and sustainable development – Part 1: Conditions and concepts, *Exergy an International Journal*, **2001**, 1(3), 128-145.
- Wall G., Conditions and tools in the design of energy conversion and management systems of a sustainable society, *En., Conv., Mgt.*, **2002**, 43, 1235–1248.
- Wall G., Yantovskii E.I., Lindquist L. et Tryggstad J., A Zero Emission Combustion power plant for enhanced oil recovery, *Energy*, Vol. 20, No. 8. pp 823-828, **1993**.
- Wall G., Energy conversion in the Swedish society, *Res., En.*, **1987**, 9, 55–73.
- Wall G., Exergy-a useful concept, Thesis, Göteborg, Sweden: Chalmers University of Technology, 1986.
- Wall G., The Exergy Conversion in the Society of Ghana, *Proc. 1st International Conference on Energy and Community Development*; Chalmers: Göteborg, Sweden, **1978**.
- Wang C. C., Chang C. W., Chu C. P. Lee D. J., Chang B. V., Liao C. S., Producing hydrogen from wastewater sludge by *Clostridium bifermentans*, *J. Biotechnol.*, **2003**, 102, 83–92.
- Wang Y., et Feng X., Exergy analysis involving resource utilization and environmental influence, *Computers and Chemical Engineering*, 24 (**2000**), 1243-1246.
- Weidema B., Market information in life cycle assessment, Environmental Project No.863, 2003, Danish Environmental Protection Agency, Danish Ministry of the Environment.
- Weidema B., Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment, *Journal of Industrial Ecology*, vol. 4, no. 3, pp. 11-33, **2001**.
- Weidenhaupt A., Hungerbuhler K., Integrated product design in chemical industry: a plea for for adequate life cycle screening indicators, *Chimia*, **1997**, 51(5), 217-221.
- Weizsacker & al., *Facteur 4*, Edition Terre Vivante, 1997, 320 p.
- Wenisch S., Contribution à l'élaboration de l'analyse du cycle de vie de la chaîne de traitement par incinération, Thèse de doctorat, LAEPSI : INSA Lyon, **1999**, 260 p.
- Wentzel M. C., Dold P. L., Ekama G. A., Marais G. v. R., Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge system. Part III: kinetic model, *Water SA*, **1989**, 15, 89-102.
- Wepfer W. J., Gaggioli R. A., Obert E. F., Proper evaluation of available energy for HVAC. *ASHRAE Trans.* **1979**, 1, 214–229.
- Wernick I. K., Ausubel J., Industrial ecology: some directions for research, pre-publication draft, New York (NY): Rockefeller University for the Office of Energy and Environmental Systems, Lawrence Livermore National Laboratory, **1997**.
- Weterings R.A.P.M., et Opschoor J.B., Sustainable development indicators as a challenge for technology development (in Dutch). Dutch Board for Environmental and Nature Research, publication nr., 74, **1992**.

- White A. L., Becker M., Savage D., Environmentally smart accounting: using total cost assessment to advance pollution prevention, *Pollut Prev Rev*, **1993**, summer: 247-93.
- Wilsenach J. A., M. Maurer, T. A. Larsen, and M. C. M. van Loosdrecht, From waste treatment to integrated source management, *Water Science and Technology*, **2003**, 48(1), 1-9.
- Wolff B. E., Eléments pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement, mémoire de thèse INSA Lyon, laboratoire Méthodes, **1994**, 260 p.
- Wright M.D., Allen D., Clift R., Sas H., Measuring corporate environmental performance: The ICI environmental burden system, *J. Industrial Ecol.* **1997**, 1(4), 117-127.
- Wrisberg N., Udo De Haes H.A., Triebswetter U., Eder P., Clift R. Analytical tools for environmental design and management in a systems perspective : the combined use of analytical tools, Ed. Springer, ISBN: 1-4020-0453-2, **2002**, 276 p.
- Xiang J Y., Cali M., et Santarelli M., Calculation for physical and chemical exergy of flows in systems elaborating mixed-phase flows and a case study in an IRSOFC plant, *International Journal of Energy Research*, 28, 101-115, **2004**.
- Yoda N., Life Cycle Assessment in polymer industry toward the 21st century, *J. Macromol. Sci. – Pure and Appl. Chem.* **1996**, A33(12), 1807-1824.
- Yates A., LCA: Clean-up technologies and abatement of gaseous pollutant emissions from chemical processing plant, ZngD Portfolio, University of Surrey, **1998**.
- Youqi Y. Qingtlan W., Weiming L., Shize Z., Thermodynamic Analysis and Evaluation on Several Typic Ammonia Synthesis Flowsheets, *Proc. of Intern. Symp., “Thermodynamic analysis and Improvement of Energy Systems”*, June 5-8, Beijing, China, **1989**, 512-519.
- Zakkour P. D., M. R. Gaterell, P. Griffin, R. J. Gochin, and J. N. Lester, Developing a sustainable energy strategy for a water utility. Part II: a review of potential technologies and approaches, *Journal of Environmental Management*, **2002**, 66, 115-125.
- Zaleta-Aguilar A., Ranz L., Valero A., Towards a Unified Measure of Renewable Resources availability: The Exergy Method Applied to the Water of a River, *Energy Conversion & Management*, **1998**, 39(16-18), 1911-1917.
- Zedtwitz P. V., Petrasch J., Trommer D., Steinfeld A., Hydrogen production via the solar thermal decarbonization of fossil fuels, *Solar En.* **2006**, 80, 1333–1337.
- Zessner M. and C. Lampert, The Use of Regional Material Balances in Water Quality Management. *Urban Water*, **2002**, 4, 73-83.

- Zhang M., Reistad G. M., Analysis of energy conversion systems, including material and global warming aspects, *International, J. Heating, Ventilating, Air-Cond. Refrig. Res.*, **1998**, 1, 45-65.
- Zhao H. W. and Viraraghavan T., Analysis of the performance of an anaerobic digestion system at the Regina wastewater treatment plant, *Bioresource Technology*, **2004**, 95, 301-307.
- Ziebig A., Stanek W., Energy and exergy system analysis of thermal improvements of blast-furnace plants, *Intern. J. En. Res.* **2006**, 30, 101–114.
- Zmeureanu R., Wu X. Y., Energy and exergy performance of residential heating systems with separate mechanical ventilation, *Energy* **2007**, 32, 187–195.
- Zupančič G. D. and Roš M., Heat and Energy Requirements in Thermophilic Anaerobic Sludge Digestion, *Renewable Energy*, **2003**, 28, 2255-2267.
- Zvolinschi A., Kjelstrup S., Bolland O., and van der Kooi H. J., Including exergy analysis in industrial ecology: The case of combined cycle power plants with CO₂ capture, *Proceedings of ECOS 2002, July 3-5 2002*, Berlin, Germany.

ANNEXES

ANNEXE I.1 : Choix d'une méthode d'évaluation environnementale pour une perspective de développement durable

Outil	Objet d'étude	Processus économique	Types de résultats	Limitation géographique	Limitation temporelle
Analyse du besoin énergétique	Produit, procédé ou service	Cycle de vie entier ou une seule étape (construction/fabrication, exploitation/utilisation, élimination/démolition)	Flux des énergies non renouvelables	Illimitée	Illimitée
Analyse des besoins en matières premières	Produit, procédé ou service	Extraction, utilisation, élimination	Flux de matières premières	Illimitée	Illimitée
Analyse de coût-bénéfice	Produit, procédé ou service	Cycle de vie entier ou une seule étape (construction/fabrication, exploitation/utilisation, élimination/démolition)	Coût du système étudié incluant les coûts environnementaux et sociaux	Illimitée	Illimitée
Analyse de cycle de vie	Produit, procédé ou service	Cycle de vie entier (construction/fabrication, exploitation/utilisation, élimination/démolition)	Impacts environnementaux du système étudié	Illimitée	Illimitée
Analyse des entrants/sortants	Activité économique	-	Flux des entrants et sortants du système étudié	Illimitée	Illimitée
Analyse de risque environnemental	Site	Exploitation	Risque environnemental d'un site	Lieu spécifique	Moment spécifique
Etude d'impact environnemental	Site	Construction ou exploitation	Impacts locaux d'un site	Lieu spécifique	Moment spécifique
Inventaire des flux de matières/substances	Matériel ou substance	Extraction, utilisation, élimination sur une zone géographique donnée	Flux, origine et de devenir du système étudié sur une zone géographique donnée	Zone spécifique	Définie par l'utilisateur
Système de management environnemental	Site ou entreprise	Exploitation	Gestion d'un site	<i>Lieu spécifique</i>	<i>Moment spécifique</i>

ANNEXE II.1 : Les applications de l'ACV

Utilisation/Problématique	Améliorer	Sélectionner	Contrôler/Gérer	Réglementer	Eduquer/informer	Vendre
Comparaison de systèmes concurrents	Veille technologique	Investissement (achat, conception), argumentation pour des décisions stratégiques (modes de transport)		Ecolabels	Eduquer le public à la consommation écologiquement responsable	Marketing « vert » sur le thème « mon produit est le plus respectueux de l'environnement »
Comparaison des étapes du cycle de vie d'un même système	Identification des améliorations possibles, diagnostic environnemental	Dégagement de priorités en matière de politiques publiques (identification des étapes sensibles pour développer des stratégies), diagnostic environnemental	Gestion sur le cycle de vie (management environnemental)	Ecolabels, proposition de nouvelles normes	Sensibiliser le public sur les transferts de pollution, sur le cycle de vie d'un produit dans le but de développer la consommation « verte », éliminer des préjugés	
Comparaison d'un système et de ses alternatives	Evaluation des solutions d'amélioration proposées, veille technologique	Investissement (achat, conception), argumentation pour des décisions stratégiques (systèmes énergétiques)		Ecolabels	Eduquer le public à la consommation « verte », sensibiliser le public sur le thème « il existe des solutions meilleures pour l'environnement »	Marketing « vert » sur le thème « mon produit est le plus respectueux de l'environnement »
Comparaison d'un système avec une référence			Analyse de conformité	Justification des réglementations en vigueur		Marketing « vert » sur le thème « mon produit respecte les normes en vigueur »

ANNEXE II.2 : Indicateurs de catégories d'impacts dans la méthode CML 2000

Catégorie d'impact	Problématique	Facteur de caractérisation	Exemple des valeurs de facteur des flux responsables
Épuisement des ressources abiotiques	Consommation excessive des ressources	Abiotic Depletion Potential (ADP) (kg eq. Antimoine (Sb)/kg emission)	Pétrole = 0.0201 Gaz naturel = 0.0187 Uranium = 0.00287 Charbon = 0.0134
Réchauffement global	Augmentation de la température de l'atmosphère	Global Warming potential (GWP ₁₀₀) (kg eq. CO ₂ /kg emission)	CH ₄ = 21 CO ₂ = 1 N ₂ O = 310
Déplétion de la couche d'ozone stratosphérique	Moindre filtration des rayonnements ultraviolets	Ozone Layer Depletion Potential (ODP) (kg eq. CFC11/kg emission)	CFC12 = 0.82 1,1,1-trichloroéthane (HCFC-140) = 0.11
Acidification	Pluies acides et acidification des écosystèmes	Acidification Potential (AP) (kg eq. SO ₂ /kg emission)	NO ₂ = 0.5 SO ₂ = 1.2
Pollution photochimique	Impacts sur les voies respiratoires	Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) (kg eq. C ₂ H ₂ /kg emission)	CO = 0.027 CH ₄ = 0.006 (avec une haute concentration de NO _x)
Eutrophisation	Surabondance des nutriments causant la croissance anormale de certaines espèces	Eutrophication Potential (EP) (kg eq. phosphate/kg emission)	PO ₄ = 1 NH ₄ = 0.35 NO ₄ = 0.1
Toxicité humaine	Domage à la santé humaine	Human Toxicity Potential (HTP) (kg eq. 1,4-dichlorobenzene/kg emission)	Cd = 1.5 10 ⁵ HCl = 0.5 (avec horizon de temps infini)
Ecotoxicité aquatiques des eaux douces Ecotoxicité aquatiques des eaux marines Ecotoxicité terrestre	Diminution de la biodiversité	Fresh Water Aquatic Ecotoxicity Potential (FAEP) Marine Aquatic Ecotoxicity Potential (MAEP) Terrestrial Ecotoxicity Potential (TEP) (kg eq. 1,4-dichlorobenzene/kg emission)	FAETP(Cd) = 290 MAETP(Cd) = 1.1 10 ⁶ TETP(Cd) = 81 FAETP(Hg) = 320 MAETP(Hg) = 1.2 10 ⁶ TETP(Hg) = 2.8 10 ⁴ (avec horizon de temps infini)
Occupation de l'espace	Augmentation de compétition d'espace, dégénération de la fonction du sol pour les organismes vivants, diminution de la biodiversité	Surface d'espace et temps d'occupation (m ² an)	1 pour tous les cas
Pollution thermique	Perte de ressources	Mesure directe en MJ	1 pour tous les cas
Odeur	Nuisance olfactive	Odeur Threshold Value (1/OTV : m ³ /kg emission)	Ammoniac = 1.0 10 ⁶ Methanol = 1.37 10 ⁴
Bruit	Nuisance sonore	Mesure directe en Pa ² .s	1 pour tous les cas
Radiations radioactives	Mutation génétique	Ionising Radiation Damage Factor (an/kBq émission)	Uranium-234 = 9.7 10 ⁻⁸ (air) = 2.4 10 ⁻⁹ (eaux douces) = 2.3 10 ⁻¹¹ (eaux marines)

ANNEXE II.3 : Méthodes d'évaluation de l'impact d'épuisement des ressources abiotique dans CML 2000 et Eco-indicateur 99

f) Méthode CML (Leiden, Pays-Bas)

Le modèle CML concerne les ressources non renouvelables et dont l'épuisement est prouvé ou supposé avoir lieu dans les cent prochaines années (Khalifa, 2002). L'indice est défini comme l'inverse de la réserve de base qui est définie comme la partie de la réserve identifiée et répondant aux critères physico-chimiques relatifs aux pratiques actuelles d'extraction et de production (Khalifa, 2002). Ainsi, l'indicateur obtenu par la pondération de l'indice et la quantité de ressource consommée est adimensionnel. Afin d'améliorer le modèle, les chercheurs du CML ont proposé d'introduire l'indice de désaccumulation des ressources (DR) par rapport à l'antimoine, pris comme substance de référence. Le modèle **ADF (Abiotic Desaccumulation Factor)** est utilisé par la méthode d'évaluation globale CML 2000. L'indice des ressources biotiques est défini comme le produit entre l'inverse des réserves mondiales et l'indice de rareté de la ressource. L'indice de rareté est défini comme le produit entre la production annuelle de la ressource et l'inverse des réserves mondiales de la ressource (Rousseaux, 1998). Cependant, cet indice n'est pas considéré par la méthode CML 2000 dans le logiciel SimaPro.

g) Méthode d'Eco-indicateur 99 (Pré Consultant, Pays-Bas)

Le modèle se base sur deux paramètres :

- Analyse des ressources, reliant l'extraction d'une ressource à la diminution de sa concentration ;
- Analyse des dommages, reliant les faibles concentrations des ressources à l'augmentation de l'effort nécessaire pour extraire ces ressources dans le futur.

La méthode Eco-indicateur 99 propose deux modèles différents, l'un pour les combustibles fossiles et l'autre pour les minerais. L'unité utilisée pour évaluer cette catégorie de dommages est le Méga Joule d'énergie supplémentaire nécessaire pour extraire 1 kg de ressource, quand l'homme aura extrait 5 fois plus de ressources qu'il en a extrait, du début de l'extraction jusqu'à 1990. L'utilisation des ressources biotiques agricoles ou sylvicoles et l'extraction des sables et des graviers sont considérés comme des effets sur l'utilisation de l'espace. Les

ressources biotiques directement extraites de la nature, comme les poissons (d'eau douce) et les plantes sauvages, ne sont pas modélisées dans l'Eco-indicateur 99.

ANNEXE II.4 : Méthodes d'évaluation de l'impact d'(é)co toxicité dans CML 2000 et Eco-indicateur 99

i) Méthode CML 1992 (Leiden, Pays-Bas)

Le CML 1992 considère trois indicateurs : la toxicité humaine (HC), l'écotoxicité aquatique (ECA) et l'écotoxicité terrestre (non utilisé dans le logiciel SimaPro). L'indice de la toxicité humaine d'une substance est calculé à partir de la somme des produits entre son facteur d'effet et d'exposition dans les milieux contaminés (air, eau, sol). L'indice d'écotoxicité est défini comme la somme des rapports entre ces deux facteurs. Les valeurs de ces indices sont évaluées à partir de la notion des volumes critiques basée sur des critères scientifiques. Par exemple, la valeur seuil pour l'indice de toxicité (en kg) est l'inverse de la concentration maximale tolérable (MTC) pour l'indice d'écotoxicité (en $\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1}$ ou en $\text{m}^3 \cdot \text{mg}^{-1}$).

j) Méthode CML 2000 (Leiden, Pays-Bas)

La méthode CML 2000 considère six indicateurs d'impacts, appelés Potentiels de toxicité et d'écotoxicité, relatifs à l'homme (HTP), les milieux aquatiques d'eaux douces et salées (FAEP et MAEP), les milieux terrestres (TEP) et les milieux sédimentaires d'eaux douces et salées (SFAEP et SMAEP). Les potentiels de toxicité et d'écotoxicité sont quantifiés par l'évaluation des risques des substances sur l'homme et l'écosystème. Le potentiel de toxicité et d'écotoxicité d'une substance est le résultat de la somme des produits entre un facteur de risque (FR) et un facteur de pondération. Le calcul du facteur de risque est défini comme la somme des ratios entre le niveau d'exposition estimé après émission d'une substance et le niveau sans effet de cette substance. Le facteur de pondération met en conformité le facteur de risque en fonction du nombre d'homme, le volume d'eau ou la masse de sol ou de sédiments exposés dans l'échelle spatiale considéré (zone continentale, tempérée, tropicale, arctique). Le CML 2000 utilise une substance de référence comme unité pour les potentiels de toxicité et d'écotoxicité, le 1,4-dichlorobenzène « 1,4-DCB ».

k) Méthode Eco-Indicateur 99 (Pre Consultant, Pays-Bas)

L'indicateur de toxicité humaine contient six sous-classes : les effets cancérigènes des substances organiques et inorganiques (amélioration de l'Eco-indicateur 95), les effets de respiration des substances organiques et inorganiques (amélioration de l'impact smog d'hiver de l'Eco-indicateur 95), effets liés aux gaz à effet de serre (modèle incertain des effets ultimes), les effets liés aux substances détruisant la couche d'ozone et, les effets liés aux

substances radioactives (modèle intéressant). La méthode utilisée pour évaluer les dommages sur la santé humaine comprend trois étapes : l'analyse de devenir des substances (basée sur les résultats du modèle USES mais une présentation moins transparente que celle du CML), l'analyse des effets limités aux effets cancérigènes et de respiration et l'analyse des dommages basés sur l'approche DALLY développée par l'OMS. L'avantage de l'indicateur DALLY consiste à permettre d'agréger la mortalité (effets sur la santé au nombre d'années d'invalidité vécues – Years Lived Disabled : YLD) avec la mortalité (nombre d'années de vie perdues – Years of Life Lost : YLL). La méthode d'agrégation proposée consiste à considérer une année de vie perdue (mortalité) équivalente à quatre années vécues avec une invalidité (morbidité).

L'écotoxicité est évaluée sur la base d'une méthode développée par le RIVM qui évalue la fraction d'espèces potentiellement affectées (PAF) en fonction de la concentration de la substance toxique. Elles expriment le pourcentage d'espèces exposées (organismes aquatiques et terrestres : micro-organismes, plantes, vers, algues, amphibiens, mollusques, crustacés et poissons) à une concentration d'une substance toxique supérieure à la NOEC (Non Observed Effect Concentration). La plupart des données utilisées proviennent de tests de toxicité aiguë ou chronique en laboratoire sur quelques espèces sélectionnées. L'utilisation de telles valeurs pour prédire les effets sur les écosystèmes, dans leurs milieux naturels est une idée intéressante, bien que les écotoxicologues considèrent que les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de réaliser de telles extrapolations de manière fiable. Un facteur d'équivalence entre les PAF et les PDF (1 PAF = 10 PDF) a été proposé afin d'exprimer les impacts considérés dans la classe des dommages sur la qualité des écosystèmes en (PDF/m²an) mais il a été reconnu comme non fiable par les auteurs de la méthode Eco-indicateur 99.

1) Méthode IMPACT 2002 (EPFL, Suisse)

Le modèle IMPACT 2002 (Impact Assessment of Chemical Toxics) est utilisé pour étudier la toxicité humaine et l'écotoxicité, tandis que la méthode d'évaluation complète d'impact contenant toutes les catégories d'impacts est appelée IMPACT 2002+. L'évaluation de la toxicité humaine prend en compte les substances cancérigènes et non-cancérigènes. Les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine (**HTP : Human Toxicity Potential**), au point intermédiaire, sont obtenus à partir des facteurs d'impacts au point final (Jolliet, 2003). Ainsi, le facteur de dommage sur la santé humaine **HDF (Human Damage Factor)** de la

substance considérée est divisé par celui de la substance de référence, le chloro-éthylène¹⁸. On considère que le risque de maladie ne peut pas être quantifié au point intermédiaire de la chaîne de cause à effet. Le facteur de dommage sur la santé humaine d'une substance est exprimé en DALLY (Disability Adjusted Life Years par kg d'émission), établi par la méthode Eco-indicateur 99. Le facteur HDF est déterminé à partir du produit entre le facteur d'admissibilité (iF_i) et le facteur d'effet (EF_i). Le facteur d'admissibilité est la fraction massique d'un produit chimique rejeté dans l'environnement qui est ultimement pris par la population humaine par différents chemins d'exposition et différents milieu. Le facteur d'admissibilité prend en compte le facteur cible, d'exposition, de transfert spatial et entre milieux. Le facteur d'effet est le produit entre le facteur de la pente dose-réponse (β_i) (exprimé en risque d'incidence par kg de substance admise) et le facteur de gravité de la substance (D_i) (exprimé en DALY par incidence). L'évaluation du risque sur la santé est considérée pour les effets cancéreux (Crettaz et al. 2002) et les effets non cancéreux (Pennington et al. 2002) en utilisant des facteurs d'extrapolation. Le facteur de gravité est considéré pour la mortalité prématurée **YLL (Years of Life Lost)** et pour la morbidité (Murray et Lopez, 1996). Les valeurs du DALLY par défaut 6.7 et 0.67 (exprimées en années/incidence) sont adoptées pour la plupart des effets cancérigènes et non cancérigènes. Les facteurs d'impacts sont calculés à un niveau continental de l'Europe de l'ouest où une différenciation spatiale est permise pour 50 cellules d'eau et d'air (Jolliet et al. 2003).

De la même manière, le potentiel d'écotoxicité aquatique d'eau douce **AEP (Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential)** d'une substance, au point intermédiaire, est déterminé par la division du Potentiel de fraction affectée PAF (**Potentially Affected Fraction**) ou le **PDF (Potentially Disappeared Fraction)** de la substance, au point final, par celui de la substance de référence, le glycol-tri-éthylène. Le potentiel d'écotoxicité terrestre d'une substance est obtenu par une fonction d'extrapolation proposée par Hanschild et Wenzel (1998), à partir de son potentiel d'écotoxicité aquatique. Le **PAF** des espèces dans l'écosystème aquatique d'eau douce (exprimé en PAF $m^3 \text{ an/kg}$) est intégré sur le temps et l'espace et donné comme le produit entre le facteur cible et le facteur d'effet. Le facteur cible (exprimé en années) est déterminé par le produit entre le facteur transfert (F_i^{mw}) (adimensionnel) et le temps de résidence de la substance dans l'eau (θ_i^{rw}) (exprimé en année). Le facteur d'effet (β_i) (exprimé en PAF m^3/kg) signifie l'augmentation de stress des espèces, présentes dans l'écosystème, du

¹⁸ Le chloro-éthylène est un carcinogène humain pour lequel on dispose de meilleures données sur les cibles définies et il a un chemin d'impact principal par inhalation via l'air.

fait d'un changement de concentrations du contaminant (Payet et al. 2003). L'exposition est généralement prise en compte implicitement dans le facteur d'effet.

ANNEXE II.5 : Méthodes globales d'évaluation d'impacts CML 2000 et Eco-indicateur 99

a) Méthode CML 1992 et CML 2000 (Leiden, Pays-Bas)

Les mêmes modèles sont utilisés pour les impacts écologiques (effet de serre, détérioration de la couche d'ozone, pollution photochimique, eutrophisation et acidification) avec une mise à jour des valeurs et des substances dans CML 2000. Les nuisances olfactives et sonores ainsi que les radiations et la pollution thermique ne sont pas considérés dans le calcul d'impacts, malgré qu'ils font partie des catégories d'impacts. La différence entre les deux méthodes consiste dans la quantification de l'impact d'épuisement des ressources naturelles, la toxicité et l'écotoxicité ainsi que les déchets solides. Tandis que la méthode CML 1992 considère seulement les ressources abiotiques et biotiques d'énergie primaire, la méthode CML 2000 considère seulement les ressources abiotiques d'énergie primaire et de minerais. Le modèle CED est utilisé dans CML 1992, tandis que CML 2000 utilise son propre modèle pour quantifier l'épuisement des ressources. Tandis que les déchets sont traités comme une catégorie d'impact dans CML 1992, dont le facteur d'impact égale à l'unité est attribué à tous les flux, ils doivent être intégrés dans une étape de traitement (mise en décharge, recyclage, etc.) pour les prendre en compte dans CML 2000. La normalisation consiste à la division des valeurs d'indicateurs relatives au système étudié par les valeurs relatives à une zone de référence à échelle régionale, continentale ou mondiale. Les valeurs de référence peuvent être obtenues par interpolation ou extrapolation des données à partir du PNB (Produit National Brut). Les indicateurs peuvent être aussi normalisés par rapport au nombre de population dans la zone considérée « approche équivalent-individu ». L'évaluation globale des résultats se fait avec quatre approches : évaluation sans pondération soit par analyse de dominance, soit par analyse par exclusion hiérarchique (Khalifa, 2002) ; évaluation avec pondération, soit par pondération non formalisée (pour l'élaboration d'écolabels), soit par pondération formalisée.

Cependant, les valeurs normalisées sont souvent entachées d'incertitudes que les valeurs brutes. Particulièrement, les impacts locaux et régionaux, comme par exemple, la toxicité et l'écotoxicité. En outre, le manque de données est inévitable. Par ailleurs, le choix de la zone de référence est subjectif, car on pourrait avoir des émissions provenant des sites localisés en dehors de la zone de référence si elle est limitée. A cause de l'aspect multicritère de la méthode d'évaluation, les résultats de la normalisation pourront être compatibles si différentes zones de références sont choisies pour les différentes catégories d'impacts (Khalifa, 2002).

b) Eco-indicateur 99 (Pays-Bas)

La méthode Eco-indicateur 99 est une mise à jour de la méthode Eco-indicateur 95 conçue par le bureau d'études néerlandais Pré Consultants, mais avec des procédures de classification, de modélisation et de pondération différentes. Les auteurs partent du constat que les différentes étapes d'une ACV imposent des choix de valeurs sur les flux élémentaires, les horizons temporelles et les zones géographiques à considérer. Elle contient 11 catégories d'impacts intégrées dans trois familles de dommages : santé humaine, qualité de l'écosystème et les ressources naturelles. Tous les modèles de caractérisation d'impacts sont spécifiques à cette méthode. La normalisation et la pondération sont réalisées au niveau des catégories des dommages par rapport à trois archétypes d'individus qui se différencient par le choix des substances et l'horizon temporel :

- Les individualistes : prennent en compte que les relations de cause à effet prouvées et ils privilégient le cours terme (≤ 100 ans). Ils considèrent que les dommages sont récupérables par le développement technologique et économique et que les fossiles ne peuvent pas être épuisés ;
- Les égalitaristes : prennent en compte certains faits controversés, par le principe de précaution, en incluant les substances si seulement il existe n'importe quelle indicateur sur leurs effets et il privilégie le long terme. Ils considèrent que les dommages ne peuvent pas être évités et mènent vers des événements catastrophiques : les fossiles ne peuvent pas être substitués, le pétrole, le gaz et le charbon sont à remplacer par un mix future de lignite et de schiste (huile semblable au pétrole). C'est la version la plus incertaine ;
- Les hiérarchistes : prennent en compte les faits suffisamment reconnus par les corps scientifiques et politiques (prise en compte des substances par consensus par rapport à leurs effets). Il n'existe pas une préférence entre le cours et le long terme. Ils considèrent que les dommages peuvent être éliminés par une meilleure gestion. L'élévation du niveau de mer n'est pas prise en compte, les fossiles ne peuvent pas être facilement substitués. Le pétrole et le gaz sont à remplacer par les schistes et le charbon par le charbon brun (lignite).

d) Impact 2002+ (EPFL, Suisse)

La méthode consiste en une approche combinée entre l'effet et le dommage, c'est-à-dire orientée point intermédiaire et point final au niveau de la chaîne de cause à effet. La méthode IMPACT 2002+ contient 14 catégories d'impacts regroupées dans quatre familles de dommage. Dans la nouvelle méthode, les facteurs de caractérisation au point intermédiaire sont exprimés en fonction d'une substance de référence, tandis que les facteurs de dommage sont exprimés selon le principe de la méthode Eco-indicateur 99. Les impacts de toxicité humaine et d'écotoxicité aquatiques des eaux douces et terrestres sont évalués par une nouvelle approche de la méthode IMPACT 2002 (Pennigton et al, 2003a ; 2003b). Les autres catégories d'impacts du point intermédiaire sont adaptées des méthodes de caractérisation Eco-Indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2000) et CML 2002 (Guinée et al, 1992).

Les impacts issus de la méthode Eco-indicateur 99 sont : les effets respiratoires, les oxydants photochimiques, les radiations, la déplétion de la couche d'ozone, l'acidification/nitrification terrestre, l'occupation de l'espace et l'extraction des minerais. La version égalitariste est adoptée et les facteurs de caractérisation de la méthode Eco-indicateur 99 sont normalisés par rapport à la substance de référence. Le changement climatique est caractérisé par le modèle GWP500 de l'IPCC pour un horizon de 500 années. On a considéré qu'il n'est pas évident que l'effet de serre va baisser dans le futur. L'acidification aquatique et l'eutrophisation aquatique sont issues de la méthode CML 2002. La modélisation de l'eutrophisation aquatique adopte l'approche d'agrégation séparée entre le phosphore et l'azote. La caractérisation de l'épuisement des ressources d'énergie primaires non-renouvelables est basée sur le pouvoir calorifique supérieur (PCS) (Frischknecht et al, 2003).

Les quatre dommages considérés sont sur : la santé humaines (exprimé en DALY/unité), la qualité de l'écosystème (exprimé en PDF/unité), le changement climatique (exprimé en kg CO₂/unité), et les ressources (exprimés en MJ/unité). Dans la figure suivante, les catégories d'impacts au point intermédiaire et les catégories des dommages au point final sont représentées.

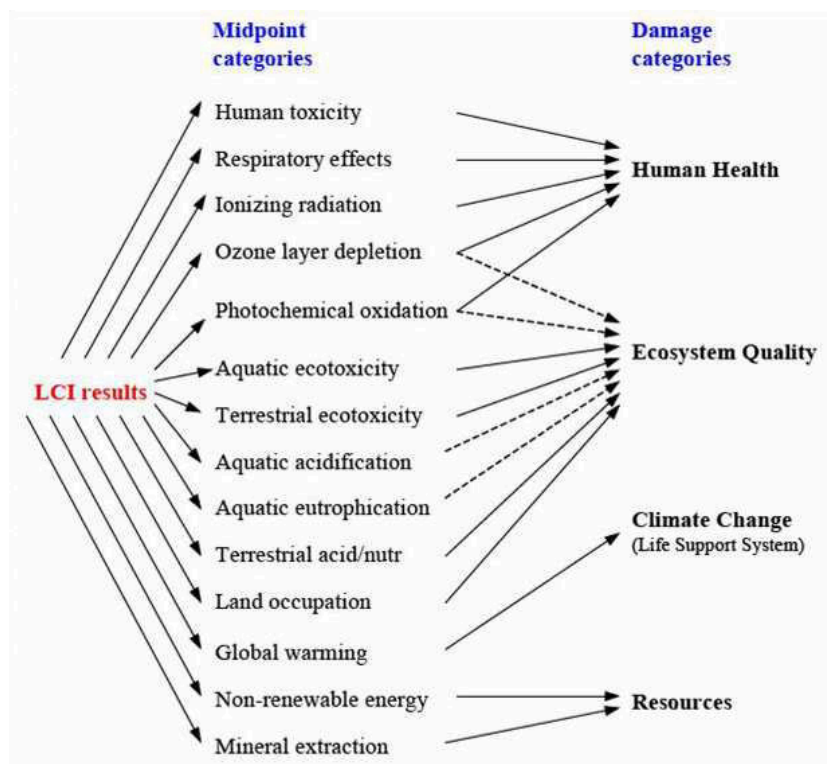


Figure A.II.1 : Schéma global de la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet et al. 2003)

Dans la figure, les flèches montrent que les chemins d'impacts relevant sont connus ou supposés d'être existés. Les chemins d'impacts incertains entre les niveaux du point intermédiaire et le dommage (point final) qui ne sont pas quantitativement modélisés sont représentés par des flèches discontinues.

Contrairement à la méthode Eco-indicateur 99, le changement climatique n'est plus intégré dans le dommage sur la qualité de l'écosystème et il est traité à part. Les auteurs justifient cette séparation à cause de l'imprécision de la modélisation du dommage de l'impact du changement climatique sur la qualité de l'écosystème et la santé humaine et qui donnent des facteurs de caractérisation du dommage non fiables (Jolliet et al, 2003). Ainsi, l'interprétation prend place au niveau du point intermédiaire comme un dommage sur le support de vie.

Le facteur de dommage sur les ressources est basé sur le concept de surplus d'énergie nécessaire pour l'extraction des ressources d'énergie primaires non-renouvelables et des minerais causé par les faibles concentrations des ressources ou autres caractéristiques non favorables des réserves restant (Goedkoop et Spruiensma, 2000). Cependant, les facteurs de dommage sur la qualité de l'écosystème causés par l'acidification aquatique et l'eutrophisation aquatique sont encore en élaboration. Par ailleurs, les impacts d'oxydation

photochimique et de la déplétion de la couche d'ozone ont des dommages à la fois sur la santé humaine et sur la qualité de l'écosystème. Cependant, il existe un manque d'information scientifique adéquat propre et qui ne permet de quantifier leurs contributions en termes de PDF. Par conséquent, ces effets peuvent être considérés en prenant en compte les catégories d'impacts au point-intermédiaire dans la phase de pondération.

La normalisation est appliquée aussi bien que pour les catégories d'impacts au point intermédiaire que pour les dommages. Le facteur de normalisation d'une substance est déterminé par le rapport entre son impact et l'impact total causé par toutes les substances de la catégorie spécifiée par personne et par année. Une alternative consiste à une normalisation par m² et par année comme la méthode « Critical Surface-Time 95 » (Jolliet, 1994 ; Jolliet et Crettaz, 1997). Les auteurs de la méthode IMPACT 2002+ suggèrent de réaliser la normalisation après la caractérisation des dommages. En outre, les facteurs de normalisation des dommages sont issus de la méthode Eco-indicateur 99.

La pondération est utilisée aussi dans la méthode IMPACT 2002+, mais les facteurs de pondération sont laissés spécifiques à l'utilisateur. Les auteurs de la méthode suggèrent de considérer séparément les quatre dommages orientés catégories d'impacts dans la phase d'interprétation des résultats.

ANNEXE II.6 : Récapitulatif des étapes de l'ACV

Etape	Eléments	Description
Définition des objectifs et du champ de l'étude	Définition des objectifs	Définir les objectifs de l'étude
	Définition du champ de l'étude	Installer la frontière du système (l'arbre du procédé) et l'unité fonctionnelle
Analyse de l'inventaire	Enregistrement	La collecte de l'information et des données (bilans matière et énergie), raffiner la frontière du système et valider les données (analyse d'incertitude).
	Allocation	Assigner les entrées et les déchets aux produits principaux et aux coproduits
Evaluation des impacts	Classification	Assigner les données d'entrées et de sorties de l'inventaire aux potentiels des impacts sur l'environnement
	Caractérisation	Combiner différentes relations impacts stressants dans un cadre général
	Evaluation	Assigner des facteurs de poids aux différentes catégories d'impacts
Recommandations	Interprétation	Identifier les faiblesses écologiques et le potentiel d'amélioration
	Activités de Prévention	Analyser la situation améliorée

ANNEXE III.1 : Description du modèle de Szargut

Suivant une approche de classification par milieu, l'état mort est considéré comme étant composé d'une série de substances de référence qui ont comme paramètres, la température ambiante, la pression partielle dans l'atmosphère (composés gazeux), concentration dans la mer (hydrosphère, composés ioniques dissous) et dans la couche externe de la croûte terrestre (lithosphère, composés solides). Pour chaque élément chimique, une substance de référence à une concentration moyenne dans la nature a été considérée, supposée être la forme qui a le plus faible potentiel chimique dans la nature. L'exergie chimique de toute autre substance est obtenue à partir des réactions chimiques de référence dans lesquelles participent uniquement la substance en considération et des substances de référence. Comme la réaction se réalise à la température environnementale T_0 et la pression standard P_0 , l'enthalpie libre de réaction correspond à l'enthalpie libre standard de réaction, d'où l'appellation de l'exergie chimique standard (Szargut et al, 1988). Szargut a élaboré des tableaux selon les conditions de référence pour le calcul de l'exergie chimique standard.

Cependant, le seul inconvénient du modèle est le fait que l'exergie chimique des nitrates de calcium, de sodium et de potassium est négative due à l'état de non équilibre de l'environnement terrestre. Ce qui signifie que ces substances devraient se former spontanément dans la nature. Mais cette formation de nitrates est bloquée d'un point de vue de la cinétique de réaction. Un cas similaire est l'exergie de l'acide nitrique et des oxydes d'azote dont la valeur obtenue est relativement élevée, et dont la formation spontanée est aussi cinétiquement limitée.

ANNEXE III.2 : Valeurs typiques du ratio de l'exergie chimique à la valeur du PCI et PCS des carburants fossiles (Szargut et al, 1988)

Carburant	Composition typique de la substance combustible							ex_{ch} / PCI	ex_{ch} / PCS
	Fractions massiques des éléments, %								
	C	H ₂	N ₂ + S	O ₂					
Charbon bitumineux	86.0	5.5	2.5	6.0				1.09	1.03
Lignite	70	5	2	23				1.17	1.04
Coke (houille)	95	1	2	2				1.06	1.04
Pétrole	85	14	1	–				1.07	0.99
Essence	85	15	–	–				1.07	0.99
	Fractions molaires des composants du gaz sec, %								
	CO	H ₂	CH ₄	C ₂ H ₆	CO ₂	O ₂	N ₂		
Gaz naturel	–	–	92.0	2.0	–	–	6.0	1.04	0
Gaz du four de la houille	12.2	51.8	22.3	2.4	4.8	0.6	5.9	1.0	0.89
Gaz produit du charbon bitumineux	26.5	13.3	2.5	0.3	5.0	0.2	52.0	0.97	0.91
Gaz des hauts fourneaux	28.5	2.0	0.3	–	11.0	0.2	58.0	0.98	0.97

ANNEXE III.3 : Exergie d'un flux de mélange gaz-vapeur d'eau

Dans plusieurs systèmes les flux de matière sont souvent relatifs à des mélanges de gaz et de vapeur considérés comme idéaux pour des raisons de simplification. Un calcul juste de l'exergie substantielle exige, d'une part, la détermination du comportement de la vapeur comme un gaz idéal ou réel, selon l'état thermodynamique, et d'autre part, la vérification des changements de phase de la vapeur entre l'état initial caractérisé par T et P et l'état environnemental caractérisé par T_0 et P_0 . A l'état initial de T et P , si la fraction molaire de la vapeur est très petite et donc sa pression partielle aussi, la vapeur peut être considérée comme un gaz idéal. Dans le travail de Xiang et al. (2004), la vapeur a été considérée comme un gaz réel au-delà d'une fraction molaire de 0.1 dans le mélange. Lorsque le mélange à T et P est porté à l'état environnemental à T_0 et P_0 , une partie de la vapeur peut être condensée en eau liquide et la vapeur peut être à l'état surchauffé ou saturé. Dans le cas où la vapeur est à l'état saturé, elle est constituée de la vapeur saturante et de l'eau liquide saturée. Avant de procéder au calcul de l'exergie physique et chimique du mélange, on doit déterminer la fraction molaire de la vapeur à l'état environnemental qui est surchauffée ou saturée, et dans ce dernier cas, la fraction molaire de la vapeur saturante et de l'eau liquide saturé.

Détermination du comportement de la vapeur d'eau dans le mélange à l'état environnemental

La pression de vapeur saturante de l'eau P_{v0} est de 0.03169 bar à la température T_0 (25°C) de l'état environnemental, et le volume spécifique de la vapeur saturante v_{v0} est de 43.360 m³/kg. Le facteur de compressibilité Z_{v0} de la vapeur saturante à T_0 est de 0.9978 (proche de 1) calculé à partir de l'équation $Z_{v0} = P_{v0}v_{v0} / R_v T_0$. Ainsi, si la vapeur dans le mélange à l'état environnemental est saturée, elle peut être considérée comme un gaz parfait. En outre, si elle est surchauffée, elle peut aussi être considérée comme un gaz parfait (Xiang et al, 2004).

Détermination de l'état de la vapeur dans le mélange à l'état environnemental

Dans l'air humide, à une pression et température donnée, il peut exister une quantité maximale de vapeur d'eau à l'état saturé. Ainsi, dans le mélange, à l'état environnemental, il peut exister aussi une quantité maximale de la vapeur d'eau à l'état saturé. A l'état environnemental, la fraction molaire maximale de la vapeur d'eau à l'état saturé dans le mélange $y_{v,s}$ – qui ne contient pas de l'eau liquide – est donnée par l'Equation (II.43). Elle est

calculée à partir de la pression de la vapeur saturante P_{v0} , à l'état environnemental et la pression standard.

$$y_{v,s} = \frac{P_{v0}}{P_0} = \frac{0.03169}{1.01325} = 0.031 \quad (\text{II.43})$$

Si la fraction molaire de la vapeur dans le mélange à T et P est plus grande que $y_{v,s}$, alors une partie de la vapeur est condensée lorsque le mélange est porté à l'état environnemental. Ainsi, le mélange à l'état environnemental est constitué de gaz, de vapeur d'eau saturante et de liquide. La fraction molaire de la vapeur peut être obtenue à partir de la loi de Dalton et donc la fraction molaire de l'eau liquide saturée peut ainsi être déduite (Xiang et al, 2004). Si la fraction molaire de la vapeur dans le mélange à T et P est plus petite que $y_{v,s}$, alors il n'y aura pas de vapeur condensée. Par conséquent, le mélange à l'état environnemental est constitué des gaz et de la vapeur qui peut être considérée comme un gaz parfait (Xiang et al, 2004).

Après avoir déterminé les valeurs de L_0 , V_0 , $x_{0,i}$, $y_{0,i}$, $\tilde{x}_{0,i}$ et $\tilde{y}_{0,i}$, l'exergie physique et l'exergie chimique du flux de mélange peuvent être calculées. Si le mélange à l'état environnemental est composé de gaz et de vapeur d'eau (pas d'eau liquide), l'exergie physique du flux de mélange gaz-vapeur peut être calculée selon l'Equation (II.31), sans la considération du terme de l'exergie d'excès, et l'exergie chimique peut être calculée selon l'Equation (II.36), où le coefficient d'activité est égal à 1. Les valeurs de la capacité calorifique de la vapeur d'eau à l'état initial et environnemental sont obtenues à partir de corrélation polynômiales. Si le mélange à l'état environnemental est composé de gaz, de la vapeur d'eau saturante et d'eau liquide saturé, l'exergie physique du flux de mélange gaz-vapeur peut être calculée selon l'Equation (II.40), sans la considération du terme de l'exergie d'excès. L'exergie chimique du mélange gaz-vapeur et liquide est calculée par l'Equation (II.42), où le coefficient d'activité est égal à 1. Les propriétés thermodynamiques de la vapeur d'eau saturante et du liquide saturé à l'état environnemental sont obtenues à partir des tables de l'eau.

ANNEXE IV.1 : Variables d'état considérées dans la librairie CNP du logiciel GPS-X

Variables d'état	Symboles	Unité
Matière organique soluble inerte	S_I	gDCO/m³
Substrat soluble rapidement biodégradable	S_S	gDCO/m³
Matière organique particulaire inerte	X_I	gDCO/m³
Substrat particulaire (stocké) lentement biodégradable	X_S	gDCO/m³
Biomasse hétérotrophe active non-polyP	X_{BH}	gDCO/m³
Biomasse autotrophe active	X_{BA}	gDCO/m³
Particules non biodégradable résultant des décès des cellules	X_U	gDCO/m³
Oxygène dissous	S _O	gO ₂ /m ³
Nitrate et nitrite	S _{NO}	gN/m ³
Ammoniaque libre et ionisé	S _{NH}	gN/m ³
Azote organique soluble biodégradable (dans S _S)	S _{ND}	gN/m ³
Azote organique particulaire biodégradable (dans X _S)	X _{ND}	gN/m ³
Biomasse hétérotrophe active accumulant les poly-phosphates	X_{BP}	gDCO/m³
Poly-hydroxy-alkanoates stockés (PHA)	X_{BT}	gDCO/m³
Polyphosphates stockés	X_{PP}	gP/m³
Acides gras volatils	S_{LF}	gDCO/m³
Phosphore soluble	S_P	gP/m³
Alcalinité	S _{ALK}	mo le/m ³
Nitrogène gazeux	S _{NN}	gN/m ³
Azote organique soluble non biodégradable (dans S_I)	S_{NI}	gN/m³
Substrat fermentable rapidement biodégradable	S_F	gDCO/m³
Glycogène stocké	X _{GLY}	gDCO/m ³
Poly-phosphate stockés (relargés)	X_{PPR}	gP/m³
Fe(OH) ₃	<i>X_{MEOH}</i>	<i>g/m³</i>
FePO ₄	<i>X_{MEP}</i>	<i>g/m³</i>
Produit de stockage interne des cellules	X _{STO}	gDCO/m ³
Matière inorganique particulaire inerte	X _{II}	g/m ³

Les variables en gras sont celles qui sont prise en compte par le modèle NewGeneral. Les variables en italique correspondent au modèle de déphosphatation chimique.

ANNEXE IV.2 : Fractionnement des variables globales DCO, DBO₅ et MES

- Fractionnement de la DCO, DBO₅ et MES

Les variables composées DCO (gDCO/m³), DBO₅ (gO₂/m³) et MES (g/m³) sont représentées en fonction des variables d'état citées dans le tableau précédent (figure 5).

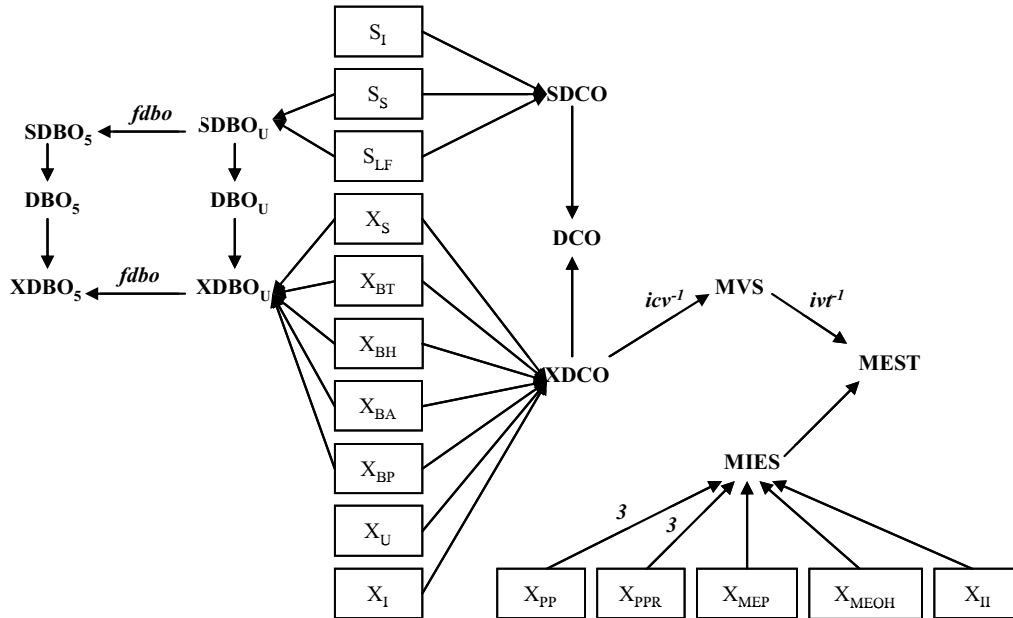


Figure A.IV.1 : Fractionnement de la DCO, DBO₅, MVS et MES (modèle NewGeneral)

Les expressions analytiques de ces variables sont données de la manière suivante :

$$DCO_{totale} = S_S + S_{LF} + X_S + X_{BH} + X_{BA} + X_{BP} + X_{BT} + S_I + X_I + X_U \quad (A.IV.1)$$

$$DBO_{5,totale} = f_{DBO} (S_S + S_{LF} + X_S + X_{BH} + X_{BA} + X_{BP} + X_{BT}) \quad (A.IV.2)$$

où f_{dbo} le ratio entre la DBO₅ et la DBO_{ultilme} selon le modèle NewGeneral :

$$MES_{total} = \frac{(X_S + X_{BH} + X_{BA} + X_{BP} + X_{BT} + X_I + X_U)}{icv \cdot ivt} + X_{II} + X_{MEOH} + X_{MEP} + 3X_{XPP} + 3X_{PPR} \quad (A.IV.3)$$

où icv est le ratio entre la DCO particulière et les matières volatiles et ivt le ratio entre les matières volatiles en suspension et les matières totales en suspension :

- Fractionnement de l'azote total

La représentation de la variable NT est donnée dans la figure 6.

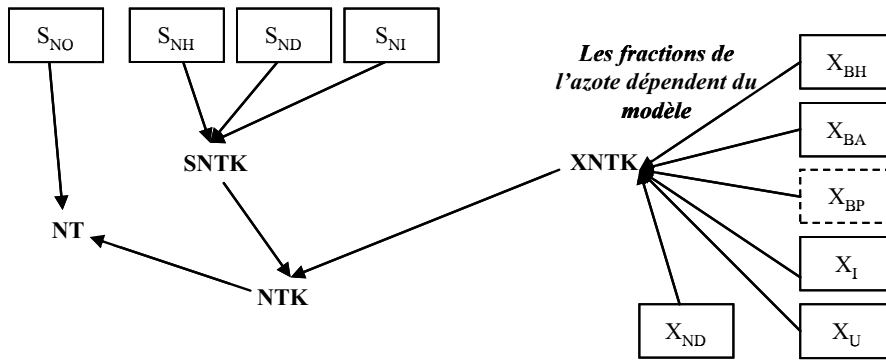


Figure A.IV.2 : Fractionnement de l'azote total (NewGeneral)

L'expression analytique de l'azote total est donnée par l'équation suivante :

$$N_{total} = S_{NO} + S_{NH} + S_{NI} + S_{ND} + X_{ND} + fnzh \cdot (X_{BP} + X_{BH} + X_{BA}) + fnzeh \cdot (X_I + X_U) \quad (A.IV.4)$$

- Fractionnement du phosphore total (PT)

La représentation de la variable PT est donnée dans la figure 7.

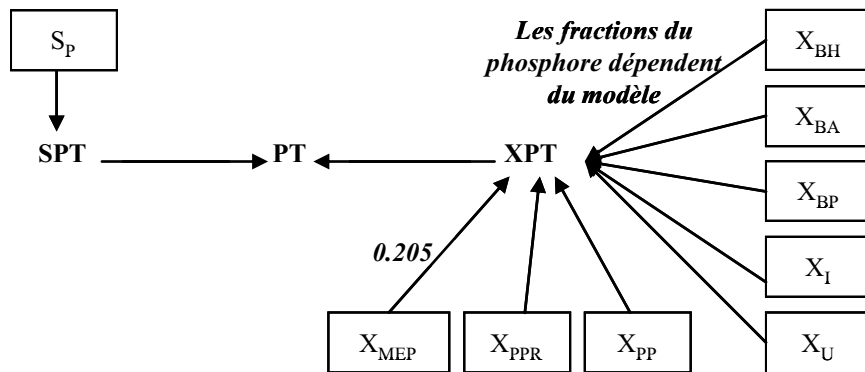


Figure A.IV.3 : Fractionnement du phosphore total selon les modèles NewGeneral (GPS-X)

Dans le modèle NewGeneral, le phosphore total soluble est la somme du phosphore soluble et le contenu en phosphore dans S_S , S_I et S_F . Le phosphore total particulaire est la somme des phosphates stockés (X_{PP} et X_{PPR}) et le contenu en phosphore dans X_S , X_I , X_{BH} , X_{BP} et X_{MEOH} . L'expression analytique phosphore total est donnée par l'équation suivante :

$$P_{total} = S_P + X_{PP} + X_{PPR} + fpzeh \cdot (X_I + X_U) + fpzh \cdot (X_{BH} + X_{BA} + X_{BP}) + 0.025 X_{MEP} \quad (A.IV.5)$$

Coefficients stoechiométriques des fractions azotées et phosphorées selon le modèle NewGeneral.

Tableau A.IV.1 : Coefficients stœchiométriques des fractions azotées dans le modèle NewGeneral dans la librairie CNP

	Symboles	Valeurs	Unité
Contenu d'azote dans la biomasse active	<i>fnzh</i>	0,068	gN/gDCO
Contenu d'azote dans la masse inerte/endogène	<i>fnzeh</i>	0,068	gN/gDCO
Contenu d'azote dans la matière soluble inerte	<i>insep</i>	0,068	gN/gDCO

Tableau A.IV.2 : Coefficients stœchiométriques des fractions phosphorés dans le modèle NewGeneral dans la librairie CNP

	Symboles	Valeurs	Unité
Contenu de P dans la biomasse active	<i>fpzh</i>	0,021	gP/gDCO
Contenu de P dans la masse inerte/endogène	<i>fpzeh</i>	0,021	gP/gDCO

ANNEXE IV.3 : Coefficients stoechiométriques des modèles de fractionnement (GPS-X)

Paramètres	DBO ₅	DCO	MES-DCO	Henze et al. (2002)
X _{BA} /XDCO	-	0	-	-
X _{BH} /XDCO	-	0	0.2	-
X _{BP} /XDCO	-	0	-	-
X _{BT} /XDCO	-	0	-	-
X _U /XDCO	-	0	-	-
S _{LF} /SDCO	-	0	0	-
S _{NH} /SNTK	-	0.9	-	-
S _{Ni} /NTK	-	-	0	-
S _{Ni} /SNTK	-	0	-	-
XNT _{org} /NT _{org}	<i>0.9</i>	-	0.9	-
S _p /SPT	-	0.9	-	-
X _{pp} /XPT	-	0	-	-
X _{ppR} /XPT	-	0	-	-
X _{MEOH} /MIES	-	0	-	-
X _{MEP} /MIES	-	0	-	-

ANNEXE IV.4 : Concentrations des variables d'état globales et indépendantes

	Modèle basé sur la DBO ₅						Modèle basé sur la DCO					
	Concentrée		Modérée		Diluée		Concentrée		Modérée		Diluée	
	Simul.	GPS	Simul.	GPS	Simul.	GPS	Simul.	GPS	Simul.	GPS	Simul.	GPS
DBO ₅ /DCO	0.5	0.435	0.472	0.435	0.49	0.435	0.5	0.472	0.5	0.472	0.5	0.472
DCO	754.46	861.74	529.45	574.48	309.21	344.69	750	750	500	500	300	300
DBO ₅	375.4	375.4	250.26	250.26	150.16	150.16	375.41	353.93	249.5	235.95	150.2	141.57
MES	450	450	300	300	180	180	453.3	369.32	281.4	246.21	174	147.73
MIES	130.5	180	90	120	46.8	72	131.45	147.73	84.42	98.48	45.23	95.1
NT	75	75	50	50	30	30	75	75	50	50	30	30
NTK	75	75	50	50	30	30	75	75	50	50	30	30
S _{NH}	47.25	48.75	30	32.5	18	19.5	47.25	54	30	36	18	21.6
S _{NO}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S _{ND}	2.78	2.63	2	1.75	1.2	1.05	5.25	6	3.33	4	2	2.4
S _{NI}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{ND}	14.44	10.31	9.15	6.87	6.1	4.12	12.3	6.7125	9.73	4.575	5.91	2.69
PT	20.01	21.61	13.56	14.34	7.86	8.6	20	20	13.33	13.33	8	8
S _P	16.52	17.5	10.83	11.6	6.4	6.96	16.52	17.5	10.83	11.66	6.4	6.96
X _{II}	130.5	180	90	120	46.8	72	131.82	147.73	84.42	98.48	45.23	59.1
S _I	30.75	97.1	20	64.72	12.3	38.83	30.75	91.875	20	61.25	12.3	36.75
S _S	284.4	170.64	189.62	113.76	113.76	68.25	276.75	170.63	180	113.75	110.7	68.25
S _{LF}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _I	154.92	195.85	130.21	130.57	69.4	78.34	150.5	121.88	102	81.25	60.2	48.75
X _S	284.4	398.15	189.62	265.43	113.76	159.26	292.1	365.63	198	243.75	116.82	146.25
X _{BH}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{BA}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{BP}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{BT}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{PP}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{PPR}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{MEP}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
X _{MEOH}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S _O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S _{ALK}	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7

En gras : valeurs initiales

En gras italique : valeurs initiales ajustées

ANNEXE IV.5 : Modèle de décantation

Dans la décantation classique, le paramètre de dimensionnement pour les ouvrages de décantation classique est essentiellement la vitesse ascensionnelle comprise entre 1 et 2 m/h (sur la pointe de débit de temps sec). Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante sont retenues. Ainsi, à partir de la vitesse ascensionnelle et le débit entrant, la surface du décanteur peut être déterminée selon l'Equation (A.IV.6).

$$S(m^2) = \frac{Q(m^3 / h)}{v(m / h)} \quad (\text{A.IV.6})$$

Dans la décantation lamellaire le paramètre de dimensionnement est la charge hydraulique superficielle, appelée la vitesse Hazen comprise entre 0.8 et 1.2 (sur la pointe de débit de temps sec). La capture d'une particule s'effectue si sa vitesse de décantation est supérieure à la vitesse de Hazen qui est donnée par l'Equation (A.IV.7). Ainsi la rétention de la particule dépend de la surface horizontale de l'ouvrage est théoriquement indépendante de sa hauteur.

$$v(m / h) = \frac{Q(m^3 / h)}{S_h(m^2)} \quad (\text{A.IV.7})$$

Dans ce travail, la modélisation du phénomène de décantation est prise en compte par le modèle unidimensionnel de Takács et al. (1991). Le modèle est adapté pour le décanteur primaire et l'épaisseur des boues pour rendre compte du processus d'épaississement, et pour le clarificateur pour rendre compte du processus de clarification. Le modèle peut être combiné avec le modèle de croissance bactérienne utilisée dans le réacteur biologique, mais nous considérons seulement le processus physique. Ainsi, seulement la concentration des solides (MES) qui est considérée. Dans ce modèle unidimensionnel, seulement le flux vertical est considéré dans le décanteur lequel est divisé en un certain nombre de couches d'une épaisseur équivalente. Nous gardons le nombre 10 couches utilisé par défaut par le logiciel (figure). Les solides entrants sont distribués instantanément et uniformément dans toute la section transversale de la couche d'alimentation.

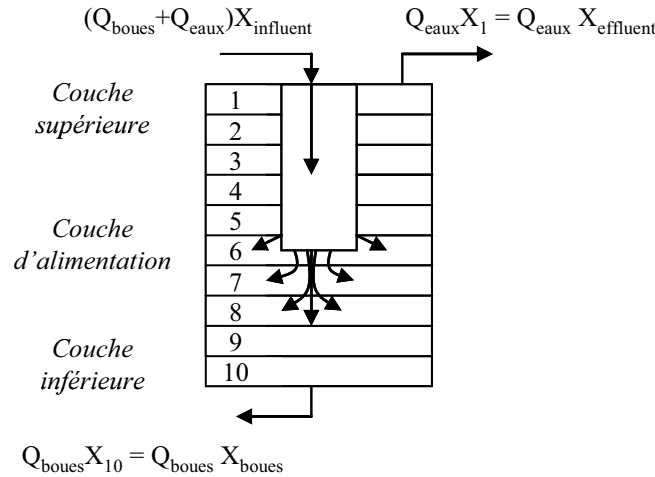


Figure A.IV.4 : Modèle unidimensionnel de décantation du modèle de Takács et al. (1991)

Les concentrations des variables d'état particulières dans le flux entrant dans le décanteur sont stockées comme des fractions de la concentration des MES entrants. Une fois que le calcul numérique de la variable MES est terminé (à la fin de chaque temps d'intégration numérique), les concentrations des variable d'état dans le flux sortant (eaux claires et boues) sont calculées en utilisant les fractions précédentes. Les concentrations des variables d'état solubles sont considérées constantes (figure). La même méthode est appliquée pour la variable MVS.

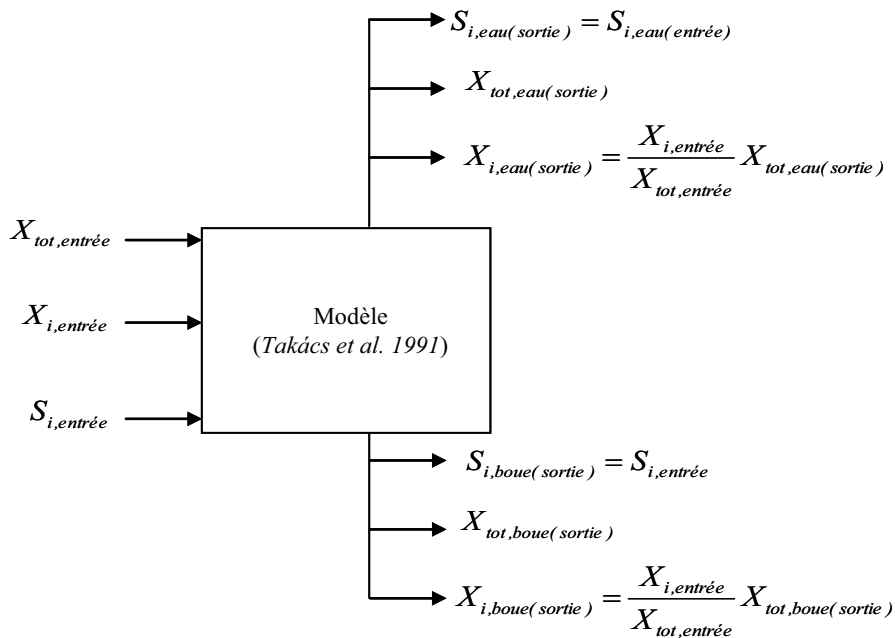


Figure A.IV.5 : Principe de calcul des variables d'état particulières et solubles selon le modèle de Takács et al. (1991)

Le modèle est basé sur le concept du flux de matières (solides) : un bilan massique est réalisé dans chaque couche afin d'avoir le profile des solides à travers la colonne de décantation. Il existe cinq groupes de couches qui ont une contribution particulière dans le bilan de matière et qui se distinguent selon leur position par rapport au point d'alimentation. L'analyse des flux de solides dans chaque couche particulière dépend de ce qui a été traité par la couche adjacente (figure).

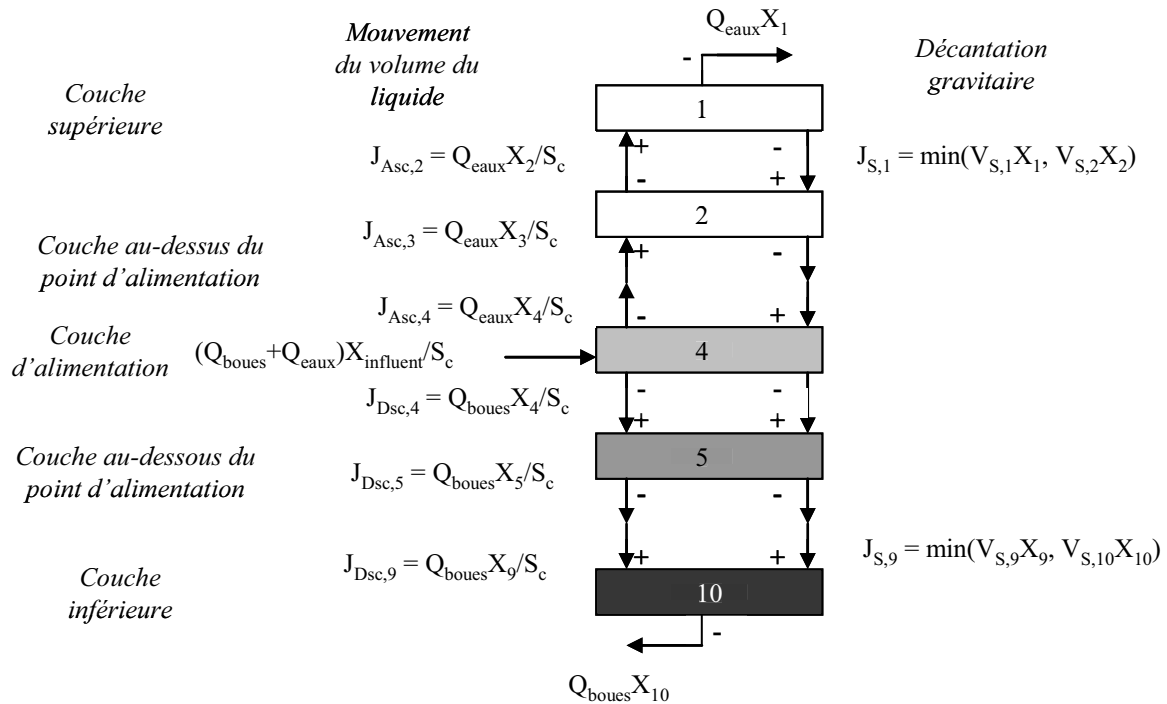


Figure A.IV.6 : Bilan des solides autour des couches du décanteur selon le modèle de Takács et al. (1991) (+ *phénomène considéré*, - *phénomène non considéré*)

Le flux de solides dû au mouvement du volume du liquide (Bulk Movement) est calculé comme le produit entre la concentration des solides et la vitesse de volume du liquide, qui peut être descendant ou ascendant selon sa position par rapport à la couche d'alimentation. Le flux de solides dû à la sédimentation dans chaque couche est décrit par une double fonction exponentielle de décantation. La vitesse de décantation est donnée par l'Equations (A.IV.8).

$$v_{sj} = v_{max} e^{-rhin \cdot (X_j - X_{min})} - v_{max} e^{-rfloc \cdot (X_j - X_{min})} \quad (\text{A.IV.8})$$

où v_{sj} (m/j) est la vitesse de décantation dans la couche j , v_{max} (m/j) la vitesse maximale de sédimentation (vitesse de $V_{s,ilind}$), $rhin$ ($\text{m}^3/\text{g MES}$) le paramètre de décantation de la zone gênante, $rfloc$ ($\text{m}^3/\text{g MES}$) le paramètre de décantation de la zone floculante, X_j (g

MES/m³) la concentration des MES dans la couche j et X_{min} (g MES/m³) la concentration minimale atteignable (possible) des MES dans la couche j.

La concentration minimale atteignable des MES dans une couche est calculée comme une fraction de la concentration des solides de l'influent entrant dans le décanteur : la fraction non-décantable (fns) :

$$X_{min} = fns \times X_{in} \quad (\text{A.IV.9})$$

La concentration X_{min} dépend de la fraction maximale non-décantable spécifiée X_{minmax} (nous gardons la même valeur par défaut du logiciel GPS-X).

La fonction est applicable aux états de décantation gênante (partie basse du décanteur, hindered zone settling) et aux conditions de séparation de phase par floculation (supérieure du décanteur, flocculant zone settling). Ainsi, la concentration des solides dans la couche supérieure correspond à celle de l'eau décantée et celle se trouvant la couche inférieure est celle des boues décantées (extraites, primaires ou épaissies).

La vitesse de décantation est nulle lorsque les solides atteignent la concentration minimale possible. La vitesse de décantation est sensible au paramètre $rfloc$ si elle dominée par la nature floculeuse des particules (augmentation de la vitesse). Elle est sensible au paramètre $rhin$ si elle est dominée par la décantation gênante (diminution de la vitesse). Lorsque les particules atteignent leur taille maximale, la vitesse de décantation devient indépendante de la concentration des solides et atteint sa valeur maximale.

Distribution du flux entrant

Le modèle de sédimentation prend en compte les effets hydrauliques causés par l'augmentation du flux entrant pour situer la couche d'alimentation réelle de la charge. En effet, bien que la couche d'alimentation physique soit connue, l'augmentation du débit peut changer la couche d'alimentation réelle de la charge utilisée pour la simulation. Cette procédure est une modélisation de la distribution de l'alimentation dans le décanteur par une chicane d'influent. Durant les forts débits, le moment du débit entrant aura une tendance à porter la charge au-dessous du bord de la base de la chicane d'influent. Ainsi, le point d'alimentation dans le décanteur est changé. L'aspect de distribution du flux du modèle tente de rendre compte ce phénomène (figure).

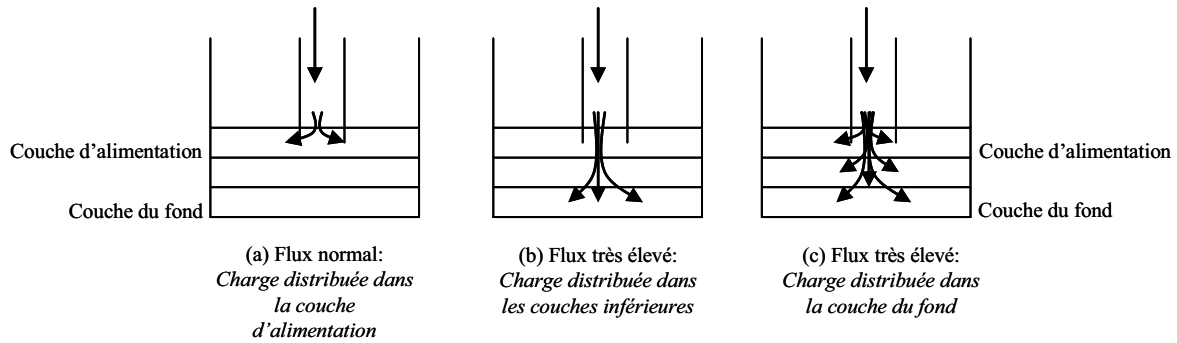


Figure A.IV.7 : Distribution de la charge du flux entrant dans le décanteur

Deux paramètres sont utilisés : la vitesse ascendante maximale de la zone immobile spécifiée vu_{min} (quiescent zone maximum upflow velocity), et la vitesse ascendante maximale du mélange complet vu_{max} (complete mix maximum upflow velocity). Les conditions du flux sont considérées normales lorsque le flux entrant divisé par la surface est inférieur à la vitesse minimale vu_{min} . Dans ces conditions, la charge du flux entrant entre par la couche d'alimentation physique du décanteur (figure-a). Cependant, comme le débit de l'influent augmente, la charge dans le décanteur est distribuée dans les couches au-dessous du point d'alimentation. Lorsque la vitesse ascendante dans le décanteur dépasse la vitesse maximale vu_{max} , la charge entière du flux entrant est dirigée vers le fond du décanteur (figure-b). Lorsque la vitesse ascendante est comprise entre vu_{min} et vu_{max} , une transition régulière (smooth) de la distribution d'alimentation est générée entre les cas de faible et de forte charge. Une condition de charge moyenne est initialement calculée où la vitesse ascendante (vu_{avg}) correspond à la moyenne de vu_{min} et vu_{max} . A cette charge hydraulique, la distribution des entrants est égale pour la couche d'alimentation et toutes les couches inférieures. La distribution régulière est réalisée par deux interpolations linéaires. La première interpolation est entre vu_{min} et vu_{avg} . A vu_{min} , la fraction de l'influent à la couche d'alimentation est 1.0 (tout le flux entre dans la couche d'alimentation), tandis qu'à vu_{avg} , la fraction de l'influent à la couche d'alimentation est 1.0 divisé par le nombre de couches au-dessous de la couche d'alimentation (incluant aussi cette dernière). Une fois que la fraction de l'influent à la couche d'alimentation est calculée, le flux restant est distribué équitablement parmi les couches inférieures. Un algorithme similaire assure la distribution du flux au-dessus de vu_{avg} où la fraction de l'alimentation à la couche du fond est 1.0 et le reste est distribué équitablement jusqu'à la couche d'alimentation physique.

Deux autres paramètres sont intégrés dans le modèle : la concentration seuil des boues (en g/m^3) et le niveau critique des boues (en m). Si la concentration globale des boues dans une couche devient supérieure à celle de la concentration seuil (du haut vers le bas), l'épaisseur de la boue est considérée comme la hauteur de la couche. Le niveau critique des boues correspond à la hauteur de la couche de boue qui permet de fixer la concentration de l'oxygène dissous à 0 dans les boues extraites du fond du décanteur primaire, clarificateur et épaisseur. Ainsi, la concentration de l'oxygène dissous dans les boues raclées ou dans les eaux décantées n'est pas annulée. Dans notre simulation les boues sont extraites du fond des unités citées précédemment.

- *Clarification*

Le même modèle utilisé pour le décanteur primaire est appliqué au clarificateur avec deux paramètres de décantation supplémentaires liés au phénomène de clarification. Il s'agit de l'indice de volume des boues IVB (en ml/g) et du facteur de clarification (appelé l'indice de clarification relatif). Le premier définit les caractéristiques de la décantation en fonction de la concentration des solides mesurée. Le deuxième paramètre spécifie le comportement de la décantation dans les régions floculantes et celles de faibles concentrations. Une bonne clarification est caractérisée par une valeur égale à 1 et une faible clarification par 0.1. Ainsi, à partir de l'indice de boues mesuré et le facteur de clarification spécifié (*clarif*), on peut calculer les paramètres de clarification (Equation) : v_{max} (m/j), $rhin$ (m^3/g MES) et $rfloc$ (m^3/g MES) par les corrélations suivantes :

$$v_{max} = fcorr1 + (fcorr2 \cdot IVB) + (fcorr3 \cdot IVB^2) \quad (\text{A.IV.10})$$

$$rhin = fcorr4 + (fcorr5 \cdot IVB) + (fcorr6 \cdot IVB^2) \quad (\text{A.IV.11})$$

$$rfloc = fcorr7 + (fcorr8 \cdot calarif) + (fcorr9 \cdot clarif^2) \quad (\text{A.IV.12})$$

Les facteurs de corrélation pris par défaut dans le logiciel GPS-X ont été obtenus à partir de cinq STEP au Canada.

ANNEXE IV.6 : Modèle du réacteur biologique à boues activées (traitement secondaire)

- *Modélisation du transfert d'O₂*

L'aération peut être réalisée à la surface ou par injection d'air surpressé en profondeur. Cette dernière technique permet aussi le brassage de la zone centrale d'aération, et de force motrice pour assurer la recirculation des boues. Les bulles d'air peuvent être grosses, moyennes ou de petites tailles.

L'apport d'oxygène se fait par contact entre l'air et l'eau. A l'interface des deux fluides, la couche limite mono-moléculaire se sature en oxygène dès sa formation, en même temps que s'amorce la diffusion vers les couches plus profondes. La vitesse de diffusion suit la loi de Fick donnée dans l'Equation (A.IV.13).

$$\frac{dm}{dt} = K_L \frac{dC}{dt} \quad (\text{A.IV.13})$$

Où dm (mg/L h) représente la quantité d'oxygène qui diffuse par unité de temps à travers une interface A, K_L (h⁻¹) représente la constante de diffusion (coefficient de transfert), dC/dt (mg/L h) le gradient de concentration d'oxygène.

La vitesse de dissolution de l'O₂ dans l'eau est proportionnelle au gradient de sa concentration défini comme la différence entre l'état de saturation et l'instant t, et du coefficient global de transfert K_L^a qui tient compte de l'équipement d'aération, de la géométrie du bassin, du débit du gaz et de la profondeur d'insufflation. Le bilan de masse de l'oxygène dissous (DO mg/l) utilisé dans le modèle pour un réacteur complètement agité est donné par l'Equation (A.IV.14).

$$V \cdot \frac{dSO}{dt} = Q \cdot SO_{in} - Q \cdot SO + K_L^a (SOST - SO) \cdot V + r_{so} \cdot V \quad (\text{A.IV.14})$$

où V (m³) représente le volume du réacteur, SO (mg/l) la concentration de DO dans le réacteur à l'instant t, Q (m³/j) le débit journalier des EU entrant dans le réacteur, SO_{in} (g/m³) la concentration de DO entrant dans le réacteur, K_L^a (j⁻¹) le coefficient global de transfert de masse d'oxygène, $SOST$ la concentration de saturation de DO (g/m³) et r_{so} (g/d) la vitesse d'utilisation du DO par la biomasse.

Les débits, les concentrations et les débits d'aération sont connues à partir des unités précédentes ou par le modèle biologique, laissant deux termes qu'il faut déterminer :

- 1) la concentration de l'oxygène saturé ;
- 2) le coefficient de transfert de masse de l'oxygène.

La fraction molaire de l'oxygène dissous est calculée de la loi d'Henry :

$$DO = x = \frac{P_{O_2}}{HenryO_2} \quad (A.IV.15)$$

où x est la fraction molaire de DO (-), P_{O_2} la pression partielle de l'oxygène (atm), $HenryO_2$ la constante de la loi d'Henry pour le DO (atm/fraction molaire).

La fraction x de DO est convertie en concentration en utilisant la masse molaire de l'oxygène et de l'eau et la densité de l'eau.

La constante de la loi d'Henry est une fonction linéaire de la température :

$$HenryO_2 = (708.0 \cdot T) + 25700.0 \quad (A.IV.16)$$

où T (°C) est la température du liquide.

La pression partielle de l'oxygène est composée de trois parties :

- 1) la fraction de l'oxygène dans la phase gazeuse (21% par défaut) ;
- 2) la pression atmosphérique de l'air (1atm par défaut) ;
- 3) la contribution de la pression hydrostatique du liquide.

$$P_{O_2} = y_{O_2} \cdot \left(P_{atm} + \frac{H \cdot \rho \cdot g}{101325 \cdot 2} \right) \quad (A.IV.17)$$

où y_{O_2} (-) est la fraction de l'oxygène dans la phase gazeuse, H (m) l'hauteur du réacteur, ρ (kg/m^3) la densité du liquide (supposée la même que celle de l'eau), P_{atm} la pression barométrique du gaz ambiant (atm), le facteur 2 au dénominateur moyenne la pression hydrostatique au long de l'hauteur du réacteur.

La contribution exercée par la pression hydrostatique du liquide à la concentration de l'oxygène saturé doit être intégrée tout au long de l'hauteur du réacteur, ceci résulte en une concentration correcte comme une fonction de l'hauteur de ce dernier.

Pour des simplifications, une concentration de DO moyenne est utilisée, elle est appelé la concentration de demi hauteur entre la surface et le bas du réacteur.

En général, la pression hydrostatique est ignorée pour un réacteur à une hauteur moins de 3m. La densité de l'eau est une fonction de la température du liquide :

$$\rho = 999.96 + (2.29 \cdot 10^{-2} \cdot T) - (5.44 \cdot 10^{-3} \cdot T^2) \quad (\text{A.IV.18})$$

La concentration de l'oxygène saturé est corrigée pour les sels et les ions dans la solution en utilisant le facteur de correction β :

$$SO_{ST} = \frac{uc \cdot \beta \cdot \rho \cdot P_{O_2}}{Henry_{O_2}} \quad (\text{A.IV.19})$$

Où $uc = 1777.8$ est l'unité de conversion de $\text{molO}_2/\text{molH}_2\text{O}$ à $\text{gO}_2/\text{m}^3\text{H}_2\text{O}$.

Dans le cas de simulation d'un système à oxygène pur la pression partielle de O_2 devient égale à l'unité. Le coefficient de transfert de masse d'oxygène spécifie la quantité d'oxygène fournie au réacteur. Dans le cas d'une **aération par diffusion**, on doit fournir le débit d'air Q_{air} (m^3/d), la pression partielle de l'oxygène (0.21atm) et l'efficacité de transfert de l'oxygène η (SOTE).

$$K_L^a(T) = \frac{\alpha \cdot Q_{\text{air}} \cdot \eta \cdot x_{O_2} \cdot 1333.3}{V \cdot SO_{ST}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{A.IV.20})$$

Où α est le coefficient exprimant le ratio (K_L^a de l'eau usée/ K_L^a de l'eau claire) et 1333.3 l'unité de conversion (gO_2/m^3).

Le coefficient α peut être spécifié tout au long de l'hauteur du réacteur dans le cas de l'unité PLUGFLOW. L'efficacité η dépend de l'hauteur submergée du diffuseur aussi bien que les facteurs (type de diffuseur, géométrie, etc.). Une valeur par défaut de 0.07 est donnée qui représente une estimation conservatrice de l'efficacité pour un diffuseur submergé à 2.0m de bulles brutes (non poreuse).

Si le coefficient de transfert de masse de l'oxygène à 20°C est connu, il est corrigé pour la température T :

$$K_L^a(T) = K_L^a(20^\circ\text{C}) \theta^{(T-20)} \quad (\text{A.IV.21})$$

où θ est le facteur de correction de température.

Le facteur de correction β est donné par le ratio (SOST de l'eau usée/SOST de l'eau claire).

- *Modèle NEWGENERAL*

Le modèle NewGeneral représente une extension du modèle General (Dold, 1990). Le modèle General (Dold, 1990) a été réalisé par la combinaison entre le modèle ASM1 (Henze et al. 1987a, 1987b) pour les organismes hétérotrophes non-poly-phosphatantes et les organismes autotrophes et le modèle de Wentzel et al. (1989b) pour les organismes poly-phosphatantes. Les variables d'état dans le modèle NewGeneral sont les mêmes que celles dans ASM2d à l'exception des variables d'état de l'azote organique (X_{ND} et S_{ND}) lesquelles ne sont plus des fractions fixées dans les variables organiques solubles et particulaires. Ainsi, l'hydrolyse des X_{ND} et l'ammonification des S_{ND} sont considérées, tandis que l'élimination chimique du phosphore n'est pas considérée. Au total, le modèle General contient 17 variables d'état pour 26 processus. Ainsi, 5 variables d'état en ont été ajoutées pour prendre en compte la déphosphatation biologique : les ortho-phosphates solubles (S_{P}), les poly-phosphates stockés (X_{PP}), le poly-hydroxy-alkanoates (PHA) (X_{BT}), les acides gras volatils de petite chaîne rapidement biodégradables (S_{LF}) (SCFA : short chain fatty acids) et la biomasse poly-phosphatante (X_{BP}). Au total, le modèle General contient 17 variables d'état pour 26 processus. Ainsi, 5 variables d'état en ont été ajoutées pour prendre en compte la déphosphatation biologique : les ortho-phosphates solubles (S_{P}), les poly-phosphates stockés (X_{PP}), le poly-hydroxy-alkanoates (PHA) (X_{BT}), les acides gras volatils de petite chaîne rapidement biodégradables (S_{LF}) (SCFA : short chain fatty acids) et la biomasse poly-phosphatante (X_{BP}). Dans le modèle NewGeneral deux variables d'état, huit processus et 5 coefficients stœchiométriques ont été ajoutés. Les deux variables sont : les poly-phosphates stockés non-relargables (X_{PP}) et l'azote inorganique soluble (S_{NI}). Ainsi, une distinction est faite entre les poly-phosphates stockés relargables (X_{PPR}) et non-relargables (X_{PP}) par des facteurs stœchiométriques qui dépendent du phosphore total mis en jeu (P_{T}). Ainsi, le modèle contient au total 19 variables d'état, 36 processus (aérobie, anoxie et anaérobie). Afin de

forcer le bilan de DCO sur un système étudié par le modèle NewGeneral, chacun de ses termes stœchiométriques doit être réglé à 1.0. Les paramètres cinétiques correspondent à une température de 20°C comme dans le modèle ASM1.

Dans le modèle General, la consommation et la génération de l'alcalinité ne sont plus considérées, mais trois considérations ont été effectuées :

- Utilisation des **nitrates** comme **source d'azote** pour la **synthèse** des **cellules** des **X_{BH}** en condition **aérobie** et **anoxie** ;
- Croissance des **X_{BH}** sur les **S_S** en condition anoxie.
- La conversion de **S_S** en **S_{LF}** en conditions anaérobies ;
- La croissance des **X_{BH}** sur les **S_{LF}** dans en condition aérobie et anoxie et utilisation de **l'ammonium** ou les **nitrates** comme source d'azote pour la synthèse leur cellules en conditions aérobie et anoxie.

Source d'azote pour la synthèse des cellules

Le postulat de l'utilisation des nitrates comme source d'azote pour la synthèse des cellules à la place l'ammonium a été confirmé pour des temps de séjours élevés des boues dans des configurations de plusieurs réacteurs en série où se réalisent des vitesses de nitrification élevées. L'utilisation des nitrates pour la synthèse de la biomasse non poly-phosphatante a été aussi observée lorsque la concentration de l'ammonium diminue à un niveau très bas.

Conversion de la DCO soluble rapidement biodégradable en SCFA

La principale liaison entre les organismes poly-phosphatants et les hétérotrophes non-poly-phosphatants dans les systèmes **BEPR** est la conversion de la DCO complexe soluble rapidement biodégradable **S_S** en **SCFA** (short chain fatty acids). L'objectif est de maintenir la croissance des organismes poly-phosphatants dans un système de culture mixte, comme l'influent contient toujours de faibles quantités en **SCFA**.

Croissance des hétérotrophes non-poly-phosphatantes sur les SCFA

Pour la complémentarité, les quatre processus de croissance des **X_{BH}** sur les **S_S** ont été considérés pour leur croissance sur les **SCFA** dans les systèmes de culture mixte. Les mêmes

formulations cinétiques et les mêmes coefficients stœchiométriques ont été utilisés pour les S_S et les SCFA. Par ailleurs, il a été observé que la seule croissance des X_{BH} sur les SCFA prenant part dans le système est la croissance anoxie avec l'ammonium comme source d'azote. Cela a été expliqué par le fait que les SCFA sont déplacés dans la zone non-aérée au front final du flux continu du système et n'entrent pas dans la zone aérobie en concentration appréciable.

Composants du modèle General (Poly-P Organisms)

Parmi les processus pris en compte par le modèle de Wentzel et al. (1989b), la croissance anoxie des organismes poly-phosphatants a été ajoutée. La DCO soluble non-biodégradable venant des processus **endogènes** dans les cultures améliorées n'a pas été ajoutée au modèle, bien que Wentzel et al. (1989a) ont suggéré que cette matière sera utilisée comme une source de substrat par les organismes non-poly-phosphatants dans un système de culture mixte.

Dans le modèle NewGeneral deux variables d'état, huit processus et 5 coefficients stœchiométriques ont été ajoutés. Les deux variables sont : les poly-phosphates stockés non-relargables (X_{PP}) et l'azote inorganique soluble (S_{NI}). Ainsi, une distinction est faite entre les poly-phosphates stockés relargables (X_{PPR}) et non-relargables (X_{PP}) par des facteurs stœchiométriques et qui dépend du phosphore total mis en jeu (P_T). Les processus ajoutés sont les suivants :

- **Hydrolyse** de la DCO stockée (X_S) en conditions **anoxie** et **anaérobie**¹⁹.
- **Lyse** des poly-phosphates stockés non-relargables (X_{PP}) sur les décès en conditions **anoxie**, **anaérobie** et **aérobie**.
- **Décès** des organismes Poly-P (X_{BP}) en condition **anoxie**²⁰.
- **Lyse** des poly-P stockés relargable (X_{PPR}) à cause du décès des X_{BP} en condition **anoxie**.
- **Lyse** des poly-hydroxy-alkanoates (PHA) (X_{BT}) à cause du décès des X_{BP} en condition **anoxie**²¹.

¹⁹ Dans le modèle General, l'hydrolyse est considérée en condition aérobie.

²⁰ Dans le modèle General, leur décès a été modélisé comme un processus aérobie et anaérobie.

²¹ La lyse des X_{BT} et X_{PPR} en condition anoxie et modélisée de la même manière que dans la condition aérobie.

Plusieurs changements ont été effectués par rapport au modèle General afin de prendre en compte les pertes de DCO observées dans les procédés **BNR** de traitement des nutriments. La modélisation des systèmes **BNR** à boues activées a montré que le bilan sur la DCO ne boucle pas dans certaines installations (moins de DCO dans la sortie que dans l'entrée), souvent expliqué par une perte de DCO ou une stabilisation anaérobie. Les changements effectués dans le modèle NewGeneral interviennent dans le calcul des rendements de la DCO perdue :

- **Facteurs d'efficacité d'hydrolyse** en condition **anoxie** et **anaérobie** ;
- Les **rendements** des **hétérotrophes** pour les conditions **anoxie** et **aérobie** en présence des **accepteurs d'électrons l'oxygène** et les **nitrate**²².
- **Rendement de fermentation** des **S_S** en acides gras volatils (**S_{LF}**)²³ ;
- **Rendement** des PHB poly-P (**X_{BT}**) sur la séquestration des **S_{LF}** ;

Dans la figure, les processus réactionnels pris en compte par le modèle NewGeneral. Les tableaux ci-dessous contiennent la matrice de Petersen du modèle NewGeneral et les équations des vitesses de réaction.

²² Le modèle General assigne le même rendement pour les conditions anoxie et anaérobie en présence d'oxygène et des nitrates.

²³ Dans le modèle NewGeneral, la fermentation des **S_S** en **S_{LF}** est associée par une croissance des **X_{BH}**, contrairement dans le modèle General.

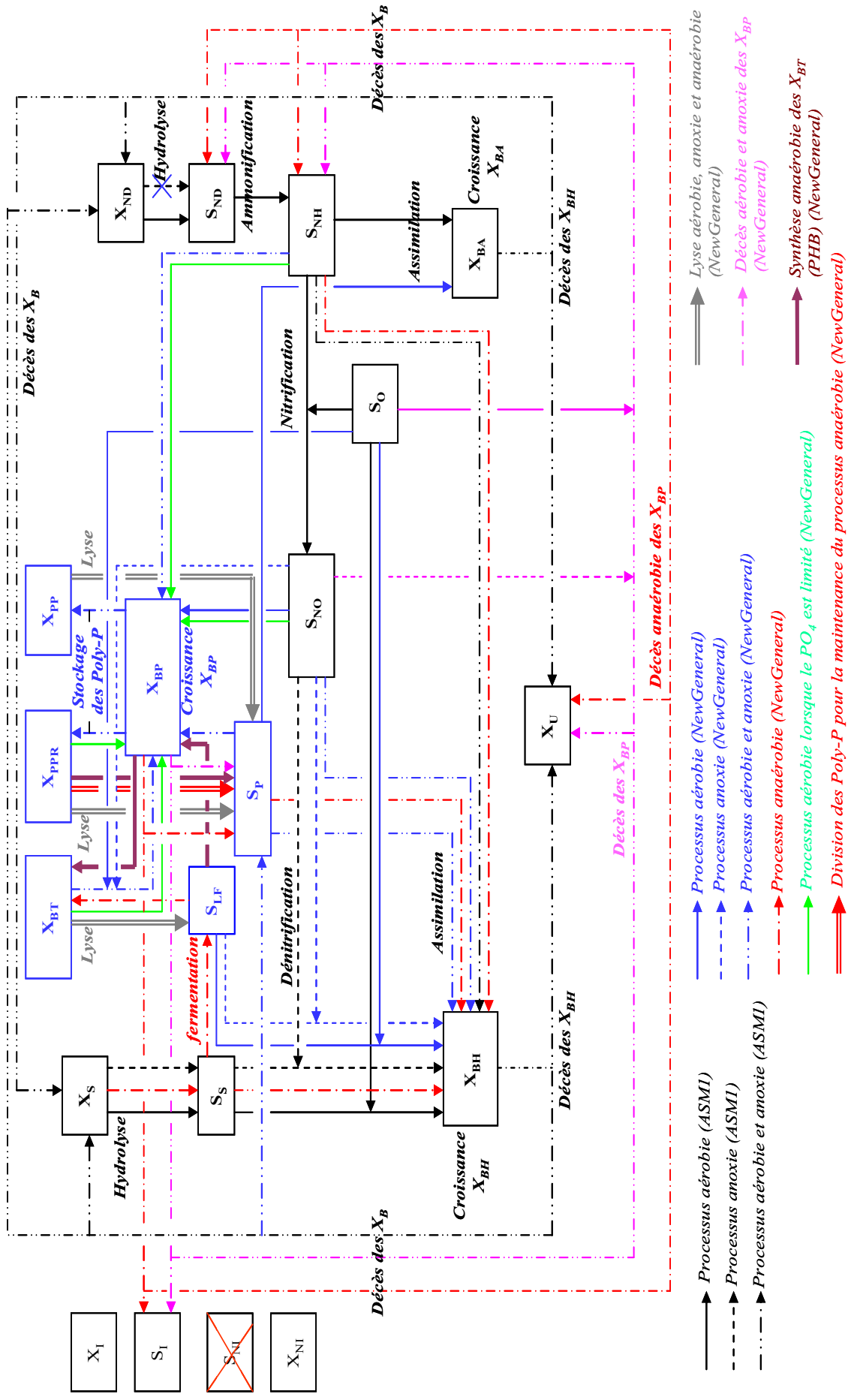


Figure A.IV.8 : Mécanismes réactionnels selon le modèle NewGeneral

Tableau A.IV.3 : Matrice de Petersen du modèle NewGeneral du réacteur à boues activées

Composé	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
j	Processus	X_{NH}	X_{BA}	X_{BP}	X_U	X_S	S_S	S_{LF}	X_{Bt}	X_C	S_t	X_{PPR}	X_{VP}	S_p	X_{ND}	S_{ND}	S_{NO}	S_{NH}	S_{SI}	S_O
1	Croissance aérobie des X_{NH} sur les S_S avec S_{NH}	1					$-\frac{I}{Y_{Haer}}$							$-fpzh$				$-fnzh$		$-\frac{(1-Y_{Haer})}{Y_{Haer}}$
2	Croissance anoxie des X_{NH} sur les S_S avec S_{NH}	1					$-\frac{I}{Y_{Hanox}}$							$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{Hanox})}{2.86 \cdot Y_{Hanox}}$	$-fnzh$		
3	Croissance aérobie des X_{NH} sur les S_S avec S_{NO}	1					$-\frac{I}{Y_{Haer}}$							$-fpzh$			$-fnzh$			$-\frac{(1-Y_{Haer})}{Y_{Haer}}$
4	Croissance anoxie des X_{NH} sur les S_S avec S_{NO}	1					$-\frac{I}{Y_{Hanox}}$							$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{Hanox})}{2.86 \cdot Y_{Hanox}}$			
5	Croissance aérobie des X_{NH} sur les S_{LF} avec S_{NH}	1					$-\frac{I}{Y_{Haer}}$							$-fpzh$				$-fnzh$		$-\frac{(1-Y_{Haer})}{Y_{Haer}}$
6	Croissance anoxie des X_{NH} sur les S_{LF} avec S_{NH}	1					$-\frac{I}{Y_{Hanox}}$							$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{Hanox})}{2.86 \cdot Y_{Hanox}}$	$-fnzh$		
7	Croissance aérobie des X_{NH} sur les S_{LF} avec S_{NO}	1					$-\frac{I}{Y_{Haer}}$							$-fpzh$			$-fnzh$			$-\frac{(1-Y_{Haer})}{Y_{Haer}}$
8	Croissance anoxie des X_{NH} sur les S_{LF} avec S_{NO}	1					$-\frac{I}{Y_{Hanox}}$							$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{Hanox})}{2.86 \cdot Y_{Hanox}}$	$-fnzh$		
9	Décès des X_{NH}	-1			$feph$	$l-feph$								$fpzh-feph$	$fpzh-feph$					
10	Hydrolyse aérobie de X_S					-1	1													
11	Hydrolyse anoxie de X_S					-1	E_{anox}													
12	Hydrolyse anaérobie de X_S					-1	E_{anaer}													
13	Hydrolyse de X_{ND}														-1	1				
14	Ammonification de S_{ND}															-1				
15	Fermentation de S_S en S_{LF}	Y_{Hanox}					$(1-Y_{Haer}) \cdot Y_{AC}$							$fpzh$				$-fnzh$	$* Y_{Hanox}$	
16	Croissance des X_{NA}		1											$-fpxa$			$\frac{I}{Y_A}$	$-\frac{I}{Y_A}$		$-\frac{(4.57-Y_A)}{Y_A}$

Tableau A.IV.4 : Vitesse des processus ρ_i du modèle NewGeneral

Composé		I		Vitesse des processus	
J	Processus				
1	Croissance aérobie des X_{BH} sur les S_S avec S_{NH}	μ_H	$\left(\frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
2	Croissance anoxie des X_{BH} sur les S_S avec S_{NH}	$\eta_g \mu_H$	$\left(\frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
3	Croissance aérobie des X_{BH} sur les S_S avec S_{NO}	μ_H	$\left(\frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{k_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
4	Croissance anoxie des X_{BH} sur les S_S avec S_{NO}	$\eta_g \mu_H$	$\left(\frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{k_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
5	Croissance aérobie des X_{BH} sur les S_{LF} avec S_{NH}	μ_H	$\left(\frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
6	Croissance anoxie des X_{BH} sur les S_{LF} avec S_{NH}	μ_H	$\left(\frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{k_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
7	Croissance aérobie des X_{BH} sur les S_{LF} avec S_{NO}	μ_H	$\left(\frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{k_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{S_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
8	Croissance anoxie des X_{BH} sur les S_{LF} avec S_{NO}	$\eta_g \mu_H$	$\left(\frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{k_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{k_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPeroi} + S_P} \right)$	
9	Décès des X_{BH}	$b_H X_{BH}$			
10	Hydrolyse aérobie de X_S	k_H	$\left(\frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right)$	
11	Hydrolyse anoxie de X_S	$\eta_{S_{max}} k_H$	$\left(\frac{X_S / X_{BH}}{K_X + X_S / X_{BH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$	
12	Hydrolyse anaérobie de X_S	$\eta_{S_{anaer}} k_H$	$\left(\frac{X_S / X_{BH}}{K_{BH} + X_S / X_{BH}} \right) X_{BH}$	$\left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NA} + S_{NO}} \right)$	

13	Hydrolyse de X_{ND}	$\rho_{10} \mu_H \left(\frac{X_{ND}}{X_S} \right)$
14	Ammonification de S_{ND}	$k_R S_{ND} (X_{BH} + X_{BP})$
15	Fermentation de S_S en S_{LF}	$k_C \left(\frac{S_S}{S_S + K_{S_{Saner}}} \right) X_{BH} \left(\frac{S_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
16	Croissance des X_{BA}	$\mu_A \left(\frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BA} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{Ohaut} + S_O} \right)$
17	Décès des X_{BA}	$b_A X_{BA}$
18	Croissance aérobic des X_{BP} sur X_{BT} avec S_{NH}	$\mu_{p1} \left(\frac{X_{BT} / X_{BP}}{S_{SP1} + X_{BT} / X_{BP}} \right) X_{BP} \left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPassim} + S_P} \right)$
19	Croissance aérobic des X_{BP} sur X_{BT} avec S_{NO}	$\mu_{p1} \left(\frac{X_{BT} / X_{BP}}{S_{SP1} + X_{BT} / X_{BP}} \right) X_{BP} \left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPassim} + S_P} \right)$
20	Processus 18 si le PO_4 est limité	$\mu_{p2} \left(\frac{X_{BT} / X_{BP}}{S_{SP2} + X_{BT} / K_{BP}} \right) X_{BP} \left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{K_{LPassim}}{K_{LPassim} + S_P} \right)$
21	Processus 19 si le PO_4 est limité	$\mu_{p2} \left(\frac{X_{BT} / X_{BP}}{S_{SP2} + X_{BT} / K_{BP}} \right) X_{BP} \left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{K_{LPassim}}{K_{LPassim} + S_P} \right)$
22	Croissance anoxie des X_{BP} sur X_{BT} avec S_{NH}	$\eta_P \mu_{p1} \left(\frac{X_{BT} / X_{BP}}{S_{SP1} + X_{BT} / K_{BP}} \right) X_{BP} \left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_P}{K_{LPassim} + S_P} \right)$
23	Décès aérobic des X_{BT}	$b_P X_{BP} \left(\frac{S_O}{K_{Ohét} + S_O} \right)$
24	Lyse des X_{PPR} sur le décès aérobic	$\rho_{23} \left(\frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
25	Lyse des X_{PP} sur le décès aérobic	$\rho_{23} \left(\frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
26	Lyse des X_{BT} sur le décès aérobic	$\rho_{23} \left(\frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$

27	Décès anoxie des X_{BT}	$b_p X_{BP} \left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NOi}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
28	Lyse des X_{PPR} sur le décès anoxie	$\rho_{27} \left(\frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
29	Lyse des X_{PP} sur le décès anoxie	$\rho_{27} \left(\frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
30	Lyse des X_{BT} sur le décès anoxie	$\rho_{27} \left(\frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$
31	Décès anaérobie des X_{BT}	$b_p X_{BP} \left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{K_{NOi}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
32	Lyse des X_{PPR} sur le décès anaérobie	$\rho_{31} \left(\frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
33	Lyse des X_{PP} sur le décès anaérobie	$\rho_{31} \left(\frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
34	Lyse des X_{BT} sur le décès anaérobie	$\rho_{31} \left(\frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$
35	Division des X_{BT} pour la maintenance anaérobie	$b_p X_{BP} \left(\frac{K_{Ohét}}{K_{Ohét} + S_O} \right) \left(\frac{X_{PPR}}{K_{XP} + X_{PPR}} \right)$
36	Séquestration des X_{BT} par les X_{BP}	$k_p X_{BP} \left(\frac{S_{LF}}{K_{Sséqui} + S_{LF}} \right) \left(\frac{X_{PPR}}{K_{XP} + X_{PPR}} \right)$

ANNEXE IV.7 : Traitement physico-chimique de la pollution phosphorée

Le modèle CHEMDOS de GPS-X est utilisé pour simuler l'élimination chimique du phosphore soluble. Le modèle est basé sur la stœchiométrie de la précipitation du phosphore soluble par le ferrique (réactif choisi dans notre travail), (Equation A.IV.22).



Ainsi, 1 mole de Fe^{3+} réagit avec 1 mole de phosphore correspondant à 1 g de Fe^{3+} réagit avec 0.553 g de phosphore. Le dosage nécessaire correspond à la masse de Fe^{3+} ajoutée. Le coefficient stœchiométrique correspond à la quantité éliminée maximale réalisable en présence du Fe^{3+} . En réalité une partie du phosphore n'est pas éliminée à cause de la complexité chimique des eaux usées incluant les effets de pH, de l'alcalinité et particulièrement la participation du métal dans la coagulation/floculation des la DCO soluble inerte (S_I) et biodégradable (S_S). Afin de considérer ces phénomènes, la floculation des composés organiques colloïdaux en matières particulaires est modélisée (modèle empirique) comme la conversion des S_I en X_I et des S_S en X_S , d'une part, et d'autre part, une fonction de saturation a été ajoutée dans le modèle pour le S_P , S_I et S_S . La fonction de saturation considère que de la quantité éliminée du S_P (ou S_I et S_S) est une fonction de la concentration du P (ou S_I et S_S). Ainsi, la quantité stœchiométrique de l'élimination est réalisée seulement lorsque la concentration du P (ou S_I et S_S) est grande et diminue avec la concentration (figure).

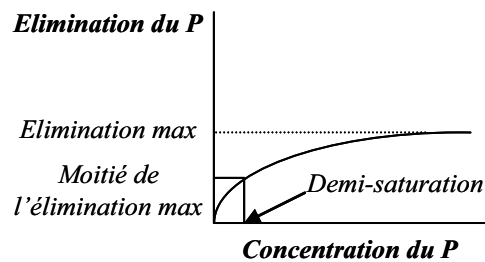


Figure A.IV.9 : Elimination du P comme fonction de sa concentration

En tout, le modèle contient 5 coefficients stœchiométriques et 3 concentrations de demi-saturation. La masse du précipita formé est calculée et ajoutée comme un composé inorganique particulaire inerte (X_{II}). La quantité stœchiométrique de la boue chimique produite est basée sur la stœchiométrie de la réaction, c'est-à-dire : 2.69 g de FePO_4 sont formés pour 1 g de Fe^{3+} réagi, et 1.91 g de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sont formés pour 1 g de Fe^{3+} réagi. Le FePO_4 et le $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sont représentés, respectivement, par les variables d'état X_{MEP} et X_{MEOH} .

La précipitation est donnée par les deux équations suivantes (Henze et al. 2002) :



La précipitation est accompagnée de réduction de l'alcalinité et donc du pH. Ce paramètre n'est pas pris en compte par le modèle de GPS (Henze et al. 2002).

Le chlorure ferrique est synthétisé en solution par oxydation du fer ferreux (obtenu par l'attaque de ferrailles par l'acide chlorhydrique) par le chlore (produit par électrolyse du chlorure de sodium).



L'attaque acide directe de minerai de fer est de plus en plus employée. Le chlorure ferrique est produit via la réaction exothermique entre l'oxyde ferrique et l'acide chlorhydrique :



Le chlorure ferrique est également préparé anhydre par attaque de ferrailles par le chlore vers 500-700 °C.

Le chlorure ferrique est une solution aqueuse rouge brun ayant une légère odeur et une température d'ébullition de 120°C à pression atmosphérique.

ANNEXE IV.8 : Modèle BASIC du digesteur anaérobie

Les processus pris en compte par le modèle BASIC sont les suivants :

1) Hydrolyse et acidification des MVS et production des S_{LF} , S_{NH} et du S_{CO2T}

- Hydrolyse des MVS

$$\frac{dVSS}{dt} = -k_{co} \cdot VSS \cdot f_{tkco} \quad (\text{A.IV.29})$$

$$f_{tkco} = tk_{co}^{(T-35)} \quad (\text{A.IV.30})$$

où f_{tkco} est le coefficient de correction de température calculé par l'équation d'Arrhenius et k_{co} (g/m³ j) la constante cinétique pour l'hydrolyse des VSS.

- Production des S_{LF} par l'hydrolyse des VSS et l'acidification

$$\frac{dS_{LF}}{dt} = y_a \cdot k_{co} \cdot VSS \cdot f_{tkco} \quad (\text{A.IV.31})$$

où y_a (g DCO/g DCO) est le coefficient stœchiométrique ($y_a = \frac{slf}{v_{SS}}$).

- Production du CO₂ par l'hydrolyse

$$\frac{dS_{CO2T}}{dt} = \frac{y_a}{g_{ovl} \cdot 1000} \cdot k_{co} \cdot VSS \cdot f_{tkco} \quad (\text{A.IV.32})$$

où g_{ovl} est le volume molaire à 38°C et 1 atm pour le CO₂ (en L/mole).

- Production de l'azote ammoniacal par l'hydrolyse des VSS

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = y_f \cdot k_{co} \cdot VSS \cdot f_{tkco} \quad (\text{A.IV.33})$$

où y_f est le coefficient stœchiométrique ($y_f = \frac{S_{NH}}{VSS}$).

2) Croissance des méthanogènes et production du CO₂ et du CH₄

- Croissance des méthanogène sur les S_{LF} et le S_{NH}

$$\frac{dX_{MH}}{dt} = \frac{\mu_{XMH} \cdot X_{MH}}{\left(1 + \frac{K_S}{S_{LFN}} + \frac{S_{LFN}}{K_{IA}} + \frac{S_{NHN}}{K_{IN}}\right)} \cdot ft\mu_{MH} \quad (\text{A.IV.34})$$

$$ft\mu_{MH} = t\mu_{MH}^{(T-35)} \quad (\text{A.IV.35})$$

où $ft\mu_{MH}$ est le coefficient de correction de température, μ_{XMH} la vitesse de croissance spécifique maximale des méthanogènes, K_S le coefficient de demi-saturation, K_{IA} et K_{IN} les constantes d'inhibition, respectivement, pour S_{LFN} et S_{NHN} .

- Diminution des S_{LF}

$$\frac{dS_{LF}}{dt} = -\frac{1}{y_c} \cdot \frac{dX_{MH}}{dt} \quad (\text{A.IV.36})$$

où y_c est le coefficient stœchiométrique ($y_c = \frac{xmh}{slf}$).

- Diminution des S_{NH}

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{1}{y_G} \cdot \frac{dX_{MH}}{dt} \quad (\text{A.IV.37})$$

où y_G est le coefficient stœchiométrique ($y_G = \frac{xmh}{snhi}$).

- Production du S_{CH4}

$$\frac{dS_{CH4}}{dt} = qch4 = vm \cdot y_E \cdot \frac{dX_{MH}}{dt} \quad (\text{A.IV.38})$$

où y_E est le coefficient stœchiométrique ($y_E = \frac{gch4}{xmh}$) et vm le volume de la phase liquide dans digesteur.

- Production du S_{CO2T}

$$\frac{dS_{CO2T}}{dt} = \frac{y_D}{g_{ovl} \cdot 1000} \cdot \frac{dX_{MH}}{dt} \quad (\text{A.IV.39})$$

où y_D est le coefficient stœchiométrique ($y_D = \frac{SCO2t}{xmh}$).

- Transfert du CO₂ à la phase gazeuse

$$\frac{dS_{CO2}}{dt} = k_{LCO2} \cdot (S_{CO2sat} - H_2CO_3) \quad (\text{A.IV.40})$$

$$S_{CO2sat} = Henry_{CO2} \cdot g_{CO2} \quad (\text{A.IV.41})$$

$$H_2CO_3 = S_{CO2T} - HCO_3^- - CO_3^{2-} \quad (\text{A.IV.42})$$

$$\frac{dS_{CO2}}{dt} = k_{LCO2} \cdot (Henry_{CO2} \cdot g_{CO2} - H_2CO_3) \quad (\text{A.IV.43})$$

où k_{LCO2} est le coefficient de transfert de matière pour le CO₂, S_{CO2sat} la concentration de saturation du CO₂ dans la phase liquide, $Henry_{CO2}$ la constante d'Henry du CO₂ et g_{CO2} la pression partielle du CO₂ dans la phase gazeuse.

Ainsi, la masse totale du carbone total soluble produit par l'hydrolyse, la croissance bactérienne et transféré dans la phase gazeuse est donnée par l'équation suivante :

$$\frac{dS_{CO2T}}{dt} = \frac{\left(y_B \frac{dVSS}{dt} \right) + \left(y_D \frac{dX_{MH}}{dt} \right)}{\frac{g_{ovl}}{1000}} - \frac{dS_{CO2}}{dt} \quad (\text{A.IV.44})$$

3) Décès des microorganismes méthanogènes

$$\frac{dX_{MH}}{dt} = -kd \cdot X_{MH} \quad (\text{A.IV.45})$$

où kd est la vitesse de décès des méthanogènes.

4) Effet des substances toxiques (S_{TOX}) sur croissance des X_{MH}

$$\frac{dX_{MH}}{dt} = k_{TOX} \cdot S_{TOX} \quad (\text{A.IV.46})$$

où k_{TOX} est le coefficient cinétique de l'inactivation des méthanogènes.

5) Dégradation des substances toxiques

$$\frac{dS_{TOX}}{dt} = -k_B \cdot S_{TOX} \quad (\text{A.IV.47})$$

où k_B la vitesse de dégradation des substances toxiques.

Correction de la constante de dissociation de l'ammonium :

$$K_n = K_{n(20)} - 0.336 \times 10^{-5} + (2.134 \times 10^{-7} T) + (2.242 \times 10^{-9} T^2) \quad (\text{A.IV.48})$$

- *Modèle du pH de GPS-X*

Le modèle pH de GPS-X, basé sur le modèle développé par Vavilin et al. (1995), est utilisé pour calculer les concentrations de l'ammonium libre et des AGV libres qui participent dans la croissance des méthanogènes. Il est utilisé aussi pour calculer les concentrations des composés du carbone total soluble afin de calculer le CO_2 transféré dans la phase gazeuse. Le modèle est simplifié pour inclure seulement les bases fortes, les acides forts, l'ammonium total, l'acétate total et le carbone total. Le modèle, constitué de cinq équations d'équilibre, utilise un processus itératif en combinaison avec la concentration de chaque composé pour déterminer la valeur du pH. La relation entre la concentration d'un composé est celle de sa forme ionique est reliée par la constante de dissociation K . La valeur initiale du pH est utilisée pour calculer la concentration initiale du H^+ . Ensuite, les concentrations des formes libres et ioniques de chaque composé peuvent être calculées selon les équations suivantes :

$$[ammonium]_{ionique} = \frac{K_N [ammonium]_{total}}{[H^+] + K_N} \quad (\text{A.IV.49})$$

$$[OH^-] = \frac{K_w}{[H^+]} \quad (\text{A.IV.50})$$

$$[\text{acétate}]_{\text{ionique}} = \frac{K_a [\text{acétate}]_{\text{total}}}{[H^+] + K_a} \quad (\text{A.IV.51})$$

$$[\text{bicarbonate}] = \frac{K_{C1} [H^+] \cdot [S_{CO2T}]_{\text{total}}}{(K_{C1} [H^+] + (K_{C1} K_{C2}) + [H^+]^2)} \quad (\text{A.IV.52})$$

$$[\text{carbonate}] = \frac{K_{C1} K_{C2} \cdot [S_{CO2T}]_{\text{total}}}{(K_{C1} [H^+] + (K_{C1} K_{C2}) + [H^+]^2)} \quad (\text{A.IV.53})$$

Ces équations sont combinées avec le bilan de charge :

$$[OH^-] - [H^+] - [\text{cations}]_{\text{basesfortes}} + [\text{anions}]_{\text{acidesfortes}} - [NH_4^+] + [CH_3COO^-] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] = 0 \quad (\text{A.IV.54})$$

Après avoir résolu ces équations et calculé les concentrations des formes ioniques, les concentrations des formes libres peuvent être calculées selon les équations suivantes :

$$[\text{ammoniaque}]_{\text{libre}} = [\text{ammonium}]_{\text{total}} - [\text{ammonium}]_{\text{ionique}} \quad (\text{A.IV.55})$$

$$[\text{acideacétique}] = [\text{acétate}]_{\text{total}} - [\text{acétate}]_{\text{ionique}} \quad (\text{A.IV.56})$$

$$[H_2CO_3] = [S_{CO2T}] - [HCO_3^-] - [CO_3^{2-}] \quad (\text{A.IV.57})$$

L'alcalinité est calculée de la manière suivante :

$$S_{ALK} = 1000(S_{HCO3} + 2S_{CO3} + S_{OH} - S_H) \quad (\text{A.IV.58})$$

Variables dans la phase gazeuse :

Q_{TG} débit total du gaz (m³/j)

Q_{CO2} débit du CO₂

Q_{CH4} débit du CH₄

P_{CO2} pression partielle du CO₂

P_{CH4} pression partielle du CH₄

Variables dans la phase liquide :

X_{MH}	méthanogènes (g DCO/m ³)
MVS	matières volatiles solides (g DCO/m ³)
S_{LF}	AGV totaux (g DCO/m ³)
S_{LFN}	AGV anioniques (moles/L)
S_{LFI}	AGV ioniques (moles/L)
S_{CO2T}	carbone total soluble (moles/L)
S_{HCO3}	bicarbonates (moles/L)
S_{H2CO3}	acide carbonique (moles/L)
S_{CO2}	carbonate (moles/L)
S_{NH}	ammonium total (g N/m ³)
S_{NHN}	ammonium libre (moles/L)
S_{NHI}	ammonium ionique (moles/L)
S_Z	cations nets (moles/L)
S_{TOX}	substance toxique (g/m ³)
pH	(-)
S_{ALK}	alcalinité (g/m ³)

Tableau IV.11 : Matrice de Petersen du modèle Basic du digesteur anaérobie

Composé	I	1 X_{II}	2 X_{MH}	3 X_{VSS}	4 S_{LF}	5 S_{CH4}	6 S_{CO2}	7 S_Z	8 S_{TOX}	9 S_{NH}	Vitesse des processus, ρ_i
j	Processus										
1	Hydrolyse			-1	Y_A		$\frac{Y_A}{\text{govl000}}$			Y_F	$k_{CO} S_{VSS}$
2	Croissance des méthanogènes				$-\frac{I}{Y_C}$	Y_E	$\frac{Y_D}{\text{govl000}}$			$-\frac{I}{Y_G}$	$\frac{\mu_{X_{MH}} X_{MH}}{1 + \frac{K_S}{S_{LFN}} + \frac{S_{LFN}}{K_{IA}} + \frac{S_{NH}}{K_{IN}}}$
3	Décès des méthanogènes		1								$k_D X_{MH}$
4	Toxicité		-1								$k_{TOX} S_{TOX}$
5	Dégradation des substances toxiques		-1								$k_B S_{TOX}$
6	Transfert du CO_2 dans la phase gazeuse								-1		$k_{LA} (Henry_{CO_2} g_{CO_2} - H_2CO_3)$

ANNEXE IV.9 : Chaulage des boues

La chaux est issue du calcaire (CaCO_3) le plus pure possible (moins de 3% d'impuretés). La roche est chauffée dans des fours à chaux à une température d'environ 900°C . La roche est transformée en chaux vive (CaO) en gaz carbonique. Ensuite, la chaux vive est transformée par hydratation en hydroxyde de calcium ou chaux éteinte (Ca(OH)_2) (Pons et al. 2008) (Equations II. et II.).



La masse de la chaux éteinte est donnée par rapport à la quantité de la matière sèche avant chaulage « MS_1 » (Equation A.IV.61).

$$\frac{m_{\text{Ca(OH)}_2}}{MS_1} = 0.3 \quad (\text{A.IV.61})$$

La siccité des boues après déshydratation est donnée comme suit :

$$S_1 = \frac{MS_1}{m_B} = \frac{MS_1}{MS_1 + m_{\text{eau},1}} = 0.21 \quad (\text{A.IV.62})$$

La siccité des boues après chaulage est donnée comme suit :

$$S_2 = \frac{MS_1}{MS_1 + m_{\text{CaO}} + m_{\text{eau},2}} = 0.3 \quad (\text{A.IV.63})$$

Ainsi, nous pouvons déduire la masse de la matière sèche des boues chaulées comme suit :

$$MS_2 = MS_1 + m_{\text{CaO}} \quad (\text{A.IV.64})$$

$$MS_2 = \left(1 + \frac{m_{\text{Ca(OH)}_2}}{MS_1} \cdot \frac{M_{\text{CaO}}}{M_{\text{Ca(OH)}_2}} \right) MS_1 \quad (\text{A.IV.65})$$

où M_{CaO} représente la masse molaire de la chaux vive (56 g/mole), $M_{\text{Ca(OH)}_2}$ la masse molaire de la chaux éteinte (74 g/mole). Ainsi,

$$MS_2 = (1.228) MS_1 \quad (\text{A.IV.66})$$

où MS_2 représente la masse de la matière sèche des boues destinées à l'épandage agricole.

Soit $m_{NT,1}$ (gN/j) et $m_{NT,2}$ (gN/j) la masse de l'azote total contenu dans les boues, respectivement avant et après chaulage. Ainsi,

$$m_{NT,2} = m_{NT,1} - 1.4MS_1 \quad (\text{A.IV.67})$$

où MS_1 représente la masse de la matière sèche avant chaulage (en tonne/j).

ANNEXE V.1 : Dimensionnement des unités des deux scenarii**Tableau A.V.1 : Dimensionnement des unités de séparation**

	Décanteur primaire	Clarificateur	Epaississeur
Forme de la base	Fond plat (circulaire)	Fond plat (circulaire)	Fond plat (circulaire)
Hauteur (m)	4	4	3
Surface (m ²)	500	3800	660
Diamètre (m)	25.23	69.5	29
Epaississeur des murs de béton (m)	0.2	0.2	0.2
Volume du béton (m ³)	167	943.6	190.31
Masse volumique du béton (kg/m ³)	1500	1500	1500
Masse du béton (t)	250	1415	285.465

Tableau A.V.2 : Dimensionnement du bassin biologique à boues activées

	Bassin biologique	Bassin de déphosphatation chimique
Forme de la base	Rectangulaire	Rectangulaire
Volume opérationnel (m ³)	14 000	600
Hauteur (m)	4	3
Surface (m ²)	3 500	200
Longueur (m)	350	50
Largeur (m)	10	4
Epaississeur des murs de béton (m)	0.2	0.2
Volume du béton (m ³)	577	65.28
Masse volumique du béton (kg/m ³)	1500	1500
Masse du béton (t)	865	98

Tableau A.V.3 : Dimensionnement du digesteur anaérobie

	Valeur
Forme de la base	Fond plat (circulaire)
Volume opérationnel (m ³)	10905.66
Volume total (m ³)	11 996
Temps de séjour hydraulique (j)	25
Hauteur (m)	15.2
Surface (m ²)	722
Diamètre (m)	31.26
Epaississeur des murs de béton en contact avec l'air (m)	0.3
Epaississeur des murs de béton en contact avec le sol (m)	0.6
Volume du béton (m ³)	1240.6
Masse volumique du béton (kg/m ³)	1500
Masse du béton (t)	1861

Tableau A.V.4 : Caractéristique du digesteur

	mur en contact avec l'air e (m)	mur en contact avec le sol e (m)
Isolation d'eau	0.005	0.005
Isolation en mortier (in)	0.007	0.007
Béton	0.3	0.6
Isolation de chaleur	0.1	0.1
Palte d'Al	0.002	-
Epaisseur totale	0.414	0.712

Tableau A.V.5 : Dimension du digesteur

	H (m)	S (m2)	f (-)
Digesteur complet	15.63	3070.01	1
Digesteur en contact avec l'air	14.07	2149.01	0.9
Digesteur en contact avec le sol	1.56	921.00	0.1

Les caractéristiques thermiques du digesteur sont prise du travail de Zupančič et Roš (2003) (tableau).

Tableau A.V.6 : Caractéristiques thermiques du digesteur

	λ (W/m K)	mur en contact avec l'air α spécifique (w/m2 K)	mur en contact avec le sol α spécifique (w/m2 K)
Isolation d'eau	0.6	120	120
Isolation en mortier	1.4	200	200
Béton	2.33	7.77	3.88
Isolation de chaleur	0.028	0.28	0.28
Palte d'Al	229	114500	-

Tableau A.V.7 : Caractéristiques thermiques du digesteur

	α (w/m2 K)
Boues-mur	245
Mur-air	23.3
Mur-sol	2.5
Boues-air (coefficient effectif)	0.266
Boues-sol (coefficient effectif)	0.235

Tableau A.V.8 : Caractéristiques du biogaz

	Composition molaire (mole/j)	V (m3/j)	P (Bar)	x (-)
CH ₄	149802.953	3790.437	0.544	0.55
CO ₂	107490.1434	2719.804	0.39	0.39
H ₂ O	15131.567	382.871	0.0793	0.06
Total	272424.663	6893.112	1.01325	1

ANNEXE V.2 : Bilan Exergétique des Scenarii

Le système d'équations en accolade représente les bilans de matière, d'énergie et d'exergie de chaque unité du système. Dans les bilans exergétique, il est supposé que l'humidité relative dans l'état mort est de 70% à 20°C et 101.325 kPa (Szargut et al. 1988). Les scenarii étudiés sont représentés dans les figures 1-5. Le facteur d'autonomie d'énergie thermique (CAET) de la valorisation du biogaz est donné par l'équation suivante :

$$CAET = \frac{E_{Biogaz}}{E_{Chauffage} + E_{Séchage}} \quad (1)$$

1. Bilans de matière, d'énergie et d'exergie du scénario « C »

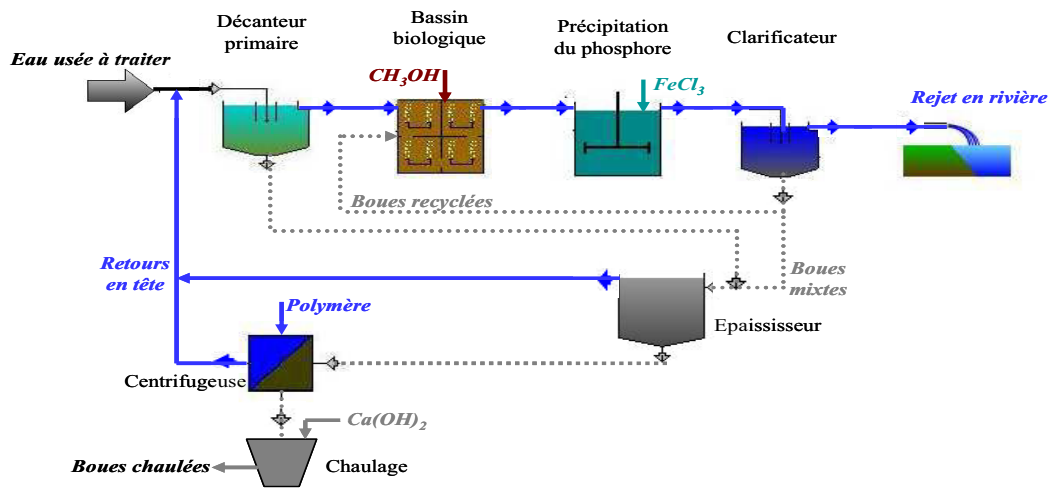


Figure A.V.1 : Schéma du scénario chaulage

L'irréversibilité totale du système principal du scénario « C » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_C = \dot{I}_{WWTP} \quad (2)$$

1.1 STEP

$$\begin{cases} \dot{m}_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} + \dot{m}_{polymer} = \dot{m}_{eff} + \dot{m}_s + \dot{m}_{Biogas} \\ \dot{m}_{inf} h_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} h_{Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} h_{methanol} + \dot{m}_{polymer} h_{polymer} + \dot{W}_{Elect} = \dot{m}_{eff} h_{eff} + \dot{m}_s h_s \\ \dot{Ex}_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} ex_{ch,Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} ex_{ch,methanol} + \dot{m}_{polymer} ex_{ch,polymer} + \dot{W}_{Elect} = \\ \dot{I}_{STEP} + \dot{Ex}_{eff} + \dot{Ex}_S \end{cases} \quad (S.1)$$

1.1.1 Equations du bilan de matière

Le débit massique \dot{m}_{ww} (kg/s) de l'influent, l'effluent et les boues est donné dans l'Equation (3).

$$\dot{m}_{ww} = \dot{m}_w + \dot{m}_{TP} + \dot{m}_{TN} + \dot{m}_{COD} + \dot{m}_{MIES} + \dot{m}_{OD} = \dot{V}_{ww} \rho_{ww} = \dot{m}_{MS} + \dot{m}_w \quad (3)$$

$$\dot{m}_{MS} = \dot{m}_{MVS} + \dot{m}_{MIES} \quad (4)$$

où \dot{m}_w , \dot{m}_{TP} , \dot{m}_{TN} , \dot{m}_{COD} , \dot{m}_{MIES} , \dot{m}_{OD} , \dot{m}_{MS} , \dot{m}_{MVS} (kg/s) sont respectivement le débit massique de l'eau, du phosphore total, de l'azote total, la demande chimique d'oxygène, les matières inorganiques en suspension totaux, l'oxygène dissous, les matières solides volatiles, \dot{V}_{ww} (m³/s) est le débit volumique de l'influent, de l'effluent et de la boue déshydratée et ρ_{ww} (kg/m³) la masse volumique de l'eau.

1.1.2 Equations du bilan d'énergie

L'enthalpie spécifique de chaque composé est donnée par l'équation suivante (Kotas, 1995) :

$$h = h_d^0 + h_{ph} = h_d^0 + Cp(T - T_0) \quad (5)$$

où h_d^0 (kJ/kg) est l'enthalpie spécifique de dévaluation, h_{ph} (kJ/kg) l'enthalpie physique spécifique et Cp (kJ/kg K) la capacité calorifique spécifique du composé.

Les enthalpies spécifiques de l'influent, l'effluent et des boues déshydratées sont données par les équations suivantes :

$$h_{inf} = h_{d,inf}^0 + Cp_{inf}(T_{inf} - T_0) \quad (6)$$

$$h_{eff} = h_{d,eff}^0 + Cp_{eff}(T_{eff} - T_0) \quad (7)$$

$$h_S = h_{d,S}^0 + Cp_S(T_S - T_0) \quad (8)$$

où h_{inf} , h_{eff} and h_S (kJ/kg) sont les enthalpies spécifiques respectivement de l'influent, l'effluent et les boues déshydratées, Cp_{inf} , Cp_{eff} and Cp_S (kJ/kg K) sont la capacité calorifique spécifique respectivement de l'influent, l'effluent et les boues déshydratées, T_{inf} ,

T_{eff} , T_S and T_0 (K) sont les températures respectivement de l'influent, l'effluent, les boues déshydratées et de l'environnement.

Il est supposé que les températures de l'influent, de l'effluent et des boues déshydratées ne varient pas de celle de l'environnement. L'enthalpie spécifique de dévaluation ainsi que la capacité calorifique spécifique de l'influent et l'effluent sont égales à celles de l'eau liquide, tandis que la capacité calorifique des boues déshydratées est égale à 3.1 kJ/kg K, prise du travail de (Fitzpatrick, 1998).

1.1.3 Equations du bilan exergétique

L'exergie de l'influent, de l'effluent et des boues déshydratées sont données respectivement par ces équations :

$$\begin{aligned} \dot{E}x_{inf} = \dot{m}_{inf} \left\{ Cp_{inf} \left[T_{inf} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{inf}}{T_0} \right] + v_{inf} (P_{inf} - P_0) \right\} + \sum_i \dot{m}_i (ex_{ch,i}^a + R_i T_0 \ln m_i \gamma_i) \\ + \dot{m}_w (ex_{ch,w}^0 + R_w T_0 \ln x_w \gamma_w) \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} \dot{E}x_{eff} = \dot{m}_{eff} \left\{ Cp_{eff} \left[T_{eff} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{eff}}{T_0} \right] + v_{eff} (P_{eff} - P_0) \right\} + \sum_i \dot{m}_i (ex_{ch,i}^a + R_i T_0 \ln m_i \gamma_i) \\ + \dot{m}_w (ex_{ch,w}^0 + R_w T_0 \ln x_w \gamma_w) \end{aligned} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} \dot{E}x_S = \dot{m}_S \left\{ Cp_S \left[T_S - T_0 - T_0 \ln \frac{T_S}{T_0} \right] + v_S (P_S - P_0) \right\} + \sum_i \dot{m}_i (ex_{ch,i}^a + R_i T_0 \ln m_i \gamma_i) \\ + \dot{m}_w (ex_{ch,w}^0 + R_w T_0 \ln x_w \gamma_w) \end{aligned} \quad (11)$$

où les premiers et seconds termes dans les Equations (9), (10) et (11) représentent l'exergie physique. Les troisièmes et quatrièmes termes dans les Equations (9) et (10) ainsi que le troisième terme dans l'Equation (11) représentent l'exergie chimique. Le débit massique de l'influent, l'effluent et les boues déshydratées (\dot{m}_{inf} , \dot{m}_{eff} and \dot{m}_S) contient toutes les substances des eaux usées : eau, DCO, NT, PT et SS. Les substances prises en compte dans le calcul de l'exergie chimique sont l'eau, le NT (considéré comme la somme du NTK et du N-NO₃⁻), le PT, la COD et l'oxygène dissous (OD). v_{inf} , v_{eff} and v_S (m³/kg) représentent respectivement le volume spécifique de l'influent, l'effluent et les boues déshydratées, P_{inf} ,

P_{eff} and P_S (Pa) la pression de l'influent, l'effluent et les boues déshydratées qui sont égales à la pression atmosphérique (environnementale) P_0 .

Les troisièmes et quatrièmes termes des Equations (9) and (10) représentent l'exergie chimique standard pour une solution aqueuse (§), où \dot{m}_i (kg/s), m_i (mol/kg de H₂O), R_i , γ_i et $ex_{ch,i}^a$ représentent, respectivement le débit massique, la molarité, la constante des gaz parfaits, le coefficient d'activité et l'exergie chimique standard des espèces dissoutes dans une solution idéale monomolaire (molarité = 1 mol/kg H₂O), \dot{m}_w (kg/s), R_w (kJ/kg K), $ex_{ch,w}^0$ (kJ/kg), x_w , γ_w représentent respectivement le débit massique, la constante des gaz parfaits, l'exergie chimique standard, la fraction molaire et coefficient d'activité de l'eau (souvent égal à 1). Les valeurs de $ex_{ch,i}^a$ sont prises de la base de données de Szargut et al. (1988). Les coefficients d'activité des substances dissoutes et de l'eau sont égaux à 1.

Afin de calculer le flux exergetique de l'eau usée, nous considérons les hypothèses suivantes :

- L'exergie chimique du Fe³⁺ est prise égale à celle du (Fe²⁺, 2Cl) dissous dans une solution aqueuse ;
- L'exergie chimique du NTK est prise égale à celle de l'ammonium dissous dans une solution aqueuse ;
- L'exergie chimique du phosphore totale est prise égale à celle du phosphate dissous dans une solution aqueuse ;
- L'exergie chimique du polymère est prise égale à celle de l'acrylamide (C₃H₅NO)_x comme supposé par Hellström (2003) ;
- L'exergie chimique de la DCO est prise égale à 13.6 kJ/g DCO (Tai et al. 1996) ;
- Les exergies chimiques du méthanol, l'eau liquide et des espèces dissoutes (N-H₄⁺, N-NO₃⁻, OD, HPO₄²⁻) sont prises de la base de données de l'ouvrage de Szargut et al. (1988) (Tableau).

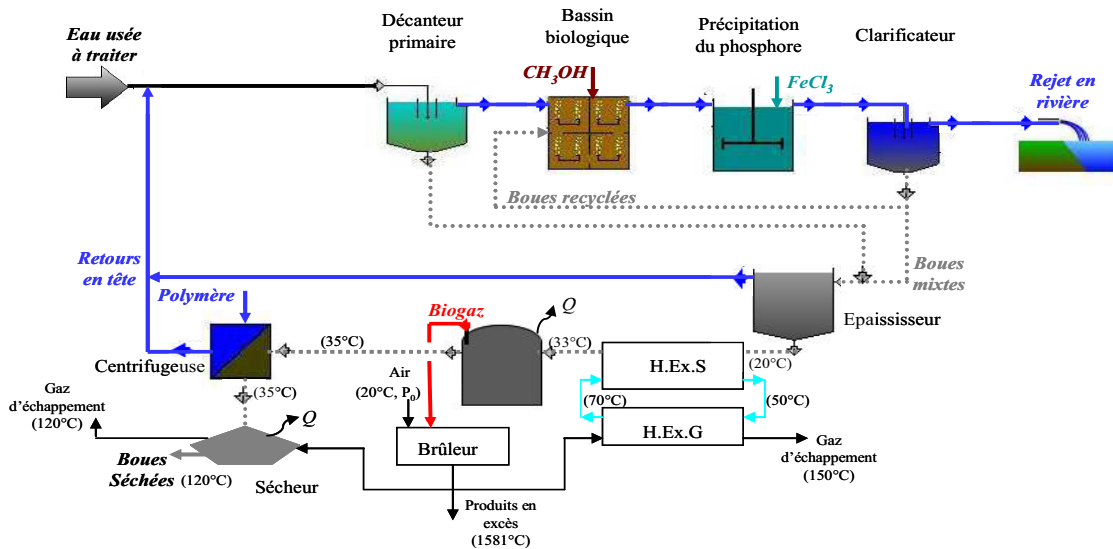
Tableau A.V.9 : Exergie chimiques des substances contenues dans l'eau usées

	H ₂ O (l)	DCO ^a	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	HPO ₄ ²⁻	Fe ²⁺ , 2Cl ⁻	OD	CH ₃ OH	(C ₃ H ₅ NO) _X ^b
ex _{ch} (kJ/mol)	0.9	435.2	13	322.1	134.1	158.7	20.3	718	1079.2
^a	(Tai et al. 1996)								
^b	(Hellström, 2003)								

L'exergie standard chimique établies par Szargut et al. (1988) à la température standard T^0 (25°C) sont corrigées pour la température environnementale T_0 (20°C) prise en compte dans ce travail (Equation 12).

$$ex_{ch,i} = ex_{ch,i}^0 \frac{T_0}{T^0} - h_d^0 \frac{T^0 - T_0}{T^0} \quad (12)$$

2. Bilans de matière, d'énergie et d'exergie du scénario « D_B1 »

**Figure A.V.2** : Schéma du scénario « D_B1 »

L'irréversibilité totale du système principal du scénario « D_B1 » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_{D_B1} = \dot{I}_{STEP} + \dot{I}_{Brûleur, Biogaz} + \dot{I}_{H.Ex.S} + \dot{I}_{H.Ex.G} + \dot{I}_{SI} \quad (13)$$

2.1 STEP

$$\begin{cases}
 \dot{m}_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} + \dot{m}_{polymer} = \dot{m}_{eff} + \dot{m}_s + \dot{m}_{Biogas} \\
 \dot{m}_{inf} h_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} h_{Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} h_{methanol} + \dot{m}_{polymer} h_{polymer} + \dot{W}_{Elect} = \dot{m}_{eff} h_{eff} + \dot{m}_s h_s + \\
 \dot{m}_{Biogas} h_{Biogas} + \dot{Q}_{loss}^{dig} \\
 \dot{E}x_{inf} + \dot{m}_{Fe^{3+}} ex_{ch,Fe^{3+}} + \dot{m}_{methanol} ex_{ch,methanol} + \dot{m}_{polymer} ex_{ch,polymer} + \dot{W}_{Elect} = \\
 \dot{I}_{WWTP} + \dot{E}x_{eff} + \dot{E}x_s + \dot{E}x_{Biogas} + \dot{E}x_{loss}^{dig}
 \end{cases} \quad (S.2)$$

2.1.1 Equations du bilan de matière

Le débit massique \dot{m}_{ww} (kg/s) de l'influent, l'effluent et les boues est donné dans l'Equation (3). Le débit du biogaz est donné par l'Equation (14).

$$\dot{m}_{Biogas} = \dot{m}_{CH_4} + \dot{m}_{CO_2} + \dot{m}_v \quad (14)$$

où \dot{m}_{CH_4} , \dot{m}_{CO_2} , \dot{m}_v (kg/s) sont respectivement le débit massique du méthane, le dioxyde de carbone et la vapeur d'eau.

2.1.2 Equations du bilan d'énergie

L'enthalpie spécifique de chaque composé est donnée par l'équation (5). Les enthalpies spécifiques de l'influent, l'effluent et des boues déshydratées sont données par les équations (6-8). Il est supposé que les températures de l'influent et de l'effluent ne varient pas de celle de l'environnement et que la température des boues déshydratées est égale à celle des boues digérées. L'enthalpie spécifique de dévaluation ainsi que la capacité calorifique spécifique de l'influent et l'effluent sont égales à celles de l'eau liquide, tandis que la capacité calorifique des boues déshydratées est égale à 3.1 kJ/kg K, prise du travail de (Fitzpatrick, 1998).

L'enthalpie spécifique du biogaz produit par le digesteur anaérobie est donnée par l'équation suivante :

$$h_{Biogas} = \sum_i y_i h_{d,i}^0 + \sum_i \tilde{y}_i C p_i (T_{dig} - T_0) + \omega h_{v.sat}(T_{dig}) \quad (15)$$

$$h_{v.sat}(T_{dig}) = h_{d,v.sat}^0 + C p_v (T_{dig} - T_0) \quad (16)$$

où h_{Biogas} (kJ/kg) est l'enthalpie spécifique du biogaz, $h_{d,i}^0$ (kJ/kg), Cp_i (kJ/kg K) and \tilde{y}_i sont respectivement l'enthalpie spécifique de dévaluation, la capacité calorifique spécifique et la fraction massique des composés du biogaz sec, ω est l'humidité absolue du biogaz donnée en kg de H₂O par kg de biogaz sec, $h_{v.sat}(T_{dig})$ (kJ/kg) est l'enthalpie spécifique de la vapeur saturante à T_{dig} , T_{dig} et T_0 (K) sont respectivement les températures du digesteur anaérobie l'environnement.

Le flux de chaleur perdu par le digesteur anaérobie est formulé comme suit (Zupančič et Roš, 2003) :

$$\dot{Q}_{loss}^{dig} = \sum_{ij} S_j \alpha_j (T_{dig} - T_{out}) \quad (17)$$

$$\dot{Q}_{loss}^{dig} = S_{air} \alpha_{air} (T_{dig} - T_{air}) + S_{grs} \alpha_{grs} (T_{dig} - T_{grs}) + S_{grw} \alpha_{grw} (T_{dig} - T_{grw}) \quad (18)$$

où les trois termes à la droite de l'Equation (18) sont respectivement la chaleur perdue dans l'air ambiant, dans la surface du sol et dans la surface d'eau, S_{air} , S_{grs} et S_{grw} (m²) représentent respectivement la surface du digesteur en contact avec l'air ambiant, la surface du sol et la surface d'eau, α_{air} , α_{grs} et α_{grw} (kJ/m² K s) représentent les coefficients de transfert effectifs respectivement entre la boue et l'air ambiant, entre la boue et la surface du sol et entre la boue et la surface d'eau, T_{dig} , T_{air} , T_{grs} , T_{grw} (K) sont respectivement les températures du digesteur anaérobie, de l'air ambiant, de la surface du sol et de la surface de l'eau. La chaleur perdue dans la surface d'eau n'est pas considérée dans ce travail.

Le coefficient de transfert effectif entre la boue et le milieu environnant pour chaque terme j est donné par la relation suivante :

$$\frac{1}{\alpha_j} = \sum_i \frac{e_i}{\lambda_i} + \frac{1}{\alpha_{in}} + \frac{1}{\alpha_{out}} \quad (19)$$

où α_j est le coefficient de transfert effectif entre la boue dans le digesteur anaérobie et le milieu environnant (air, surface du sol et surface de l'eau); le premier terme représente le coefficient de transfert effectif à travers les murs du digesteur, α_{in} le coefficient de transfert entre la boue les murs internes du digesteur, α_{out} le coefficient de transfert entre les murs externes du digesteur et le milieu environnant.

Les murs du digesteur sont composés de différents matériaux et leurs épaisseurs et caractéristiques thermiques sont prises du travail de Zupančič and Roš (2003).

Les surfaces des murs du digesteur en contact avec l'air l'ambient et la surface du sol sont donné respectivement par ces équations :

$$S_{air} = \pi \frac{D^2}{4} + \pi D(1-f)H \quad (20)$$

$$S_{grs} = \pi \frac{D^2}{4} + \pi DfH \quad (21)$$

où f est la fraction de la hauteur en contact avec la surface du sol, D (m^2) le diamètre du digesteur et H (m) la hauteur du digesteur.

La hauteur du digesteur est calculée à partir de son volume et de son diamètre. Le diamètre est supposé être égal au double de la hauteur. Le digesteur est supposé être cylindrique et les murs ont une épaisseur égale à $\sum e_i$. Les valeurs des épaisseurs des matériaux e_i qui composent les murent sont prise du travail de Zupančič and Roš (2003).

2.1.3 Equations du bilan exergétique

L'exergie de l'influent, de l'effluent et des boues déshydratées sont données respectivement par les équations (9-11). L'exergie du biogaz est donnée par :

$$\dot{E}x_{Biogas} = \sum_i \dot{m}_i C_{p_i} \left[T_{dig} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{dig}}{T_0} \right] + \sum_i \dot{m}_i R_i T_0 \ln \frac{P_{Biogas}}{P_0} + \sum_i \dot{m}_i (ex_{ch,i} + R_i T_0 \ln y_i) \quad (22)$$

Les premiers et les second termes de l'Equation (22) représentent l'exergie physique et le dernier terme l'exergie chimique, où \dot{m}_i (kg/s), C_{p_i} (kJ/kg K), T_{dig} (K), R_i (kJ/kg K) $ex_{ch,i}$ (kJ/kg) et y_i représentent respectivement le débit massique, la capacité calorifique spécifique, la température, la constante des gaz parfaits, l'exergie chimique standard et la fraction molaire des composés du biogaz. La pression du biogaz P_{dig} (Pa) est égale à celle de l'environnement P_0 (Pa). La température du biogaz T_{dig} (K) est supposée être égale à celle des boues dans le digesteur anaérobie.

Les exergies chimiques du CO₂, le CH₄, l'O₂, le N₂ et de la vapeur d'eau sont prises de la base de données de l'ouvrage de Szargut et al. (1988) (Tableau).

Tableau A.V.10 : Exergie chimiques des substances contenues dans la phase gazeuse

	CH ₄	CO ₂	H ₂ O (g)	N ₂	O ₂
e _{x_{ch}} (kJ/mol)	831.65	19.87	9.5	0.72	3.97

La perte d'exergie du digesteur anaérobie est donnée par les équations suivantes :

$$\dot{E}x_{loss}^{dig} = \dot{E}x_{loss}^{dig.air} + \dot{E}x_{loss}^{dig.grs} + \dot{E}x_{loss}^{dig.grw} \quad (23)$$

$$\dot{E}x_{loss}^{dig} = \dot{Q}_{loss}^{dig.air} \left(1 - \frac{T_0}{T_{dig}} \right) + \dot{Q}_{loss}^{dig.grs} \left(1 - \frac{T_0}{T_{dig}} \right) + \dot{Q}_{loss}^{dig.grw} \left(1 - \frac{T_0}{T_{dig}} \right) \quad (24)$$

L'exergie standard chimique établies par Szargut et al. (1988) à la température standard T^0 (25°C) sont corrigées pour la température environnementale T_0 (20°C) prise en compte dans ce travail (Equation 25).

$$ex_{ch,i} = ex_{ch,i}^0 \frac{T_0}{T^0} - h_d^0 \frac{T^0 - T_0}{T^0} \quad (25)$$

2.2 Brûleur (biogaz)

$$\begin{cases} \dot{m}_{Biogas} + \dot{m}_{air} = \dot{m}_g \\ \dot{m}_{Biogas} h_{Biogas} + \dot{m}_{air} h_{air} = \dot{m}_g h_g \\ \dot{m}_{Biogas} ex_{Biogas} + \dot{m}_{air} ex_{air} = \dot{I}_{Burner} + \dot{m}_g ex_g \end{cases} \quad (S.3)$$

Les Equations (14), (15) et (22) sont adaptées pour le débit massique, le flux d'enthalpie et le flux exergétique du biogaz, où nous considérons qu'il contient seulement du CH₄ et du CO₂.

2.2.1 Equations du bilan de matière

Il est supposé que l'air sec contient seulement l'O₂ et le N₂. Les produits de combustion sont constitués de l'air sec, du CO₂ et de la vapeur d'eau. Le débit massique des produits de combustion est donné comme suit :

$$\dot{m}_g = \dot{m}_{Dry.g} + \dot{m}_v = (1 + \omega) \dot{m}_{Dry.g} \quad (26)$$

où \dot{m}_g (kg/s) est le débit massique des produits de combustion, $\dot{m}_{Dry.g}$ (kg/s) le débit massique des produits de combustions secs, \dot{m}_v (kg/s) le débit massique de la vapeur d'eau dans les produits de combustion et ω est l'humidité absolue des produits de combustion donnée en kg de H₂O par kg de gaz sec.

2.2.2 Equations du bilan énergétique

L'enthalpie spécifique des produits de combustion est donnée comme suit :

$$h_g = h_{Dry.g} + \omega h_v = \sum_i \tilde{y}_i h_i + \omega h_v \quad (27)$$

$$\sum_i y_i h_i + \omega h_v = \sum_i \tilde{y}_i [h_{d,i}^0 + Cp_i (T_{Comb} - T_0)] + \omega h_v \quad (28)$$

$$h_v = h_{d,v,sat}^0 + Cp_v (T_{Comb} - T_0) \quad (29)$$

où h_g et $h_{Dry.g}$ (kJ/kg) sont les enthalpies spécifiques des produits de combustions humides et secs, h_i , $h_{d,i}^0$ (kJ/kg), Cp_i (kJ/kg K) et \tilde{y}_i sont respectivement l'enthalpie spécifique, l'enthalpie spécifique de dévaluation, la capacité calorifique spécifique et la fraction massique des produits de combustion secs, h_v (kJ/kg) est l'enthalpie spécifique de la vapeur d'eau, T_{Comb} et T_0 (K) la température de combustion et environnementale et ω l'humidité absolue des produits de combustion.

2.2.3 Equations du bilan exergetique

L'exergie spécifique des produits de combustion est donnée comme suit :

$$ex_g = ex_{Dry.g} + \omega ex_v = \sum_i y_i ex_i + \omega ex_v = \sum_i y_i ex_i + \omega ex_{v,sat} \quad (30)$$

$$ex_g = \left\{ \begin{array}{l} \left(Cp_{Dry.g} + \omega Cp_v \right) \left[T_{Comb} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{Comb}}{T_0} \right] + T_0 (R_{Dry.g} + \omega R_v) \ln \frac{P_g}{P_0} + \\ R_{Dry.g} T_0 \left[y_{CO_2} \ln \frac{y_{CO_2}}{y_{CO_2}^0} + y_{O_2} \ln \frac{y_{O_2}}{y_{O_2}^0} + y_{N_2} \ln \frac{y_{N_2}}{y_{N_2}^0} \right] + \\ T_0 \left[(R_{Dry.g} + \omega R_v) \ln \frac{1 + 1.6078\omega^0}{1 + 1.1.6078\omega} + 1.6078\omega R_{Dry.g} \ln \frac{\omega}{\omega^0} \right] \end{array} \right\} \quad (31)$$

Dans l'Equation (31), le premier et second termes entre les parenthèses représentent l'exergie physique spécifique et le troisième et le quatrième termes sont l'exergie chimique spécifique notée β , où ex_g et $ex_{Dry.g}$ (kJ/kg) sont respectivement les exergies spécifiques des produits de combustion humides et secs, ex_v (kJ/kg) l'exergie spécifique de la vapeur d'eau, y_i la fraction molaire des composés des produits de combustion secs, $Cp_{Dry.g}$ et Cp_v (kJ/kg K), $R_{Dry.g}$ et R_v (kJ/kg K) sont respectivement les capacités calorifiques spécifiques et les constantes des gaz parfaits des produits de combustion secs et de la vapeur d'eau, y_{CO_2} et $y_{CO_2}^0$, y_{O_2} et $y_{O_2}^0$, y_{N_2} et $y_{N_2}^0$ sont respectivement les fractions molaires du CO_2 , O_2 et N_2 dans l'état considéré et l'état mort, ω et ω_0 , P_g et P_0 , T_{Comb} et T_0 sont respectivement l'humidité absolue, la pression et la température dans l'état considéré et l'état mort. La pression des produits de combustion est égale à celle de l'environnement.

Le terme d'exergie chimique est corrigé en accord avec l'Equation (32) :

$$ex_{ch,g} = \beta \frac{T_0}{T^0} - \left(\omega h_{d,v.sat}^0 + \sum_i \tilde{y}_i h_{d,i}^0 \right) \frac{T^0 - T_0}{T^0} \quad (32)$$

2.3 Echangeur de chaleur G (H.Ex.G)

$$\begin{cases} \dot{m}_{g.in} + \dot{m}_{w.in} = \dot{m}_{g.out} + \dot{m}_{w.out} \\ \dot{m}_{g.in} h_{g.in} + \dot{m}_{w.in} h_{w.in} = \dot{m}_{g.out} h_{g.out} + \dot{m}_{w.out} h_{w.out} \\ \dot{m}_{g.in} ex_{g.in} + \dot{m}_{w.in} ex_{w.in} = \dot{I}_{HEX2} + \dot{m}_{g.out} ex_{g.out} + \dot{m}_{w.out} ex_{w.out} \end{cases} \quad (S.4)$$

2.3.1 Equations du bilan de matière

La même équation (26) est adaptée pour le débit massique des produits de combustion entrants et les gaz d'échappement sortants dans H.Ex.G, où $\dot{m}_{g.in}$ et $\dot{m}_{g.out}$ (kg/s) sont respectivement le débit massique des produits de combustion entrants et les gaz d'échappement sortants dans H.Ex.G, $\dot{m}_{w.in}$ et $\dot{m}_{w.out}$ (kg/s) sont respectivement le débit massique de l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.G.

2.3.2 Equations du bilan énergétique

Les enthalpies spécifiques de l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.G sont données par les équations suivantes :

$$h_{w.in} = h_{d,w}^0 + Cp_w (T_{w.in} - T_0) \quad (33)$$

$$h_{w.out} = h_{d,w}^0 + Cp_w (T_{w.out} - T_0) \quad (34)$$

où $h_{w.in}$ et $h_{w.out}$ (kJ/kg), $T_{w.in}$ et $T_{w.out}$ (K) sont respectivement l'enthalpie spécifique et la température de l'eau de chauffage entrant et sortant, $h_{d,w}^0$ (kJ/kg) et Cp_w (kJ/kg K) sont respectivement l'enthalpie spécifique de dévaluation et la capacité calorifique spécifique de l'eau liquide.

Les mêmes Equations (27-29) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement dans H.Ex.G.

2.3.3 Equations du bilan exergetique

Les mêmes Equations (30-31) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans H.Ex.G.

Les exergies spécifiques de l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.G sont données comme suit :

$$ex_{w.in} = Cp_w \left[T_{w.in} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{w.in}}{T_0} \right] + v_{w.in} (P_{w.in} - P_0) + ex_{ch,w}^0 \quad (35)$$

$$ex_{w.out} = Cp_w \left[T_{w.out} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{w.out}}{T_0} \right] + v_{w.out} (P_{w.out} - P_0) + ex_{ch,w}^0 \quad (36)$$

Le premier et le second terme des Equations (35) and (36) représentent l'exergie physique spécifique et le dernier terme l'exergie chimique standard de l'eau liquide, où le second et le troisième terme dans ces équations s'annulent dans le bilan exergetique. L'exergie chimique est aussi corrigée selon l'Equation (12).

2.4 Echangeur de chaleur S (H.Ex.S)

$$\begin{cases} \dot{m}_{S.Th.in} + \dot{m}_{w.in} = \dot{m}_{S.Th.out} + \dot{m}_{w.out} \\ \dot{m}_{S.Th.in} h_{S.Th.in} + \dot{m}_{w.in} h_{w.in} = \dot{m}_{S.Th.out} h_{S.Th.out} + \dot{m}_{w.out} h_{w.out} \\ \dot{m}_{S.Th.in} ex_{S.Th.in} + \dot{m}_{w.in} ex_{w.in} = \dot{I}_{HEX1} + \dot{m}_{S.Th.out} ex_{S.Th.out} + \dot{m}_{w.out} ex_{w.out} \end{cases} \quad (S.5)$$

2.4.1 Equations du bilan de matière

L'Equation (3) est adaptée pour la boue épaissie ($\dot{m}_{S.Th}$), où $\dot{m}_{S.Th.in}$ et $\dot{m}_{S.Th.out}$ (kg/s) sont respectivement le débit massique de la boue épaissie entrant dans H.Ex.1 et celui de la boue épaissie chauffée sortant du H.Ex.S, $\dot{m}_{w.in}$ et $\dot{m}_{w.out}$ (kg/s) sont respectivement le débit massique de l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.S.

2.4.2 Equations du bilan d'énergie

Les Equations (33-34) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques de l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.S et l'Equation (8) est adaptée pour les enthalpies spécifiques de la boue épaissie entrant et sortant dans H.Ex.S. La température de sortie $T_{S.Th.out}$ des boues épaissies du H.Ex.S est calculée à partir de l'énergie thermique nette nécessaire pour le chauffage du digesteur donnée par les Equations (37-40):

$$\dot{Q}_{dig} = \dot{H}_S + \dot{Q}_{loss}^{dig} - \dot{Q}_{dis}^{dig} \quad (37)$$

où \dot{H}_S (W) représente le flux d'énergie thermique nécessaire pour chauffer les boues épaissies entrant dans le digesteur anaérobie (Equation 39), \dot{Q}_{loss}^{dig} (W) le flux de chaleur perdue des murs du digesteur anaérobie (Equation 17) et \dot{Q}_{dis}^{dig} (W) le flux d'énergie thermique dissipée par l'agitation mécanique des boues dans le digesteur anaérobie (Equation 40). Cette dernière est estimée selon le modèle donné par Fitzpatrick (1998) dans l'Equation (40).

$$\dot{Q}_{dig} = \dot{m}_S C_{p_S} (T_{Op.dig} - T_{S.Th.in}) \quad (38)$$

$$\dot{H}_S = \dot{m}_S C_{p_S} (T_{S.dig} - T_{S.Th.in}) \quad (39)$$

$$\dot{Q}_{dis}^{dig} = \frac{V_{Op} 0.935 \mu^{0.3} m^{0.298}}{1000} \quad (40)$$

où $T_{S.Th.in}$ et $T_{Op.dig}$ (K) sont respectivement la température des boues épaissies entrant dans le digesteur anaérobie et la température des boues opérationnelle ($T_{S.Th.out}$) nécessaire dans le bilan d'énergie du système d'Equation (S.5), $T_{S.dig}$ (K) est la température des boues digérées sortant du digesteur anaérobie (égale à 35°C), \dot{m}_s (kJ/kg) et Cp_s (kJ/kg K) sont respectivement le débit massique et la capacité calorifique des boues épaissies. Cette dernière est supposée être égale à celle de l'eau.

La température des boues opérationnelle ($T_{Op.dig}$) dépend du terme de l'énergie dissipée qui dépend du volume opérationnel du digesteur anaérobie (V_{Op}), de la viscosité dynamique (μ) et le débit massique des boues (\dot{m}). La manière de mélangeage des boues a un effet sur l'énergie dissipée : certains digesteurs anaérobies sont mélangés mécaniquement, d'autres par le recyclage du biogaz. Dans certaines installations, les deux manières sont combinées. Dans notre travail nous supposons les mêmes conditions prises par Fitzpatrick (1998). La viscosité dynamique des boues est prise égale à 0.012 Pa.s. Une analyse de sensibilité sera faite en omettant le terme de dissipation.

2.4.3 Equations du bilan exergétique

Les Equations (35-36) sont adaptées pour l'eau de chauffage entrant et sortant dans H.Ex.S et l'Equation (11) est adaptée pour les boues épaissies entrant et sortant dans H.Ex.S. L'exergie chimique est aussi corrigée selon l'Equation (25).

2.5 Sécheur 1 (D1)

$$\begin{cases} \dot{m}_{g.in} + \dot{m}_{S.in} = \dot{m}_{g.out} + \dot{m}_{S.out} \\ \dot{m}_{g.in} h_{g.in} + \dot{m}_{S.in} h_{S.in} = \dot{m}_{g.out} h_{g.out} + \dot{m}_{S.out} h_{S.out} + \dot{Q}_{Dryer} \\ \dot{m}_{g.in} ex_{g.in} + \dot{m}_{S.in} ex_{S.in} = \dot{I}_{S1} + \dot{m}_{g.out} ex_{g.out} + \dot{m}_{S.out} ex_{S.out} + \dot{E}x_{loss}^{Dryer1} \end{cases} \quad (S.6)$$

Le modèle utilisé dans les bilans d'énergie et d'exergie du sécheur (S1) est basé sur le bilan d'énergie établi par Fitzpatrick and Lynch (1995) et une combinaison entre deux modèles des gaz humides des processus de combustion de Szargut et al. (1988) et l'air humide utilisé dans le processus de séchage de Dincer et al. (2004).

2.5.1 Equations du bilan de matière

Les débits massiques des boues déshydratées et séchées sont donnés par cette équation :

$$\dot{m}_S = \dot{m}_{DM} + \dot{m}_w \quad (41)$$

où

$$\dot{m}_{DM.S.in} = \dot{m}_{DM.S.out} \quad (42)$$

où $\dot{m}_{S.in}$ et $\dot{m}_{S.out}$ (kg/s) sont respectivement les débits massiques des boues déshydratées entrant et les boues séchées sortant dans le sécheur S1, $\dot{m}_{DM.S}$ et \dot{m}_w (kg/s) sont respectivement les débits massiques de la matière sèche et l'eau dans les boues déshydratées entrant et les boues séchées sortant.

L'Equation (26) est adaptée pour le débit massique des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement dans le sécheur S1, où le bilan de matière des gaz dans le sécheur S1 est donné comme suit :

$$\omega_{in} \dot{m}_{Dry.g} + \dot{m}_{w.evap} = \omega_{out} \dot{m}_{Dry.g} \quad (43)$$

où

$$\dot{m}_{Dry.g.in} = \dot{m}_{Dry.g.out} \quad (44)$$

où $\dot{m}_{g.in}$ et $\dot{m}_{g.out}$ (kg/s) sont respectivement les débits de matière des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans le sécheur S1, ω_{in} et ω_{out} sont l'humidité absolue des produits de combustion entrant les gaz d'échappement dans le sécheur S1 données en kg de H₂O par kg de gaz sec et $\dot{m}_{w.evap}$ (kg/s) le débit massique de l'eau évaporée des boues déshydratées entrantes.

2.5.2 Equations du bilan d'énergie

L'Equation (8) est adaptée pour l'enthalpie spécifique des boues déshydratées entrant et les boues séchées sortant dans le sécheur S1. Les Equations (27-29) sont adaptée pour les enthalpies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans le sécheur S1. Elles sont données comme suit :

$$h_{g.in} = h_{Dry.g.in} + \omega_{in} h_{v.in} = \sum_i \tilde{y}_i [h_{d,i}^0 + Cp_i (T_{Comb} - T_0)] + \omega_{in} h_{v.in} \quad (45)$$

$$h_{g.out} = h_{Dry.g.out} + \omega_{out} h_{v.out} = \sum_i \tilde{y}_i [h_{d,i}^0 + Cp_i (T_{g.out} - T_0)] + \omega_{out} h_{v.out} \quad (46)$$

et

$$h_{v.in} = h_{d,v.sat}^0 + Cp_{v.in} (T_{v.in} - T_0) \quad (47)$$

$$h_{v.out} = h_{d,v.sat}^0 + Cp_{v.out} (T_{v.out} - T_0) \quad (48)$$

avec

$$T_{v.in} = T_{Comb} \quad (49)$$

$$T_{v.out} = T_{g.out} \quad (50)$$

où $h_{g.in}$ et $h_{g.out}$ (kJ/kg) sont les enthalpies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant, $h_{Dry.g.in}$ et $h_{Dry.g.out}$ (kJ/kg) les enthalpies spécifiques des gaz secs entrant et sortant, $h_{v.in}$ and $h_{v.out}$ (kJ/kg) les enthalpies spécifique de la vapeur d'eau entrant et sortant, ω_{in} et ω_{out} l'humidité absolue des produits de combustion entrant des gaz d'échappement sortant, \tilde{y}_i et Cp_i (kJ/kg K) la fraction massique et la capacité calorifique spécifique des composés du gaz sec, T_{Comb} , $T_{g.out}$ et T_0 sont respectivement la température des produits de combustion entrant, les gaz d'échappement sortant et de l'environnement.

La chaleur perdue du sécheur est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{Q}_{loss}^{Dryer} = \alpha A (T_{S.out} - T_0) \quad (51)$$

où α (kJ/m² K s) est le coefficient de transfert effectif entre la boue et le milieu environnant, A (m²) la surface du sécheur, $T_{S.out}$ (K) la température de la surface du sécheur (supposée être égale à celle des boues séchées sortantes). Les valeurs des paramètres α (0.008 kW/m² K) and A (80 m²) sont prises du travail de Fitzpatrick et Lynch (1995). Une analyse de sensibilité sera faite sur les valeurs de α et A .

L'énergie thermique nécessaire dans le sécheur S1 est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{Q}_{DI} = \dot{m}_g (h_{g.in} - h_{g.out}) = \dot{m}_{evap} [Cp_w (T_{wv} - T_0) + L_v + Cp_{v.out} (T_{v.out} - T_0)] + \dot{Q}_{loss}^{Dryer} + \dot{m}_{S.out} Cp_{S.out} (T_{S.out} - T_0) - \dot{m}_{S.in} Cp_{S.in} (T_{S.in} - T_0) - \dot{m}_{S.in} Cp_{S.in} (T_{S.in} - T_{Dehy}) \quad (52)$$

avec

$$Cp_{S.in} = Cp_{S.Dehy} \quad (53)$$

$$Cp_{S.out} = Cp_{S.Dried} \quad (54)$$

$$T_{S.in} = T_{wv} \quad (55)$$

$$T_{S.out} = T_{v.out} = T_{g.out} \quad (56)$$

où $h_{g.in}$ et $h_{g.out}$ (kJ/kg) sont respectivement l'enthalpie spécifique des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant, L_v (kJ/kg) la chaleur latente spécifique de vaporisation de l'eau à T_{wv} , \dot{Q}_{loss}^{Dryer} (W) le flux de chaleur perdue du sécheur S1, Cp_w et $Cp_{v.out}$ (kJ/kg) sont les capacités calorifiques spécifiques de l'eau liquide et la vapeur d'eau enlevée, $Cp_{S.in}$ et $Cp_{S.out}$ (kJ/kg) les capacités calorifiques spécifiques des boues déshydratées entrant et des boues séchées sortant, T_{wv} , $T_{v.out}$, T_{Dehy} , $T_{S.in}$, $T_{S.out}$ et T_0 sont les températures de vaporisation, de la vapeur d'eau enlevée sortante, des boues déshydratées entrantes, des boues chauffées entrantes jusqu'à T_{wv} , des boues séchées sortantes et de l'environnement.

2.5.3 Equations du bilan d'exergie

L'Equation (11) est adaptée pour les exergies des boues déshydratées entrant et séchées sortant et les Equations (30-31) sont adaptées pour les exergies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant. La perte d'exergie du sécheur est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{Ex}_{loss}^{Dryer} = \dot{Q}_{loss}^{Dryer} \left(1 - \frac{T_0}{T_{S.out}} \right) \quad (57)$$

L'exergie chimique est aussi corrigée selon l'Equations (25) et (32).

3. Bilans de matière, d'énergie et d'exergie du scénario « D_BGN1 » (effet de substitution)

Ce scénario est étudié pour évaluer l'effet de substitution du biogaz dans les opérations de chauffage et de séchage du scénario « D_B1 ». Le biogaz est remplacé par une ressource fossile : le gaz naturel (considéré comme du méthane). Ainsi, l'effet de substitution d'irréversibilité est étudié également.

L'irréversibilité totale du système principal du scénario « D_BGN1 » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_{D_BGN1} = \dot{I}_{STEP} + \dot{I}_{Brûleur,CH_4} + \dot{I}_{H.Ex.S} + \dot{I}_{H.Ex.G} + \dot{I}_{S1} \quad (58)$$

Seules les irréversibilités du brûleur, de l'échangeur (H.Ex.G) et du sécheur S1 changent. Les irréversibilités des autres unités sont équivalentes à celles-ci du scénario « D_B1 ».

3.1 Brûleur (gaz naturel comme du CH₄)

$$\begin{cases} \dot{m}_{CH_4} + \dot{m}_{air} = \dot{m}_g \\ \dot{m}_{CH_4} h_{CH_4} + \dot{m}_{air} h_{air} = \dot{m}_g h_g \\ \dot{m}_{CH_4} ex_{CH_4} + \dot{m}_{air} ex_{air} = \dot{I}_{Burner} + \dot{m}_g ex_g \end{cases} \quad (S.7)$$

Les Equations (26-32) sont adaptées pour le débit massique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion sortant du brûleur.

3.2 Echangeur de chaleur G (H.Ex.G)

Le système d'équation (S.4) est adapté pour le H.Ex.G, les Equations (26-32) pour les débit massique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans H.Ex.G, les Equations (33-36) pour le débit massique, l'enthalpie spécifique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique de l'eau de chauffage entrante et sortante dans le H.Ex.G.

3.3 Sécheur 1 (S1)

Le Système d'équation (S.6) est adapté pour le sécheur (S1), les Equations (26-32) et (43-50) pour le débit massique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de

4.1 Echangeur de chaleur B (H.Ex.B)

$$\begin{cases} \dot{m}_{g.in} + \dot{m}_{SHS.in} = \dot{m}_{g.out} + \dot{m}_{SHS.out} \\ \dot{m}_{g.in} h_{g.in} + \dot{m}_{SHS.in} h_{SHS.in} = \dot{m}_{g.out} h_{g.out} + \dot{m}_{SHS.out} h_{SHS.out} \\ \dot{m}_{g.in} ex_{g.in} + \dot{m}_{SHS.in} ex_{SHS.in} = \dot{I}_{HEX3} + \dot{m}_{g.out} ex_{g.out} + \dot{m}_{SHS.out} ex_{SHS.out} \end{cases} \quad (S.8)$$

4.1.1 Equations du bilan de matière

L'Equation (26) est adaptée pour les débits massiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans H.Ex.B, où $\dot{m}_{g.in}$ et $\dot{m}_{g.out}$ (kg/s) sont les débits massiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans H.Ex.B, $\dot{m}_{SHS.in}$ et $\dot{m}_{SHS.out}$ (kg/s) les débits massiques de la vapeur surchauffée recyclée VS entrante et sortant.

4.1.2 Equations du bilan d'énergie

Les Equations (27-29) sont adaptée pour les enthalpies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement dans H.Ex.B. Les enthalpies spécifiques de la vapeur surchauffée recyclée VS entrante et sortante sont données comme suit :

$$h_{SHS.in} = h_{d,SHS}^0 + Cp_{SHS.in} (T_{SHS.in} - T_0) \quad (60)$$

$$h_{SHS.in} = h_{d,v}^0 + Cp_v (T_{SHS.in} - T_{v.sat}) + L_e + Cp_w (T_{v.sat} - T_0) \quad (61)$$

et

$$h_{SHS.out} = h_{d,SHS}^0 + Cp_{SHS.out} (T_{SHS.out} - T_0) \quad (62)$$

$$h_{SHS.in} = h_{d,v}^0 + Cp_v (T_{SHS.out} - T_{v.sat}) + L_e + Cp_w (T_{v.sat} - T_0) \quad (63)$$

où $h_{SHS.in}$ et $h_{SHS.out}$ (kJ/kg), $h_{d,SHS}^0$ (kJ/kg), $Cp_{SHS.in}$ et $Cp_{SHS.out}$ (kJ/kg K), $T_{SHS.in}$ et $T_{SHS.out}$ (K) sont respectivement l'enthalpie spécifique, l'enthalpie de dévaluation spécifique, la capacité calorifique spécifique et la température de la vapeur surchauffée VS recyclée entrant et sortante et T_0 (K) la température environnementale.

L'énergie thermique nécessaire pour la vapeur surchauffée VS recyclée et le sécheur S2 est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{Q}_{D2} = \dot{m}_{SHS.recycled}(h_{SHS.in} - h_{SHS.out}) = \dot{m}_{evap} \left[Cp_w (T_{v.sat} - T_0) + L_e + \right] + \dot{Q}_{loss}^{Dryer} + \dot{m}_{S.out} Cp_{S.out} (T_{S.out} - T_0) - \dot{m}_{S.in} Cp_{S.in} (T_{S.in} - T_{S.Dehy}) - \dot{m}_{S.in} Cp_{S.in} (T_{S.Dehy} - T_0) \quad (64)$$

avec

$$Cp_{S.in} = Cp_{S.Dehy} \quad (65)$$

$$Cp_{S.out} = Cp_{S.Dried} \quad (66)$$

$$T_{S.in} = T_{SHS.in} \quad (67)$$

$$T_{S.out} = T_{SHS.out} \quad (68)$$

où $\dot{m}_{SHS.recycled}$ (kg/s) est le débit massique de la vapeur surchauffée recyclée VS entrante et sortante, L_e (kJ/kg) la chaleur latente d'évaporation spécifique de l'eau à pression atmosphérique, \dot{Q}_{loss}^{Dryer} (W) le flux de chaleur perdue du sécheur S2 (Equation 51), Cp_w et $Cp_{v.out}$ (kJ/kg) sont les capacités calorifiques de l'eau liquide et de la vapeur d'eau enlevée, $Cp_{S.in}$ et $Cp_{S.out}$ (kJ/kg) les capacités calorifiques spécifiques des boues déshydratées entrant et les boues séchées sortant, $T_{v.sat}$, $T_{v.out}$, T_{Dehy} , $T_{S.in}$, $T_{S.out}$ et T_0 sont les températures de la vapeur saturante pression atmosphérique, de la vapeur d'eau enlevée sortante, des boues déshydratées entrantes, des boues déshydratées chauffées entrantes jusqu'à $T_{v.sat}$, des boues séchées sortantes et de l'environnement.

4.1.3 Equations du bilan d'exergie

Les Equations (30-31) sont adaptées pour les exergies spécifiques des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant dans H.Ex.B.

Les exergies spécifiques de la vapeur surchauffée recyclée VS entrant et sortant dans H.Ex.B sont données par les équations suivantes :

$$ex_{SHS.in} = Cp_v \left[T_{SHS.in} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{SHS.in}}{T_0} \right] + T_0 R_v \ln \frac{P_{SHS.in}}{P_0} + ex_{ch,v}^0 \quad (69)$$

$$ex_{SHS.out} = C_p \left[T_{SHS.out} - T_0 - T_0 \ln \frac{T_{SHS.out}}{T_0} \right] + T_0 R_v \ln \frac{P_{SHS.out}}{P_0} + ex_{ch,v}^0 \quad (70)$$

L'exergie chimique est corrigée selon les Equations (25) et (32).

4.2 Sécheur 2 (S2)

$$\begin{cases} \dot{m}_{SHS.in} + \dot{m}_{S.in} = \dot{m}_{SHS.out} + \dot{m}_{S.out} \\ \dot{m}_{SHS.in} h_{SHS.in} + \dot{m}_{S.in} h_{S.in} = \dot{m}_{SHS.out} h_{SHS.out} + \dot{m}_{S.out} h_{S.out} + \dot{Q}_{Dryer} \\ \dot{m}_{SHS.in} ex_{SHS.in} + \dot{m}_{S.in} ex_{S.in} = \dot{I}_{Dryer2} + \dot{m}_{SHS.out} ex_{SHS.out} + \dot{m}_{S.out} ex_{S.out} + \dot{E}x_{loss}^{Dryer2} \end{cases} \quad (S.9)$$

4.2.1 Equations du bilan de matière

Les Equations (41-42) sont adaptées pour les débits massiques des boues déshydratées entrantes et les boues séchées sortantes. Le débit massique de la vapeur surchauffée VS entrante et sortante dans le sécheur S2 est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{m}_{SHS.out} = \dot{m}_{SHS.in} + \dot{m}_{w.evap} = \dot{m}_{SHS.in} + (\dot{m}_{w.in} - \dot{m}_{w.out}) \quad (71)$$

où $\dot{m}_{SHS.in}$ (kg/s) et $\dot{m}_{SHS.out}$ (kg/s) sont les débits massiques de la vapeur surchauffée VS entrante et sortante dans le sécheur S2, $\dot{m}_{w.in}$ et $\dot{m}_{w.out}$ (kg/s) les débits massiques de l'eau dans les boues déshydratées entrantes et les boues séchées sortantes et $\dot{m}_{w.evap}$ (kg/s) et le débit massique de l'eau évaporée des boues déshydratées dans le sécheur S2.

4.2.2 Equations du bilan d'énergie

L'Equation (8) est adaptée pour les enthalpies spécifiques des boues déshydratées entrantes et les boues séchées sortantes dans le sécheur S2, les Equations (60-63) pour les enthalpies spécifiques de la vapeur surchauffée VS entrante et sortante dans le sécheur S2 et l'Equation (51) pour la chaleur perdue du sécheur S2.

L'énergie thermique nécessaire pour le système (sécheur S2 et digesteur) est la somme de l'énergie thermique nécessaire pour chauffer la vapeur surchauffée VS recyclée et pour chauffer les boues déshydratées entrantes dans le sécheur S2 (Equation 64) moins la chaleur récupéré de la vapeur surchauffée VS purgée (Equation 72).

4.2.3 Equations du bilan d'exergie

L'Equation (11) est adaptée pour les exergies des boues déshydratées entrantes et les boues séchées sortantes dans le sécheur S2, les Equations (69-70) pour les exergies spécifiques de la vapeur surchauffée VS entrante et sortante dans le sécheur S2 et l'Equation (57) pour l'exergie de chaleur perdue du sécheur S2. L'exergie chimique est corrigée en accord avec les Equations (25) and (32).

4.3 Condenseur (Cond)

$$\begin{cases} \dot{m}_{SHS.in} + \dot{m}_{w.in} = \dot{m}_{Cond.out} + \dot{m}_{w.out} \\ \dot{m}_{SHS.in} h_{SHS.in} + \dot{m}_{w.in} h_{w.in} = \dot{m}_{Cond.out} h_{Cond.out} + \dot{m}_{w.out} h_{w.out} \\ \dot{m}_{SHS.in} ex_{SHS.in} + \dot{m}_{w.in} ex_{w.in} = \dot{I}_{Cond} + \dot{m}_{Cond.out} ex_{Cond.out} + \dot{m}_{w.out} ex_{w.out} \end{cases} \quad (S.10)$$

4.3.1 Equations du bilan de matière

Le débit massique $\dot{m}_{SHS.in}$ (kg/s) représente une fraction de la vapeur surchauffée VS purgée du sécheur D2, où :

$$\dot{m}_{SHS.purged} = \dot{m}_{evap} \quad (72)$$

$$\dot{m}_{SHS.in} = \dot{m}_{Cond.out} \quad (73)$$

où $\dot{m}_{SHS.in}$ (kg/s) est le débit massique de la vapeur surchauffée VS purgée entrante, $\dot{m}_{Cond.out}$ (kg/s) le débit massique de la vapeur surchauffée VS condensée sortante, $\dot{m}_{w.in}$ et $\dot{m}_{w.out}$ (kg/s) les débits massiques de l'eau de chauffage entrant et sortant du condenseur.

4.3.2 Equations du bilan d'énergie

Les Equations (33-34) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques de l'eau de chauffage entrante et sortante du condenseur, de la VS purgée condensée sortante du condenseur et les Equation (60-61) pour les enthalpies spécifiques de la VS purgée entrante dans le condenseur.

L'énergie thermique récupérée du condenseur est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{Q}_{Cond} = \dot{m}_{SHS.purged} f_{SHS} [Cp_v (T_{SHS.in} - T_{v.sat}) + L_e + Cp_w (T_{v.sat} - T_{w.out})] \quad (74)$$

où f_{SHS} est la fraction de la vapeur VS purgée récupérée, Cp_w et Cp_v (kJ/kg K) les capacités calorifiques spécifiques de l'eau liquide et de la vapeur d'eau, L_e (kJ/kg) la chaleur latente d'évaporation spécifique de l'eau à pression atmosphérique, $T_{SHS.in}$, $T_{v.sat}$ et $T_{w.out}$ (K) les températures de la vapeur surchauffée purgée entrante, de la vapeur saturante et de la vapeur surchauffée purgée condensée sortante.

4.3.3 Equations du bilan d'exergie

Les Equations (35-36) sont adaptée pour les exergies spécifiques de l'eau de chauffage entrante et sortante et de la vapeur VS purgée condensée sortante et l'Equation (69) pour l'exergie spécifique de la vapeur surchauffée purgée dans H.Ex.3. L'exergie chimique est corrigée selon l'Equation (25).

5. Bilan de matière, d'énergie et d'exergie du scénario « D_BGN2 » (effet de substitution)

Ce scénario est étudié pour évalué l'effet de substitution du biogaz dans les opérations de chauffage et de séchage du scénario « D_B2 ». Le biogaz est remplacé par le méthane. Seules les irréversibilités du brûleur, de l'échangeur (H.Ex.B) changent. Les irréversibilités des autres unités sont équivalentes à celles-ci du scénario « D_B2 ». L'irréversibilité totale du système principal du scénario « D_BGN2 » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_{D_BGN2} = \dot{I}_{STEP} + \dot{I}_{Brûleur,CH_4} + \dot{I}_{H.Ex.S} + \dot{I}_{H.Ex.B} + \dot{I}_{S2} + \dot{I}_{Cond} \quad (75)$$

5.1 Brûleur (CH₄)

Le système d'équation (S.7) et les Equations (26-32) sont adaptées pour le débit massique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion sortant du brûleur.

5.2 Echangeur de chaleur B (H.Ex.B)

Le système d'équation (S.8) est adapté pour H.Ex.B, les Equations (26-32) pour les débits massiques, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant, les Equations (60-68) et (69-70) pour l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique de la vapeur VS recyclée entrante et sortante dans H.Ex.B. L'exergie chimique est corrigée selon les Equations (25) et (32).

6. Bilan de matière, d'énergie et d'exergie du scénario MCI1

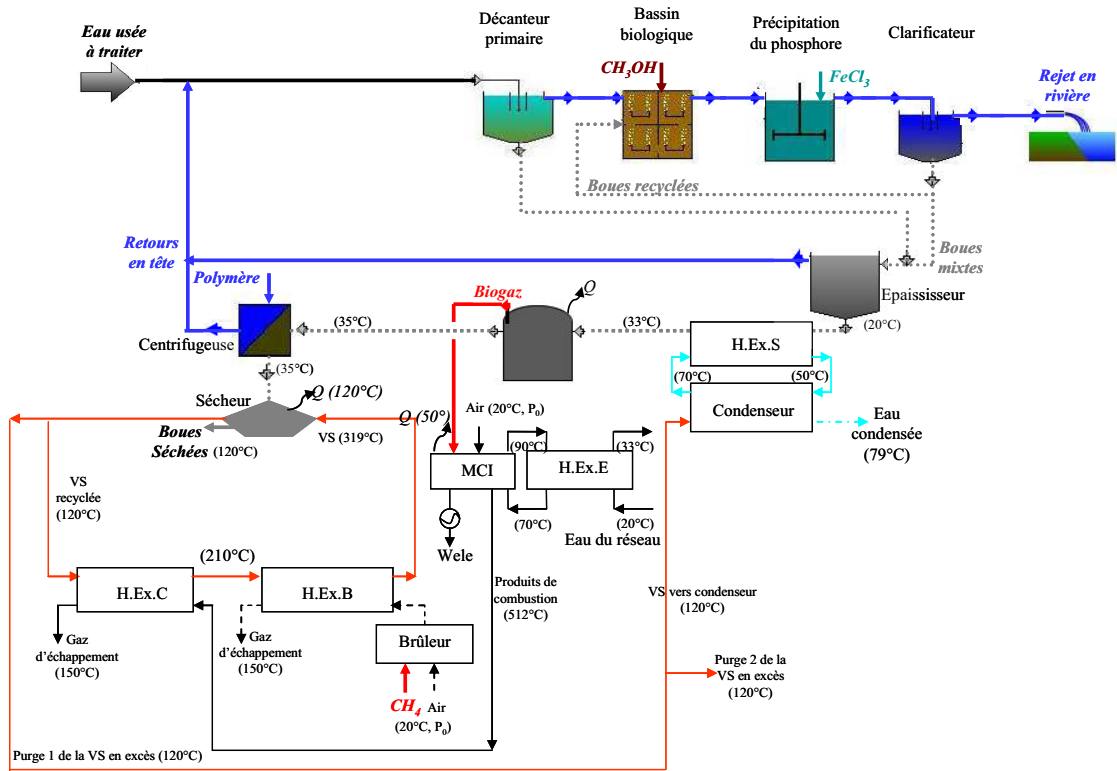


Figure A.V.4 : Schéma du scénario « D_MCI1 »

Dans ce scénario, les irréversibilités de la STEP, de l'échangeur de chaleur (H.Ex.S), du sécheur (S2) et du condenseur sont équivalentes à celles-ci dans le scénario « D_B2 ». Nous étudions les irréversibilités des nouvelles unités. L'irréversibilité totale du système principal du scénario « D_MCI1 » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_{MCI1} = \dot{I}_{STEP} + \dot{I}_{Burner,CH_4} + \dot{I}_{MCI,Biogaz} + \dot{I}_{H.Ex.B} + \dot{I}_{H.Ex.C} + \dot{I}_{H.Ex.E} + \dot{I}_{H.Ex.S} + \dot{I}_{S2} + \dot{I}_{Cond} \quad (76)$$

6.1 Moteur à combustion interne (MCI)

$$\begin{cases} \dot{m}_{Biogaz} + \dot{m}_{air} + \dot{m}_{w,MCI.in} = \dot{m}_g + \dot{m}_{w,MCI.out} \\ \dot{m}_{Biogaz} h_{Biogaz} + \dot{m}_{air} h_{air} + \dot{m}_{w,MCI} h_{w,MCI.in} = \dot{m}_g h_g + \dot{Q}_{MCI} + \dot{W} + \dot{m}_{w,MCI} h_{w,MCI.out} \\ \dot{m}_{Biogaz} ex_{Biogaz} + \dot{m}_{air} ex_{air} + \dot{m}_{w,MCI} ex_{w,MCI.in} = \dot{I}_{MCI.g} + \dot{I}_{MCI.oil} + \dot{m}_g ex_g + \\ \dot{m}_{w,MCI} ex_{w,MCI.out} + \dot{W} + \dot{E}x_{loss}^{MCI} \end{cases} \quad (S.11)$$

où \dot{m}_g (kg/s), h_g (kJ/kg) et ex_g (kJ/kg) représentent, respectivement, le débit massique des produits de combustion du biogaz dans le MCI, leur enthalpie spécifique et exergie spécifique.

L'analyse des compositions des produits de combustion du biogaz dans le MCI est réalisée par le logiciel Gaseq 0.79 (Morley, 2005). Dans ce logiciel seule la combustion du méthane est considérée et le dioxyde de carbone est rajouté dans la composition finale. Les produits de combustion en sortie du MCI sont supposés être ceux produits par la phase d'explosion interne.

Dans le Système d'équation (S.11), $\dot{m}_{w.MCI.in}$ et $\dot{m}_{w.MCI.out}$ (kg/s) représente le débit massique de l'eau de refroidissement entrante (70°C) et sortante (90°C), $h_{w.MCI.in}$, $h_{w.MCI.out}$ (kJ/kg) leurs enthalpies spécifiques et $ex_{w.MCI.in}$, $ex_{w.MCI.out}$ (kJ/kg) leurs exergies spécifiques, \dot{W} (kW) la puissance électrique produite par le MCI, le \dot{Q}_{MCI} (kW) la débit de chaleur rejeté dans l'environnement causé par la friction dans le moteur.

Les facteurs de conversion supposés pour la valorisation du biogaz sont 35% pour l'électricité (\dot{W}), 30% pour l'énergie thermique à haute température (\dot{E}_{HT}) au niveau des produits de combustion (512°C), 25% à basse température (\dot{E}_{BT}) au niveau de l'eau de refroidissement (70-90°C) et 10% pour l'énergie thermique perdue (\dot{Q}_{MCI}) en forme de chaleur dans l'environnement (Gay, 2002). Pour estimer la chaleur structurelle perdue nous supposons que la température de surface du MCI est de 50°C.

Ainsi,

$$\dot{E}_{HT} = \dot{m}_g h_g \quad (77)$$

$$\dot{E}_{BT} = \dot{m}_{w.MCI} (h_{w.MCI.out} - h_{w.MCI.in}) \quad (78)$$

Ainsi, les Equations (14), (15) et (22) sont adaptées pour le débit massique, le flux d'enthalpique et le flux exergétique du biogaz entrant le MCI (CH₄ et du CO₂). Les Equations (26-32) sont adaptées pour le débit massique, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion sortant du MCI. Les exergies chimiques des produits de combustion sont données dans le tableau suivant :

Tableau A.V.11 : Exergie chimiques des substances contenues les produits de combustion

	CH ₄	CO ₂	H ₂ O (g)	N ₂	O ₂	CO	NO	OH ^a	H ₂	O	H
ex _{ch} (kJ/mol)	831.65	19.87	9.5	3.97	0.72	275.1	88.9	163.1	236.1	233.7	331.3
^a Calculée à partir de la réaction entre H et O.											

Les Equations (33-34) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans le MCI. Les Equations (35-36) sont adaptée pour les exergies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans le MCI.

L'irréversibilité du MCI est donnée comme la somme de l'irréversibilité causée par le processus de combustion du biogaz ($\dot{I}_{MCI.g}$) et l'irréversibilité causée par l'échange thermique entre l'huile et l'eau de refroidissement ($\dot{I}_{MCI.oil}$). Pour calculer l'irréversibilité thermique au niveau de l'échangeur « huile-eau », il est supposé que l'irréversibilité du changement de température dans la section huile est supérieure à celle de l'eau de 15%. L'échangeur « huile-eau » ne figure pas sur le schéma. Ainsi,

$$\dot{I}_{MCI.oil} = \dot{m}_{w.MCI} (ex_{w.MCI.out} - ex_{w.MCI.in}) / 0.85 \quad (79)$$

6.2 Echangeur de chaleur (H.Ex.E)

L'énergie thermique à basse température (70-90°C) contenue dans l'eau de refroidissement ($\dot{m}_{w.MCI}$) n'est pas valorisée dans ce scénario. Elle est refroidie via l'eau du réseau (33-20°C) dans un échangeur de chaleur « eau-eau » (H.Ex.E) (Equation).

$$\dot{E}_{BT} = \dot{m}_w (h_{w.out} - h_{w.in}) \quad (80)$$

où $\dot{m}_{w.in}$ et $\dot{m}_{w.out}$ (kg/s) représente le débit massique de l'eau de réseau entrante (20°C) et sortante (33°C), $h_{w.in}$, $h_{w.out}$ (kJ/kg) son enthalpie spécifique en entrée et en sortie. Les Equations (28-29) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans l'échangeur (H.Ex.E).

Le bilan exergétique de l'échangeur (H.Ex.E) est donné dans l'équation suivante :

$$\dot{m}_w ex_{w.in} + \dot{m}_{w.MCI} ex_{w.MCI.in} = \dot{I}_{H.Ex.E} + \dot{m}_{w.MCI} ex_{w.MCI.out} + \dot{m}_w ex_{w.out} \quad (81)$$

Les Equations (35-36) sont adaptée pour les exergies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans l'échangeur (H.Ex.E).

6.2 Echangeur de chaleur B (H.Ex.B) & Echangeur de chaleur C (H.Ex.C)

Dans la configuration du scénario « D_MCI », les produits de combustion (512°C) ne fournissent pas la totalité d'énergie thermique nécessaire au sécheur 2. Ainsi, les produits de combustion sont utilisés dans une première étape pour chauffer la vapeur surchauffée de 120°C à 210°C dans l'échangeur B (H.Ex.B). La vapeur surchauffée est ensuite chauffée à la température recommandée dans un deuxième échangeur de chaleur C (H.Ex.C). Ce dernier est alimenté par les produits de combustion du brûleur de gaz naturel supplémentaire.

Le système d'équation (S.8) est adapté pour les échangeurs de chaleur B (H.Ex.B) et C (H.Ex.C), les Equations (26-32) pour les débits massiques, l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique des produits de combustion entrant et les gaz d'échappement sortant, les Equations (60-68) et (69-70) pour l'enthalpie spécifique et l'exergie spécifique de la vapeur VS recyclée entrante et sortante dans les échangeurs B et C. L'exergie chimique est corrigée selon les Equations (25) et (32).

7. Bilan de matière, d'énergie et d'exergie du scénario MCI2

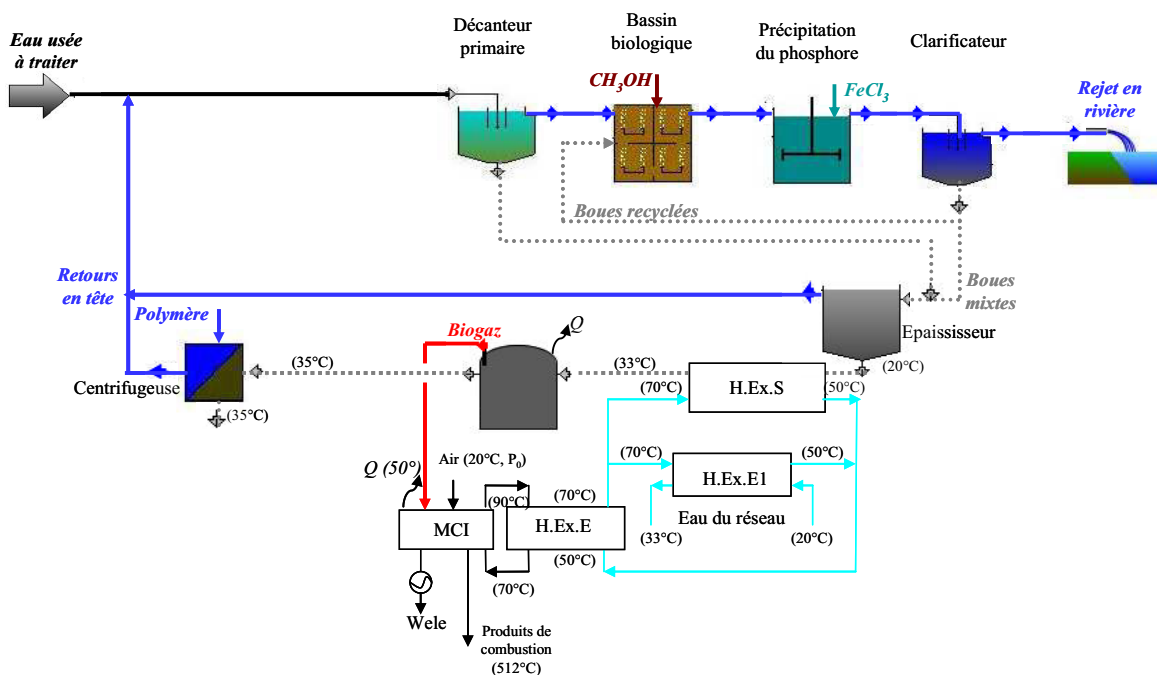


Figure 5 : Schéma du scénario « D_MCI2 »

Dans ce scénario, les irréversibilités de la STEP, de l'échangeur H.Ex.S et du MCI sont équivalentes à celles-ci dans le scénario « D_MCI1 ». Nous étudions les irréversibilités des

échangeurs de chaleur H.Ex.E et H.Ex.E1. L'irréversibilité totale du système principal du scénario « D_MCI2 » est donnée par l'équation suivante :

$$\dot{I}_{MCI2} = \dot{I}_{STEP} + \dot{I}_{MCI,Biogaz} + \dot{I}_{H.Ex.E} + \dot{I}_{H.Ex.E1} + \dot{I}_{H.Ex.S} \quad (82)$$

Dans ce scénario, les produits de combustion ne sont pas valorisés et ils sont rejetés dans l'environnement à 512°C. Le chauffage du digesteur est assuré par une partie de l'énergie thermique à basse température, contenue dans l'eau de refroidissement. La partie restante est refroidie dans un second échangeur « eau-eau » (H.Ex.E1). Ainsi, les Equations (33-34) sont adaptées pour les enthalpies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans les échangeurs (H.Ex.E) et (H.Ex.E1). Les Equations (35-36) sont adaptée pour les exergies spécifiques de l'eau entrante et sortante dans les échangeurs (H.Ex.E) et (H.Ex.E1). L'irréversibilité de l'échangeur de chaleur (H.Ex.E1) est représentée par le terme $\dot{I}_{H.Ex.E1}$.

Nomenclature	Lv	Chaleur latente de vaporisation de l'eau à T_{vv} (kJ/kg)
A Surface (m^2)	m	masse (kg)
C Concentration (kg/m^3)	\dot{m}	Débit massique (kg/s)
CAEE Coefficient d'autonomie d'énergie électrique (-)	P	Pression (Pa)
CAET Coefficient d'autonomie d'énergie thermique (-)	\dot{Q}	Flux de transfert de chaleur (W)
Cp Capacité calorifique spécifique (kJ/kg K)	R	Constante des gaz parfait (kJ/kmol K)
e Epaisseur (m)	S	Entropie spécifique ($J/kg \cdot K^{-1}$)
$\dot{E}x$ Flux d'exergie (W)	SHS	Super Heated Steam
ex Exergie spécifique (kJ/kg)	T	Température ($^{\circ}C, K$)
f Fraction	V	Volume (m^3)
h Enthalpie spécifique (kJ/kg)	\dot{V}	Débit volumique (m^3/s)
H Hauteur (m)	v	Volume spécifique (m^3/kg)
\dot{H} Flux d'enthalpie (W)	x	Fraction molaire des composés du mélange liquide (-)
I Irréversibilité (W)	y	Fraction molaire de des composés du mélange gazeux (-)
Le Chaleur latente d'évaporation de l'eau à pression atmosphérique (kJ/kg)		

Annexes

VS Vapeur surchauffée

\dot{W} Flux de travail (W)

Grec

ω Humidité absolue (kg H₂O/ kg of dry gas)

α Coefficient de transfert de chaleur (kJ/m² K)

λ Conductivité thermique (kJ/m K)

γ Coefficient d'activité (-)

μ Viscosité dynamique (Pa s)

Indice

0 Conditions environnementales

COD Demande Chimique en Oxygen

d Dévaluation

Dehy Boues Déshydratées

Dried Boues séchées

eff Effluent

g Gaz

i Composés du gaz (biogaz) sec

in Entrée

inf Influent

j Milieu environnant

op Operationnel

out Sortie

s Boues

sat Saturée

Th Epaisseur

TN Azote total

TP Phosphore total

TS Solide totaux

v Vapeur

w Eau

wv Etat de vaporisation de l'eau

ww Eaux usées Wastewater

Exposant

0 Conditions de l'état mort standard

a Aqueuse

dig Digesteur

grs Surface du sol

grw Surface d'eau

Tableau A.V.12 : Paramètres thermodynamiques utilisés dans les systèmes étudiés

Paramètres	
Température de l'influent et de l'effluent des eaux usées brutes (°C)	20
Température des boues déshydratées (°C)	35
Température des boues séchées (°C)	120
Température du biogaz (°C)	35
Température opérationnelle du digesteur (°C)	35
Température des produits de combustion à partir du CH ₄ (°C)	1419.58
Température des produits de combustion à partir du biogaz (°C)	1307.54
Température d'entrée des boues épaissies dans le H.Ex.1 (°C)	20
Température de sortie des boues épaissies du H.Ex.1 (°C)	33
Température d'alimentation dans le sécheur (°C)	53
Température d'entrée de l'eau de chauffage dans H.Ex.1 (°C)	70
Température de sortie de l'eau de chauffage du H.Ex.1 (°C)	50
Température de sortie des gaz d'échappement du H.Ex.2 (°C)	250
Température de sortie des gaz d'échappement du H.Ex.3 (°C)	150
Température de sortie des gaz d'échappement du sécheur D1 (°C)	120
Température de sortie de la VS recyclée du H.Ex.3 (°C)	319
Température de sortie de la VS du sécheur D2 (°C)	120
Température de sortie de la VS purgée condensée du condenseur (°C)	79
Capacité calorifique spécifique de l'influent, l'effluent et des boues épaissies (kJ/kg K)	
Capacité calorifique spécifique des boues déshydratées (kJ/kg K)	4.18
Capacité calorifique spécifique des boues séchées (kJ/kg K)	3.1 ^a
Capacité calorifique spécifique de la vapeur d'eau (kJ/kg K)	2 ^a
Chaleur latente de vaporisation de l'eau à 53°C (kJ/kg)	1.9
Chaleur latente de l'évaporation de l'eau à pression atmosphérique (kJ/kg)	2334
Coefficient de transfert de chaleur effectif global dans le sécheur (kJ/ m ² K s)	2257
Coefficient de transfert de chaleur effectif global entre les boues dans le digesteur et l'air ambiant (kW/ m ² K)	0.0083 ^b
Coefficient de transfert de chaleur effectif global entre les boues dans le digesteur et la surface du sol (kW/ m ² K)	0.00027 ^c
Coefficient de transfert de chaleur effectif global entre les boues dans le digesteur et la surface du sol (kW/ m ² K)	0.00024 ^c

a) Fitzpatrick and Lynch (1995)

b) Fitzpatrick (1998)

c) Zupančič and Roš (2003)

ANNEXE V.3 : Comparaison des impacts évités par la valorisation du biogaz

Catégorie d'impact	Unité	Scén_DBGN_Ch	Scén_DBGN1	Scén_DBGN2
Épuisement des ressources abiotiques	kg Sb eq	0.0356	0.11	0.0766
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	4.27	13.2	9.2
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	3.46 10 ⁻⁸	10.7 10 ⁻⁸	7.44 10 ⁻⁸
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	0.0391	0.121	0.0841
Écotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq	3.31 10 ⁻³	10.2 10 ⁻³	7.12 10 ⁻³
Écotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq	110	340	237
Écotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	3.64 10 ⁻³	11.3 10 ⁻³	7.85 10 ⁻³
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.185 10 ⁻³	0.572 10 ⁻³	0.399 10 ⁻³
Acidification	kg SO ₂ eq	3.04 10 ⁻³	9.41 10 ⁻³	6.56 10 ⁻³
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.143 10 ⁻³	0.442 10 ⁻³	0.308 10 ⁻³
CExC	kJ	70100	217000	151000

ANNEXE V.4 : Comparaison des impacts évités des scénarii par l'épandage des boues

Catégorie d'impact	Unité	Scén_C	Scén_C_(sans chaux)	Scén_DB
Epuisement des ressources abiotiques	kg Sb eq	0.0305	0.0207	0.0184
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	10.7	7.28	6.43
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	0.159 10 ⁻⁵	0.139 10 ⁻⁵	0.129 10 ⁻⁵
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	1.37	0.919	0.844
Ecotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq	0.107	0.0279	0.0259
Ecotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq	986	155	142
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	0.00501	0.00271	0.00244
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.174	0.173	0.161
Acidification	kg SO ₂ eq	4.33	4.32	4.01
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.0181	0.0177	0.0152
CExC	kJ	60100	43200	38600

ANNEXE V.5 : Comparaison des scénarii basée sur les catégories d'impact et l'exergie

Catégorie d'impact	Unité	Scén_C	Scén_DB2	Scén_DMCI1	Scén_DMCI2
Épuisement des ressources abiotiques	kg Sb eq	0.115	0.122	0.473	0.1
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	20.7	47.4	89	44
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	0.358 10 ⁻⁵	0.285 10 ⁻⁵	0.268 10 ⁻⁵	0.279 10 ⁻⁵
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	143	80.8	80.4	80.1
Écotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq	39.5	22	22	21.9
Écotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq	25700	22300	20400	19200
Écotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	25.7	14.2	14.3	14.2
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.385 10 ⁻²	0.536 10 ⁻²	-0.134	-0.136
Acidification	kg SO ₂ eq	0.82	0.705	0.716	0.685
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.564	0.586	0.652	0.651
CExC	kJ	10.6 10 ⁵	15 10 ⁵	19.3 10 ⁵	11.9 10 ⁵
Irréversibilité du système TE+TB	kJ	4.55 10 ⁵	5.634 10 ⁵	6.45 10 ⁵	5.637 10 ⁵

ANNEXE V.6 : Comparaison des scénarii basée sur la consommation électrique de la STEP

Catégorie d'impact	Unité	Scénario_C	Scénario_DB	Scénario_DMCI
Epuisement des ressources abiotiques	kg Sb eq ()	0.113	0.0874	0.113
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	15	11,6	15
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	0.244 10 ⁻⁵	0.188 10 ⁻⁵	0.244 10 ⁻⁵
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	3.99	3.08	3.99
Ecotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq	0.468	0.361	0.468
Ecotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq	14000	10800	14000
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	0.0553	0.0427	0.0553
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	0.00359	0.00277	0.00359
Acidification	kg SO ₂ eq	0.0979	0.0755	0.0979
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0,0052	0.00401	0.0052
CExC	kJ	13.2 10 ⁵	10.2 10 ⁵	13.2 10 ⁵

ANNEXE V.7 : Comparaison des scenarii sur la base de la méthode Eco-indicateur 99

Catégorie d'impact	Unité	Scén_C	Scén_DB	Scén_DMCI1	Scén_DMCI2
Ecotoxicité	PAF*m2yr	5710	3160	3160	3160
Carburants fossiles	MJ surplus	13.9	13.9	73.1	11.7
Acidification/ Eutrophisation	PDF*m2yr	7.28	5.8	8.73	8.65
Cancerigènes	DALY	$1.53 \cdot 10^{-3}$	$0.849 \cdot 10^{-3}$	$0.848 \cdot 10^{-3}$	$0.848 \cdot 10^{-3}$
Respiratoires inorganiques	DALY	$4.67 \cdot 10^{-5}$	$4.15 \cdot 10^{-5}$	$8.72 \cdot 10^{-5}$	$8.48 \cdot 10^{-5}$
Changement climatique	DALY	$4.34 \cdot 10^{-6}$	$9.96 \cdot 10^{-6}$	$18.7 \cdot 10^{-6}$	$9.25 \cdot 10^{-6}$
Respiratoires organiques	DALY	$1.51 \cdot 10^{-8}$	$1.3 \cdot 10^{-8}$	$2.22 \cdot 10^{-8}$	$1.24 \cdot 10^{-8}$
Couche d'ozone	DALY	$3.76 \cdot 10^{-9}$	$2.99 \cdot 10^{-9}$	$2.81 \cdot 10^{-9}$	$2.93 \cdot 10^{-9}$
Radiation	DALY	$9.05 \cdot 10^{-9}$	0	0	0
Minéraux	MJ surplus	0.00629	0	0	0
Occupation d'espace	PDF*m2yr	0.0282	0	0	0

ANNEXE V.8 : Comparaison des scénarii sans la considération des émissions de valorisation

Catégorie d'impact	Unité	Scénario_C	Scénario_DB	Scénario_DMCI1	Scénario_DMCI2
Potentiel de réchauffement global (GWP100)	kg CO ₂ eq	20.7	19.6	61.4	16.4
Détérioration de la couche d'ozone (ODP)	kg CFC-11 eq	3.58 10 ⁻⁶	2.85 10 ⁻⁶	2.68 10 ⁻⁶	2.79 10 ⁻⁶
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	143	80.8	80.4	80.1
Ecotoxicité aquatique (eau douce)	kg 1,4-DB eq	39.5	22	22	21.9
Ecotoxicité aquatique marine	kg 1,4-DB eq	25700	22300	20400	19200
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	25.7	14.2	14.3	14.2
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₂	3.85 10 ⁻³	5.36 10 ⁻⁶	6.53 10 ⁻⁶	4.6 10 ⁻⁶
Acidification	kg SO ₂ eq	0.82	0.705	0.716	0.685
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ eq	0.564	0.586	0.586	0.585

ANNEXE V.9 : Résultats de l'inventaire des eaux usées concentrées (unité/UF)**Tableau A.V.13** : Paramètres de l'eau en entrée et sortie (eaux épurées et boues) des deux scénarii « C » et « D » pour une eau usées concentrées (Flux en kg/UF)

Paramètres	MES	DCO	DBO ₅	MVS	MIES	NT	NTK	S _{NH}	S _{NO}	PT	S _P	S _{ALK}	CaO
E.E	33.08	54.75	27.40	23.5	9.6	5.47	5.47	3.45	0	1.46	1.21	0.51	-
C	S.E.	0.38	2.18	0.18	31.03	0.16	0.63	0.086	0.02	0.54	0.05	0.03	0.51
	S.B	47.62	44.01	19.42	0.22	16.58	2.56	2.56	0.003	0.001	1.23	0.001	0.002
	Rend. (%)	98.84	96	99.34	99.05	98.33	88.55	98.42	99.41	-	98.6	97.51	-
	S.E	0.46	1.94	0.18	0.21	0.25	0.63	0.13	0.07	0.5	0.05	0.023	0.568
D	S.B	28.19	28.88	1.91	19.46	9.45	2.04	2.04	0.08	0	0.77	0.168	0.005
	Rend. (%)	98.61	96.45	99.34	99.12	97.4	88.5	97.62	98.05	-	98.6	98.1	-

Tableau A.V.14 : Consommation électrique des deux scénarii « C » et « D » (Flux en kJ/UF)

Consommation électrique	Scénario C (concentrée)	Scénario D (concentrée)
Filière de traitement des eaux		
Décanteur primaire (pompe)	133.35	139.23
Clarificateur (pompe)	6979.54	7553.5
Bassin de boues activées (pompe)	9848.34	10 314.57
Bassin de boues activées (aération)	4.44 10 ⁵	6.75 10 ⁵
Bassin de précipitation du P (agitation)	9042	9042
Total. E. E	4.703 10 ⁵	7.017 10 ⁵
Filière de traitement des boues		
Epaississeur (pompe)	82.16	122.1
Digesteur anaérobie (agitation)	-	1 003.4
Centrifugeuse	19.04	8.03
Total. T. B	101.20	130.11
Total STEP	4.705 10 ⁵	7.02 10 ⁵

Tableau A.V.15 : Consommation des réactifs des deux scénarii « C » et « D » (Flux en kg/UF)

	Scénario C	Scénario D	Utilisation
Fe ³⁺	4.02	15.33	Précipitation du P
FeCl ₃	11.66	44.52	Précipitation du P
CH ₄ O	0.016	0.043	Dénitrification
Poly mère	0.005	0.083	Déshydratation des boues
Ca(OH) ₂	14.28	-	Stabilisation des boues

Tableau A.V.16 : Taux des flux entrant dans le décanteur primaire des deux scenarii « C » et « D » (%)

Paramètres (%)	Scénario	Influent	Retour de l'épaisseur	Retour de la centrifugeuses
DCO	Scénario C	95.63	1.18	3.18
	Scénario D	61.41	35.77	2.82
DBO ₅	Scénario C	96.08	1.09	2.83
	Scénario D	64.5	35.04	0.46
MVS	Scénario C	94.5	0.5	5
	Scénario D	50.74	47.2	2.06
MES	Scénario C	94.04	0.55	5.4
	Scénario D	44.14	53.97	1.88
S _s	Scénario C	98.05	1.71	0.23
	Scénario D	98.25	1.74	0
S _{LF}	Scénario C	0	87.8	11.9
	Scénario D	0	1.7	98.2
NT	Scénario C	96	1.97	2.03
	Scénario D	62.93	23.50	14.14
S _{NH}	Scénario C	98.03	1.74	0.23
	Scénario D	75	1.85	23.24
S _{NO}	Scénario C	0	88.06	11.93
	Scénario D	0	100	0
PT	Scénario C	94.8	1.8	3.4
	Scénario D	26.54	29.96	43.5
S _p	Scénario C	97.94	1.83	0.24
	Scénario D	33.1	1.8	65.10

Tableau A.V.17 : Taux des flux entrant dans l'épaisseur des deux scenarii « C » et « D » (%)

Paramètres (%)	Scénario	Boues primaires	Boues en excès
DCO	Scénario C	59.42	40.58
	Scénario D	60.7	39.3
DBO ₅	Scénario C	59	41
	Scénario D	57.66	42.33
MVS	Scénario C	61	39
	Scénario D	61.85	38.15

Tableau A.V.18 : Emissions gazeuse directes des processus des traitements des eaux et des boues des deux scenarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Oxydation de la matière organique (bassin aérobie) CO ₂	74.18 (42.93)	182.06 (44.87)
Biogaz digesteur		
CH ₄	-	8.562
CO ₂	-	17.003

Tableau A.V.19 : Masse des boues produites des deux scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Masse de s boues déshydratées	226.738	96.38
Siccité des déshydratées (%)	21	30
Masse de la MS (après déshydratation)	47.615	28.913
Masse de la MS (après chaulage ou séchage)	58.47	28.913
Siccité des boues chaulées ou séchées (%)	30	97
Masse de s boues chaulées ou séchées	194.90	29.82

Tableau A.V.20 : Emissions gazeuse directes des processus des traitement et élimination finale des boues des deux scénarii « C » et « D » (*Flux en kg/UF*)

	Scénario C	Scénario D
Valorisation du biogaz CO ₂	-	40.55
Dégazage du chaulage des boues NH ₃	0.07	-
Evaporation durant le stockage des boues NH ₃	0.624	0.51
Dénitrification durant l'épandage N ₂	0.624	0.51
Azote restant dans les boues NT	1.25	1.02
Phosphore contenu dans les boues PT	1.23	0.77
Engrais azotés évités (61%)	0.761	0.622
Engrais phosphorés évité (70%)	0.861	0.542
Chaux éteinte évitée (38% de la quantité appliquée)	5.43	-

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :

Monsieur Jean-Philippe STEYER, Directeur de Recherche, SUPAGRO, INRA, Narbonne

Monsieur Jacques BOURGOIS, Professeur, Ecole Nationale Supérieure des Mines, Saint-Etienne

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Monsieur BELHANI Mehdi

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE,
une thèse intitulée :

"Analyse de cycle de vie exergétique de systèmes de traitement des eaux résiduaires"

en vue de l'obtention du titre de :

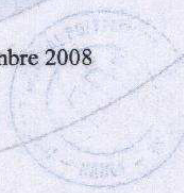
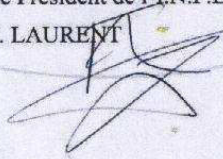
DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Spécialité : « **Génie des Procédés et des Produits** »

Fait à Vandoeuvre, le 25 novembre 2008

Le Président de l'I.N.P.L.,

F. LAURENT



NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 54501
VANDŒUVRE CEDEX

Analyse de cycle de vie exergetique de systèmes de traitement des eaux résiduaires

RESUME : Au cours de cette thèse, les prévisions de la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) sont améliorées, via l'exergie, pour l'analyse et l'éco-conception des procédés. Nous mettons l'accent sur le potentiel de l'analyse exergetique et de la Consommation d'Exergie Cumulée (CExC) dans l'évaluation du critère d'épuisement, de productivité et de recyclabilité des ressources naturelles. Dans ce cadre, les transferts de pollutions et les impacts environnementaux d'un système de traitement des eaux résiduaires (STEP) ont été analysés en relation avec l'exergie consommée (CExC) et de l'exergie détruite (*étude a priori*). L'étude montre que la décision est différente lorsque l'indicateur d'épuisement des ressources naturelles est basé sur la méthode CExC de celle basée sur la méthode CML. L'amélioration de l'éco-efficacité d'une STEP implique un recyclage des boues en agriculture. La stabilisation des boues par digestion anaérobie réduit le volume des boues et ainsi l'impact du transport en comparaison avec la stabilisation à la chaux. Toutefois, elle réduit le potentiel fertilisant des boues, d'une part, et augmente la consommation d'énergie et l'impact du réchauffement climatique à cause du traitement des retours en tête d'autre part. Bien que la valorisation du biogaz en cogénération réduise la dépendance énergétique de la STEP et améliore son éco-efficacité globale en comparaison avec le chaulage, elle n'offre pas la possibilité à un séchage des boues. Le séchage des boues constitue l'une des recommandations des agriculteurs, bien qu'il n'améliore pas le l'éco-efficacité globale de la STEP, en augmentant l'épuisement et l'exergie détruite des ressources brutes et du biogaz.

Mots-clés : *analyse de cycle de vie exergetique des procédés, STEP, digestion anaérobie, éco-conception, valorisation agricole des boues, valorisation du biogaz.*

Exergetic life cycle assessment of wastewater treatment systems

ABSTRACT : The focus of the work has been to improve the predictions of Life Cycle Assessment (LCA) via exergy for processes analysis and eco-design. The potential of the exergetic analysis and Cumulative Exergy Consumption (CExC) in estimating the criterion of depletion, productivity and recyclability of natural resources has been investigated. In this context, the transfer of pollutants and the environmental impacts of a wastewater treatment system (WWTP) have been analyzed in relation with the consumed exergy (CExC) and the destroyed exergy. The study shows that decision is different if the indicator of depletion of natural resources is based on the method of CExC or on the CML method.

The improvement of the overall eco-efficiency of a WWTP involves a recycling of sludge in agriculture. Stabilization of sludge by anaerobic digestion reduces the volume of sludge and consequently the impact of transport in comparison with the stabilization with lime. However, on one hand, it reduces the fertilizer potential of sludge. On the other hand it increases energy consumption and the impact of the global warming because of the treatment of digested sludge supernatant recycled to the WWTP. Although the recovery of biogas by cogeneration reduces the energy dependency of the WWTP and improves its overall eco-efficiency in comparison with the liming scenario, it does not provide the possibility for sludge drying. Drying the sludge is one of the recommendations of farmers, although it does not improve the overall eco-effectiveness of the WWTP, and increases the depletion and the destroyed exergy of raw resources and biogas.

Keywords : *activated sludge, anaerobic digestion, biogas recovery, eco-design, exergetic life cycle assessment of processes, sludge farm landing, wastewater treatment plant.*