UNIVERSITÉ DE LORRAINE

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

École Nationale Supérieure des Industries Chimiques

Institut National
Polytechnique de Lorraine

École Doctorale RP2E

Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées

THESE

Présentée et soutenue publiquement le 4 janvier 2006

pour l'obtention du

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

par

Sébastien Renou

Ingénieur ISIM

Composition du Jury

Président :	Prof. M. SARDIN
Rapporteurs:	Prof. A. GRASMICK Prof. O. JOLLIET
Examinateurs:	Prof. P. ROUSSEAUX Dr. M.N. PONS Dr. J.S. THOMAS
Invité :	F. LAURANS

Laboratoire des Sciences du Génie Chimique - CNRS - UPR 6811

REMERCIEMENTS

Ce travail n'a pu être réalisé que grâce au concours de différentes personnes et organismes que je tiens à remercier ici.

Je remercie la DRDT, Anjou Recherche de Veolia Environnement et le Laboratoire des Sciences du Génie Chimique de l'INPL (Institut National Polytechnique de Lorraine) de Nancy, qui ont été à l'origine de ce travail, l'ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique) qui a permis cette collaboration sous la forme d'une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE).

Mes remerciements iront tout particulièrement à Marie Noëlle PONS, qui a su me guider dans cette recherche, et à Jean-Sébastien THOMAS, qui a permis d'accorder ce travail avec les exigences du monde industriel. Je les remercie particulièrement pour leur confiance et leur encadrement.

Je remercie également les nombreuses personnes du groupe Veolia Environnement qui ont pris du temps pour ce projet, m'ont fait part de leur expérience et/ou m'ont transmis des données parfois sensibles. Je dois citer notamment les exploitants de la Générale des Eaux, d'OTV Exploitation et d'Onyx pour les études de sites, les experts techniques des centres de recherche de Veolia, Anjou Recherche et le CREED, de la Direction Technique de Veolia Water, des experts d'Onyx et de SEDE Environnement pour m'avoir orienté sur le plan technique.

Enfin je remercie les équipes auxquelles j'ai été intégré durant ces trois années dans les locaux du LSGC, d'Anjou Recherche et de la DRDT et qui ont contribué à une chaleureuse ambiance de travail : Virginie, Sébastien, Denis, Renaud, Jean-Sébastien, Christelle, Emmanuelle, François, Mathieu, Céline, Julie, Emmanuel, Magali, Isabelle, Frédéric…

Enfin, un grand merci à Laure, mon épouse, qui m'a supporté et m'a encouragé avec patience, même dans les moments délicats.

RESUME

Les performances environnementales des systèmes de traitement des eaux usées sont aujourd'hui mal évaluées. Une méthode exhaustive et fiable est donc nécessaire pour orienter les décideurs sur le plan environnemental. L'analyse de cycle de vie (ACV) a été choisie pour répondre à cette problématique.

L'ACV a été testée. Elle apparaît comme un outil incontournable pour étudier les impacts environnementaux des systèmes de traitement des eaux. Dans le cadre du développement de la méthode recherchée, il semble que l'association de plusieurs méthodologies soit le meilleur compromis : l'ACV pour les impacts globaux et d'autres outils pour évaluer les impacts locaux.

Enfin, un logiciel d'évaluation environnementale a été développé pour comparer les filières de traitement et de valorisation des boues urbaines. Deux impacts y sont évalués : l'énergie et l'effet de serre. Le contenu de cet outil, les phases de son développement ainsi qu'un exemple d'application sont présentés. Cet outil devrait rendre l'ACV plus accessible aux acteurs de l'assainissement.

ABSTRACT

Nowadays, the environmental performances of wastewater treatment systems are not properly analyzed. Thus, the development of an exhaustive and reliable method is needed to help stakeholders to choose the best environmental solutions. Life cycle assessment (LCA) was selected as a starting point to answer this problem.

LCA has been tested. This tool is essential to analyze the environmental performances of wastewater treatment systems. In order to fulfill our goal, the best compromise seems to be the association of LCA, to assess global impacts, with others methodologies, to assess local impacts.

Finally, a software has been developed to compare urban sludge treatment and recovering process trains. Two impacts, energy and greenhouse effect, are currently included in. The software and its development steps are described and illustrated through two case studies. This tool has made LCA easier to apply and more useful to wastewater field stakeholders.

GLOSSAIRE

ACV : analyse de cycle de vie
ADEME : agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFNOR : association française de normalisation
AFSSE : agence française de sécurité sanitaire environnementale
BH : boue humide ou boue brute
CET : centre d'enfouissement technique (appelé encore CSD ou ISD)
COV : composés organiques volatils
CSD : centre de stockage des déchets (appelé encore CET ou ISD)
CREED : centre de recherche sur l'environnement, l'énergie et les déchets (Veolia)
DBO : demande biologique en oxygène
DCO : demande chimique en oxygène
DRIRE : directions régionales de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
ESB : encéphalopathie spongiforme bovine
ETM : éléments traces métalliques
ETO : éléments traces organiques
GES : gaz à effet de serre
GIEC : groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
INERIS : institut national de l'environnement industriel et des risques
IPCC : intergovernmental panel on climate change
IPPC : integrated pollution prevention and control.
ISD : installation de stockage des déchets (appelée encore CET ou CSD)
ISO : international organization for standardization
LAEPSI : laboratoire d'analyse environnementale des procédés et des systèmes industriels
LCA : life cycle assessment
LCIA : life cycle impact assessment
MES : matières en suspension
MS : matières sèches
MV : matières volatiles
OCDE : organisation de coopération et de développement économique
OVH : oxydation par voie humide
PCB : polychlorobiphényles
PCDD : dibenzodioxines polychlorées
PCDF : dibenzofuranes polychlorées
PME : petites et moyennes entreprises
SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry
STEP : station d'épuration
UV : ultra violet

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS **1**
RESUME **2**
ABSTRACT **3**
GLOSSAIRE **4**
SOMMAIRE **5**
INTRODUCTION **10**

PARTIE I. LE CHOIX DE L'ACV COMME METHODE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX USEES **14**

I. LES SYSTEMES D'ASSAINISSEMENT **15**
1/ GENERALITES **15**
2/ LES STATIONS D'EPURATION ET LES PROCEDES DE TRAITEMENT **16**
2.1/ Le traitement des eaux usées 17
2.1.1/ Les prétraitements 17
2.1.2/ Le traitement primaire 18
2.1.3/ Le traitement secondaire 18
2.1.4/ Le traitement tertiaire 21
2.2/ Le traitement des boues 22
2.3/ Les procédés annexes 28
3/ LA REGLEMENTATION POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT .. **30**
II. LES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LEURS METHODES D'EVALUATION **33**
1/ DEFINITIONS **33**
2/ LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX **34**
2.1/ L'effet de serre 34
2.2/ L'épuisement des ressources naturelles 35
2.3/ L'acidification 37
2.4/ La santé des populations 37
2.5/ La pollution des milieux naturels et des écosystèmes 39
2.5.1/ L'eutrophisation 39
2.5.2/ L'écotoxicité 41
2.5.3/ Les usages du milieu naturel 41
2.6/ Les nuisances 42
2.6.1/ Les odeurs 42
2.6.2/ Le bruit 43
2.6.3/ Le trafic routier 44
2.7/ Conclusion sur les impacts environnementaux 44
3/ LES METHODES D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE **45**
3.1/ Présentation des différentes méthodes 45
3.2/ Synthèse sur les méthodes d'évaluation environnementale 50

4/ CHOIX D'UN METHODE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE 51
4.1/ Objectifs de la méthode et critères de sélection 51
4.2/ Choix de la méthode..... 52
III. LA METHODOLOGIE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE 53
1/ PRESENTATION DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE 53
1.1/ Définition 53
1.2/ Une méthode normée 53
1.3/ Le concept du cycle de vie 54
2/ LES ETAPES D'UNE ETUDE ACV 55
2.1/ La définition des objectifs 55
2.2/ La définition du champ de l'étude..... 56
2.3/ L'analyse de l'inventaire 58
2.4/ L'évaluation des impacts..... 58
2.5/ L'interprétation..... 61
3/ LES METHODES D'EVALUATION DES IMPACTS..... 61
4/ LES LIMITES DE L'ACV..... 64
5/ LES APPLICATIONS DE L'ACV..... 64
6/ L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE APPLIQUEE AU TRAITEMENT DES EAUX USEES..... 66
6.1/ Particularités de l'ACV appliquée aux procédés..... 66
6.2/ Particularités du domaine du traitement des eaux 67
6.3/ Les études ACV en traitement des eaux usées 68
IV. CONCLUSION..... 72

PARTIE II. EVALUATION DE LA METHODOLOGIE ACV APPLIQUEE AUX SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX USEES..... 74

I. PRESENTATION DE L'ETUDE DE CAS DE L'ACV D'UNE STATION D'EPURATION..... 76
1/ DESCRIPTION DE L'USINE D'EPURATION 76
2/ UNITE FONCTIONNELLE..... 77
3/ FRONTIERES DU SYSTEME ETUDIE 78
4/ LOGICIEL ET METHODES..... 79
5/ IMPACTS EVALUES 79
6/ HYPOTHESES ET DONNEES..... 80
6.1/ Hypothèses sur la station..... 80
6.2/ Hypothèses sur les autres modules..... 82
II. RESULTATS 85
1/ ACIDIFICATION..... 86
1.1/ Résultats 86
1.2/ Analyse de sensibilité sur l'ammoniac 87
2/ EFFET DE SERRE..... 89
2.1/ Résultats 89
2.2/ Analyse de sensibilité..... 91

2.2.1/ Influence du CO_2 biogène 91
2.2.2/ Influence du protoxyde d'azote N_2O 93
2.2.3/ Influence de la distance pour les transports 95
2.2.4/ Influence du mode de production énergétique 96
3/ EUTROPHISATION 98
3.1/ Résultats 98
3.2/ Analyse de sensibilité 100
4/ RESSOURCES 101
4.1/ Résultats 101
5/ TOXICITE 103
5.1/ Respect de la réglementation 103
5.1.1/ Rejet de l'eau traitée 103
5.1.2/ Epandage des boues 104
5.2/ Résultats 104
6/ COMPARAISON DES ETAPES DE CONSTRUCTION, D'EXPLOITATION ET DE DEMANTELEMENT 107
6.1/ Hypothèses 107
6.2/ Résultats 107
III. DISCUSSION SUR LES ASPECTS METHODOLOGIQUES 109
1/ PARTICULARITES METHODOLOGIQUES DE L'ACV EN TRAITEMENT DES EAUX 110
1.1/ Structure du cycle de vie 110
1.2/ Particularités des procédés de traitement d'eau 114
1.3/ Particularités du produit traité 115
2/ CHAMP DE L'ETUDE 117
2.1/ Caractérisation de l'unité fonctionnelle 117
2.2/ Frontières du système et modélisation des scénarios 121
2.3/ Qualité des données 122
3/ ANALYSE DE COEFFICIENTS DES METHODES DE CALCULS DE L'IMPACTS TOXICITE 125
4/ LE PROBLEME DE LA CONSTRUCTION ET DU DEMANTELEMENT 128
4.1/ Les problèmes liés à la construction 128
4.1.1/ 1ère étape : collecte des données 128
4.1.2/ 2ème étape : variabilité des bases de données 130
4.2/ Problèmes liés au démantèlement 135
4.3/ Intérêt d'étudier les phases de construction et de démantèlement 136
IV. SYNTHESE ET DISCUSSION 139
1/ SYNTHESE DE L'ETUDE DE CAS 139
2/ DISCUSSION 143

PARTIE III. APPLICATION DE L'ACV AU DOMAINE DU TRAITEMENT DES EAUX 150

I. DEVELOPPEMENT D'UN OUTIL D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX. 152

1/ ORIGINE DU PROJET 153

1.1/ Le contexte du secteur des filières de traitement des boues 153

1.2/ Objectifs de l'outil 153

2/ DESCRIPTION DE L'OUTIL 155

2.1/ Présentation de l'outil 155

2.1.1/ Unité fonctionnelle 155

2.1.2/ Frontières du système 155

2.1.3/ Impacts étudiés 156

2.2/ Logique de programmation 157

2.3/ Procédés modélisés 158

3/ LE DEVELOPPEMENT DE L'OUTIL 160

3.1/ La collecte des données 160

3.2/ Choix du support informatique 161

3.3/ Programmation du logiciel 164

3.4/ Phases de validation 166

II. EXEMPLE D'APPLICATION : L'INTERET DE LA DIGESTION ANAEROBIE 167

1/ CAS D'ETUDE 1 : DIGESTION AVEC VALORISATION ELECTRIQUE DU BIOGAZ 168

1.1/ Présentation de l'étude 168

1.1.1/ Scénarios étudiés 168

1.1.2/ Echelles d'étude et unité fonctionnelle 169

1.1.3/ Description des stations et des scénarios modélisés 170

1.1.3.1/ STEP A 170

1.1.3.2/ STEP B 171

1.1.3.3/ Autres hypothèses 174

1.1.4/ Modélisation des systèmes 175

1.2/ Comparabilité des deux usines 179

1.3/ Evaluation de l'impact énergie 181

1.3.1/ A l'échelle de la file boue 181

1.3.1.1/ Résultats du modèle 181

1.3.1.2/ Comparaison des scénarios Modèle / Réalité 184

1.3.2/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue 186

1.3.3/ A l'échelle de la station 188

1.3.4/ A l'échelle du cycle de vie de la station 190

1.4/ Evaluation de l'impact effet de serre 192

1.4.1/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue 192

1.4.2/ A l'échelle du cycle de vie de la station 194

2/ CAS D'ETUDE 2 : FILIERE AVEC UNE INCINERATION DES BOUES 197

2.1/ Présentation de l'étude 197
2.1.1/ Scénarios étudiés 197
2.1.2/ Echelles d'étude et unité fonctionnelle 198
2.1.3/ Description de la station et des scénarios modélisés 198
2.1.4/ Modélisation des systèmes 202
2.2/ Evaluation de l'impact énergie 204
2.2.1/ A l'échelle de la file boue 204
2.2.1.1/ Résultats du modèle 204
2.2.1.2/ Comparaison des scénarios Modèle / Réalité 206
2.2.2/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue 208
2.3/ Evaluation de l'impact effet de serre 210
III. CONCLUSION 213

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 215
BIBLIOGRAPHIE 219
LISTE DES FIGURES 230
LISTE DES TABLEAUX 232
ANNEXES 234
ANNEXE 1 : PRESENTATION DE LA METHODE ECO-INDICATOR 235
ANNEXE 2 : DETAIL DES HYPOTHESES ET DONNEES POUR LA STEP A 241
ANNEXE 3 : EXEMPLE DE FICHE SYNTHETIQUE DECRIVANT LES PROCEDES DU LOGICIEL 249
ANNEXE 4 : EXEMPLE D'UTILISATION DU LOGICIEL DEVELOPPE 24954

INTRODUCTION

Jusqu'au XX°s, l'assainissement avait pour seul objectif d'éloigner des ensembles urbains les eaux usées, vecteurs de microorganismes pathogènes. A partir de 1950, la prise de conscience de l'impact sur l'environnement des effluents urbains et industriels a abouti à la mise en place des systèmes d'épuration dans les pays occidentaux et a vu la création des organismes régionaux, nationaux et internationaux de régulation du cycle de l'eau. En France, les agences de bassin ont été créées en 1964.

Depuis, les préoccupations des populations et des pouvoirs publics sur les plans environnementaux et sanitaires n'ont cessé de croître, avec pour conséquence une réglementation toujours plus exigeante et un métier de l'assainissement qui s'est considérablement complexifié. Limités au début à réduire la pollution carbonée, les efforts se sont multipliés dans les années 1980 et 1990 pour diminuer les rejets en azote et phosphore, particulièrement nuisibles aux écosystèmes par le phénomène d'eutrophisation. De nos jours, grâce aux meilleures performances de l'analyse, de nouvelles substances polluantes sont mises en évidence dans les effluents urbains ou industriels.

Par ailleurs, l'amélioration des filières de traitement des eaux usées a engendré l'augmentation des sous-produits concentrant les pollutions : refus de dégrillage, sables, graisses, air vicié et boues d'épuration. Ces sous-produits, et particulièrement les boues qui représentent les plus gros volumes, doivent être conditionnés et éliminés de la façon la plus adéquate, ce qui rajoute des équipements supplémentaires sur les stations d'épuration, en plus des ouvrages de traitement d'eau. Les systèmes d'assainissement doivent donc être régulièrement repensés au niveau technique (développement de nouveaux procédés) ou systémique (mise en place de police des réseaux, traitements à la source des effluents industriels).

Ainsi, au cours des dernières décennies, le rôle des systèmes d'épuration s'est profondément diversifié. La protection de l'environnement, objectif de l'épuration, requiert des actions de plus en plus contraignantes, tant du point de vue quantitatif (nombre de paramètres et d'impacts à intégrer) que qualitatif (exigence des normes et seuils de rejets). Cette évolution ne facilite pas la tâche des décideurs qui cherchent à identifier les solutions techniques les plus respectueuses de l'environnement.

Par exemple, dans les présentations commerciales de procédés, on peut lire que telle technologie est écologique car elle consomme moins d'énergie, une autre est plus respectueuse du développement durable parce qu'elle a des performances épuratoires poussées, une autre encore car elle permet un recyclage de certains sous-produits. De même, les gestionnaires d'une station d'épuration moderne ne doivent plus se contenter de rejeter un effluent en respectant la réglementation en vigueur. Ils doivent au contraire intégrer les pollutions directes et indirectes de leur usine. Cela va des nuisances envers le voisinage (bruit, odeurs) jusqu'aux limitations des émissions de gaz à effet de serre imposées par le protocole

de Kyoto, en passant par les économies d'énergie ou la surveillance de la qualité sanitaire des boues d'épuration à épandre.

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. Mais comment distinguer de manière fiable les technologies sur le plan environnemental ? Comment comparer de façon crédible et exhaustive des solutions techniques ? Les réponses ne semblant pas immédiates, un outil scientifique d'aide à la décision apparaît incontournable.

Dans le cadre du développement d'une méthode d'évaluation environnementale fiable et exhaustive pour analyser et comparer les systèmes de traitement des eaux usées et des boues, l'objet de cette thèse est d'étudier l'apport de la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV). Dans ce travail, nous essaierons donc de caractériser les systèmes d'assainissement, d'en identifier les impacts environnementaux et les outils existants pour évaluer ces impacts. Puis nous étudierons en quoi l'ACV peut remplir le rôle de la méthode recherchée. Enfin, en fonction des résultats obtenus, nous tenterons de développer un outil d'évaluation environnementale adapté à une utilisation par les professionnels du domaine du traitement de l'eau. Ce travail est le fruit d'une collaboration entre la Direction de la Recherche, du Développement et de la Technologie (DRDT) qui est le centre de recherche du groupe Veolia Environnement, et le Laboratoire des Sciences du Génie Chimique (LSGC) de l'Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL).

La première partie de ce mémoire présente le domaine de l'assainissement, les pollutions qu'il génère, ainsi qu'une description des principales méthodes d'évaluation environnementale. Après une comparaison de ces méthodes et une description des propriétés que devra posséder l'outil recherché pour une application en traitement des eaux usées, nous expliquerons en quoi la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV ou LCA en anglais) nous est apparue comme la méthode la plus adaptée à ce que nous souhaitions développer. La méthodologie ACV sera alors détaillée pour mieux comprendre le travail qui suit.

Dans la deuxième partie, la méthodologie ACV est appliquée au domaine du traitement des eaux. L'objectif est d'identifier dans quelle mesure cet outil peut répondre aux questions environnementales de ce secteur et quelles en sont les limites éventuelles. Pour ce faire, ce travail se base sur un cas d'étude d'une usine d'épuration existante. A partir de cette expérience, nous analyserons plus particulièrement certains aspects méthodologiques. Cette étude approfondie de l'ACV nous permettra ainsi d'en identifier les atouts et les limites pour une application en traitement des eaux usées.

Enfin, dans la troisième partie, un outil d'aide à la décision basé sur l'ACV est présenté. En effet, au regard des conclusions de la deuxième partie et dans le cadre d'un besoin particulier

de Veolia Environnement, ce travail a contribué au développement d'un logiciel d'évaluation environnementale destiné à comparer différentes filières de traitement des boues d'épuration urbaines. Après une description détaillée de l'outil, l'intérêt et les capacités de celui-ci seront illustrés à travers deux cas d'étude. Pour cela, nous évaluerons les avantages environnementaux de la digestion anaérobie des boues.

PARTIE I.

LE CHOIX DE L'ACV COMME METHODE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX USEES

I. LES SYSTEMES D'ASSAINISSEMENT

1/ GENERALITES

Une agglomération urbaine ou rurale est parcourue par un flux d'eau qui conditionne son activité et son développement. Cette eau est prélevée dans le milieu naturel, rivière ou nappe, et y retourne après avoir été utilisée pour divers usages avec des déchets provenant des utilisateurs domestiques, industriels ou agricoles. Les eaux qu'il est nécessaire d'évacuer du milieu urbain sont constituées par les eaux usées domestiques (lessive, cuisine, douche, WC…), les eaux pluviales (précipitations atmosphériques, eaux d'arrosage, de lavage…), les eaux industrielles (eaux de procédé, eau de refroidissement, de lavage dans les activités de fabrication, de production, de transformation ou de service)…

Les rejets urbains menacent les populations et entraînent des nuisances sur les écosystèmes que ceux-ci sont incapables de prendre en charge par autoépuration. Le rôle des systèmes d'assainissement mis en place est [VALIRON, 1989]:

- d'évacuer rapidement sans stagnation et sans risques loin des habitations les effluents urbains contenant les substances susceptibles de générer des odeurs, des putréfactions ou des microorganismes pathogènes nuisibles pour la santé des habitants. Par nécessité, ces eaux sont évacuées dans le milieu naturel,
- d'évacuer vers le milieu naturel les eaux de ruissellement pour éviter les inondations et la dégradation des biens dans des limites compatibles avec les possibilités économiques,
- de protéger le milieu naturel en évitant que les produits évacués puissent dégrader ce milieu dans des conditions dangereuses ou simplement désagréables non seulement pour les habitants de l'agglomération mais également pour les usagers de l'eau en aval des rejets.

Les systèmes d'assainissement, illustrés en figure 1, regroupent l'ensemble des dispositifs susceptibles de remplir ces objectifs :

- le réseau d'assainissement : il permet la collecte des eaux de l'agglomération vers le milieu naturel, via une éventuelle étape de traitement. On distingue les réseaux séparatifs ou unitaires suivant que les eaux pluviales sont mélangées ou non au réseau de collecte des eaux usées domestiques et industrielles.
- l'épuration des eaux : il s'agit d'un traitement en vue de dégrader la pollution des eaux afin de les rendre au milieu naturel sans altérer la qualité de celui-ci. Il existe deux grandes familles : l'assainissement autonome, lorsqu'un traitement collectif n'est pas intéressant, et les stations d'épuration, exutoire des réseaux de collecte où sont traitées collectivement les eaux avant rejet dans le milieu naturel. Il existe aussi des ouvrages de traitement particuliers pour les eaux pluviales.

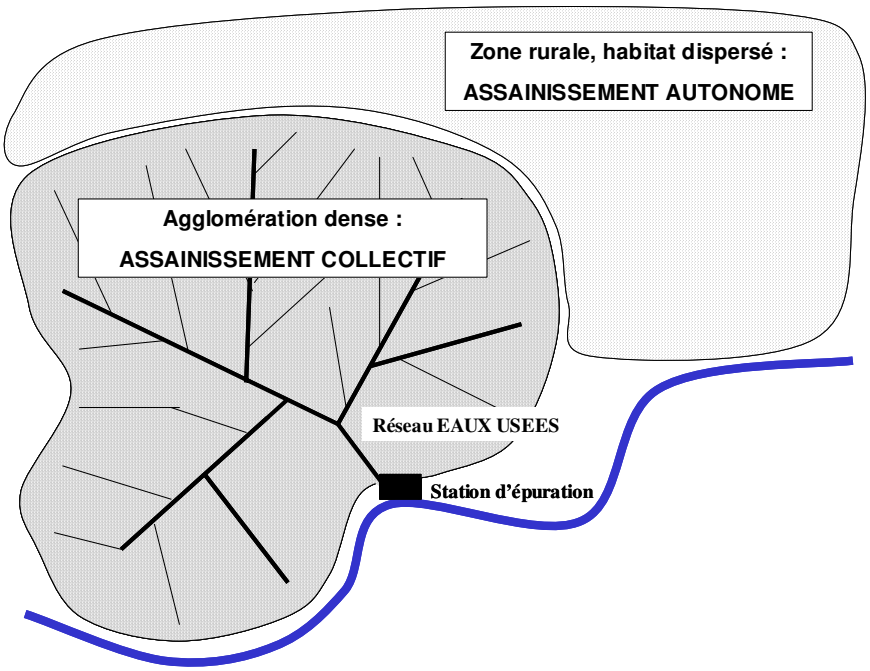


Figure 1 : Les dispositifs d'assainissement d'une agglomération

Dans notre étude, **nous nous limiterons aux stations d'épuration des eaux usées urbaines**. En effet, le développement d'un outil d'évaluation des impacts environnementaux nous impose de nous concentrer sur les aspects méthodologiques. Compte tenu du temps imparti et de la difficulté à obtenir les nombreuses données techniques nécessaires, nous avons choisi de limiter nos sujets d'étude aux stations d'épuration des eaux usées urbaines, ce qui exclut l'assainissement autonome, les réseaux, l'épuration des eaux pluviales et industrielles séparées des eaux usées domestiques. En cas de succès du développement de la méthode, nous sommes conscients que les études environnementales devraient bien évidemment être étendues à ces dispositifs pour avoir une vision globale de la performance environnementale des systèmes d'assainissement.

2/ LES STATIONS D'EPURATION ET LES PROCEDES DE TRAITEMENT

Une station d'épuration se compose de plusieurs étapes de traitement que nous regroupons en trois catégories :

- la chaîne de traitement de l'eau : elle regroupe la chaîne des procédés qui dépolluent l'eau usée,
- la chaîne de traitement des boues : elle conditionne les boues en vue de leur élimination et de leur valorisation éventuelle,
- les procédés annexes : ce sont les procédés qui ne traitent ni l'eau, ni les boues mais qui ajoutent une qualité de service à l'usine d'épuration.

2.1/ Le traitement des eaux usées

La dépollution des eaux usées se décompose en quatre étapes :

- Les prétraitements
- Le traitement primaire
- Le traitement secondaire
- Le traitement tertiaire

2.1.1/ Les prétraitements

Les prétraitements visent à retirer de l'eau usée les matières qui peuvent nuire à la qualité du traitement aval ou à la pérennité des ouvrages. Ces matières sont :

- les objets encombrants : un dégrilleur retient les objets trop volumineux et encombrants qui pourraient dégrader les pompes ou obstruer les canalisations. Les dégrilleurs modernes disposent de râteaux d'évacuation des objets avec des systèmes automatisés d'ensachage des refus de dégrillage. Les refus de dégrillage sont envoyés soit en centre d'enfouissement technique de classe 2 (CET II), soit en incinération.
- les graisses, huiles et autres matières flottantes : elles sont récupérées dans un dégraisseur, ouvrage dans lequel, par diffusion de fines bulles d'air, les huiles et les graisses remontent à la surface où elles sont raclées. Les graisses peuvent soit être traitées sur la station soit être évacuées en CET (réglementairement interdit à partir de 2002) ou en incinération. Les graisses perturbent les traitements biologiques en limitant la diffusion de l'oxygène dans l'eau et en gênant la décantation des boues. Par leurs propriétés chimiques, elles peuvent également être source d'odeurs nauséabondes et de colmatage des canalisations. Elles diminuent aussi les performances de la déshydratation des boues. Enfin, les substances lipidiques favorisent le développement des bactéries filamenteuses, sources de graves perturbations sur les stations [CANLER, 2001].
- les sables et les matières facilement décantables : un dessableur récupère par décantation les sables, protégeant ainsi les ouvrages en aval d'un ensablement et les pompes d'une usure accélérée. Les sables sont également évacués en CET. Toutefois des systèmes modernes permettent leur recyclage par lavage et classification.

En station d'épuration, les prétraitements commencent par le dégrillage, puis par le dégraisseur et le dessableur qui sont le plus souvent combinés dans un même ouvrage. Les eaux usées, débarrassées des objets encombrants, des graisses et des sables, peuvent alors être dirigées vers le traitement primaire ou directement en traitement secondaire.

2.1.2/ Le traitement primaire

Le traitement primaire consiste en une étape de décantation. Cette phase permet d'éliminer une fraction des matières en suspension, jusqu'à 60 %, et de la matière organique, de l'ordre du tiers de la DBO_5 entrante [DEGREMONT, 1989]. Cette pollution constitue alors les boues primaires, fortement organiques et fermentescibles qui sont envoyées vers la chaîne de traitement des boues. Le traitement primaire permet de réduire la charge polluante arrivant au traitement secondaire mais génère un volume de boues important. Cette étape ne permet pas d'atteindre les seuils de rejets réglementaires. La fosse Imhoff, particulièrement bien adaptée aux petites STEP, est un procédé qui cumule la décantation primaire, la digestion et le stockage des boues [ALEXANDRE, 1998].
Dans les stations qui fonctionnent uniquement par traitement physico-chimique (cas de nombreuses villes côtières), le traitement primaire est la seule étape de traitement de l'eau. Dans ce cas, la décantation est optimisée par un conditionnement préalable avec un coagulant. Ce dernier est mélangé à l'eau usée (coagulation) et regroupe les particules et colloïdes faiblement décantables en flocs plus lourds (floculation) qui sont alors piégés par décantation. La décantation lamellaire, version optimisée de la décantation classique, permet également d'améliorer la performance de cette étape et de diminuer l'emprise au sol des ouvrages.
Le traitement primaire est une étape facultative et dans de nombreuses STEP, les eaux usées prétraitées sont directement acheminées vers la phase de traitement secondaire.

2.1.3/ Le traitement secondaire

Il s'agit d'un traitement biologique dont l'objectif est l'élimination de la pollution carbonée, azotée et phosphorée. Le traitement biologique utilise la capacité auto-épuratrice de microorganismes dont l'activité est améliorée en la plaçant dans des conditions optimales. L'épuration par la biomasse peut prendre plusieurs formes : systèmes à culture libre ou fixée, procédé intensif ou extensif. Quelle que soit la technologie, le principe du traitement biologique est le même [DEGREMONT, 1989]:

- traitement de la pollution carbonée :

La pollution organique est dégradée par les bactéries hétérotrophes en milieu aérobie. Les substances sont d'abord hydrolysées en molécules simples. Celles-ci sont alors utilisées par les bactéries comme source d'énergie dans des réactions biologiques, nécessitant la présence d'un oxydant, le plus souvent l'oxygène. Ces réactions assurent l'activité des microorganismes qui se multiplient. Le volume de biomasse augmente ce qui impose d'extraire régulièrement un volume équivalent de boues pour conserver l'équilibre dans le réacteur. Le carbone des eaux usées est ainsi transformé soit en CO_2, soit en biomasse. Les charges massiques et volumiques sont les rapports entre la quantité de pollution organique à dégrader, évaluée en DBO ou en DCO, et respectivement la concentration en biomasse dans ce volume ou le volume de réacteur. Ce sont des paramètres importants qui servent à définir différentes gammes de fonctionnement qui conditionnent les volumes de dimensionnement

des réacteurs et les performances du traitement biologique. On parle ainsi de forte, moyenne et très faible charge. A titre d'exemple, le tableau 1 donne les charges massiques pour les boues activées.

	Très faible	Faible	Moyenne	Forte
Charge massique ($kg\ DBO_5.\ kg^{-1}\ MES.j^{-1}$)	< 0,07	$0,07 < C_m < 0,15$	$0,15 < C_m < 0,4$	> 0,4
Charge volumique ($kg\ DBO_5.\ m^{-3}.j^{-1}$)	< 0,4	$0,4 < C_v < 0,7$	$0,7 < C_v < 1,5$	> 1,5

Tableau 1 : Charges de fonctionnement pour les boues activées, d'après [DEGREMONT, 1989]

Les bactéries hétérotrophes sont sensibles à la charge polluante et réagissent différemment en fonction de celle-ci. En faible charge notamment, le phénomène de respiration endogène, auto-oxydation des bactéries, augmente la demande en oxygène, et donc la consommation d'énergie, mais produit des boues en quantité réduite et plus stabilisées. La nitrification de l'azote n'est possible qu'en très faible charge, à cause du taux de croissance plus faible des bactéries autotrophes nitrifiantes. C'est pourquoi le fonctionnement en faible charge est conseillé par les experts.

- traitement de la pollution azotée :

Le traitement de l'azote se déroule en deux étapes [HENZE, 1997] : une phase aérobie, la nitrification, où l'azote organique et l'ammonium NH_4^+ sont oxydés en nitrates NO_3^- par les bactéries autotrophes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* qui assurent successivement la conversion de l'ammoniaque en nitrites NO_2^-, puis celles des nitrites en nitrates. La nitrification est réalisée dans le même réacteur que le traitement de la pollution carbonée. Cependant, compte tenu de la cinétique plus lente de la nitrification, celle-ci ne peut avoir lieu que dans des ouvrages en très faible charge.

La deuxième phase, la dénitrification, a lieu en conditions anoxiques. Les nitrates sont utilisés comme oxydant en remplacement de l'oxygène par les bactéries hétérotrophes qui les réduisent en diazote N_2. En plus de conditions d'anoxie, la dénitrification nécessite une source de carbone suffisante. C'est pourquoi dans les systèmes à boues activées, la dénitrification peut avoir lieu dans un bassin séparé qui est alors en amont du bassin biologique aéré. Elle peut également se dérouler dans le même bassin par alternance des phases aération/ anoxie, en programmant les temps de marche et d'arrêt du système d'aération. L'étape de dénitrification garantit une meilleure gestion de la décantation des boues au niveau du clarificateur. En effet, sans contrôle efficace de la dénitrification, cette étape peut avoir lieu dans le clarificateur ce qui provoque des remontées de boues par dégazage du N_2 et des pertes de boues dans le cours d'eau.

Une maîtrise du traitement de l'azote par nitrification/ dénitrification permet d'atteindre des rendements jusqu'à 95 % pour l'élimination de l'azote.

- traitement de la pollution phosphorée :

Contrairement au carbone et à l'azote, le phosphore ne peut pas être évacué vers l'atmosphère. La seule voie d'élimination du phosphore consiste à le concentrer dans les boues. Le traitement de la pollution carbonée peut éliminer 20 à 30 % du phosphore [DERONZIER, 2004], performance largement insuffisante. Un traitement complémentaire est donc nécessaire. Il peut être de deux natures : biologique ou chimique.

Par voie biologique, la masse bactérienne est soumise à un stress continu par l'alternance de phases aérobies et anaérobies. Durant la phase anaérobie, le phosphore est relargué. Cependant lors de la phase aérobie, le phosphore précédemment relargué est réassimilé en quantité supérieure, permettant ainsi une surconsommation biologique du phosphore, qui est extrait avec les boues en excès. La déphosphatation biologique peut atteindre des rendements de 60 à 70 %. Elle nécessite des réglages délicats et une surveillance rigoureuse du fonctionnement biologique.

La déphosphatation chimique paraît donc incontournable, soit en complément d'un traitement biologique, soit comme unique traitement de déphosphatation. Elle se réalise par ajout de réactifs chimiques, le plus souvent des sels métalliques, à base de fer ou d'aluminium, et plus rarement par adjonction de chaux. Une réaction de complexation forme un précipité de phosphates métalliques insolubles. 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. Cette technique nécessite toutefois des consommations importantes en réactifs chimiques.

Parmi la large gamme de procédés existants, nous décrirons les principales technologies [DEGREMONT, 1989] :

- Les boues activées : une biomasse principalement hétérotrophe aérobie est maintenue en suspension par un système d'aération qui assure également l'oxygénation des bassins. Ces systèmes d'aération peuvent être des diffuseurs d'air (fines, moyennes ou grosses bulles) situés sur les radiers des bassins ou des agitateurs de surface mélangeant par agitation mécanique l'eau et l'air. Dans les zones (ou lors des phases) d'anoxie, la mise en suspension est assurée par des agitateurs. Les microorganismes consomment la pollution organique et piègent les colloïdes et les particules dans des excrétions exocellulaires, le biofilm, formant ainsi des flocs en suspension dans l'eau. L'eau usée traitée dans le bassin à boues activées est ensuite dirigée dans un clarificateur où les flocs 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. Le traitement par boues activées dépollue ainsi les eaux usées par deux actions complémentaires : une minéralisation de la pollution organique par la biomasse et une adsorption des substances dissoutes au sein des flocs.
- Le lit bactérien : l'eau s'écoule en gravitaire sur un réacteur à garnissage sur lequel se développe la biomasse. Les substances contenues dans l'eau usée qui ruisselle sur le

garnissage sont piégées par le biofilm puis dégradées par la biomasse fixée. Périodiquement, des plaques de biofilm se détachent du garnissage et sont entraînées avec l'eau. En sortie du lit bactérien, l'eau passe dans un clarificateur où elle est séparée des boues, constituées des fractions détachées de biofilm, par décantation. L'oxygénation de la biomasse se fait par circulation naturelle de l'air à travers le garnissage et par diffusion de l'oxygène à travers le biofilm. La performance du lit bactérien dépend donc essentiellement de la qualité du garnissage qui se caractérise par sa surface développée, qui conditionne la quantité de biomasse par unité de volume, et le volume de vide, qui favorise la circulation de l'air.

- Le lagunage : c'est un système extensif dans lequel l'eau usée circule à travers un ou plusieurs bassins peu profonds. Tandis que les matières en suspension décantent au fond des bassins, l'auto-épuration est exercée de manière naturelle, et par conséquent assez lente, ce qui impose de longs temps de séjour et donc des ouvrages de grandes surfaces. Aucune source d'énergie n'est nécessaire car l'oxygénation est naturelle et la circulation de l'eau se fait en gravitaire. Le lagunage est particulièrement intéressant pour les collectivités qui disposent du terrain nécessaire et qui n'ont pas les moyens financiers et humains pour entretenir une usine d'épuration.
- La biofiltration : l'eau usée traverse un réacteur rempli d'un garnissage immergé et présentant une grande surface développée. La biomasse croît à la surface de ce garnissage. Par ailleurs, ce dernier est compact, ne laissant que peu de place à l'eau usée pour circuler, de sorte que celle-ci est filtrée en traversant le réacteur. L'oxygénation est assurée par un système d'injection d'air situé à la base du réacteur. Très compact, ce système combine un traitement biologique et une filtration, le tout sur une surface réduite par rapport aux autres technologies. Ceci en fait un procédé très adapté pour répondre aux contraintes actuelles des grandes agglomérations. Toutefois la biofiltration consomme plus d'énergie, nécessite une automatisation poussée et des temps d'arrêt pour réaliser le rétro-lavage des réacteurs.
- Les disques biologiques : l'eau circule à travers un bassin dans lequel des disques sont à moitié immergés. Ces disques assurent un support au développement de la biomasse et leur rotation lente autour d'un axe permet l'aération des cultures fixées. Mis à part la conception, le principe de traitement est alors le même que celui des lits bactériens. La performance dépend de la surface des disques et de la charge polluante appliquée. Ces systèmes sont plutôt adaptés aux petites STEP.

2.1.4/ Le traitement tertiaire

Il s'agit d'un ou plusieurs traitements complémentaires qui améliorent un paramètre spécifique de la qualité de l'eau rejetée en vue de protéger le milieu récepteur dans une zone localement plus vulnérable. Parmi les traitements existants, nous pouvons citer :

- la désinfection : elle est nécessaire lorsque les eaux usées traitées sont rejetées dans un milieu aquatique à usage balnéaire (plages, zones d'activités nautiques ou touristiques…) ou pour diminuer le risque de contamination humaine (prise d'eau potable, conchyliculture…). Pour éliminer les germes pathogènes, les techniques classiques sont utilisées : chloration, ozonation ou irradiation par rayonnement ultraviolet (UV). Toutefois les composés chlorés se révèlent toxiques pour l'écosystème aquatique et le coût de l'ozone est élevé. C'est pourquoi le traitement privilégié est plutôt la désinfection par UV [DEGREMONT, 1989]. Cette technique nécessite par ailleurs des eaux claires. Si la place le permet, le lagunage peut également être utilisé pour réduire la quantité de microorganismes pathogènes.

- les traitements de finition : pour certains usages, il est conseillé d'atteindre des concentrations très basses en MES, en DBO, en DCO, en azote ou en phosphore. Plusieurs procédés peuvent alors être utilisés comme traitement d'affinage. L'avantage de mettre un traitement tertiaire est de pouvoir cibler le paramètre polluant à traiter et de dimensionner l'ouvrage en conséquence. C'est le cas de la filtration sur sable qui permet de réduire les MES. Des traitements secondaires, comme la biofiltration ou le lagunage, sont également employés. Enfin, pour les petites STEP, les lits d'infiltration/ percolation jouent le rôle de filtres et de traitement biologique poussé.

- le traitement sur charbon actif : il peut être intéressant pour l'élimination de certaines molécules résistantes aux traitements biologiques, bien souvent lorsque la STEP accueille des eaux industrielles. Il permet par exemple d'enlever la couleur de l'effluent.

2.2/ Le traitement des boues

La chaîne de traitement de l'eau concentre la pollution et la biomasse excédentaire dans les boues, qui sont évacuées au niveau des décanteurs primaire et secondaire (clarificateur), ou du lavage des biofiltres. Les boues sont un "liquide" comprenant entre 1 et 4 % de matières sèches. Afin d'éliminer et éventuellement de valoriser ce sous-produit, une chaîne de traitement est nécessaire. Les étapes de conditionnement de la boue ont pour objectifs :
- d'en réduire le volume,
- de stabiliser la boue (suppression des odeurs),
- d'hygiéniser la boue (réduction des germes pathogènes),
- de conditionner la boue pour une valorisation matière ou énergétique.

Actuellement, il existe trois voies classiques pour éliminer les boues de STEP :
- l'épandage,
- la mise en décharge, ou centre d'enfouissement technique des déchets de classe 2 (CET II),

- l'incinération, dans un four dédié au boues ou en co-incinération dans un four à ordures ménagères.

Les étapes de traitement des boues les plus rencontrées sont présentées ci-dessous [OTV, 1997]. Dans la troisième partie, nous étudierons plus spécifiquement la problématique environnementale des boues d'épuration. C'est pourquoi ces procédés seront développés un peu plus en détail.

➢ Les procédés de traitement conventionnels

- l'épaississement

L'épaississement est la première étape du traitement des boues. Il réduit le volume de boue par effet de concentration et séparation d'une grande quantité d'eau. Plusieurs types d'épaississement existent :

- l'épaississement gravitaire statique : les boues sont concentrées au fond d'un décanteur.
- l'épaississement dynamique par flottation : la densité des boues étant faible, il est possible de séparer les boues par flottation. De fines bulles d'air sont injectées avec les boues, ce qui les rend plus légères que l'eau et permettent leur entraînement en surface de l'ouvrage de flottation où elles sont évacuées. Un polymère peut être utilisé pour améliorer les performances. La flottation est préconisée lorsqu'il existe un traitement biologique du phosphore, afin que ce dernier ne soit pas relargué, ce qui est le cas si les boues se retrouvent en condition anaérobie.
- l'épaississement dynamique par table d'égouttage : ce sont des toiles perméables sur lesquelles les boues sont déposées. La toile agit comme un filtre, l'eau la traversant tandis que la boue reste sur la toile. Un moteur met la toile est en mouvement, ce qui permet son nettoyage et l'évacuation de la boue. Cette technique nécessite l'emploi d'un polymère.
- l'épaississement dynamique par centrifugation : la boue est épaissie sous l'effet de la force mécanique centrifuge. Cette technique permet d'obtenir les siccités les plus élevées. La centrifugation nécessite également l'ajout d'un polymère.

Les systèmes d'épaississement dynamique consomment davantage d'énergie mais sont plus compacts que l'épaississement statique gravitaire et la siccité obtenue est généralement plus élevée. Les épaississeurs statiques 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 digestion anaérobie

La digestion anaérobie des boues est un processus biologique de dégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène (condition anaérobie). La digestion se compose de trois phases de réactions biologiques :

- l'hydrolyse des macromolécules en composés simples,
- la production de composés acides à partir de ces composés simples (flore acidogène),
- la gazéification, essentiellement sous forme de CO_2 et CH_4 (flore méthanogène).

Appliquée à la boue épaissie, la digestion anaérobie présente plusieurs intérêts : réduction de la masse de boue, stabilisation et hygiénisation partielle des boues, production de biogaz valorisable en chaleur et en électricité.
Deux types de digestion existent suivant la flore bactérienne :

- la digestion mésophile (réacteur à température de l'ordre de 35°C),
- la digestion thermophile (réacteur à température de l'ordre de 55°C).

- la digestion aérobie

La boue est oxydée par traitement biologique suivant le même principe que celui des boues activées, pendant un temps de séjour de l'ordre de quinze à vingt jours. Les avantages sont les mêmes que ceux de la digestion anaérobie, excepté la production de biogaz. Cette technique consomme beaucoup d'énergie.

- la déshydratation

La déshydratation intervient après un épaississement ou une digestion. Elle réduit le volume de boue par effet de concentration. 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.
Quatre types de déshydratation existent :

- la centrifugation : la boue est déshydratée sous l'effet de la force mécanique centrifuge,
- la filtration sur filtre presse : la boue est déshydratée par compression entre deux plateaux. Cette technique exige un conditionnement minéral (chaux, chlorure ferrique) et/ou organique (polymère),
- la filtration sur filtre à bandes : la boue floculée est déshydratée par compression et cisaillement entre deux toiles,
- le lit de séchage : la boue est déposée sur un matériau drainant, l'eau s'évacue par infiltration et par évaporation. Cette technique est réservée aux petites stations.

- la stabilisation par chaulage

Le chaulage consiste en un mélange intime de la boue déshydratée avec de la chaux. La chaux a deux actions sur la boue : augmentation du pH et de la température de la boue par réaction exothermique avec la boue.
Le chaulage est employé pour stabiliser et hygiéniser la boue, augmenter la siccité et améliorer la qualité agronomique de la boue, qui devient alors un amendement calcique si celle-ci est valorisée en épandage. L'ajout de chaux vive ou de chaux éteinte à des doses importantes, de l'ordre de 300 kg / t MS et plus, possède toutefois l'inconvénient d'augmenter les volumes de boue. Par ailleurs l'augmentation du pH entraîne le dégagement d'ammoniac, source de nuisances olfactives.

- le compostage

Le compostage des boues consiste à aérer un mélange de boues fraîches et de coproduits de type cellulosique (déchets verts, copeaux de bois broyés…) puis à laisser évoluer l'ensemble pendant quelques semaines. Il se déroule en deux étapes :

- la fermentation : c'est une phase d'aération dynamique avec dégradation des matières volatiles, stabilisation et hygiénisation des boues,
- la maturation : c'est une phase de stockage qui complète la dégradation pour conférer au compost sa qualité agronomique.

Le compostage permet une stabilisation, une hygiénisation et un séchage partiel de la boue. Il transforme la boue en un amendement organique proche d'un terreau. Une nouvelle norme garantit aujourd'hui la qualité du compost [AFNOR, 2002]. Le compostage ouvre de nouvelles voies à la filière d'épandage des boues. En effet, le compost est utilisé comme amendement organique, tandis que les boues classiques sont épandues comme des engrais minéraux. Compte tenu du déficit en matière organique des sols agricoles français, les boues compostées sont plus attrayantes pour les agriculteurs.

- le séchage thermique ou solaire

Le séchage consiste à évaporer l'eau contenue dans la boue déshydratée pour atteindre des siccités élevées pouvant aller jusqu'à 90%. Il répond à quatre objectifs : réduire le volume de boue, augmenter le pouvoir calorifique de la boue avant incinération, stabiliser, voire hygiéniser la boue (siccité de 90 %), améliorer la texture de la boue avant épandage.

Il existe plusieurs types de sécheurs :

- le séchage thermique à contact direct (séchage par convection) : l'air chaud en contact direct avec les boues permet d'évaporer et de transporter la vapeur d'eau. Les volumes d'air en jeu sont importants nécessitant des installations de traitement d'air imposantes (poussières, tour de lavage,…).
- le séchage thermique à contact indirect (séchage par conduction) : le sécheur dans ce cas est assimilable à un échangeur de chaleur. Un fluide caloporteur transmet les calories nécessaires au séchage par conduction à une paroi en contact avec la boue à sécher. Les buées produites sont recueillies séparément et condensées.
- le séchage thermique mixte : ce type de sécheur utilise à la fois les propriétés de convection et de conduction. Un fluide caloporteur porte à température élevée les boues projetées contre les parois tandis que l'air chaud évapore et transfert la vapeur à l'extérieur du sécheur.
- le séchage thermique par Compression Mécanique de Vapeur (CMV) : ce type de sécheur utilise les propriétés de la conduction et de la compression mécanique de vapeur. Les buées issues du séchage sont lavées puis comprimées par un compresseur de vapeur pour être injectées de nouveau dans le sécheur. La mise sous pression de la vapeur permet d'augmenter sa température de condensation et donc d'avoir un différentiel de température suffisamment important de part et d'autre des parois du sécheur.

- le séchage solaire : le séchage solaire consiste à évaporer l'eau contenue dans la boue déshydratée grâce à l'énergie solaire. Pour optimiser le procédé et éviter les précipitations, les boues sont séchées dans une serre avec une ventilation asservie à un contrôle de l'humidité.

Le séchage thermique est fortement consommateur en énergie thermique et électrique. Il est donc intéressant de l'associer à une source de chaleur sur la station (biogaz de digestion, incinération). Le séchage solaire, occupant de grandes surfaces, est réservé à de petites et moyennes installations.

➢ Les procédés de traitement innovants

Pour répondre aux nouvelles contraintes du traitement des boues, de nouvelles technologies ont été développées. Ces technologies ne présentent pas encore un retour d'expérience suffisant pour conclure sur leur viabilité mais elles pourraient présenter de meilleures performances environnementales que les procédés classiques. Quelques unes sont présentées ci-dessous.

- la stabilisation aux nitrites

La stabilisation aux nitrites est une alternative au chaulage. Pour remplir les mêmes objectifs que le chaulage tout en évitant les problèmes d'odeurs et d'augmentation du volume de boue, cette stabilisation propose de stabiliser les boues par acidification et oxydation. Les boues sont mélangées à des sels de nitrites dans un milieu acide maintenu à un pH de l'ordre de 2 à 3 pendant environ une demi-heure. Ce traitement détruit par oxydation les composés malodorants et les microorganismes. D'un point de vue agronomique, cette technique présente un intérêt pour les sols alcalins ne pouvant accueillir des boues chaulées.

- l'oxydation par voie humide (OVH)

L'OVH est un traitement thermique d'oxydation de la matière organique en phase aqueuse à température et pression élevées : de 150 à 330 °C et de 20 à 210 bars [BELKHODJA, 2004]. Un oxydant, l'air ou mieux de l'oxygène pur, est injecté dans le réacteur. L'ensemble de la boue est en partie gazéifiée, en partie dégradée en composés facilement biodégradables retenus dans une liqueur renvoyée dans la chaîne de traitement de l'eau. Le sous-produit minéral stable est évacué en CET ou peut être valorisé en technique routière. L'OVH présente les mêmes avantages que l'incinération mais évite la mise en place de traitement des fumées complexes et coûteux.

- la pyrolyse

La pyrolyse, ou thermolyse, est une dissociation thermique de la matière organique et de la matière minérale en l'absence d'oxygène. Il s'agit d'un traitement thermique, avec une température de 400 à 800 °C, sans combustion et endothermique. La fraction organique se

décompose en gaz de synthèse (CH_4, COV, H_2…), huiles et résidus solides carbonés. C'est sous-produits sont récupérés dans le but d'être valorisés énergiquement [GAY, 2002].

- la gazéification

La gazéification est un procédé de conversion totale de la matière organique en gaz de combustion partielle. L'oxydation se déroule dans une gamme de température comprise entre 850 et 1400 °C, avec une quantité limitée d'oxydant (air ou oxygène). Il en résulte la formation de gaz combustibles et de cendres. Ces gaz sont composés de CO_2, de CH_4, de CO, d'H_2 et de N_2. La gazéification n'est possible qu'à partir de boues séchées à 70 % de siccité au minimum [GAY, 2002].

- les procédés de réduction de boues

Il s'agit de technologies qui utilisent des processus physiques (hydrolyse thermique) ou chimique (oxydation à l'ozone) pour détruire les cellules bactériennes et réduire les composés des boues en substances facilement biodégradables, qui sont alors envoyées vers un traitement biologique de la STEP. Ces procédés garantiraient une réduction du volume de boue pouvant aller jusqu'à 75 %. Ils seraient donc particulièrement adaptés aux usines qui ont des difficultés à évacuer leurs boues, ou lorsque le coût d'élimination de celles-ci est trop élevé.

➢ Les procédés d'élimination finale des boues

Ces techniques ne sont pas situées sur la STEP, à l'exception de l'incinération dédiée. Nous les présentons toutefois car elles intègrent en toute logique la chaîne de traitement des boues, et parce que la stratégie de traitement des boues dépend essentiellement de leur mode d'élimination. Il existe trois voies principales d'élimination et/ou de valorisation des boues.

- l'épandage

L'épandage consiste à apporter sur une parcelle agricole les boues. Il constitue une valorisation agronomique et un recyclage de matière par l'apport au sol d'éléments fertilisants (azote, phosphore…) et/ ou d'amendements (matière organique pour les composts et chaux pour les boues chaulées). Le recyclage du phosphore et de la matière organique apparaît particulièrement intéressant, le premier car les engrais phosphatés sont synthétisés à partir de ressources minières actuellement en voie d'épuisement, le deuxième car les sols français présentent un déficit en matière organique qui ne peut pas être fabriquée artificiellement. La valorisation agricole des boues peut se faire de plusieurs façons : épandage de boues liquides, pâteuses, séchées ou encore compostées. L'épandage nécessite un encadrement réglementaire et technique rigoureux pour assurer la pérennité de cette filière. En effet, l'épandage fait face aujourd'hui aux craintes des agriculteurs qui redoutent le recyclage agricole des déchets industriels, suite aux accidents de l'ESB… Les boues d'épuration ne sont pas exemptes de

polluants pour les sols, les plantes ou les produits issus des cultures. Ils contiennent des éléments traces métalliques et organiques toxiques, dont les teneurs doivent être contrôlées.

- l'incinération

L'incinération est un procédé de destruction et de minéralisation des boues par oxydation thermique. Elle peut se réaliser dans un four spécifiquement dédié à la combustion des boues ou en co-incinération dans une usine d'incinération des ordures ménagères. Dans tous les cas, un traitement des fumées est nécessaire. La boue subit une combustion totale à une température de l'ordre de 900°C et avec un temps de séjour de quelques secondes. L'incinération génère des sous-produits : des fumées qui sont traitées avant d'être renvoyées à l'atmosphère, des cendres constituées de la matière minérale de la boue, des résidus d'épuration des fumées où sont piégés les polluants dangereux grâce au traitement des gaz de combustion. L'incinération présente plusieurs intérêts : destruction de la boue, réduction du volume de déchets, hygiénisation totale de la boue et valorisation possible de la chaleur des fumées en chaleur et/ou en électricité.

- la mise en centre de stockage

Les installations de stockage des déchets de classe 2 (ISD II), ou encore centre d'enfouissement technique (CET II), permettent de co-stocker des petites quantités de boues avec des déchets ménagers ou industriels banaux. Des casiers, vastes volumes de stockage rendus étanches par des géomembranes, sont ainsi remplis jusqu'à saturation, puis sont couverts et repaysagés. Les ISD produisent des lixiviats et, par les réactions en milieu anaérobies, génèrent un biogaz riche en méthane, puissant gaz à effet de serre. C'est pourquoi les sites doivent mettre en place des réseaux de collecte des lixiviats et du biogaz et limiter l'apport de déchets fermentescibles.
Les quantités de boues admises en ISD varient ainsi de 2 % à 10 % du tonnage global de déchets. De plus, la réglementation impose une siccité des boues minimale de 30 %. Les boues doivent donc subir soit une déshydratation poussée, soit un chaulage, soit un séchage. Le stockage en ISD présente plusieurs intérêts : simplicité, élimination des boues, innocuité des substances polluantes par isolation des déchets avec l'environnement et enfin production de biogaz valorisable en chaleur et/ou en électricité sur les gros sites.

2.3/ Les procédés annexes

Outre le traitement de l'eau et des boues, il existe de nouveaux postes de traitement dont l'intérêt est d'améliorer la qualité de service de l'usine d'épuration. Nous pouvons citer :

- la désodorisation

Les désagréments causés aux riverains par les odeurs des STEP est un problème récurrent. Pour éviter les nuisances olfactives, la mise en place d'un réseau de collecte de ventilation

permet de capter l'air vicié des bâtiments fermés qui sont sources d'odeurs : pré traitements, traitement des boues, et plus rarement la totalité de la station. Plusieurs procédés existent pour détruire ou piéger les composés nauséabonds (ammoniac, amines, sulfure d'hydrogène, mercaptans…) [DEBRIEU, 2004] :

- le traitement chimique : les composés odorants sont transférés de la phase gazeuse vers une phase liquide dans des colonnes à garnissage en présence de réactifs chimiques,
- le traitement biologique : les microorganismes fixés sur un filtre adsorbent et dégradent les composés gazeux,
- le traitement sur charbon actif : les molécules traversent une colonne remplie de charbon actif et sont adsorbées par affinité avec ce matériau,
- le traitement thermique : les gaz sont oxydés à forte température.

- le traitement des graisses

Il peut être plus avantageux de traiter les graisses sur la station plutôt que de les évacuer. Lorsqu'il n'est pas possible de traiter les graisses avec les boues (digestion ou incinération), un procédé spécifique de dégradation des graisses est alors nécessaire. Le traitement biologique aérobie est le plus utilisé. Il consiste à entretenir une culture bactérienne lipolytique dans un bassin aéré dans lequel on injecte régulièrement les graisses avec un temps de séjour de 15 à 20 jours. La biomasse assure l'hydrolyse des graisses en acides gras et en alcools, puis dégrade ces molécules pour leur production d'énergie. Pour maintenir l'équilibre nutritionnel, un ajout d'azote et de phosphore est nécessaire [CANLER, 2001].

- le recyclage des sables

Les sables, habituellement évacués en centre de stockage, peuvent être recyclés, par exemple pour une utilisation dans les travaux de fouille du gestionnaire du réseau d'eau ou en technique routière. Dans ce cas, les sables doivent être lavés à l'eau, séparés et classés en fonction de leur granulométrie.

- les ouvrages hydrauliques

Pour réguler les flux d'eau et de boues, des bassins de stockage sont utilisés en amont ou en aval de procédés dont le fonctionnement est discontinu. Par ailleurs, lorsque l'effluent est qualitativement très variable, un bassin d'homogénéisation en amont de la STEP permet de réguler la qualité de l'eau usée, et facilite par conséquent le traitement. Pour traiter les eaux pluviales, des bassins d'orage stockent les premières eaux de pluie (les plus polluées). Lorsque le débit d'eaux usées diminue en entrée de la station, le bassin d'orage est alors progressivement vidé. Enfin les stations intègrent différents postes nécessaires à la circulation de l'eau : vis de relevage, pompes de transfert des eaux, de recirculation…

A travers la présentation de l'ensemble des procédés de traitement qui existent sur une STEP, une constatation importante pour la suite de notre étude ressort : la diversité des technologies, et par conséquence la grande variabilité de chaînes de traitement qu'il est possible de construire par association et combinaison de ces technologies. Nous venons ici d'exposer les

principes de traitement. Dans la réalité, les procédés peuvent être dimensionnés avec de multiples configurations. De plus, les conditions d'exploitation d'un même procédé changent d'une usine à l'autre. Par conséquence, il existe un très grand nombre de filières de traitement.

Sur le plan environnemental, il est donc difficile d'identifier et de comparer les performances environnementales des filières de traitement. En effet, chaque procédé consomme de l'énergie, des réactifs et émet diverses substances polluantes dans l'environnement. Les filières de traitement engendrent donc des impacts environnementaux différents ou d'intensité variable. Pour pouvoir évaluer l'impact environnemental des filières, un outil d'évaluation est nécessaire. Celui-ci devra être en mesure d'évaluer et de comparer la grande diversité de filières de traitement des eaux.

Pour limiter la pollution des systèmes d'assainissement, la réglementation a imposé des seuils de rejets de polluants. Il est intéressant de regarder ce que propose la législation en terme de protection de l'environnement pour les systèmes d'épuration des eaux.

3/ LA REGLEMENTATION POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

La législation est un outil puissant pour organiser et réguler la société. En ce qui concerne la pollution par les eaux usées et la protection de l'environnement, il est intéressant de connaître la position de la législation pour cibler l'intérêt d'un outil d'évaluation environnementale.

La sensibilité des milieux naturels à la pollution des eaux usées a depuis longtemps été expérimentée dans l'histoire des hommes, avec pour conséquences directes la dégradation des ressources en eau et des dommages gravissimes, d'abord sur la santé des populations, puis sur les écosystèmes. En France, jusqu'à la moitié du XX°s., la législation sur l'eau porte essentiellement sur des mesures de protection sanitaire, d'organisation de la ressource et de distribution de l'eau. La législation française sur l'eau s'est profondément réorganisée à partir de 1960. Elle commence alors à intégrer dans ses textes des dispositions pour la lutte contre la pollution et la protection de l'environnement [LORIFERNE, 1987].
Les usages de l'eau sont variés : navigation, production hydroélectrique, irrigation, alimentation en eau potable, rejets d'eaux industrielles ou urbaines… La réglementation sur l'eau est par conséquent fractionnée en plusieurs textes : code rural, code de la santé, code de l'urbanisme, loi sur l'eau… Les lois sur l'eau de 1964 [Loi sur l'eau, 1964] puis de 1992 [Loi sur l'eau, 1992] fixent les principes généraux de la gestion de l'eau suivant une optique de la préservation de la ressource en eau et de conciliation des divers usages. Elles coordonnent

l'ensemble des textes qui s'y réfèrent. En terme de protection de l'environnement, elles ont fixé des objectifs de qualité des cours d'eau permettant de fixer des niveaux de traitement pour les rejets. La loi de 1992 améliore celle de 1964 notamment par la définition de zones sensibles visant à réduire la pollution azotée et phosphorée, et par la prise en compte réglementaire des rejets par temps de pluie. Forte de cinquante années d'expérience, la réglementation européenne sur l'eau ne cesse de s'affiner. Ainsi, avec la nouvelle directive cadre, les milieux naturels deviennent le cœur des préoccupations puisque la législation ne se basera plus sur des valeurs de rejets mais impose « un bon état écologique et chimique des eaux de surface et des eaux souterraines » [Directive UE, 2000]. Cependant si la dernière directive européenne donne une description de ce qu'est un bon état écologique de l'eau par une liste de critères physico-chimiques et biologiques, elle ne donne pas les méthodes et les indicateurs pour les évaluer.

Parallèlement à ces lois qui se concentrent sur la pollution des cours d'eau, la loi relative à la protection de la nature impose de justifier et de minimiser, par une étude d'impacts, les conséquences d'un projet de construction sur l'environnement et la santé [Loi sur la protection de la nature, 1976]. 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]. La réglementation intègre donc les nuisances mais aucun engagement chiffré en terme de seuil olfactif ou auditif n'est imposé. L'épandage des boues d'épuration 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]. Une directive européenne sur le sol est en cours d'élaboration avec le même esprit que celle de l'eau : imposer une bonne qualité du sol au lieu de légiférer sur des limites de concentration des polluants. Enfin l'Union Européenne a ratifié le protocole de Kyoto qui impose à 38 pays industrialisés de contrôler et de diminuer leurs émissions de gaz à effet de serre. Le traitement des eaux usées est inclus dans la liste des secteurs d'activités du protocole [Décision UE, 2002].

Ainsi, la protection de l'environnement vis à vis des systèmes d'assainissement est abordée de manière éclatée en plusieurs réglementations, avec de plus en plus une vision de protection des milieux naturels. En revanche, aucun texte de loi n'impose de construire, à un niveau technico-économique acceptable, une station qui réduise l'ensemble des impacts environnementaux. C'est pourtant ce qui est préconisé par le principe du développement durable.
Par conséquence, le développement d'un outil d'évaluation environnementale s'avère à la fois nécessaire pour identifier les systèmes capables de satisfaire l'ensemble des réglementations de protection de l'environnement, et complémentaire à la législation pour intégrer, dans une perspective de développement durable, l'ensemble des impacts environnementaux, y compris ceux qui ne sont pas abordés par la législation. Actuellement, la sélection de la filière de

traitement des eaux usées est laissée au choix du maître d'ouvrage, qui doit garantir les seuils de rejets imposés pour l'eau, les boues et réduire les nuisances. En revanche aucune loi n'impose de choisir la meilleure filière du point de vue environnemental, par exemple celle qui, parmi les filières satisfaisants à l'ensemble des exigences réglementaires, consommerait le moins d'énergie et/ou génèrerait le moins de déchets et/ou valoriserait les sous-produits. Le développement d'un outil d'évaluation environnementale permettrait de combler cette lacune en fournissant aux décideurs un outil d'aide à la décision.

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. Pour répondre à cette question, le recours à un outil d'évaluation des performances environnementales des filières de traitement des eaux usées semble incontournable. Cet outil pourrait être utile en tant qu'outil d'aide à la décision, par exemple pour comparer différentes solutions techniques dans le but d'identifier sur un projet la filière la plus écologique. En terme de protection de l'environnement, le seul repère pour les responsables est la législation. Celle-ci ne donne pas une vision globale sur les performances environnementales des solutions techniques proposées lors d'un projet. Cet outil serait donc complémentaire à la législation en tant que moyen de connaissance des filières et d'aide à la décision.

Après avoir présenté les systèmes d'épuration des eaux, nous pouvons décrire les problèmes environnementaux que pourraient causer les procédés de traitement. Une présentation des outils d'évaluation des impacts environnementaux suivra. Le chapitre suivant nous permettra ainsi de sélectionner l'outil d'évaluation environnementale le plus adapté pour étudier les impacts environnementaux des procédés de traitement des eaux.

II. LES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LEURS METHODES D'EVALUATION

1/ DEFINITIONS

Toute réflexion sur les outils d'évaluation environnementale doit commencer par une définition de l'objet d'étude : l'environnement et les impacts associés.

➢ L'environnement

L'environnement est un concept qui sous-entend plusieurs sens [ANDRE, 2003]:

- ce qui entoure, ce qui constitue le voisinage,
- l'entourage habituel d'une personne, milieu dans lequel elle vit,
- l'ensemble des éléments naturels et artificiels qui conditionnent la vie humaine.

Lorsque l'on traite le thème de la pollution sur l'environnement, c'est plutôt le troisième sens qui est concerné. Bien que de nombreux spécialistes aient tenté de donner une définition complète mais complexe de l'environnement, nous retiendrons la définition claire et synthétique de l'Union Européenne qui définit, dans la Directive (85/337/CEE), les incidences sur l'environnement comme « les effets directs et indirect d'une projet sur les facteurs suivants :

- l'homme, la faune, la flore,
- le sol, l'eau, l'air, le climat et le paysage,
- les biens matériels et le patrimoine culturel,
- l'interaction entre les facteurs visés aux premier, deuxième et troisième tirets. » [Directive UE, 1997]

Pour simplifier, nous pouvons définir l'environnement comme le système qui réunit l'homme et la nature.

➢ Les impacts sur l'environnement

La pollution est une des relations existant entre les activités humaines et l'environnement. Elle se caractérise par des perturbations et des dommages sur celui-ci : les impacts environnementaux. Ces derniers sont décrits par l'OCDE : « par impacts sur l'environnement, on entend les aspects suivants :

- les effets sur la santé et le bien-être des populations, les milieux de l'environnement, les écosystèmes (flore et faune incluses), l'agriculture et les bâtiments (considérés comme des objets à protéger) ;
- les effets sur le climat et l'atmosphère ;
- l'utilisation des ressources naturelles (régénératrices et minérales) ;
- le recyclage et l'élimination des résidus et des déchets. » [OCDE, 1992]

2/ LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Dans ce chapitre nous présenterons l'ensemble des impacts environnementaux dus aux activités industrielles, en détaillant plus particulièrement ceux causés par les stations d'épuration. Nous avons relevé ainsi sept catégories d'impacts environnementaux :

- l'effet de serre
- l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables
- l'acidification
- la santé des populations
- la pollution des milieux naturels et des écosystèmes
- les nuisances

2.1/ L'effet de serre

L'effet de serre est un phénomène naturel de piégeage par l'atmosphère d'une fraction du rayonnement solaire réfléchi par la surface de la terre. Il permet une température sur terre propice à la vie, de l'ordre de + 15°C contre - 18°C sans ce phénomène [ADEME, 2000]. Le rayonnement infrarouge émis par le sol vers l'atmosphère est absorbé et renvoyé vers le sol par des substances telles que la vapeur d'eau H_2O, le dioxyde de carbone CO_2, le méthane CH_4, le protoxyde d'azote N_2O ou encore les composés halogénés (CFC, PFC, SF_6…). Ces molécules, à l'état de traces dans l'atmosphère, sont appelées gaz à effet de serre (GES).
Depuis la moitié du XIXème siècle et tout au long du siècle dernier, on a observé une augmentation de la concentration de ces différents gaz dans l'atmosphère (la concentration en CO_2 est ainsi passée de 280 ppm au XVIII°s. à 368 ppm en 2000) avec pour conséquence une augmentation régulière de la température à la surface de la Terre (+ 0,6 °C au cours du XX°s). L'importance relative de cette augmentation, comparée à d'autres périodes de changement climatique, semble difficilement explicable par les seules variations naturelles. En revanche, cette augmentation est bien corrélée avec l'apparition de la révolution industrielle et la croissance des activités industrielles. Le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC, ou IPCC en anglais) travaille sur cette problématique rendue difficile par l'étendue du phénomène, tant dans le temps que dans l'espace. Les conclusions du GIEC concluent sur la responsabilité de l'homme concernant l'intensité du phénomène de l'effet de serre, qui provoquerait une augmentation des températures de l'ordre de 1,4 à 5,8 °C de la température moyenne terrestre [IPCC, 2001]. Ainsi les activités humaines sont suspectées de générer le changement climatique, avec pour conséquences de profondes évolutions [IFEN, 1999]:

- augmentation du niveau des mers avec la fonte des glaces polaires, de l'ordre de 15 à 95 cm, entraînant l'inondation de nombreuses zones littorales (Pays Bas, Bangladesh),
- fonte de 95 % des glaciers d'ici 2100,

- modifications du climat : multiplication des sécheresses ou des précipitations intenses suivant les régions du globe, événements météorologiques extrêmes plus fréquents : tempêtes, cyclones…
- perturbation des écosystèmes, voire extinction de certaines espèces,
- accroissement des maladies infectieuses par déplacement des zones tropicales vers les zones tempérées,
- changements profonds des modes de vie sociaux et économiques compte tenu des modifications décrites ci-dessus.

Bien qu'il n'existe pas de preuves scientifiques suffisantes pour prédire que l'effet de serre anthropique soit responsable de catastrophes d'envergures dans un avenir plus ou moins proche, la communauté internationale a décidé de prendre des mesures par principe de précaution. Ainsi le protocole de Kyoto a été adopté le 11 décembre 1997. Ce protocole fixe un objectif de réduction pour 38 pays industrialisés pour les émissions agrégées d'un « panier » de six gaz à effet de serre : CO_2, N_2O, CH_4, HFC, PFC, SF_6. Les pays participants se sont engagés à réduire globalement leurs émissions de GES de 5,2 % sur la période 2008-2012, par rapport au niveau de 1990. Pour sa part, l'Union Européenne s'est engagée à réduire ses émissions de 8%. La France et l'Union Européenne ont ratifié le protocole le 31 mai 2002.
Les activités humaines concernées sont les secteurs de l'énergie, l'industrie (chimie, métallurgie…), l'agriculture, les transports et les déchets. Le traitement des eaux usées est inclus dans le secteur des déchets. Bien qu'il ne soit qu'une petite source de GES, il fait partie des activités dont les émissions doivent être recensées.
Les principales émissions des systèmes d'épuration sont le méthane, émis par les procédés anaérobies, le dioxyde de carbone et le protoxyde d'azote. Le CO_2 émis par la dégradation de la pollution carbonée des eaux usées et des boues n'est pas comptabilisé. En effet, comme tout CO_2 issu de la biomasse, celui-ci participe au cycle naturel du carbone : les émissions et le captage de CO_2 par la biomasse s'équilibrent. Seul le CO_2 provenant des ressources fossiles participe à l'augmentation de la concentration en CO_2 dans l'atmosphère. Le protoxyde d'azote N_2O peut potentiellement provenir des processus de traitement de l'azote, lors de la dénitrification [HENZE, 1997]. Cependant le GIEC ne le comptabilise pas encore pour les systèmes d'épuration car les études scientifiques ne sont pas suffisamment précises sur ce type d'émission [IPCC, 1997].

2.2/ L'épuisement des ressources naturelles

Les ressources naturelles regroupent l'ensemble des produits que l'homme ne peut fabriquer et qu'il obtient en les prélevant dans l'environnement. Il existe plusieurs types de ressources naturelles :

- les minerais (métaux),
- les granulats minéraux (sable, gravier, chaux…),

- les ressources énergétiques (pétrole, gaz naturel, charbon),
- les ressources environnementales (l'air, l'eau, le sol, l'énergie solaire, l'énergie hydraulique…),
- les ressources biologiques (cultures, bois, pêches…).

En terme d'épuisement des ressources, on distingue deux catégories : les ressources renouvelables et non renouvelables. Les ressources non renouvelables se caractérisent par des réserves qui nécessitent des millions d'années et certaines conditions géologiques pour se régénérer. Un autre facteur est le rapport entre les réserves disponibles et la consommation mondiale de ces ressources. Ainsi, compte tenu des volumes des prélèvements exercés sur les réserves naturelles par les activités humaines, certaines ressources viendront à manquer d'ici quelques décennies à quelques siècles. L'absence de ces ressources modifiera profondément l'organisation économique, sociale et géopolitique de la plupart des pays car elles conditionnent le mode de vie de ces sociétés. C'est le cas des ressources énergétiques et des minerais. Ces deux types de ressources sont appelés ressources non renouvelables. Au contraire, les réserves de granulats minéraux sont suffisamment importantes par rapport à leur consommation pour être considérées comme inépuisables [GOEDKOOP, 2000].
Les ressources dites renouvelables peuvent manquer dans une région du monde ou encore diminuer sous la pression de la consommation humaine. C'est le cas par exemple du bois en dans les pays tropicaux dont les surfaces boisées diminuent par surexploitation. C'est le cas particulier des ressources en eau, inégalement réparties dans le monde et dont beaucoup de pays souffrent du manque de quantité ou de qualité.

Pourtant les experts distinguent bien ces deux types de ressources car les solutions pour résoudre la raréfaction de ces ressources sont différentes. Pour les ressources non renouvelables, il n'y aura pas de renouvellement des réserves à l'échelle humaine. La réponse est donc l'économie de ces ressources. Ainsi il se développe dans nos sociétés occidentales de plus en plus de technologies qui consomment moins d'énergie (véhicules, habitat…) ou moins de matériaux (électroménagers, emballages…). Pour les ressources renouvelables, la réponse est une bonne gestion des ressources disponibles et une régulation de leur consommation. Les pouvoirs publics contrôlent l'utilisation de ces ressources à travers des politiques de gestion du territoire. Ainsi on assimile les deux types de ressources, renouvelables et non renouvelables, à des problématiques environnementales différentes.

Les systèmes d'épuration consomment des réactifs, des métaux pour leur construction (acier principalement) et surtout beaucoup d'énergie. Dans une perspective de développement durable, il semble important d'évaluer les filières et les procédés qui, à performances équivalentes, sollicitent le moins les ressources naturelles.

2.3/ L'acidification

Le phénomène des pluies acides sur les écosystèmes a été mis en évidence au milieu du XX°s. par l'acidification des forêts et des lacs scandinaves et canadiens conséquente aux retombées au sol de composés acidifiants sous l'effet des vents et des précipitations. Cette pollution est causée par les industries qui rejettent dans l'air des gaz acides. Les molécules responsables du phénomène sont :

- les oxydes de soufre (SOx) : ils proviennent de la combustion des ressources fossiles : charbon, carburants…,
- les oxydes d'azote (NOx) : ils proviennent des processus de combustion (transports, chaudières, incinération…) et de l'industrie chimique,
- l'ammoniac (NH_3) : il provient essentiellement des activités agricoles,
- les gaz acides comme le HCl, HF… : ils sont directement émis des centrales thermiques, des industries ou des incinérateurs.

Les SOx et les NOx sont les substances qui contribuent majoritairement aux pluies acides. Les courants atmosphériques se chargent de ces polluants et peuvent les transporter sur des centaines de kilomètres. Les composés vont tôt ou tard se déposer au sol selon deux voies : humides (pluie, neige, grêle…) ou secs (poussières). Au contact de l'humidité, les SOx donnent de l'acide sulfurique et les NOx de l'acide nitrique, deux acides puissants. L'eau peut provenir directement de la pluie, ce sont alors les pluies acides, ou du brouillard, dont les gouttelettes réagissent avec les dépôts secs [BLIEFERT, 2001].
Quel que soit le mode de dépôts, l'acidification agit sur les écosystèmes par diminution du pH ou destruction des tissus biologiques. Les sols et les eaux naturellement acides sont particulièrement sensibles aux pluies acides car ils ne possèdent pas d'effet tampon. La baisse du pH agit sur les équilibres biochimiques des écosystèmes, se traduisant par des carences nutritives, la défoliation des arbres… Quand le pH atteint des valeurs très basses (cas des brouillards où la faible quantité d'eau crée des acides concentrés), les tissus biologiques sont rapidement détruits.

En traitement des eaux, certaines technologies de traitement des boues (incinération, chaulage, épandage…) sont susceptibles d'émettre des composés acides dans l'air ou au sol. C'est le cas de l'incinération (NOx, SOx), du chaulage et de l'épandage (ammoniac)…

2.4/ La santé des populations

Les activités humaines peuvent être à l'origine d'impacts sur la santé. Les effets nocifs de substances sur les populations sont très variés. Ils sont présentés dans le tableau 2 (d'après [BLIEFERT, 2001], [Directive UE, 1999] et [BONNARD, 2001]).

EFFET	DESCRIPTION
nocif	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée, les substances peuvent entraîner la mort ou nuire à la santé de manière aiguë ou chronique
toxique	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée en petites quantités, les substances entraînent la mort ou nuisent à la santé de manière aiguë ou chronique
très toxique	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée en très petites quantités, les substances entraînent la mort ou nuisent à la santé de manière aiguë ou chronique
corrosif	En contact avec des tissus vivants, les substances peuvent exercer une action destructrice sur ces derniers
irritant	N'étant pas corrosives, les substances peuvent provoquer une réaction inflammatoire par contact immédiat, prolongé ou répété avec la peau ou les muqueuses
sensibilisant	Par inhalation ou pénétration cutanée, les substances peuvent donner lieu à une réaction d'hypersensibilisation telle qu'une nouvelle exposition à la substance produit des effets néfastes caractéristiques
cancérogène	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée, les substances peuvent induire le cancer ou en augmenter la fréquence
mutagène	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée, les substances peuvent entraîner des défauts génétiques héréditaires ou en augmenter la fréquence
toxique pour la reproduction	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée, les substances peuvent produire au augmenter la fréquence d'effets nocifs non héréditaires dans la progéniture ou porter atteinte aux fonctions ou capacités reproductives mâles ou femelles
infectieux	Par inhalation, ingestion ou pénétration cutanée, les microorganismes peuvent se développer dans le corps sans provoquer d'effet délétères, ou en provoquant une maladie (pathogènes). La pathogénicité d'un agent infectieux peut se réaliser par colonisation superficielle ou profonde des tissus, ou par la production de toxines

Tableau 2 : Catégories des effets nocifs sur la santé des populations

Les effets nocifs sur la santé sont provoqués par des composés de nature très différente :

- les microorganismes pathogènes : virus, bactéries, protozoaires, champignons, algues…
- les métaux lourds : mercure, plomb, cadmium, chrome, zinc, cuivre, nickel…
- les composés traces organiques : dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), pesticides, PCB, hydrocarbures (HAP, organochlorés), perturbateurs endocriniens…
- composés gazeux : ammoniac (NH_3), hydroxyde de soufre (H_2S), oxydes de soufre (SOx) et d'azote (NOx), acides (HCl, H_2SO_4), COV, poussières, CO…

Toutefois ce n'est pas la seule présence ou l'absence de ces composés qui va provoquer une allergie, une maladie ou la mort mais la dose admise au sein de l'organisme : « Tout est poison, rien n'est poison, seule la dose fait le poison » (Paracelse, XVI°s.). L'absorption du polluant dans le corps peut se faire à travers trois voies :

- par ingestion (voie orale, estomac et système digestif),
- par pénétration cutanée (absorption à travers la peau),
- par inhalation (par la respiration et pénétration à la surface des poumons).

Il existe également différentes échelles d'effet. On parle ainsi :

- d'effet aigu : l'effet se déclenche après un temps court suite à l'absorption unique d'un ou plusieurs composés,
- d'effet chronique : lorsque l'effet apparaît après une durée plus importante (plus de six mois) après l'absorption de petites ou de très petites quantités d'un ou plusieurs composés.

Pour les pouvoirs publics, la protection des populations est évidemment prioritaire vis à vis de la lutte contre la pollution. Concernant les systèmes d'assainissement, le réseau de collecte est lui-même un outil d'hygiénisation destiné à écarter des espaces urbains les risques pathogènes. Le développement actuel des pays occidentaux en matière d'assainissement a écarté les grands risques d'épidémies. Aujourd'hui les débats en terme d'impact sanitaire des systèmes d'épuration portent sur des problèmes moins graves mais plus difficiles à résoudre. On parle ainsi du problème des microorganismes pathogènes mais dans les cours d'eau, afin de protéger les usages en aval d'une STEP, par exemple pour la production d'eau potable, les baignades… Les boues d'épuration sont un autre sujet d'actualité sanitaire. Outre la transmission de pathogènes, les éléments traces métalliques et les composés traces organiques font l'objet de discussions vives lorsque les boues sont éliminées par épandage sur des surfaces agricoles. La pollution via l'air n'est pas épargnée puisque des procédés comme l'incinération, le compostage, le séchage ou le chaulage émettent à de très faibles concentrations des substances toxiques dans l'air.

2.5/ La pollution des milieux naturels et des écosystèmes

Les activités domestiques et industrielles rejettent des polluants qui peuvent dénaturer les écosystèmes. Les stations d'épuration touchent principalement les milieux aquatiques et les sols agricoles via l'épandage des boues. Deux phénomènes peuvent affecter les milieux naturels : l'eutrophisation et la pollution écotoxique. Ces pollutions dégradent la qualité des milieux naturels et en menace par conséquence les usages.

2.5.1/ L'eutrophisation

L'eutrophisation d'un milieu aquatique se caractérise par l'enrichissement en matières nutritives qui entraîne une série de perturbations sur l'écosystème, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la baisse de la concentration en oxygène, la dégradation de la qualité de l'eau… L'eutrophisation est conditionnée par deux types de facteurs :

- des conditions physiques : température, luminosité, turbidité,
- des facteurs nutritionnels : azote, phosphore.

Les facteurs physiques déterminent les zones à risques : milieux où l'eau se renouvelle lentement, comme les lacs profonds, les bras morts de rivières… et les périodes à risques : l'été quand la chaleur et l'ensoleillement favorisent le développement des végétaux. L'apport de nutriments constitue bien souvent le facteur déclenchant de cette pollution. L'excès de matières nutritives, sous l'action de la lumière et de la chaleur, conduit à un développement rapide et excessif d'algues. Le premier impact est donc une gêne visuelle. Lorsque ces algues meurent, elles se décomposent et augmentent ainsi la charge organique biodégradable. Les bactéries aérobies qui s'en nourrissent consomment alors l'oxygène du cours d'eau. Or en l'absence d'une circulation suffisante des eaux et lorsque la température est élevée (et donc la solubilité de l'oxygène dans l'eau plus faible), le milieu peut se retrouver en anoxie, voire en anaérobie. Le manque d'oxygène engendre ainsi la mort des animaux aquatiques, permet des fermentations qui produisent des composés sources de mauvaises odeurs. Il peut également entraîner dans certains cas une augmentation des concentrations en fer et en manganèse, ce qui nuit à la potabilisation de l'eau. Enfin l'eutrophisation amplifie 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].

Les principaux nutriments responsables de l'eutrophisation sont les différentes formes de phosphore et d'azote. Les phosphates proviennent de l'agriculture, par lixiviation des engrais, et des activités humaines (déjections humaines, détergents et lessives, industries) via les stations d'épuration. L'azote provient essentiellement de l'agriculture, par le lessivage des sols qui entraîne les nitrates des engrais synthétiques ou des lisiers. Les stations d'épuration rejettent également de l'azote sous forme de nitrate, d'ammonium et exceptionnellement sous forme organique.

Le phosphore est généralement le paramètre limitant. Dans les cellules algales, le rapport de l'azote sur le phosphore est compris entre 7 et 10. Par conséquent, une eau caractérisée par un rapport $N/P > 10$ fait du phosphore le facteur limitant, alors que si $N/P < 7$, c'est l'azote qui limite la croissance algale. Cependant, un rapport $N/P < 7$ favorise le développement des cyanophycées, au détriment des diatomées et des chlorophycées, puisque ces algues sont capables de fixer l'azote atmosphérique.

Le développement des cyanophycées représente la forme d'eutrophisation la plus inquiétante. Lorsque la concentration en phosphore, paramètre limitant, est suffisante, le développement des cyanophycées peut continuer de façon quasi autonome grâce au cycle de décomposition puis de relargage du phosphore piégé dans les sédiments. Les cyanophycées, en plus de provoquer une eutrophisation du milieu, peuvent s'avérer toxiques en cas d'usage pour la production d'eau potable. En effet, la destruction de ces algues libère des toxines dangereuses pour l'homme et certains animaux qui ne peuvent être arrêtées par les procédés classiques de traitement d'eau potable [BARROIN, 1990].

2.5.2/ L'écotoxicité

La pollution écotoxique affecte la faune et la flore de la même manière que le font les substances toxiques sur la santé humaine. Les mêmes molécules sont concernées : métaux lourds, composés traces organiques, pesticides, phytosanitaires… D'autres composés, qui ne sont pas nécessairement directement toxiques pour la faune ou la flore, peuvent fortement perturber le milieu. Par exemple, le rejet de sels (chlorures…) dans un cours d'eau peut en modifier l'équilibre ionique, entraînant des problèmes de régulation osmotique chez les poissons.

L'écotoxicologie doit tenir compte des facteurs suivants :

- l'effet d'un toxique : il est variable d'une espèce à l'autre, et souvent même à l'intérieur d'une même espèce en fonction du stade de développement (larve, alevin, adulte…). Ainsi, tandis que l'impact sur la santé se concentre sur une seule espèce, l'écotoxicité doit étudier l'ensemble des animaux et des végétaux d'un écosystème, ce qui représente un travail beaucoup plus long. L'expérience des spécialistes a permis de simplifier les études par l'analyse d'espèces particulièrement sensibles ou représentatives d'un état écologique du milieu.
- le transfert des polluants : il aboutit à des évolutions importantes de la concentration du polluant de la source d'émission à la cible. Ainsi on observe des phénomènes de bioaccumulation dans les organismes, ou de dilution des toxiques dans le milieu… Les substances peuvent aussi être stockées puis être relarguées quand les conditions du milieu changent. C'est le cas des métaux lourds qui s'accumulent dans les sédiments et dans les sols.
- l'évolution du toxique : les molécules peuvent subir des transformations dans le milieu, ce qui augmente ou diminue leur toxicité. Par exemple, les substances organiques ont une durée de vie au bout de laquelle elles se dégradent. La toxicité des métaux dépend de leur état d'oxydoréduction.

A l'échelle d'un écosystème, les composés toxiques vont surtout modifier la biodiversité : les espèces sensibles vont laisser la place aux espèces résistantes à la pollution [GAUJOUS, 1995].

2.5.3/ Les usages du milieu naturel

En ce qui concerne les milieux aquatiques, la pollution de l'écosystème peut avoir des conséquences nuisibles sur certains usages de l'eau. On peut classer ces usages en trois catégories [WOLFF, 1994]:

- la captage de l'eau : il est destiné à la production d'eau potable, l'irrigation, l'industrie. L'eau prélevée dans le milieu naturel doit être de grande qualité physico-chimique et biologique pour satisfaire cet usage,

- la pisciculture et la conchyliculture : elles doivent être pratiquées dans des zones préservées des pollutions. En effet, les poissons sont très sensibles aux chocs anoxiques et aux surcharges organiques. Par ailleurs, les coquillages, plus résistants, accumulent les substances toxiques par filtration, ce qui peut en interdire leur commercialisation pour éviter les risques d'intoxication dans la chaîne alimentaire,
- les activités de loisirs liées à l'eau (baignade, pêche…) : les activités de baignade nécessitent une bonne qualité microbiologique de l'eau. La pêche nécessite de préserver une qualité d'eau suffisante pour la survie et le développement des poissons. De façon générale, les activités de loisirs doivent être à l'abri des pollutions visuelles : le milieu naturel doit présenter un cadre de vie agréable. La couleur, la transparence de l'eau, la présence de flottants, l'émanation d'odeurs sont des impacts qui éloignent les touristes et autres usagers de l'eau.

D'autres usages de l'eau, comme la navigation, ne sont pas sensibles à la pollution des milieux naturels.

En ce qui concerne le sol, l'épandage des boues d'épuration doit garantir la pérennité des surfaces agricoles et la qualité agronomique et sanitaire des produits cultivés. Ainsi la présence de micropolluants métalliques ou organiques est particulièrement surveillée pour éviter l'accumulation des toxiques dans les sols et la mort des cultures. Si la destruction complète des végétaux est rarement atteinte, les agronomes veillent à ce que ces polluants ne nuisent pas à la baisse des rendements, conséquence d'une mauvaise santé des plantes. Par ailleurs, il est interdit d'épandre des boues sur des surfaces maraîchères pour éviter la contamination des légumes par des pathogènes.

2.6/ Les nuisances

Les nuisances regroupent l'ensemble des désagréments que subit le voisinage d'un site industriel. Pour les stations d'épuration, trois types de nuisances sont principalement évoqués :

- les odeurs
- le bruit
- le trafic routier

2.6.1/ Les odeurs

Les odeurs sont causées par l'émission de substances nauséabondes. Les STEP émettent par exemple de l'ammoniaque, de l'hydrogène sulfuré, des mercaptans, et d'autres composés organiques comme les amines, les cétones, les aldéhydes…
L'impact "odeur" est particulièrement difficile à évaluer pour trois raisons. Premièrement, la source des émissions est difficile à caractériser. Les sources d'odeurs sont émises sur de

grandes surfaces (bassin, zone de stockage…) avec une forte dispersion dans le temps, caractérisée notamment par des pics d'émission. Deuxièmement la prévision du transfert du panache d'odeurs dans l'atmosphère est complexe. Bien que les spécialistes commencent à mieux connaître le comportement des substances impliquées, les odeurs peuvent être détectées à des endroits où l'on ne s'y attend pas. Certaines molécules, se dégradant rapidement ou ayant un poids moléculaire élevé, ne se déplacent pas sur de longues distances. Par conséquence, leur odeur, parfois très désagréable sur le site d'émission, ne sera pas perçue par le voisinage. Au contraire, les molécules persistantes seront senties à plusieurs kilomètres du lieu d'émission. En plus des propriétés des substances (masse moléculaire, durée de vie…), les courants atmosphériques et le relief conditionnent fortement le transfert des odeurs. Suivant le déplacement local des masses d'air, il est possible d'observer une nuisance olfactive sur une zone tandis que les odeurs ne seront pas détectées entre le site d'émission et cette zone. Troisièmement, les individus sont différemment réceptifs aux odeurs : le seuil olfactif de détection d'un composé varie d'une personne à l'autre. De plus, il a été montré un lien fort entre le sens hédonique (caractère agréable ou désagréable) attribué à l'odeur et le seuil olfactif. Ainsi, tandis qu'un exploitant ne sentira plus les odeurs sur sa station, le voisinage agacé percevra les odeurs à des seuils de plus en plus bas [RENNER, 2003].
L'impact "odeur" est particulièrement difficile à quantifier. En effet, outre les difficultés présentées ci-dessus, l'erreur sur l'analyse physico-chimique de ces composés, et surtout sur le prélèvement d'échantillon d'air, engendre une incertitude importante sur les mesures. Ces analyses ne peuvent pas être corrélées avec l'impact "odeur". L'autre méthode analytique est l'olfactométrie, réalisée par un jury de nez. Cette technique est plus efficace mais encore trop coûteuse pour être utilisée à grande échelle.
Sur une station d'épuration, les principales sources d'odeurs sont l'arrivée des eaux usées lorsque le réseau en favorise la fermentation, l'épaississement, la déshydratation, le chaulage, le compostage, le séchage et le stockage des boues. Par ailleurs, certains bassins peuvent émettre des odeurs lorsqu'ils sont en forte charge, lorsqu'ils traitent des effluent industriels, ou encore lorsque les temps de séjours de stockage des boues sont trop longs [BONNIN, 1993].
Pour supprimer les odeurs, plusieurs techniques existent : la pulvérisation d'un masquant, la collecte et le traitement de l'air vicié.

2.6.2/ Le bruit

Le bruit peut être défini « comme le son extérieur non désiré ou nuisible résultant d'activités humaines, y compris le bruit émis par les moyens de transports, le trafic routier, ferroviaire ou aérien et provenant de sites d'activité industrielle » [Directive UE, 2002].
Le bruit d'une usine d'épuration peut gêner la tranquillité du voisinage. Les effets du bruit sont multiples : du simple désagrément à la surdité en passant par différents état de fatigue et de stress. Cependant, pour les stations d'épuration, le principal effet est le désagrément causé

sur la qualité de vie du voisinage. 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 sonores, contexte social des individus vivants à proximité de la source de bruit (temps que l'individu passe à son domicile, âge…) [AFSSE, 2004].
Comme la plupart des sites industriels, les stations d'épuration émettent du bruit provenant principalement des moteurs, des appareils électromécaniques et des véhicules. L'eau en mouvement peut également être une source de nuisance auditive. Ainsi, dans les stations proches des zones résidentielles, les ouvrages peuvent être totalement couverts, ce qui permet de protéger le voisinage à la fois vis à vis des odeurs et du bruit. Des matériaux spéciaux peuvent être installés pour isoler certains appareils particulièrement bruyants. L'émission du bruit dépend donc plus de la conception de l'installation que du type de procédé.

2.6.3/ Le trafic routier

La présence d'un STEP engendre une augmentation du passage de véhicules lourds : évacuation des boues, acheminement des réactifs, camions hydrocureurs venant déposer les matières de vidange collectées, circulation du personnel d'exploitation. Outre l'intensité du trafic routier, les riverains peuvent également se plaindre des produits transportés : pertes de boues ou de liquides sur la chaussée, odeurs…

2.7/ Conclusion sur les impacts environnementaux

En parcourant l'ensemble des impacts environnementaux que peut générer une activité comme l'épuration des eaux, 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'un procédé ou d'une filière, l'évaluation environnementale doit être basée sur une analyse multicritère.
L'outil recherché devra pouvoir donner une vision globale et synthétique de l'ensemble des impacts environnementaux. Par ailleurs, il n'a pas été mentionné dans ce chapitre les aspects positifs des systèmes d'épuration sur l'environnement (amélioration de la qualité de l'eau par exemple). Il est cependant évident qu'un outil d'évaluation environnementale devrait également faire ressortir les points positifs d'une filière de traitement.
Après avoir balayé l'ensemble des impacts environnementaux, le chapitre suivant propose une liste des différentes méthodes d'évaluation environnementale. Au regard de ce que nous avons observé précédemment en terme de techniques d'épuration et d'impact sur l'environnement, nous serons en mesure de sélectionner l'outil le plus approprié à l'évaluation des filières de traitement des eaux usées.

3/ LES METHODES D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

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 pour évaluer l'état ou l'évolution de l'environnement. Les scientifiques ont donc développé un certain nombre de méthodes d'évaluation, dont les principales sont les suivantes :

- l'analyse du besoin énergétique (ABE),
- l'analyse des besoins en matières premières (ABMP),
- l'analyse de coût-bénéfice (ACB),
- l'analyse de cycle de vie (ACV),
- l'analyse des entrants / sortants (AES),
- l'analyse de risque environnemental (ARE),
- l'étude d'impact environnemental (EIE),
- l'inventaire des flux de matières/substances (IFMS),
- le système de management environnemental (SME).

Cette liste, si elle n'est pas exhaustive, rassemble la plupart des outils d'évaluation environnementale disponibles.

3.1/ Présentation des différentes méthodes

- Analyse du besoin énergétique (ABE)

L'ABE est utilisée pour quantifier la consommation des énergies non renouvelables dans une approche de type cycle de vie. Cet outil a été développé pour l'optimisation de la consommation énergétique des procédés. La consommation énergétique est liée à la pollution environnementale par l'utilisation de l'énergie. Comme l'ABMP (voir ci-dessous), l'ABE mesure la consommation énergétique d'un système pour aboutir à une valeur en joule, la plus faible étant considérée comme la plus économique et la plus écologique.
L'ABE est utilisée pour quantifier les consommations énergétiques de services et de produits et pour l'optimisation et l'économie d'énergie [WRISBERG, 2002].

- Analyse des besoins en matières premières (ABMP)

Elle quantifie les flux de matières premières nécessaires pour un produit ou un service. Comme l'ABE, elle ne s'intéresse pas directement aux impacts environnementaux mais quantifie l'extraction des ressources et s'intéresse au devenir des matières premières transformées en déchets ou en émission. Les systèmes les moins consommateurs de ressources sont considérés comme les moins polluants. Cinq catégories de ressources sont

différenciées : ressource non renouvelable, ressource renouvelable, modification du sol, ressource en eau, utilisation de l'air.
L'ABMP s'est développée au début dés années 1990. Elle est parfois utilisée comme une ACV simplifiée ne traitant que des matières premières et leur destinée [WRISBERG, 2002].

- L'analyse de coût-bénéfice (ACB)

L'ACB est un système d'aide à la décision pour le choix et l'amélioration de projets ou de nouvelles technologies. Comme son nom l'indique, il se base sur les coûts engendrés par un système. Cet outil a été développé pour compléter l'analyse économique qui ne se base que sur les principes du marché (achat, vente, rentabilité d'un service ou d'un produit). Il considère entre autres les impacts environnementaux : les dommages causés à l'homme ou à la nature par les émissions polluantes du système étudié sont quantifiés par le coût financier qu'ils engendrent [HOLLAND, 2004].
Cette analyse de coût veut contrebalancer les études économiques qui ne tiennent compte que de la rentabilité d'un produit ou d'un service en y intégrant ce que paye la société (actuelle et à venir) pour la protection de la santé, la réhabilitation des écosystèmes…
Une fusion de l'ACB et de l'ACV a donné un nouvel outil: le Coût du Cycle de vie (CCV). Cette méthode pondère les impacts environnementaux du cycle de vie d'un système en leur attribuant un coût monétaire.
L'avantage de cette méthode réside dans la facilité de communiquer les résultats : le poids des impacts environnementaux est rendu perceptible grâce à l'unité employée, le coût financier, très significative pour les décideurs. Cependant l'ACB est sujette à l'imprécision et à la subjectivité des hypothèses et des modèles de calcul. Elle nécessite beaucoup de données [PHILPOTT, 2002].

- L'analyse de cycle de vie (ACV)

L'ACV réalise un bilan détaillé et quantitatif des entrées et des sorties mesurées aux frontières d'un système, produit ou service remplissant une fonction donnée. Chaque étape du cycle de vie d'un produit consomme de l'énergie et des ressources non renouvelables et génère un certain nombre d'impacts au niveau global (réchauffement planétaire, destruction de la couche d'ozone), régional (acidification et eutrophisation des cours d'eau, brouillard) et local (impacts toxicologiques et écotoxicologiques). Le cycle de vie comprend les étapes de fabrication, d'utilisation, d'élimination d'un produit ou d'un service. Pour chacune de ces étapes, il faut recenser les flux de matières et d'énergie. Puis les impacts environnementaux potentiels sont quantifiés sur l'ensemble du cycle de vie.
L'ACV s'est énormément développée depuis les années 1990 et a séduit de nombreux scientifiques et décideurs. De nouvelles méthodologies, bases de données et logiciels ont rapidement vu le jour. Cette méthodologie, universellement reconnue, est décrite par la série de normes ISO 14040 [WRISBERG, 2002].

Le point fort de l'approche cycle de vie est la vision exhaustive et globale de la relation entre l'environnement et le système étudié là où d'autres outils se limitent à un site, un impact environnemental ou à une étape du cycle de vie.
Les inconvénients de l'ACV résident dans la grande quantité de données nécessaires et dans l'estimation des impacts. En effet, l'approche globale ne tenant pas compte des aspects locaux, elle ne peut calculer des impacts réels mais seulement des impacts potentiels [GUINEE, 2002].

- L'analyse des entrants / sortants (AES)

Méthode américaine apparue dans les années 1930, l'AES comptabilise les flux de produits et services à l'intérieur d'une activité économique afin de montrer les liens entre producteurs et consommateurs et l'interdépendance des différents secteurs industriels.
Un des principes de base de l'AES est la distinction entre la demande de produits et de services vendus comme demande finale et la demande totale. La demande totale est la somme de la demande finale et de la demande intermédiaire. Par exemple peu de fer ou d'acier sont vendus directement au grand public (demande finale) mais une grande quantité est vendue comme matériaux de produits manufacturés (voitures, machines…). Ils répondent dans ce cas à une demande intermédiaire.
En reliant les flux des différents secteurs de l'activité économique par des lois linéaires, on établit la relation entre un secteur industriel et la demande finale (consommation domestique, export…). Outil économique à l'origine, l'AES a été adaptée aux problèmes environnementaux [WRISBERG, 2002].

- L'analyse de risque environnemental (ARE)

Ce type d'étude est lié à la probabilité qu'un événement (accident, défaillance, dépassement d'un seuil interdit…) se réalise. Le risque rassemble deux notions:

- la gravité, qui est l'effet toxique ou polluant d'un élément lorsque certaines conditions sont rassemblées,
- la probabilité que ces conditions soient effectives.

L'analyse de risque distingue deux cibles : la santé humaine, parfois limitée aux problèmes de sécurité, et l'environnement. De même, on peut identifier deux types de risques [GUINEE, 2002]:

- les risques accidentels : ils évaluent les scénarios où un événement ayant un impact très nocif sur l'homme ou l'environnement a une faible probabilité de se produire. Ce genre d'étude est spécifique d'un site. La directive SEVESO oblige depuis 1982 les Etats Européens à classer leurs sites industriels en fonction des risques qu'ils présentent [Directive UE, 1982]. On peut faire une analyse de risque portant uniquement sur la santé humaine ou une analyse plus complète intégrant les risques écologiques.
- les risques toxiques : ils concernent les effets des opérations industrielles routinières peu dangereuses. Il existe les analyses spécifiques d'un site ou d'une activité : l'impact qui peut découler d'émissions régulières de substances est étudié et l'on regarde le

risque de dépassement d'une norme ou de la dégradation de l'environnement entourant le site.

D'autres analyses de risque sont spécifiques d'une substance ou d'un groupe de substances : elles sont valables pour un pays ou un territoire donné. Les risques sont évalués sur les utilisations les plus courantes de la substance dans la zone géographique définie. Cette analyse de risque permet de définir des politiques de gestion ou de réduction de produits chimiques [WRISBERG, 2002].

- L'étude d'impact environnemental (EIE)

C'est un des outils environnementaux les plus utilisés. Il répertorie et identifie les conséquences d'un projet sur l'environnement pour un lieu géographique donné (usine, station…). Il est utilisé en aide à la décision. Bien que les règles varient selon les pays, certains aspects sont toujours traités :

- calcul des impacts sociaux, économiques et environnementaux,
- prise en compte des aspects non quantifiables (sociaux, politiques, psychologiques, légaux…),

L'étude en elle-même consiste en une sorte de dissertation jugeant les impacts d'un site à la fois à partir des mesures, des analyses et par une réflexion basée sur les éléments non quantifiables. Ces études sont assez longues. En aide à la décision, les responsables prennent souvent des conseils oraux, les rapports d'étude servant d'archives [BOWERS, 1997].

L'EIE peut faire appel à d'autres outils d'évaluation environnementale comme des analyses de risque, des ACV… Elle permet une évaluation environnementale précise mais se limite à un site. Il est impossible de mener ce genre d'étude pour un produit ou un service [GUINEE, 2002].

- Inventaire des flux de matières/substances (IFMS)

Cette méthode considère un type de matériel, une substance ou un groupe de substances dans une zone géographique donnée (planète, pays, région). L'intérêt est de connaître les flux, les sources et la destination de l'élément étudié aux frontières et à l'intérieur de la zone considérée. L'IFMS s'intéresse autant aux flux économiques qu'aux flux environnementaux (issus ou rejetés dans l'environnement). En revanche il ne considère que les flux et non leurs impacts éventuels. Cet outil satisfait deux objectifs:

- le recensement d'un flux suite au besoin de mieux connaître une substance, comme un polluant particulier.
- l'identification du poids environnemental d'un polluant sur une zone géographique donnée ou pour un secteur économique (par exemple : rejet en CO_2 de l'industrie chimique, rejet en azote de l'agriculture sur une région…) [WRISBERG, 2002].

- Le système de management environnemental (SME)

Les SME ont été mis en place pour améliorer les performances environnementales d'activité ou de systèmes économiques. Ils sont certifiés par la série de normes ISO 14000. Les entreprises, les services ou les produits peuvent être certifiés [ISO 14001, 1996].

Différentes raisons motivent les entreprises pour rentrer dans une politique de management environnemental :

- satisfaire les exigences des clients,
- réduire les coûts par économie d'énergie ou de matières premières,
- structurer une politique interne d'amélioration de l'entreprise pour répondre aux exigences des autorités veillant au respect de la santé et de l'environnement.
- amélioration de l'image de marque,

L'application d'un SME est une activité continue au sein de l'entreprise. Des engagements sont pris par l'entreprise afin de limiter la pollution. Des méthodes analytiques permettent d'évaluer les performances environnementales. Des audits internes et externes contrôlent le respect des règles, les audits externes décidant de maintenir ou de supprimer la certification ISO.

En tant que système de gestion, les SME permettent une évaluation environnementale permanente et améliorent la transparence de l'entreprise [GUINEE, 2002].

3.2/ Synthèse sur les méthodes d'évaluation environnementale

Les différentes méthodes se distinguent en terme d'objet d'étude (site, procédé, substance…), de limites du système étudié et de type de résultats. Le tableau 3 résume les propriétés des outils présentés.

METHODE	SYSTEME ETUDIE	LIMITES DU SYSTEME	TYPES DE RESULTAT
Analyse du besoin énergétique	procédé, service ou produit	cycle de vie entier ou une seule étape (construction, exploitation, élimination)	flux des énergies non renouvelables
Analyse des besoins en matières premières	procédé, service ou produit	extraction, utilisation, élimination	flux de matières premières
Analyse de coût-bénéfice	procédé, service ou produit	cycle de vie entier ou une seule étape (construction, exploitation, élimination)	coût du système étudié incluant les coûts environnementaux et sociaux
Analyse de cycle de vie	procédé, service ou produit	cycle de vie entier (construction, exploitation, élimination)	impacts environnementaux du système étudié
Analyse des entrants / sortants	activité économique	-	flux des entrants et sortants du système étudié
Analyse de risque environnemental	site	exploitation	risques environnementaux d'un site
Etude d'impact environnemental	site	construction ou exploitation	impacts locaux d'un site
Inventaire des flux de matières/substances	matériel ou substance	Extraction, utilisation, élimination sur une zone géographique donnée	flux, origine et devenir du système étudié sur une zone géographique donnée
Système de management environnemental	site ou entreprise	exploitation	gestion d'un site

Tableau 3 : Les outils d'évaluation environnementale

4/ CHOIX D'UNE METHODE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

4.1/ Objectifs de la méthode et critères de sélection

Dans une perspective de développement durable et par ce qu'ils rencontrent des difficultés pour positionner scientifiquement les procédés de traitement sur le plan environnemental, plusieurs responsables du groupe Veolia Environnement ont souhaité développer un outil d'évaluation environnementale pour étudier et mieux connaître l'impact de leurs activités afin :

- d'orienter leur stratégie de choix de technologies,
- d'améliorer les performances environnementales de chacun des procédés du groupe,
- d'enrichir les propositions technico-commerciales avec de nouveaux arguments.

Ce projet a été confié à la R&D de VE et s'est concrétisé par la mise en place de cette thèse. Cet outil devrait se concrétiser idéalement sous la forme d'un logiciel.

Les critères demandés pour orienter le développement de l'outil sont les suivants :

- outil adapté à l'étude des procédés et des filières de traitement des eaux usées urbaines,
- outil adapté à l'étude des procédés et des filières de traitement des boues d'épuration,
- outil capable d'étudier l'ensemble des impacts environnementaux causés par ces procédés ou ces filières,
- outil capable de comparer sur le plan environnemental plusieurs procédés ou filières.

Par ailleurs, le développement de la méthode devra permettre à l'outil de posséder les propriétés suivantes :

- CREDIBILITE et FIABILITE : les données, les méthodes doivent être telles qu'il n'y ait pas de remise en cause des conclusions. Une étude de sensibilité doit pouvoir juger de la précision et donc de la validité des résultats.
- TRANSPARENCE : pour juger le sérieux de l'étude, l'honnêteté de l'industriel et la validité des résultats, il doit être possible de vérifier la démarche de l'analyse, notamment les données, les hypothèses et les méthodes.
- outil de COMMUNICATION : les problèmes environnementaux sont des thèmes sensibles pour les populations exposées. La présentation des résultats doit être adaptée à un auditoire tout public.
- RECONNU : pour être crédible l'outil doit être reconnu et notamment par les experts et les organismes publics. La normalisation serait en cela un gage de reconnaissance de l'outil.
- FAISABILITE technico-économique : la méthode doit engager des moyens humains, financiers et des délais acceptables. Le développement de la méthode sera notamment axé sur une réduction de la durée afin d'être compatible avec les délais de remise d'un appel d'offre.
- SIMPLICITE : l'outil doit pouvoir être utilisé par des personnes non expertes en évaluation environnementale. Il sera donc aussi simple que possible et son développement devra intégrer les précautions pour éviter des erreurs d'utilisation. Par ailleurs les

connaissances nécessaires à son utilisation doivent pouvoir être transmises rapidement, par exemple lors d'une formation.

4.2/ Choix de la méthode

La comparaison des critères de sélection et des méthodes disponibles nous ont orienté sur le choix de l'analyse de cycle de vie. En effet, cette méthode réunit le plus grand nombre de critères demandés :

- l'objet d'étude de l'ACV concerne des procédés, des filières ou des 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 scénarios étudiés,
- l'ACV permet de comparer des procédés ou des filières,
- grâce au concept du cycle de vie, l'ACV évalue les impacts directs et indirects d'une filière, 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 filière,
- l'ACV est une méthode normée, ce qui représente un avantage en terme de rigueur méthodologique et de reconnaissance.

L'ACV a donc été sélectionnée comme méthode d'évaluation environnementale des filières de traitement des eaux usées. Une présentation détaillée en est maintenant nécessaire pour mieux connaître cette méthode, les étapes de l'analyse, ses avantages, ses limites… Ceci nous permettra d'orienter notre démarche de recherche pour développer un outil adapté à l'analyse des systèmes d'épuration.

III. LA METHODOLOGIE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

1/ PRESENTATION DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

1.1/ Définition

La norme ISO 14040 définit la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV) de la manière suivante :
« compilation et évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie » [ISO 14040,1997].

L'ACV réalise un bilan détaillé et quantitatif des flux entrants et sortants d'un système qui peut être un procédé, un produit ou un service. Ainsi chaque étape du cycle de vie du système consomme de l'énergie et des ressources non renouvelables et/ou émet des émissions polluantes. Grâce à l'inventaire des flux et par une succession d'étapes de calculs, l'ACV évalue l'ensemble des impacts potentiels de ce système sur l'environnement.

1.2/ Une méthode normée

Les premières études ACV ont été réalisées dans les années 1970 au Etats Unis. Mais ce n'est qu'à la fin des années 1980 que l'ACV s'est fortement développée, suite à une préoccupation croissante de la part des industriels pour l'environnement [GRISEL, 2004]. La dynamique des chercheurs et des utilisateurs de cet outil a abouti entre 1997 et 2000 à une série de normes ISO 14040 « Management environnemental – Analyse de cycle de vie ».
Les quatre textes ci-dessous nous serviront de base pour la présentation méthodologique détaillée qui suivra :

- norme ISO 14040 - principes et cadres [ISO 14040, 1997]
- norme ISO 14041 - définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire [ISO 14041, 1998]
- norme ISO 14042 - évaluation de l'impact du cycle de vie [ISO 14042, 1999]
- norme ISO 14043 - interprétation du cycle de vie [ISO 14043, 1999]

Ces normes garantissent une rigueur méthodologique et une homogénéité internationale à la méthode, ce qui en constitue un avantage certain.

1.3/ Le concept du cycle de vie

Le cycle de vie d'un système, d'après la définition [ISO 14040, 1997], est l'ensemble des « phases consécutives et liées du système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale ».

Le cycle de vie d'un système réunit les activités associées à un produit ou à un service. La vie d'un système peut être schématisée ainsi :

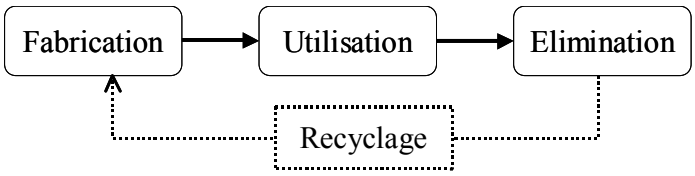


Figure 2 : Les étapes du cycle de vie

L'intérêt de la démarche du cycle de vie est d'intégrer l'ensemble des impacts directs et indirects d'un produit, d'un procédé ou d'un service. Si l'on prend l'exemple d'un stylo, son utilisation n'a pas d'impact. En tant que consommateur, on pourrait donc conclure qu'un stylo ne pollue pas. Cependant si l'on regarde à l'échelle du cycle de vie, la fabrication de ce produit (choix et quantités des matériaux) et son élimination (incinération, décharge…) génèrent des pollutions.
La démarche du cycle de vie permet d'avoir une vision globale de l'impact sur l'environnement et permet d'identifier les déplacements de pollution. Par exemple, une automobile pollue lors de sa fabrication, son utilisation et son démantèlement. Lorsqu'un constructeur automobile veut évaluer l'impact environnemental global d'un véhicule, il doit nécessairement regarder l'ensemble du cycle de vie pour vérifier qu'une amélioration à une étape n'entraîne pas de conséquences plus néfastes sur une autre étape. Ainsi des études sont menées sur le choix des matériaux de construction dans le but d'optimiser à la fois la consommation en carburant durant la phase d'utilisation et le recyclage des matériaux en fin de vie du véhicule.

Appliqué aux stations d'épurations (étudiés en tant qu'ensemble de procédés), le cycle de vie concerne les étapes de la vie d'une station - construction, exploitation et destruction - auxquelles il faut ajouter les activités qui y sont liées, comme la production d'énergie, de réactifs, les transports, le traitement des sous-produits… Ainsi l'ACV s'intéresse aux flux échangés entre le cycle de vie de la station et l'environnement (figure 3).

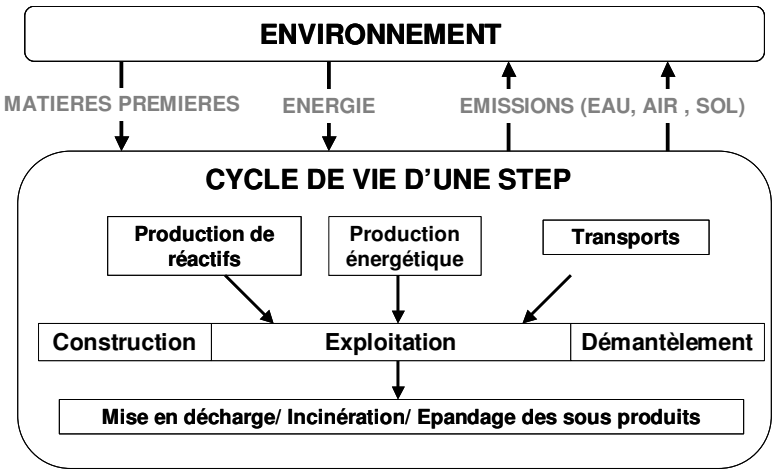


Figure 3 : ***Le cycle de vie d'une station d'épuration***

2/ LES ETAPES D'UNE ETUDE ACV

Les différentes phases d'une analyse de cycle de vie sont présentées dans le schéma illustré en figure 4 :

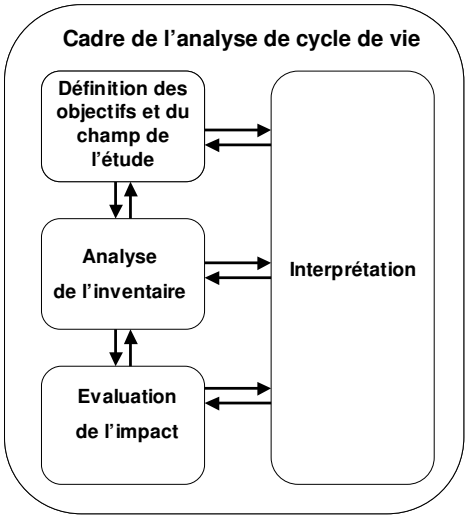


Figure 4 : ***Les phases d'une analyse de cycle de vie [ISO 14040, 1997]***

2.1/ La définition des objectifs

Les objectifs de l'étude doivent être cernés en terme :

- d'application envisagée,
- de justification de l'étude,
- de destinataires de l'étude (à qui va-t-on communiquer les résultats ?).

La définition des objectifs, étape succincte mais fondamentale, conditionne la définition du champ de l'étude.

2.2/ La définition du champ de l'étude

D'après la norme ISO 14040, les principaux éléments à définir dans le champ de l'étude sont :

- les systèmes,
- les fonctions de ces systèmes,
- l'unité fonctionnelle,
- les frontières de chaque système étudié,
- les hypothèses et les données,
- les exigences sur les données,
- les limitations,
- les catégories d'impacts prises en compte,
- les méthodes d'évaluation de ces impacts,
- le type de revue critique.

L'ACV étant une méthode itérative, la description du champ de l'étude est évolutive en fonction des avancées et des contraintes de l'étude (nouvelles données, problèmes en cours d'étude, introduction de nouveaux acteurs…). Le champ de l'étude doit satisfaire les exigences imposées par les objectifs.

Le champ de l'étude présente d'abord le nombre de systèmes à étudier et/ ou à comparer, puis la description de chacun. Un point important est la ou les fonctions remplies par le système, qui servira à fixer l'unité fonctionnelle.

L'unité fonctionnelle (UF) est un élément fondamental des ACV. La comparabilité de plusieurs systèmes impose que ceux-ci remplissent exactement les mêmes fonctions. La fonction d'un système est ramenée à un flux fonctionnel, qui est le flux qui conditionne l'existence du système. Par exemple, une STEP a pour flux fonctionnel les eaux usées, une usine a pour flux fonctionnel le produit qu'elle fabrique. Lorsque le flux fonctionnel est identifié, il faut en fixer une quantité de référence : c'est l'unité fonctionnelle. Ainsi on pourrait choisir comme UF le traitement de X m^3 d'eau usées pour une STEP, et la production de Y kg de produits manufacturés pour une usine.
Par ailleurs, un système peut avoir une ou plusieurs fonctions. Par exemple, la fonction d'une station d'épuration est de traiter aux normes imposées un flux d'eaux usées. Mais d'autres fonctions secondaires peuvent venir s'ajouter : désinfection des effluents, désodorisation, traitement plus ou moins poussé des boues… Deux stations seront comparables si elles remplissent la ou les mêmes fonctions.

Dans le traitement des données d'inventaire, l'UF fournit une référence à laquelle les flux entrants et sortants sont liés, constituant ainsi une base commune aux différents systèmes. Ainsi, l'identification des fonctions des systèmes et le choix de l'UF garantissent la validité de la comparaison de plusieurs systèmes.

Les **frontières du système** déterminent les éléments qui doivent être inclus dans le système étudié. « Dans l'idéal, il convient de modéliser le système de produits de telle sorte que les entrants et les sortants à ses frontières soient des flux élémentaires » [ISO 14041, 1998]. Par flux élémentaire, la norme entend des flux de matière ou d'énergie qui ont été puisés ou rejetés dans l'environnement sans transformation humaine préalable. Dans la pratique, le réalisateur de l'étude ACV n'a ni le temps, ni les moyens, ni les données pour effectuer une étude aussi complète. La modélisation du système répond à des choix basés sur des règles de coupure, la prise en compte des objectifs et des contraintes de coûts ou de temps. Une règle commune est d'exclure la quantification des entrants et sortants qui ne changeront pas de manière significative les résultats de l'étude. Afin de garantir la transparence de l'étude, la définition des frontières et l'omission de certaines étapes ou de certains flux doivent être clairement explicitées.

Les données et les hypothèses doivent être présentées. Les études ACV nécessitent une grande quantité de données. Par conséquence, la fiabilité des résultats dépendra fortement de la qualité des données. Leur origine et leur qualité doivent donc être précisées. En terme de qualité, la norme distingue par exemple les données mesurées, calculées ou estimées, et demande de vérifier la validité géographique, temporelle ou technologique de ces données.

L'analyse critique du contenu du champ de l'étude doit permettre d'identifier les **limitations** de l'étude. En fonction des informations disponibles, l'auteur de l'étude doit préciser en quoi l'ACV pourra répondre aux objectifs fixés initialement et quels sont les points pour lesquels le manque, qualitatif ou quantitatif, de données interdit de fournir des conclusions.

Les **catégories d'impacts** (effet de serre…) sont présentées ainsi que les **méthodes d'évaluation des impacts** nécessaires pour leur évaluation. Ces méthodes ont été développées par des universités ou des bureaux d'étude. Nous les présenterons plus en détail ci-après.

La **revue critique** est une contre expertise de l'étude réalisée par des experts ACV indépendants. Elle est obligatoire pour une étude comparative diffusée au grand public. La rédaction d'un rapport précis vérifie la cohérence scientifique et méthodologique de l'étude et conclut sur la validité de celle-ci ou demande d'approfondir certains points.

L'ensemble des informations du champ de l'étude permet à tout lecteur d'avoir un avis critique sur l'analyse réalisée, sur la validité des résultats et peut ouvrir d'éventuelles

discussions (complément d'étude, demande de recherche de nouvelles données…). Le champ de l'étude garantit ainsi la transparence et la crédibilité de l'étude.

2.3/ L'analyse de l'inventaire

L'inventaire est la compilation et la quantification des flux entrants et sortants du système pour tout son cycle de vie tel qu'il a été défini dans le champ de l'étude. Tous les flux sont quantifiés par rapport à l'unité fonctionnelle.
La réalisation et l'analyse de l'inventaire se déroulent en plusieurs étapes :

- préparation de la collecte des données : le cycle de vie est schématisé en diagramme des processus élémentaires qui sont liés par des flux. Chacun des procédés est décrit et les données associées sont listées. La méthode de collecte de données et les calculs sont explicités.
- collecte des données : la recherche de données se fait par mesure, par calcul, par estimation, par avis d'expert, par recherche bibliographique ou encore en utilisant les bases de données spécialisées pour les ACV.
- validation des données : le contrôle de la qualité des données est réalisé dès la collecte. La vérification se fait à travers le contrôle de l'équilibre des bilans matière ou énergie, par une analyse comparative des facteurs d'émissions de processus proches…
- mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle : les flux sont recalculés par rapport au flux de référence pou chaque étape du cycle de vie du système.
- agrégation des données au niveau du cycle de vie : l'inventaire matière-énergie est établi par agrégation des flux de chaque étape du cycle de vie.

2.4/ L'évaluation des impacts

Les données collectées sont traitées selon la méthodologie propre de l'ACV qui se déroule en cinq étapes, les deux dernières étant facultatives :

- la **classification**

Les flux sont regroupés en impacts (effet de serre, toxicité…) suivant leur effet sur l'environnement.

- la **caractérisation**

L'impact est calculé à l'aide des flux et des facteurs d'impacts qui sont attribués à chacune des substances selon la formule :

$$I = \sum_{S} \left(C_s \times M_s \right)$$

avec :
I : impact, dans une unité qui lui est propre
Cs : coefficient, ou facteur d'impact, de la substance S pour l'impact I
Ms : quantité de la substance S ramenée à l'unité fonctionnelle (flux en kg, kWh…/ UF)
S : nombre de substances (émissions ou ressources) de l'inventaire du système étudié qui contribuent à l'impact I.

Ainsi la valeur de l'impact dépend uniquement de deux paramètres :

- le flux de la substance, dont la validité et la précision concernent la qualité des données et des hypothèses.
- le coefficient de l'impact qui provient de la méthode ACV considérée.

Dans certaines méthodes, une phase supplémentaire regroupe les impacts correspondants à des dommages analogues en un groupe d'impacts (voir figure 5). Le but d'un tel regroupement est de favoriser l'aide à la décision en réduisant le nombre d'impacts à comparer. Par exemple dans Eco-indicator 99, il existe 11 impacts qui sont condensés en trois groupes d'impacts (Santé, Ecosystèmes et Ressources).

- la **normalisation**

La normalisation montre la part relative de l'impact du système étudié par rapport à l'impact total d'une zone géographique. On calcule le ratio de l'impact du système étudié par rapport à l'impact total d'une zone géographique (pays, continent, monde) selon la formule :

$$N = \frac{I_{système}}{I_{normalisation}}$$

avec :
N : facteur de normalisation (sans unité)
I système : impact du système étudié (calculé dans l'étape de caractérisation)
I normalisation : impact total de la zone géographique choisie (constante calculée par la méthode ACV sélectionnée)

- la **pondération**

La pondération est une étape complémentaire de la normalisation. Cette dernière donne en effet une information limitée : un impact peut avoir une proportion négligeable vis à vis de l'impact total d'un territoire mais être très nuisible à l'environnement. Un autre critère de jugement peut s'avérer nécessaire. La pondération attribue un coefficient, le coefficient de pondération, à chacun des impacts pour donner une valeur de l'impact en points :

$$I_p = C_p \times I$$

avec :
I_p : impact pondéré (en point)
I : impact (calculé dans l'étape de caractérisation)
C_p : coefficient de pondération (fourni par une méthode ACV ou fixé les responsables de l'étude)

Le coefficient de pondération peut être fixé par le comité de pilotage de l'étude ou par des experts. L'erreur humaine et la subjectivité sont alors possibles. Pour cette raison, les normes

ISO interdisent les résultats de pondération dans les présentations publiques d'ACV. Il existe des règles de pondération mais aucune n'est universellement reconnue.

- le **score**

C'est l'agrégation des impacts en un seul appelé score. Pour cela on somme les valeurs des impacts pondérés :

$$S = \sum_{n} I_{p,n}$$

avec :
S : score de la méthode (en point)
$I_{p,n}$: impact *n* pondéré (en point)
n : nombre d'impacts dans la méthode sélectionnée

Le score est une étape pour l'aide à la décision : au lieu d'avoir plusieurs impacts à comparer entre eux, le système étudié ne possède qu'une seule note : son score. L'aide à la décision multicritère devient monocritère. L'inconvénient de la méthode à score est triple :

- elle introduit de la subjectivité dans l'analyse,
- elle ne permet pas de réaliser une analyse de sensibilité,
- il suffit d'un impact faussement évalué pour fausser le score.

Il existe par ailleurs d'autres méthodes de pondération plus fines qui réalisent la condensation des impacts tout en tenant compte des diverses positions des décideurs.

La figure 5 résume les étapes de traitement des données suivant la méthodologie ACV.

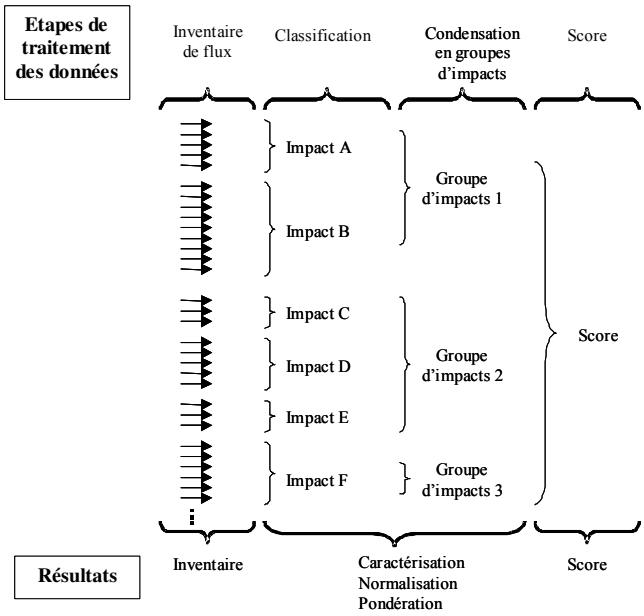


Figure 5 : Etapes de calculs des impacts

2.5/ L'interprétation

L'interprétation a pour objectif d'analyser les résultats de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation de l'impact, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations, tout cela au regard des objectifs et du champ de l'étude. D'après la norme ISO 14043, la phase d'interprétation comporte trois éléments:

- l'identification des points significatifs des phases de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation de l'impact du cycle de vie du système (résultats et implications des méthodes utilisées),
- la vérification des points significatifs, qui intègre les contrôles :
    - de cohérence : vérifier que les méthodes, les hypothèses et les données utilisées sont en adéquation avec les objectifs de l'étude,
    - de complétude : vérifier que toutes les données et informations nécessaires ont été réunies,
    - de sensibilité : mettre en place des analyses de sensibilité et /ou d'incertitude pour valider la robustesse de certains résultats significatifs,
- les conclusions et les recommandations découlant de l'étude.

3/ LES METHODES D'EVALUATION DES IMPACTS

Les méthodes de calcul d'impacts ont été élaborées par différents experts (universités, bureaux d'études). Le développement de ces méthodes est l'objet d'un secteur spécifique de la recherche en ACV, appelé LCIA (life cycle impact assessment). Elles sont constituées d'un ensemble d'impacts complémentaires, chacun de ces impacts traitant d'un effet particulier et l'ensemble des impacts devant illustrer la totalité des effets d'un système sur l'environnement. La SETAC propose la liste suivante [UDO DE HAES, 1999]:

- Catégories d'impacts relatives aux flux entrants :
    - Epuisement des ressources non renouvelables
    - Epuisement des ressources renouvelables
    - Occupation de l'espace
- Catégories d'impacts relatives aux flux sortants :
    - Effet de serre
    - Destruction de la couche d'ozone stratosphérique
    - Toxicité
    - Ecotoxicité
    - Formation de photo-oxydants
    - Acidification
    - Eutrophisation
    - Nuisances
    - Radiations radioactives

Dans la pratique, tous les impacts ne sont pas intégrés dans les méthodes développées car certains sont difficiles à modéliser, comme par exemple les nuisances. Dans la suite de notre travail, nous utiliserons quelques unes de ces méthodes, celles fournies avec le logiciel Simapro 5 [GOEDKOOP, 2001] :

- CML : méthode développée par l'université de Leiden (Pays-Bas). Deux versions sont proposées : CML 1992 et 2000, les nombres correspondent à l'année de mise en service de la méthode.
- Eco-indicator : méthode conçue par le bureau d'études néerlandais Pré Consultants. Deux versions sont disponibles : Eco-indicator 95 et Eco-indicator 99. Dans la dernière version, trois variantes existent : *Egalitarian*, *Hierarchist* et *Individualist*. Les concepteurs ont calculés les coefficients en fonction de la psychologie des décideurs. Par exemple, le cas *Individualist* tend à diminuer voir annuler l'importance des impacts touchant la planète entière ou ceux dont l'effet est dans un avenir lointain.
- Ecopoints : méthode développée par le ministère de l'environnement suisse (BUWAL). La version utilisée est celle de 1997.
- EDIP (environmental design of industrial products) : méthode danoise conçue en 1996.
- EPS (environmental priority strategies in product design): méthode développée par l'université suédoise Chalmers University of Technology en 2000.

Pour chaque impact, ces méthodes modélisent les effets polluants afin de calculer les facteurs d'impacts, coefficients attribués à chacune des substances contribuant à l'impact. Les phénomènes de pollution étant complexes à simuler, les modèles peuvent varier, bien qu'ils soient basés sur des bases scientifiques communes. A titre d'exemple, la méthode Eco-indicator est présentée en annexe 1. Après modélisation, une méthode de calcul d'impacts est donc une base de données constituée d'une liste de flux caractérisés par un coefficient.

Les méthodes proposent un jeu plus ou moins complet de résultats d'évaluation des impacts du cycle de vie comme le montre le tableau 4 :

	Caractérisation	Normalisation	Pondération	Score
CML	X	X		
Eco-indicator	X	X	X	X
Ecopoints	X	X	X	X
EDIP/UMIP	X	X	X	X
EPS	X	X	X	X

Tableau 4 : Types de résultats d'évaluation proposés dans les méthodes ACV

Enfin, le nombre et le type d'impacts ne sont pas identiques (voir tableau 5). Par exemple, les impacts de la méthode Ecopoints sont des catégories de flux (gaz à effet de serre, molécules azotées, métaux lourds, molécules soufrées …) tandis que les impacts des autres méthodes regroupent les substances qui ont le même effet sur l'environnement (toxicité…).

METHODES	CML 1992	CML 2000	Eco-indicator 95	Eco-indicator 99	Ecopoints 97	EDIP 96	EPS 2000
NOMBRE D'IMPACTS	9	10	11	11	30	16	13
IMPACTS	Acidification Ecotoxicity Energy resources Eutrophication Greenhouse Human toxicity Ozone layer Solid waste Summer smog	Abiotic depletion Acidification Aquatic ecotoxicity (fresh water) Aquatic ecotoxicity (marine) Eutrophication Global warming Human toxicity Ozone layer depletion Photochemical oxidation Terrestrial ecotoxicity	Acidification Carcinogens Energy resources Eutrophication Greenhouse Heavy metals Ozone layer Pesticides Solid waste Summer smog Winter smog	Acidification/ Eutrophication Carcinogens Climate change Ecotoxicity Fossil fuels Land use Minerals Ozone layer Radiation Respiratory inorganics Respiratory organics	Cd (air) Cd (water) CO2 COD Cr (water) Cu (water) Dust Energy Hg (air) Hg (water) High radiation Low/medium radiation Metals (soil) N NH3 Ni (water) Nitrate (soil) NMVOC NOx Ozone layer P Pb (air) Pb (water) Pesticide (soil) SOx Waste Waste special Zn (air) Zn (water)	Acidification Bulk waste Ecotoxicity water acute Ecotoxicity soil chronic Ecotoxicity water chronic Eutrophication Global warming Hazardous waste Human toxicity air Human toxicity soil Human toxicity water Ozone depletion Photochemical smog Radioactive waste Resources Slags/ ashes	Crop growth capacity Depletion of reserves Fish and meat production Life expectancy Morbidity Nuisance Production capacity of drinking water Production capacity of irrigation water Severe morbidity Severe nuisance Soil acidification Species extinction Wood growth capacity

Tableau 5 : Liste des impacts des méthodes ACV proposées dans Simapro 5

4/ LES LIMITES DE L'ACV

L'analyse de cycle de vie rencontre des obstacles d'ordre pratique et méthodologique :

- des moyens importants : une étude ACV nécessite beaucoup de temps, de données et de moyens humains. Ce type d'étude est donc limité à des décideurs qui en ont les moyens ou une forte motivation. Pour généraliser l'application de cet outil d'évaluation, le développement d'un outil simplifié mais fiable est conseillé.

- l'ACV est une méthode à laquelle « on fait dire ce que l'on veut » : cette critique parue dans un magazine spécialisé [EM, 2002] reflète bien une critique récurrente de la part des industriels sur l'ACV en tant qu'outil d'aide à la décision. En effet, comme tout autre outil, l'ACV peut être influencée par la personne qui la réalise, au niveau du choix des hypothèses, de la méthode de calcul d'impact… Une vigilance particulière doit donc être maintenue en terme de validation et de publication des résultats, de contrôle de la neutralité du responsable de l'étude vis à vis des autres acteurs et de leurs intérêts.

- l'ACV n'aborde pas les impacts sociaux et économiques : l'ACV n'intègre actuellement pas les aspects sociaux ou économiques, ce qui constitue un obstacle à l'essor de l'ACV, dans la mesure où les décideurs attendent de plus en plus des réponses communes aux trois enjeux du développement durable : environnement, économie et social. L'ACV intervient donc en complément de l'analyse d'autres indicateurs. Toutefois on peut penser que la recherche permettra d'intégrer ces impacts dans la méthodologie ACV.

- l'ACV évalue des impacts potentiels, mais pas les impacts réels qui nécessitent l'étude des conditions locales et des phénomènes de transfert des émissions.

- l'ACV n'évalue pas les nuisances : par le principe même de la méthode, l'évaluation des nuisances paraît difficile. Du moins aucune méthode ne permet actuellement d'évaluer le bruit ou les odeurs.

Ces limites doivent être clairement pesées avant d'utiliser l'ACV pour une étude environnementale. Concernant notre réflexion sur l'évaluation environnementale des systèmes de traitement des eaux usées, nous aurons l'occasion de répondre à un certain nombre de ces limites.

5/ LES APPLICATIONS DE L'ACV

Les diverses applications de l'ACV sont présentées de façon synthétique dans le tableau 6, tiré de [CHEVALIER, 1999] et [SETAC, 1993].

UTILISATION / PROBLEMATIQUE	AMELIORER	SELECTIONNER	CONTROLER/ GERER	REGLEMENTER	EDUQUER/ INFORMER	VENDRE
COMPARAISON DE SYSTEMES 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 ETAPES DU CYCLE DE VIE D'UN MEME SYSTEME	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 SYSTEME 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 SYSTEME AVEC UNE REFERENCE			Analyse de conformité	Justification des réglementations en vigueur		Marketing vert sur le thème "mon produit respecte les normes en vigueur"

Tableau 6 : Les utilisations de l'ACV

6/ L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE APPLIQUEE AU TRAITEMENT DES EAUX USEES

Après avoir parcouru en détail la méthodologie de l'analyse de cycle de vie, nous allons succinctement regarder la littérature qui traite de l'application de cette méthode dans le domaine du traitement des eaux usées.

6.1/ Particularités de l'ACV appliquée aux procédés

L'ACV a été développée à l'origine pour analyser le cycle de vie des produits. L'adaptation de l'outil aux procédés est rapidement apparue intéressante. La thèse de J. Chevalier définit une méthodologie d'ACV appliquée aux procédés. Dans sa réflexion, l'auteur décrit ce qu'est un procédé et les conséquences pour l'ACV [CHEVALIER, 1999]. Voici sa définition d'un procédé :
"*Un procédé est la combinaison d'un processus et des systèmes techniques permettant sa réalisation. Le procédé est un bien industriel, il représente un capital. Ce n'est pas un bien de grande consommation, c'est un système localisé sur un petit nombre de sites."*

De cette définition nous pouvons tirer deux caractéristiques importantes du procédé :

- *Un processus et des systèmes techniques* : tout comme le produit, le procédé remplit une fonction (production, traitement, transport, stockage). Il est constitué de matériaux (donc a besoin de matières premières). Des flux entrants et sortants interviennent sauf dans un stockage sans rejet. On retrouve des analogies entre procédé et produit qui permettent d'adapter l'analyse de cycle de vie aux procédés. J. Chevalier différencie deux types de flux : les flux fonctionnels, qui déterminent la fonction et représentent l'intérêt du procédé, et les flux de fonctionnement qui sont les flux nécessaires au processus. Par exemple, un procédé de traitement des eaux usées a pour flux fonctionnel l'eau entrante et comme flux de fonctionnement l'énergie, les réactifs… Cette différentiation est intéressante car elle permet de caractériser l'unité fonctionnelle d'un procédé et les émissions à prendre en compte dans un inventaire. L'auteur discute également la différence entre l'ACV d'un produit et celle d'un procédé. Il montre notamment que la définition de l'unité fonctionnelle dans l'ACV d'un procédé est plus complexe. En effet pour un produit, l'unité fonctionnelle se base le plus souvent uniquement sur un paramètre de quantité. Au contraire, la qualité du produit fabriqué ou traité ainsi que la taille du procédé conditionnent autant la fonction d'un procédé que la quantité produite.

- *C'est un système localisé* : un procédé, contrairement au produit, est caractérisé par un emplacement géographique. Ceci est important pour deux raisons. Premièrement l'ACV doit tenir compte du contexte socio-économique local : la production énergétique, les

modes de fabrication utilisés par le procédé seront différents selon les pays ou les continents. Il existe donc une validité géographique des données. Ainsi le procédé présentera une performance environnementale qui dépendra de son lieu d'implantation. Deuxièmement les impacts environnementaux seront localisés et donc plus visibles. C'est particulièrement le cas pour la pollution de l'eau et du sol.

6.2/ Particularités du domaine du traitement des eaux

Les systèmes de traitement des eaux présentent une particularité forte : leur fonction est déjà une action en faveur de l'environnement. Dans une méthode d'évaluation des impacts environnementaux telle que l'ACV, cette propriété de dépollution doit apparaître :

- lors de la définition de l'unité fonctionnelle. La capacité de dépollution et la qualité de dépollution conditionnent la fonction d'un procédé de traitement d'eau ou de boue, et donc l'unité fonctionnelle. Or la qualité de dépollution se mesure avec plusieurs flux distincts (DCO, MES, azote…). Il est donc difficile de lier un flux fonctionnel à la fonction globale de dépollution d'un procédé. Ce problème est bien développé dans [SUH, 2002]. L'auteur conclut sur l'impossibilité d'agréger les flux polluants. La seule unité fonctionnelle possible est donc un volume d'eau usée à traiter. L'auteur prend en compte les flux entrants de polluants en les soustrayant de l'inventaire de cycle de vie. Nous aurons l'occasion de rediscuter de cette approche.
- dans le résultat : l'aspect bénéfique d'un procédé qui supprime une pollution doit apparaître logiquement dans les résultats d'ACV. Outre les impacts négatifs, il importe dès lors de prendre en compte aussi dans les ACV les impacts positifs d'une STEP sur l'environnement.

Par ailleurs, la performance environnementale des procédés de dépollution est en partie cadrée par les lois et les normes de rejet, comme nous l'avons vu. [CHEVALIER, 1999] n'aborde pas les systèmes de traitement des eaux mais remarque déjà les difficultés soulevées par la réglementation environnementale. En effet, lorsqu'une activité industrielle est réglementée, la législation impose en quelque sorte ses performances environnementales. Il ne s'agit pas de tenir les normes de rejet ou les lois pour bonnes (elles ne le sont pas toujours) mais de prendre en compte un contexte environnemental que l'analyse ne pourra pas changer. Par exemple, si une étude ACV démontre, dans un contexte local donné, qu'un seuil réglementaire de pollution peut être dépassé, l'usine d'épuration devra malgré tout respecter la législation.

Une autre singularité des systèmes de traitement des eaux est la visibilité des impacts. En effet les pollutions émises par ces systèmes peuvent être facilement observées (eutrophisation, eau turbide…) et sont régulièrement contrôlées (auto surveillance, SME des STEP). Les résultats d'ACV sur ce type de procédé sont donc facilement sujets à la critique ou à l'incompréhension. Que dira un maire si une station d'épuration pollue sa rivière alors que les

résultats de l'ACV pour la rénovation de cette station étaient positifs? Sans se soucier de savoir si l'étude est sérieuse ou non, cette remarque tient à souligner que les impacts sur les procédés de dépollution sont visibles, et donc que la communication de ces résultats d'ACV est plus sensible. Au contraire une conclusion d'ACV déclarant que le vélo *x* est plus écologique que *w* sera plus facilement admise par les décideurs qui devront être perspicaces pour vérifier les quantités de matières premières, comparer les sites de fabrication ou le taux de déchets recyclés… Une question se pose alors : les impacts réels des STEP peuvent-ils être analysés sous forme d'impacts potentiels sans danger de discréditer l'ACV ?

6.3/ Les études ACV en traitement des eaux usées

De nombreux auteurs ont réalisé des études ACV sur des systèmes d'assainissement. Dans le tableau 7, une sélection de plusieurs études ACV sur les procédés d'épuration est présentée (d'après [SUH, 2002] et [LUNDIN, 2004]).

L'évaluation environnementale par ACV de systèmes d'épuration des eaux résiduaires urbaines a été pratiquée depuis le début des années 1990. De nombreux experts ont essayé de comparer ces systèmes mais on observe une grande diversité de sujets d'étude : analyse de station conventionnelle pour identifier la meilleure filière ou les étapes de traitement les plus polluantes, étude des systèmes de traitement ou de séparation à la source (toilette séparative)… La comparaison de filières de traitement et d'élimination des boues urbaines est également un thème très abordé, notamment parce que ces filières présentent des possibilités de valorisation matière (fertilisant ou amendement) ou énergie (biogaz, incinération). Nous aurons l'occasion de revenir sur les boues en troisième partie.

REFERENCE	OBJECTIF DE L'ETUDE	FRONTIERES DU SYSTEME
[EMMERSON, 1995]	Comparaison de différentes STEP de petite taille (biofiltre et boues activées)	Construction, exploitation et démantèlement de la STEP
[ØDEGAARD, 1995]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux	Exploitation de la STEP et des filières de traitement des boues
[ASHLEY, 1997]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux avec des solutions de traitement à la source	Des toilettes jusqu'à l'élimination finale
[BENGTSSON, 1997]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux avec des solutions de séparation à la source	Exploitation des toilettes ou STEP
[DALEMO, 1997]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux avec des solutions de séparation d'urine à la source	Des toilettes jusqu'à la STEP + l'élimination des boues par épandage
[NEUMAYR, 1997]	Comparaison de système de valorisation des boues	De la séparation des boues jusqu'à l'épandage
[ROELEVELD, 1997]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux	Construction et exploitation de la STEP
[DENNISON, 1998]	Comparaison de différents traitements des boues et de leur enfouissement centralisé	Filières de traitement des eaux et des boues
[TILLMAN, 1998]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux avec des solutions de séparation solide liquide	Des toilettes jusqu'à la STEP + l'élimination des boues par épandage
[JOHNSEN, 1999]	Comparaison de filières de traitement conventionnel des boues	De la production de boues jusqu'à élimination (incinération, décharge ou épandage)
[ROUSSEL, 1999]	Comparaison de filières de traitement conventionnel des boues	De la production de boues jusqu'à élimination (incinération, décharge ou épandage)
[LUNDIN, 2000]	Comparaison des filières de traitement conventionnel des eaux avec des solutions de séparation à la source	Exploitation des toilettes ou STEP + production d'engrais économisé
[CLAUSON KAAS, 2001]	Etude d'une STEP	Exploitation de la STEP
[FRIEDRICH, 2001]	Comparaison de filières de traitement conventionnel des boues	De la production de boues jusqu'à élimination (incinération, décharge ou épandage)
[HOUILLON, 2001]	Comparaison de filières de traitement conventionnel et innovant des boues	De la production de boues jusqu'à élimination (incinération, décharge, épandage, pyrolyse, OVH)
[KHALIFA, 2001]	Comparaison de filières de traitement des boues conventionnel	De la production de boues jusqu'à élimination (incinération, décharge)
[PILLAY, 2002]	Etude d'une STEP avec traitement pour réutilisation de l'eau usée en industrie	Construction + exploitation de la STEP
[RIHON, 2002]	Evaluation du cycle anthropique de l'eau	De la station de pompage pour l'eau potable jusqu'à la STEP
[SUH, 2002]	Comparaison de deux stations d'épuration existantes	Construction, exploitation et démantèlement de la STEP
[BEAVIS, 2003]	Comparaison de procédés de digestion anaérobie et aérobie des boues	De la production de boues jusqu'à élimination en épandage
[HOSPIDO, 2004]	Etude d'une STEP	Exploitation de la STEP + élimination des boues en épandage

Tableau 5 : Etudes ACV appliquées aux systèmes d'épuration des eaux usées et des boues

Une lecture approfondie de ces études montre des différences dans les choix méthodologiques réalisés. Les variations au niveau du champ de l'étude (unité fonctionnelle, choix des limites du système…) peuvent s'expliquer par la diversité des objectifs. En revanche, le choix de la méthode ACV est sujet à discussion. On peut se demander si le choix d'une des méthodes, bien que toutes reposent sur des bases scientifiques, influence les conclusions de l'étude. La méthode CML est utilisée par [ROELEVELD, 1997], [ROUSSEL, 1999], [PILLAY, 2002], [SUH, 2002], Eco-indicator 99 par [HOUILLON, 2001], [KHALIFA, 2001], [RIHON, 2002], EDIP by [CLAUSON KAAS, 2001], EPS [RIHON, 2002] et [LUNDIN, 2000]. Dans beaucoup d'études, une seule méthode est utilisée mais son choix n'est jamais argumenté. Dans une démarche de développement d'un outil simplifié basé sur l'ACV, la sélection de la ou des méthodes ACV devra être justifié pour guider les réalisateurs d'étude qui ne seraient pas des spécialistes ACV.

Par ailleurs, plusieurs études qui comparent les mêmes filières aboutissent à des conclusions opposées en terme de choix de la filière la plus écologique. Ces incohérences participent au discrédit de la méthodologie ACV. L'étude [JEHIER, 2002], basée sur la comparaison d'ACV sur les filières de traitement des boues, a analysé en détail ces divergences de résultats. Si le champ de l'étude reste assez similaire entre les ACV comparées, ce travail a montré que la sélection des données et des hypothèses est le plus souvent à l'origine des divergences observées. Ainsi, cette analyse détaillée met également en évidence l'erreur de vouloir généraliser des conclusions tirées à partir d'études basées sur un seul jeu d'hypothèses pour une filière de traitement étudié. Les experts techniques du domaine de l'eau, interrogés dans ce rapport, reprochent l'erreur faite dans bien des études ACV de prendre des données moyennes de performances pour un procédé afin d'en tirer une conclusion générale. Dans certains cas, les études ont recours à une autre source de données : elles s'appuient sur les informations d'usines existantes. Ceci présente l'avantage de disposer de mesures réelles. Cependant les performances du procédé étudié, et donc les données d'émissions, sont celles d'un site local et ne représentent pas l'ensemble des performances possibles du procédé.
En effet, les performances techniques d'un même procédé sont très variables d'un site à l'autre. Cette variabilité s'explique par les contraintes locales propres à chaque installation : dimensionnement, niveau technologique, âge de l'ouvrage et surtout mode d'exploitation conditionnent les caractéristiques techniques et, par conséquent, les impacts environnementaux.
Ainsi, l'étude d'une technologie ou d'une filière devra être réalisée à partir de plusieurs jeux de données couvrant la gamme des différentes conditions d'exploitation de cette technologie ou de cette filière. Il apparaît que seule l'étude des multiples cas d'utilisation peut donner une vision globale de la performance d'un procédé. De même, lors d'une comparaison de deux systèmes, il ne faudra pas dire si tel procédé présente un impact environnemental plus ou moins élevé par rapport à un procédé concurrent, mais dire dans quelles conditions techniques et/ou locales un procédé est plus intéressant qu'un autre. Sur la base de ce principe, les experts techniques ont fait ressortir que l'étude d'un système à partir de données dites

moyennes (ou à partir d'un cas existant) n'est pas représentatif de l'ensemble des situations rencontrées tant celles-ci sont différentes sur le plan technique.
C'est pourquoi de nombreuses études ACV, en se basant sur un seul jeu d'hypothèses pour caractériser un système, n'étudient en fait qu'un cas particulier d'utilisation parmi d'autres. Une généralisation des conclusions est donc inappropriée. Ceci explique également pourquoi plusieurs études sérieuses présentent des résultats de comparaisons de filières contradictoires.

Ainsi donc, pour prendre en compte ces incertitudes avant de conclure lorsque différentes filières sont comparées, le développement de l'outil recherché devra accorder une vigilance particulière non seulement à la fiabilité des données mais aussi aux études de variabilité. Les données devront être représentatives. L'outil étant développé pour les besoins de Veolia, ce sont ses experts techniques qui fourniront les données. Enfin, l'apport de ce travail consistera surtout à développer une méthode capable d'évaluer l'ensemble des variantes existantes pour un système de traitement. Il devra notamment pouvoir évaluer l'influence des paramètres techniques et celle des conditions locales. Ceci permettra à l'outil de s'adapter à chaque projet pour lequel l'industriel souhaite réaliser une évaluation environnementale et comparer différentes solutions techniques.

En terme d'évaluation environnementale, l'analyse de cycle de vie est une méthodologie qui présente de nombreux atouts :

- la série de norme ISO 14040-14043 fixe un cadre méthodologique rigoureux et cohérent,
- l'ACV est capable d'évaluer de nombreux impacts grâce à son approche multicritère,
- 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. Le cycle de vie intègre notamment l'ensemble de la filière de traitement.

L'ACV présente toutefois un certain nombre de limites. Les études sont longues et nécessitent beaucoup de temps et de données. L'un des objectifs du développement de l'outil sera donc de réduire la durée des études en réunissant notamment les informations nécessaires. Les nuisances ne sont pas évaluées. Nous négligerons donc dans un premier temps ces impacts, mais il faudra toutefois prévoir un cadre pour les intégrer. Sur le plan méthodologique, il semble essentiel de tester l'ACV sur des cas concrets pour identifier l'ensemble des difficultés et y répondre. Notamment, le choix de la ou des méthodes ACV devra être justifié. Par ailleurs, une attention particulière devra être portée sur les limites des résultats des ACV afin de ne pas généraliser des conclusions qui pourraient dépendre de conditions techniques. Des analyses de sensibilité devraient donc être prévues.

IV. CONCLUSION

Les usines d'épuration des eaux usées se caractérisent par une grande variété de procédés de traitement. Cette diversité de technologies existantes permet de construire une multitude de filières de traitement. Or chaque procédé consomme de l'énergie, des réactifs et émet diverses substances polluantes dans l'environnement. Les filières de traitement engendrent par conséquent des impacts environnementaux très variables. Il est donc difficile d'identifier et de comparer les performances environnementales des systèmes de traitement.

Pour répondre à cette question, le recours à un outil d'évaluation environnementale des filières de traitement des eaux usées semble incontournable. Cet outil pourrait être utile en tant qu'outil d'aide à la décision, par exemple pour comparer différentes solutions techniques dans le but d'identifier sur un projet la filière la plus écologique. En terme de protection de l'environnement, le seul repère pour les responsables est la législation. Celle-ci ne donne pas une vision globale sur les performances environnementales des solutions techniques proposées lors d'un projet. Cet outil serait donc complémentaire à la réglementation en tant que moyen de connaissance des filières et d'aide à la décision.

L'étude des méthodes d'évaluation environnementale existantes nous a orienté sur le choix de l'analyse de cycle de vie. En effet, cette méthode réunit le plus grand nombre de critères demandés :

- l'objet d'étude de l'ACV concerne des procédés, des filières ou des 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 scénarios étudiés,
- l'ACV permet de comparer des procédés ou des filières,
- grâce au concept du cycle de vie, l'ACV évalue les impacts directs et indirects d'une filière, ce qui est plus représentatif de l'impact sur l'environnement qu'une évaluation des seuls impacts directs,
- l'ACV est une méthode normée, ce qui représente un avantage en terme de rigueur méthodologique et de reconnaissance.

L'ACV présente toutefois un certain nombre de limites. Le développement de l'outil devra notamment simplifier la méthode pour réduire la durée des études. Les nuisances seront négligées dans un premier temps mais il faudra toutefois prévoir un cadre pour les intégrer. Sur le plan méthodologique, il semble essentiel de tester l'ACV sur des cas concrets pour identifier l'ensemble des difficultés et y répondre. Notamment, le choix de la ou des méthodes de calcul d'impact devra être justifié. Par ailleurs, une attention particulière devra être portée

sur les limites des résultats des ACV afin de ne pas généraliser des conclusions qui pourraient dépendre de conditions techniques.

Avant de se lancer dans le développement d'un outil basé sur l'ACV, une phase de test de la méthode permettra d'identifier les capacités et les limites de l'ACV appliquée aux systèmes de traitement des eaux. A partir des conclusions qui auront été tirées, nous pourrons alors envisager la construction d'un outil d'aide à la décision adapté aux besoins exprimés par les décideurs de Veolia Environnement.

PARTIE II.

EVALUATION DE LA METHODOLOGIE ACV APPLIQUEE AUX SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX USEES

Avant de développer un outil d'évaluation environnementale, la méthodologie d'analyse de cycle de vie ainsi que son adaptation au domaine du traitement des eaux doivent être étudiées, ceci afin de connaître les possibilités de l'ACV, d'identifier ses limites et comment compenser ces dernières.

Afin de préparer le développement d'un outil d'aide à la décision, cette partie devra :

- tester la méthodologie ACV sur une station d'épuration pour identifier les avantages et les faiblesses de cette méthode, tant sur le plan méthodologique que sur le plan pratique.
- recenser quelles sont les données disponibles sur le terrain, et par conséquent les données manquantes, ainsi que les difficultés pour les collecter,
- analyser les impacts environnementaux, tels que définis par l'ACV, d'une station d'épuration. Cela permettra d'identifier les étapes les plus polluantes ainsi que les paramètres d'influence.

Pour identifier les problèmes de terrain d'une étude ACV, nous avons choisi d'étudier une station de traitement existante, qui constitue le cas d'étude sur lequel est basée cette partie. Une analyse théorique des méthodes de calculs des impacts ACV et une réflexion approfondie de la méthodologie ACV compléteront l'approche pratique. Cette analyse repose en partie sur le cas d'étude présenté et en partie sur d'autres ACV réalisées pour le compte de Veolia Environnement. Les difficultés pratiques et théoriques seront ainsi mises à jour, ce qui nous permettra d'établir des préconisations pour la conception de l'outil d'aide à la décision.

Cette partie présente tout d'abord un cas d'étude d'une ACV appliquée à une station d'épuration. Puis une discussion sur des aspects méthodologiques, comme l'unité fonctionnelle ou les problèmes liés à la construction et au démantèlement, est proposée. Enfin une discussion reprendra l'ensemble des observations pour conclure sur les mesures à prendre pour développer un outil d'ACV adapté au secteur du traitement des eaux usées.

I. PRESENTATION DE L'ETUDE DE CAS DE L'ACV D'UNE STATION D'EPURATION

1/ DESCRIPTION DE L'USINE D'EPURATION

Afin d'identifier les problèmes pratiques d'une étude ACV et de disposer de renseignements représentatifs, nous avons choisi de réaliser l'ACV d'une station de traitement existante. Les données seront donc collectées sur le terrain et non à partir d'une documentation bibliographique. Pour cette étude, nous avons souhaité nous baser sur une station classique (boue activée faible ou moyenne charge, traitement des boues avec chaulage et épandage) et facile à évaluer (pas de station rénovée, bon fonctionnement du traitement, station assez récente…). Le système étudié est donc une station exploitée par la Générale des Eaux, que nous appellerons station A (figure 6). Mise en eau en 1998, cette station est dimensionnée pour traiter la pollution de 140 000 E.H.

- Filière de traitement de l'eau

Les eaux usées arrivant à la station sont prétraitées (dégrillage, dégraissage, dessablage) puis envoyées sur deux files de traitement biologique. Les graisses sont traitées dans un bassin biologique qui nécessite l'ajout de nutriments (ammoniac et acide phosphorique). Les prétraitements ont lieu dans un bâtiment fermé et désodorisé. L'unité de désodorisation se compose de trois colonnes à garnissage de traitement de l'air, qui utilisent de l'acide sulfurique, de la soude et de l'eau de javel. Les sables sont traités et classés en trois catégories : deux types de déchets partent en centre de stockage et une partie des sables est recyclée pour les travaux de voirie de la Générale des Eaux. La station accueille également des matières de vidange, des matières de curage et des effluents industriels. Entre 2000 et 2002, le volume moyen d'eaux usées traitées sur la station a été de 9 830 000 m^3 / an (voir annexe 2).

Les eaux prétraitées sont ensuite envoyées vers deux files identiques de traitement biologique. La première étape est un traitement en anaérobiose qui permet une déphosphatation par voie biologique. Puis le traitement de l'eau se fait dans des bassins à boues activées en faible charge. Le bassin principal a la forme d'un chenal d'oxydation le long duquel sont régulièrement placés des systèmes d'aération par ponts brosses. Cette disposition assure le traitement de la pollution organique et azotée (par nitrification / dénitrification) en créant des zones aérobies et anoxies. Les clarificateurs séparent l'eau de la boue. L'eau est rejetée dans le cours d'eau. Les boues sont soit recyclées en tête du bassin en anaérobiose, soit extraites vers la file de traitement des boues.

- Filière de traitement des boues

Les boues extraites sont épaissies par flottation (siccité en sortie d'environ 4 %), puis stockées dans une bâche tampon en attendant d'être conditionnées par du lait de chaux (préparé sur site avec de la chaux éteinte) et du chlorure ferrique. La boue est conditionnée dans une bâche de maturation. Elle est ensuite déshydratée sur filtre presse (siccité de sortie de 34 %). Enfin les boues sont stockées sur une aire aménagée de la station (récupération des lixiviats, non couvert) en attendant la période propice à leur épandage. La quantité moyenne de boues produites entre 2000 et 2002 a été de 3120 t MS à 34 %. La filière épandage est certifiée et est contrôlée par un plan d'épandage.

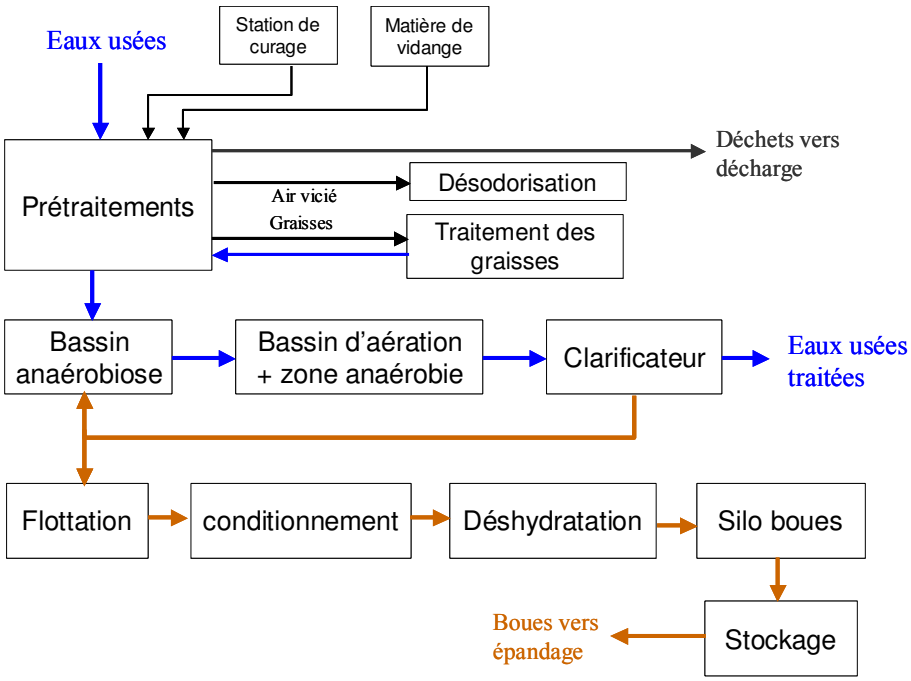


Figure 6 : Schéma de la station

2/ UNITE FONCTIONNELLE

La fonction d'un STEP est de traiter les eaux usées d'un espace donné. L'unité fonctionnelle est donc :

Le volume d'eau usée à traiter arrivant à la station A durant une année

Tous les flux et les résultats énoncés dans cette étude seront donc exprimés en unité de flux par an.

3/ FRONTIERES DU SYSTEME ETUDIE

Au sens de l'ACV (notion de cycle de vie), le système étudié comprend la station et les activités qu'elle engendre : production de réactifs et d'énergie, transports divers, épandage… mais aussi construction, exploitation et démantèlement de la station. Cette étude est limitée à la phase exploitation de la station faute de données suffisamment robustes sur les étapes de construction et de démantèlement. Le paragraphe *Partie II/ II/ 6/* sera dédié à la comparaison des phases de construction et d'exploitation avec les données disponibles.

Le scénario étudié a été découpé en six modules :

- la station,
- la production d'électricité,
- la fabrication de chaux éteinte,
- la fabrication de chlorure ferrique,
- la fabrication des autres réactifs (utilisés pour la désodorisation et le traitement des graisses : acide sulfurique, soude, eau de javel, acide phosphorique, ammoniaque, acide chlorhydrique). Pour simplifier la lecture des résultats, ces réactifs ont été regroupés en un seul module,
- les transports des boues, des réactifs de l'usine de fabrication vers la station et des déchets vers le centre de stockage. Pour simplifier la lecture des résultats, les transports ont été regroupés en un seul module,
- l'épandage qui inclut l'impact des boues épandues sur les parcelles agricoles et celui du véhicule nécessaire à l'épandage.

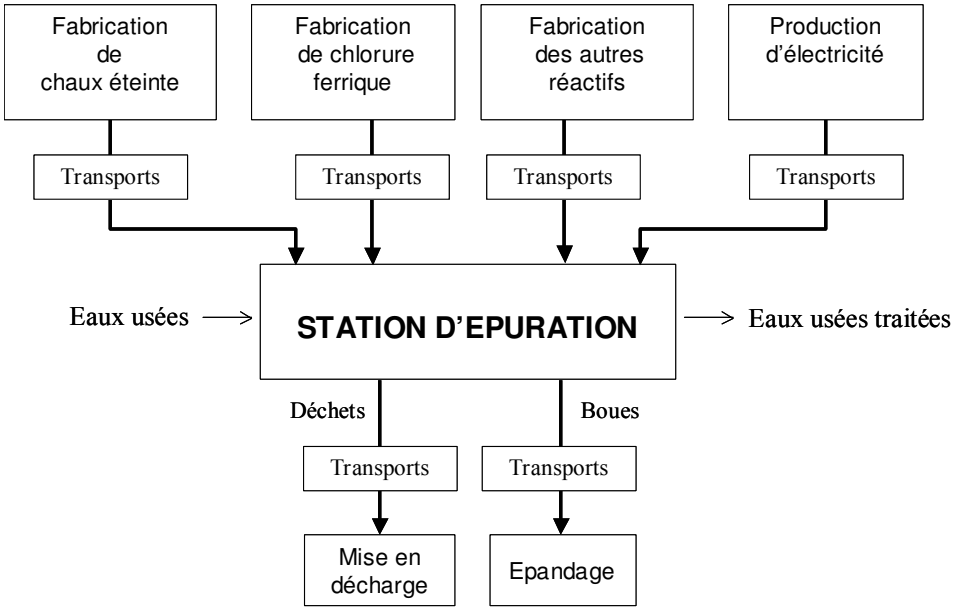


Figure 7 : Cycle de vie de la station A

4/ LOGICIEL ET METHODES

Dans cette étude, nous avons utilisé le logiciel Simapro 5 (développé par Pré Consultants, Pays Bas) pour modéliser les filières, recenser les flux, établir les inventaires et calculer les impacts à partir des différentes méthodes de calcul d'impact.

Pour la phase d'évaluation, les méthodes de calcul d'impact disponibles dans Simapro ont été utilisées :

- **CML** (version 2000),
- **Eco-indicator** (version 1999),
- **EDIP** (version 1996),
- **EPS,**
- **Ecopoints** (version 1997).

Utiliser plusieurs méthodes pour évaluer chacun des impacts et voir s'il y a convergence ou non des résultats permet de vérifier la validité des résultats. La comparaison de ces méthodes permettra également d'analyser l'influence de celles-ci sur les conclusions de l'étude.

5/ IMPACTS EVALUES

Dans cette étude nous avons choisi d'évaluer la station sur cinq impacts :

- l'**acidification,**
- l'**effet de serre,**
- l'**eutrophisation,**
- la **toxicité,**
- les **ressources non renouvelables.**

Pour chacun des impacts, la partie résultat contiendra les éléments suivants :

- le résultat de l'évaluation des impacts : les résultats seront présentés.
- une discussion du résultat : les résultats seront interprétés, les étapes du cycle de vie du scénario seront comparés.
- une analyse de sensibilité (si nécessaire) : dans le cas où une donnée est particulièrement sensible, le calcul de l'impact pourra être effectué en fonction de la variabilité de ce paramètre. Ceci permet de vérifier l'influence du paramètre sur le résultat.

6/ HYPOTHESES ET DONNEES

Les données de la STEP sont tirées de l'évaluation statistique basée sur les relevés mensuels et annuels de l'exploitant pour les années 2000 à 2002.

6.1/ Hypothèses sur la station

- Consommables

Les consommations en réactifs sont présentées dans le tableau 8.

REACTIF	QUANTITE	UNITE	UTILISATION
Chaux éteinte $Ca(OH)_2$	871	t / an	Conditionnement des boues
Chlorure ferrique $FeCl_3$	466	t / an	Conditionnement des boues
Acide Phosphorique H_3PO_4	620	L / an	Traitement des graisses
Ammoniac NH_3OH	2850	L / an	Traitement des graisses
Soude NaOH	1520	L / an	Désodorisation
Javel HClO	2130	L / an	Désodorisation
Acide sulfurique H_2SO_4	400	L / an	Désodorisation
Acide chlorhydrique HCl	950	L / an	Lavage filtre presse

Tableau 6 : Consommation en réactifs de la station

- Energie

L'énergie électrique de la station est celle relevée par EDF. La valeur moyenne des trois années considérées est 4 370 000 kWh /an.

- Emissions de la station dans l'eau traitée

Les paramètres analytiques considérés dans cette étude sont présentés dans les tableaux 9 et 10. Les valeurs considérées sont les moyennes des paramètres sur la période 2000 à 2002, calculées à partir des données fournies par l'exploitant (voir détails en annexe 2).

L'eau d'entrée est caractérisée par les paramètres suivants :

Paramètre	MES	DBO5	DCO	NTK	NH_4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Concentration (mg / L)	237	228	500	39	22			38	7
Flux (kg /an)	2 248 639	2 041 578	4 670 221	360 527	207 727			356 257	61 017

Tableau 7 : Paramètres de l'eau d'entrée de la station

Les paramètres de l'eau rejetée à la rivière sont les suivants :

Paramètre	MES	DBO5	DCO	NTK	NH_4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Concentration (mg / L)	8	5	19	2	1	0.09	4.5	7	2
Flux (kg /an)	96163	42477	179224	22672	5155	668	44237	67879	24112
Rendement (%)	96	98	96	94	98			81	61

Tableau 8 : Paramètres de l'eau de sortie de la station

- Emissions dans l'air : NH_3, CO_2 et N_2O

Les flux polluants émis par la station sont l'ammoniac, lié au dégazage des boues chaulées après l'augmentation du pH, le CO_2 et le N_2O, liés à la dégradation biologique de la pollution organique et azotée.

Le dégagement d'ammoniac est une donnée importante et problématique : aucune valeur de flux ne semble avoir été mesurée dans la littérature. Ceci est en effet bien complexe : le flux de NH_3 dégagé dépendrait essentiellement de la qualité de la boue. Les conditions opératoires (temps de contact chaux/ boues…) ont une influence mais moindre. Le facteur principal serait la quantité d'ammoniac présente dans la boue avant le chaulage [ADEME, 2001]. Un bilan, réalisé à partir de 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/ t MS. Cette large gamme de variation témoigne de la difficulté d'attribuer une valeur représentative du flux d'ammoniac. Dans l'étude Ecoboues [HOUILLON, 2001], le flux d'ammoniac considéré est 1,4 kg de NH_3/ t MS. C'est la valeur que nous prendrons en première hypothèse. Cependant, puisque cette valeur ne semble pas représentative, une étude de sensibilité sera réalisée lorsque le flux d'ammoniac aura une influence sur le résultat.

Le dioxyde de carbone biogène et le protoxyde d'azote sont deux gaz à effet de serre. Ils sont émis lors de la dégradation aérobie de la pollution organique et azotée. Suivant les méthodes d'évaluation des gaz à effet de serre, ces gaz sont ou ne sont pas considérés dans le bilan gaz à effet de serre. La méthode de comptabilisation du GIEC [IPCC, 1997], méthode officielle pour l'application du protocole de Kyoto, ne les prend pas en compte. Dans notre analyse principale, nous négligerons donc ces flux mais nous étudierons leur influence dans une analyse de sensibilité.

6.2/ Hypothèses sur les autres modules

- Module Transports

L'impact environnemental d'un véhicule dépend essentiellement des émissions de la combustion de carburant. Trois paramètres conditionnent cet impact :

- le type de véhicule,
- la distance parcourue,
- la quantité de produit transporté.

Dans le module Transports, ces trois informations sont nécessaires. Pour le type de véhicule, Simapro dispose d'une base de données adaptée aux différentes catégories de véhicules. Ces bases de données dépendent d'un seul facteur : le nombre de tonne.kilomètre (t.km), qui est le produit des deux autres paramètres.

Le tableau 11 résume ces informations pour chacun des transports du système étudié.

Produit transporté	De	A	Distance (km)	Nombre de t.km/ an
Chaux éteinte	Usine	STEP A	20	17500
$FeCl_3$	Usine	STEP A	50	23800
H_3PO_4	Usine	STEP A	50	70
NH_3OH	Usine	STEP A	50	180
NaOH	Usine	STEP A	50	115
Javel	Usine	STEP A	50	135
H_2SO_4	Usine	STEP A	50	80
HCl	Usine	STEP A	50	50
Boues chaulées	STEP A	Champs	20	183200
Déchets (mis en CSD)	STEP A	CSD	30	11400

Tableau 9 : Informations concernant le transport des différents produits

Les calculs des facteurs *tonne.kilomètre* sont détaillés en annexe 2 pour chacun des transports. Pour plus de commodité, l'ensemble des transports a été regroupé en un seul module. L'impact du module Transports est la somme des impacts des différents transports.

- Module de fabrication des réactifs

La production d'un réactif nécessite des ressources et génère des émissions polluantes. Simapro dispose de bases de données concernant la fabrication de nombreux réactifs. Les flux en ressources et émissions contenus dans ces bases sont proportionnels à la quantité de produit fabriqué. Le seul paramètre à renseigner est donc la quantité de réactif consommé par

an sur la station. Ces quantités sont calculées à partir de la consommation en réactifs (voir ci-dessus).

- Module Epandage

Deux éléments ont été considérés dans ce module :

- le véhicule réalisant l'épandage :

Comme pour le transport, les tracteurs polluent principalement par la combustion de carburant. Pour quantifier ces flux, nous avons utilisé une base de données de Simapro dont les flux sont ramenés au nombre de kilomètres parcourus par un tracteur. Ce facteur est estimé à 700 km/ an (voir détail en annexe 2).

- les boues épandues :

Les flux polluants émis dans le sol via les boues sont les éléments traces métalliques et organiques. Ces flux dépendent fortement de la nature de la boue, et donc plus du réseau d'assainissement que du type de traitement.
Les concentrations considérées sont les valeurs moyennes des substances dont le suivi dans les boues est imposé par la réglementation. Les flux sont le produit des concentrations par la production annuelle de boues (3120 t MS).

Ces valeurs sont présentées dans le tableau 12.

	Boues (mg / kg MS)	**Flux (kg /an)**
Cadmium Cd	1,9	6
Chrome Cr	48	150
Cuivre Cu	211	658
Mercure Hg	1,6	5
Nickel Ni	40	125
Plomb Pb	266	828
Zinc Zn	956	2983
Cr+Cu+Ni+Zn	1241	3872
7 PCB	0,2	0,6
Fluoranthène	0,8	2,5
Benzo(b)fluoranthène	1,1	3,4
Benzo(a)pyrène	0,7	2,3

Tableau 10 : Teneurs en éléments traces dans les boues destinées à l'épandage

De même les paramètres agronomiques des boues épandues sont les suivants :

	Mat.Org.	**C Org.**	**NTK**	**$N\text{-}NH_4^+$**	**pH**	**CaO**	**MgO**	**P_2O_5**	**K_2O**
Concentration (en kg / T boue brute)	125	70	11	0.4	12.1	78.5	2.6	10.1	1.9
Flux total (3120 t MS à 34 %) (en t / an)	1144	639	101	3		721	23	93	17

Tableau 11 : Propriétés agronomiques des boues de la station

- Module production électrique

La production électrique nécessite des ressources (charbon, uranium…) et génère des émissions polluantes. L'ensemble de ces émissions induites par cette production est contenu dans une base de données de Simapro. Le mode de production électrique sélectionné est le modèle français (production d'origine : environ 75 % de nucléaire, 15 % hydroélectrique, 7 % de charbon…).

II. RESULTATS

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats de l'étude de cas qui incluent deux éléments :

- l'identification des étapes polluantes du cycle de vie de la station. Ce résultat est présenté à titre d'information. En effet, cette étude ne concerne qu'une station et l'on ne saurait généraliser les conclusions de cette analyse.
- une analyse de l'influence des méthodes de calcul des impacts, ceci à travers la comparaison des résultats de ces différentes méthodes.

Les résultats sont présentés puis discutés impact par impact dans l'ordre suivant :

- acidification
- effet de serre
- eutrophisation
- ressources
- toxicité

Enfin nous tenterons de comparer les trois phases de la vie de la STEP : construction, exploitation et démantèlement en présentant les difficultés rencontrées.

1/ ACIDIFICATION

1.1/ Résultats

Trois méthodes proposent l'évaluation de l'impact acidification : CML, Eco-indicator et EDIP. Les résultats sont présentés dans le tableau 14.

METHODES	CML 2000	Eco Indicator 99	EDIP
unité	% de l'impact total de la filière		
Total Système	100	100	100
Epandage	0.01	0.07	0.05
Production de Chaux	13	5.7	12
Production de $FeCl_3$	13	3.9	12
Production autres réactifs	0.8	0.4	0.7
Production d'électricité	23	10.4	21
Station	48	77	53
Transports	1.7	2.7	2

Tableau 12 : Résultats de l'impact acidification

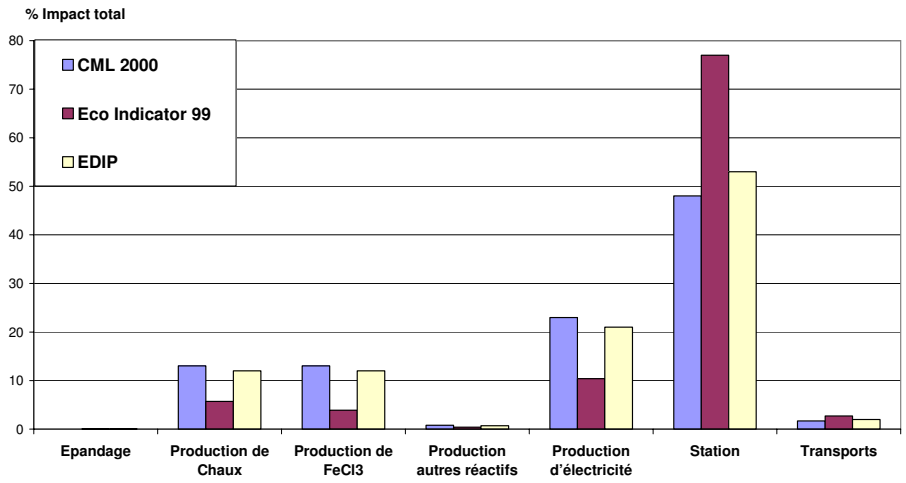


Figure 8 : Résultats de l'impact acidification

Les méthodes de calcul d'impact sont convergentes pour l'analyse de l'impact acidification : les résultats sont similaires, excepté la méthode Eco-indicator qui paraît moins fiable que les autres car elle fusionne les impacts acidification et eutrophisation.

La source principale d'acidification se trouve sur la station. Il s'agit du dégagement d'ammoniac émis par les boues chaulées (suite à l'augmentation du pH des boues par la chaux, l'ammoniac est émis progressivement dans l'atmosphère tout au long du stockage). Il

représente en effet 50 à 80 % de l'impact suivant les méthodes. Toutefois l'incertitude sur ce type d'émission est forte. Il convient donc de réaliser une étude de sensibilité sur ce paramètre.
La production d'électricité (10 à 20 %), la production de chaux et de chlorure ferrique (5 à 13 % chacun) sont les autres origines de pollution par acidification. Les autres réactifs sont négligeables (< 1%), tout comme le transport (environ 2%) et l'épandage.
Diminuer l'impact acidification pourra donc se faire soit en modifiant le mode de conditionnement des boues (éviter le conditionnement chimique par augmentation du pH), soit avec un meilleur contrôle des réactifs (chaux et $FeCl_3$) et de l'énergie.

1.2/ Analyse de sensibilité sur l'ammoniac

L'ammoniac rejeté au niveau de la station est le principal flux responsable de l'impact acidification. Il est émis par les boues chaulées durant tout le stockage et l'épandage. Une analyse bibliographique (voir paragraphe sur les hypothèses) montre que le dégagement d'ammoniac est très variable : une estimation donne la gamme de valeurs de 0,4 à 9 kg de NH_3/ t MS. L'étude de variation de l'ammoniac dégagé par les boues conduit aux résultats ci-dessous. La méthode de calcul d'impact utilisée est CML 2000.

NH_3 (kg/ t MS)	**0,4**	**1**	**2**	**5**	**9**
Total Système (t SO_2 éq.)	10	13	18	33	53
unité	% de l'impact total de la filière				
Total Système	100	100	100	100	100
Epandage	0	0	0	0	0
Production de Chaux	19,5	14,9	10,7	5,7	3,6
Production de $FeCl_3$	20,4	15,6	11,2	6	3,7
Production autres réactifs	1,2	0,9	0,7	0,4	0,2
Production d'électricité	35,5	27	19,4	10,5	6,5
Station	20,8	39,6	56,8	76,7	86
Transports	2,5	1,9	1,4	0,8	0,5

Tableau 13 : Analyse de sensibilité pour l'impact acidification

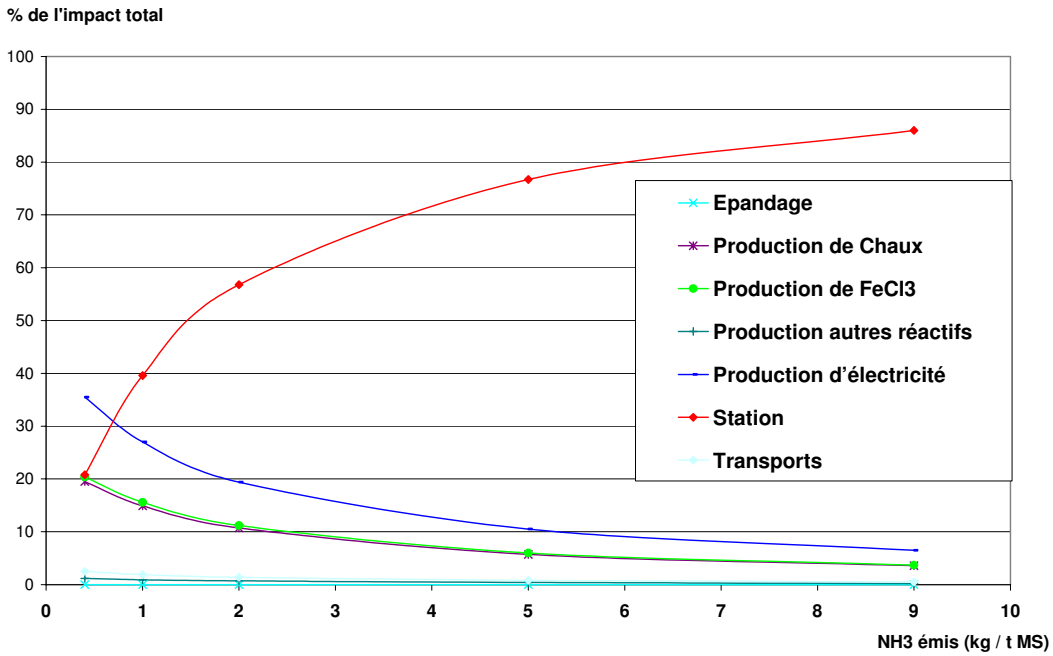


Figure 9 : Analyse de sensibilité pour l'impact acidification

L'influence de l'ammoniac est évidente dans le tableau 15 : l'impact total est multiplié par cinq en faisant varier le dégagement d'ammoniac de 0,4 à 9 kg NH_3/t MS. Par ailleurs, l'importance de la station passe de 20 % de l'impact total à plus de 80 %.

Ainsi l'impact acidification est évalué de manière robuste par ACV mais la forte incertitude sur le flux d'ammoniac rend le résultat peu fiable. Les étapes les plus importantes sont donc soit la production de consommables (énergie et chaux) soit la station suivant les émissions d'ammoniac des boues.

2/ EFFET DE SERRE

Dans ce chapitre, nous avons suivi la méthode du GIEC qui est la méthode de référence pour l'application du protocole de Kyoto : le CO_2 issu de la biomasse sera négligé ainsi que le protoxyde d'azote [IPCC, 1997]. Nous étudierons en revanche l'impact de ces deux molécules dans l'analyse de sensibilité.
Concernant le CO_2 biogène, certains auteurs, comme [MONTEITH, 2003], préconisent de prendre en compte cette source, émise par les systèmes de traitement des eaux au niveau des bassins d'aération et lors de la dégradation des boues au champ. En effet la comptabilisation du CO_2 biogène permettrait d'affiner les bilans sur les GES, notamment en considérant le CO_2 biogène stocké.
Pour le N_2O, le GIEC le néglige actuellement faute de facteurs d'émissions suffisamment fiables. Nous tenterons de prédire l'influence du N_2O au regard des données disponibles.

2.1/ Résultats

Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau 16.

METHODES	CML 2000	Eco Indicator 99	EDIP	Ecopoint 97
unité	% de l'impact total de la filière			
Total Système	100	100	100	100
Epandage	0.1	0.1	0.1	0.1
Production de Chaux	55	55	54	55
Production de FeCl3	12	12	12	12
Production autres réactifs	0.7	0.7	0.7	0.7
Production d'électricité	31	31	31	31
Station	0	0	0	0
Transports	1.4	1.4	1.4	1.4

Tableau 14 : Résultats de l'impact effet de serre

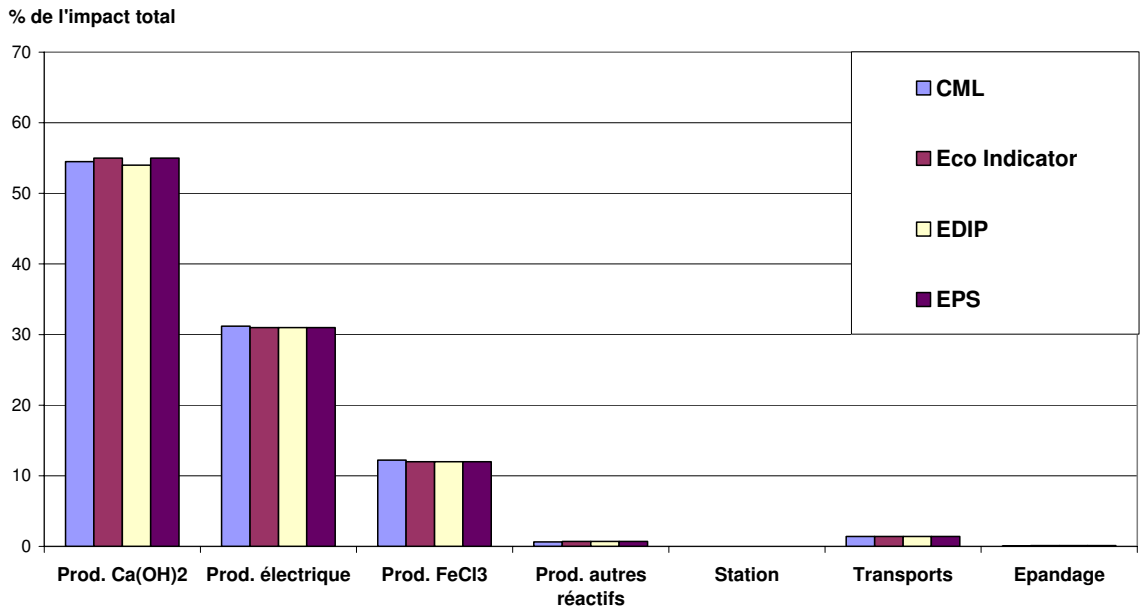


Figure 10 : Evaluation des gaz à effet de serre de la station

Les quatre méthodes de calcul d'impact testées produisent des résultats identiques. Elles utilisent toutes la méthode et les facteurs d'émissions proposés par le GIEC. L'évaluation de l'impact effet de serre par ACV peut donc être considérée comme très robuste : le choix d'une méthode ne peut en aucun cas biaiser le résultat.

On constate que la production des consommables est la principale source de GES : 67 % pour les réactifs, 30 % pour la production électrique. Parmi eux, la fabrication de chaux éteinte représente la moitié des émissions du système. Ceci est important mais non surprenant : la fabrication de la chaux nécessite une grande quantité d'énergie fossile pour la combustion de la roche calcaire qui elle-même dégage du dioxyde de carbone selon la réaction :

$$CaCO_3 \rightarrow CaO + CO_2$$

La production d'électricité française, malgré ses bonnes performances grâce à l'énergie nucléaire, est un poste important. L'influence du mode de production électrique sera testée en analyse de sensibilité.

Les réactifs utilisés pour le traitement des graisses et la désodorisation ont un impact très faible. L'impact des transports semble bien négligeable : le cumul des GES de tous les transports (réactifs, boues) atteint environ 1%. L'optimisation du transport ne sera donc pas un moyen efficace de diminuer les GES. Il en est de même pour l'épandage dont les émissions sont dues au véhicule épandant les boues. Le paramètre distance de transport sera évalué en analyse de sensibilité.

Conformément aux hypothèses de la méthode appliquée, la station ne rejette pas de GES : le N_2O et le CO_2 biogène sont négligés. Par ailleurs il n'y a pas d'émissions anthropiques (pas

de combustion, les véhicules de service sont négligés). L'émission de méthane, qui peut provenir des bassins en anaérobiose mais en très faible quantité, est négligée.

Ainsi contrôler, voire diminuer, les consommations en réactifs de conditionnement des boues représente un bon levier d'amélioration du bilan effet de serre.

2.2/ Analyse de sensibilité

Le bilan sur les GES a été réalisé également en intégrant les émissions non prises en compte dans la méthode du GIEC : le CO_2 biogène et le N_2O émis par les bassins biologiques de la station. L'influence de la distance des différents transports ainsi que du mode de production électrique a également été étudiée.

2.2.1/ Influence du CO_2 biogène

Le dioxyde de carbone émis par les systèmes de traitement des eaux et des boues n'est pas inclus dans le bilan des GES d'après la méthode du GIEC. En effet celle-ci ne comptabilise pas le carbone issu de la matière organique car il participe au cycle naturel du carbone (voir *Partie I/II/2.1/*). Les stations d'épuration biologique émettent de grandes quantités de CO_2 par oxydation de la pollution carbonée. Il est donc intéressant d'évaluer l'influence du CO_2 biogène dans le bilan des GES.

- Hypothèses

Le carbone biogène est émis par des bassins biologiques sur la station et lors de la dégradation des boues lors de l'épandage.

Pour le dégagement de CO_2 dans les bassins biologiques, trois sources bibliographiques fournissent des ratios d'émissions :

- dans [KELLER, 2003], les émissions de CO_2 d'un bassin de boues activées vont de 330 à 590 g CO_2 / m^3 suivant la charge polluante entrante.
- dans [MONTEITH, 2003], ces émissions fluctuent entre 150 et 280 g CO_2 / m^3 pour un système boues activées conventionnel (charge polluante non précisée, décantation primaire avant traitement secondaire).
- enfin ces ratios ont également été estimés grâce aux équations courantes du traitement biologique [HENZE, 1997]. Les calculs conduisent à des valeurs comprises entre 200 et 550 g CO_2 / m^3 suivant la charge dans le bassin.

Pour l'analyse de sensibilité, nous considérerons les valeurs minimale et maximale, soit 150 et 590 g CO_2/ m^3. Le volume moyen d'eaux usées entrantes est 9 830 000 m^3 / an.

Pour les émissions lors de l'épandage, [HOUILLON, 2001] propose la valeur de 1242 kg CO_2 / t MS. Un calcul, toujours à l'aide des équations de [HENZE, 1997], évalue les émissions de CO_2 des boues à 1265 kg CO_2 / t MS (avec 65 % de MV). Ces deux valeurs sont très proches. La valeur retenue est donc 1250 kg CO_2 / t MS. Ces émissions supposent que la totalité du carbone des boues soit minéralisée. En réalité une partie reste stockée dans le sol (fraction humique). Cependant nous n'avons pas trouvé de documents capables de la quantifier. Cette fraction est faible dans les boues et nous l'estimerons à 10 %. La valeur retenue est donc 1130 kg CO_2 / t MS. La production de boues (hors ajout de réactifs) est estimée à 2250 t MS /an (3120 t MS avec réactifs).

- Résultats

Les bilans des GES sont présentés dans le tableau 17 et la figure 11.

	Total du SYSTEME	Epandage	Prod. $Ca(OH)_2$	Prod. $FeCl_3$	Prod. autres réactifs	Prod. Electrique	Station	Transports
Sans CO_2 biogène (en t CO_2 éq. / an)	1670	0.9	911	204	11	521	0	23
Avec CO_2 biogène (min) (ratio STEP : 150 g CO_2/m3) (en t CO_2 éq. / an)	5690	2540	911	204	11	521	1470	23
Avec CO_2 biogène (max) (ratio STEP : 590 g CO_2/m3) (en t CO_2 éq. / an)	10000	2540	911	204	11	521	5800	23

Tableau 15 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - dioxyde de carbone biogène

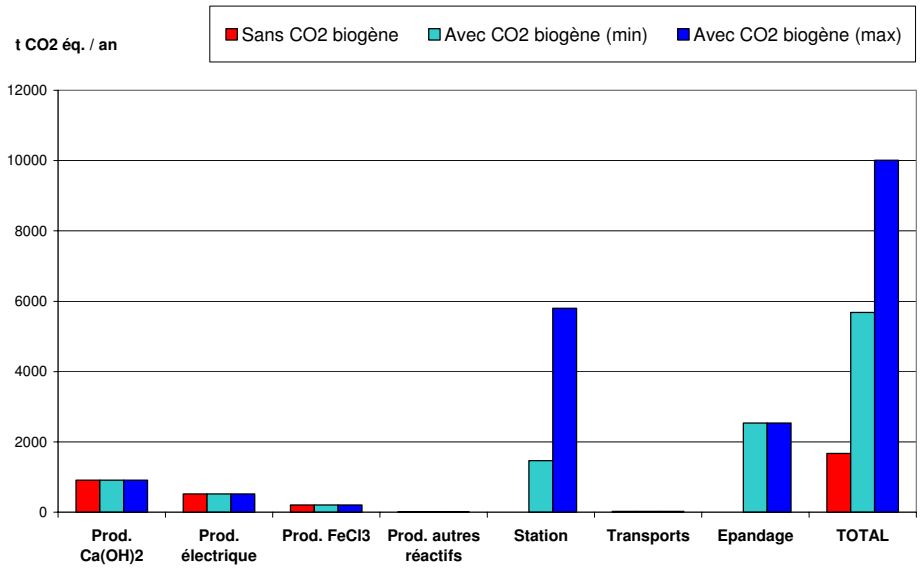


Figure 11 : Analyse de sensibilité sur le dioxyde de carbone biogène

En comptabilisant le CO_2 biogène, le bilan des GES du système est trois à six fois supérieur au bilan sans CO_2 biogène. L'épandage représente alors 1,5 fois le total du système *sans CO_2 biogène*, la station 0,9 à 3,5 fois. Le CO_2 biogène représente ainsi 70 à 85 % de l'impact effet de serre. La fabrication de chaux diminue de 55 % à 16 et 9 % de l'impact total.
Le CO_2 biogène émis par la décomposition de la matière organique au niveau des bassins biologiques et de l'épandage est donc quantitativement très important.

Depuis la signature du protocole de Kyoto, la méthode du GIEC a été adoptée pour réaliser les bilans GES. Comme le CO_2 biogène n'y est pas pris en compte, le bilan GES d'une filière de traitement dépend alors principalement des consommables. Pour le carbone organique, il faut simplement diminuer ou éviter les émissions de méthane et favoriser le stockage de carbone (épandage ou centre de stockage). Par ailleurs, la méthode GIEC ne peut pas permettre d'évaluer les économies en GES dus aux traitements à la source, c'est-à-dire en amont du réseau comme par exemple des actions permettant de rejeter moins de pollution carbonée au réseau (police des réseaux…). Dans le même sens, il sera difficile d'évaluer les conséquences d'une mise en place de quotas. Certains modes de traitement pourraient en effet s'avérer plus intéressants. Par exemple, le traitement d'hydrocarbures en station d'épuration n'émettra pas de CO_2 selon la méthode GIEC contrairement à l'incinération de ces matières.

Si le carbone biogène avait été pris en compte, les différences entre les filières de traitement auraient été beaucoup plus importantes. En effet le temps de rétention du carbone est très variable selon la filière. Cette problématique est très bien développée dans [HOGG, 2002]. Par exemple, le carbone des boues épandues est stocké au sol pendant quelques mois à quelques années même s'il ne constitue pas de la matière stable (humus qui reste stocké durant des centaines d'années). Au contraire le carbone de la boue incinérée est rapidement émis à l'atmosphère. Ainsi entre l'épandage et l'incinération, les quantités de CO_2 émises sur 100 ans seront les mêmes, à la différence prés du carbone stocké dans le sol, mais l'incinération participera plus à l'effet de serre car le CO_2 y est rejeté plus rapidement.

2.2.2/ Influence du protoxyde d'azote N_2O

Dans la méthode GIEC, le protoxyde d'azote émis par les bassins biologiques aérobies des stations d'épuration est négligé. La raison avancée est le manque de données pour établir des facteurs d'émissions pour les systèmes de traitement des eaux usées. Cependant, ce gaz a un effet 310 fois supérieur à celui du CO_2 en terme d'effet de serre. Il est donc nécessaire d'évaluer son importance. Pour cela, une bibliographie non exhaustive a été réalisée pour rechercher des valeurs d'émission de N_2O des bassins biologiques.

Il existe deux types de mesure dans la littérature : celles effectuées sur des petits pilotes de laboratoire et d'autres in situ sur les stations grâce à des caissons étanches captant les gaz des bassins biologiques. Les mesures sur pilotes donnent des taux de conversion (N oxydé en N-

N_2O) très importants, que les experts dans [IPCC 3, 1997] conseillent de ne pas considérer car non représentatif de la réalité. Ainsi jusqu'à 40 % du N éliminé pourrait se transformer en N_2O.

Les mesures in situ annoncent des valeurs beaucoup plus faibles :

- [IPCC, 1997] propose des émissions variant de 0,05 à 0,6 g N-N_2O/ kg N entrant dans le système.
- d'après [CEBRON, 2003], les stations d'Achères, de Valenton et de Seine-centre émettent entre 30 et 110 kg N-N_2O/ j, soit 0,05 à 0,1 g N-N_2O/ m^3 ou encore 2 à 5 g N-N_2O/ kg NH_4 entrant.
- [KIMOCHI, 1998] mesure des émissions comprises entre 0,1 et 0,8 g N-N_2O/ kg N entrant, soit 0,3 à 1,1 g N-N_2O/ N éliminé.

Les ratios déduits de ces articles ont été appliqués à notre cas d'étude. L'impact effet de serre obtenu est comparé au total de l'impact du système (tel qu'évalué en *Partie II/ II/ 2/*), soit $1,67.10^3$ t CO_2 éq. / an (tableau 18).

Sources	Ratio	N_2O émis par la station (kg N_2O / an)	Impact Effet de serre (t CO_2 éq./ an)	Impact N_2O / Impact total Système
IPPC, 1997	0,05 g N-N_2O/N entrant	59	18	1
	0,6 g N-N_2O/N entrant	118	37	2
CEBRON, 2003	0,05 g N-N_2O/ m^3	1615	501	30
	0,1 g N-N2O/ m^3	3230	1001	60
	2 g N-N_2O/ kg N-NH_4 entrant	1314	407	24
	5 g N-N2O/ kg N-NH_4 entrant	3286	1019	61
KIMOCHI, 1998	0,1 g N-N_2O/ kg N entrant	118	37	2
	0,8 g N-N_2O/ kg N entrant	946	293	18
	0,3 g N-N_2O/ kg N entrant	286	887	53
	1,1 g N-N2O/ kg N entrant	1048	325	19

Tableau 16 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - influence du N_2O

Les valeurs prises dans la littérature donnent des résultats très variables sur l'importance du N_2O. Ainsi les émissions de N_2O de la station représenteraient 1 à 60 % de celles de l'impact du système. Cette large gamme de variation confirme le manque de précision des données sur le protoxyde d'azote. Les émissions de protoxyde d'azote dépendraient de nombreux paramètres, principalement de la concentration d'oxygène dissous ([VON SCHULTHESS, 1994], [PARK, 2001]) dans les bassins, du rapport DCO/N et de l'âge des boues [ZHENG, 1994]. La combinaison de ces paramètres engendre de multiples configurations de traitement qui peuvent expliquer ce manque de précision, qui peut également être causé par la variabilité des analyses effectuées sur les gaz.

Bien que les ratios de production de N_2O soient faibles, les quantités émises sont assez importantes pour avoir une forte influence sur le résultat. Le manque de connaissances sur ce gaz impose de nouvelles recherches.

2.2.3/ Influence de la distance pour les transports

Dans l'étude de cas, les transports ont un faible impact effet de serre. Cependant les distances effectuées dans le scénario actuel sont relativement courtes. Pour évaluer l'influence de la distance, un nouveau bilan sera effectué en considérant d'autres distances (tableau 19).

Produit transporté	**Distance (km)**			
	Simulation 1	**Simulation 2**	**Simulation 3**	**Simulation 4**
Réactifs	Valeurs de l'étude	100	500	1000
Déchets		75	150	300
Boues		30	40	50

Tableau 17 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - hypothèses sur les distances de transport

Dans la simulation 1, nous reprenons les hypothèses de l'étude. Les simulations 2 à 4 considèrent des distances de plus en plus grandes. Pour le transport des boues, la distance maximale estimée est 50 km. Au delà l'épandage n'est plus intéressant d'un point de vue économique. Pour les déchets, la distance maximale est 300 km, distance suffisante pour trouver un site d'élimination (stockage ou incinération).

Les résultats obtenus en fonction des paramètres considérés sont présentés au tableau 20.

Simulation	**1**		**2**		**3**		**4**	
Unités	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système
Emissions Système	1670	100	1690	100	1760	100	1840	100
Emissions Transports	23	1.4	44	2.6	109	6.2	192	10,5

Tableau 18 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - distance des transports : résultats

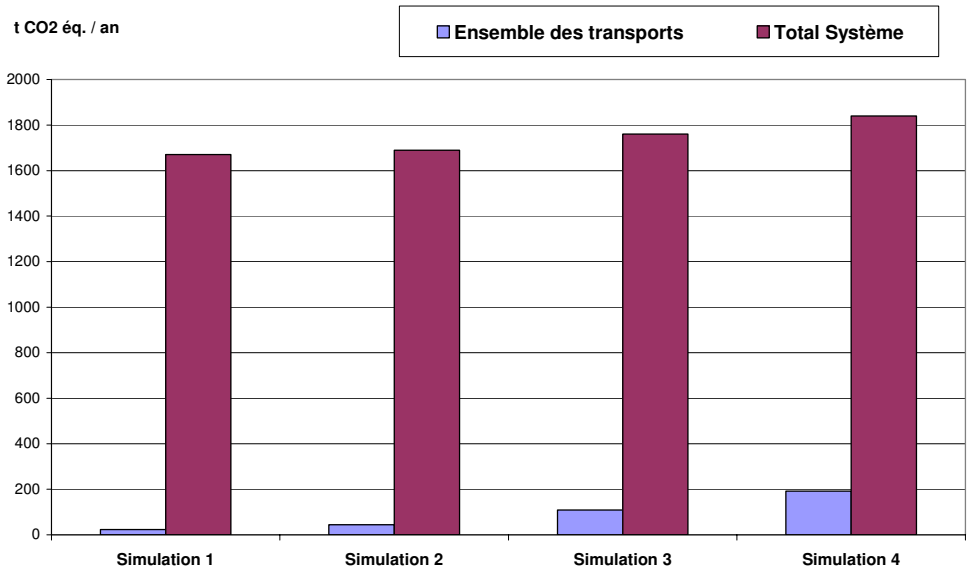


Figure 12 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - distance des transports

Le tableau 20 montre que l'impact effet de serre de l'ensemble des transports augmente mais reste relativement faible par rapport à l'impact total du système, jusqu'à 10 % pour des distances très élevées. Le transport des boues a le poids le plus important pour les simulations 1 et 2. L'impact est ensuite causé principalement par les réactifs (chaux et chlorure ferrique) dans les simulations 3 et 4 (distance > 500 km). Les transports des réactifs utilisés pour le traitement des graisses et pour la désodorisation sont négligeables.

Dans la plupart des situations, les transports seront négligeables dans le bilan effet de serre.

2.2.4/ Influence du mode de production énergétique

Le modèle énergétique français (environ 75 % nucléaire, 15 % hydroélectrique, 7 % charbon…) est un mélange de modes de production qui produit peu de gaz à effet de serre. Nous avons voulu évaluer l'influence de ces modes de production d'électricité rencontrés en France. En effet suivant l'emplacement de la station d'épuration sur le territoire, celle-ci sera alimentée en énergie par un site nucléaire, thermique au charbon ou hydroélectrique par exemple. Les données utilisées sont les mêmes, seul le mode de production énergétique est changé dans la simulation.

Les résultats sont regroupés dans le tableau 21 et représentés à la figure 13.

Mode de production	Modèle français		Uranium		Hydroélectrique		Charbon	
Unités	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système	t éq. CO_2 / an	% Système
Emissions Système	1670	100	1180	100	1150	100	5830	100
Emissions Prod. électrique	520	31	26	2	0	0	4680	80

Tableau 19 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - mode de production électrique

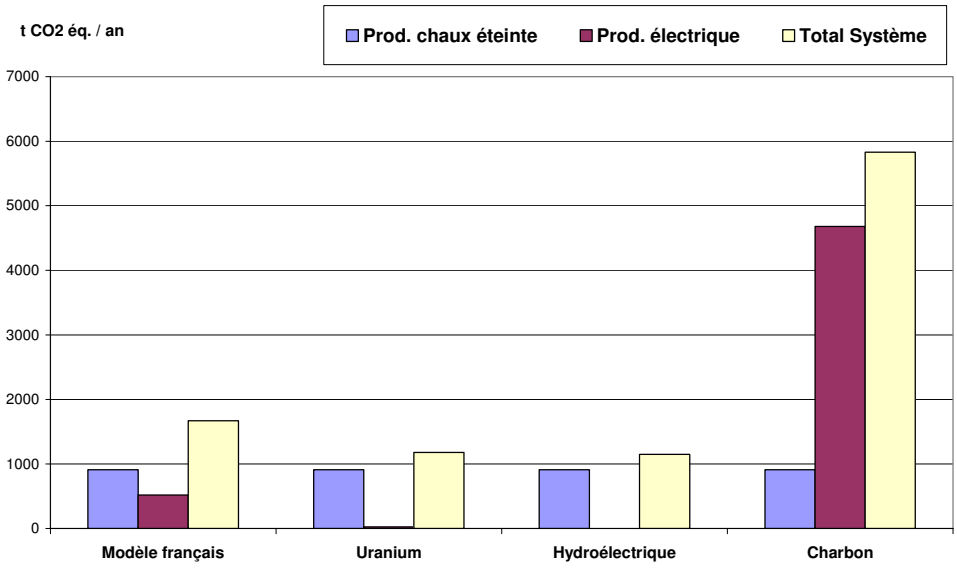


Figure 13 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité – influence du modèle énergétique

Le mode de production électrique influence fortement le bilan en GES du système. Ainsi l'impact sera minimal si la station est alimentée par un site hydroélectrique ou nucléaire. Le bilan le plus négatif est obtenu avec la production électrique avec du charbon. A titre de comparaison, les émissions de la production de chaux représentent environ 80 % de l'impact du système pour un mode de production nucléaire ou hydroélectrique. Avec une production thermique au charbon, elles ne représentent plus que 16 %.
En ACV, il est d'usage d'utiliser le modèle énergétique du pays car il est très difficile de connaître quelles sources alimentent en électricité le système étudié. La source peut varier également dans le temps.

Dans une analyse comparative, les systèmes sont alimentés par la même source. La comparaison ne serait donc pas faussée. En revanche le mode de production aurait une forte influence dans un scénario où le système exporte de l'énergie (incinération, décharge, digestion). En effet l'énergie exportée est alors comptabilisée négativement en ACV, on parle de substitution, diminuant ainsi l'ensemble des impacts concernés. On considère que l'énergie fabriquée par le système permet d'éviter la production de la quantité équivalente d'énergie produite par une centrale électrique. Ainsi les quantités de GES retirées au bilan seront bien plus importantes si le modèle énergétique est une production au charbon que s'il s'agit d'une production hydroélectrique.

3/ EUTROPHISATION

L'eutrophisation est un impact important pour le domaine de l'assainissement. C'est en effet une des principales fonctions des stations d'épuration que de lutter contre la pollution azotée et phosphorée pour éviter les phénomènes d'eutrophisation.

3.1/ Résultats

Trois méthodes permettent l'évaluation de l'impact eutrophisation : CML, Eco-indicator, EDIP (tableau 22 et figure 14).

METHODES	CML	Eco Indicator	EDIP
unité	% de l'impact total de la filière		
Total Système	100	100	100
Epandage	0	0.1	0
Production de Chaux	0.1	6	0.1
Production de $FeCl_3$	2	4	3
Production autres réactifs	0	0.4	0
Production d'électricité	0.2	10	0.2
Station	97	77	97
Transports	0.1	3	0.1

Tableau 20 : Résultats de l'impact eutrophisation

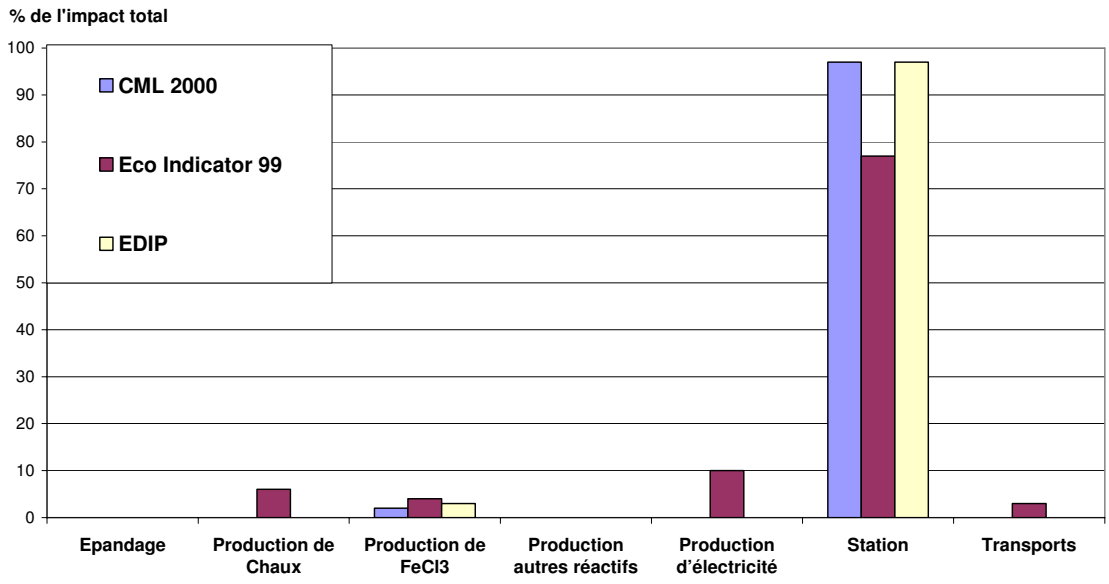


Figure 14 : Résultats de l'impact eutrophisation

Les méthodes de calcul d'impact sont convergentes pour l'analyse de l'impact eutrophisation : les résultats sont très proches, excepté la méthode Eco-indicator qui paraît moins fiable que les autres car elle fusionne les impacts acidification et eutrophisation.

L'impact eutrophisation est causé presque uniquement par le rejet d'eau de la station (80 à 95 % de l'impact total). Bien qu'il existe de multiples sources d'émission de molécules azotées ou phosphorées, toutes semblent négligeables vis à vis des émissions rejetées par la station, et ceci tout en respectant la législation (la station ayant un taux de traitement élevé sur les paramètres concernés, voir *Partie II/I/6.1/*). L'ammoniac dégagé par les boues chaulées, responsable en partie de l'impact acidification, est également négligeable par rapport au rejet de l'eau usée.
Pour les méthodes CML et EDIP, 75 % de l'impact, sur les 97 % dus à la station, sont causés par le phosphore même si son flux est environ trois fois moins important que le flux d'azote. A même dose, le phosphore est en effet bien plus nuisible dans les phénomènes d'eutrophisation que les nitrates ou l'ammonium.

La manière la plus efficace de diminuer cet impact est donc de diminuer les rejets en phosphore et en azote de la sortie eau de la station. Cette démarche, déjà bien intégrée par la législation, est donc à poursuivre.

En ce qui concerne l'épandage, cette étape émet des nutriments N et P qui ne sont pas comptabilisés dans notre approche car il est supposé qu'ils sont retenus par le sol puis absorbés par la plante. Pour cela, l'hypothèse selon laquelle les boues sont épandues aux doses prescrites de bonne fertilisation (pas de pollution des eaux souterraines ou de surface) est respectée. Par ailleurs, l'apport de fertilisants et de matière organique au sol constitue un impact positif qui devrait être introduit dans les ACV à côté des impacts négatifs.

Ainsi l'impact eutrophisation est bien analysé par ACV et les données disponibles sont très précises. Cependant l'utilité d'un tel impact est limitée. En effet suivant les objectifs de l'étude, l'analyse de cet impact par ACV sera soit inutile soit insuffisante :

- dans le cas où l'on compare différentes filières : l'impact eutrophisation ne dépend que de la sortie eau. Il suffit alors de regarder les concentrations ou les flux en azote et phosphore pour voir la filière la plus efficace. Si les filières sont incomparables parce que les paramètres fluctuent (par exemple une filière a un rejet plus faible en azote mais plus élevé en phosphore qu'une autre filière), l'analyse par ACV de l'eutrophisation permettra alors de comparer les filières.
- dans le cas où l'on étudie l'impact du rejet d'eau de la station sur le cours d'eau : l'ACV n'est pas suffisante pour déterminer quel sera l'effet du rejet d'eau traitée sur le cours d'eau. En effet, l'ACV se base sur des flux et ne considère pas les caractéristiques

locales (par exemple, le débit et la capacité d'auto épuration d'un cours d'eau). La réponse à cette problématique s'obtient plutôt par une étude d'impact qui prend en compte ces paramètres.

3.2/ Analyse de sensibilité

Pour mettre en valeur le rôle protecteur de la station sur le cours d'eau, nous avons comparé l'impact eutrophisation avec ou sans station d'épuration. Dans le scénario *avec station*, les hypothèses sont les mêmes que précédemment. Dans le scénario *sans station*, on considère les flux en N et P de l'eau usée à l'entrée de la station (voir hypothèses au paragraphe *Partie II/I/1/*). Les résultats sont les suivants :

	Avec STEP	Sans STEP
Impact eutrophisation (t PO_4^{3-} / an)	94	429

Tableau 21 : Analyse de sensibilité de l'impact eutrophisation

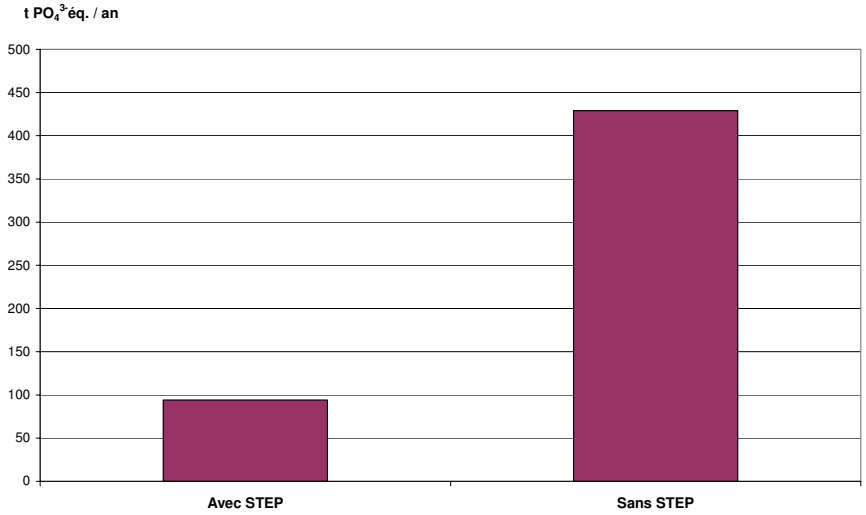


Figure 15 : Analyse de sensibilité de l'impact eutrophisation

La figure 15 montre l'intérêt du traitement en terme de protection contre l'eutrophisation. 80 % de la pollution eutrophisante est éliminée. Ce rendement est compris entre les rendements sur le phosphore total (60 %) et les rendements sur l'azote (94 % pour NTK).

4/ RESSOURCES

Les ressources minières et énergétiques ne sont pas infinies. Leur bonne gestion est donc nécessaire. L'ACV évalue l'impact d'un système sur les matières premières en se basant sur les quantités consommées et les réserves disponibles.
Pour cet impact, cinq méthodes de calcul d'impact ont été testées : CML, Eco-indicator, EDIP, EPS et Ecopoints.

4.1/ Résultats

Le tableau 24 présente les résultats en pourcentage de l'impact total.

METHODES	CML	Eco Indicator	EDIP	EPS	Ecopoint
unité	% de l'impact total de la filière				
Total Système	100	100	100	100	100
Epandage	0.1	0.2	0.1	0.1	0
Production de Chaux	36	42	45	23	7
Production de FeCl3	6	5	5	7	9
Production autres réactifs	1.3	2	2	1.3	0.3
Production d'électricité	55	45	45	67	84
Station	0	0	0	0	0
Transports	2	6	3	1.6	0.5

Tableau 22 : Résultats de l'impact ressources pour les cinq méthodes testées

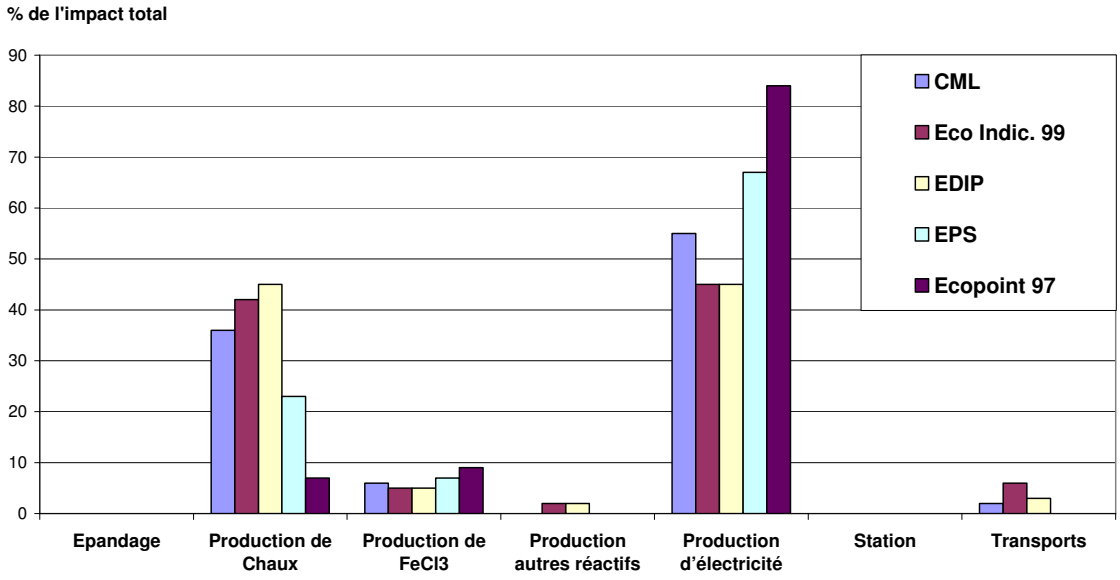


Figure 16 : Résultats de l'impact ressources

La répartition de l'impact entre les différentes étapes du cycle de vie du scénario est globalement homogène entre les cinq méthodes de calcul d'impact testées. Ainsi l'épandage et la station ont des impacts nuls. La plus grande influence provient, comme on pouvait le prévoir, de la production de l'électricité et des réactifs. La production d'électricité est toujours l'étape la plus impactante mais son importance varie du simple au double suivant les méthodes : de 45 à 85 % de l'impact total. La fabrication de la chaux éteinte est en deuxième position (de 20 à 35 % de l'impact total) sauf pour la méthode Ecopoints 97. La production de chlorure ferrique ainsi que les transports ont une influence bien moindre (1 à 10 % de l'impact total). Les productions d'électricité et de chaux éteinte sont donc les étapes les plus importantes pour l'impact ressources : elles représentent au moins 90 % de cet impact.

Les principaux flux qui constituent l'impact ressources sont l'uranium, le charbon, le gaz naturel, le pétrole et le lignite. Pour les cinq méthodes testées, les ressources énergétiques sont les plus importantes (soit en terme de consommation, soit en terme de menace d'épuisement des réserves). Les autres matières premières ont une influence négligeable : les ressources énergétiques représentent au moins 95 % de l'impact pour les cinq méthodes testées, d'où une certaine homogénéité entre ces méthodes. Toutefois, ces dernières n'attribuent pas le même poids aux différents flux énergétiques : pour CML et EDIP, le charbon est la matière première la plus importante (62 % et 34 % de l'impact total), pour Eco-indicator, c'est le gaz naturel (52 %), pour EPS et Ecopoints 97, il s'agit de l'uranium (53 et 76 %). Cette différence provient du calcul de la rareté de la ressource qui est basé sur l'estimation de la durée d'exploitation de la ressource avant épuisement des réserves mondiales. Ces estimations, complexes à établir, présentent une incertitude qui se répercute sur la précision de la méthode d'évaluation de l'impact ressources.

Ainsi l'étude de l'impact ressources nous conduit aux conclusions suivantes :

- la production d'électricité, puis celle de la chaux vive sont les étapes les plus impactantes de la phase d'exploitation du cycle de vie de la STEP.
- les flux les plus importants sont les ressources énergétiques : charbon, uranium, gaz naturel, pétrole, lignite. Les cinq méthodes de calcul d'impact testées présentent en cela des résultats globalement homogènes. Cependant ces méthodes n'attribuent pas la même importance entre ces flux, d'où les différences observées.

5/ TOXICITE

Les impacts sur la santé sont modélisés en ACV dans l'impact toxicité. Les seuils réglementaires des flux polluants sont également présentés afin de pouvoir discuter des résultats ACV au regard de la législation.

5.1/ Respect de la réglementation

La réglementation environnementale d'une station d'épuration se concentre principalement sur deux points : le rejet de l'eau usée traitée dans le cours d'eau et, lorsque cette voie est choisie, l'épandage des boues sur des parcelles agricoles. Ces points doivent respecter des seuils de concentrations maximales en polluants.

5.1.1/ Rejet de l'eau traitée

Les performances de la station sur la période 2000 à 2002 ainsi que les valeurs limites imposées par la législation sont présentées dans le tableau 25.

Paramètre	MES	DBO_5	DCO	NTK	NH_4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Concentrations moyennes de la station (mg / L)	8	5	19	2	1	0.09	4.5	7	2
Concentration limite * (mg / L)	35	25	125	-	-	-	-	30 ** 10 ***	10** 1***
Rendements de la station (%)	96	98	96	94	97,5	-	-	81	61
Rendements minimums * (%)	95	90	85	-	-	-	-	80***	90***

* : arrêté du 2 février 1998
** : valeurs en zones normales, ce qui est le cas de la station étudiée
*** : valeurs pour les zones sensibles

Tableau 23 : Rejet de l'eau usée traitée : performances et valeurs limites

La législation fixe la qualité de l'eau traitée rejetée à partir des trois paramètres MES, DCO et DBO_5. La station respecte les valeurs limites imposées : les concentrations rejetées représentent 23, 20 et 15 % des concentrations limites respectivement pour les MES, la DBO_5 et la DCO. Les rendements sont également au-dessus de ceux prescrits.

Un renforcement de la législation concerne les zones sensibles, ce qui n'est pas le cas pour la station A. Pour ces zones, les paramètres en azote global et phosphore total sont également limités en concentration et en rendement. La station satisfait les deux critères (concentration et rendement) pour le paramètre NGL mais pas pour le phosphore total.

5.1.2/ Epandage des boues

La réglementation des polluants pour l'épandage des boues concerne les éléments traces métalliques et organiques. Les valeurs moyennes des boues de la station ainsi que les valeurs limites de la réglementation [Arrêté sur l'épandage des boues, 1998] sont présentées au tableau 26.

	Eléments traces métalliques								Eléments traces organiques			
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Cr+Cu+ Ni+Zn	7PCB	F	B(b)F	B(a)P
Boues (mg / kg MS)	1,9	48	211	1,6	40	266	956	1241	0,2	0,8	1,1	0,7
Valeur limite (mg / kg MS)	10	1000	1000	10	200	800	3000	4000	0,8	5	2,5	2
% VL	19	5	21	16	20	33	32	31	25	16	44	35

% VL : pourcentage par rapport à la valeur limite (arrêté du 8 janvier 1998)
F : Fluoranthène
B(b)F : Benzo(b)fluoranthène
B(a)P : Benzo(a)pyrène

Tableau 24 : Valeurs en ETM et ETO des boues de la station

Nous constatons que les boues respectent tous les seuils sur les éléments traces métalliques et organiques. Les teneurs en micro polluants des boues représentent entre 5 et 45 % des valeurs limites fixées par l'arrêté du 8 janvier 1998. Les boues de la station sont donc conformes à l'épandage.

5.2/ Résultats

Le tableau 27 présente les résultats de quatre méthodes de calcul d'impact testées (dont certaines ont des variantes).

METHODES	CML	Eco Indicator		EDIP			EPS
Impacts	H.T.	R.I.	H.H.	H.T.Air	H.T.Water	H.T.Soil	H.H.
unité	% de l'impact total de la filière						
Total Système	100	100	100	100	100	100	100
Epandage	93.8	0.1	0.9	21.6	98.1	87.2	0
Production de Chaux	2.7	13.7	24.6	32.8	0.2	6.4	65.4
Production de $FeCl_3$	0.3	12.4	11.5	3.6	0.1	0.4	8.0
Production autres réactifs	0.1	0.8	0.7	0.7	0.1	0.1	0.5
Production d'électricité	3	31.3	35.5	33.7	1.4	4	21.2
Station	0.0	37.8	23.9	0	0	0	3.9
Transports	0.1	4.0	2.9	7.7	0	1.8	1.0

Impacts : H.T. : Human Toxicity
R.I. : Respiratory Inorganics
H.H. : Human Health

Tableau 25 : Résultats de l'impact toxicité

La figure 17 montre l'impact des étapes du système (en % de l'impact total du système) pour les différentes méthodes de calcul d'impact testées :

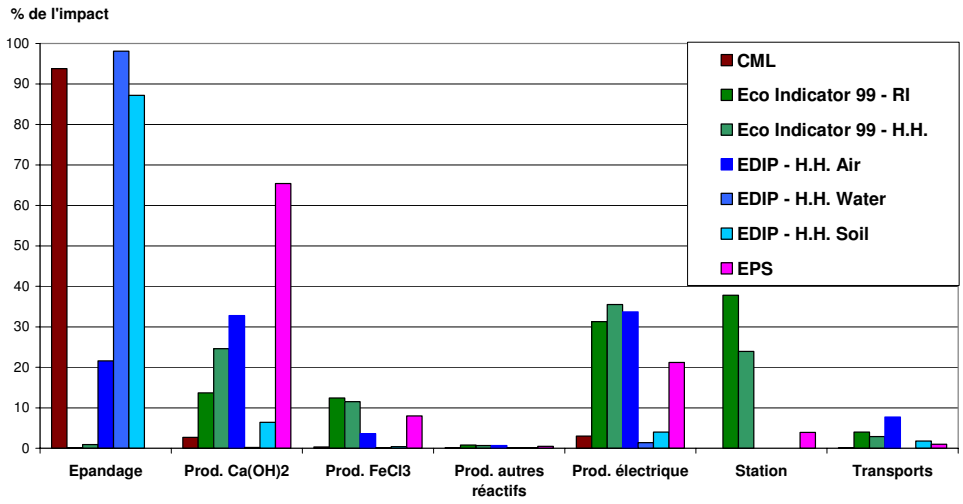


Figure 17 : Résultats de l'impact toxicité

Il existe une forte variabilité entre les différentes méthodes de calcul d'impact pour les résultats de l'impact toxicité :

- les méthodes CML et EDIP (impact sur l'eau et le sol) présentent les métaux lourds (mercure, plomb, cadmium…) des boues épandues comme les substances les plus toxiques du système. L'impact de l'étape d'épandage représente ainsi plus de 85 % de l'impact total. Il faut noter qu'il existe des différences entre ces deux méthodes. Ainsi les métaux les plus toxiques sont le plomb et chrome pour CML, et le mercure et le plomb pour EDIP.
- au contraire, pour les méthodes Eco-indicator 99 et EPS, l'impact toxicité est causé par des substances relarguées dans l'atmosphère telles que les oxydes de soufre et d'azote, l'ammoniac et les poussières. Ces molécules sont émises lors de la fabrication des réactifs (chaux essentiellement), de la production électrique et des transports. L'impact toxicité concernant la station est nul sauf avec Eco-indicator 99 où les émissions d'ammoniac, fortement pondérées par cette méthode, contribuent à environ 30 % de l'impact.

Il y a par ailleurs une homogénéité dans les résultats concernant les étapes négligeables : les autres réactifs et les transports ont une contribution inférieure à 5 % quelle que soit la méthode.

Ainsi pour la toxicité, les méthodes de calcul d'impact présentent un manque de robustesse. Les conclusions de ces méthodes sont parfois opposées. Les substances les plus impactantes ne sont pas les mêmes. Ceci peut s'expliquer simplement : la toxicité est un impact difficile à évaluer au niveau local (étude d'impact). Elle est donc encore plus complexe à modéliser dans

des méthodes globales d'évaluation. Cette modélisation implique des simplifications et des hypothèses qui produisent des résultats incertains lorsqu'elles sont appliquées à un cas d'étude. Ainsi ce problème n'est pas sans incidence dans l'évaluation des filières de traitement : on peut prévoir par exemple que certaines méthodes favoriseront l'épandage (Eco-indicator et EPS qui accentuent l'effet des émissions dans l'air), d'autres l'incinération (CML et EDIP qui pondèrent fortement les émissions au sol).

Les modèles de calcul utilisés actuellement par l'ACV ne semblent donc pas suffisamment robustes pour évaluer sereinement l'impact sur la santé.

6/ COMPARAISON DES ETAPES DE CONSTRUCTION, D'EXPLOITATION ET DE DEMANTELEMENT

Les trois étapes du cycle de vie d'une STEP, la construction, l'exploitation et le démantèlement, ont été comparées. Toutefois les données sur les étapes de construction et de démantèlement sont bien souvent manquantes, ce qui a fortement limité cette étude. La prise en compte des étapes de construction et de démantèlement, réalisable dans les ACV des produits, semble plus difficile à appliquer pour évaluer des procédés et des services. Ce point sera développé dans la discussion sur les aspects méthodologiques qui suit l'étude de cas. Entre autres, les hypothèses sur le démantèlement n'ont pas pu être établies. Cette phase est donc exclue de l'analyse.

6.1/ Hypothèses

Les hypothèses sur la phase d'exploitation sont celles définies dans la *Partie II/I/6/*. Pour la construction, Les quantités de béton et d'acier, seules valeurs estimables d'après les documents de génie civil, ont été prises en compte. Les appareils électromécaniques (pompes, filtres presses…) sont considérés comme uniquement composés d'acier. Nous reprenons là l'hypothèse prise dans [SUH, 2002]. La durée de vie de la station est estimée à 25 ans.

D'après les informations obtenues auprès des responsables de la station A, les quantités de béton et d'acier utilisées étaient respectivement 9000 m^3 et 550 t. Le volume de béton de l'ensemble des ouvrages a été vérifié d'après les documents de génie civil fournis par l'exploitant. Le volume évalué est 10000 m^3 de béton, soit 23000 t. Au ferraillage du génie civil, il faut ajouter 150 t qui est une estimation de la masse d'acier des appareils et des canalisations, soit 700 t d'acier. Ramenés à l'unité fonctionnelle, les flux de béton et d'acier sont respectivement 921 et 28 t / an.

6.2/ Résultats

Les résultats sont présentés dans le tableau 28 en valeurs absolues, c'est-à-dire que l'étape la plus impactante représente 100 %.

Impact	Méthode	Construction	Exploitation
		%	%
Effet de serre	CML	11	100
	Eco Indicator	11	100
	EDIP	11	100
	Ecopoints	11	100
Toxicité	CML - H.T.	1,4	100
	Eco Indicator - R.I.	8	100
	Eco Indicator - H.H.	10	100
	EDIP - H.T. Air	26	100
	EDIP - H.T. Water	0,2	100
	EDIP - H.T. Soil	1,6	100
	EPS - H.H.	7,6	100
Acidification	CML	6	100
	Eco Indicator	6	100
	EDIP	6	100
Eutrophisation	CML	0,06	100
	Eco Indicator	6	100
	EDIP	0,06	100
Ressources	CML	13	100
	Eco Indicator	9	100
	EDIP	45	100
	EPS	19	100
	Ecopoints	2	100

Impacts : H.T. : Human Toxicity; R.I. : Respiratory Inorganics; H.H. : Human Health

Tableau 26 : Résultats de la comparaison entre les étapes de construction et d'exploitation

Nous observons que la phase d'exploitation est la plus importante pour tous les impacts. Pour l'effet de serre, la construction représente 11 % de l'exploitation (pour laquelle ni le CO_2 biogène ni le N_2O n'ont pas été comptabilisés). La toxicité varie de 0 à 26 %, avec la moyenne des valeurs située à 8 %. L'acidification représente 6 %, l'eutrophisation est presque nulle, sauf pour la méthode Eco-indicator qui combine acidification et eutrophisation dans un même impact. La phase construction représente de 2 à 45 % de l'exploitation pour l'impact ressources.

Ainsi la construction semble une étape beaucoup moins polluante par rapport à l'exploitation. Dans leurs études, [ROELEVELD, 1997] et [PILLAY, 2002] arrivent à la même conclusion. Ce résultat peut s'expliquer notamment par le nombre d'années d'utilisation de la station (25 ans). En revanche de nombreux éléments de la construction n'ont pas été pris en compte comme par exemple les transports ou encore d'autres matériaux (PVC…). La précision de cette comparaison possède donc une forte incertitude, qui ne pourrait être diminuée qu'à la condition de réaliser une étude approfondie sur l'étape de construction des stations d'épuration.

L'évaluation des phases de construction et de démantèlement d'une STEP présentant des difficultés spécifiques à ces phases. Nous reviendrons en détail sur l'étude de ces phases du cycle de vie en *partie II/ III/ 4/*.

III. DISCUSSION SUR LES ASPECTS METHODOLOGIQUES

Outre les problèmes rencontrés par la réalisation de l'étude ACV, l'étude de cas, ainsi que d'autres ACV réalisées pour les besoins internes de Veolia, a permis de mettre en lumière plusieurs difficultés méthodologiques. Ces dernières doivent être bien comprises et maîtrisées si l'on souhaite développer un outil d'aide à la décision basé sur l'ACV et adapté au domaine du traitement des eaux.

Ce chapitre regroupe les principaux points méthodologiques critiques. En premier lieu, nous parlerons des particularités des systèmes de traitement des eaux qui expliquent à la fois certaines difficultés rencontrées lorsque l'on réalise une ACV sur ces systèmes. Nous aborderons ainsi une description méthodologique sur le cycle de vie des systèmes de traitement, les spécificités des procédés de traitement ainsi que la particularité de l'eau usée. Puis nous discuterons sur certaines composantes du champ de l'étude : l'unité fonctionnelle, les frontières du système et le cas des substitutions. Dans un troisième temps, nous reviendrons sur l'impact toxicité pour lequel les méthodes de calcul d'impact seront analysées plus en détail afin d'expliquer l'hétérogénéité des résultats observés dans le cas d'étude. Enfin nous évoquerons le cas particulier des phases de construction et de démantèlement des procédés et des usines d'épuration qui posent également problème.

1/ PARTICULARITES METHODOLOGIQUES DE L'ACV EN TRAITEMENT DES EAUX

Plusieurs caractéristiques spécifiques au domaine du traitement des eaux compliquent l'application des ACV dans ce domaine. Plus précisément, il semble que ces caractéristiques se soient pas spécifiques au domaine du traitement des eaux, mais plus généralement au secteur du traitement des déchets. Nous essaierons ici de décrire ces propriétés que nous regroupons en trois catégories :

- la structure du cycle de vie,
- les propriétés des procédés de traitement,
- les propriétés du produit traité : l'eau usée.

Ces caractéristiques seront reprises par la suite pour expliquer les difficultés rencontrées sur certains points méthodologiques.

1.1/ Structure du cycle de vie

En ACV, les frontières du système étudié sont établies en suivant les principes du concept du cycle de vie. La norme ISO 14 040 définit le cycle de vie ainsi : « phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition de matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale. » On assimile ainsi fréquemment le cycle de vie aux trois phases de l'existence d'un produit : construction, utilisation et démantèlement.
Toutefois la structure du cycle de vie est différente suivant le type de système étudié, ce qui peut engendrer certaines modifications lors de l'établissement des limites du système. Ainsi, la définition du cycle de vie varie en fonction de l'objet étudié :

- Pour **l'ACV d'un produit**, seul le cycle de vie du produit est considéré :

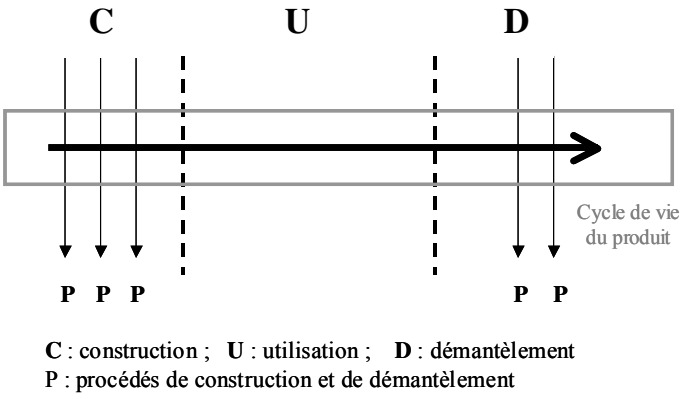
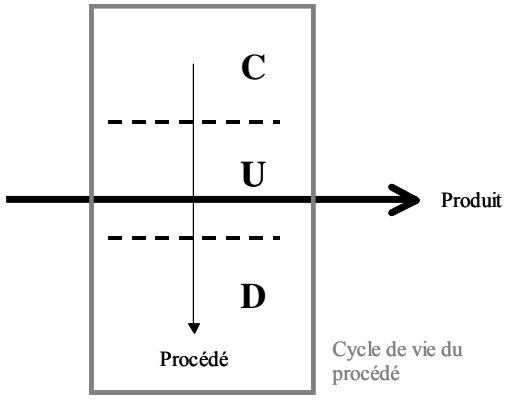


Figure 18 : Le cycle de vie du produit

Dans ce cas, l'évaluation environnementale est centrée sur le produit. L'objectif est de comparer plusieurs produits ou d'identifier les leviers d'amélioration. Des procédés (fabrication, stockage, transport ou démantèlement) peuvent intervenir. Cependant le niveau de détail avec lequel ils sont décrits dans l'étude dépend du lien avec le produit. Ainsi, pour un procédé fabriquant une partie du produit, on considère principalement l'énergie et les matériaux nécessaires à l'opération de fabrication. La construction et le démantèlement des procédés, tout comme les bâtiments de l'usine et les bureaux constituent des données d'importance secondaire.
Historiquement, l'ACV a été conçue pour étudier des produits. La structure du cycle de vie décrite dans les ouvrages sur l'ACV et dans les normes est donc traditionnellement celle décrite ci-dessus. Toutefois nous avons rencontrés deux autres structures du cycle de vie.

- Pour **l'ACV d'un procédé dont le produit n'est pas un polluant**, seul le cycle de vie du procédé est étudié :



C : construction ; **U** : utilisation ; **D** : démantèlement

Figure 19 : Le cycle de vie d'un procédé – cas où le produit n'est pas un polluant

Dans ce cas, l'évaluation environnementale est centrée sur le procédé. L'objectif est de comparer plusieurs procédés (et donc les méthodes de fabrication, de traitement…) ou d'identifier les leviers d'amélioration. Dans un tel système, le produit ne constitue que le flux fonctionnel et ne sert donc qu'à déterminer l'unité fonctionnelle.

- Pour **l'ACV d'un procédé dont le produit est un polluant** (procédé de traitement des déchets), deux cycles de vie coexistent :
  - le cycle de vie du produit traité (déchet, eau usée ou boue),
  - le cycle de vie du système de traitement.

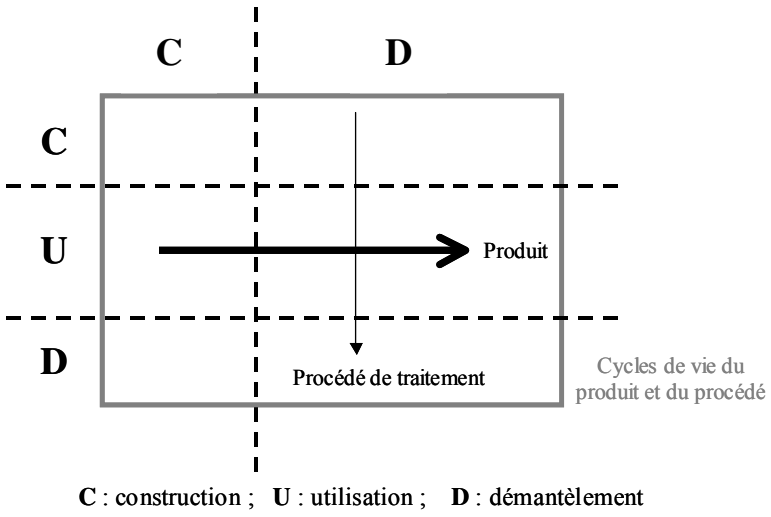


Figure 20 : Le cycle de vie d'un procédé – cas où le produit est un polluant

Dans de nombreuses études ACV sur les systèmes de traitement d'eau, les scénarios étudiés intègrent les deux cycles de vie. Pour d'autres systèmes, le procédé et le produit fabriqué génèrent des pollutions. Cependant celles-ci peuvent être étudiées séparément. Prenons l'exemple de l'automobile (produit) et son usine de fabrication (procédé). Suivant les objectifs poursuivis, il est possible de réaliser indépendamment l'ACV d'une voiture ou de l'usine de fabrication, ceci car la pollution d'une automobile est indépendante de l'usine de fabrication.

Or pour les systèmes de traitement des déchets, l'impact environnemental du procédé et du produit sont interdépendants :

- le procédé conditionne la qualité du produit en aval du traitement,
- la qualité du produit en amont du système influence les performances du traitement.

Les deux systèmes doivent donc être traités ensemble. La séparation des deux cycles de vie conduit à une évaluation incomplète. La coexistence de ces deux cycles de vie augmente la complexité de la modélisation du système et l'interprétation des résultats. Le double cycle de vie d'une STEP peut être schématisé par la figure 21.

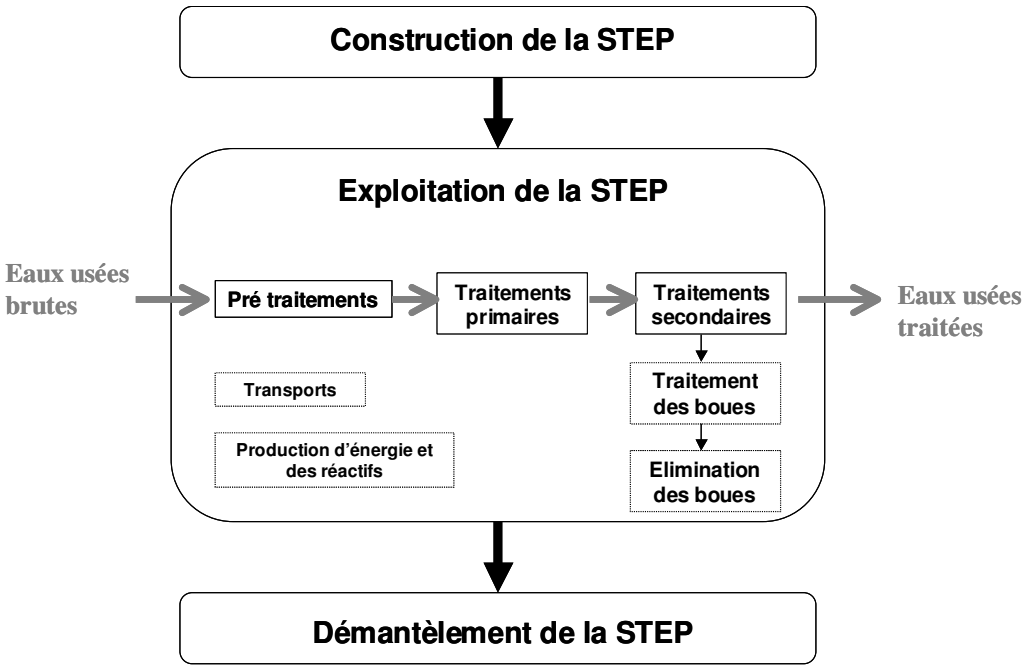


Figure 21 : Représentation des deux cycles de vie pour une STEP

Ainsi dans l'ACV d'un produit, la comparaison se limitera aux trois étapes (construction, utilisation et démantèlement), mais pour l'ACV d'un système de traitement des déchets, il faudra comparer les étapes des différents cycles de vie. Par exemple il faudra comparer les trois étapes du cycle de vie d'une station mais aussi les étapes de traitement de l'eau et des boues (chaîne de traitement de l'eau, chaîne de traitement de la boue, élimination des boues…).

- le **cycle de vie d'un déchet** :

L'eau usée et la boue sont des déchets. Leur cycle de vie diffère de celui d'un produit de par leur nature de déchet : ils sont générés de manière non intentionnelle, ils n'ont pas d'utilité et doivent être éliminés ou recyclés. Il y a donc deux phases de vie du déchet :

- la génération du déchet. Cette phase correspond à l'étape de construction du produit.
- l'élimination du déchet : cette phase correspond au démantèlement d'un produit. Elle inclut le transport, le traitement, l'élimination et le recyclage éventuel du déchet (réseau, usine de traitement, élimination des sous-produits…).

- **le cycle de vie des systèmes de traitement** :

Une station d'épuration est constituée d'un ensemble de procédés de traitement disposés les uns à la suite des autres le long d'une chaîne de traitement. La conséquence, au niveau du cycle de vie, est qu'il est difficile d'assimiler une STEP à un procédé global avec un cycle de vie homogène. En effet, les procédés ont leur cycle de vie propre et sont indépendants les uns

des autres. Ils peuvent donc avoir des durées de vie différentes ou encore être construits à différentes périodes de l'âge de la station (figure 22).

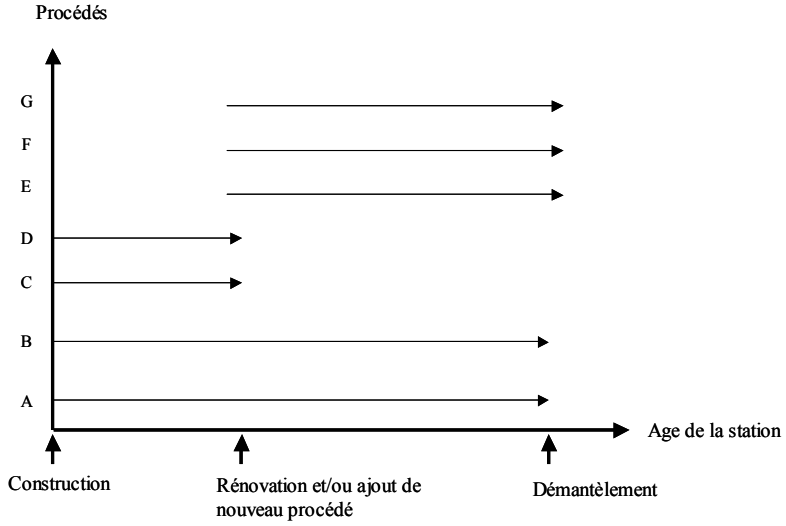


Figure 22 : Les différentes durées de vie des procédés d'une station de traitement

Si les ouvrages en génie civil peuvent durer plusieurs décennies, 20 à 30 ans bien souvent, les procédés basés sur des équipements (poste de déshydratation, prétraitements…) ont des durées de vie beaucoup plus courtes, parfois inférieure à 10 ans. Par ailleurs il est fréquent de rénover les stations au lieu de les reconstruire. Dans ce cas, seuls certains procédés de l'usine sont construits. C'est le cas pour les STEP dont certains ouvrages deviennent obsolètes, ou ne répondent plus à une nouvelle réglementation ou encore lorsque une extension des capacités de traitement de la station est nécessaire.
Le cycle de vie différent de chacun des procédés rend difficile la modélisation globale du cycle de vie du système de traitement. Dans une étude ACV, il devient alors difficile de déterminer les limites du système, surtout pour les étapes de construction et de démantèlement.

1.2/ Particularités des procédés de traitement d'eau

Dans la *Partie I/III/6.1/,* nous avons mis en évidence le travail de [CHEVALIER, 1999] qui présente les caractéristiques des procédés pour expliquer la différence entre l'ACV des produits et celle des procédés. Afin de compléter ce travail, nous avons souhaité rajouter deux spécificités pour les procédés de traitement :

- un procédé est **unique** : lorsque l'on réalise l'ACV d'un produit (bouteille, véhicule), celui-ci est fabriqué à des milliers d'exemplaires. Un procédé de traitement est lui

construit à quelques exemplaires (de quelques uns à des centaines). Cependant tous les procédés de traitement sont dimensionnés spécialement pour un site. Leur conception, leur volume ainsi que la pollution à traiter rendent chaque installation unique.
Ainsi, pour étudier une technologie, il faudra étudier plusieurs réalisations industrielles de ce procédé afin de distinguer les performances moyennes, spécifiques à la technologie, de performances individuelles, dépendantes des conditions locales et du dimensionnement de la technologie. De même, il faudra être prudent sur la généralisation des résultats de l'ACV réalisé sur une usine. Des tendances générales pourront être dégagées à la suite d'une série d'études de cas. Ces tendances devront être toutefois discutées avec soin sur leur validité technique.

- un procédé possède une **durée de vie longue** : une usine de traitement dure plusieurs décennies (souvent estimée à 30 ans). Cette durée de vie est très longue comparée à celle d'un produit classique qui vit quelques mois à quelques années. La construction d'un produit courant est permanente en usine, celle d'un procédé est occasionnelle.

Ainsi la longue durée de vie des procédés limite l'acquisition des données sur les phases de construction et de démantèlement, et donc leur évaluation.

1.3/ Particularités du produit traité

L'eau usée correspond au produit traité par les STEP. Tout comme les procédés, les eaux usées possèdent des caractéristiques qui influencent la réalisation des ACV :

- le produit traité est une **matrice de polluants**

Contrairement à un système classique, les procédés de traitement ont la particularité d'avoir un flux fonctionnel, l'eau usée, qui est également un polluant, et donc qui doit être comptabilisé dans l'inventaire de cycle de vie. Plus précisément, l'eau usée est constituée d'une matrice de polluants. En effet, l'eau usée à traiter est la résultante de l'ensemble des effluents rejetés dans le réseau (eaux domestiques, industrielles…), ce qui constitue des milliers de substances polluantes. Si, pour simplifier la caractérisation de la pollution, l'expérience dans ce domaine a permis de définir des critères analytiques généraux : MES, DBO, DCO, azote total…, ces derniers ne sont pas intégrés dans la plupart des méthodes de calcul d'impact qui ne considèrent que des molécules.
Cette caractéristique de l'eau usée pose un problème au niveau de la définition de l'unité fonctionnelle et également pour la comptabilisation des flux polluants dans l'inventaire du cycle de vie.

- L'eau usée traitée est **unique**

Parce qu'elle est composée de polluants dont la qualité varie d'une ville à une autre, l'eau usée est spécifique d'un réseau. Chaque site traité est donc unique. Les performances du système de traitement dépendront fortement de cette qualité. Il est donc impossible de comparer en théorie des usines de traitement établies sur des sites différents. En effet, l'ACV ne peut comparer que des systèmes qui ont la même fonction, c'est-à-dire qui traitent la même qualité et quantité d'eau (ou de boue). Or cette qualité est différente d'un site à l'autre.

2/ CHAMP DE L'ETUDE

La série de normes ISO 14040 regroupe dans la définition du champ de l'étude de nombreux éléments : unité fonctionnelle, frontières du système, règles d'affectation, hypothèses, limitations, type de revue critique… Toutefois, nous n'aborderons ici que les points essentiels sur lesquels il est nécessaire de prendre certaines précautions lorsque l'ACV est appliquée au domaine du traitement des eaux. Ainsi nous ne traiterons dans ce chapitre les trois points suivants :

- l'unité fonctionnelle,
- les frontières du système,
- la qualité des données.

2.1/ Caractérisation de l'unité fonctionnelle

Le choix de l'unité fonctionnelle présente deux types de difficultés lors de sa définition :

- un problème de qualité lorsque l'on établit les fonctions du système,
- un problème quantitatif car le flux fonctionnel présente une certaine variabilité.

- Fonctions d'une station d'épuration

Pour définir l'unité fonctionnelle, il est important de déterminer l'ensemble des fonctions d'un système de traitement des eaux. Le but principal d'une station est de traiter un certain volume d'eau usée avec une performance épuratoire déterminée. Or cette performance dépend :

- de la qualité de l'eau brute en entrée de station. Celle-ci est composée d'une matrice de polluants (DCO, azote, phosphore…) caractérisés par une charge et une concentration. Ces flux polluants étant variables d'un réseau à l'autre, il ressort que l'eau à traiter d'une collectivité est unique et spécifique d'une zone urbaine. Ces deux caractéristiques du flux fonctionnel (l'eau à traiter) sont évoquées dans le paragraphe précédant (*Partie II/III/1.3/*).
- du niveau de rejet exigé qui dépend des objectifs de qualité imposés et de la sensibilité du cours d'eau.

La principale fonction d'une STEP, la fonction épuratoire, est donc conditionnée par la qualité du réseau en amont de l'usine et par la sensibilité du milieu naturel récepteur de l'effluent traité.

Ainsi il se pose la question du choix du flux fonctionnel. L'eau usée est constituée d'une matrice de polluants, comme nous l'avons développé plus haut. Il serait donc possible de sélectionner comme flux fonctionnel un des flux polluants de l'eau usée, un flux de pollution éliminée par la STEP ou encore un volume d'eau.

La problématique du choix du flux fonctionnel a été étudiée en profondeur par [SUH, 2002]. Celui-ci met clairement en évidence que la multitude de polluants dans l'eau usée à traiter ne permet pas de caractériser qualitativement cette eau, à cause de la variabilité de ces flux et de l'absence de relation physique entre eux. L'unité fonctionnelle pour un système d'épuration ne peut être qu'un volume ou une masse d'eau. Pour prendre en compte la qualité de l'eau usée entrante, Suh définit le concept de charge polluante négative : les flux polluants entrants dans la station sont comptabilisés négativement dans l'inventaire d'ACV, les flux émis étant comptés positivement.

Le caractère unique de l'eau usée à traiter ainsi que la sensibilité du milieu aquatique récepteur rend la performance épuratoire de chaque usine d'épuration unique. Une conséquence importante est alors l'impossibilité théorique de comparer des STEP existantes. En effet, la fonction de deux usines n'est pas la même lorsqu'elles traitent deux villes différentes, car les eaux usées ont des propriétés différentes tout comme le milieu récepteur.
Pour des raisons pratiques, cette précaution méthodologique n'est pas respectée. En effet dans de nombreux articles et d'autres études, les ACV se basent sur la comparaison d'ouvrages existants, seul moyen pour comparer des filières de traitement ou des procédés différents avec des données industrielles, donc représentatives. De plus, si nous souhaitons constituer une base de données sur les émissions de procédés, il faudra collecter les informations par des mesures sur plusieurs usines. Cette pratique sous entend l'hypothèse que les eaux usées des installations comparées sont suffisamment proches d'un point de vue qualitatif, ce qui peut être vrai pour les eaux usées urbaines à certaines conditions. Les auteurs qui étudient des sites ne soulignent jamais qu'ils ont vérifié cette hypothèse.

Ainsi il semble donc important de pouvoir comparer la qualité des eaux usées à traiter afin de justifier ou non de la comparabilité de STEP. Ceci présenterait plusieurs avantages :

- beaucoup d'eaux usées domestiques ont des qualités proches qui les rendent semblables. Dans ce cas, la comparaison devient justifiée.
- certains polluants ne sont pas traités par la station et la traversent. Il devient injuste alors d'attribuer ces flux polluants au système de traitement alors que ceux-ci proviennent du réseau ou d'effluents industriels. Ces flux peuvent être des sous-produits des prétraitements (graisses, sables, refus de dégrillage), des éléments traces métalliques ou organiques retrouvés dans les boues, des substances industrielles…

Pour caractériser la qualité du produit traité, il faut collecter les flux en entrée (eau usée, vidanges de camions hydrocureurs…) et en sortie du système (eau, boues, sous-produits). Ces flux permettraient de préciser la fonction du système en calculant la performance épuratoire de la station. Nous proposons de définir cette performance selon deux paramètres :

- le taux de traitement : il s'agit du pourcentage de pollution éliminée. Il représente les capacités quantitatives de dépollution de la station.

- le seuil de rejet : il représente les capacités qualitatives de dépollution. En effet il indique quelles sont les normes que peut satisfaire la station et quel est le niveau de qualité auquel le cours d'eau peut prétendre.

La caractérisation des performances épuratoires du système pourrait s'intégrer dans une étude ACV de deux manières :

- par la définition d'impacts négatifs, tels que le propose [SUH, 2002]. Les flux entrants dans la station sont comptabilisés négativement et se soustraient donc à l'impact de la station. Il s'agit là d'une substitution. Cette solution 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.
  Par ailleurs, il est possible de mal interpréter le résultat. Par exemple, l'impact d'une station sera toujours négatif pour les flux sur l'eau ($\text{flux}_{\text{sortie eau}} - \text{flux}_{\text{entrée eau}} < 0$). Un impact négatif est considéré comme un gain environnemental. Cependant la rivière recevra toujours une pollution de la station.
- dans une nouvelle étape du champ de l'étude qui aurait pour objectif de vérifier la comparabilité des stations. Dans cette étape, un tableau présenterait les performances des stations en terme de taux de traitement et de seuil de rejet. L'analyse de ces performances servirait à déterminer si deux stations sont comparables, ou plus précisément, quels sont les paramètres pour lesquels on peut les comparer. Par exemple, deux stations peuvent avoir des performances proches pour le traitement de la pollution carbonée mais peuvent diverger en terme de traitement de l'azote car parmi les usines, l'une est équipée d'un procédé de nitrification/ dénitrification, l'autre non.

Enfin, la STEP devra bien souvent répondre à des fonctions secondaires qu'il ne faut pas négliger :

- traitement tertiaire pour améliorer la qualité de l'eau traitée : désinfection, rejet en zone sensible…
- traitement des boues en vue de leur élimination ou d'une éventuelle valorisation,
- valorisation énergétique ou agricole des boues,
- désodorisation,
- désinfection,
- traitement des graisses…

Ces procédés, qui ajoutent une qualité au service réalisé par l'usine de traitement, peuvent diminuer les impacts de la station (odeurs, pathogènes) et/ou en augmenter d'autres (consommation supplémentaire d'énergie). Là encore, avant de comparer deux usines ou deux procédés, il convient de bien analyser les fonctions secondaires et vérifier que les usines remplissent bien les mêmes fonctions. Si tel n'est pas le cas, il semble souvent possible d'exclure des frontières du système un procédé qui donne une fonction supplémentaire à une

STEP. Par exemple, si deux stations ont les mêmes fonctions mais que l'une réalise en plus une désodorisation et une désinfection des effluents, les procédés de désodorisation et de désinfection pourraient être exclus des frontières de ce système pour pouvoir comparer les deux filières avec les mêmes fonctions.

Ainsi, les fonctions d'une station peuvent être très variables. Ceci pose un problème surtout pour la comparaison de différentes filières.

- Variabilité du flux fonctionnel

Pour un système de traitement des eaux, le flux fonctionnel ne peut être qu'un volume d'eau. Une autre difficulté vient alors dans la définition de l'unité fonctionnelle : celle de la variabilité du flux. En effet, le volume d'eau entrant dans une usine est variable dans le temps, comme par exemple dans le cas de la STEP A (tableau 29).

	Eau usée en entrée
	m^3/an
2000	8 011 513
2001	11 564 576
2002	9 914 893
Moyenne	**9 830 327**
Ecart type	1 778 040

Tableau 27 : Volume d'eau usée en entrée de la station A

Pour ces valeurs, l'écart type représente 18 % de la moyenne. Un tel écart n'est pas étonnant en traitement des eaux. Il peut même être beaucoup plus élevé lorsque l'usine se situe dans une zone à forte fluctuation de population, comme dans les zones touristiques ou à forte croissance démographique. Cette variabilité du flux fonctionnel engendre une certaine incertitude sur les résultats qui paraît inévitable. En plus de l'incertitude classique sur les données, la variabilité du flux fonctionnel augmente l'incertitude générale sur les résultats car tous les flux doivent être divisés par ce flux, qui sert de base de référence. La variabilité du flux fonctionnel est donc une difficulté supplémentaire pour réaliser des ACV en traitement des eaux. L'utilisation du plus grand nombre de données et un traitement statistique de celles-ci sont donc conseillés.

Dans le cas de l'ACV des filières de traitement des boues, le flux fonctionnel (la quantité de boues) évolue en quantité et en qualité le long de la chaîne de traitement : l'épaississement et la déshydratation diminuent le volume de boue, tandis qu'un compostage ou une digestion en modifient la teneur en matières sèches et en matières volatiles. Le flux fonctionnel n'étant pas constant le long du cycle de vie des boues, il faut déterminer l'unité fonctionnelle en prenant

les caractéristiques des boues à une étape donnée. Bien qu'il n'existe aucune règle, on se base souvent sur la boue au début de la filière de traitement. Ce choix pose cependant un problème : les boues en sortie du clarificateur ne sont pas toujours quantifiées sur les stations, les quantités de boues étant plutôt mesurées en sortie de station. Le réalisateur de l'étude doit alors faire un calcul pour remonter la chaîne et avoir la quantité de boue au début du traitement. Suivant les hypothèses posées, par exemple sur la quantité de chaux ajoutée dans le cas d'un chaulage, un tel calcul peut présenter une certaine incertitude. La méthode de calcul devra donc être dans ce cas clairement explicitée.

2.2/ Frontières du système et modélisation des scénarios

A travers l'ensemble des études réalisées, la structure des systèmes de traitement des eaux évalués présentent des similitudes présentées ci-dessous et qui ne sont pas sans conséquence dans le développement d'un outil ACV adapté à ces systèmes.

- Modélisation des systèmes

La modélisation des systèmes de traitement des eaux présente souvent la même structure. Ainsi les scénarios sont constitués des trois phases du cycle de vie, construction, exploitation, démantèlement, qui elles-mêmes contiennent les étapes suivantes :

- en phase de construction :
  - la fabrication des matériaux (béton, acier, PVC…),
  - la fabrication des équipements électromécaniques (pompes, filtres…),
  - l'énergie et les transports nécessaires à la construction de l'usine.

- en phase d'exploitation :
  - chacun des procédés de traitement de la STEP,
  - la fabrication des réactifs,
  - la production des flux énergétiques (électricité, gaz naturel, fioul…),
  - les transports des réactifs, des boues et des sous-produits de traitement,
  - les procédés d'élimination, de valorisation et/ou de recyclage des sous-produits, notamment les boues d'épuration.

- en phase de démantèlement :
  - les procédés de démolition et de recyclage,
  - l'énergie et les transports nécessaires au démantèlement de l'usine.

Certaines étapes, comme le cas de la construction et du démantèlement que nous aborderons ci-dessous, peuvent être omises par manque de données ou en fonction des objectifs de

l'étude. Toutefois, l'ensemble de ces étapes se retrouve dans la plupart des études ACV des systèmes de traitement des eaux usées. Il existe donc une structure commune à la modélisation de ces systèmes et à la définition de leurs frontières.
Pour le développement d'un outil sous forme de logiciel, cette caractéristique permettrait de définir automatiquement les frontières du système, et de construire le système sous forme modulaire, chaque procédé sur la STEP et chaque étape dans la liste ci-dessus constituant un module. La construction d'un scénario par module présenterait l'avantage de simplifier la modélisation des systèmes et d'accélérer la réalisation des études, les modules étant préprogrammés.

- Echelle d'étude

Un système d'épuration peut être étudié à plusieurs échelles :

- au niveau du procédé : pour voir l'influence spécifique d'un procédé,
- au niveau d'une partie de la station : par exemple la file de traitement de l'eau ou celle des boues. Elle permet de se focaliser sur une partie seulement de l'usine selon l'intérêt de l'étude, par exemple lors de la rénovation d'une portion de station, ou d'un pollution particulière (chaîne de traitement des boues pour la pollution des sols par épandage),
- au niveau de la station d'épuration : pour voir qu'elle est l'importance de l'impact de la station indépendamment de son cycle de vie,
- au niveau du cycle de vie de la station : il concerne l'impact global d'une STEP sur l'environnement.

Dans une ACV, le cycle de vie de la station ou du procédé est étudié. Cependant il peut être intéressant pour interpréter certains impacts de se concentrer sur une portion du cycle de vie. A travers les différentes études réalisées, les motivations des décideurs quant à la réalisation d'une ACV ont pu être déterminés. Suivant les objectifs fixés, une de ces quatre échelles était concernée. Dans un outil d'ACV, la réalisation d'ACV devrait pouvoir être en mesure de faire ressortir les résultats pour ces quatre niveaux d'étude. Le développement de l'outil devrait donc pouvoir intégrer cette capacité d'analyser un même scénario à différentes échelles.

2.3/ Qualité des données

A travers l'étude de cas, les flux d'inventaire du cycle de vie qui ont une influence sur les résultats ont pu être identifiés pour chacun des impacts étudiés. Ainsi, les sources de données sensibles peuvent être classées en deux catégories :

- les bases de données,
- les émissions au niveau de la station.

La fabrication des consommables (électricité et réactifs) est une étape qui contribue de manière significative aux résultats de la plupart des impacts évalués, excepté l'eutrophisation. Pour cette étape du cycle de vie, les informations sont collectées en utilisant des bases de données fournies avec les logiciels d'ACV, ici Simapro 5, ou commandées auprès d'experts, bureaux d'étude ou universitaires.
L'inconvénient de ces bases de données est que leur fiabilité est difficile à estimer. En effet, les données proviennent d'une industrie autre que celle du traitement des eaux. Nous ne pouvons donc ni avoir un regard critique sur ces informations ni nous appuyer sur les experts techniques du domaine de l'eau. De plus, pour un même consommable, on peut penser qu'il existe une variabilité puisque les modes de fabrication et les performances environnementales changent d'une usine à une autre. Cette variabilité des flux des bases de données ainsi que leur qualité n'est bien souvent pas suffisamment renseignée dans les documents accompagnant ces bases. Il existe ainsi une certaine incertitude concernant la qualité des bases de données à utiliser.
Pour avoir plus de précision sur les performances environnementales de la fabrication de différents consommables, les industriels concernés ont été contactés. Toutefois ceux-ci se montrent peu coopératifs pour transmettre les informations sur leurs émissions de polluants. Seul des agences environnementales publiques, comme l'ADEME, les DRIRE ou à plus grande échelle au niveau de l'Union Européenne, pourraient recenser les données de sites et fournir ainsi des inventaires fiables tout en conservant la confidentialité des entreprises. Une telle expérience a été en partie mise en place. L'UE, par la directive IPPC, a en effet permis de regrouper les données environnementales basées sur des mesures d'usines de plusieurs secteurs industriels. C'est le cas par exemple de l'industrie de la chaux, dont le document publié [IPPC, 2001] nous a permis d'identifier la base de données la plus proche de la situation française. L'ADEME a également contribué à l'élaboration d'une base de données sur les emballages et déchets ménagers à partir de données provenant de l'ensemble des industriels de ce secteur. Un projet réunissant spécialistes des bases de données ACV, industriels et agences de l'environnement est donc pleinement à encourager pour mettre à disposition des réalisateurs d'études ACV des bases de données reconnues et transparentes.
En l'absence d'une telle initiative, le seul moyen pour augmenter la fiabilité des bases de données est de disposer de plusieurs bases, afin de pouvoir les comparer et évaluer la variabilité pour un même consommable.

Les émissions au niveau de la station, contrairement aux bases de données, sont mesurées ou peuvent l'être sur demande par des spécialistes. Nous pouvons donc avoir une connaissance approfondie et une certaine maîtrise de ces flux. Pour ces données, deux remarques ressortent de l'étude de cas :

- les substances polluantes contenues dans l'eau traitée ou les boues sont bien connues. La législation impose en effet de mesurer plusieurs polluants. Les flux d'azote et de phosphore sont ainsi parfaitement maîtrisés, ce qui permet d'avoir une très bonne précision sur les données pour l'impact eutrophisation. Il en est de même pour les

éléments traces métalliques et organiques des boues destinées à l'épandage. En revanche deux problèmes demeurent. Le premier concerne les paramètres analytiques globaux : DCO, DBO, MES… Ceux-ci ne sont pas pris en compte dans les méthodes de calcul d'impact. Deuxièmement, plusieurs polluants rejetés dans les cours d'eau par les STEP sont encore mal connus. Il s'agit par exemple des perturbateurs endocriniens, des pesticides…

- les flux émis à l'atmosphère par les procédés de traitement des eaux sont très mal connus, à l'exception des procédés d'incinération pour lesquels la réglementation exige un suivi. Ces émissions contribueraient de manière significative à certains impacts. C'est le cas du protoxyde d'azote pour l'effet de serre, ou encore l'ammoniac pour l'acidification. Si les émissions de polluants ont été régulièrement étudiées pour les substances rejetées dans l'eau ou sur le sol (boues), les polluants atmosphériques des procédés de traitement le sont moins. Des efforts de recherche sont donc à apporter dans ce domaine. Les systèmes de traitement biologique sont les principales sources d'émissions gazeuses. Ils devraient être suivis pour de nombreuses substances : NH_3, N_2O, CH_4 pour les procédés anaérobies (lagune, digesteur…), composés organiques volatiles, pathogènes… Les systèmes de traitement physico-chimiques semblent plutôt stables : leur pollution réside plus dans la consommation de réactifs et d'énergie que dans des émissions directes. Seuls certains procédés sont à surveiller, comme le chaulage (NH_3), le séchage thermique ou solaire (COV) et les systèmes de stockage ouverts avec un long temps de passage.

3/ ANALYSE DE COEFFICIENTS DES METHODES DE CALCULS DE L'IMPACTS TOXICITE

Dans l'étude de cas, la divergence des résultats observés pour l'évaluation de l'impact toxicité incite à regarder plus en détail les méthodes de calcul afin d'expliquer les différences. En comparant les coefficients attribués à chacune des substances, nous avons constaté que les méthodes présentaient deux inconvénients majeurs :

- pour une même substance, les coefficients sont très variables d'une méthode à l'autre,
- certaines substances, importantes pour évaluer l'impact sur la santé en traitement des eaux, ne sont pas comptabilisées par les méthodes de calcul d'impact.

- Variabilité des coefficients des substances toxiques

En comparant les coefficients proposés, on observe que ceux-ci varient d'une méthode à l'autre pour une même substance. Pour illustrer cela, prenons l'exemple des éléments traces métalliques (ETM), qui sont émis dans le système lors de l'épandage des boues. Ces ETM constituent un risque potentiel pour les cultures et surtout les hommes par une contamination de la chaîne agroalimentaire. Pour cela, grâce à l'arrêté du 8 janvier 1998 [Arrêté sur l'épandage des boues, 1998], la réglementation a imposé entre autres des seuils de concentrations limites pour sept ETM dans les boues à épandre : le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Les différentes méthodes ACV proposent des coefficients de toxicité pour ces ETM. Une comparaison de ces coefficients avec les seuils de la législation est intéressante pour estimer la cohérence de ces coefficients avec la réglementation en vigueur. Il est à noter toutefois que ces seuils réglementaires ne constituent pas des références idéales sur le plan toxicologique car ils ne sont pas basés uniquement sur des critères scientifiques : leur choix intègre également des facteurs socio-économiques. Les valeurs seuils imposées par la réglementation ainsi que les coefficients des différentes méthodes ACV sont reportés dans le tableau 30.

Méthode - impact	unité	Cd	Cr III	Cr IV	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
arrêté du 08/01/98	mg/kg MS	20	1 000	1 000	1 000	10	200	800	3 000
CML 2000 - Human toxicity	kg 1,4-dichlorobenzene equivalents	20 000	5 100	8 500	9 400	5 900	2 700	3 300	64
CML 2000 - Terrestrial toxicity	kg 1,4-dichlorobenzene equivalents	170	6 300	6 300	14	56 000	240	33	25
Eco Indicator 99 -RI *	potential affected fraction*m²*year	99 400	42 400	42 400	15 000	16 800	73 200	12 900	29 800
Ecopoints 97 - Metals soil	g cadmium equivalent	1	0,011	0,011	0,160	1	0,016	0,024	0,004
EDIP 96 - Ecotoxicity soil chronic	g/m3	2,2	0,01	0,01	0,02	5,3	0,07	0,01	0,007

* : Respiratory inorganics

Tableau 28 : Comparatif entre l'impact toxicité des méthodes ACV et la réglementation pour les ETM

Pour permettre la comparaison entre ces sources, il faut ramener ces valeurs à une base de référence commune. Pour ce faire, nous avons établi des ratios en prenant comme substance de référence le zinc. Le zinc est globalement le polluant le moins toxique. Son choix nous permet d'avoir des ratios supérieurs à un, donc plus lisibles. Le calcul pour les valeurs de la réglementation et celui pour les méthodes ACV doivent être distingués :

- pour l'arrêté, le seuil de concentration d'un ETM diminue quand sa toxicité augmente. Ainsi, pour chacun des polluants, le ratio est calculé par la formule suivante :

$$Ratio\ \ polluant = \frac{seuil\ de\ concentration\ du\ Zinc}{seuil\ de\ concentration\ du\ Polluant}$$

- pour les méthodes de calcul d'impact, le coefficient d'un élément augmente quand sa toxicité augmente. Pour chacun des polluants et pour chacune des méthodes, le ratio est calculé ainsi :

$$Ratio\ \ polluant = \frac{coefficient\ du\ Polluant}{coefficient\ du\ Zinc}$$

Les résultats sont regroupés dans le tableau 31.

Méthode - impact	Cd	Cr III	Cr IV	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
arrêté du 08/01/98	150	3	3	3	300	15	4	1
CML 2000 - Human toxicity	313	80	133	147	92	42	52	1
CML 2000 - Terrestrial toxicity	7	252	252	0,6	2 240	10	1,3	1
Eco Indicator 99 -RI *	3,3	1,4	1,4	0,5	0,6	2,5	0,4	1
Ecopoints 97 - Metals soil	233	2,5	2,5	37	233	3,7	5,6	1
EDIP 96 - Ecotoxicity soil chronic	314	1,4	1,4	2,9	757	10	1,4	1

* : Respiratory inorganics

Tableau 29 : Comparatif entre l'impact toxicité des méthodes ACV et la réglementation pour les ETM

Nous observons une forte variation des valeurs entre les différentes méthodes. Par ailleurs, si l'on considère les valeurs seuils de l'arrêté du 08/01/98 comme référentiel, les méthodes dont les valeurs sont les plus proches sont :

- Ecopoints 97 pour le cadmium, le chrome III et IV, le mercure et le plomb,
- EDIP 96 pour le cuivre,
- EDIP 96 et CML 2000 - Terrestrial toxicity pour le nickel.

L'exemple des ETM montre bien 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. Bien que les coefficients des méthodes ACV soient calculés sur des bases scientifiques, il ne ressort pas une homogénéité des valeurs.

- les flux manquants

L'impact toxicité des différentes méthodes étudiées présente un autre inconvénient : de nombreux flux toxiques, qu'il est impératif de considérer pour évaluer la toxicité des systèmes de traitement des eaux, ne sont pas considérés dans les méthodes. C'est le cas notamment :

- des pathogènes,
- des paramètres couramment utilisés pour mesurer la pollution mais qui ne sont pas des molécules : DCO, DBO, MES…
- de certains éléments traces métalliques,
- de certains éléments traces organiques, comme les perturbateurs endocriniens ou certains résidus pharmaceutiques.

Ainsi une adaptation de ces méthodes serait à envisager en intégrant ces paramètres qui sont importants en traitement des eaux. S'il semble possible de calculer des coefficients pour les substances chimiques, le cas des pathogènes est plus problématique. En effet, l'effet toxique des microorganismes répond à des phénomènes biologiques beaucoup plus difficiles à modéliser qu'un effet physique.

Ainsi, telles qu'elles sont modélisées actuellement, les méthodes de calculs de l'impact toxicité ne paraissent pas encore assez robustes et fiables pour être appliquées au secteur de l'assainissement, domaine pour lequel l'impact sur la santé représente un enjeu important. D'une part, bien qu'elles se fondent sur des modèles scientifiques, elles présentent des coefficients très variables. Ceci aboutit à des résultats contradictoires dont les conclusions peuvent fortement orienter le choix des filières, comme nous l'avons vu dans les résultats de l'étude de cas. De plus, de nombreux flux, importants pour l'impact santé en traitement des eaux, ne sont pas pris en compte dans ces méthodes.

4/ LE PROBLEME DE LA CONSTRUCTION ET DU DEMANTELEMENT

L'étude de cas a montré un certain nombre de difficultés pour évaluer deux phases du cycle de vie de la STEP A : la construction et le démantèlement. Ce chapitre détaille l'ensemble des problèmes rencontrés.

4.1/ Les problèmes liés à la construction

Pour réaliser l'inventaire d'ACV de l'étape de construction d'un procédé, une seule méthode, avec des variantes, est utilisée dans les études précédentes. [SUH, 2002] la présente de manière détaillée. Cette méthode se déroule de la façon suivante :

- 1ère étape : on comptabilise la masse de béton utilisée pour le génie civil, la masse des équipements électromécaniques, qui est assimilée soit à de l'acier (centrifugeuse, filtre moteurs…) soit à de la fonte (pompes), la masse de PVC issue des canalisations et la masse éventuelle d'autres constituants prépondérants dans le procédé utilisé (aluminium…).
- 2ème étape : on associe la quantité du matériau considéré aux flux polluants grâce à un inventaire. Ce dernier est tiré d'une base de données qui contient les ressources et les émissions nécessaires pour la fabrication d'une quantité donnée de ce matériau.
  Par exemple : pour fabriquer 1 kg de béton, il faut *x* g de gypse, *y* MJ en électricité… et cela émet *z* kg de CO_2 dans l'atmosphère… L'ensemble des ressources et émissions nécessaires est regroupé dans un inventaire ramené à une unité fonctionnelle, ici un kg de béton. Il est ainsi possible par règle de trois d'évaluer les émissions et ressources nécessaires à la fabrication d'une masse *M* de béton utilisée dans l'étude. En agissant de même pour tous les matériaux de l'étude et en additionnant les flux (ressources et émissions), on obtient alors l'inventaire d'ACV pour la phase de construction.

Cette méthodologie n'est pas parfaite mais cela semble être la seule réalisable dans la pratique.

4.1.1/ 1ère étape : collecte des données

Cette étape consiste à évaluer la masse de matériaux issus :

- des ouvrages (bassins, bâtiments, cuves…),
- des équipements électromécaniques,
- des canalisations.

Pour les ouvrages, les constituants principaux considérés sont le béton et l'armature métallique en acier. La masse est obtenue à partir du volume calculé grâce aux plans de génie

civil du procédé (ou des bâtiments abritant le procédé). Parmi les difficultés, il faut retenir que les plans de génie civil ne sont pas toujours accessibles. Ceci n'empêche pas de mesurer la dimension des bâtiments mais entraîne des imprécisions : fondations, épaisseurs de plafond ainsi que d'autres parties ne sont pas toujours accessibles. Il est également difficile de connaître la quantité d'acier utilisée dans l'armature. Même au sein d'un groupe comme Veolia Environnement qui possède des entreprises qui construisent des usines d'épuration, connaître les quantités de matériaux utilisés n'est pas une tâche facile à cause de la sous-traitance des étapes de construction des procédés (génie civil, électricité, pose de canalisations…), les quantités de matériaux utilisés n'étant pas des informations échangées entre les entreprises.

Les équipements électromécaniques rassemblent les pompes, les moteurs, les centrifugeuses, les filtres, les vis de transfert… Leur constitution exacte ainsi que leur mode de fabrication ne sont jamais indiqués par leur constructeur. On considère alors l'hypothèse simplificatrice que la masse de la machine est égale à la masse du constituant principal (acier ou fonte). La masse est rarement écrite sur les catalogues des fournisseurs de matériels. Ces derniers donnent en général l'information si on la leur demande mais refusent de nous renseigner sur les consommations énergétiques et les émissions polluantes induites par la fabrication.
Cette hypothèse (la masse d'une machine équivaut à la masse de son constituant principal) sous-estime l'impact réel de la construction d'un équipement. En effet une centrifugeuse possède de multiples phases de fabrication : extraction des ressources, transformation du minerai en matériau utilisable, usinage : pliage, soudure, traitement physico-chimique, assemblages de différents matériaux, peintures…. De plus, on ne considère que le matériau prépondérant sans se pencher sur l'électronique ou d'autres matériaux moins présents en terme de masse mais peut être sources de pollution non négligeable. Dans cette démarche, l'usinage et les autres matériaux ne sont pas pris en compte. Il semble donc y avoir une sous-estimation au niveau de la dépense énergétique et des émissions polluantes. Il est difficile de prédire l'erreur commise et aucune étude ne semble avoir été menée sur le sujet.

La masse des canalisations est estimée à partir du volume de matériau, lui-même calculé à partir du diamètre, de l'épaisseur de la canalisation et de sa longueur. Le cas des canalisations est assez similaire à celui des équipements électromécaniques : la quantité de PVC ou d'acier est considérée mais l'usinage de la canalisation ne l'est pas. Il y a donc sous-estimation de la dépense énergétique et des émissions polluantes.

Outre le génie civil, les appareils électromécaniques, les cuves et les canalisations, beaucoup de petits éléments ne sont jamais considérés : les appareils de mesure, les systèmes électriques (câbles et armoires, automates)… Bien évidemment, leur prise en compte allongerait considérablement la durée des études. On admet, personne ne semble toutefois l'avoir montré, que leur impact environnemental est négligeable.

De même d'autres éléments ne sont pas considérés par manque de données : la construction de la station, comme par exemple le terrassement, l'assemblage des différents procédés, l'impact des véhicules lors de la construction…

La collecte des données d'une usine d'épuration est ainsi rendue difficile par le manque d'informations disponibles. Ce problème s'explique par deux caractéristiques des procédés de traitement des eaux : les STEP ont une longue durée de vie et leur conception est unique. La longue durée de vie des stations ne permet pas de disposer de beaucoup de cas d'étude sur les étapes de construction et de démantèlement. De plus, le caractère unique de chaque station rend difficile la généralisation des études de cas : la quantité de matériaux utilisés dans une usine n'est pas proportionnelle à la taille et dépend de nombreuses contraintes techniques et locales. Il serait donc difficile, même en étudiant la construction de plusieurs sites, de tirer des règles générales entre les quantités de matériaux et la taille des procédés.

Ainsi, la méthode actuelle de collecte des données pour la phase de construction est complexe, mais non irréalisable. Elle semble différer de la réalité par la négligence de certains matériaux et des étapes de fabrication des équipements électromécaniques et des canalisations. Ce problème ne provient pas de la méthodologie ACV mais des acteurs du domaine du traitement des eaux. En effet, pour améliorer la collecte des données, il faudrait que les industriels du secteur de l'eau et les équipementiers disposent d'un protocole de recueil et de publication des informations nécessaires, comme cela peut être fait pour certaines émissions polluantes dans les systèmes de management environnemental.

4.1.2/ 2ème étape : variabilité des bases de données

Outre la collecte des données, les bases de données utilisées pour établir les inventaires d'un matériau présentent une certaine variabilité.
Pour caractériser cette variabilité, une étude de sensibilité est proposée entre les différents inventaires disponibles parmi les bases de données du logiciel Simapro et les études réalisées. Nous montrerons ici les cas du béton et de l'acier. L'analyse est effectuée sur Simapro 5.
Pour cela, nous utilisons les méthodes Ecopoints 1997, Eco-indicator 99 et EPS. Il s'agit de trois méthodes à score : le résultat est un seul critère au lieu des multiples impacts difficiles à interpréter. Nous laissons les coefficients de pondération par défaut. Le score donne une note aux inventaires étudiés. Sa valeur n'est pas importante mais la comparaison des inventaires est ainsi possible. Trois méthodes sont sélectionnées pour éviter les erreurs de jugement.

- Etude des bases de données du béton

Nous disposons de quatre sources de données :

- « beton concrete I » : de Simapro, la base indique qu'il s'agit de la fabrication de 1000 kg de béton non armé préfabriqué (140 kg de ciment, 320 kg de sable, 460 kg de gravier, 40 kg d'eau). L'inventaire est constitué de données moyennes collectées sur plusieurs sites
- « beton not reinforced ETH » : de Simapro, la base indique qu'il s'agit de la fabrication de 1 kg de béton non armé tiré d'une étude allemande.
- « beton reinforced I» : de Simapro, la base indique qu'il s'agit de la fabrication de 1000 kg de béton armé préfabriqué (140 kg de ciment, 320 kg de sable, 460 kg de gravier, 40 kg d'acier, 40 kg d'eau). L'inventaire est constitué de données moyennes collectées sur plusieurs sites.
- « beton [SUH, 2002] » : base tirée de [SUH, 2002], d'après [KJORKLUND, 1997].

Nous présentons ici les bases de données disponibles sans distinction entre béton armé et béton non armé.

L'unité fonctionnelle considérée est la fabrication de 1000 kg de béton. Nous obtenons les résultats présentés aux figures 23, 24 et 25.

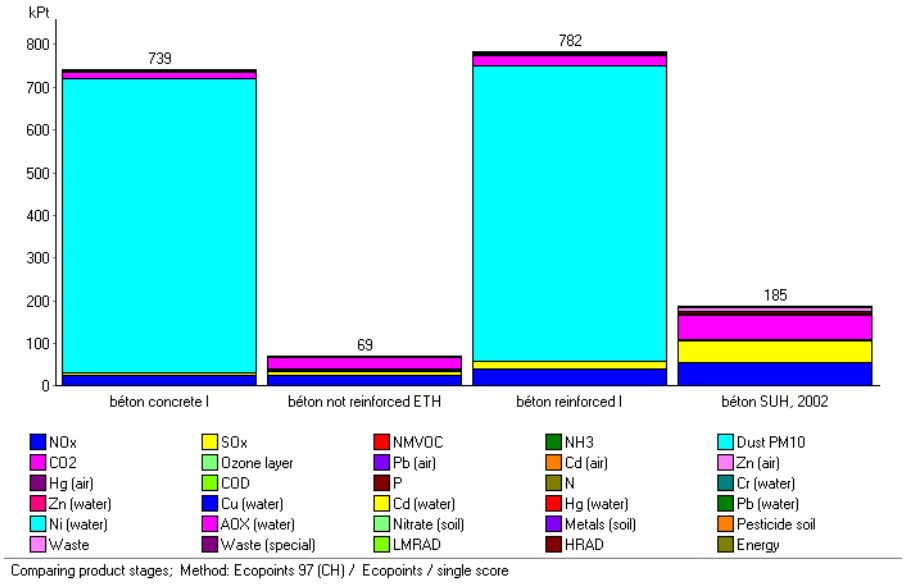


Figure 23 : ***Scores des inventaires* béton *selon la méthode Ecopoints 97***

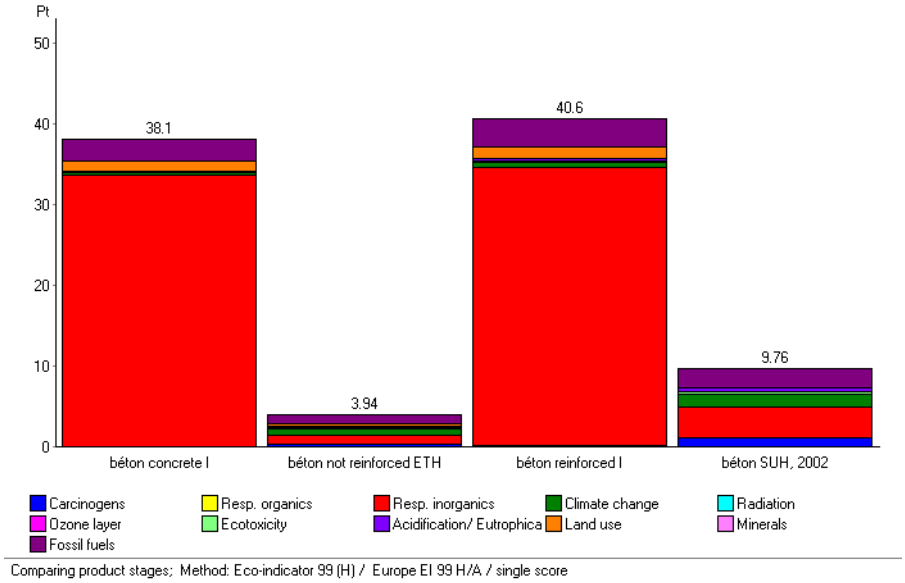


Figure 24 : ***Scores des inventaires* béton *selon la méthode Eco-indicator 99***

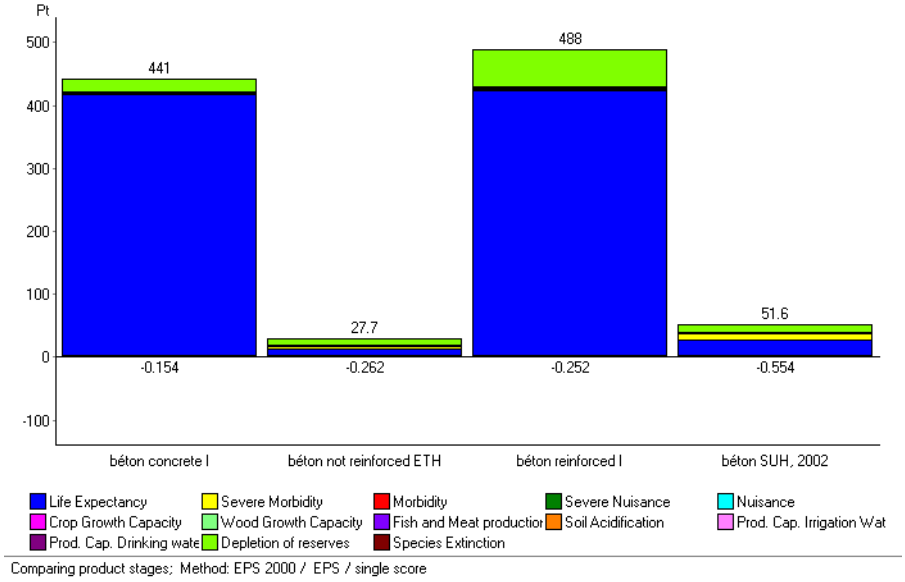


Figure 25 : ***Scores des inventaires* béton *selon la méthode EPS***

Pour les trois méthodes sélectionnées, nous constatons que « beton reinforced I » a l'impact environnemental le plus important, suivi par « beton concrete I ». Les sources « beton not reinforced ETH » et « béton SUH, 2002 » comptent respectivement pour environ un quart et un dixième de « beton reinforced I ». L'impact élevé de « beton reinforced I », qui est un béton armé, peut se justifier par la prise en compte de l'acier. En revanche, l'écart important entre les trois autres sources, qui représentent des bétons non armés, ne s'explique pas par la nature du béton.

Ceci montre de grandes disparités entre les différentes sources de données béton dont peut disposer un utilisateur. Deux groupes de sources se distinguent : « beton concrete I » et

« beton reinforced I » avec un fort impact, « beton not reinforced ETH » et « beton [SUH, 2002] » ont un impact plus faible. Il semble impossible en l'état actuel de nos connaissances d'établir laquelle de ces sources est la plus représentative de la réalité.

- L'acier

Nous avons le choix parmi huit inventaires d'acier :

- « Steel [SUH, 2002] » : inventaire utilisé par [SUH, 2002],
- « Steel bj » : de Simapro, tiré d'une étude hollandaise,
- « Steel construction Fe470 I » : de Simapro, tiré d'une étude hollandaise sur les aciers utilisés pour la construction de bâtiments,
- « Steel ETH T : de Simapro », tiré d'une étude suisse allemande,
- « Steel high alloy T » : de Simapro, tiré d'une étude suisse allemande,
- « Steel I » : de Simapro, tiré d'une étude hollandaise,
- « Steel low alloy T » : de Simapro, tiré d'une étude suisse allemande.

Les scores des différents inventaires pour la fabrication de 1 kg d'acier sont présentés dans les figures 26, 27 et 28 :

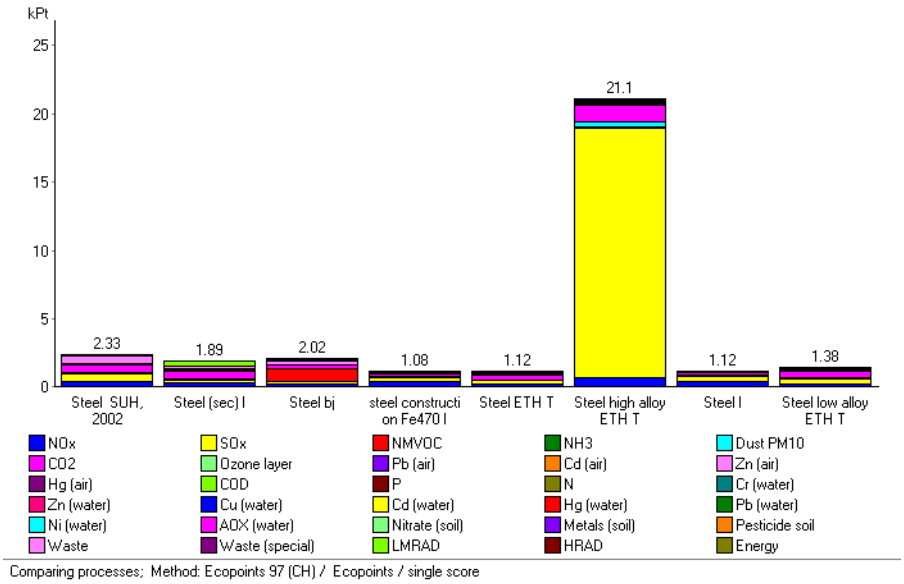


Figure 26 : Scores des inventaires* acier *selon la méthode Ecopoints 97

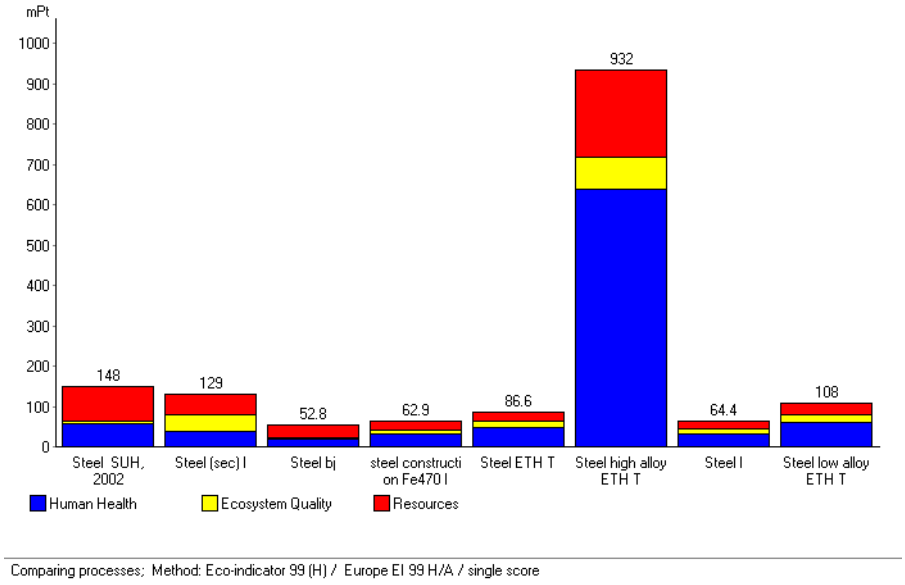


Figure 27 : ***Scores des inventaires* acier *selon* la *méthode Eco-indicator 99***

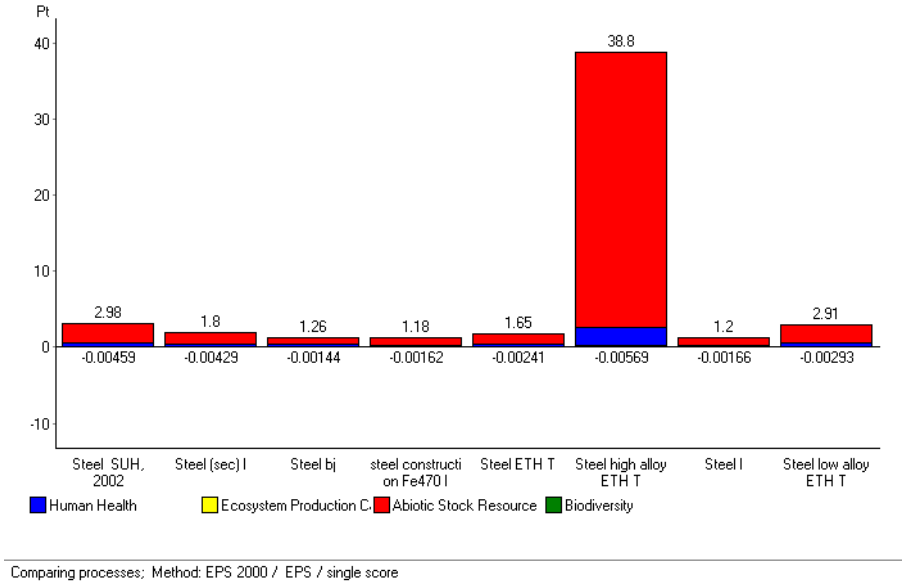


Figure 28 : ***Scores des inventaires* acier *selon la méthode EPS***

Les trois graphiques montrent nettement que l'ensemble des inventaires d'acier présentés ont un impact relativement proche, du simple au triple, pour les trois méthodes testées, sauf l'acier « steel high alloy ETH T » dont le poids environnemental est bien plus important. Deux inventaires sélectionnés, « steel [SUH, 2002] » et « steel construction Fe470 I», sont considérés par leur auteur, respectivement [SUH, 2002] et Simapro, comme des aciers de

construction. L'inventaire « steel high alloy ETH T » semble donc plus adapté aux aciers de haute qualité dont l'utilisation est peu vraisemblable dans notre cas.

Cette étude de sensibilité sur les bases de données du béton et de l'acier montre clairement la disparité entre les différentes bases de données pour ces deux matériaux. L'utilisateur, non spécialiste de la fabrication du béton ou de l'acier, n'est pas en mesure d'identifier la meilleure base de données et devra faire appel à un expert. Outre la difficulté pour collecter les données de l'étude, ceci illustre le problème d'utilisation des bases de données qui augmente l'incertitude des flux d'inventaire pour la phase de construction.

4.2/ Problèmes liés au démantèlement

Les matériaux à démanteler étant les mêmes que ceux de la construction, les problèmes de mesure et de collecte des données pour quantifier les matériaux à éliminer sont ceux de l'étape de construction. Ils sont expliqués ci-dessus.
En revanche les hypothèses sur la technique de démantèlement sont très incertaines. En effet le démantèlement d'une station 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. La longue durée de vie des stations pose le même problème pour le démantèlement que pour la construction : les cas à étudier sont rares.
De plus, pour calculer l'impact du démantèlement, il faut faire des hypothèses sur les technologies utilisées dans l'avenir, en particulier le taux de recyclage et les performances environnementales des unités de stockage ou de traitement. Ces dernières ayant considérablement évolué en France ces dernières années, les hypothèses sur les choix de technologies dans une à trois décennies sont extrêmement complexes à établir. Parmi les hypothèses importantes, il faut citer le taux de recyclage (recyclage des matériaux après destruction ou recyclage des installations pour d'autres utilisations), la destination finale des déchets (incinération ou stockage) et les performances du traitement des déchets. Par ailleurs des données comme les émissions ou l'énergie dépensée lors de l'étape de destruction d'un procédé ou d'une station sont difficilement accessibles, tout comme l'étape de fabrication d'un procédé.

L'étude de la phase de démantèlement de systèmes de traitement des eaux est donc rendue difficile par le peu de données disponibles, les cas de démantèlement étant rares, et une difficulté pour fixer des hypothèses sur un événement qui dans un projet se place dans un avenir lointain.

4.3/ Intérêt d'étudier les phases de construction et de démantèlement

Dans toutes les ACV sur des applications en traitement des eaux que nous avons étudiées, l'intérêt du projet concernait la phase d'exploitation : choix des filières avec les meilleures performances environnementales permettant une économie en énergie, en réactifs, une diminution des émissions polluantes dans l'eau, l'air ou le sol, une optimisation des solutions de valorisations ou de recyclage des sous-produits de traitement… Dans aucune des études, les impacts de la construction et du démantèlement, lorsqu'ils ont été étudiés, n'ont eu d'importance dans les conclusions des résultats. Bien souvent d'ailleurs ces phases sont négligées.

Par ailleurs, dans l'analyse environnementale des procédés, évaluer seul l'impact à l'échelle du cycle de vie complet ne semble pas suffisant. Il faut évaluer de façon isolée au moins la phase exploitation pour comprendre l'impact durant la période d'utilisation du procédé. Nous avons pu constater que le mélange des trois phases du cycle de vie dans l'inventaire d'ACV apporte une confusion et un manque de précision aux résultats de l'étude. L'ACV doit permettre de remonter aux parties du système d'où proviennent les flux pertinents générant les impacts. Par exemple, si l'impact toxicité est causé majoritairement par l'émission d'un ETM, il faut pouvoir identifier d'où il provient. Il peut être issu de la fabrication de l'acier ou de l'épandage des boues. Ces deux alternatives ne mèneront pas aux mêmes conclusions.

Si nous traitons le cas de la construction et du démantèlement des procédés en détail, c'est parce que ces phases tiennent une place spécifique dans l'analyse des procédés de traitement des eaux : elles nécessitent énormément de temps pour recueillir les données des installations existantes, leur inventaire est très imprécis (comme nous l'avons vu à cause de la multiplicité des matériaux utilisés et du manque de données sur les machines dont les fournisseurs ne souhaitent pas transmettre les bilans environnementaux…) et surtout leur intérêt reste limité.

Les normes ISO tiennent compte de ce genre de cas. Ainsi, selon ces normes, considérer la construction d'un procédé dans une étude ACV est une question dépendant de l'objectif, du champ et des frontières de l'étude. La norme [ISO 14 040] nous précise :

- chapitre 5.1.2 : « il convient que le champ soit suffisamment bien défini pour garantir que l'ampleur, la profondeur et le niveau de détail de l'étude sont compatibles avec l'objectif défini et suffisants pour y répondre. »
- chapitre 5.1.2.2 : « le choix des entrants et des sortants, le niveau d'agrégation au sein d'une catégorie de données et la modélisation du système doivent être cohérents avec l'objectif de l'étude. »

Le critère principal d'inclusion ou d'exclusion de données dans une étude est donc la pertinence de la donnée vis à vis de l'objectif de l'étude. C'est donc le comité de pilotage qui décide quelles sont les étapes à inclure dans le système. La prise en compte de la construction

et du démantèlement dans les études ACV dépend donc de l'intérêt des commanditaires de l'étude pour ces phases.

La norme [ISO 14 041] affine l'analyse :

- chapitre 5.3.3 : « dans de nombreux cas, il n'y a cependant ni assez de temps, ni assez de données, ni assez de ressources pour effectuer une étude aussi complète. Des décisions doivent donc être prises concernant les processus élémentaires à modéliser et le niveau de détail auquel ces processus élémentaires sont étudiés. Il n'est pas nécessaire de dépenser des ressources pour la quantification des entrants et des sortants qui ne changeront pas de façon significative les conclusions globales de l'étude. »
- chapitre 5.3.3 : « toute décision d'omettre des étapes du cycle de vie, des processus ou des entrants/sortants doit être clairement indiquée et justifiée. »

Ainsi même si la construction et le démantèlement ont un impact non négligeable sur l'environnement, la grande quantité de ressources que leur inventaire nécessite ainsi que leur faible intérêt pour l'étude (il faudra quoi qu'il advienne construire une STEP) suffisent pour les négliger.
Si effectivement ces phases du cycle de vie des procédés sont négligées, il faudra néanmoins justifier ce choix et le signaler lors de la présentation des résultats, cette dernière condition étant obligatoire dans le cas d'une présentation publique.

La construction des procédés, dont l'inventaire d'ACV nécessite beaucoup de temps et de ressources pour peu d'influence sur les conclusions de l'étude, semble donc pouvoir être négligée à condition que l'objectif de l'étude n'accorde pas d'importance à cette phase. Il en est de même pour le démantèlement des infrastructures. Il faut donc maintenant voir quels sont les objectifs pour lesquels la phase de construction est susceptible d'avoir une influence sur les résultats d'étude.

D'un point de vue théorique, nous pouvons envisager différents objectifs d'études et voir dans quelles circonstances l'intégration des étapes de construction et de démantèlement d'un procédé apporte un bénéfice à l'étude :

- comparaison de systèmes similaires (deux procédés aux techniques différentes) :
  L'intérêt du décideur se portera probablement davantage sur la phase d'exploitation. Les quantités employées de béton, d'acier et d'autres matériaux seront proches puisque les deux systèmes utiliseront des matériaux. A un certain écart près, les impacts de la construction et du démantèlement seront similaires. Ainsi ces deux phases n'apporteront rien à l'étude.

- comparaison de systèmes différents :
  On entend par systèmes différents des systèmes dont l'un a un fort impact durant sa phase d'exploitation (dépense énergétique, réactifs…) contrairement au second dont l'impact de la construction est bien plus important (exemple : réseau + station comparé à de l'assainissement autonome ou une lagune). Là encore l'intérêt du décideur se portera probablement davantage sur la phase d'exploitation (législation sur les rejets, énergie…). Toutefois la comparaison des phases du cycle de vie du système étudié sera intéressante. Par exemple on peut souhaiter comparer une station à des assainissements autonomes individuels. Ces derniers ne requièrent ni énergie ni réactif durant leur phase d'exploitation contrairement à la station. L'impact de l'assainissement autonome sera causé essentiellement par la construction qui sera alors à intégrer dans l'étude.

- mise en évidence des aberrations technologiques :
  Il est possible que l'installation d'une station (rare) ou d'un procédé de traitement soit plus néfaste pour l'environnement que bénéfique, ceci parce que l'élément traité (eaux usées tertiaires par exemple) soit de qualité suffisante pour être rejeté sans traitement supplémentaire alors que la mise en place de ce traitement a un impact en énergie, génère des émissions au niveau de sa construction et de son exploitation. Dans ce cas, il peut être également intéressant d'étudier les phases de construction et de démantèlement.

Dans la collecte de données d'une étude, la part accordée aux étapes de construction et de démantèlement est prépondérante. Au contraire, l'intégration de ces phases semble être intéressante seulement dans certains cas plutôt rares : l'étude des systèmes extensifs. Les préoccupations environnementales actuelles sont en effet surtout focalisées sur des problèmes liés à l'exploitation. De plus, leur impact semble négligeable, au moins pour la construction au vu des résultats de l'étude de cas et des conclusions de précédents travaux sur le sujet, et la fabrication d'une usine d'épuration est incontournable pour protéger un cours d'eau et répondre à la réglementation. Enfin les normes ISO semblent permettre de négliger certains éléments à condition que leur inclusion ne change pas de façon significative les résultats de l'étude.
Nous proposons donc, à l'exception de certains objectifs d'études cités plus haut et hormis l'étude de systèmes extensifs (séparation à la source, lagunage, assainissement autonome…), de négliger les phases de construction et de démantèlement dans les études ACV sur des systèmes d'épuration classiques. Ce choix devra être justifié au regard des objectifs de l'étude et signalé dans les rapports ou les présentations de résultats. Par ailleurs, nous ne pouvons qu'encourager la mise en place d'un protocole précis de recueil des données auprès des acteurs de la construction et du démantèlement des installations de traitement des eaux. Ceci améliorerait la collecte d'informations pour le futur et permettrait d'analyser convenablement ces deux phases du cycle de vie.

IV. SYNTHESE ET DISCUSSION

1/ SYNTHESE DE L'ETUDE DE CAS

- Acidification

L'impact acidification est évalué de manière robuste par ACV : les méthodes sont convergentes. La méthode Eco-indicator paraît moins fiable que les autres car elle fusionne les impacts acidification et eutrophisation. Cependant la forte incertitude sur le flux d'ammoniac rend le résultat peu fiable. Ainsi les étapes les plus importantes sont soit la production d'électricité et de chaux (oxydes de soufre et d'azote) soit la station (ammoniac). L'étude de sensibilité a en effet montré l'influence des émissions d'ammoniac des boues. La production des autres réactifs et les transports sont négligeables.

L'évaluation de l'impact acidification est donc limitée par la précision des données concernant les émissions des procédés de traitement. Des mesures d'émissions diffuses d'ammoniac existent, mais quasiment toujours en concentration et non en flux. Or l'ACV se base sur des flux. Deux améliorations sont alors à préconiser :

- la mesure des flux d'ammoniac et de gaz acidifiants pour les procédés susceptibles d'en émettre, comme les incinérateurs, les sécheurs, les CET, les sites de compostage…
- une meilleure connaissance des paramètres qui engendrent les émissions de ces substances. En effet, si l'on prend le cas de l'ammoniac pour le chaulage des boues, ce flux est très variable en fonction des conditions d'exploitation et du type de boues. Il faut donc pouvoir expliquer cette variabilité.

- Effet de serre

Les résultats présentés par l'ensemble des méthodes sont très homogènes : l'évaluation par ACV de l'impact effet de serre peut donc être considérée comme robuste : la méthode du GIEC semble admise par l'ensemble de la communauté scientifique.

En suivant cette méthode du GIEC (le CO_2 biogène est négligé), l'impact est causé par les consommables : production d'électricité et de réactifs utilisés en grande quantité, comme la chaux ou le chlorure ferrique. Les transports, les autres réactifs, la station et l'épandage sont négligeables. Ainsi, le bilan en GES d'une filière de traitement dépendra fortement des consommables. La précision des résultats dépend des bases de données sur la production de ces consommables. Pour le carbone organique émis par les procédés de traitement biologique, il faudra diminuer ou éviter les émissions de méthane et favoriser le stockage du carbone (épandage ou centre de stockage) ou la production d'énergie renouvelable (valorisation

énergétique de la biomasse des boues à partir de la digestion, de l'incinération ou la mise en centre de stockage).

Lorsque le CO_2 biogène est pris en compte, il est alors le principal GES émis par les systèmes de traitement. L'importance de ce flux encourage donc les filières et les recherches visant à stocker ce carbone. Concernant le protoxyde d'azote, bien que les ratios d'émissions soient très faibles, les quantités de N_2O sont suffisamment importantes pour avoir une forte influence sur le résultat. Cependant le manque de données sur ce gaz engendre une très forte imprécision des résultats, expliquant pourquoi le GIEC le néglige pour l'instant. De nouvelles recherches sont donc à encourager pour en approfondir les connaissances. Les analyses de sensibilité effectuées sur les distances de transports et le mode de production électrique ont montré que l'impact des transports reste faible quelque soit la distance. En revanche le mode de production énergétique a une forte influence sur le bilan GES. Toutefois, ceci ne devrait pas changer le résultat lors de la comparaison de filières puisque le même mode de production est sélectionné pour chacun des scénarios. En revanche, ce mode de production peut avoir une certaine influence sur les résultats si on utilise de l'énergie renouvelable produite sur la station. Dans ce cas, il y aurait en effet substitution de l'énergie électrique par de l'énergie issue de la biomasse.

- Eutrophisation

L'impact est principalement causé par la station à cause des substances azotées et phosphorées de l'eau usée rejetée dans le cours d'eau, et cela bien que la station respecte la législation et garantisse presque les exigences demandées pour les zones sensibles. L'impact eutrophisation montre qu'il n'y a pas d'autres sources significatives de polluants que la sortie eau de la station. L'analyse de sensibilité qui a comparé les deux scénarios « avec station » et « sans station » montre le rôle protecteur de la station et sa performance globale en terme d'élimination des polluants azotés et phosphorés, soit 80 % pour la station étudiée.

Cet impact est bien analysé par ACV : les méthodes de calcul d'impact sont convergentes. La méthode Eco-indicator paraît moins fiable que les autres pour la même raison que pour l'acidification. De plus les données sont très précises, il s'agit des flux azotés et phosphorés régulièrement mesurés à la sortie eau de la station. Les phosphates représentent le flux le plus important (80 % de l'impact pour les méthodes CML et EDIP).

Cependant l'utilité d'un tel impact semble limitée suivant les objectifs de l'étude :

- pour l'évaluation de l'impact local causé par le rejet d'eau de la station sur le cours d'eau : l'ACV n'est pas suffisante pour déterminer quel sera l'impact du rejet de la station sur l'écosystème aquatique récepteur. La réponse à cette problématique s'obtient plutôt par une étude d'impact (analyses de la qualité physico-chimique, biologique et écologique du milieu naturel).

- pour la comparaison de différentes filières : l'impact eutrophisation ne dépend que de la sortie eau. Il suffit alors de regarder les concentrations ou les flux en azote et phosphore pour voir la filière la plus efficace. Toutefois si les filières sont incomparables parce que les paramètres fluctuent (par exemple une filière a un rejet plus faible en azote mais plus élevé en phosphore qu'une autre filière), l'analyse par ACV de l'eutrophisation permettra de comparer ces filières car cet impact intègre l'ensemble des substances concernées.

- Ressources

Les étapes affectant le plus les ressources non renouvelables sont la production d'électricité, puis la fabrication de la chaux. La station et l'épandage ont des impacts nuls. L'influence des transports et des autres réactifs est très négligeable. Les ressources les plus importantes, évaluées en fonction des quantités consommées mais aussi de la rareté des ressources, sont les ressources énergétiques : uranium, charbon, pétrole…

Les résultats des méthodes de calcul d'impact sont convergents pour la comparaison des étapes du cycle de vie du système. Elles évaluent également les ressources énergétiques comme les plus importantes. En revanche en fonction de la méthode, la ressource énergétique la plus impactante n'est pas la même (charbon pour CML, uranium pour EPS…). Cette différence semblerait provenir de la modélisation sur la rareté de la ressource.

Ainsi, il est proposé de prendre un indicateur de consommation énergétique du cycle de vie en remplacement de l'impact ressources pour l'évaluation des phases d'exploitation de systèmes de traitement. Cette modification se justifie par le fait que les principaux flux de l'impact sont les flux énergétiques. De plus, les méthodes semblent avoir des difficultés pour classer les ressources fossiles. D'où l'intérêt de ne considérer que l'énergie consommée sans intégrer une notion de minerai ou de flux énergétique. Par ailleurs, cette modification présenterait plusieurs intérêts :

- en évitant d'intégrer les ressources énergétiques, cet indicateur devient beaucoup plus précis.
- une consommation énergétique est plus compréhensible pour un public technique. Cet indicateur serait mieux compris par les industriels.
- l'indicateur de la consommation énergétique est déjà intégré dans d'autres types d'étude que les ACV, comme les évaluations techniques ou économiques. Le lien entre les aspects environnementaux et économiques serait donc facilité avec cet indicateur.

- Toxicité

Les résultats des méthodes de calcul de l'impact toxicité montrent une divergence importante. Pour les méthodes CML et EDIP, l'épandage est l'étape la plus toxique, les éléments traces métalliques étant fortement pondérés. Au contraire, dans Eco-indicator 99 et EPS, ce sont les consommables et la station qui sont les étapes les plus toxiques, les flux dégagés dans l'air (NOx, SOx, NH_3) étant considérés comme les plus dangereux. Les transports et les autres réactifs sont négligeables. Il est à noter que la station respecte la réglementation sur les flux de polluants pour l'eau traitée et les boues épandues.
Bien que les méthodes reposent toutes sur des bases scientifiques, les différentes hypothèses de modélisation de l'impact toxicité conduisent à des conclusions opposées. Ce problème n'est pas sans importance dans l'évaluation des filières de traitement : on peut prévoir par exemple que certaines méthodes favoriseront l'épandage (Eco-indicator et EPS qui accentuent l'effet des émissions dans l'air), d'autres l'incinération (CML et EDIP qui pondèrent fortement les émissions au sol).

En regardant les substances des méthodes de calcul de l'impact toxicité, on constate que ces méthodes présentent deux inconvénients majeurs. Pour une même substance, les coefficients peuvent être très variables d'une méthode à l'autre. De plus plusieurs flux, importants en traitement des eaux, ne sont pas pris en compte dans ces méthodes, comme les pathogènes qui sont incontournables dans les problématiques de santé liées à l'assainissement.

Concernant la précision des données, les émissions de l'eau rejetée dans le milieu naturel et celles des boues épandues sont bien connues. Elles sont en effet régulièrement analysées pour vérifier la conformité réglementaire. En revanche les flux gazeux provenant de la station, comme l'ammoniac dégagé par les boues chaulées, présentent une incertitude assez forte. Une meilleure connaissance de ces flux est donc conseillée.

Ainsi, dans l'état actuel de leur développement, les méthodes de calcul de l'impact toxicité ne semblent pas suffisamment fiables pour une application dans le domaine du traitement des eaux.

- Comparaison des étapes de construction et d'exploitation de la station

La phase d'exploitation est plus polluante que l'étape de construction pour les cinq impacts évalués. Le résultat de la construction est inférieur ou égal à 10 % de l'impact de l'exploitation, excepté pour l'impact ressources. La précision de la comparaison est assez faible, due à une faible disponibilité des données pour l'étape de construction. L'étape de démantèlement n'a pas pu être étudiée à cause du manque de données.

L'étude des phases de construction et de démantèlement d'une usine d'épuration est rendue particulièrement difficile à cause des propriétés des systèmes de traitement. En effet, l'unicité

des procédés et leur longue durée de vie ne permettent pas de disposer de beaucoup de données sur ces phases. De plus les bases de données concernant la fabrication des matériaux présentent une certaine variabilité, ce qui accroît l'incertitude sur les résultats. Enfin, la collecte de données pour la phase de démantèlement nécessite de poser des hypothèses incertaines car cette étape se positionne dans un avenir lointain et les solutions envisageables sont variables.

Face à ces difficultés, on peut observer que l'intérêt des études se porte presque exclusivement sur la phase d'exploitation. Ainsi il apparaît intéressant de négliger les étapes de construction et de démantèlement pour simplifier les études ACV et accroître la précision des résultats. Les normes ISO semblent accepter cette simplification à condition que ces phases ne modifient pas significativement les conclusions de l'étude. Il est donc proposé de négliger les phases de construction et de démantèlement dans les études ACV concernant les systèmes d'épuration, sauf si les objectifs de l'étude portent directement sur une de ces phases ou lorsque l'étude ACV évalue un système dont la phase de construction n'est probablement pas négligeable (cas des systèmes de séparation à la source, du lagunage, de l'assainissement autonome par exemple). Ce choix devra être justifié au regard des objectifs de l'étude et signalé dans les rapports ou les présentations de résultats.

2/ DISCUSSION

L'analyse des différents impacts sur le cycle de vie d'une station permet de tirer quelques conclusions autant sur les résultats que sur les données nécessaires ou les performances de la méthodologie ACV.

- **Les résultats**

Concernant les résultats, l'impact de l'étape d'exploitation de la station semble bien plus important que celui de la construction. L'évaluation de l'impact de la construction et du démantèlement est rendue difficile à cause de l'incertitude sur les données. Compte tenu des difficultés rencontrées pour évaluer ces deux étapes du cycle de vie des STEP, il semble acceptable de les négliger lorsque l'intérêt principal se porte sur des problèmes liés à la phase d'exploitation. De plus l'impact de la phase de construction paraît négligeable pour la plupart des systèmes de traitement à l'exception de certains procédés (séparation à la source, lagunage, assainissement autonome…).

Dans la phase d'exploitation, la production des consommables, comme l'électricité et les réactifs consommés en grande quantité, a une grande influence sur de nombreux impacts : effet de serre, toxicité, acidification et ressources. Les émissions directes de la STEP et de la

chaîne de traitement des boues sont importantes pour les impacts toxicité et eutrophisation. Enfin on constate que pour tous les impacts évalués, les transports et les réactifs qui sont consommés en petite quantité sont négligeables. Ainsi les réactifs deviennent importants du point de vue environnemental à partir d'une consommation de plusieurs dizaines de tonnes par an.

- **Les données**

Parmi les hypothèses et les données utilisées, certaines ont beaucoup plus d'influence que d'autres sur les résultats des impacts. Nous pouvons dissocier deux catégories de ce type de données sensibles : les bases de données et les données sur les procédés.

➢ Les bases de données

La qualité des bases de données, comme celle de la production d'électricité ou de certains réactifs, est fondamentale. La caractéristique de ces bases est qu'elles contiennent des informations dont nous ne pouvons pas vérifier la fiabilité. Estimer leur précision et améliorer celle-ci augmenteraient la robustesse des études. Ces bases traitent en effet d'activités dont nous ne sommes pas spécialistes (fabrication de réactifs par exemple). Un projet de collecte de données réunissant spécialistes des bases de données ACV, industriels et agences publiques de l'environnement représenterait le meilleur moyen pour mettre à disposition des réalisateurs d'études ACV des bases de données reconnues et transparentes. En l'absence d'une telle initiative, le seul moyen pour augmenter la fiabilité des bases de données est de disposer de plusieurs bases, afin de pouvoir les comparer et évaluer la variabilité pour un même consommable. L'achat de bases de données est donc conseillé pour :

- la fabrication des réactifs consommés en assez grande quantité par les procédés : chaux, chlorure ferrique, bicarbonate de sodium, polymère…
- les transports,
- la fabrication des engrais (N, P et K pour la substitution d'engrais synthétiques dans le cas de la valorisation agricole des boues).

➢ Les données sur les procédés

Pour les émissions sur la station, les flux polluants de l'eau rejetée dans le cours d'eau sont régulièrement mesurés, donc suffisamment précis. Il en est de même pour certains micro-polluants des boues épandues. En revanche, les flux émis dans l'air (ammoniac, protoxyde d'azote, dioxyde de carbone…) présentent une très forte incertitude. Des efforts de recherche sont donc à entreprendre pour quantifier et mieux connaître ces flux sensibles.

Par ailleurs, afin de diminuer le temps de la phase de collecte des données dans une étude, il serait intéressant de réunir les informations nécessaires aux ACV concernant chacun des procédés de traitement des eaux. Ces informations concernent les données caractéristiques des procédés qui sont indépendantes des conditions locales : performances énergétiques, consommation en réactifs, rendements…

- **La méthodologie ACV et les impacts**

Concernant la méthodologie ACV, nous pouvons retenir les points suivants :

➢ l'ACV est une méthode intéressante pour évaluer les impacts environnementaux des filières et des procédés de traitement des eaux car elle propose une approche intégrée et exhaustive : l'analyse couvre l'ensemble du cycle de vie d'un système de traitement, ce qui permet d'évaluer les déplacements de pollution et les impacts directs et indirects sur l'environnement. De même, l'ensemble des impacts environnementaux est analysé. Ce principe permet d'avoir une vision globale de la performance environnementale d'un système. Enfin la rigueur des normes ACV assure la crédibilité de cette démarche méthodologique.

➢ l'évaluation par ACV des impacts acidification, eutrophisation, effet de serre et ressources est robuste. L'acidification est cependant pénalisée par un manque de données sur les émissions gazeuses. Pour l'impact ressources, il est proposé de remplacer celui-ci par un indicateur de consommation énergétique pour l'évaluation des phases d'exploitation des systèmes de traitement des eaux.

➢ les modèles de calcul ne semblent pas suffisamment fiables pour analyser l'impact toxicité. D'une manière plus générale, il semble que ces modèles, tels qu'ils sont utilisés actuellement par l'ACV, soient mal adaptés pour évaluer les impacts sur la toxicité, l'écotoxicité et les nuisances (odeurs, bruit). En effet, ces impacts reposent sur des phénomènes qui dépendent des concentrations des substances polluantes dans le milieu cible alors que l'ACV mesure les flux entrants et sortants du système. Or, ces concentrations dépendent de paramètres externes qui ne sont jamais pris en compte par l'ACV. Ces paramètres affectent le transport et la dispersion des polluants (distance entre le lieu d'émission et la cible, facteur d'accumulation ou de dilution du polluant) et de la sensibilité de la cible (densité de population, sensibilité des personnes ou espèces touchées…). De plus, les besoins en évaluation de l'impact sur la santé, la faune et la flore sont très ciblés dans le domaine de l'assainissement, ce qui nécessite des analyses très locales (par exemple : montrer ou non le transfert d'éléments traces dans l'alimentation via les cultures sur sols ayant reçu un épandage de boues de STEP). Ces impacts devraient donc être analysés par d'autres méthodologies d'évaluation environnementale, qui seraient alors complémentaires à l'ACV.

Ces méthodologies devraient pouvoir évaluer la qualité des milieux, l'impact sur la faune et la flore, et l'impact sur l'homme, qui regroupe l'impact sanitaire et les nuisances. Pour cela différentes voies de transfert des polluants (eau, boues, air et éventuellement les infiltrations), et différents milieux récepteurs (air, milieu aquatique, sol agricole, sous-sol/aquifère) sont à considérer, comme l'illustre la figure 29.

Ainsi, deux alternatives sont alors possibles :

- développer une nouvelle méthode de calcul pour l'impact toxicité adaptée au domaine du traitement des eaux. Comme nous avons constaté que les méthodes de calcul d'impact ne permettent pas une évaluation suffisamment robuste pour l'impact toxicité (pathogènes non considérés…), nous pourrions bâtir une nouvelle méthode de calcul d'impact. Cette solution devrait toutefois surmonter un certain nombre de difficultés. En effet elle serait une méthode supplémentaire dont la fiabilité resterait à démontrer. De plus, l'ACV devrait être adaptée : l'impact toxicité doit, pour être correctement évalué, tenir compte des facteurs locaux (dispersion, bioaccumulation des polluants…). Or l'ACV calcule les impacts uniquement à partir du flux des émissions émises par le système étudié et n'intègre pas à l'heure actuelle ces paramètres locaux,
- développer une nouvelle méthodologie d'évaluation des impacts locaux (toxicité, écotoxicité et nuisances) fondée sur les principes de l'étude d'impact ou d'analyse de risques. Pour cela, il faudrait réaliser un état de l'art sur ces méthodes, mais aussi sur les techniques et les indicateurs d'analyses de la toxicité, de l'écotoxicité, de l'étude des transferts des polluants (diffusion, biodisponibilité, bioaccumulation…) au contact des différents compartiments écologiques (milieu, faune, flore et homme). Cette recherche permettrait d'établir une liste des méthodes d'évaluation existantes, notamment les méthodes reconnues ou normées. Une sélection des méthodes permettrait, lors d'un projet par exemple, d'identifier rapidement les dispositifs d'analyses à mettre en œuvre en fonction des objectifs du projet (polluants et milieu concernés) et des contraintes (temps, coût …). La bibliographie devrait également recenser tous les polluants émis par les STEP et, pour chacun d'eux, identifier l'effet polluant, le compartiment écologique touché et rassembler les documentations permettant de quantifier l'effet polluant (campagnes de mesures des émissions, fiche toxicologique, simulation de transfert, suivi de la qualité des milieux, test de toxicité…). Si ce travail représente une très lourde tâche, il semble le plus pertinent pour évaluer la toxicité et l'écotoxicité des polluants émis par les systèmes de traitement. De plus, il pourrait répondre aux exigences d'évaluation environnementale de la nouvelle directive cadre européenne, qui exige notamment un retour au bon état écologique des milieux aquatiques. Enfin ce travail pourrait être ciblé sur des impacts, des milieux écologiques ou des substances prioritaires.

➢ d'autres impacts ne sont pas analysés par ACV. Il serait utile de pouvoir les intégrer dans notre démarche pour réaliser des évaluations exhaustives. C'est le cas notamment des nuisances. aux yeux de certains décideurs de Veolia Environnement, intégrer l'évaluation des odeurs semble fondamental pour une analyse environnementale d'un système de traitement des eaux. En effet, certaines filières sont actuellement abandonnées ou remises en cause à cause du risque d'odeurs de certains procédés.

Par ailleurs, les impacts positifs devraient être rajoutés pour avoir une vision globale des relations entre le système d'épuration étudié et l'environnement. En effet, l'ACV ne regarde que les aspects négatifs. Or une STEP présente également des bénéfices pour l'environnement, comme l'épuration des eaux, la production d'énergie par certains procédés (digestion anaérobie, incinération, CET) ou la valorisation agricole des boues d'épuration. Quantifier ces bénéfices représenterait un gain d'information en terme d'aide à la décision. Les substitutions d'énergie ou d'engrais peuvent être utilisées. Toutefois ces substitutions posent deux difficultés. Premièrement, certaines substances valorisées ne connaissent pas de substituant chimique, on ne peut donc pas réaliser de substitution. C'est le cas par exemple de la matière organique, qui représente une valeur ajoutée des boues par rapport aux engrais synthétiques et un amendement important et rare pour les sols agricoles français. Deuxièmement, les substitutions peuvent induire en erreur lors de l'interprétation des résultats. Par exemple, un impact d'un système peut paraître faible alors qu'il est important et que la substitution diminue l'impact, ce qui pourrait amener le lecteur à tirer de fausses conclusions.

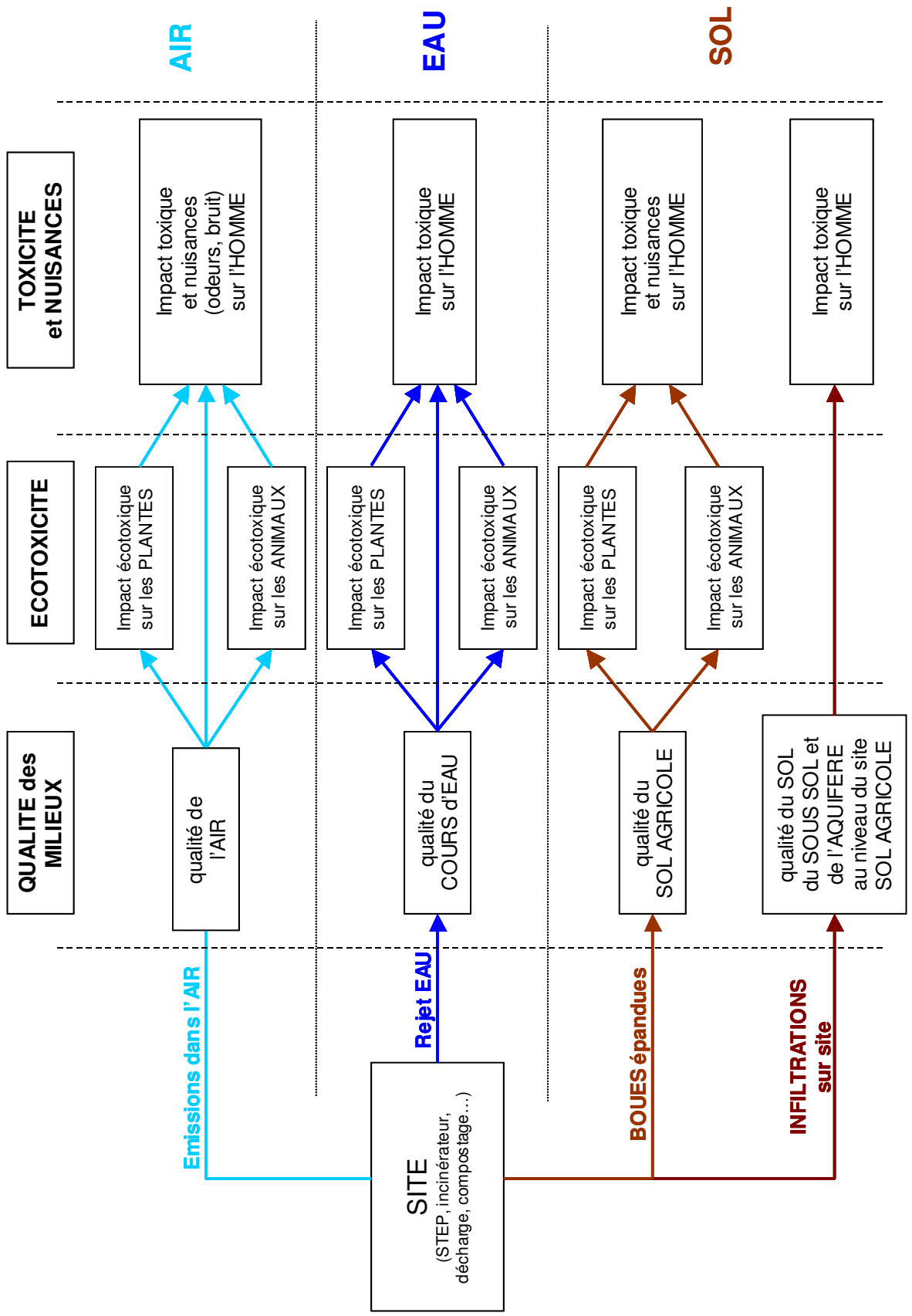


Figure 29 : ***Transferts des polluants émis d'un site de traitement des eaux / déchet***

Ainsi l'analyse de cycle de vie apparaît comme un outil incontournable pour évaluer les performances environnementales des systèmes de traitement des eaux. Dans le cadre du développement d'une méthode globale, exhaustive et fiable d'évaluation environnementale des filières d'assainissement, il semble que le meilleur compromis soit une association complémentaire de différentes méthodologies : l'ACV pour les impacts tels que l'effet de serre, les ressources, l'acidification, l'eutrophisation (potentielle) et d'autres méthodologies qui restent à déterminer pour les divers impacts locaux.

De nombreuses voies d'amélioration sont envisageables pour mettre en place cet outil d'aide à la décision basé sur les critères environnementaux des filières de traitement. De la mesure des émissions manquantes au développement d'une méthodologie bien adaptée à l'évaluation de l'impact sur la santé ou l'écotoxicité, de la quantification des problèmes de nuisances à l'intégration des bénéfices pour l'environnement, les possibilités pour la suite de ce travail ne manquaient pas.

Dans le cadre de cette thèse industrielle, les préoccupations des décideurs de Veolia Environnement nous ont conduit vers le développement d'un outil d'aide à la décision sous la forme d'un logiciel. Cet outil, basé sur l'ACV, évalue les impacts sur l'effet de serre et l'énergie (consommée et valorisée). En effet, pour ces deux impacts, il était possible d'obtenir des résultats chiffrés. Un choix a donc été réalisé en faveur de la recherche de résultats valorisables par l'industriel. La partie suivante présente ainsi le développement de cet outil conçu pour évaluer et comparer les performances environnementales des filières de traitement de boues.

PARTIE III.

APPLICATION DE L'ACV AU DOMAINE DU TRAITEMENT DES EAUX

L'ensemble du travail ci-dessus a permis d'illustrer les multiples difficultés qui sont rencontrées par la réalisation d'une étude ACV sur les systèmes de traitement des eaux. Dans la pratique, ceci se traduit par des études assez longues et nécessitant du personnel compétent. Dans le secteur industriel, ceci représente un inconvénient : ce type d'étude n'a de chance d'être commandé que si ces conditions de réalisation sont économiquement acceptables aux yeux des décideurs, c'est-à-dire si les délais de l'étude sont raisonnables et si les compétences nécessaires sont relativement accessibles, soit au sein même de l'entreprise, soit par l'intermédiaire d'un bureau d'étude externe. De plus, dans ce secteur, les méthodes d'évaluation environnementale sont encore peu connues et leur développement y est freiné par leur réputation d'austérité, de complexité et parce que l'apport de ces études ne se fait pas directement ressentir sur les gains de l'entreprise.

Ainsi pour « démocratiser » ces outils, et notamment l'ACV, il est nécessaire d'adapter la méthode afin de la rendre accessible à un nombre de personnes le plus large possible et de pouvoir réaliser les études plus rapidement. Le travail d'adaptation n'est pas une simplification de la méthode mais une démarche où l'ensemble des problèmes (frontières de l'étude, collecte de données…) sont traités, résolus et les réponses automatisées, se traduisant sous la forme d'un outil d'aide à la décision par exemple. Ce travail doit également être accompagné des précautions fixant les limites d'application afin de garantir la fiabilité des résultats.

Durant cette thèse, un tel travail d'adaptation de l'ACV au secteur du traitement des eaux usées a été entrepris et a abouti au développement d'un logiciel. La présentation de ce travail est l'objet de cette partie. Dans un premier temps, nous expliquerons le contexte et les intérêts qui nous ont conduit à élaborer un outil d'ACV pour l'évaluation des filières de traitement des boues. Puis nous présenterons le logiciel, son contenu et son développement. Dans un deuxième temps, un exemple d'application illustrera l'intérêt et les capacités de l'outil. Pour cela, nous nous appuierons sur l'étude de l'intérêt environnemental d'un procédé : la digestion anaérobie. Celle-ci sera étudiée à travers deux cas d'étude : le premier analysant le bénéfice de la valorisation du biogaz de digestion par cogénération, le deuxième évaluant l'apport de la digestion sur l'impact environnemental d'une filière de traitement des boues avec une incinération.

I. DEVELOPPEMENT D'UN OUTIL D'EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX.

Ce chapitre présente le développement d'un logiciel d'évaluation environnementale basé sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie. Ce projet a été mis en place afin de répondre à deux besoins :

- valoriser et mettre en pratique les connaissances accumulées sur l'ACV. Dans la *Partie II*, il a été constaté que l'ACV pouvait analyser avec fiabilité les impacts globaux (effet de serre, ressources, énergie, acidification). Il y avait alors deux alternatives : améliorer les impacts dont la fiabilité n'était pas satisfaisante ou approfondir jusqu'à une application opérationnelle l'analyse des impacts qui étaient bien évalués. Nous avons opté pour la deuxième solution, laissant les besoins d'adaptation des impacts locaux à un travail extérieur à la thèse. Nous souhaitions en effet aller au bout de la démarche en développant un outil d'évaluation pour ces impacts et obtenir des résultats de performances de filières. Ce projet est l'aboutissement du travail de thèse au sens où il représente une application directe et opérationnelle de ce qui a été observé et développé dans cette thèse.

- répondre à la demande des décideurs de Veolia Environnement qui souhaitent identifier et évaluer les performances environnementales des services et des procédés du groupe. Dans le secteur de l'assainissement, un besoin particulier d'étude ACV a été signalé : l'évaluation des filières de traitement des boues d'épuration. En effet, ces filières font l'objet de nombreuses discussions techniques depuis quelques années dont l'aspect environnemental est central. La forte évolution du secteur du traitement des boues induit de nombreuses interrogations sur l'avenir : tandis que certaines filières sont remises en question, de nouveaux procédés voient le jour. Par ailleurs, l'importance d'intégrer toute la chaîne de traitement des boues, de la clarification jusqu'à l'élimination finale, nécessite une évaluation de l'ensemble du cycle de vie de la boue. L'ACV est donc particulièrement bien adaptée pour répondre aux questions environnementales qui se posent sur le traitement des boues.

L'application qui a été développée est en partie confidentielle. Il ne sera donc exposé dans cette partie que la présentation du développement méthodologique de l'outil. Un exemple illustrera dans un deuxième temps l'intérêt et les possibilités de l'outil.

1/ ORIGINE DU PROJET

1.1/ Le contexte du secteur des filières de traitement des boues

Les boues d'épuration sont depuis quelques années l'enjeu de nombreuses discussions techniques et réglementaires. D'une part, les quantités de boues produites augmentent par l'optimisation des systèmes de traitement des eaux. Ainsi le volume de boue brute à éliminer en France, évalué à 850 000 t de matières sèches en 2000, devrait passer à 1,1 million de tonnes de MS en 2005 [ADEME, 1999]. D'autre part, les exigences sur les performances des procédés de traitement des boues n'ont cessé d'augmenter, allant jusqu'à menacer certaines filières. Ainsi les quantités de boues admises en centre de stockage devraient progressivement se réduire car elles ne répondent pas aux critères définis par l'Union Européenne, qui pourrait peut-être les interdire en 2015. L'incinération doit faire face à une forte réticence des populations en France, comme en Italie ou en Finlande. Enfin, la valorisation des boues en agriculture, qui représente la principale voie de dévolution des boues en France (environ 60 % des boues sont épandues), est remise en cause par les craintes des agriculteurs et les pressions des industries agroalimentaires. Pour répondre à la croissance des exigences sociales, techniques et réglementaires, les professionnels ont dû accroître les performances de leurs filières de traitement en vue d'améliorer la qualité des boues. De nouvelles technologies ont vu le jour tandis que d'autres, abandonnées il y a quelques décennies, retrouvent un intérêt aux yeux des responsables.

Si les facteurs technico-économiques sont primordiaux, la place de l'environnement dans le choix des décideurs devient de plus en plus importante pour des projets de filières de traitement des boues, essentiellement car ces filières posent de nombreux problèmes environnementaux : pathogènes et éléments traces des boues épandues, effet de serre des centres de stockage, consommation énergétique des traitements thermiques…

1.2/ Objectifs de l'outil

Le logiciel doit permettre d'évaluer et de comparer les performances environnementales des filières de traitement des boues. L'objectif est triple :

- stratégique : les filières les plus respectueuses de l'environnement sont probablement, sous certaines conditions technico-économiques, les filières d'avenir. Evaluer les caractéristiques environnementales des filières et des procédés permettra

d'identifier les technologies qui seront utilisées dans les prochaines décennies et d'orienter en conséquence les programmes de recherche et développement.

- commercial : l'introduction d'une analyse environnementale des différentes solutions techniques dans un appel d'offre présente plusieurs avantages, particulièrement pour les collectivités sensibilisées à la question du développement durable de plus en plus nombreuses. Premièrement, elle permet d'identifier les filières les plus écologiques. Deuxièmement, elle permet d'amener de nouveaux arguments aux décideurs pour justifier le choix d'une solution dont les avantages ne ressortent pas sur le plan économique. Enfin elle montre que le candidat pour un projet possède à la fois une sensibilité à la protection de l'environnement et le savoir faire nécessaire pour quantifier les impacts.

- scientifique : évaluer les performances environnementales des filières de traitement permet évidemment de faire avancer la science. Par rapport à la situation actuelle, la quantification des impacts environnementaux avec une méthode reconnue permettrait de mettre un terme à certains débats qui ne se basent que sur des arguments qualitatifs et des craintes paralysant souvent les décideurs et les obligeant à choisir des solutions qui présentent une bonne image mais dont les performances ne sont pas toujours les meilleures. Cette quantification permettrait également de distinguer les procédés véritablement respectueux de l'environnement, ou les meilleures conditions d'application pour un procédé donné, face à la diversité des technologies existantes et à leur présentation commerciale qui ne met en valeur que leurs points positifs.

2/ DESCRIPTION DE L'OUTIL

2.1/ Présentation de l'outil

L'outil à développer doit pouvoir comparer l'ensemble des filières de traitement des boues urbaines existantes en France. Ceci implique de disposer d'informations pour l'ensemble des procédés concernés. Compte tenu des différents objectifs du projet, l'outil développé est un logiciel destiné à évaluer et à comparer les différentes filières de traitement des boues d'épuration urbaines. Il a été conçu pour être utilisé par des personnes non spécialistes de l'ACV mais ayant un minimum de connaissances sur les procédés concernés afin de fixer des hypothèses techniques réalistes.
Cet outil est basé sur la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie. Toutefois, afin de développer un outil tout public, l'analyse est simplifiée, principalement en définissant une unité fonctionnelle par défaut, en fixant un maximum d'hypothèses et en cadrant les frontières du système. Les boues sont ainsi évaluées sur l'ensemble de leur cycle de vie : de l'extraction du décanteur (primaire ou clarificateur) jusqu'à leur élimination finale en épandage, en incinération ou en centre de stockage.

2.1.1/ Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle imposée est le tonnage de boues annuel produit par la file eau de la STEP. L'utilisateur fixe un tonnage de boues à traiter en matières sèches par an pour l'ensemble des filières à comparer.
Une autre unité fonctionnelle, la tonne de matière sèche, peut être obtenue en sélectionnant une option. Dans ce cas, les bilans annuels sont réalisés puis le logiciel ramène les valeurs à la tonne de matière sèche entrante dans le système. Cette unité permet de comparer des systèmes avec des quantités de boues entrantes différentes et d'avoir des valeurs de ratios (en kWh/ t MS) plus simples à interpréter.

2.1.2/ Frontières du système

Dans sa forme actuelle, le logiciel n'évalue que la phase d'exploitation des procédés de traitement des boues. La construction et le démantèlement des ouvrages ne sont pas intégrés pour des raisons expliquées en *partie II*.

L'utilisateur modélise la filière qu'il souhaite étudier en assemblant une chaîne de procédés unitaires. Dans le logiciel, chacun des procédés constitue un module préprogrammé. A cette chaîne de traitement, l'utilisateur doit ajouter des modules de production de réactifs, de production d'énergie, de transport des boues et de transport des réactifs. Ainsi les frontières du système étudié se définissent intuitivement par assemblage de modules. Tant qu'un flux

matériel (électricité, boues, eau, réactif…) d'un module n'est pas connecté à un autre module, la filière n'est pas complète.

Chaque procédé unitaire est préprogrammé dans le logiciel sous forme d'un module indépendant. Les flux, matériels ou les émissions dans l'environnement, sont définis et les valeurs sont calculées par des formules intégrant des paramètres techniques que doit renseigner l'utilisateur ou les caractéristiques des boues provenant du module en amont. Au sein du module, les flux entrants, les flux sortants et les paramètres sont liés par un jeu d'équations, qui correspondent par exemple à un bilan matière.

2.1.3/ Impacts étudiés

Le logiciel dans sa forme actuelle est capable d'évaluer deux impacts :

- Energie : l'outil évalue autant la consommation que la valorisation éventuelle d'énergie. Les flux énergétiques peuvent être de l'électricité, du diesel, du gaz naturel, du biogaz… Comme discuté en partie II, l'indicateur énergie remplace l'impact ressources. En effet, les principales ressources utilisées en phase d'exploitation du cycle de vie des systèmes de traitement des eaux sont les ressources énergétiques et l'indicateur énergie est à la fois plus précis et plus facile à interpréter que l'impact ressources.

- Effet de serre : comptabilisé suivant les normes du GIEC [IPCC, 1997], cet impact prend en compte deux gaz : le dioxyde de carbone (excepté le CO_2 biogène) et le méthane. Le protoxyde d'azote n'est pas comptabilisé actuellement. Bien que la méthode du GIEC néglige le N_2O dans le secteur de l'assainissement des eaux, il aurait été souhaitable de l'intégrer dans l'outil. Toutefois le manque de données et les incertitudes sur les émissions de plusieurs technologies nous ont conduit à écarter cette substance dans la version actuelle du logiciel. En revanche, une campagne de mesures pourrait être envisagée afin de combler cette lacune et vérifier que cette substance est bien négligeable.

Ces deux impacts ont été choisis car leur évaluation est fiable comme l'a montré la partie II et parce que les informations nécessaires étaient disponibles. L'impact acidification n'a pu en revanche être intégré à cause du manque de données sur les flux d'émissions de certains procédés. L'impact eutrophisation n'est pas, lui, inclus car son importance est négligeable en ce qui concerne l'étude de filières de traitement des boues. A terme, l'outil devrait inclure d'autres impacts ou des indicateurs environnementaux comme par exemple la quantification de la valorisation matière des boues en engrais ou en amendements organiques, la surface occupée par les procédés… Les problèmes de toxicité et d'impacts locaux sont eux jugés

difficiles à intégrer dans un logiciel, les besoins d'analyses et de mesures n'étant pas compatibles avec la création d'un modèle prédictif.

2.2/ Logique de programmation

L'outil à développer doit pouvoir comparer l'ensemble des filières de traitement des boues urbaines qui existent en France. Etant donné la complexité du modèle et la quantité d'informations nécessaires aux calculs, il est vite apparu que l'outil recherché devait être développé sous forme de logiciel. Trois propriétés ont été imposées pour le choix du logiciel :

- Concept modulaire : la base d'une chaîne de traitement est le procédé unitaire. De plus chaque procédé doit pouvoir être utilisé dans plusieurs filières avec la possibilité d'en modifier les paramètres techniques d'une utilisation à l'autre. Pour ces deux raisons, il était nécessaire d'organiser les données par module autonome. Ainsi chaque procédé unitaire doit être programmé dans le logiciel sous forme d'un module indépendant. La programmation de chacun des modules consiste à définir les flux entrants et sortants. Ces flux, ainsi que les paramètres techniques, sont liés entre eux par un jeu d'équations, qui correspond par exemple à un bilan matière ou encore à un ratio spécifique au procédé concernant l'émission d'une substance polluante. L'indépendance de chacun des modules garantit une grande souplesse dans la définition des filières.

- Le paramétrage : pour une même filière de traitement, il peut exister de nombreuses conditions techniques de fonctionnement qui s'expliquent par la variabilité de certains paramètres opérationnels, qui dépendent eux-mêmes du contexte local dans laquelle s'inscrit la filière de traitement des boues. Par exemple, pour un chaulage, le dosage de chaux vive à ajouter aux boues varie d'une station à l'autre. Pour s'adapter à toutes les configurations possibles, de tels paramètres doivent pouvoir être modifiés par l'utilisateur lors de la définition de la filière. Pour chacun des procédés (et donc dans chaque module), de tels paramètres sont proposés à l'utilisateur pour pouvoir configurer le procédé.

- Définition graphique des filières : pour une utilisation intuitive de l'outil, il apparaît plus simple de construire son scénario de façon graphique plutôt que de devoir remplir des codes de programmation. Cette construction graphique serait réalisée par sélection des modules dans une liste. Les modules apparaîtraient alors dans une fenêtre soit sous forme de rectangle soit avec un dessin représentant le procédé. Ce type de construction a l'avantage d'être intuitif, et donc facile à manipuler pour n'importe quel utilisateur.

Ainsi les caractéristiques du logiciel apparaissent essentielles pour donner plus de souplesse, de rapidité et de convivialité à l'outil, critères fondamentaux pour un usage tout public.

2.3/ Procédés modélisés

Le traitement des boues regroupe de nombreux procédés. Une des difficultés du développement de l'outil a résidé dans la grande quantité de données à collecter. Ainsi, nous aurions souhaité intégrer dans le logiciel tous les procédés existants actuellement. Le manque d'information sur certaines technologies a limité le choix proposé. Toutefois les procédés les plus utilisés en France ont pu être intégrés grâce aux différents experts techniques du groupe Veolia, dont les filiales couvrent l'ensemble des activités liées au traitement, à la valorisation et à l'élimination des boues.

On peut regrouper les procédés de traitement en quatre catégories :

- ♦ les procédés de concentrations des boues :
  - les procédés d'épaississement :
    - épaississement gravitaire,
    - table d'égouttage,
    - centrifugation directe.
  - les procédés de déshydratation :
    - centrifugation,
    - filtre bande,
    - filtre presse.

- ♦ les procédés de stabilisation et de réduction des boues :
  - digestion anaérobie,
  - chaulage,
  - séchage thermique,
  - séchage solaire,
  - compostage.

- ♦ les procédés d'élimination et de valorisation des boues
  - épandage,
  - incinération dédiée,
  - co-incinération avec les ordures ménagères,
  - mise en centre de stockage des déchets de classe 2 (ISD).

- ♦ les nouveaux procédés :
  - procédé de stabilisation chimique des boues aux nitrites,
  - oxydation par voie humide (OVH),

- procédé de réduction des boues par couplage d'une hydrolyse thermique et d'un traitement biologique,
- bioréacteur, nouveau concept de décharge dont l'objectif est la valorisation maximale du biogaz,
- pyrolyse,
- gazéification.

Remarque : pour les procédés nouveaux, les opérateurs ont peu de retour d'expérience, voire n'ont que des données de pilotes. Les données sur ces procédés présentent donc une incertitude beaucoup plus forte.

A ces modules de traitement des boues, il faut ajouter les autres modules qui complètent le cycle de vie :

- les transports des boues et des réactifs,
- la fabrication des différents réactifs chimiques,
- la production d'énergie sous différente forme (électricité, gaz naturel, fioul, diesel),
- le traitement des eaux polluées issues de certains procédés et retournées le plus souvent en tête de STEP,
- la production des engrais (pour les substitutions de fertilisants lors de la valorisation agricole des boues).

Cette grande diversité de procédés permet de réaliser la plupart des filières existantes, ce qui répond aux objectifs fixés. D'autres procédés doivent toutefois pouvoir être intégrés pour mettre à jour l'outil ou pour répondre à une demande spécifique d'un utilisateur. La possibilité de créer un module a donc été laissée accessible aux utilisateurs potentiels de l'outil.

Après avoir présenté l'outil, ses principes de fonctionnement et son contenu, nous allons exposé dans le chapitre suivant l'historique du développement du logiciel pour illustrer le travail réalisé.

3/ LE DEVELOPPEMENT DE L'OUTIL

Le logiciel a été développé en plusieurs étapes. D'abord un travail de réflexion a permis de définir un cahier des charges détaillant les objectifs de l'outil, son contenu, les propriétés souhaitées… Bien que ces exigences soient évolutives, elles ont permis de fixer des orientations pour le développement des premières versions.
Le travail de création du logiciel peut se décomposer en quatre phases :

- la collecte des données,
- le choix du support informatique,
- la programmation des données,
- la validation de l'outil.

Une partie de ce travail, notamment la tâche importante de collecte de données concernant les performances énergétiques, a été réalisée par une autre équipe de la DRDT. Dans le cadre de ce projet, ce travail de thèse a permis de structurer la méthode d'évaluation en appliquant les principes de l'ACV, d'enrichir le nombre d'impacts environnementaux, d'élargir les systèmes étudiés à l'échelle du cycle de vie, de valider sur le terrain les hypothèses, d'ajouter des filières.

3.1/ La collecte des données

Un logiciel d'aide à la décision doit réunir les informations clefs qui permettront une analyse efficace de la problématique dans les plus brefs délais. L'acquisition de données fiables est ainsi une étape importante dans le développement d'un tel outil. C'est aussi une phase longue compte tenu du nombre de procédés à renseigner et à la diversité des sources d'informations. Les données concernent deux catégories d'éléments des systèmes à évaluer :

- les procédés de la chaîne de traitement des boues,
- les autres modules : transport, production des réactifs…

Concernant les procédés de la chaîne de traitement des boues, leurs données ne peuvent provenir que de personnes connaissant et ayant une certaine pratique des technologies utilisées. Il a donc été fait appel à différents experts du groupe Veolia Environnement. Un groupe de travail a ainsi été créé fonctionnant sur un principe d'échange de questions et de réponses, le groupe se réunissant régulièrement. Ce fonctionnement a permis de rassembler rapidement les données nécessaires, tout en confrontant différents avis de personnes connaissant la technologie étudiée. Les données à collecter au sujet des procédés de traitement sont de deux natures :

- les équations, qui permettent de modéliser les flux entrants ou sortants et de lier ces derniers avec des paramètres techniques dont la valeur peut être modifiée par l'utilisateur,
- des valeurs de référence : celles-ci peuvent concerner des ratios type de consommation en ressource énergétique, en réactifs, par exemple la consommation électrique ou thermique par tonne d'eau évaporée pour un sécheur. Ces valeurs concernent également des paramètres techniques modifiables par l'utilisateur mais dont une valeur est proposée par défaut.

Pour les autres modules (fabrication des réactifs…), les données proviennent des bases de données élaborées pour les réalisateurs d'étude ACV. Nous avons essayé de disposer du plus grand nombre de bases possibles pour un même élément (réactif, transport…) afin de pouvoir choisir la base la plus représentative. Pour certains réactifs, aucune base n'était disponible. Dans ce cas, des bases de données ont été commandées auprès d'un bureau d'étude.

3.2/ Choix du support informatique

Les praticiens d'ACV ont mis en place depuis les années 1990 des gestionnaires de données de plus en plus complexes. Des logiciels d'ACV ont alors vu le jour. L'élaboration d'une méthode d'évaluation environnementale adaptée au domaine du traitement des eaux passe par la caractérisation de l'outil informatique à utiliser : quel logiciel choisir ? Faut-il réaliser un nouveau logiciel adapté à nos besoins ? Pour répondre à ces questions, un état de l'art des logiciels parmi ceux présents sur le marché a été réalisé. Celui-ci a fait l'objet d'un rapport interne [RENOU, 2003]. Nous en synthétiserons ici les grands points.

Pour réaliser cette revue critique, nous nous sommes d'abord basés sur une bibliographie, premièrement pour établir la liste des logiciels ACV existants, deuxièmement pour effectuer une présélection des logiciels ainsi qu'une définition des critères d'analyse. Cette étude n'est pas la première à comparer des logiciels ACV. Nous nous sommes donc servis en partie de documents antécédents, comme [MENKE, 1996], [RICE, 1996], [WEIDEMA, 1997], [JONBRINK, 2000] et [FRUHBRODT, 2002], pour choisir les outils qui nous paraissaient intéressants à évaluer, les logiciels présents sur le marché étant trop nombreux pour pouvoir tous les analyser. Ces études nous ont permis de dresser la liste, quasi complète, des logiciels ACV existants. Selon [FRUHBRODT, 2002], il y avait en 2002 cinquante quatre logiciels d'ACV, dont quarante sept sont mentionnés dans le tableau 32.

NOM	CONCEPTEUR	PAYS
Balance	Univ Stuttgart	Allemagne
Boustead	Boustead	Europe
CLEAN	EPRI	USA
CMLCA	CML	Pays Bas
CUMPAN	Univ Hohenheim	Allemagne
Eco Assessor	PIRA	RU
Eco It	PRé Consulting	Pays Bas
Eco Lab	Nordic Port AB	Suède
EcoManager	Franklin Associates,Ltd	Europe/EU
ECONTROL	Oekoscience	Suisse
EcoPack2000	MaxBolliger	Suisse
EcoPro	EMPA	Suisse
Eco Selector	Granta Design Ltd.	RU
EcoSys	SANDIA/DOE	USA
EDIP	Inst. For Prod. Devel.	Danemark
EMIS	Carbotech	Suisse
EPS	IVL	Suède
GABI	IPTS	Allemagne
Heraklit	Fraunhofer Inst.	Allemagne
IDEA	IIASA	Europe
JEMAI LCA	JEMAI	Japon
KCL ECO	Finnich Paper Institut	Finlande
LCA1	PetG/ETH	Europe
LCAD	Battelle/DOE	USA
LCAiT	Chalmers Industriteknik	Suède
LCAqua	KIWA	Pays Bas
LCA Support	NEC Corporation	Japon
LCASys	Philips/ORIGIN	Pays Bas
LIMS	Chem. Systems	USA
LMS Eco-Inv Tool	Chrisropher Machner	Autriche
Oeko-Base	Peter Meier	Suisse
PEMS	PIRA	Europe
PIA	BMI/TME	Europe
PIUSSOECOS	PSI AG	Allemagne
PLA	Visionik ApS	Danemark
REGIS	Sinum Gmbh	Suisse
REPAQ	Franklin Associates Ltd.	USA
SimaPro	PRé Counsulting	Pays Bas
Sima Tool	CML	Pays Bas
Simbox	EAWAG	Suisse
TEAM	Ecobilan/PriceWater	France/USA
TEMIS	OkoInstitute	Europe
TetraSolver	TetraPak	Europe
Umberto	IEFU	Allemagne
Umcon	Particip Gmbh	Allemagne
Wisard	Ecobilan/PriceWater	France

Tableau 30 : Liste des logiciels d'analyse de cycle de vie

Une des difficultés de notre évaluation réside donc dans le grand nombre de logiciels à analyser. Pour contourner ce problème, nous avons réalisé une présélection des logiciels, préférant analyser moins d'outils mais plus en profondeur. Pour ce choix nous nous sommes essentiellement basés sur quatre états de l'art existants ([MENKE, 1996], [WEIDEMA, 1997], [JONBRINK, 2000] et [FRUHBRODT, 2002]).
Les critères de sélection étaient les suivants :

- la fréquence d'utilisation du logiciel (nombre de sélections dans les états de l'art, choix d'universités et d'industries…),
- le nombre de licences vendues (informations prises dans [JONBRINK, 2000]),
- les logiciels trop spécifiques d'un domaine (automobile, papeterie…) ont été écartés,
- les logiciels spécifiques du domaine de l'eau ont été sélectionnés.

Nous avons ainsi choisi d'évaluer les logiciels suivants : GABI, KCL ECO, LCAIT, SIMAPRO, TEAM, UMBERTO. LCAQUA, outil configuré pour le domaine du traitement de l'eau [VOORHOEVE, 2001], a également été étudié mais sa configuration spécifique pour répondre à certaines questions ne répondait pas à nos propres besoins. Ces logiciels ont été évalués et comparés suivants cinq critères :

- la présentation de l'outil (facilité d'utilisation, convivialité…),
- la modélisation des systèmes étudiés,
- les calculs et analyses disponibles,
- les résultats (nombre d'indicateurs, présentation graphique…),
- les bases de données.

Chacun des sept logiciels a été testé grâce aux versions de démonstration (sauf LCAqua). La consultation de documents, de sites Internet et la prise de contact avec les concepteurs ont permis de rassembler l'ensemble des informations utiles. Les résultats de l'évaluation sont résumés dans le tableau 33 (cinq étoiles étant la meilleure note).

	Modélisation des systèmes	**Calculs et analyses**		**Résultats**		**Bases de données**	**Prix indicatifs (Euros)**
		Analyse d'impact	Analyse de sensibilité	Indicateurs	Présentation		
UMBERTO	★★★★★	★★	★	★★★	★★★★★	★★	12200
TEAM	★★★	★★★★★	★★★★★	★★★	★★★★★	★★★★★	3000
SIMAPRO	★	★★★	★	★★★	★	★★★★★	2800
LCAiT	★	★★★	.	★	★	★	3300
KCL Eco	★	★★	★★	★	★★	★	3000
GaBi	★★★★★	★	★★★★★	★★★★★	★★	★★	7500

Tableau 31 : récapitulatif des notes et prix des six logiciels ACV

Ainsi, d'après nos critères, les meilleurs outils présents sur le marché à l'époque de l'étude sont GaBi, TEAM et UMBERTO. Cependant il n'existe pas d'outil complet satisfaisant tous les critères testés. La sélection d'un outil nécessite donc de connaître les besoins et les spécifications techniques qu'il devra remplir en terme de gestion des données, d'analyse d'impacts, d'analyse de sensibilité, de présentation des résultats et de bases de données. Enfin certains logiciels comme GaBi et UMBERTO possèdent des outils complémentaires à l'ACV.
Le logiciel GaBi 4 a finalement été sélectionné car il répondait au mieux aux principaux critères de choix : modélisation des systèmes, diversité des indicateurs de résultats, analyse de sensibilité et options complémentaires notamment l'évaluation des coûts. Par ailleurs, la réalisation complète d'un logiciel aurait eu un coût trop important pour être envisagée à ce stade de l'étude.

3.3/ Programmation du logiciel

L'acquisition d'un logiciel d'ACV a simplifié la phase de programmation puisque de nombreuses fonctions spécifiques aux études ACV étaient déjà intégrées. Il ne restait ainsi plus qu'à développer les modules correspondant à un procédé de traitement ou à une étape du cycle de vie.

Pour chacun des procédés, la programmation d'un module a consisté à définir les flux entrants et sortants, les paramètres de fonctionnement, et à rentrer les équations du procédé afin de lier les flux et les paramètres. Les valeurs des différents paramètres, ont également été fixées.
Dans le logiciel GaBi, il existe deux niveaux de fonctionnement pour les modules :

- un niveau de programmation pour définir ou modifier le contenu d'un module,
- un niveau d'utilisation.

Chacun de ces niveaux correspond à des fenêtres graphiques. La différence entre ces deux niveaux concerne la gestion des données, notamment l'accessibilité à certains paramètres. Nous avons ainsi pu programmer le module dans une fenêtre dédiée à cet usage en déterminant les paramètres laissés libres à l'utilisateur et ceux dont l'accès lui est refusé (voir figure 30). Ceci permet à la fois d'avoir un contrôle des données et d'éviter les erreurs de manipulation lors d'une utilisation. Ainsi l'utilisateur, dans une fenêtre qui lui est dédiée, a accès aux paramètres qu'il peut modifier et peut visualiser les flux d'entrée et de sortie ainsi que les autres paramètres fixés (voir figure 31).

EPAISSISSEMENT STATIQUE [EPAISSISSEMENT] -- DB Process

Object Edit View Help

Name: Nation EPAISSISSEMENT STATIQUE Source

Parameter

Parameter	Formula	Value	Standard	Comment
B_ent	[x] BOUES.MS	2000		t MS / an entrant dans le procédé
B_ent_BH	B_ent*100/B_ent_S	200000		volume ou masse de BH entrée (m3 ou t de BH/ an)
B_ent_MV	[x] BOUES.MV	75		taux de matières volatiles en entrée (%)
B_ent_S	[x] BOUES.B_ent_S	1		siccité boue entrante (%)
B_sort	B_ent*Tx_capture/100	1900		t MS / an sortant du procédé
B_sort_BH	B_sort*100/B_sort_S	47500		volume ou masse de BH sortie (m3 ou t de BH/an)
B_sort_MV	B_ent_MV	75		taux de matières volatiles en sortie (%)
B_sort_S		4	0 %	siccité boue sortie (%)
CENTRAT_Epais	B_ent_BH-B_sort_BH	152500		volume de centrat en m3/an
NRJel	NRJel_cs*B_ent	10000		conso électr (kWh/an)
NRJel_cs	5	5		conso specifique d'énergie (kWh / t MS entrante)
Tx_capture		95	0 %	taux de capture des MES dans le filtrat (%)

LCA | LCC: 500 € | LCWT

Year 2004 Region Meridian Latitude Allocated No image

Completeness No statement Comment Epaississement statique hersé

Synonyms

Inputs

Alias	Flow	Quantity	Amount	Factor	Unit	Tracked	Standard	Origin
B_ent	BOUES [FLUX STEP]	Mass	2000	1	t	X	0 %	(No statement)
NRJel	Electricite [ENERGIE]	ENERGIE THERMO	10000	1	kWh	X	0 %	(No statement)
NRJel_cs	Electricité CS [Conso specifique]	CONSO SPECIFIQUE	5	1	kWh/ t		0 %	(No statement)

Outputs

Alias	Flow	Quantity	Amount	Factor	Unit	Tracked	Standard	Origin
B_sort	BOUES [FLUX STEP]	Mass	1900	1	t	X	0 %	(No statement)
CENTRAT_Epai	Centrat Epaississement [Retour en tete de STEP]	Volume	152500	1	m3	X	0 %	(No statement)

Figure 30 : Image d'une fenêtre de programmation d'un module dans GaBi

EPAISSISSEMENT STATIQUE -- Process instance

Local name: EPAISSISSEMENT STATIQUE No image Cancel OK

Local settings | LCC

Scaling factor: 1 Fixed Allocation: (no allocation)

Free parameters

Parameter	Formula	Value	Standard	Comment
Tx_capture		95	0 %	taux de capture des MES dans le filtrat (%)
B_sort_S		4	0 %	siccité boue sortie (%)

Fixed parameters

Parameter	Formula	Value	Standard	Comment
CENTRAT_Epaiss	B_ent_BH-B_sort_BH	152500		volume de centrat en m3/an
B_sort_MV	B_ent_MV	75		taux de matières volatiles en sortie (%)
B_sort_BH	B_sort*100/B_sort_S	47500		volume ou masse de BH sortie (m3 ou t de BH/an)
NRJel	NRJel_cs*B_ent	10000		conso électr (kWh/an)
NRJel_cs	5	5		conso specifique d'énergie (kWh / t MS entrante)
B_ent_BH	B_ent*100/B_ent_S	200000		volume ou masse de BH entrée (m3 ou t de BH/ an)
B_ent	[x] BOUES.MS	2000		t MS / an entrant dans le procédé
B_ent_MV	[x] BOUES.MV	75		taux de matières volatiles en entrée (%)
B_sort	B_ent*Tx_capture/100	1900		t MS / an sortant du procédé
B_ent_S	[x] BOUES.B_ent_S	1		siccité boue entrante (%)

Inputs Show all flows

Alias	Flow	Quantity	Amount	Unit	Tr
B_ent	BOUES [FLUX STEP]	Mass	2000	t	X
NRJel	Electricite [ENERGIE]	ENERGIE TH	10000	kWh	X
NRJel_cs	Electricité CS [Conso specifique]	CONSO SPEC	5	kWh/ t MS	

Outputs Show all flows

Alias	Flow	Quantity	Amount	Unit	Tr
CENTRAT_Epaiss	Centrat Epaississement [Ret	Volume	152500	m3	X
B_sort	BOUES [FLUX STEP]	Mass	1900	t	X

Figure 31 : Image d'une fenêtre d'utilisation d'un module dans GaBi

Pour chaque procédé de traitement, une fiche synthétique a été rédigée. Celle-ci permet de comprendre la logique de modélisation et fournit un support écrit si l'outil doit être transmis à

un tiers. Un exemple de fiche est présenté en annexe 3. Cette fiche contient les informations suivantes :

- des généralités avec une description du procédé,
- les hypothèses présentées et justifiées,
- un tableau synthétique des paramètres libres ou fixés et des équations,
- une copie du programme du module dans GaBi

Enfin, l'annexe 4 présente les étapes d'utilisation du logiciel pour réaliser une étude.

3.4/ Phases de validation

Une fois le logiciel développé, deux phases de validation ont suivi :

- une phase de validation sur terrain,
- une phase de validation par des « utilisateurs test ».

La phase de validation sur le terrain a permis de comparer les résultats des simulations des filières de traitement des boues avec les performances d'usines existantes. Cette comparaison concernait les performances techniques (bilan massique, consommation en réactifs) et les bilans énergétiques, les émissions de GES n'étant pas mesurées sur le terrain. Pour cela, nous sommes allés sur différentes installations du groupe Veolia Environnement : STEP, incinérateurs, décharges. Bien que les validations ne se soient pas faites sans problèmes (disponibilité de données, représentativité des installations…), cette phase a permis de recaler les modèles considérés pour certains procédés, d'évaluer l'incertitude des résultats du logiciel, ainsi que les technologies pour lesquelles cette incertitude est très forte.

La phase de validation par des utilisateurs test, en cours durant la période de rédaction de cette thèse, devrait donner la vision critique d'utilisateurs potentiels sur différents points :

- la présentation et la facilité d'utilisation du logiciel,
- la validité des données techniques et des modèles,
- proposition de filières et de procédés à intégrer dans l'outil,
- proposition d'impacts environnementaux à intégrer dans l'outil,
- l'intérêt du logiciel pour les utilisateurs potentiels.

Cette phase permettra de finaliser l'outil afin de le configurer au mieux à ses futurs usages au sein de Veolia Environnement.

Ce travail de thèse a donc permis la réalisation d'un logiciel d'évaluation environnementale de deux impacts (énergie et effet de serre). Le développement de cet outil, dont cette thèse n'est qu'une composante, a nécessité du temps et de nombreuses collaborations. Son utilisation devrait permettre de répondre plus rapidement à certaines questions environnementales qui se posent sur les filières de traitement des boues. Afin d'illustrer l'intérêt d'un tel outil, nous proposons maintenant un exemple d'application.

II. EXEMPLE D'APPLICATION : L'INTERET DE LA DIGESTION ANAEROBIE

L'intérêt de l'outil développé est d'étudier l'ensemble des filières existantes de traitement des boues urbaines et de comparer leurs performances environnementales en terme de bilans énergétique et de GES. De façon plus fine, ce logiciel a vocation également à identifier les paramètres d'influence et voir dans quelles conditions techniques une filière est meilleure qu'une autre. Cette évaluation, riche en enseignements sur les filières de traitement des boues urbaines, ne sera pas présentée dans ce document pour des raisons de confidentialité. Pour illustrer l'intérêt de l'outil, nous avons choisi quelques exemples d'application qui quantifient les bénéfices environnementaux du procédé de digestion anaérobie. Une présentation de ce procédé est fournie en *partie I/ I/ 2.2/.*

La digestion anaérobie des boues d'épuration a été choisie car ce procédé semble intéressant tant du point de vue du développement durable que du point de vue technique. Sur le plan énergétique, la digestion anaérobie produit, par minéralisation de la matière organique des boues, un biogaz qui est valorisable sous forme de chaleur ou d'électricité. La digestion représente donc une source d'énergie renouvelable et, par conséquence, engendre aussi un bénéfice sur le bilan GES. Peu utilisée en France, la digestion anaérobie pourrait retrouver un intérêt pour ses propriétés techniques. En effet, en détruisant une partie des matières organiques des boues, la digestion stabilise les boues et surtout réduit leur quantité. Dans un contexte où les exutoires d'élimination sont de moins en moins nombreux, la réduction des boues produites sur les STEP apparaît de plus en plus comme une sécurité. Enfin la digestion se montre pratique aux yeux des exploitants car le procédé sert également de stockage tampon, ce qui facilite la gestion de la filière, et la réduction des matières organiques augmente la performance de la déshydratation post digestion.

Ainsi, l'objectif de ce travail est d'identifier et de quantifier, à l'aide du logiciel, les bénéfices environnementaux (énergie et effet de serre) de la digestion anaérobie cités ci-dessus. Pour cela, deux cas d'étude seront réalisés sur les filières suivantes :

- (1) : digestion + valorisation énergétique du biogaz,
- (2) : digestion + incinération.

Dans chaque cas d'étude, l'intérêt de la digestion sera observé en comparant les filières avec ou sans digestion. Ces cas d'étude se décomposeront en plusieurs parties : la première sera consacrée à la modélisation sur le logiciel, la deuxième comparera les résultats du logiciel avec les performances d'une STEP existante. Enfin cette étude ira au delà du logiciel pour le cas d'étude un : puisque nous avons étudié des stations, nous pourrons étudier le système à l'échelle de la station et du cycle de vie de la station lorsque ceci présentera un intérêt.

1/ CAS D'ETUDE 1 : DIGESTION AVEC VALORISATION ELECTRIQUE DU BIOGAZ

La production de chaleur et d'électricité à partir du biogaz est un des avantages de la digestion anaérobie. Dans ce cas d'étude, nous allons quantifier la valorisation électrique du biogaz produit par une digestion anaérobie mésophile.
Dans un premier temps, l'étude avec les scénarios et les hypothèses sera présentée. Puis nous analyserons les résultats pour l'impact énergie et enfin les résultats pour l'impact effet de serre.

1.1/ Présentation de l'étude

1.1.1/ Scénarios étudiés

Pour ce cas d'étude, deux usines existantes ont servi de support : la STEP A et la STEP B, décrites ci-dessous. Les hypothèses des filières modélisées sur le logiciel se baseront donc sur les données de ces stations. Toutefois, les chaînes de traitement de boues des STEP A et B sont différentes, nous intégrerons donc un troisième scénario, appelé STEP B bis, qui diffère de la STEP B par le fait que le procédé de digestion anaérobie a été enlevé. En terme d'ACV, la STEP B bis n'est pas réellement comparable au deux autres scénarios car elle ne remplit pas les mêmes fonctions. En effet, la STEP B bis n'assure pas la fonction de stabilisation des boues, propriété importante pour la pérennité de la filière. Au contraire, les STEP A et B assurent cette fonction respectivement grâce au conditionnement par ajout de chaux et à la digestion anaérobie. Toutefois la comparaison des scénarios STEP B et STEP B bis nous servira à d'identifier l'influence directe de la digestion anaérobie au sein de la filière boue.

Ainsi trois scénarios seront étudiés :

- STEP A, sans digestion anaérobie, basé sur la station existante A décrite ci-dessous,
- STEP B, avec digestion anaérobie, basé sur la station existante B décrite ci-dessous,
- STEP B bis, sans digestion anaérobie, basé sur le scénario STEP B auquel a été enlevé le procédé de digestion.

Les scénarios se présenteront sous deux variantes :

- une variante modélisée : le scénario est modélisé dans le logiciel. Les informations demandées par le logiciel sont tirées des données collectées sur les stations existantes. Ces informations concernent la quantité et la qualité (siccité, MV) de la boue en entrée de filière et certaines caractéristiques techniques des procédés, comme par exemple le

taux d'abattement des MV pour la digestion anaérobie. Avec ces informations, le logiciel calcule le reste de la filière ainsi que les impacts environnementaux.

- une variante avec les performances réelles : le scénario se base sur les hypothèses et les performances énergétiques des usines existantes. Cette variante ne concerne que les scénarios STEP A et STEP B car la STEP B bis ne repose pas sur des performances réelles d'une usine. Cette variante ne sera utilisée que pour l'impact énergie, les performances en terme de GES ne pouvant être mesurées sur les installations existantes.

1.1.2/ Echelles d'étude et unité fonctionnelle

Ces trois scénarios seront comparés à différentes échelles :

- à l'échelle de la file boue : le périmètre de l'étude comprend l'ensemble des procédés de la chaîne de traitement des boues sur la station. Cette échelle permet d'évaluer l'influence de la digestion anaérobie sur cette chaîne de traitement,
- à l'échelle du cycle de vie de la file boue, le système étudié comprend le cycle de vie de la chaîne de traitement des boues, c'est-à-dire la file boue et les activités sur lesquelles elle a une influence : production de consommables (électricité et réactifs), transports et épandage des boues. A ce niveau, il est possible d'évaluer l'impact global sur l'environnement de la file boue, indépendamment du reste de la station,
- à l'échelle de la station : le périmètre d'étude est limité à la station d'épuration. A cette échelle, il est possible de caractériser les performances de la station mais pas l'impact global sur l'environnement. En effet les conséquences des activités externes (transport des boues, production des réactifs…) liées au fonctionnement de la station ne sont pas prises en compte à cette échelle,
- à l'échelle du cycle de vie de la station : le système étudié comprend le cycle de vie de la station, c'est-à-dire la station et l'ensemble des activités sur lesquelles elle a une influence : production de consommables (électricité et réactifs), transports et épandage des boues. A ce niveau, il est possible d'évaluer l'impact global sur l'environnement. En revanche, les impacts mesurés à cette échelle ne caractérisent pas la station seule.

Ces quatre échelles donneront des résultats différents et complémentaires qui permettront de saisir l'intérêt de la digestion aussi bien au niveau d'une chaîne de traitement des boues que pour une station.

La fonction d'une filière de traitement étant de traiter une quantité donnée d'eau usée ou de boue, suivant l'échelle considérée, deux unités fonctionnelles seront considérées :

- une tonne de MS de boues en entrée de la chaîne de traitement des boues à l'échelle de la file boues et du cycle de vie de la file boues,

- un mètre cube d'eau usée en entrée de station d'épuration à l'échelle de la station et du cycle de vie de la station.

Concernant la qualité du traitement, nous illustrerons ce qui a été proposé dans la *partie II* en étudiant la comparabilité des performances épuratoires des stations.

1.1.3/ Description des stations et des scénarios modélisés

Nous avons étudié deux usines d'épuration afin de vérifier la validité des résultats du logiciel. Ces deux stations sont décrites ci-dessous. Nous présenterons également les hypothèses de l'étude ainsi que la chaîne de traitement des boues considérées.

1.1.3.1/ STEP A

- Présentation de la station

Cette station a été décrite en *partie II/ I/ 1/.*

- Hypothèses

Les hypothèses de cette station ont été décrites en *partie II/ I/ 6/.* Toutefois certaines modifications ont été opérées :

- pour comparer des stations qui remplissent exactement les mêmes fonctions, l'étape de traitement des odeurs de la STEP A sera exclue puisque la STEP B ne possède pas cette fonction. La seule conséquence porte sur la consommation électrique de la station : celle-ci passe de 4 370 000 à 4 240 000 kWh/ an.
- les réactifs autres que la chaux et le chlorure ferrique seront négligés puisqu'ils ont un impact très faible comme l'a montré le cas d'étude de la *partie II*.
- la consommation électrique de la STEP A n'est détaillée à chacun des procédés que pour l'année 2004. Nous considérerons donc ici les performances de la chaîne de traitement des boues de cette année. Les hypothèses techniques modifiées sont les suivantes :
  - quantités de boues en entrée de filières : 2580 t MS /an à 1% de siccité,
  - boues produites : 3734 t MS /an à 33 % de siccité,
  - consommation en réactifs :

REACTIF	QUANTITE	UNITE	UTILISATION
Chaux éteinte $Ca(OH)_2$	906	t / an	Cond. des boues
Chlorure ferrique $FeCl_3$	566	t / an	Cond. des boues

Tableau 32 : Consommation en réactifs de la STEP B

- Données sur la chaîne de traitement des boues

La filière boue ainsi que les caractéristiques des boues aux différentes étapes de traitement sont décrites à la figure 32 :

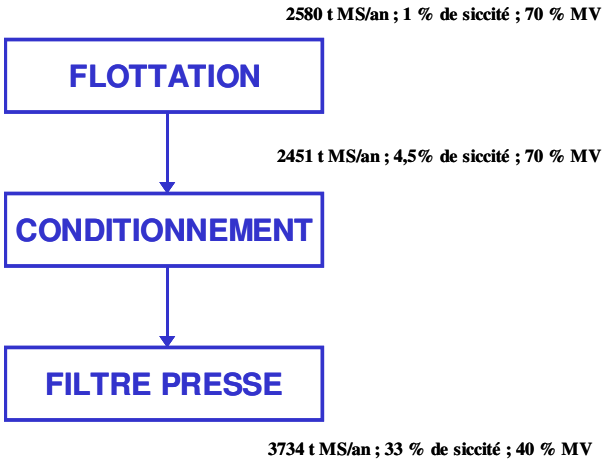


Figure 32 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP A

1.1.3.2/ STEP B

- Présentation de la station

Mise en eau en 2000, la STEP B est dimensionnée pour traiter 90 000 E.H.

Les eaux usées arrivant à la station sont prétraitées (dégrillage, dégraissage, dessablage). Les postes de prétraitements sont enfermés dans un bâtiment ventilé, mais non désodorisé par un procédé chimique ou biologique. Les graisses sont injectées dans le digesteur anaérobie des boues. Les autres déchets des prétraitements sont évacués en centre de stockage. La station accueille également des matières de vidange et des matières de curage. Entre 2003 et 2004, années considérées pour les données, le volume moyen d'eaux usées traitées sur la station est 3 640 000 m^3 / an.

Les eaux prétraitées sont ensuite envoyées vers un décanteur primaire puis vers trois files identiques de traitement biologique par boue activée en faible charge (aération fines bulles). La première étape est un traitement en anaérobiose qui permet une déphosphatation par voie biologique. Puis un bassin d'aération assure le traitement de la pollution organique et la nitrification tandis qu'une zone anaérobie permet la dénitrification. Les clarificateurs séparent l'eau de la boue. Avant d'être rejetée dans le cours d'eau, l'eau usée dépolluée traverse deux lagunes. Ces lagunes ne sont pas considérées comme un traitement tertiaire mais ont été mises en place suite à un plan d'aménagement des écosystèmes, démarche imposée par la réglementation locale pour un projet d'épuration. Les boues biologiques sont soit recyclées en

tête du bassin en anaérobiose, soit extraites vers la file de traitement des boues avec les boues primaires.

Les boues extraites du décanteur primaire sont dirigées vers un épaississeur statique gravitaire (siccité boues épaissies : 6 %). La boue biologique pompée des clarificateurs est épaissie par un tambour rotatif (système d'épaississement dynamique, siccité boues épaissies : 6 %). Une fois épaissies, les boues primaire et biologique sont injectées séparément dans un digesteur mésophile (température du réacteur : 35°C). Le temps de séjour des boues est d'environ 30 jours. Le digesteur est agité par un pompage permanent. Ce dernier assure également le maintien en température de la boue qui traverse des échangeurs de chaleur boue/eau chaude, l'eau chaude provenant de la cogénération.

Le digesteur produit du biogaz qui est stocké dans un réservoir adapté. Puis le biogaz est dirigé à débit constant vers deux cogénérateurs (moteurs à biogaz) qui produisent simultanément de l'électricité et de la chaleur (sous forme d'eau chaude). La chaleur est utilisée pour le chauffage du digesteur et celui des locaux. L'électricité est revendue au réseau. En sortie du digesteur, les boues sont stockées provisoirement dans des silos puis déshydratées par filtre bande (siccité sortie 18 %). Enfin les boues sont évacuées et stockées à l'extérieur de la station en attendant la période d'épandage. La filière épandage respecte la réglementation locale. La quantité moyenne de boues produites entre 2003 et 2004 est 985 t MS à 18 %.

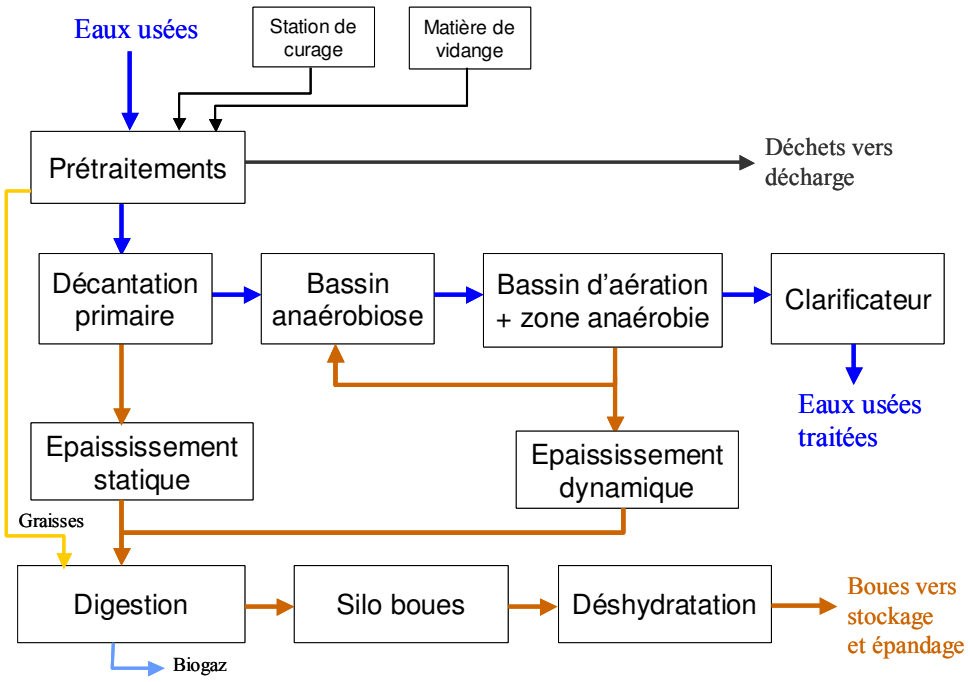


Figure 33 : Schéma de la STEP B

- Hypothèses

Les données présentées ci-dessous correspondent aux moyennes des paramètres issus des relevés annuels fournis par l'exploitant pour les deux années 2003 et 2004.

- Consommation en réactifs :

REACTIF	QUANTITE	UNITE	UTILISATION
Chlorure ferrique $FeCl_3$	59	t / an	Trait. Phosphore
Polymère	22	t / an	Epaississement & Déshydratation

Tableau 33 : Consommation en réactifs de la STEP B

- Energie :

L'énergie électrique de la station est celle relevée par l'opérateur du réseau local. La valeur considérée est environ 1 520 000 kWh /an. La consommation de chaque poste de traitement a également été évaluée.

- Traitement de l'eau et rejet à la rivière :

Les paramètres analytiques décrivant l'état de l'eau usée en entrée et celui de l'eau traitée rejetée dans le milieu naturel sont présentés dans le tableau 36.

EAU ENTREE

Paramètre	MES	DBO_5	DCO	NTK	N-NH4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Concentration (mg / L)	n.d.	412	816	n.d.	64	n.d.	n.d.	103	11
Flux (kg /an)	n.d.	1 435 170	2 955 731	n.d.	210 676	n.d.	n.d.	358 150	39 058

EAU SORTIE

Paramètre	MES	DBO_5	DCO	NTK	N-NH4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Concentration (mg / L)	n.d.	6	40	n.d.	0,3	0,04	8,33	13	1
Flux (kg /an)	n.d.	20 231	151 480	n.d.	1 032			47 223	3 601
Rendement (%)	n.d.	98,6	94,9	n.d.	99,5			86,8	90,8

n.d. : valeurs non disponibles

Tableau 34 : Paramètres de l'eau en entrée et en sortie de la STEP B

- Données sur la chaîne de traitement des boues

La filière boue de la STEP B est présentée dans la figure 34 ainsi que les caractéristiques des boues :

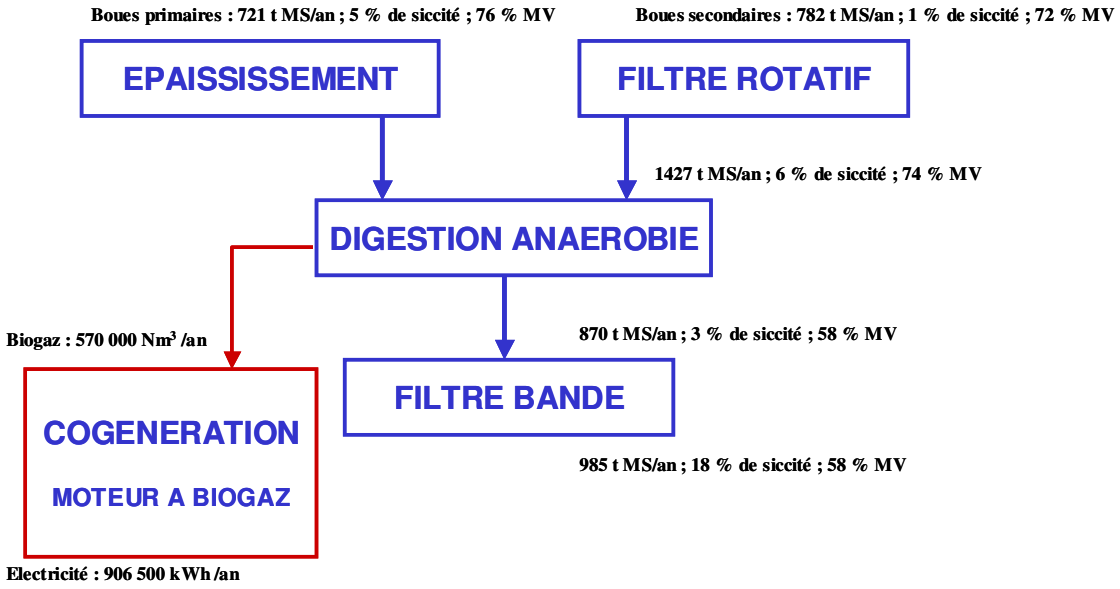


Figure 34 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP B

Pour la STEP B bis, les caractéristiques de la chaîne de traitement des boues sont données dans la figure 35. Les caractéristiques des boues en début de la filière sont celles de la STEP B, les autres sont celles calculées par le logiciel.

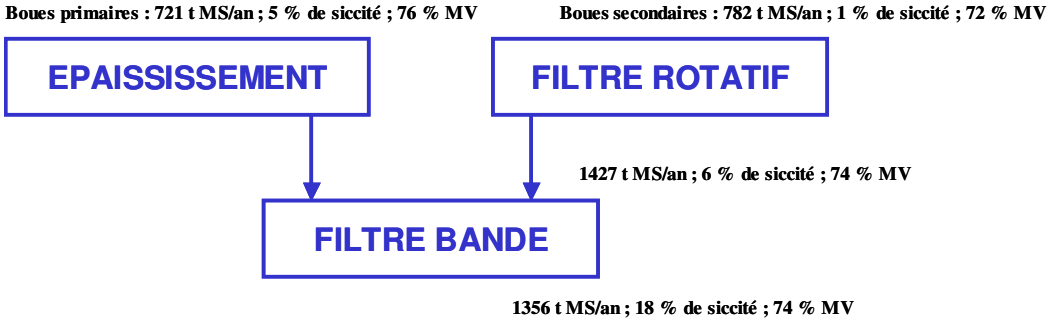


Figure 35 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP B

1.1.3.3/ Autres hypothèses

Pour la production électrique, le logiciel permet de choisir différents mix énergétiques. Les deux installations se trouvant en Europe (mais dans deux pays différents), nous sélectionnerons le mix énergétique moyen européen.

1.1.4/ Modélisation des systèmes

Les filières de traitement des boues modélisées dans le logiciel ainsi que leur cycle de vie sont présentées ci-dessous :

- Scénarios à l'échelle de la file boue

- Scénario « file boue de la STEP A » (figure 36)

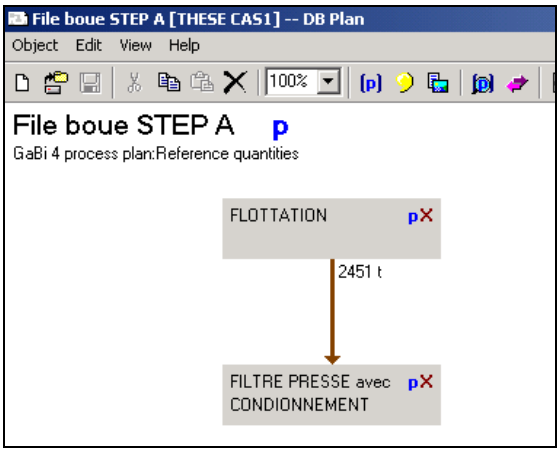


Figure 36 : Scénario File boue de la STEP A

- Scénario « file boue de la STEP B » (figure 37)

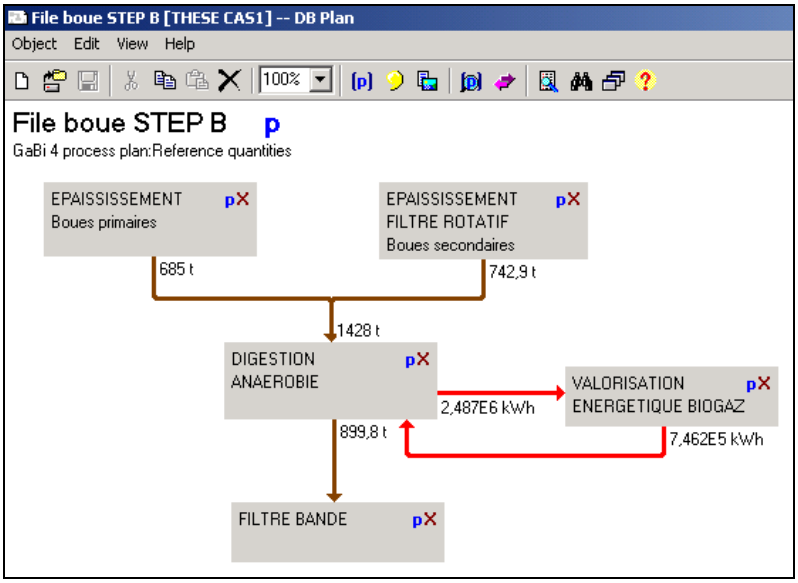


Figure 37 : Scénario File boue de la STEP B

- Scénario « file boue de la STEP B bis » (figure 38)

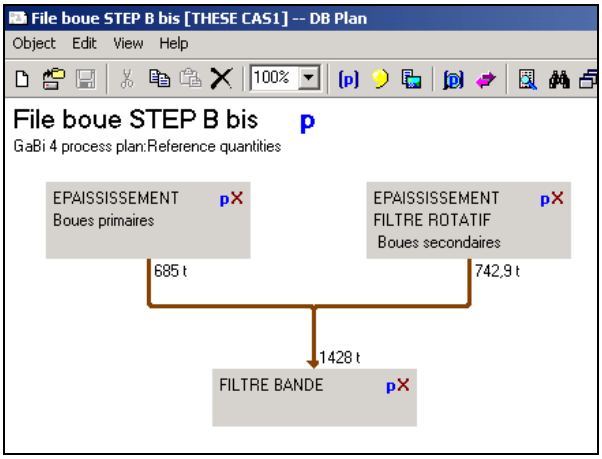


Figure 38 : Scénario File boue de la STEP B

- Scénarios à l'échelle du cycle de vie de la file boue

- Scénario « cycle de vie de la file boue de la STEP A » (figure 39)

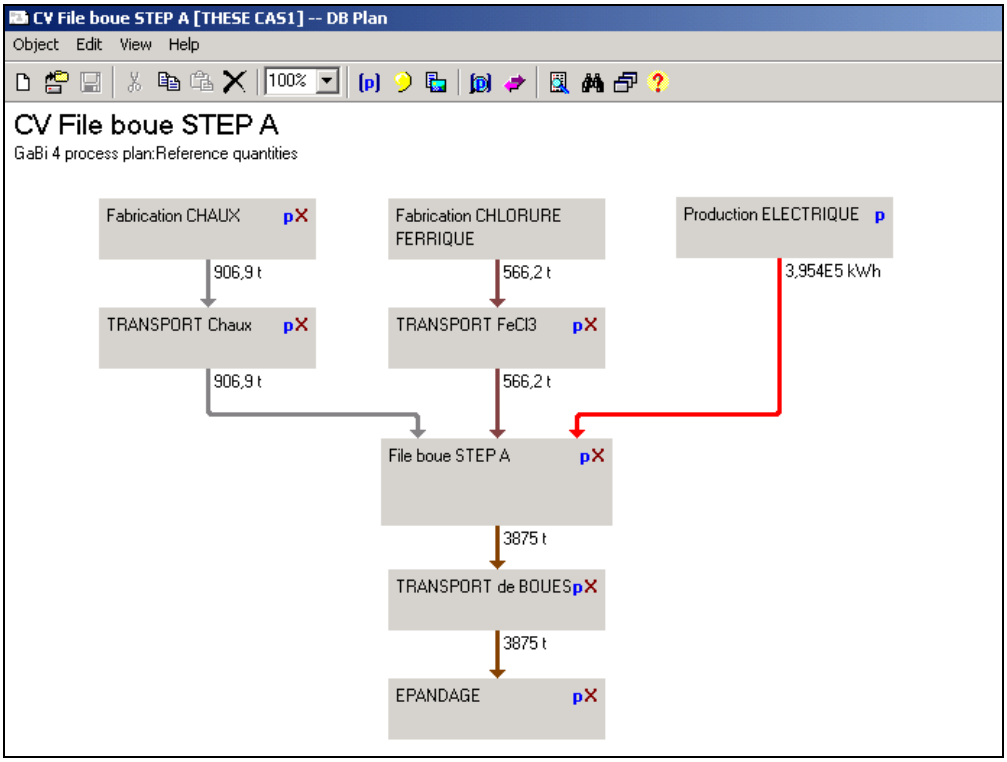


Figure 39 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP A

- Scénario « cycle de vie de la file boue de la STEP B » (figure 40)

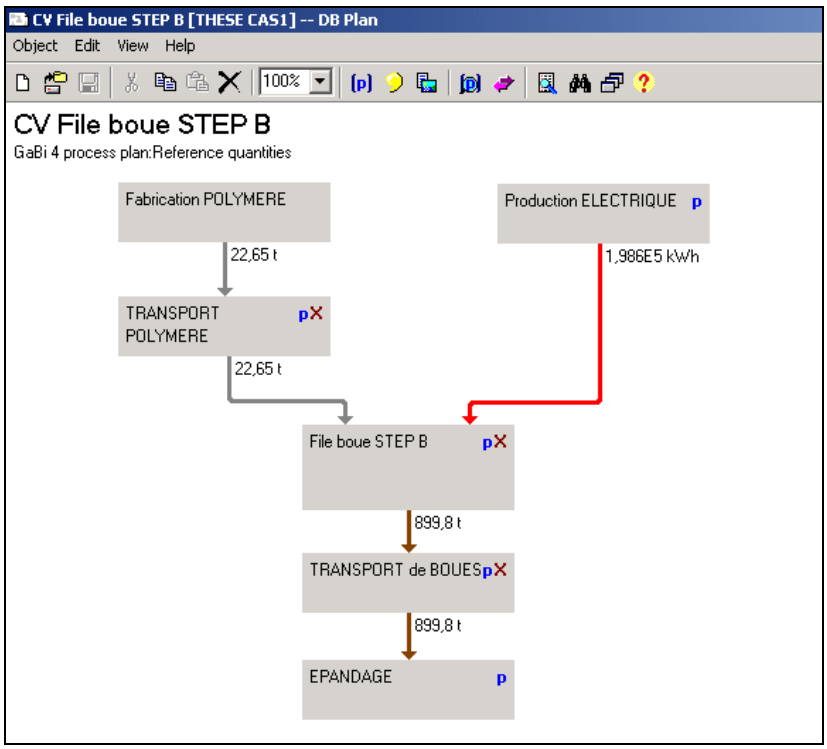


Figure 40 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP B

- Scénario « cycle de vie de la file boue de la STEP B bis » (figure 41)

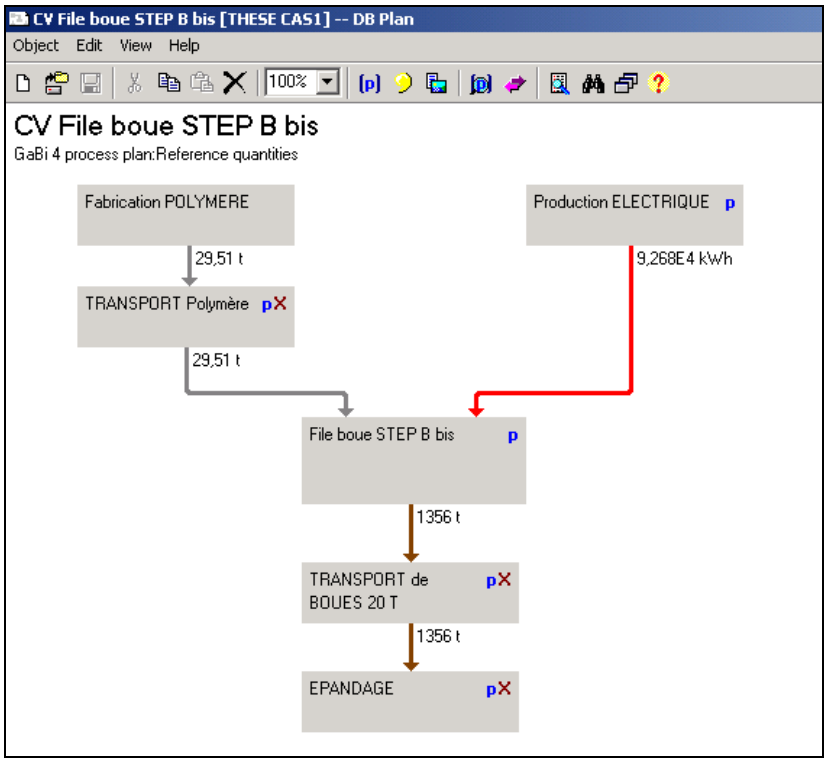


Figure 41 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP B bis

- Scénarios à l'échelle du cycle de vie de la station

- Scénario « cycle de vie de la STEP A » (figure 42)

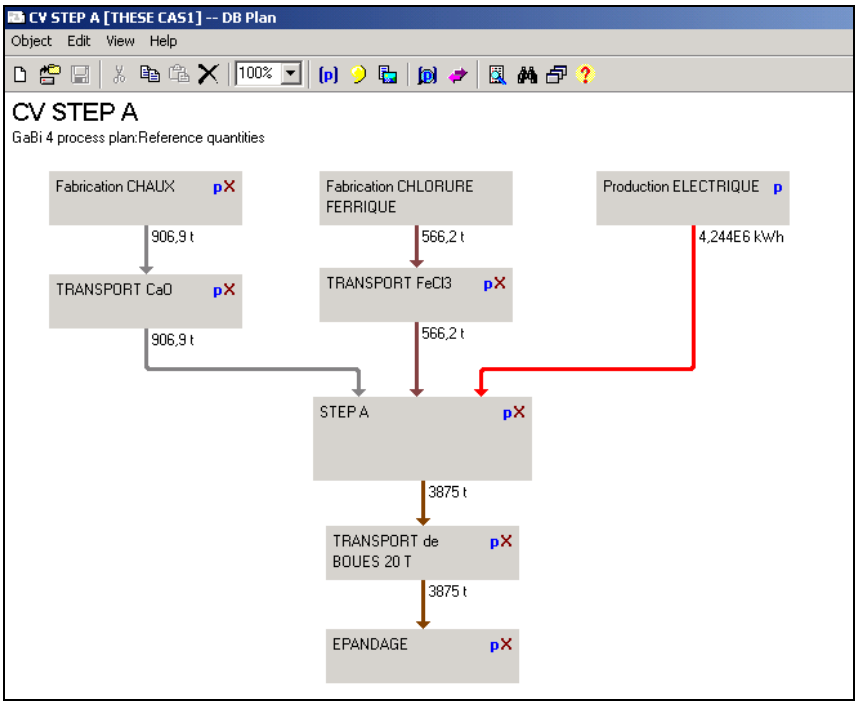


Figure 42 : Scénario du cycle de vie de la STEP A

- Scénario « cycle de vie de la STEP B » (figure 43)

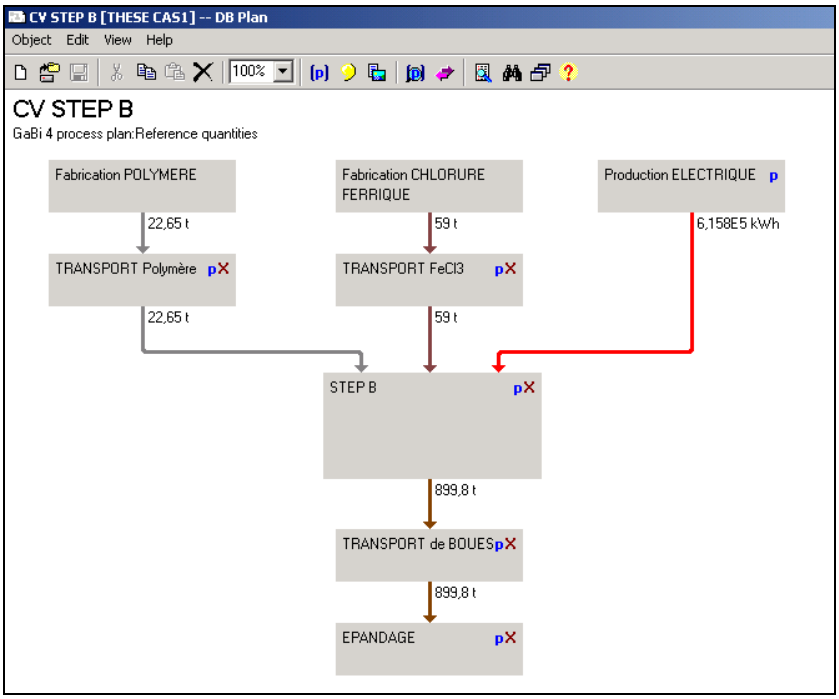


Figure 43 : Scénario du cycle de vie de la STEP B

1.2/ Comparabilité des deux usines

Pour illustrer la *partie II/ III/ 2.1/*, ce chapitre traite de la comparabilité des performances épuratoires des deux stations étudiées afin de déterminer si celles-ci sont comparables, c'est à dire si elles remplissent la même fonction. La performance épuratoire est définie par deux paramètres : le rendement épuratoire, qui est le pourcentage de pollution éliminée (figure 44) et la concentration des paramètres polluants en sortie de station (figure 45). Certains paramètres polluants, comme les matières en suspension, ne sont pas présentés par manque de données sur la STEP B.

Le tableau 37 présente le taux de traitement et la concentration de sortie de différents paramètres polluants pour les deux STEP à comparer.

	DBO_5	DCO	N-NH4	$N\text{-}NO_2$	$N\text{-}NO_3$	NGL	PT
Rendement épuratoire (%)							
STEP A	98	96	98			81	61
STEP B	99	95	99			87	91
Concentration en sortie (mg / L)							
STEP A	5	19	1	< 0,1	5	7	2
STEP B	6	40	0,3	< 0,1	8	13	1
REGLEMENTATION ALLEMANDE	20	90				18	2
REGLEMENTATION FRANCAISE *	25	125				30	10

* : d'après Arreté français du 02/02/1998, hors zones sensibles

Tableau 35 : Performances épuratoires des deux stations

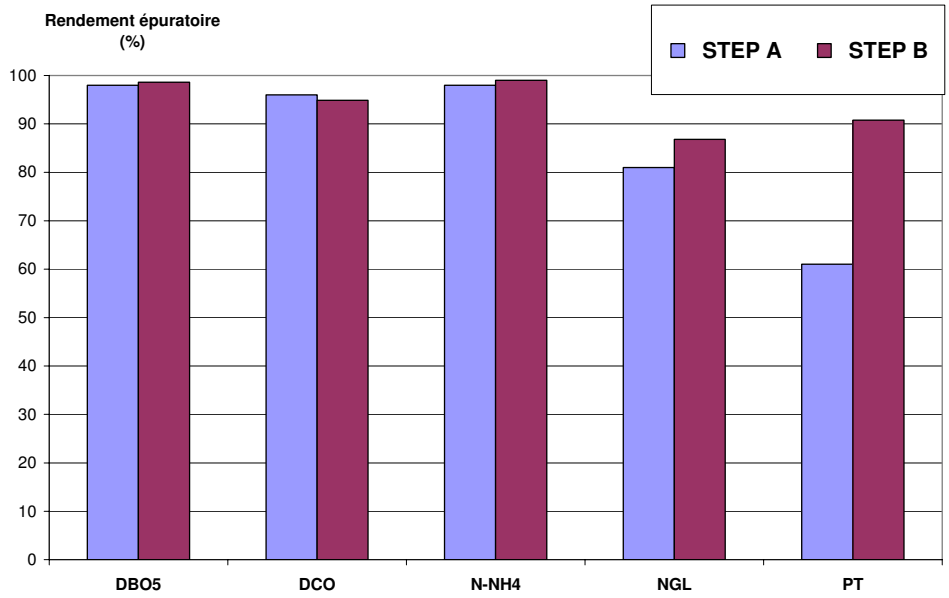


Figure 44 : Rendement épuratoire des deux stations

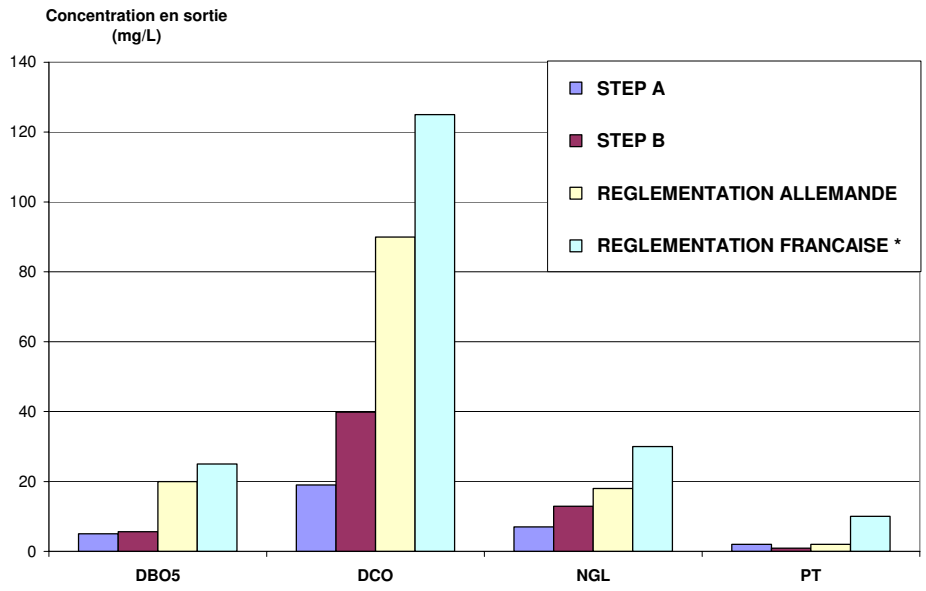


Figure 45 : Concentrations des paramètres polluants en sortie des deux stations

Les deux stations ont des rendements épuratoires très proches à l'exception du paramètre phosphore. Ceci montre que les technologies des deux STEP pour le traitement de l'eau sont similaires sauf pour le phosphore où la STEP B réalise, en plus de la déphosphatation biologique, une déphosphatation chimique par ajout de réactif.

Pour les concentrations d'eau usée rejetée dans le milieu naturel, les deux stations respectent les réglementations locales. Les concentrations sont proches et lorsque des écarts sont observés pour certains paramètres polluants (DCO, NGL), ils ne sont pas significatifs.

Ainsi, bien que les deux stations présentent quelques distinctions, leurs performances épuratoires peuvent être considérées comme équivalentes compte tenu des objectifs de l'étude (au contraire une étude comparative sur deux systèmes d'élimination de l'azote ou du phosphore nécessiterait d'avoir des performances épuratoires égales pour ces paramètres). Par conséquence, les stations présentent les mêmes fonctions au sens de l'ACV et peuvent donc être comparées.

1.3/ Evaluation de l'impact énergie

Le bilan énergétique regroupe les flux entrants et sortants de la file boue (électricité et chaleur).

Pour cet impact, nous étudierons les scénarios sur les quatre échelles définies :

- à l'échelle de la file boue : nous comparerons les modèles de chaînes de traitement des boues avec ou sans digestion. Puis nous comparerons les résultats du modèle avec les performances énergétiques réelles enregistrées sur les STEP étudiées,
- à l'échelle du cycle de vie de la filière boues,
- à l'échelle de la station : l'outil étant actuellement limité aux procédés de traitement des boues, cette étude se basera sur les données des STEP existantes,
- à l'échelle du cycle de vie de la station.

1.3.1/ A l'échelle de la file boue

1.3.1.1/ Résultats du modèle

Les résultats du logiciel sont présentés dans le tableau 38. Le choix des procédés influencent fortement la consommation électrique de la filière comme l'illustrent les STEP A et B bis. Sans digestion, la consommation de ces filières varie du simple au triple, de 62 kWh / t MS pour la STEP B bis à 153 kWh / t MS pour la STEP A. Cet écart s'explique notamment en fonction du choix du procédé de traitement. Afin d'identifier l'influence de la digestion sur la file boue, le tableau 38 présente la consommation de chacun de ces procédés. Dans notre cas d'étude, la STEP A utilise un procédé d'épaississement performant mais exigeant en électricité : la flottation, contrairement aux STEP B et B bis qui ont recours à des technologies économes. Dans ce contexte, l'influence de la digestion anaérobie sur la consommation de la filière boue est relative. Si l'on compare les STEP B et B bis, l'implantation d'une digestion anaérobie double la consommation spécifique, passant de 62 à 132 kWh / t MS. Il faut également remarquer que l'introduction de la digestion, par diminution des quantités de boues en aval de la filière, diminue la consommation du poste de déshydratation d'environ un tiers (de 33 à 21 kWh / t MS). Si cette diminution est négligeable dans cette filière, placer une digestion en amont d'un procédé à fort besoin énergétique, comme par exemple un sécheur thermique, réduirait la consommation énergétique de manière significative. Ainsi la digestion dans la filière B représente 60 % de la consommation de la filière. Toutefois, l'influence de la digestion dépendra évidemment du nombre et du type de procédés constituant la chaîne de traitement des boues. Plus celle-ci intègrera des procédés demandeurs en énergie, plus l'importance relative de la digestion diminuera. Par exemple, on observe que la file boue de la STEP A consomme plus que celle de la STEP B, alors que celle-ci possède une étape de traitement supplémentaire.

	STEP A (sans digestion)	STEP B (avec digestion)	STEP B bis (sans digestion)
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL			
Unité	kWh / an	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**395 385**	**198 557**	**92 680**
EPAISSISSEMENT	309 600	42 705	42 705
DIGESTION	0	124 360	0
DESHYDRATATION	85 785	31 492	49 975
PRODUCTION ELECTRIQUE	**0**	**-870 519**	**0**
COGENERATION	0	-870 519	0
CONSOMMATION CHALEUR	**0**	**746 159**	**0**
DIGESTION	0	746 159	0
PRODUCTION CHALEUR	**0**	**-1 367 959**	**0**
COGENERATION	0	-1 367 959	0
BILAN ELECTRIQUE	**395 385**	**-671 962**	**92 680**
BILAN CHALEUR	**0**	**-621 799**	**0**
BILAN ENERGETIQUE	**395 385**	**-1 293 761**	**92 680**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS			
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**153**	**132**	**62**
EPAISSISSEMENT	120	28	28
DIGESTION	0	83	0
DESHYDRATATION	33	21	33
PRODUCTION ELECTRIQUE	**0**	**-579**	**0**
COGENERATION	0	-579	0
CONSOMMATION CHALEUR	**0**	**496**	**0**
DIGESTION	0	496	0
PRODUCTION CHALEUR	**0**	**-910**	**0**
COGENERATION	0	-910	0
BILAN ELECTRIQUE	**153**	**-447**	**62**
BILAN CHALEUR	**0**	**-414**	**0**
BILAN ENERGETIQUE	**153**	**-861**	**62**

Tableau 36 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue

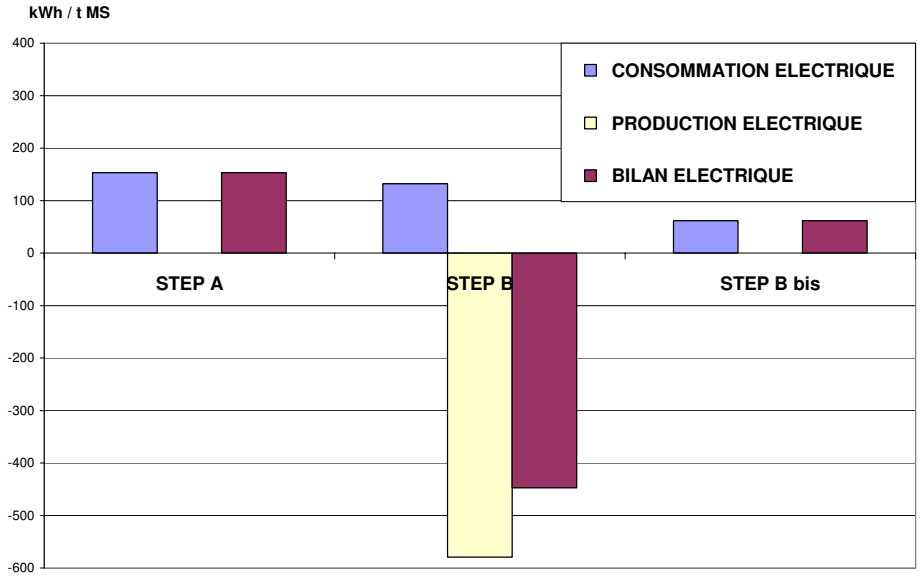


Figure 46 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : bilan électrique

Concernant la production électrique, il apparaît clairement dans la figure 46 que le biogaz de digestion permet de produire plus d'électricité que n'en nécessite la file boue (-579 contre 132 kWh/ t MS). Dans le cas de la STEP B, l'électricité produite représente environ quatre fois plus que l'électricité consommée. Ce gain illustre ici un des intérêts majeurs de la digestion anaérobie : une récupération énergétique importante qui diminue fortement l'impact énergie de la chaîne de traitement des boues.

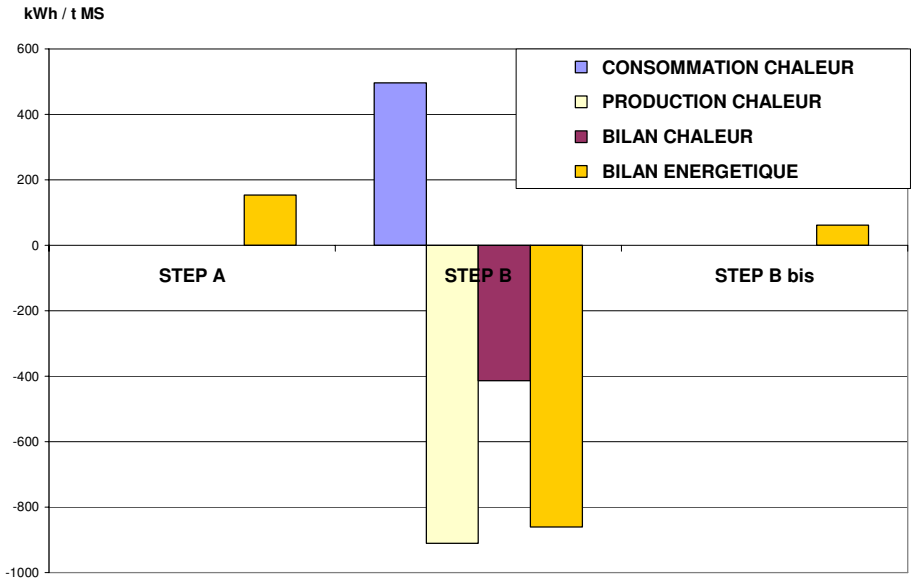


Figure 47 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : bilan thermique

Concernant le bilan thermique (figure 47), la digestion nécessite de la chaleur (496 kWh / t MS) pour conserver une température de 35 °C nécessaire à la biomasse. Toutefois, la récupération de chaleur par le système de cogénération et d'échangeurs thermiques compense également la consommation en chaleur du digesteur (-910 contre 496 kWh/ t MS). Ainsi le bilan thermique au niveau de la file boue présente un excédent de chaleur de 414 kWh / t MS. Ce surplus est en partie utilisé pour le chauffage des locaux de l'usine mais l'essentiel de ce surplus est perdu.

Ainsi l'introduction d'un procédé de digestion entraîne une consommation énergétique supplémentaire à l'échelle de la file boue. Toutefois cette consommation est compensée par la valorisation du biogaz en électricité et en chaleur. Dans notre cas d'étude, la production de chaleur n'assure que le besoin du digesteur. Elle pourrait toutefois alimenter des procédés thermiques (sécheurs, incinération) comme nous le verrons dans le cas d'étude deux. En revanche, l'électricité est valorisée directement sur l'usine. A l'échelle de la file boue, l'électricité produite est supérieure à l'électricité consommée. Pour identifier l'intérêt de la production d'électricité à partir du biogaz, il est donc utile de raisonner à l'échelle de la station. Avant de passer à cette échelle, nous allons comparer les performances théoriques fournies par le logiciel avec les performances réelles d'usines existantes.

1.3.1.2/ Comparaison des scénarios Modèle / Réalité

Seuls les scénarios file boue de la STEP A et de la STEP B sont comparés dans ce chapitre. En effet, le logiciel modélise uniquement les filières de traitement des boues et le cycle de vie de ces filières. Pour les usines existantes, seules les informations sur l'usine peuvent être collectées. Par ailleurs, cette comparaison ne sera réalisée que pour l'impact énergie, les GES ne pouvant être mesurés sur les usines existantes. Enfin, puisque la chaleur consommée et produite n'a pas pu être quantifiée sur la STEP B, cette comparaison ne portera que sur le bilan électrique.

Les résultats du logiciel et les performances énergétiques réelles de la station à l'échelle de la file boue sont comparés dans le tableau 39.

	MODELE		**STEP EXISTANTE**		**Ecart MODELE/REALITE**	
	STEP A (sans digestion)	**STEP B (avec digestion)**	**STEP A (sans digestion)**	**STEP B (avec digestion)**	**STEP A**	**STEP B**
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL						
Unité	kWh / an	kWh / an	kWh / an	kWh / an	%	%
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**395 385**	**198 557**	**449 945**	**212 143**	**-12%**	**-6%**
EPAISSISSEMENT	309 600	42 705	325 524	51 547	-5%	-17%
DIGESTION	0	124 360	0	111 312		12%
DESHYDRATATION	85 785	31 492	111 846	39 667	-23%	-21%
SILO & STOCKAGE	0	0	12 575	9 616	-100%	-100%
PRODUCTION ELECTRIQUE	**0**	**-870 519**	**0**	**-906 482**		**-4%**
COGENERATION	0	-870 519	0	-906 482		-4%
BILAN ELECTRIQUE	**395 385**	**-671 962**	**449 945**	**-694 339**	**-12%**	**-3%**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS						
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS	%	%
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**153**	**132**	**174**	**141**	**-12%**	**-6%**
EPAISSISSEMENT	120	28	126	34	-5%	-17%
DIGESTION	0	83	0	74		12%
DESHYDRATATION	33	21	43	26	-23%	-21%
SILO & STOCKAGE	0	0	5	6	-100%	-100%
PRODUCTION ELECTRIQUE	**0**	**-579**	**0**	**-603**		**-4%**
COGENERATION	0	-579	0	-603		-4%
BILAN ELECTRIQUE	**153**	**-447**	**174**	**-462**	**-12%**	**-3%**

Tableau 37 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité

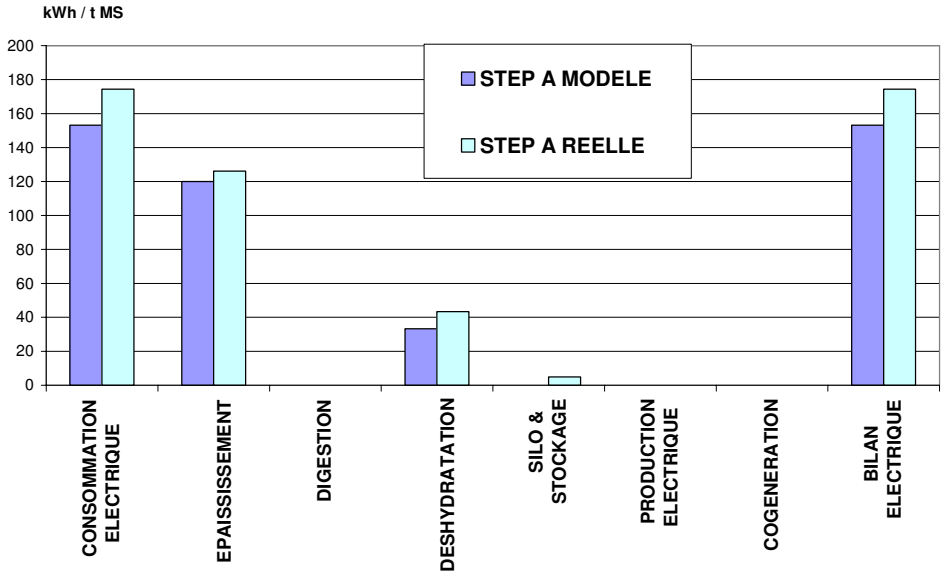


Figure 48 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP A

Les écarts entre la consommation modélisée d'un procédé et la consommation réelle oscillent entre 4 à 25 %. Ces variations peuvent s'expliquer par différents facteurs : d'une part le choix des hypothèses du modèle qui simplifient la réalité, d'autre part la variabilité des performances énergétiques sur les usines de traitement. Nous pouvons remarquer qu'aucun module de stockage de boues n'a été intégré dans le logiciel (d'où un écart de 100 % dans le tableau 39). Toutefois la consommation énergétique de ce poste est toujours négligeable.

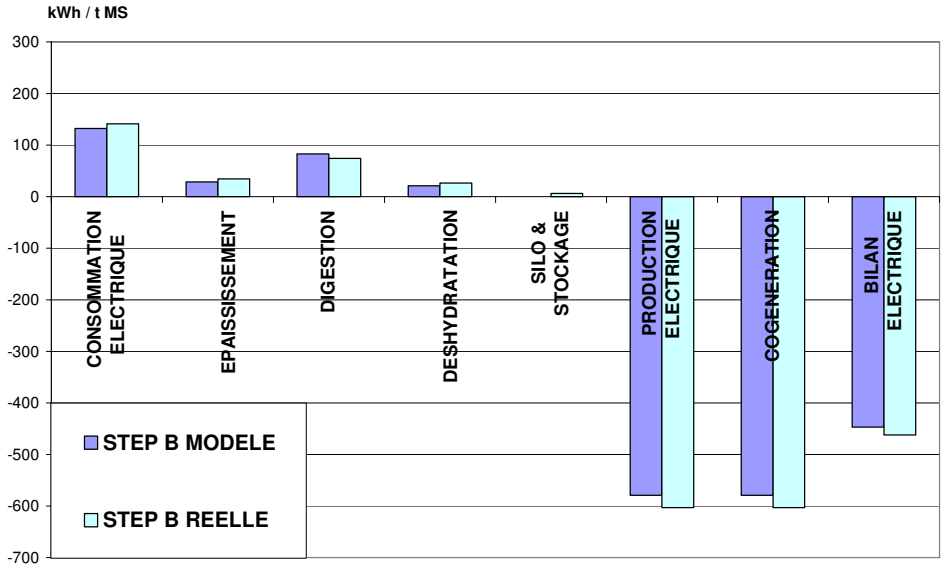


Figure 49 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP B

Sur le bilan final, l'écart entre modèle et réalité évolue pour notre cas d'étude entre 12 % pour la STEP A et 3 % pour la STEP B. Le logiciel semble donc donner une image correcte des performances électriques des filières étudiées. L'erreur observée, dont l'objectif est de rester en dessous de 30 %, semble acceptable pour le mode d'utilisation de l'outil. En effet celui-ci doit servir lors des étapes d'aide à la décision, ce qui implique que les résultats des simulations sont étudiés dans leurs grandes tendances et non avec précision.

1.3.2/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les résultats du logiciel sont présentés dans le tableau 40 et la figure 50.

	STEP A (sans digestion)	**STEP B** (avec digestion)	**STEP B bis** (sans digestion)
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL			
Unité	kWh / an	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**2 122 875**	**1 340 207**	**623 508**
FILE BOUE de la STEP	395 385	944 717	92 680
PRODUCTION de CHAUX	833 951	0	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	642 542	0	0
PRODUCTION POLYMERE	0	312 314	406 992
TRANSPORTS	185 157	55 121	81 541
EPANDAGE	65 841	28 056	42 296
PRODUCTION ENERGETIQUE	**0**	**-2 238 478**	**0**
FILE BOUE de la STEP	0	-2 238 478	0
BILAN	**2 122 875**	**-898 271**	**623 508**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS			
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**823**	**892**	**415**
FILE BOUE de la STEP	153	629	62
PRODUCTION de CHAUX	323	0	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	249	0	0
PRODUCTION POLYMERE	0	208	271
TRANSPORTS	72	37	54
EPANDAGE	26	19	28
PRODUCTION ENERGETIQUE	**0**	**-1489**	**0**
FILE BOUE de la STEP	0	-1489	0
BILAN	**823**	**-598**	**415**

Tableau 38 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue

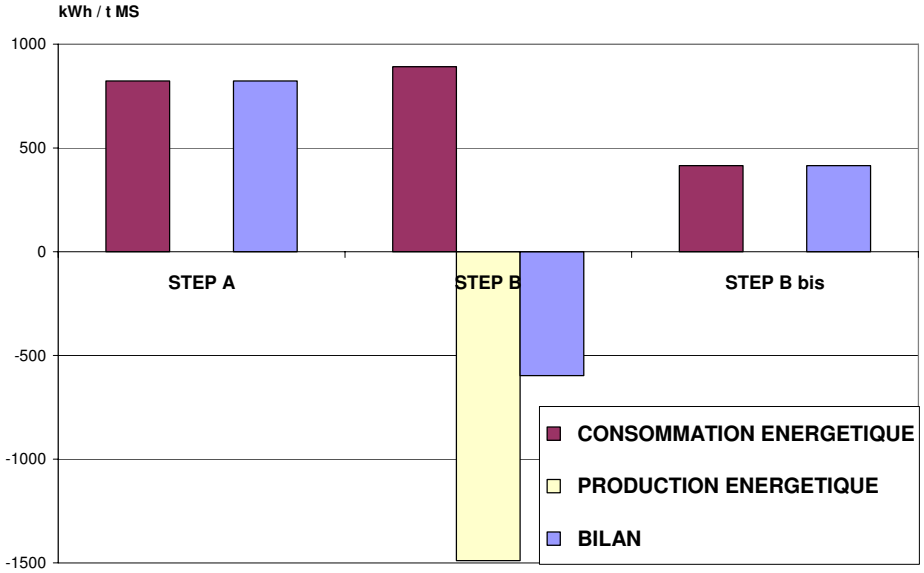


Figure 50 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les bilans énergétiques des trois cycles de vie sont très différents. Si nous regardons les consommations pour les cycles de vie des STEP B et B bis, la présence d'une digestion augmente la consommation de la station, essentiellement par le besoin en chaleur du digesteur (496 sur les 629 kWh/ t MS), mais permet de diminuer l'impact des postes en aval : fabrication du polymère (par diminution des quantités nécessaires pour la déshydratation), transport des boues et épandage. Ainsi, la digestion anaérobie, par réduction des quantités de boues en aval de la chaîne de traitement, permet une légère économie d'énergie. Si l'on exclut le module *file boue de la STEP* du système, le reste cycle de vie de la file boue de la STEP B présente une consommation énergétique moins élevée que celle du cycle de vie de la file boue de la STEP B bis : 264 contre 353 kWh/ t MS. Il est à noter le besoin important du polymère malgré une consommation relativement faible. Au final, la consommation de la STEP B est de 892 kWh/ t MS contre 415 kWh/ t MS pour la STEP B bis. Toutefois, sur les 892 kWh/ t MS de la STEP B, la consommation de la file boue de la STEP sera alimentée par une énergie renouvelable produite sur la station. Ainsi au bilan, la STEP B présente un impact énergie négatif, c'est-à-dire un excédent d'énergie, de - 598 kWh/ t MS contre 415 kWh/ t MS pour la STEP B bis. Enfin, ce bilan n'est pas totalement représentatif de la réalité : en effet, une partie de la chaleur produite par le cogénérateur est perdue sans être valorisée (414 kWh/ t MS si l'on néglige le chauffage des locaux), le bilan réel du cycle de vie de la STEP B est donc - 184 kWh/ t MS et reste négatif. Ainsi, malgré une augmentation de la consommation énergétique de la file boue, la digestion anaérobie engendre un gain énergétique important à l'échelle du cycle de vie de la file boue grâce à deux facteurs : la production d'énergie et la diminution de la consommation énergétique des modules en aval du digesteur.

En comparant les STEP A et B, on constate une nette différence au niveau du cycle de vie de la file boue. Si la consommation du scénario STEP A n'est que légèrement inférieure à celle de la STEP B, 823 kWh / t MS contre 892, la répartition de cette consommation est très différente. Pour le cycle de vie de la file boue de la STEP A, la consommation provient essentiellement des modules de production des réactifs pour stabiliser la boue : chaux et chlorure ferrique. Tandis que la digestion consomme peu d'électricité, le conditionnement à la chaux et au chlorure ferrique nécessite de grandes quantités de ces produits. De plus, la fabrication de ces deux réactifs n'est pas sans conséquences sur l'impact énergétique (572 kWh/ t MS, soit 70 %) de la consommation du cycle de vie de la file boue de la STEP A. La stabilisation biologique par digestion anaérobie, en plus de produire un biogaz valorisable, présente donc l'autre avantage de ne pas avoir recours à des réactifs dont l'impact énergétique ressort à l'échelle du cycle de vie.

Concernant la production énergétique, la cogénération permet de satisfaire les besoins énergétiques pour l'ensemble du cycle de vie de la file boue de la STEP B. Ainsi le bilan de cette dernière est négatif (-598 kWh / t MS) : il y a plus d'énergie produite que d'énergie consommée. Les STEP A et B bis ont un bilan égal à leur consommation, respectivement 823 et 415 kWh/ t MS, puisque aucune forme d'énergie n'y est valorisée.

La quantité d'électricité produite par la cogénération de la STEP B couvrant les besoins de la file boue et même de son cycle de vie, il est intéressant de regarder à une échelle supérieur : celle de la station et du cycle de vie de la station pour voir l'influence de la digestion anaérobie sur l'ensemble de l'usine d'épuration.

1.3.3/ A l'échelle de la station

Cette échelle est hors du domaine d'étude du logiciel. Toutefois nous avons souhaité exposer l'intégralité de cette évaluation sur la digestion anaérobie. Les valeurs considérées proviennent donc des données collectées sur les usines existantes et non du logiciel. A cette échelle, l'unité fonctionnelle devient le mètre cuve d'eau usée à traiter.

Par ailleurs, le bilan énergétique sur la station se limite à un bilan électrique. En effet, les flux de chaleur pour la STEP B n'ont pas pu être mesurés sur site. De plus ces flux réalisent une boucle interne (la production assume seulement le besoin en chaleur du digesteur). Négliger le bilan chaleur est donc sans conséquence.

Les résultats sont présentés dans le tableau 41 et la figure 51.

	STEP A (sans digestion)	STEP B (avec digestion)
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL		
Unité	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ENERGETIQUE	4 243 559	1 522 232
PRODUCTION ENERGETIQUE	0	-906 482
BILAN ENERGETIQUE	**4 243 559**	**615 750**
BILAN ENERGETIQUE PAR METRE CUBE D'EAU USEE		
Unité	kWh / m^3	kWh / m^3
CONSOMMATION ENERGETIQUE	0,43	0,42
PRODUCTION ENERGETIQUE	0	-0,25
BILAN ENERGETIQUE	**0,43**	**0,17**

Tableau 39 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la station

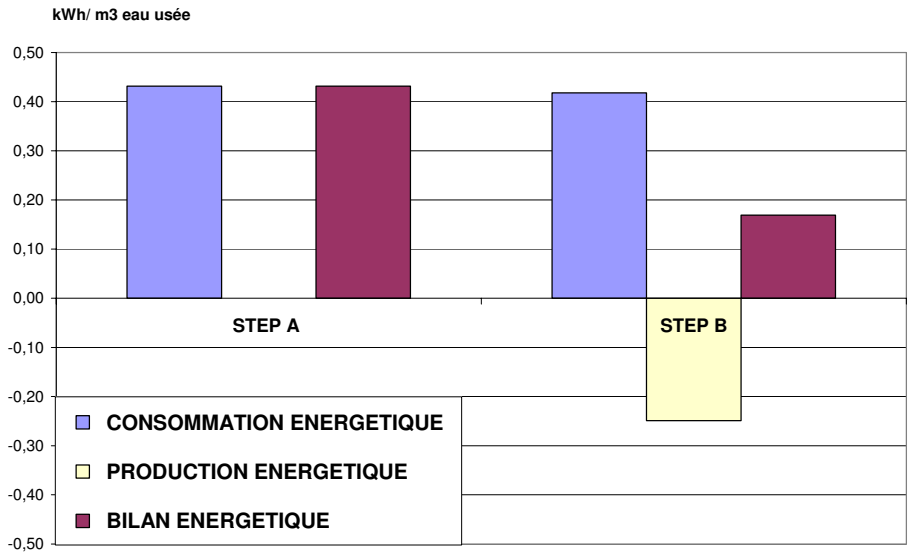


Figure 51 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la station

En ramenant la consommation électrique à un ratio par mètre cube, on constate que les consommations énergétiques des deux usines sont très proches, de l'ordre de 0,43 kWh/ m^3 d'eau usée en entrée de station. Les deux stations, qui regroupent les mêmes procédés de traitement d'eau (boues activées faibles charges avec nitrification/dénitrification et traitement biologique du phosphore), présentent une similitude qui explique une consommation électrique identique.

L'influence de la digestion apparaît essentiellement dans la production d'électricité qui modifie profondément le bilan énergétique : si les consommations sont équivalentes, la production électrique de la STEP B assume 60 % de ses besoins, soit 0,17 kWh/ m^3, et par conséquence une réduction équivalente de la consommation électrique du réseau.

Si la digestion induit une modification de la consommation électrique de la STEP B (par exemple : diminution de la consommation par réduction des quantités de boues à déshydrater ou par augmentation à cause de la consommation du digesteur), cet effet est négligeable à l'échelle de la station.

1.3.4/ A l'échelle du cycle de vie de la station

A cette échelle, les STEP A et B sont modélisées dans le logiciel GaBi. Toutefois la construction graphique par addition de modules n'est pas automatique comme ce qui a été développé pour les procédés de traitement des boues, les technologies de traitement de la filière eau n'étant actuellement pas intégrées dans l'outil.

Les résultats sont donnés dans le tableau 42 et la figure 52.

	STEP A (sans digestion)	**STEP B (avec digestion)**
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL		
Unité	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**6 368 894**	**1 120 522**
STEP	4 243 559	615 750
PRODUCTION CHAUX	1 058 418	0
PRODUCTION CHLORURE FERRIQUE	861 408	109 062
PRODUCTION POLYMERE	0	303 416
TRANSPORTS	153 528	61 607
EPANDAGE	51 981	30 687
PRODUCTION ENERGETIQUE	**0**	**0**
BILAN ENERGETIQUE	**6 368 894**	**1 120 522**
BILAN ENERGETIQUE PAR METRE CUBE D'EAU USEE		
Unité	kWh / m^3	kWh / m^3
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**0,65**	**0,31**
STEP	0,43	0,17
PRODUCTION CHAUX	0,11	0,00
PRODUCTION CHLORURE FERRIQUE	0,09	0,03
PRODUCTION POLYMERE	0,00	0,08
TRANSPORTS	0,02	0,02
EPANDAGE	0,01	0,01
PRODUCTION ENERGETIQUE	**0**	**0**
BILAN ENERGETIQUE	**0,65**	**0,31**

Tableau 40 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la station

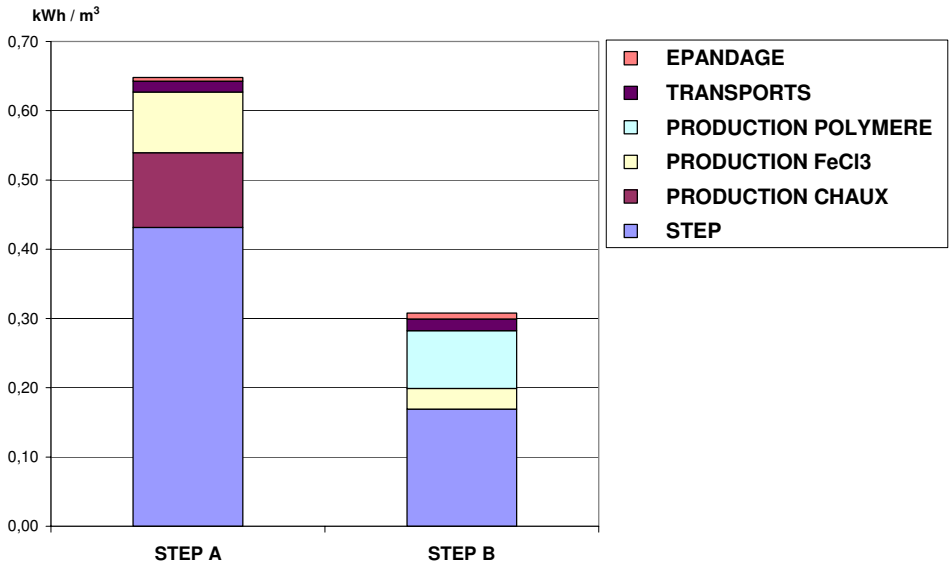


Figure 52 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la station

A l'échelle du cycle de vie de la station, les ratios en kWh/ m^3 montrent que le bilan énergétique de la STEP B est la moitié du bilan de la STEP A (tableau 42). Lorsque l'on regarde dans le détail le cycle de vie, la STEP représente le poste le plus important avec 60 % environ de l'impact énergie. L'économie d'énergie réalisée par la valorisation en électricité du biogaz de digestion (-0,25 kWh/ m^3 au tableau 41) explique en grande partie l'écart de performance entre les deux stations.

A cette économie d'énergie, il faut ajouter l'économie en réactif que permet la digestion. En effet les réactifs de la STEP A consomment 0,20 kWh/ m^3 pour leur fabrication tandis que ceux de le STEP B nécessitent 0,11 kWh/ m^3. La stabilisation chimique des boues de la STEP B nécessite une quantité importante de chaux et de chlorure ferrique et engendre par conséquent une consommation énergétique non négligeable dans le bilan.

Ainsi, à l'échelle du cycle de vie de la station, le bilan énergétique de la STEP B est la moitié de celui de la STEP A (0,31 contre 0,65 kWh/ t MS). L'économie d'énergie s'explique essentiellement par les trois avantages de la digestion anaérobie :

- production d'électricité par valorisation du biogaz,
- réduction des quantités de boues en aval de la filière,
- stabilisation biologique des boues qui remplace une stabilisation chimique nécessitant des réactifs.

Après avoir quantifié l'influence de la digestion anaérobie sur l'impact énergie d'une usine d'épuration, nous allons étudier l'impact effet de serre.

1.4/ Evaluation de l'impact effet de serre

A l'échelle de la STEP, les seules sources de GES sont le méthane émis dans l'atmosphère par des procédés biologiques anaérobies et le protoxyde d'azote. Faute de mesures suffisamment précises, les préconisations du GIEC négligent les émissions éventuelles de N_2O au niveau des systèmes d'assainissement, considérées actuellement comme insignifiantes. En revanche, nous n'avons aucune mesure sur les émissions de méthane qui peuvent intervenir lors du stockage des boues à l'air libre, et surtout après une digestion (dégazage du méthane diffus). Probablement négligeables, ces émissions ne seront pas prises en compte mais cette hypothèse importante devrait toutefois être confirmée par des analyses sur des installations existantes.

Ainsi, l'impact GES étant nul aux échelles de la file boue et de la station, il ne sera étudié qu'aux échelles du cycle de vie de la file boue et de la station.

1.4.1/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les résultats obtenus par la modélisation de l'outil sont résumés dans le tableau 43 et la figure 53.

	STEP A (sans digestion)	**STEP B** (avec digestion)	**STEP B bis** (sans digestion)
BILAN EFFET DE SERRE ANNUEL			
Unité	kg CO2 éq. / an	kg CO2 éq. / an	kg CO2 éq. / an
EMISSIONS GES	**1 062 977**	**160 553**	**138 056**
FILE BOUE de la STEP	0	0	0
PRODUCTION de CHAUX	737 751	0	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	83 229	0	0
PRODUCTION POLYMERE	0	49 840	64 949
PRODUCTION ELECTRIQUE	178 714	89 748	41 891
TRANSPORTS	46 683	13 892	20 552
EPANDAGE	16 600	7 074	10 664
GES EVITES	**0**	**-393 475**	**0**
FILE BOUE de la STEP	0	-393 475	0
BILAN EFFET DE SERRE	**1 062 977**	**-232 921**	**138 056**
BILAN EFFET DE SERRE PAR TONNE DE MS			
Unité	kg CO2 éq. / t MS	kg CO2 éq. / t MS	kg CO2 éq. / t MS
EMISSIONS GES	**412**	**107**	**92**
FILE BOUE de la STEP	0	0	0
PRODUCTION de CHAUX	286	0	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	32	0	0
PRODUCTION POLYMERE	0	33	43
PRODUCTION ELECTRIQUE	69	60	28
TRANSPORTS	18	9	14
EPANDAGE	6	5	7
GES EVITES	**0**	**-262**	**0**
FILE BOUE de la STEP	0	-262	0
BILAN EFFET DE SERRE	**412**	**-155**	**92**

Tableau 41 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue

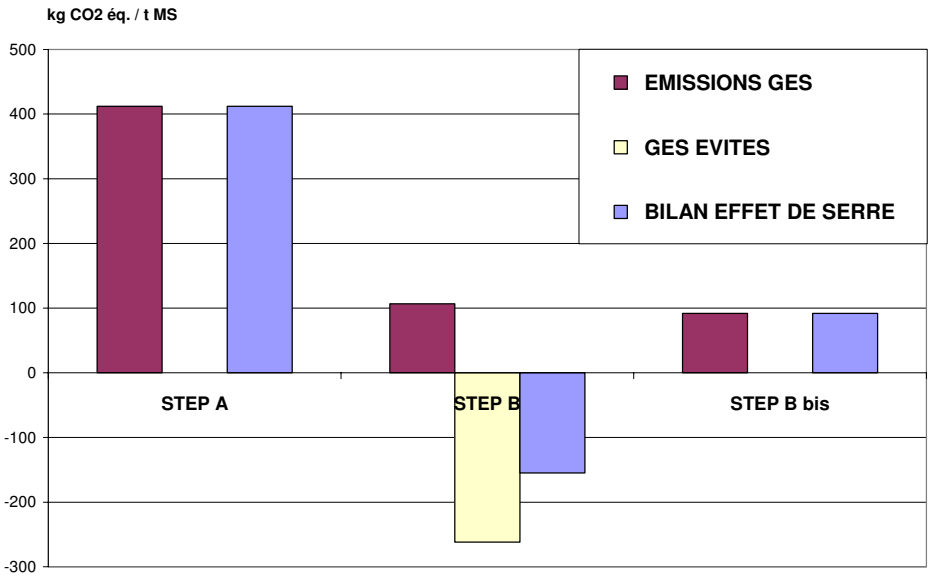


Figure 53 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les émissions de GES proviennent de trois sources : essentiellement de la fabrication des consommables, et dans une moindre mesure des transports et de l'épandage. Si l'on compare les STEP B et B bis, les résultats de la simulation montrent que la digestion permet de diminuer les GES des étapes situées en aval de la digestion : réduction de la consommation de polymère au niveau de la déshydratation (donc réduction de la fabrication et du transport), transports des boues, épandage, soit une économie en GES de 17 kg CO_2 éq. / t MS. Comme pour l'impact énergie, la digestion entraîne une diminution de l'impact effet de serre grâce à la réduction des quantités de boues en aval de la filière. Cette diminution est ainsi relative et dépend des technologies placées après la digestion. Au contraire, la digestion, en augmentant la consommation électrique de la chaîne de traitement des boues, augmente les GES de la production d'électricité (dans notre cas, le mix européen). Ainsi les émissions de GES de la STEP B sont légèrement supérieures : 107 contre 92 kg CO_2 éq. / t MS pour la STEP B bis. Cependant, l'énergie valorisée en électricité par la cogénération de la STEP B permet une substitution importante : - 262 kg CO_2 éq. / t MS, ce qui rend le bilan effet de serre de cette station négatif : - 155 kg CO_2 éq. / t MS contre 92 pour la STEP B bis.

Les émissions de GES des STEP A et B se distinguent par les quantités importantes émises par la fabrication de la chaux et du chlorure ferrique (318 kg CO_2 éq. / t MS pour les deux réactifs). La STEP B, grâce à la digestion anaérobie, réalise une stabilisation biologique des boues sans produits chimiques dont la fabrication est source de GES, comme le montre le scénario de la STEP A. Ainsi les émissions GES des cycles de vie des files boue des STEP A et B sont respectivement 412 et 107 kg CO_2 éq. / t MS. La production d'électricité améliorant encore le bilan de la STEP B, le bilan de cette dernière est de - 155 kg CO_2 éq. / t MS, contre 412 pour la STEP A.

Ainsi, la digestion anaérobie permet une diminution de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue. Cette réduction, comme pour l'impact énergie, est réalisée grâce à trois facteurs : la production d'électricité par cogénération, la stabilisation biologique des boues et la réduction des quantités de boues en aval du procédé de digestion. Au regard des résultats observés, la digestion anaérobie apparaît donc comme une alternative très intéressante pour réduire les émissions de GES des filières de traitement des boues. Dans notre dernière analyse, il semble intéressant maintenant d'identifier l'impact de la digestion à l'échelle du cycle de vie de la station.

1.4.2/ A l'échelle du cycle de vie de la station

Les scénarios ont été modélisés dans GaBi mais ne sont pas construits à partir des modules préprogrammés développés au cours de ce travail comme expliqué en *Partie II/ II/ 1.3.4./*.
Les résultats sont rassemblés dans le tableau 44 et la figure 54.

	STEP A (sans digestion)	**STEP B** (avec digestion)
BILAN EFFET DE SERRE ANNUEL		
Unité	kg CO2 éq. / an	kg CO2 éq. / an
EMISSIONS GES	**2 802 352**	**358 556**
STEP	0	0
PRODUCTION de CHAUX	737 751	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	83 229	8 673
PRODUCTION POLYMERE	0	49 840
PRODUCTION ELECTRIQUE	1 918 089	278 319
TRANSPORTS	46 683	14 651
EPANDAGE	16 600	7 074
GES EVITES	**0**	**0**
BILAN EFFET DE SERRE	**2 802 352**	**358 556**
BILAN EFFET DE SERRE PAR TONNE DE MS		
Unité	g CO2 éq. / m^3	g CO2 éq. / m^3
EMISSIONS GES	**285**	**98**
STEP	0	0
PRODUCTION de CHAUX	75	0
PRODUCTION de CHLORURE FERRIQUE	8	2
PRODUCTION POLYMERE	0	14
PRODUCTION ELECTRIQUE	195	76
TRANSPORTS	5	4
EPANDAGE	2	2
GES EVITES	**0**	**0**
BILAN EFFET DE SERRE	**285**	**98**

Tableau 42 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la station

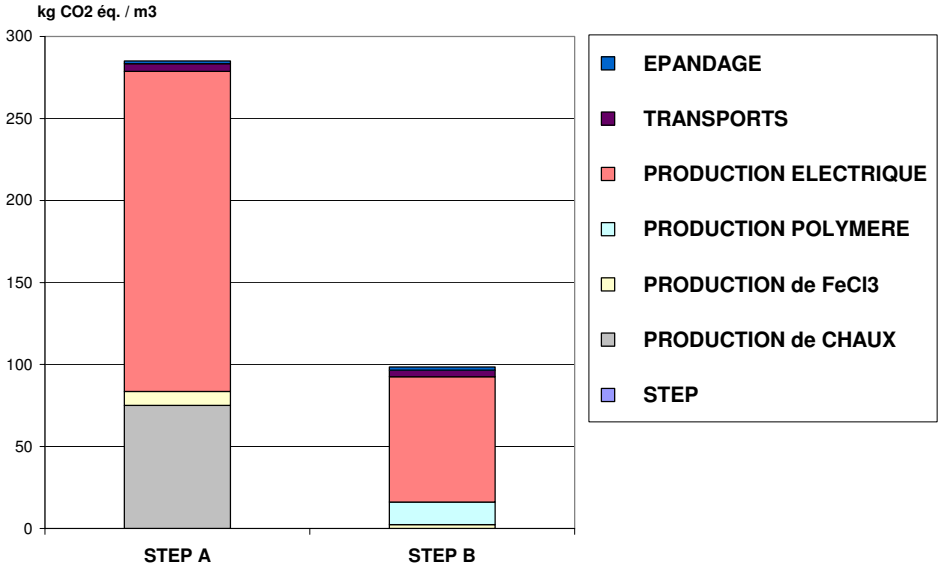


Figure 54 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la station

L'impact effet de serre du cycle de vie de la STEP B présente un impact trois fois plus faible que celui de la STEP A : 98 contre 285 g CO_2 éq./ m^3. A cette échelle, deux paramètres influencent l'impact GES :

- la valorisation du biogaz en électricité,
- la consommation en réactifs.

La production électrique est la principale source de GES sur l'ensemble du cycle de vie pour les deux scénarios. L'économie d'énergie réalisée grâce à la valorisation du biogaz (906 482 kWh/ an, soit 113 g CO_2 éq./ m^3) permet donc un gain important en diminuant la demande en électricité produite dans une centrale. Il est à noter que l'influence de la production électrique dépend du contexte local. En effet, le kWh moyen européen émet environ 450 g CO_2 pour sa production, le kWh français environ 120 g CO_2 (prédominance du nucléaire), et le kWh allemand environ 680 g CO_2 (prédominance du charbon). La production d'électricité par la biomasse sera donc plus intéressante par exemple en Allemagne qu'en France à cause du type d'énergie fossile utilisée.

La production des réactifs est l'autre source de GES dans le cycle de vie des STEP. Les deux paramètres importants sont le type et la quantité de réactif consommé. Si le chlorure ferrique et le polymère émettent relativement peu de GES, la production de chaux représente plus d'un quart des émissions du cycle de vie de la STEP A. Ceci est important mais non surprenant : la fabrication de la chaux nécessite une grande quantité d'énergie fossile pour la combustion de la roche calcaire qui elle-même dégage du dioxyde de carbone. Cette chaux est utilisée pour stabiliser et hygiéniser la boue. Pour la STEP B, cette fonction est remplie par la digestion.

Ainsi, la digestion permet de diminuer les GES sur l'ensemble du cycle de vie de la station grâce à la valorisation du biogaz en électricité et à l'économie de réactif. La digestion permet d'éviter l'étape de chaulage. En terme d'impact effet de serre, ce procédé présente donc un double bénéfice : produire de l'électricité et éviter la production de chaux, deux sources de GES importantes.

La digestion anaérobie apparaît donc comme un procédé capable de réduire les impacts énergie et effet de serre des filières de traitement des boues. Cette technologie possède trois avantages intéressant sur le plan environnemental :

- la production de chaleur et d'électricité par cogénération à partir du biogaz,
- la réduction des quantités de boues en aval de la digestion,
- la stabilisation biologique des boues.

Dans notre cas d'étude, les bénéfices de la digestion sont constatés à l'échelle de la chaîne de traitement des boues, mais également à l'échelle de la station et de son cycle de vie. Ainsi une digestion génère plus d'énergie que consomme la filière boue, elle peut satisfaire 60 % des besoins électriques d'une STEP. La comparaison entre deux usines d'épuration montre que la digestion permet de diminuer de 50 % l'impact énergie et de 66 % l'impact effet de serre du cycle de vie de la STEP avec digestion.
Le logiciel développé a permis une réalisation rapide de cette étude. Les résultats qu'il propose sont cohérents avec les performances de STEP existantes. L'écart entre les valeurs réelles et simulées est inférieur à 30 %, objectif pour cet outil destiné à des évaluations préliminaires.

Outre la production d'électricité, la valorisation du biogaz est également possible en tant que combustible. Dans le deuxième cas d'étude, nous allons essayer de quantifier les bénéfices d'une digestion anaérobie sur une filière de traitement des boues équipée d'une incinération.

2/ CAS D'ETUDE 2 : FILIERE AVEC UNE INCINERATION DES BOUES

Une des voies d'élimination des boues est l'incinération. Dans le cas de l'incinération dédiée, les boues sont oxydées seules, contrairement à l'incinération avec les ordures ménagères. Cette technologie est bien adaptée aux grandes villes qui ne disposent pas généralement ni de la qualité ni de l'espace suffisant pour réaliser un plan d'épandage. La mise en décharge de gros volumes de boues est par ailleurs difficilement envisageable.

Intégrer une digestion anaérobie dans une filière d'incinération dédiée pourrait améliorer les performances environnementales de la chaîne de traitement. En effet, l'incinération dédiée nécessite un combustible pour maintenir la chaleur du four durant les phases où il n'y a pas d'injection de boues ou pour les redémarrages (les boues étant autocombustibles au delà d'une certaine température). Nous allons tenté de quantifier le gain environnemental apporté par la digestion à l'aide du logiciel. Comme dans le cas d'étude un, nous nous appuierons sur les performances d'une STEP existante pour valider les résultats donnés par l'outil.

2.1/ Présentation de l'étude

2.1.1/ Scénarios étudiés

Pour ce cas d'étude, une usine existante a servi de support : la STEP C, qui est décrite ci-dessous. Cette station présente une particularité intéressante : le digesteur de la filière boue a fonctionné jusqu'à fin 2002, date à laquelle il a été arrêté pour des problèmes techniques. Nous disposons donc, pour une même usine avec la même eau usée et la même qualité de boue, de deux chaînes de traitement des boues identiques, excepté que l'une possède une digestion anaérobie. Une telle situation représente un cas très intéressant pour une étude comparative de la digestion.

Deux scénarios seront ainsi analysés :

- STEP C d, avec digestion, basée sur la station existante C pour l'année 2002,
- STEP C, sans digestion, basée sur la station existante C pour les années 2003 et 2004.

Comme pour le cas d'étude un, les scénarios se présenteront sous deux variantes : une variante avec les données provenant du modèle et une autre variante avec les performances réelles mesurées sur la station.

2.1.2/ Echelles d'étude et unité fonctionnelle

La STEP C sera évaluée sur deux échelles :

- à l'échelle de la file boue : le périmètre comprend l'ensemble des procédés de la chaîne de traitement des boues sur la station.
- à l'échelle du cycle de vie de la station : le système comprend la chaîne de traitement des boues sur la STEP ainsi que les activités sur lesquelles elle a une influence : production des consommables, transports, élimination des cendres.

Les scénarios n'ont pas été comparés aux échelles de la station et du cycle de vie de la STEP car la digestion n'influence dans ce cas que la filière boue. Une comparaison de l'ensemble de la station n'apporte donc pas des résultats intéressants.

L'unité fonctionnelle considérée pour les deux échelles sera :

une tonne de MS de boues en entrée de la chaîne de traitement des boues.

2.1.3/ Description de la station et des scénarios modélisés

- Présentation de la station

Mise en eau en 1969, la STEP C est dimensionnée pour traiter 300 000 EH. Elle fonctionne actuellement en surcharge puisqu'elle traite 76 000 m^3/j (soit 380 000 EH). Cette station, en fin de vie, sera bientôt renouvelée.

Après une phase de prétraitements classiques (dégrillage, dessablage, dégraissage), les eaux usées sont envoyées en décantation primaire. Les boues primaires décantées sont envoyées directement dans le digesteur. Puis les eaux usées sont envoyées dans des bassins à boues activées en moyenne à forte charge. Des bassins non aérés assurent une phase anoxie pour la dénitrification. Le traitement du phosphore est réalisé par ajout de réactifs chimiques au cours du traitement secondaire. En fin de traitement biologique, l'eau est séparée au niveau de clarificateurs qui envoient les boues dans le digesteur.

La chaîne de traitement de boues commence directement par le digesteur anaérobie (figures 55 et 56). Il n'y a donc pas de phase d'épaississement. Le digesteur, de type mésophile, assure deux fonctions : la digestion qui réduit la quantité de boues et produit du biogaz, et un stockage tampon qui régule et homogénéise le flux de boues à incinérer. Jusqu'à la fin de l'année 2002, la filière boue a fonctionné avec le digesteur. A partir de 2003, le digesteur a simplement servi comme ouvrage de stockage, n'étant plus chauffé. Les boues digérées ou stockées sont ensuite pompées vers un poste de déshydratation. Cette étape est assurée par des centrifugeuses qui concentrent la boue de 7 à 29 % de siccité environ. Enfin les boues déshydratées sont immédiatement injectées dans un incinérateur dédié aux boues sur le site de

la STEP. Cet incinérateur fonctionne selon le principe du lit fluidisé. Les boues sont intégralement minéralisées. Un seul résidu est produit par le four : les fumées. Ces dernières sont traitées en deux étapes : un filtre électromagnétique collecte les poussières sèches, puis deux tours de lavages (acide puis basique) piègent les composés toxiques restants. L'ensemble des résidus d'épuration est envoyé dans un centre d'enfouissement technique de classe une (CET I, stockage pour déchets dangereux). Le four fonctionne de manière discontinue. Des phases de redémarrage et de maintien en température du four sont donc nécessaires. Pour chauffer le four, un combustible d'appoint est utilisé. Tant que la digestion était opérationnelle, le biogaz a été réinjecté dans le four dans ce but, avec parfois un complément de fioul. La chaleur du four était alors récupérée pour chauffer le digesteur. Depuis que la digestion est arrêtée, le seul combustible utilisé est le fioul.

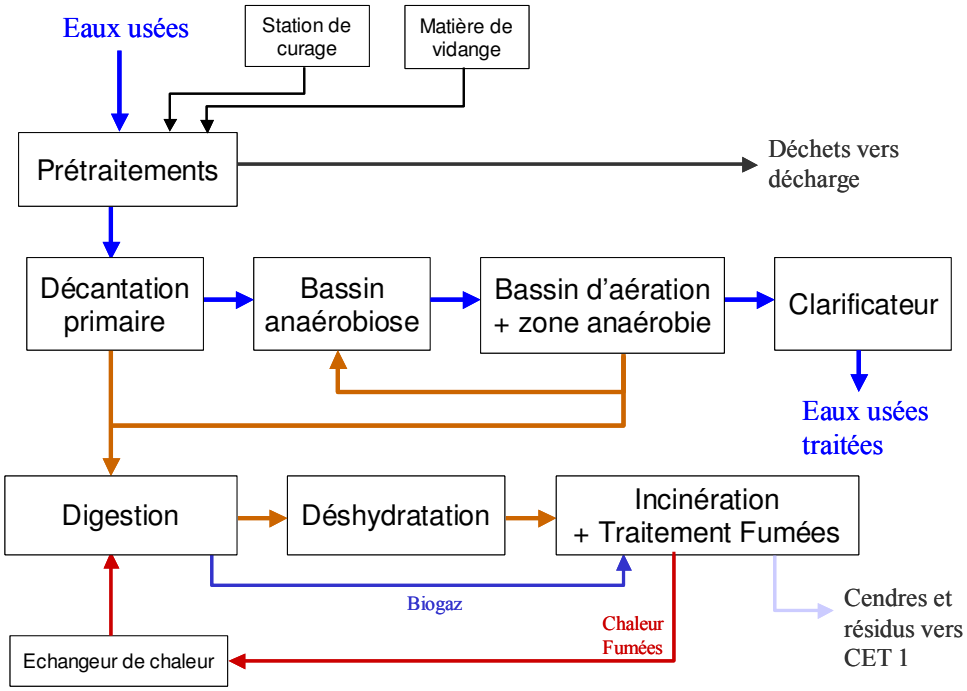


Figure 55 : Schéma de la STEP C (configuration avec digestion)

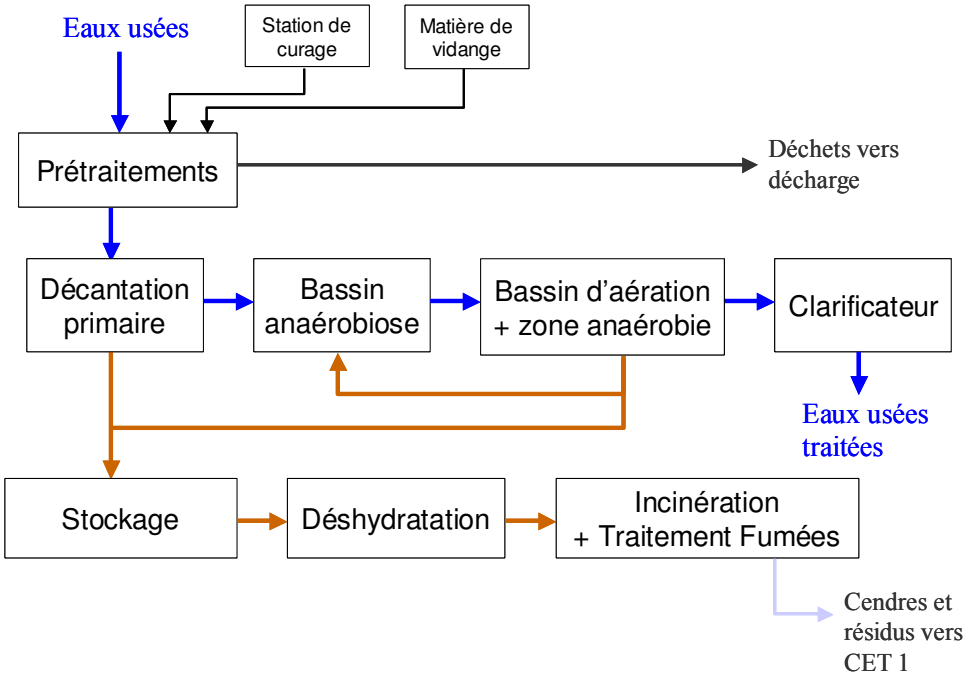


Figure 56 : Schéma de la STEP C (configuration sans digestion)

- Hypothèses

Les données présentées dans le tableau 45 correspondent aux moyennes des paramètres issus des relevés mensuels et annuels fournis par l'exploitant de l'année 2002 pour le scénario STEP C d et des années 2003 et 2004 pour le scénario STEP C.

- Consommation en réactifs

REACTIF	QUANTITE	UNITE	UTILISATION
STEP C d : polymère	8	t / an	Déshydratation
STEP C : polymère	7,5	t / an	Déshydratation

Tableau 43 : Consommation en réactifs des STEP C d et STEP C

- Energie

La consommation électrique des procédés de traitement des boues de la station est mesurée par l'exploitant. Le total de cette consommation correspond à la consommation relevée par EDF. Ces consommations seront présentées dans le paragraphe *Partie III/II/2.2/*.
L'incinérateur consomme également du fioul (tableau 46).

FIOUL	QUANTITE	UNITE	UTILISATION
STEP C d	6 285	L / an	Incinération
STEP C	79 590	L / an	Incinération

Tableau 44 : Consommation en fioul des STEP C d et STEP C

- Données sur la chaîne de traitement des boues

La filière de la STEP C d ainsi que les caractéristiques des boues sont présentées dans la figure 57.

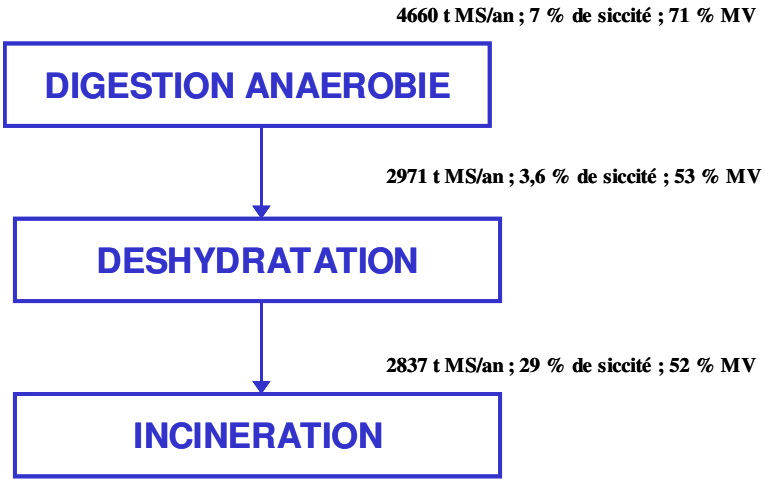


Figure 57 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP C d

La filière de la STEP C ainsi que les caractéristiques des boues sont présentées dans la figure 58.

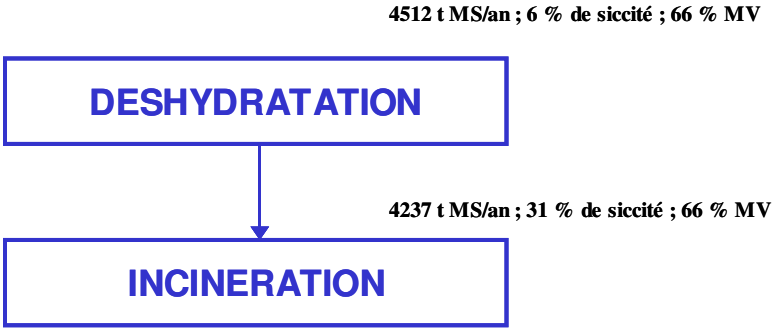


Figure 58 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP C

- Autres hypothèses

Pour la production électrique, le mix énergétique sélectionné est le mix moyen français.

2.1.4/ Modélisation des systèmes

Les modèles des filières de traitement de boues de la station C et des cycles de vie de ces filières sont présentés ci-dessous.

- Scénarios à l'échelle de la file boue :

- Scénario « file boue de la STEP C d » (figure 59)

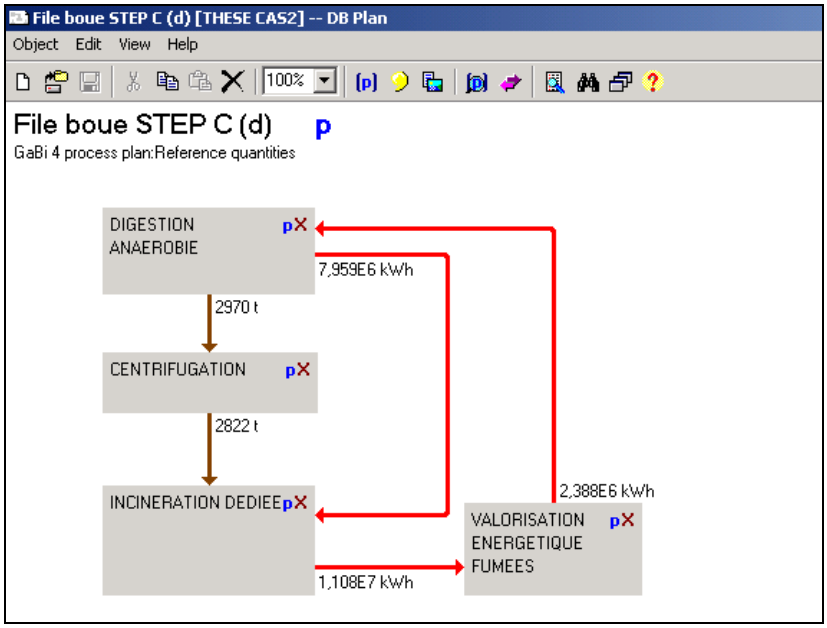


Figure 59 : Scénario File boue de la STEP C d

- Scénario « file boue de la STEP C » (figure 60)

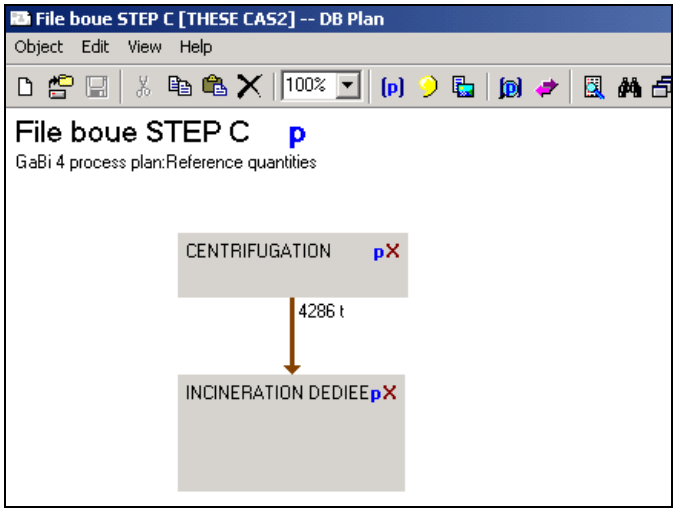


Figure 60 : Scénario File boue de la STEP C

- Scénarios à l'échelle du cycle de vie de la file boue :

- Scénario « cycle de vie de la file boue de la STEP C d » (figure 61)

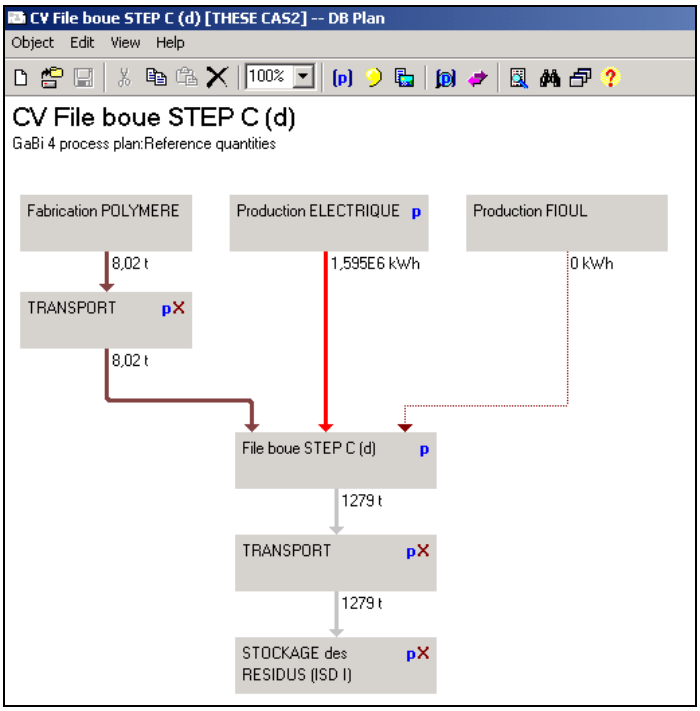


Figure 61 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP C d

- Scénario « cycle de vie de la file boue de la STEP C » (figure 62)

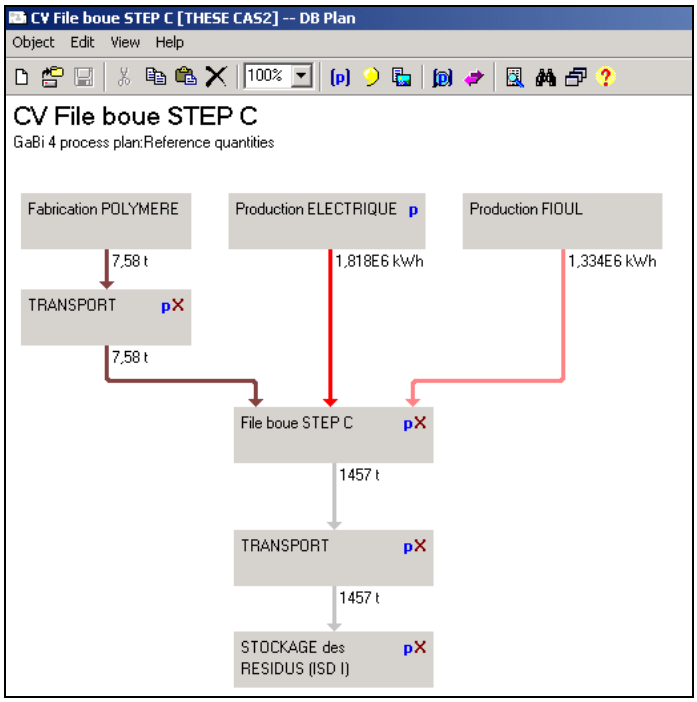


Figure 62 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP C

2.2/ Evaluation de l'impact énergie

Cet impact sera étudié à l'échelle de la file boue où nous analyserons les résultats du logiciel, puis dans un deuxième temps où nous comparerons les performances modélisées et réelles des filières de traitement des boues. Enfin l'analyse se poursuivra avec une analyse à l'échelle du cycle de vie de la file boue.

Deux des flux énergétiques, le biogaz et la chaleur récupérée des fumées de l'incinérateur, ne seront pas présentés bien que modélisés dans le logiciel. En effet, dans le scénario STEP C d, le biogaz produit étant nettement excédentaire aux besoins en combustible du four, seule la quantité nécessaire est utilisée, le reste est brûlé en torchère. La seule conséquence de la valorisation du biogaz se répercute sur la consommation en fioul. D'autre part, ces flux n'ont pas pu être mesurés sur la station existante. Il n'est donc pas possible de comparer les valeurs modélisées avec les données réelles. Ainsi nous n'avons pas présenté ces flux pour simplifier la lecture de l'analyse.

2.2.1/ A l'échelle de la file boue

2.2.1.1/ Résultats du modèle

Les résultats du logiciel sont présentés dans le tableau 47 et la figure 63.

	STEP C (sans digestion)	**STEP C (d)** (avec digestion)
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL		
Unité	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**1 818 336**	**1 594 945**
DIGESTION	0	397 939
DESHYDRATATION	360 960	237 619
INCINERATION	1 457 376	959 387
CONSOMMATION FIOUL	**1 334 024**	**0**
INCINERATION	1 334 024	0
BILAN ENERGETIQUE	**3 152 360**	**1 594 945**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS		
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**403**	**342**
DIGESTION	0	85
DESHYDRATATION	80	51
INCINERATION	323	206
CONSOMMATION FIOUL	**296**	**0**
INCINERATION	296	0
BILAN ENERGETIQUE	**699**	**342**

Tableau 45 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue

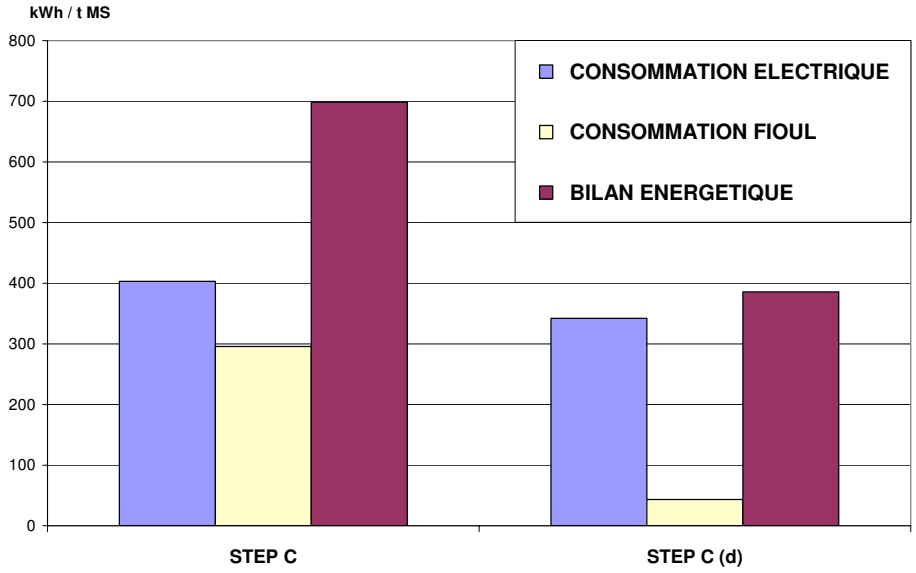


Figure 63 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue

La mise en place d'une digestion anaérobie dans la filière boue étudiée engendre deux conséquences sur le plan énergétique :

- une diminution de la consommation électrique,
- une diminution du besoin en fioul.

Concernant la consommation électrique, le procédé de digestion demande une certaine quantité d'électricité, 85 kWh/ t MS, mais permet de réduire les consommations des procédés situés en aval de la chaîne de traitement des boues par destruction d'une partie des matières organiques. Dans cette filière, les technologies en aval présentent une consommation énergétique importante. L'économie d'électricité réalisée est donc intéressante : 29 kWh/ t MS pour la déshydratation et surtout 117 kWh/ t MS pour l'incinération. La consommation électrique de la file boue est finalement 342 kWh/ t MS pour la STEP C d contre 403 pour la STEP C. La digestion, malgré sa propre consommation, permet donc de réduire la consommation électrique de la chaîne de traitement d'environ 61 kWh/ t MS dans notre cas d'étude.

La valorisation thermique du biogaz est ici un autre avantage de la digestion anaérobie. Pour remplacer une ressource fossile non renouvelable, le biogaz est injecté dans le four pour satisfaire ses besoins pour le maintien en température et le démarrage. D'après le modèle, la digestion produit suffisamment de biogaz pour alimenter le four : il n'y a pas de fioul consommé dans le scénario STEP C d. En revanche, sans digestion, la demande en carburant n'est pas négligeable : 296 kWh/ t MS. Cette quantité est intégralement remplacée par le biogaz.

Enfin dans notre cas d'étude, il n'y a pas d'énergie valorisée en dehors de la filière. Une simulation pourrait être envisagée pour calculer par exemple l'impact énergétique d'une valorisation par cogénération du biogaz excédentaire et/ ou de la chaleur des fumées. Toutefois cette possibilité ne sera pas envisagée dans le cadre de ce travail de thèse.

Ainsi la digestion anaérobie permet de réaliser une économie d'énergies électrique et thermique par réduction des quantités de boues en utilisation du biogaz pour les besoins du four. Le bilan énergétique est divisé par deux d'une filière à l'autre : 386 kWh/t MS pour la file boue de la STEP C d contre 699 kWh/ t MS pour la file boue de la STEP C. Ces valeurs peuvent maintenant être comparées aux valeurs réelles enregistrées sur la station.

2.2.1.2/ Comparaison des scénarios Modèle / Réalité

Les résultats de la comparaison entre les performances énergétiques réelles de la station et celles modélisées sont présentés dans le tableau 48.

	MODELE		**STEP EXISTANTE**		**Ecart MODELE/REALITE**	
	STEP C (sans digestion)	**STEP C d (avec digestion)**	**STEP C (sans digestion)**	**STEP C d (avec digestion)**	**STEP C**	**STEP C (d)**
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL						
Unité	kWh / an	kWh / an	kWh / an	kWh / an	%	%
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**1 818 336**	**1 594 945**	**1 738 793**	**1 719 084**	**5%**	**-7%**
DIGESTION	0	397 939	0	353 532		13%
DESHYDRATATION	360 960	237 619	352 802	240 153	2%	-1%
INCINERATION	1 457 376	959 387	1 385 990	1 125 399	5%	-15%
CONSOMMATION FIOUL	**1 334 024**	**0**	**794 701**	**62 756**	**68%**	**-100%**
INCINERATION	1 334 024	0	794 701	62 756	68%	-100%
BILAN ELECTRIQUE	**3 152 360**	**1 594 945**	**2 533 494**	**1 781 840**	**24%**	**-10%**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS						
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS	kWh / t MS	%	%
CONSOMMATION ELECTRIQUE	**403**	**342**	**385**	**369**	**5%**	**-7%**
DIGESTION	0	85	0	76		13%
DESHYDRATATION	80	51	78	52	2%	-1%
INCINERATION	323	206	307	242	5%	-15%
CONSOMMATION FIOUL	**296**	**0**	**176**	**13**	**68%**	**-100%**
INCINERATION	296	0	176	13	68%	-100%
BILAN ELECTRIQUE	**699**	**342**	**562**	**382**	**24%**	**-10%**

Tableau 46 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité

Les écarts entre les consommations électriques des différents procédés sont relativement faibles : ils sont tous inférieurs à 20 %. L'écart global entre les consommations électriques réelles et calculées des chaînes de traitement des boues est ainsi assez petit : 5 % pour la STEP C et 7 % pour la STEP C d (voir figures 64 et 65).

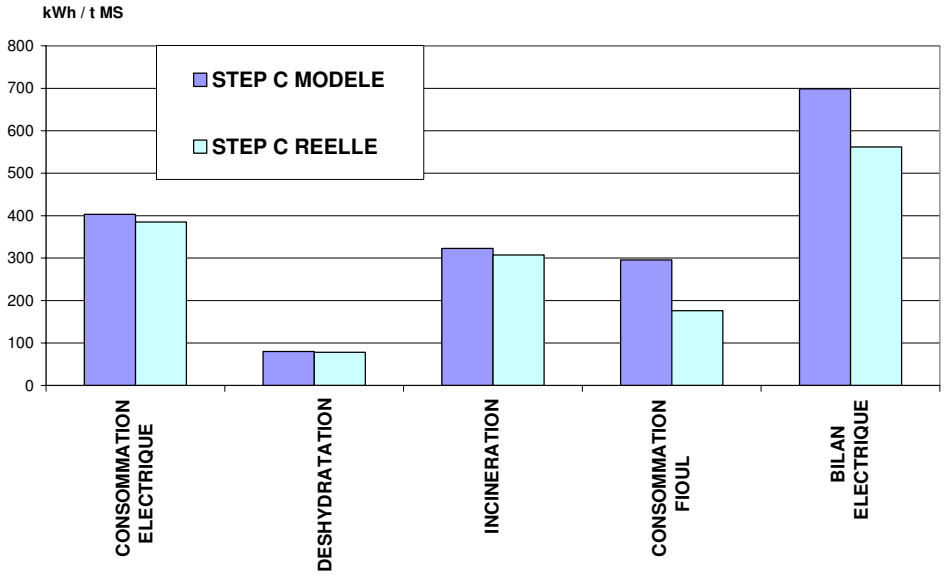


Figure 64 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP C

Au contraire, la consommation en fioul présente une erreur élevée. Pour le scénario STEP C d, le biogaz produit par la digestion est théoriquement suffisant pour les besoins de l'incinérateur, il n'y a donc pas de consommation de carburant prévue. Dans la réalité, on observe qu'un carburant est toujours nécessaire, même en petite quantité. Dans le scénario STEP C, la consommation évaluée est bien plus élevée que la consommation réelle.

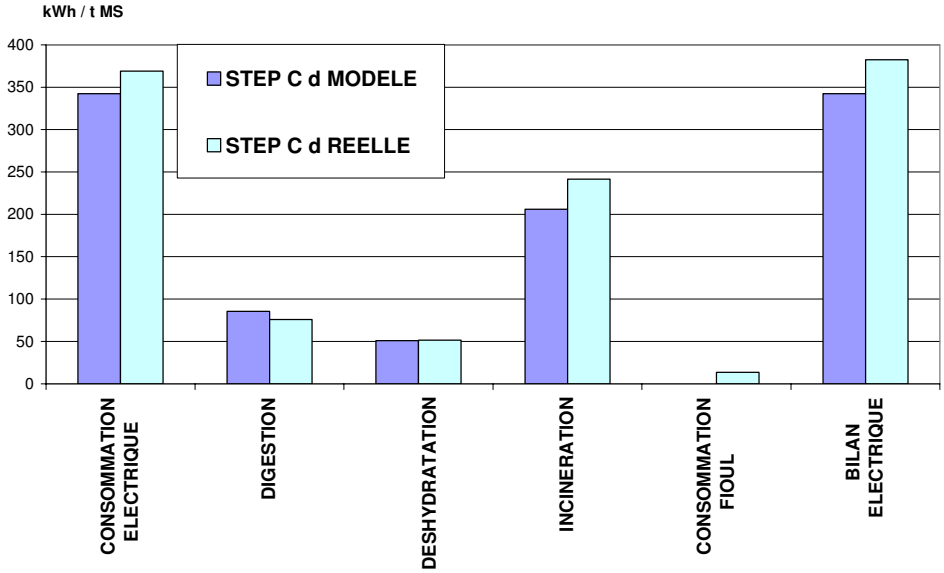


Figure 65 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP C d

L'observation des deux scénarios illustre la difficulté de modéliser des processus sur lesquels l'exploitant a une influence importante. En effet, dans le cadre de l'incinération, l'exploitant choisit, en fonction de ses multiples contraintes, la fréquence des arrêts de maintenance et si le four doit être maintenu à température ou arrêté. Ces décisions impactent essentiellement sur la consommation en carburant. Bien que la variabilité temporelle de ces actions ait été en partie intégrée dans l'outil, la précision sur le résultat reste insuffisante au regard des objectifs fixés (écart supérieur à 30 %).
L'erreur sur la consommation en fioul est moins grave en terme de décision puisque la conclusion de la comparaison des deux scénarios STEP C et C d n'est pas faussée : les valeurs absolues sont différentes mais l'écart relatif entre les deux scénarios reste du même ordre de grandeur. Ceci paraît acceptable pour un logiciel destiné à des études préliminaires dont l'intérêt principal est d'observer des tendances. Par ailleurs, la modélisation de la consommation de carburant d'un incinérateur dédié devra être améliorée (augmenter le nombre de paramètres techniques et d'exploitation).

Ce cas d'étude illustre ainsi d'une part la difficulté de modéliser les performances de procédés de traitement des boues, et d'autre part met en évidence les précautions qu'il faut prendre pour utiliser un tel type d'outil.

2.2.2/ A l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les résultats du logiciel sont présentés dans le tableau 49 et la figure 66.

	STEP C (sans digestion)	**STEP C (d)** (avec digestion)
BILAN ENERGETIQUE ANNUEL		
Unité	kWh / an	kWh / an
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**3 423 009**	**1 851 869**
FILE BOUE de la STEP	3 152 360	1 594 945
PRODUCTION POLYMERE	104 543	110 604
TRANSPORTS	126 456	111 513
STOCKAGE RESIDUS	39 650	34 808
BILAN ENERGETIQUE	**3 423 009**	**1 851 869**
BILAN ENERGETIQUE PAR TONNE DE MS		
Unité	kWh / t MS	kWh / t MS
CONSOMMATION ENERGETIQUE	**759**	**397**
FILE BOUE de la STEP	699	342
PRODUCTION POLYMERE	23	24
TRANSPORTS	28	24
STOCKAGE RESIDUS	9	7
BILAN ENERGETIQUE	**759**	**397**

Tableau 47 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue

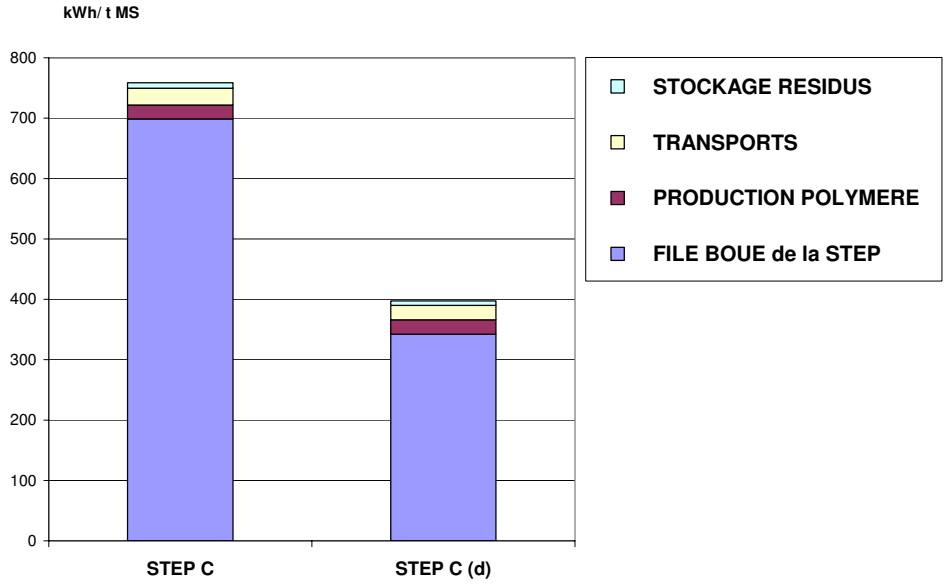


Figure 66 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue

La figure 66 montre que l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la station est causé essentiellement par la file boue de la station. L'impact des transports, de la fabrication du polymère et du stockage des résidus est très faible. Ainsi, en dehors de la STEP, la digestion a peu d'influence sur les autres modules du cycle de vie et l'écart entre les scénarios STEP C et STEP C d est presque identique que celui à l'échelle de la file boue : respectivement 759 et 397 kWh/ t MS.

Dans une filière de traitement des boues avec une élimination par incinération dédiée, l'impact énergie est donc diminué grâce à la digestion anaérobie qui :

- diminue les quantités de boues en aval de la digestion, et donc réduit la consommation électrique des procédés concernés,
- substitue l'utilisation d'un combustible fossile par la production de biogaz.

Ainsi à l'échelle de la file boue, les simulations du logiciel évaluent l'économie d'énergie engendrée par la digestion à de 51 % (699 contre 342 kWh/ t MS). Toutefois la comparaison avec les performances réelles de l'usine montre que la modélisation de la consommation en fioul par le logiciel au niveau de l'incinérateur présente une incertitude assez importante. L'économie sur le plan énergétique n'est en réalité que de 32 %. Cet exemple illustre la difficulté de modéliser les performances énergétiques de certains procédés. Une vigilance sur les résultats et une amélioration des modèles est donc à encourager pour ces procédés.
Après avoir étudié l'influence de la digestion anaérobie sur l'impact énergie d'une filière de traitement des boues éliminées par incinération, nous allons analyser l'impact effet de serre.

2.3/ Evaluation de l'impact effet de serre

Pour cet impact, les mêmes hypothèses que dans le cas d'étude un seront reprises :

- émission de méthane issue des procédés biologiques anaérobies négligée,
- N_2O négligé (conformément aux hypothèses du GIEC).

Ainsi, à l'échelle de la file boue, l'impact effet de serre est causé uniquement par la combustion de ressource fossile au niveau de l'incinérateur. Nous n'évaluerons donc cet impact qu'à l'échelle du cycle de vie de la file boue.

Les résultats obtenus par la modélisation de l'outil sont présentés dans le tableau 50 et la figure 67.

	STEP C (sans digestion)	**STEP C (d)** (avec digestion)
BILAN EFFET DE SERRE ANNUEL		
Unité	kg CO_2 éq. / an	kg CO_2 éq. / an
EMISSIONS GES	**731 526**	**243 175**
FILE BOUE de la STEP	403 210	0
PRODUCTION ELECTRIQUE	220 019	192 988
PRODUCTION FIOUL	54 695	0
PRODUCTION POLYMERE	16 683	17 650
TRANSPORTS	31 883	28 115
STOCKAGE RESIDUS	5 036	4 421
BILAN EFFET DE SERRE	**731 526**	**243 175**
BILAN EFFET DE SERRE PAR TONNE DE MS		
Unité	kg CO_2 éq. / t MS	kg CO_2 éq. / t MS
EMISSIONS GES	**162**	**52**
FILE BOUE de la STEP	89	0
PRODUCTION ELECTRIQUE	49	41
PRODUCTION FIOUL	12	0
PRODUCTION POLYMERE	4	4
TRANSPORTS	7	6
STOCKAGE RESIDUS	1	1
BILAN EFFET DE SERRE	**162**	**52**

Tableau 48 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue

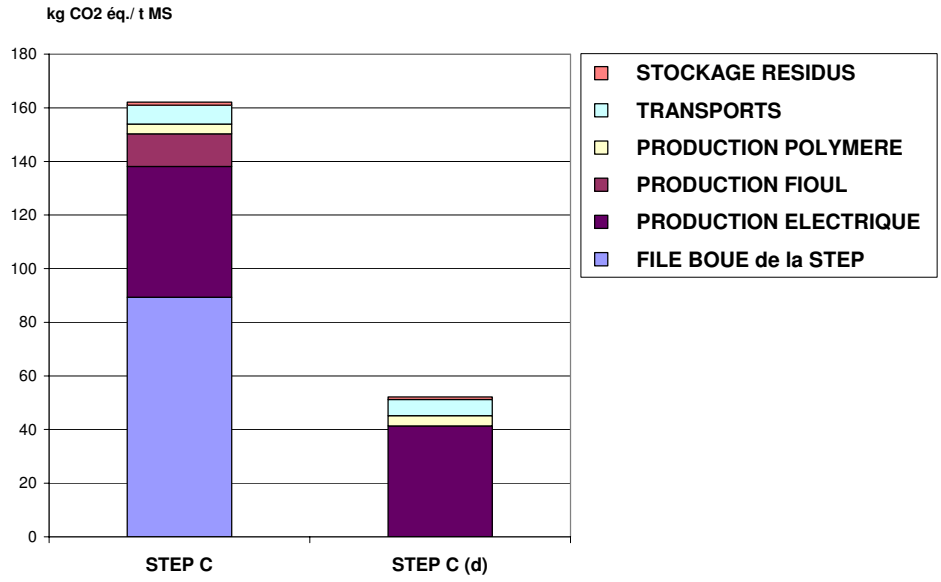


Figure 67 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue

Les émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie de la file boue proviennent principalement de deux sources :

- de la combustion de fioul sur la station,
- de la production électrique.

La combustion de fioul contribue pour 55 % de l'impact du cycle de vie de la file boue de la STEP C (89 sur 162 kg CO_2 éq./ t MS). Le remplacement du fioul par le biogaz de digestion, une énergie renouvelable issue de la biomasse, permet d'éviter ces émissions de CO_2. D'autre part, le gain sur la consommation électrique, réalisé grâce à la diminution des quantités de boues en aval de la digestion, engendre également une réduction des émissions de GES au niveau de la production électrique (de type français, donc un mode de production relativement peu émetteur de GES) : le cycle de vie de la file boue de la STEP C d émet 41 kg CO_2 éq./ t MS et celui de la STEP C 49 kg CO_2 éq./ t MS pour cette phase du cycle de vie. Les autres modules, production de polymère, de fioul, transports et stockage des résidus d'épuration des fumées, sont négligeables pour l'impact effet de serre.
Au final, le bilan effet de serre de chacun des cycles de vie des files boues des STEP C d et STEP C est respectivement 52 et 162 kg CO_2 éq./ t MS. Ainsi, dans notre cas d'étude présentant une filière avec incinération dédiée, la digestion anaérobie permet une économie de GES équivalente à 110 kg CO_2 éq./ t MS, soit une réduction de 68 %.

Ces résultats ont été obtenus à partir des scénarios modélisés dans le logiciel. Nous avons vu que les performances réelles étaient moins favorables à la digestion. En recalculant l'impact effet de serre à partir des informations mesurées sur les stations (consommation électrique, en fioul, en polymère et production de cendres d'épuration des fumées), nous observons un écart

entre les deux scénarios moins important mais qui montre toujours l'intérêt d'introduire une digestion dans la chaîne de traitement des boues. Ainsi les bilans effet de serre des cycles de vie des files boues des STEP C d et C sont respectivement de 59 et 115 kg CO_2 éq./ t MS, soit une réduction des émissions de GES de 49 %.

Ainsi, dans le cas d'étude deux, la digestion anaérobie a permis de réduire les impacts énergie et effet de serre d'une chaîne de traitement des boues avec incinération dédiée grâce à l'utilisation du biogaz en tant que combustible et à la réduction des quantités de boues. L'impact énergie est réduit de 51 % d'après les calculs du logiciel, qui toutefois surestime ce bénéfice, l'analyse basée sur les performances réelles de la station montrant que cette économie n'est que de 32 %. En terme de GES, la digestion permet de réduire par trois les émissions de la file boue d'après le logiciel, et par deux d'après les performances réelles.
Enfin, cette analyse a montré les possibilités de l'outil ainsi que ses limites en terme de précision et de difficulté à modéliser des technologies complexes.

III. CONCLUSION

Pour finaliser et valoriser ce travail, une application opérationnelle de l'ACV dans le domaine du traitement des eaux et l'obtention de résultats concrets ont été recherchées. Pour cela un outil d'évaluation environnementale des filières de traitement des boues urbaines a été développé. La problématique des boues a été choisie à la fois pour les besoins de Veolia Environnement et parce que l'ACV semble bien adaptée pour y répondre.
Après avoir expliqué le contexte et les objectifs du projet, une description de l'outil est réalisée. L'évaluation environnementale y est limitée car seulement deux impacts sont étudiés, l'énergie et l'effet de serre. Le logiciel fonctionne par construction graphique des filières et des cycles de vie, avec des modules préprogrammés comme unité de base. Chacun de ces modules représente un procédé de traitement des boues (il en existe une vingtaine) ou un élément du cycle de vie (fabrication de réactifs, transport…). Cette configuration permet ainsi de construire un très grand nombre de filières de traitement des boues et d'analyser leur cycle de vie.
Pour gérer un volume d'informations important et donner à l'utilisateur un outil rapide et le plus convivial possible, un logiciel était incontournable. Le développement de celui-ci s'est déroulé en quatre phases principales. La première étape, la plus longue, a été la collecte de données soit auprès d'experts techniques pour les informations concernant les procédés, soit à l'aide de bases de données pour les modules du cycle de vie. Puis une revue critique a été réalisée pour sélectionner un logiciel d'ACV parmi ceux présents sur le marché. Le logiciel GaBi 4 a finalement été retenu car il répondait au mieux aux critères de sélection. Les procédés ont ensuite été modélisés dans ce logiciel sous forme de modules unitaires. Enfin une phase de validation a permis de caler l'outil. Premièrement les résultats des simulations ont été comparés avec les performances mesurées sur des stations existantes. Puis l'application de l'outil a été testée par des utilisateurs potentiels. Cette étape est toujours en cours.

Les résultats de cet outil sont en partie confidentiels. Aussi, pour en illustrer l'intérêt, deux exemples d'application du logiciel sont présentés avec pour objectif de quantifier les bénéfices environnementaux (pour les impacts énergie et effet de serre) des systèmes étudiés. La digestion anaérobie, procédé intéressant sur le plan environnemental, a été choisie comme sujet d'analyse. Le premier exemple d'application évalue la valorisation du biogaz de digestion par cogénération avec production d'électricité. Le deuxième étudie l'intérêt de coupler la digestion avec une incinération dédiée des boues. Pour chacun de ces cas d'étude, les résultats théoriques de l'impact énergie calculés pour l'outil ont également été comparés avec des performances énergétiques réelles de stations. Les résultats de l'étude son présentés à plusieurs échelles : à l'échelle de la file boue, du cycle de vie de la file boue, de la station et

du cycle de vie de la station. Cette évaluation à plusieurs niveaux permet d'obtenir des conclusions complémentaires sur les filières évaluées.
Il ressort de cette étude que la digestion anaérobie permet un gain environnemental grâce à trois actions : la production de chaleur et d'électricité par cogénération du biogaz, la réduction des quantités de boues en aval de la digestion, la stabilisation biologique des boues, l'utilisation du biogaz comme combustible. En valorisant le biogaz en électricité par cogénération, la digestion anaérobie permet par exemple de satisfaire 60 % des besoins de la station d'épuration et diminue de 66 % l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la station. Dans le deuxième cas d'étude, la mise en place d'une digestion anaérobie en amont d'une incinération dédiée réduit de 51 % l'impact énergie d'après les calculs du logiciel, qui toutefois surestime ce bénéfice, l'analyse basée sur les performances réelles de la station montrant que cette économie n'est que de 32 %. En terme de GES, la digestion divise par trois les émissions de la file boue d'après le logiciel, et par deux d'après les performances réelles. Ces deux exemples d'application ont donc permis de quantifier les performances environnementales de filières de traitement des boues avec une digestion anaérobie, ceci grâce au logiciel développé. Ils ont également montré comment utiliser cet outil, ses capacités et les précautions à apprendre en terme de précision des données.

Ainsi, ce travail de thèse a permis de développer un outil d'évaluation environnementale. Sa rapidité et sa simplicité diminuent considérablement le temps des études ACV, ce qui devrait favoriser l'utilisation des ACV par les industriels et de mieux connaître les performances environnementales des filières de traitement des boues urbaines. L'aspect modulaire, la grande quantité d'informations techniques regroupées ainsi que la possibilité de réaliser des analyses de sensibilité sur les paramètres techniques et les conditions locales représentent les points forts de ce travail. Bien que la version actuelle ne soit pas parfaite, l'outil est aujourd'hui opérationnel et la gamme d'erreur pour les différents procédés est connue.
Enfin, cet outil reste à améliorer. Plusieurs voies sont possibles. Tout d'abord, l'évaluation environnementale des filières est limitée à deux impacts. D'autres impacts pourraient donc être ajoutés, comme des impacts ACV (acidification…) mais aussi des indicateurs adaptés aux problématiques des filières de traitement des boues (transport, qualité agronomique des boues épandues, micro polluants des boues…). En terme d'effet de serre, le protoxyde d'azote N_2O pourrait être intégré dans les études, (bien que le GIEC le néglige). Par ailleurs, les frontières des systèmes modélisés pourraient être élargies à toute la STEP, en intégrant les procédés de traitement des eaux. D'autres technologies de traitement des boues non incluses dans le logiciel pourraient également être ajoutées si les données sont disponibles.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les caractéristiques techniques et économiques des systèmes d'épuration des eaux usées sont aujourd'hui suffisamment connues pour comparer les solutions existantes et éclairer les décideurs à choisir la technologie la plus adaptée à une situation donnée. En revanche, l'évaluation des impacts sur l'environnement, troisième pilier du développement durable, de ces systèmes est encore très mal maîtrisée. Ainsi, une méthode d'aide à la décision pour évaluer les performances environnementales des solutions de traitement des eaux usées semble nécessaire. Pour répondre à cette problématique, l'objet de ce travail est d'étudier l'apport de la méthodologie d'analyse de cycle de vie.

Dans un premier temps, un travail bibliographique présente les systèmes d'assainissement. Compte tenu de leur étendue, ce travail a été limité aux stations d'épuration. Ces dernières disposent d'une grande variété de procédés de traitement pour dépolluer l'eau usée et éliminer les sous-produits (air vicié, graisses…), notamment les boues d'épuration. Ce grand choix de technologies engendre une grande diversité de filières de traitement. Par ailleurs, si la réglementation constitue un repère en terme de protection de l'environnement, celle-ci ne donne pas une vision globale des impacts écologiques des solutions techniques proposées lors d'un projet. Un outil d'évaluation serait donc complémentaire à la législation en tant que moyen de connaissance des filières et support d'aide à la décision pour les responsables.
Puis la revue des types de pollutions provoquées par les usines d'épuration (effet de serre, épuisement des ressources naturelles, acidification, santé des populations, pollution des milieux naturels et des écosystèmes, nuisances) met en évidence la diversité des impacts environnementaux. Pour évaluer les performances environnementales des filières de traitement des eaux, deux difficultés se présentent donc : la diversité des procédés à étudier et la multiplicité des impacts engendrés.
Parmi les principales méthodologies d'évaluation environnementales existantes, l'ACV nous est apparue comme la plus adaptée à ce que nous recherchions : son objet d'étude est un produit, un service ou un procédé (et non un site ou une substance contrairement à d'autres méthodes), elle évalue l'ensemble des impacts environnementaux. Enfin, grâce au concept du cycle de vie, l'ACV est capable d'évaluer non seulement l'ensemble d'une filière de traitement, mais également tout le cycle de vie d'un système de traitement, évaluant ainsi les impacts directs et indirects. L'étude détaillée de l'ACV révèle également un certain nombre de limites. Notamment, l'analyse des nuisances (odeurs, bruit) peut être difficilement intégrée dans cette méthodologie tandis que la durée des études est encore trop longue pour une application régulière dans l'industrie.

La deuxième partie a pour objectif de tester l'ACV pour évaluer son adaptation au domaine du traitement des eaux, c'est à dire pour identifier en quoi cette méthodologie répond aux questions environnementales de ce secteur, pour en connaître les limites et comment compenser ces dernières. Pour cela, notre analyse s'appuie sur une étude de cas d'une station d'épuration existante. Cinq impacts ont été analysés par ACV : l'acidification, l'eutrophisation, l'effet de serre, les ressources et la toxicité. Après avoir présenté les

éléments du champ de l'étude, les données et les hypothèses considérées, les résultats sont exposés impact par impact, avec un paragraphe dédié à l'analyse des phases de construction et de démantèlement. A partir de cette étude de cas, une discussion aborde plus en détail divers points d'ordre méthodologique.
Il ressort de cette expérience un certain nombre de conclusions. Tout d'abord, l'ACV apparaît comme un outil incontournable pour évaluer les performances environnementales des systèmes de traitement des eaux. Les impacts globaux (effet de serre, ressources, acidification et eutrophisation (potentielle)) sont évalués de façon robuste, contrairement aux impacts locaux (toxicité mais aussi nuisances, écotoxicité) qui ne semblent pas, dans leur forme actuelle, suffisamment fiables pour répondre aux questions de santé dans le domaine de l'assainissement. Par ailleurs, l'impact acidification rencontre le problème du manque de données tandis qu'il semble plus approprié de prendre l'indicateur énergie pour remplacer l'impact ressources.
Ainsi dans le cadre du développement d'une méthode globale, exhaustive et fiable d'évaluation environnementale des filières d'assainissement, il semble que le meilleur compromis soit une association complémentaire de différentes méthodologies : l'ACV « classique » pour les impacts globaux et l'apport d'autres méthodologies qui restent à déterminer pour les impacts locaux. A la lecture de ce constat, il était possible soit de travailler sur le développement de méthode d'évaluation des impacts locaux, soit d'approfondir notre analyse de l'ACV jusqu'à l'obtention de résultats pratiques. La deuxième option a été choisie.

Dans la troisième partie, il est expliqué le contexte du projet qui nous a conduit à développer un logiciel d'évaluation environnementale des filières de traitement, d'élimination et de valorisation des boues urbaines. Cet outil est le fruit d'un partenariat entre différentes équipes des centres de recherche de Veolia Environnement, et dont la thèse a contribué à une partie de la réalisation. Le logiciel est également décrit ainsi que l'historique de sa construction. Actuellement le logiciel peut évaluer deux impacts : l'énergie (consommée et valorisable) et l'effet de serre (CO_2 et CH_4).
Deux cas d'étude servent d'exemples d'application et illustrent l'intérêt de cet outil. Pour cela, leur objectif est de quantifier les bénéfices au niveau énergétique et sur les émissions de GES de la digestion anaérobie des boues. Les filières digestion anaérobie couplée avec une valorisation électrique du biogaz ou suivi d'une incinération dédiée sont évaluées. Outre les résultats qui montrent effectivement l'intérêt environnemental de ce procédé, ces deux études de cas illustrent les capacités de l'outil et ses limites. En outre, la comparaison des résultats d'étude avec les performances réelles mesurées sur trois usines d'épuration (uniquement pour l'impact énergie) permet d'identifier l'erreur commise par les modèles de calculs et quels sont les procédés pour lesquels la précision de l'outil doit être améliorée.

Ainsi ce travail a permis de cerner l'intérêt de l'ACV pour étudier de façon globale et fiable les impacts environnementaux des systèmes de traitement des eaux. Un outil a été développé pour répondre en partie aux interrogations des responsables sur les questions environnementales des solutions de traitement et de valorisation des boues d'épuration. L'apport principal de ce travail réside dans le développement de ce logiciel. En effet, grâce à son aspect modulaire, à la grande quantité d'informations techniques collectées et à la possibilité de réaliser des analyses de sensibilité sur les paramètres techniques et les conditions locales, cet outil permettra une analyse plus fine des filières de traitement en s'adaptant aux configurations spécifiques de chaque projet d'étude. Nous espérons qu'à travers cet outil, l'ACV deviendra plus accessible et plus utile pour les acteurs du domaine de l'assainissement. Cet outil a par ailleurs été utilisé avec satisfaction dans des études internes de Veolia Environnement.

Enfin, dans le cadre de la mise en place d'une méthode exhaustive d'évaluation environnementale, de nombreux compléments sont toutefois nécessaires.
Premièrement l'outil développé peut être amélioré selon plusieurs axes :

- pour l'impact effet de serre, le N_2O pourrait être inclus. Pour cela des mesures doivent être effectuées, principalement sur les procédés de traitement biologiques,
- la précision des modèles de certains modules doit être améliorée,
- l'échelle d'étude pourrait être élargie, en incluant de nouvelles technologies de traitement des boues ou celles de traitement des eaux, cette dernière option permettant d'agrandir les frontières d'étude du logiciel à l'ensemble d'une station d'épuration.

Deuxièmement, sur le plan de l'analyse environnementale, d'autres indicateurs et/ou impacts doivent être ajoutés. Parmi les nouvelles pistes de recherche, travailler sur le couplage entre l'ACV et d'autres méthodologies d'évaluation des impacts locaux représente une voie intéressante. Parmi ces outils d'évaluation des impacts locaux, nous pouvons citer les études d'impacts et les analyses de risques. Les agences de l'eau ont aussi développé un « système d'évaluation de la qualité des eaux » (SEQ eau). Celui-ci caractérise, au travers d'une quinzaine d'indicateurs, la qualité physico-chimique et biologique d'un cours d'eau. Par ailleurs, le problème des nuisances, particulièrement les odeurs, est également un impact sensible qu'il conviendrait d'intégrer dans un outil d'évaluation environnementale des systèmes d'assainissement. Enfin, pour évaluer l'ensemble des systèmes d'assainissement, le travail effectué sur les filières de traitement des eaux usées est à faire sur le réseau d'assainissement. Ceci permettrait de comparer des stratégies différentes d'épuration (station d'épuration contre traitement à la source par exemple).

BIBLIOGRAPHIE

[ADEME, 1999] ADEME Situation du recyclage agricole des boues d'épuration urbaines en Europe, Editions ADEME, ISBN: 2-86817-408-6, 156 p.

[ADEME, 2000] ADEME Changement climatique : un défi majeur, document ADEME et Mission Interministérielle de l'Effet de Serre, 2000, 23 p.

[ADEME, 2001] ADEME Les boues chaulées des stations municipales : production, qualité et valeur agronomique, Ademe Editions, ISBN 2-87017-560-0, 2001, 224 p.

[AFNOR, 2002] AFNOR Amendements organiques : composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux, norme française AFNOR 44-095, 2002, 22 p.

[AFSSE, 2004] AFSSE Impacts sanitaires du bruit : état des lieux, indicateurs bruit/santé, rapport AFSSE, 2004, 304 p.

[ALEXANDRE, 1998] ALEXANDRE, O., BOUTIN, C., DUCHENE, P., LAGRANGE, C. et Al. Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, CEMAGREF & CSTB & Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, document technique FNDAE n° 22, ISBN 2-85362-495-1, 1998, 96 p.

[ANDRE, 2003] 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.

[APARIS, 2001] APARIS, M., CHOFFAT, A. Simulation d'une station d'épuration et analyse de son cycle de vie, rapport de projet de fin d'étude de l'ENSIC, Nancy, 2001, 83 p.

[Arrêté sur la construction des STEP, 1996] Arrêté du 21 juin 1996 fixant les prescriptions techniques minimales relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées en application de l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, Journal Officiel de la République Française, le 9 août 1996

[Arrêté sur l'épandage des boues, 1998] Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, Journal Officiel de la République Française, le 31 janvier 1998

[ASHLEY, 1997] ASHLEY, R.M., 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 SETAC Symposium, Bruxelles, décembre 1997

[BARROIN, 1990] BARROIN, G. La pollution des eaux par les phosphates, La Recherche, vol. 21, n°221, 1990, pp. 620-627

[BEAVIS, 2003] BEAVIS, P., LUNDIE, S. Integrated environmental assessment of tertiary and residuals treatment - LCA in the wastewater industry. Water Science and Technology, vol. 47, n° 7-8, 2003, pp. 109-116

[BELKHODJA, 2004] BELKHODJA, 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

[BENGTSSON, 1997] 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

[BESANÇON, 2004] Communication personnelle avec X. Besançon, expert boue et valorisation agronomique, Sede Environnement/ Générale des Eaux, Rilleux la Pape, 2004

[KJORKLUND, 1997] KJORKLUND, T., TILLMAN, A.M. Life cycle assessment of building frame structures, Technical Environmental Planning, Report 1997/2, Chalmers University of Technology, 1997

[BLIEFERT, 2001] BLIEFERT, C., PERRAUD, R. Chimie de l'environnement – air, eau, sols, déchets, Edition De Boeck, ISBN 2-7445-0086-0, 2001, 477 p.

[BONNARD, 2001] BONNARD, R. Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque, rapport INERIS, 2001, 70 p.

[BONNIN, 1993] 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.

[BOWERS, 1997] BOWERS MARRIOTT, B. Environmental impact assessment : a practical guide, Ed McGraw Hill Professional, ISBN 0070404100, 1997, 320 p.

[CANLER, 2001] CANLER, J.P. Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses, CEMAGREF & Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, document technique FNDAE n° 24, ISBN 2-85362-556-7, 2001, 64 p.

[CEBRON, 2003] CEBRON, A., GARNIER, J., MARTNEZ, A. Emission de N2O en station d'épuration et dans le milieu naturel, note de synthèse d'étude Université de Jussieu/ SIAAP, 2003, 14 p.

[CHEVALIER, 1999] CHEVALIER, J. Elaboration d'un protocole d'analyse de cycle de vie des procédés – Applications aux traitements des fumées d'incinération des déchets ménagers, mémoire de thèse INSA Lyon, laboratoire LAEPSI, 1999, 210 p.

[CLAUSON KAAS, 2001] CLAUSON KAAS, J., POULSEN, T.S., JACOBSEN, B.N. et al. Environmental accounting - a decision support tool in WWTP operation and management, Water Science and Technology, vol. 44, n° 2-3, 2001, pp. 25-30

[DALEMO, 1997] 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, vol. 21, 1997, pp. 17-37

[DEBRIEU, 2004] DEBRIEU, C. Lutte contre les odeurs de l'assainissement, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, document technique FNDAE n° 13, 2004, 69 p.

[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, 1989] DEGREMONT Mémento technique de l'eau. Tome 1 & 2, Collection Degrémont, ISBN 2-9503984-0-5, 1989, 1459 p.

[DENNISON, 1998] 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, vol. 38, n°11, 1998, pp. 23-30

[DERONZIER, 2004] DERONZIER, G., CHAUBERT, J.M. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, CEMAGREF & Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, document technique FNDAE n° 29, ISBN 2-11-092856-5, 2004, 49 p.

[Directive UE, 1982] 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 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

[Directive UE, 2002] Directive du Parlement européen et du Conseil n° 2002/49/CE du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement, Journal officiel de la Communauté Européenne du 18 juillet 2002

[EM, 2002] Environnement Magazine, La grande mode des ACV, article paru dans Environnement Magazine n° 1609, Juillet/Août 2002, pp. 16-19

[EMMERSON, 1995] 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, vol. 9, 1995, pp. 317-325

[FRIEDRICH, 2001] FRIEDRICH, H., BOTH, G. Sludge from sewage plants in Nordrhein - Westfalen, Ministerium fûr Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Düsseldorf, 2001

[FRUHBRODT, 1999] FRUHBRODT, E. LCA software review : An up-to-date overview of the European market, Heidelberger Druckmaschinen AG, Germany, 1999, 10 p.

[GAUJOUS, 1995] GAUJOUS, D. La pollution des milieux aquatiques : aide mémoire, Ed. Tech&Doc Lavoisier, ISBN 2-7430-0021-X, 1995, 220 p.

[GAY, 2002] GAY, J. Lutte contre la pollution des eaux - Valorisation énergétique des boues, Techniques de l'ingénieur, dossier G1455, 2002, 18 p.

[GOEDKOOP, 2000] GOEDKOOP, M., SPRIENSMA, R. The Eco-indicator 99 : a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology report, PRé Consultants, Pays Bas, 2000, 111 p.

[GOEDKOOP, 2001] GOEDKOOP, M., OELE, M., EFFTING, S. Simapro 5.0 - Database manuel : methods library, PRé Consultants, Pays Bas, 2001, 24p.

[GRISEL, 2004] GRISEL, L., OSSET, P. L'analyse du cycle de vie d'un produit ou d'un service : applications et mise en pratique, Ed. AFNOR, ISBN 2-12-475091-7, 2004, 357 p.

[GUINEE, 2002] GUINEE, J.B. Hanbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO standards, Springer, ISBN 1402002289, 2002, 704 p.

[HENZE, 1997] HENZE, M., HARREMOES, P., LA COUR JANSEN, J., ARVIN, E. Wastewater treatment : biological and chemical processes, Ed. Springer, ISBN 3-540-62702-2, 1997, 383 p.

[HOGG, 2002] HOGG, D., FAVOINO, E., NIELSEN, N. Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste - Final Report to the European Commission, rapport de Eunomia Research and Consulting, 2002, 190 p.

[HOLLAND, 2004] HOLLAND, M., RABL, A., DIAKOULAKI, D., TAYLOR, T., TORFS, R. Sustools project, Work Package 2 : Review of tools, rapport projet Sustools, 2004, 62 p.

[HOSPIDO, 2004] HOSPIDO, A., MOREIRA, M.T., FERANDEZ COUTO, M. et al. Environmental assessment of a municipal wastewater treatment plant, International Journal of LCA, vol. 9, n° 4, 2004, pp. 261-271

[HOUILLON, 2001] HOUILLON, G. Projet Ecoboues : écobilan de filières de traitement des boues résiduaires urbaines, rapport final, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne**,** Suisse, 2001, 123 p.

[IFEN, 1999] IFEN, L'environnement en France – Edition 1999, Institut Français de l'Environnement, Ed. La Découverte, ISBN 2-70071-2894-5, 1998, 480p.

[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, 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.

[ISO 14001, 1996] ISO Systèmes de management environnemental : spécifications et lignes directrices pour son utilisation, norme française AFNOR en ISO 14001, 1996, 15 p.

[ISO 14040, 1997] ISO Management environnemental - Analyse de cycle de vie : principe et cadre, norme française AFNOR en ISO 14040, 1997, 11 p.

[ISO 14041, 1998] ISO Management environnemental -Analyse de cycle de vie : définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire, norme française AFNOR en ISO 14041, 1998, 22 p.

[ISO 14042, 1999] ISO Management environnemental - Analyse de cycle de vie : évaluation de l'impact du cycle de vie, norme française AFNOR en ISO 14042, 1999, 17 p.

[ISO 14043, 1999] ISO Management environnemental - Analyse de cycle de vie : interprétation du cycle de vie, norme française AFNOR en ISO 14043, 1999, 19 p.

[JEHIER, 2002] JEHIER, C. Organisation d'un réseau d'experts ACV pour Vivendi Water, rapport de mastère Management Environnemental, INSA Lyon, 2002, 43 p.

[JOHNSEN, 1999] JOHNSEN, T., PRETLOVE, B. Use of LCA to ensure better decision making for the disposal of waste and sludge, VANN, vol. 34, n° 2, 1999, pp. 363-373

[JONBRINK, 2000] JONBRINK, A.K., WOLF WATS, C., ERIXON, M. LCA software survey, IVL Swedish Environmental research Institute Ltd., Sweden, 2000, 200 p.

[KELLER, 2003] KELLER, J., HARTLEY, K. Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor, Water Science and Technology, vol. 47, n°12, 2003, pp. 43-48

[KHALIFA, 2001] KHALIFA, K. Evaluation des différentes techniques de traitement des boues - rapport final, ACV Conseil, France, 2001, 88 p.

[KIMOCHI, 1998] KIMOCHI, Y., INAMORI, Y., MIZUOCHI, M. et al. Nitrogen removal and N_2O emission in a full scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration, Journal of Fermentation and Bioengineering, vol. 86, n°2, 1998, pp. 202-206

[LIZIARD, 2003] Communication personnelle avec Y. Liziard, directeur de département Filières chez ECO-EMBALLAGES, expert en ACV, ECO-EMBALLAGES, Levallois Perret, 2003

[Loi sur la protection de la nature, 1976] Loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, Journal Officiel de la République Française, le 13 juillet 1976 et rectificatif du 28 novembre 1976

[Loi sur l'eau, 1964] Loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution, Journal Officiel de la République Française, le 18 décembre 1964, pp. 11258-11265

[Loi sur l'eau, 1992] Loi du 3 janvier sur l'eau, Journal Officiel de la République Française, le 4 janvier 1992, pp. 187-195

[LORIFERNE, 1987] LORIFERNE, H. 40 ans de politique de l'eau en France, Ed. Economica, ISBN 2-7178-1351-9, 1987, 525 p.

[LUNDIN, 2000] LUNDIN, M., BENGTTSON, M., MOLANDER, S. Life cycle assessment of wastewater systems : influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads, Environmental Science and Technology, vol. 34, n° 1, 2000, pp. 180-186

[LUNDIN, 2004] LUNDIN, M. Indicators for measuring the sustainability of urban water systems – A life cycle approach, mémoire de thèse, Department of Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology, Suède, ISBN 91-7291-251-0, 2003

[LYONNAISE, 1986] LYONNAISE DES EAUX Mémento de l'exploitant de l'eau et de l'assainissement, Lavoisier Tec&Doc, ISBN 2-85206-318-2, 1986, 1008 p.

[MENKE, 1996] MENKE, M., DAVIS, G.A., VIGON, B.W. Examen des outils d'évaluation du cycle de vie, rapport pour la Direction des déchets dangereux, Environnement Canada, 1996, 22 p. + annexes

[MONCEAU, 2001] MONCEAU, M. Evaluation de la performance d'un atelier de chaulage - production d'un amendement organo-minéral par chaulage, rapport de stage Anjou Recherche, 2001, 48 p.

[MONTEITH, 2003] MONTEITH, H. D., SAHELY, H.R., MACLEAN, H.L., BAGLEY, D.M. A life-cycle approach for estimation of greenhouse gas emissions from canadian wastewater treatment, WEFTEC, Los Angeles, octobre 2003, 14 p.

[NEUMAYR, 1997] NEUMAYR, R., DIETRICH, R., STEINMÜLLER, H. Life cycle assessment of sewage sludge treatment, 5ème LCA case studies SETAC Symposium, Bruxelles, décembre 1997

[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.

[ØDEGAARD, 1995] ØDEGAARD, H. An evaluation of cost efficiency and sustainability of different wastewater treatment processes, VATTEN, n° 51, 1995, pp. 219-299

[OTV, 1997] OTV Traiter et valoriser les boues, Lavoisier Tec&Doc, ISBN 2-9511059-0-8, 1997, 457 p.

[PARK, 2001] PARK, K.Y., LEE, J.W., INAMORI, Y. et al. Effects of fill modes on N_2O emission from SBR treating domectic wastewater, Water Science and Technology, vol. 43, n°3, 2001, pp. 147 - 150

[PHILPOTT, 2002] PHILPOTT, L. Tools for sustainability : triple bottom line and welfare cost benefit analysis in waste management, Enviro 2002 Conference, Melbourne, avril 2002, 13 p.

[PILLAY, 2002] PILLAY, S. D., FRIEDRICH, E., BUCKLEY, C.A. Life cycle assessment of an industrial water recycling plant, Water Science and Technology, vol. 46, n° 9, 2002, pp. 55-62

[RENNER, 2003] Communication personnelle avec C. Renner, expert Odeurs, Anjou Recherche, Centre de R&D de Veolia Environnement, Maisons Laffitte, 2003

[RENOU, 2003] RENOU, S. Revue critique des logiciels d'analyse de cycle de vie, Rapport interne Anjou Recherche, 2003, 49 p.

[RICE, 1996] RICE, G. LCA software review : a review of commercial LCA software, with specific emphasis on European industrial applications, University of Surrey, England, 1996

[RIHON, 2002] RIHON, A. C. Application of the LCA methodology to water management from the pumping station to the wastewater treatment plant, 10th LCA Case studies SETAC Symposium, Barcelone, décembre 2002

[ROELEVELD, 1997] ROELEVELD, P. J., KLAPWIJK, A., EGGELS, P.G. et al. Sustainability of municipal wastewater treatment, Water Science and Technology, vol. 35, n°10, 1997, pp. 221-228

[ROUSSEL, 1999] 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, 308 p.

[RYDING, 1993] 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.

[SETAC, 1991] FAVA, J., DENISON, R., JONES, B., CURRAN, M.A., VIGON, B., SELKE, S., BARNUM, J. A technical framework for life cycle assessment, SETAC Workshop report, Etats Unis, 1991, 134 p.

[SUH, 2002] SUH, J.Y. 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, mémoire de thèse INSA Lyon, laboratoire LAEPSI, 2002, 167 p.

[TILLMAN, 1998] TILLMAN, A.M., LUNDSTRÖM, H., SVINGBY, M. Life cycle assessment of municipal waste water systems, International Journal of LCA, vol. 3, n° 3, 1998, pp. 145-157

[UDO DE HAES, 1999] UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G. et al Best available practice regarding impact categories and categories indicators in life cycle impact assessment, The International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 4, n°2, 1999, pp. 66-74

[VALIRON, 1990] VALIRON, F. Gestion des eaux – Principes. Moyens. Structures. Tome 1, Cours de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Presses de l'ENPC, ISBN 2-85978-136-6, 1990, 350 p.

[VALIRON, 1989] VALIRON, F. Gestion des eaux – Alimentation en eau. Assainissement. Tome 2, Cours de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Presses de l'ENPC, ISBN 2-85978-131-5, 1989, 505 p.

[VON SCHULTHESS, 1994] VON SCHULTHESS, R., WILD, D., GUJER, W. et al. Nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge at low oxygen concentration, Water Science and Technology, vol. 30, n° 6, 1994, pp. 123 - 132

[VOORHOEVE, 2001] VOORHOEVE, D.K., HOPMAN, R. Environmental impact assessment : development and application of LCAqua, a customised software tool for Dutch drinking water companies, KIWA Water Research, Netherlands, 2001, 11 p.

[WEIDEMA, 1997] WEIDEMA, B. P., MORTENSEN, B. Results of a test of LCA software with statistical functionality, Institute for Product Development, Netherlands, 1997, 11 p.

[WOLFF, 1994] WOLFF BRELOT 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.

[WRISBERG, 2002] 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.

[ZHENG, 1994] ZHENG, H., HANAKI, K., MATSUO, T. Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater, Water Science and Technology, vol. 30, n° 6, 1994, pp. 133 - 141

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Les dispositifs d'assainissement d'une agglomération 16
Figure 2 : Les étapes du cycle de vie 54
Figure 3 : Le cycle de vie d'une station d'épuration 55
Figure 4 : Les phases d'une analyse de cycle de vie [ISO 14040, 1997] 55
Figure 5 : Etapes de calculs des impacts 60
Figure 6 : Schéma de la station 77
Figure 7 : Cycle de vie de la station A 78
Figure 8 : Résultats de l'impact acidification 86
Figure 9 : Analyse de sensibilité pour l'impact acidification 88
Figure 10 : Evaluation des gaz à effet de serre de la station 90
Figure 11 : Analyse de sensibilité sur le dioxyde de carbone biogène 92
Figure 12 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - distance des transports 96
Figure 13 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité – influence du modèle énergétique 97
Figure 14 : Résultats de l'impact eutrophisation 98
Figure 15 : Analyse de sensibilité de l'impact eutrophisation 100
Figure 16 : Résultats de l'impact ressources 101
Figure 17 : Résultats de l'impact toxicité 105
Figure 18 : Le cycle de vie du produit 110
Figure 19 : Le cycle de vie d'un procédé – cas où le produit n'est pas un polluant 111
Figure 20 : Le cycle de vie d'un procédé – cas où le produit est un polluant 112
Figure 21 : Représentation des deux cycles de vie pour une STEP 113
Figure 22 : Les différentes durée de vie des procédés d'une station de traitement 114
Figure 23 : Scores des inventaires béton selon la méthode Ecopoints 97 131
Figure 24 : Scores des inventaires béton selon la méthode Eco-indicator 99 132
Figure 25 : Scores des inventaires béton selon la méthode EPS 132
Figure 26 : Scores des inventaires acier selon la méthode Ecopoints 97 133
Figure 27 : Scores des inventaires acier selon la méthode Eco-indicator 99 134
Figure 28 : Scores des inventaires acier selon la méthode EPS 134
Figure 29 : Transferts des polluants émis d'un site de traitement des eaux / déchet 148
Figure 30 : Image d'un fenêtre de programmation d'un module dans GaBi 165
Figure 31 : Image d'un fenêtre d'utilisation d'un module dans GaBi 165
Figure 32 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP A 171
Figure 33 : Schéma de la STEP B 172
Figure 34 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP B 174
Figure 35 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP B 174
Figure 36 : Scénario File boue de la STEP A 175
Figure 37 : Scénario File boue de la STEP B 175
Figure 38 : Scénario File boue de la STEP B 176
Figure 39 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP A 176
Figure 40 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP B 177
Figure 41 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP B bis 177

Figure 42 : Scénario du cycle de vie de la STEP A 178
Figure 43 : Scénario du cycle de vie de la STEP B..... 178
Figure 44 : Rendement épuratoire des deux stations..... 179
Figure 45 : Concentrations des paramètres polluants en sortie des deux stations..... 180
Figure 46 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : bilan électrique..... 182
Figure 47 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : bilan thermique 183
Figure 48 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP A..... 185
Figure 49 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP B 185
Figure 50 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue..... 187
Figure 51 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la station 189
Figure 52 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la station 191
Figure 53 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue 193
Figure 54 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la station 195
Figure 55 : Schéma de la STEP C (configuration avec digestion)..... 199
Figure 56 : Schéma de la STEP C (configuration sans digestion) 200
Figure 57 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP C d 201
Figure 58 : Description de la chaîne de traitement des boues de la STEP C 201
Figure 59 : Scénario File boue de la STEP C d..... 202
Figure 60 : Scénario File boue de la STEP C..... 202
Figure 61 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP C d..... 203
Figure 62 : Scénario du cycle de vie de la file boue de la STEP C 203
Figure 63 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue..... 205
Figure 64 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP C 207
Figure 65 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité pour la STEP C d 207
Figure 66 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue..... 209
Figure 67 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue 211

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Charges de fonctionnement pour les boues activées, d'après [DEGREMONT, 1989]19
Tableau 2 : Catégories des effets nocifs sur la santé des populations 38
Tableau 3 : Les outils d'évaluation environnementale 50
Tableau 4 : Types de résultats d'évaluation proposés dans les méthodes ACV 62
Tableau 5 : Liste des impacts des méthodes ACV proposées dans Simapro 5 63
Tableau 6 : Les utilisations de l'ACV 65
Tableau 7 : Etudes ACV appliquées aux systèmes d'épuration des eaux usées et des boues 69
Tableau 8 : Consommation en réactifs de la station 80
Tableau 9 : Paramètres de l'eau d'entrée de la station 80
Tableau 10 : Paramètres de l'eau de sortie de la station 81
Tableau 11 : Informations concernant le transport des différents produits 82
Tableau 12 : Teneurs en éléments traces dans les boues destinées à l'épandage 83
Tableau 13 : Propriétés agronomiques des boues de la station 84
Tableau 14 : Résultats de l'impact acidification 86
Tableau 15 : Analyse de sensibilité pour l'impact acidification 87
Tableau 16 : Résultats de l'impact effet de serre 89
Tableau 17 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - dioxyde de carbone biogène 92
Tableau 18 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - influence du N_2O 94
Tableau 19 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - hypothèses sur les distances de transport 95
Tableau 20 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - distance des transports : résultats 95
Tableau 21 : Impact effet de serre - analyse de sensibilité - mode de production électrique 97
Tableau 22 : Résultats de l'impact eutrophisation 98
Tableau 23 : Analyse de sensibilité de l'impact eutrophisation 100
Tableau 24 : Résultats de l'impact ressources pour les cinq méthodes testées 101
Tableau 25 : Rejet de l'eau usée traitée : performances et valeurs limites 103
Tableau 26 : Valeurs en ETM et ETO des boues de la station 104
Tableau 27 : Résultats de l'impact toxicité 104
Tableau 28 : Résultats de la comparaison entre les étapes de construction et d'exploitation 108
Tableau 29 : Volume d'eau usée en entrée de la station A 120
Tableau 30 : Comparatif entre l'impact toxicité des méthodes ACV et la réglementation pour les ETM 125
Tableau 31 : Comparatif entre l'impact toxicité des méthodes ACV et la réglementation pour les ETM 126
Tableau 32 : Liste des logiciels d'analyse de cycle de vie 162
Tableau 33 : récapitulatif des notes et prix des six logiciels ACV 163
Tableau 34 : Consommation en réactifs de la STEP B 170
Tableau 35 : Consommation en réactifs de la STEP B 173
Tableau 36 : Paramètres de l'eau en entrée et en sortie de la STEP B 173
Tableau 37 : Performances épuratoires des deux stations 179
Tableau 38 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue 182

Tableau 39 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité 184
Tableau 40 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue 186
Tableau 41 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la station..... 189
Tableau 42 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la station..... 190
Tableau 43 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue 192
Tableau 44 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la station..... 194
Tableau 45 : Consommation en réactifs des STEP C d et STEP C..... 200
Tableau 46 : Consommation en fioul des STEP C d et STEP C 201
Tableau 47 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue 204
Tableau 48 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle de la file boue : comparaison modèle / réalité 206
Tableau 49 : Résultats de l'impact énergie à l'échelle du cycle de vie de la file boue 208
Tableau 50 : Résultats de l'impact effet de serre à l'échelle du cycle de vie de la file boue 210

ANNEXES

ANNEXE 1 : PRESENTATION DE LA METHODE ECO-INDICATOR 235

ANNEXE 2 : DETAIL DES HYPOTHESES ET DONNEES POUR LA STEP A 241

ANNEXE 3 : EXEMPLE DE FICHE SYNTHETIQUE DECRIVANT LES PROCEDES DU LOGICIEL... 249

ANNEXE 4 : EXEMPLE D'UTILISATION DU LOGICIEL DEVELOPPE 254

ANNEXE 1 : Présentation de la méthode Eco-indicator

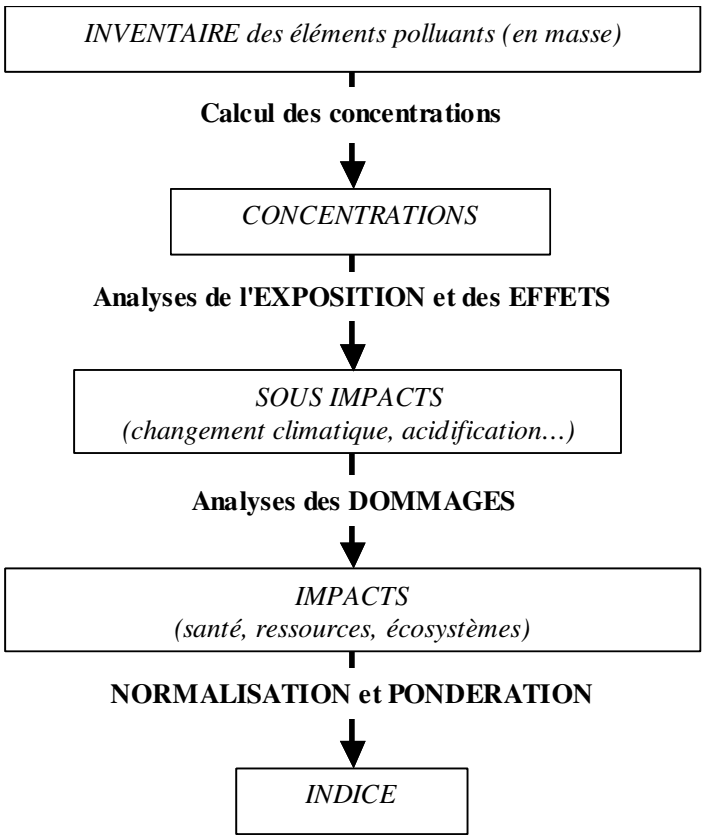
Le bureau d'étude PRé Consultants (Pays-Bas), concepteur de Simapro, a développé la méthode de calculs d'impacts ACV Eco-indicator (version 95 et 99) [GOEDKOOP, 2000].
La conception de Eco Indicator 99 est basée sur une approche top down. Trois types d'impacts ont été retenus:

- santé
- qualité des écosystèmes
- ressources

Ces trois impacts comprennent eux mêmes des sous-impacts. Une fois le système défini et l'inventaire réalisé, la méthodologie est la suivante: un modèle calcule une concentration à partir de la masse de la substance de l'inventaire (voir schéma ci-dessous). Puis l'exposition et les effets de la substance sont pris en compte. La plupart du temps ils se basent sur des études (phénomènes de dispersion des émissions aériennes, études épidémiologiques…). Ceci aboutit à la quantification du sous-impact. Au sein de chaque impact, les quantités de chaque sous-impact sont recalculées dans une unité commune grâce à une analyse des dommages puis additionnées. Enfin les trois impacts peuvent être réunis en un seul indice par l'intermédiaire d'une normalisation et d'une pondération.

Le modèle inclut une analyse de la psychologie des décideurs. Trois profils sont définis (*hierarchist*, *egalitarian* et *individualist*). L'utilisateur du modèle peut sélectionner la description la plus proche de la pensée des décideurs parmi ces trois modes. Les profils interviennent à différents niveaux de la méthodologie Eco-indicator 99. Certains aspects ne sont pas considérés suivant le profil. Par exemple le cas *individualist* tend à diminuer voir annuler l'importance des impacts touchant la planète entière ou ceux dont les effets ne se feront sentir que dans un avenir lointain. Concrètement le choix d'un profil psychologique engendre la sélection de coefficients dans les modèles de calculs des concentrations, de l'exposition, des effets, de caractérisation, de normalisation et de pondération.

Le déroulement de la méthodologie est résumé dans le schéma suivant:



Traitement des données de l'inventaire dans la méthode Eco Indicator 99

➢ Calcul des concentrations

Cette étape, appelée *fate analysis*, calcule des concentrations à partir des masses des éléments de l'inventaire. Pour estimer l'exposition et les effets, tous deux relatifs à une dose, Eco-indicator 99 a besoin de concentrations. Or dans l'inventaire, seules des masses ou des flux sont comptabilisés. La durée ou le lieu de l'émission ne sont pas non plus connus.

Le calcul des concentrations est effectué par des modèles mathématiques qui établissent une relation entre le flux et sa concentration. Suivant les impacts, différents programmes sont utilisés :

- Impacts cancérigènes, écotoxicologiques… sont modélisés par EUSES (European Uniform System for the Evaluation of Substances). C'est le plus utilisé des modèles dans Eco-indicator 99. Il transforme le flux en une pulsation variable en fonction notamment de la concentration. Lorsque les autres paramètres sont calés, EUSES détermine l'équation reliant le flux à la concentration.
- Les impacts relatifs à l'effet de serre et à la destruction de la couche d'ozone utilisent des modèles issus de plusieurs études.
- L'eutrophisation et l'acidification sont modélisées par SMART.
- Les concentrations d'autres impacts sont basées sur des observations et des tests.

➢ Calculs des impacts et sous-impacts

- La santé (Human Health)

Cet impact regroupe les sous-impacts suivants:

- Effets cancérigènes
- Effets respiratoires
- Radiations
- Dégradation de la couche d'ozone
- Changement climatique

L'unité de mesure de ces impacts sur la santé est le DALY (Disability Adjusted Life Year). Les DALYs sont la somme des années passées malades (Years Lived Disabled YLD) et des années de vie perdues (Years of Life Lost YLL) à cause d'un de ces sous-impacts.
Exemple de calcul des DALYs: les substances cancérigènes tuent un certain nombre de personnes chaque année. Dans l'échelle d'évaluation du DALY (de 0 à 1), la mort a un taux de 1. Si un type de cancer supprime en moyenne 10 années d'une vie normale, il y aura 10 années de vie perdue par personne. Chaque individu atteint de ce type de cancer aura une valeur de 10 DALYs.
Lors d'une pollution atmosphérique estivale (summer smog), beaucoup de gens sont traités dans les hôpitaux pendant quelques jours. Ce type de traitement a un taux de 0.392 sur l'échelle d'évaluation du DALY. Si le traitement dure en moyenne 0.01 année (3,65 jours) chaque individu aura une valeur de 0,004 DALYs.
Si l'on connaît le nombre de personnes affectées par un impact sur une zone géographique donnée (pays, continent ou planète), on peut quantifier le sous-impact en DALYs.

- les substances cancérigènes

Le calcul des concentrations des substances cancérigènes est réalisé par le simulateur EUSES. Ce dernier modélise, à partir d'une émission d'un élément en Europe (en kg/an), la concentration résultante de cet élément dans l'air, l'eau et la nourriture.
Pour l'exposition et l'effet, on utilise un facteur de risque représentant la probabilité qu'un individu développe un cancer lorsqu'il est exposé à une certaine concentration. Ces facteurs de risques ont été déterminés par le logiciel ISIS (US Environmental Protection Agency), par l'organisation mondiale de la santé et des études en Allemagne. Ces facteurs sont valables pour l'Europe.
On obtient alors un nombre de cancers par kg de substances émises. Un travail, en partie basé sur les statistiques établit la relation entre les YLL et YLD et le nombre et le type de cancers. On obtient ainsi une valeur en DALYs calculée à partir de la masse de substances émises.

- les effets respiratoires

Les molécules concernées sont: NO_3, SO_4, SO_3, O_3,CO, NOx, COV et les particules d'une certaine granulométrie. Un modèle simple calcule les concentrations à partir des masses. Les

facteurs d'exposition et des effets sont calculés à partir de deux études épidémiologiques (1997). Le résultat final en DALY passe par des estimations.

- changement climatique

Pour une augmentation de la concentration d'un gaz à effet de serre dans l'atmosphère, le simulateur FUND modélise les futurs problèmes engendrés par l'augmentation du niveau des mers et du changement climatique: migration de populations, variation de température, problèmes agricoles, malaria, cyclones tropicaux, tempêtes, crues de rivières… dans neuf régions de la planète. Les résultats sont adaptés pour exprimer le nombre de vies perdues en DALY. Trois simulations ont été réalisées : une pour chaque élément: CO_2, CH_4, N_2O. Pour les autres gaz à effet de serre, une extrapolation a été faite à partir d'un des trois gaz étudiés.

- radiations ionisantes

Le calcul des concentrations se base sur une étude (1995) qui décrit les relargages dans l'atmosphère et dans l'eau au cours des cycles de vie de combustibles nucléaires en France. L'exposition est déduite à partir de données physiques sur les énergies des radiations et de données biologiques sur la sensibilité des tissus du corps humain. Les effets considérés sont les cancers et les problèmes héréditaires.

- destruction de la couche d'ozone

Les concentrations et l'exposition sont évaluées à partir d'une étude (1992) sur les CFC-11 rejetés à Londres. Les effets considérés sont les dommages sur la peau, les yeux et le système immunitaire causés par les rayons UV (études de l'UNEP 1994 et 1998). Un facteur d'amplification établit la relation entre le pourcentage d'ozone détruit dans la stratosphère et l'augmentation des radiations UV.

- les effets non pris en compte

Mis à part leurs effets cancérigènes, la toxicité des métaux de lourds n'est pas considérée. Par manque de données, le bruit et de nombreuses substances toxiques ne sont pas pris en compte.

- Qualité des écosystèmes

La mesure de cet impact considère le stress et la disparition réversible ou irréversible des espèces animales et végétales pour une zone donnée affectée par un polluant durant une période déterminée.

Il regroupe trois sous-impacts :

- Ecotoxicité
- Acidification/eutrophisation
- Utilisation su sol

L'unité de mesure dépend des sous-impacts. Pour l'écotoxicité on utilise le PAF (Potentially Affected Fraction) qui correspond au pourcentage d'espèces subissant un stress dû à une concentration d'une substance supérieure au NOEC (No Observed Effect Concentration). La détermination des NOEC est basée sur des essais expérimentaux effectués en laboratoire sur des micro-organismes, des vers, des algues, des poissons et des crustacés. Pour l'acidification, l'eutrophisation et l'utilisation du sol, l'unité est le PDF (Potentially Disappeared Fraction). Le PDF représente le pourcentage d'espèces de plantes qui disparaissent à cause du changement de qualité de milieu. Pour l'acidification et l'eutrophisation, ces modifications entraînent la disparition d'espèces et l'apparition de nouvelles plus adaptées. On ne considère alors pour l'estimation du PDF qu'un certain nombre d'espèces cibles spécifiques du milieu d'origine tandis que toutes les plantes sont comptabilisées pour l'utilisation du sol.
Le PDF est calculé tel que PDF = 1 – POO
avec POO : Probability Of Occurrence qui est le pourcentage d'espèces qui subsiste dans une zone.
L'unité commune estimant la qualité des écosystèmes est le PAF*S*t ou PDF*S*t en m².an
avec :

- S : surface touchée par la pollution
- T : temps d'occupation de la surface ou de durée de la pollution et de régénération du terrain en un état naturel.

- substances écotoxiques

La transformation des masses en concentrations est réalisée par USES. Elle fournit la relation entre une émission vers l'eau, l'air ou le sol (agricole ou industriel) et une concentration dans l'eau ou le sol (agricole, industriel ou naturel). Les pourcentages d'espèces touchées par un polluant pour une concentration donnée sont mesurés en laboratoire. Ils permettent de déterminer les PAF. Par ailleurs un institut néerlandais a mené une étude dont les résultats sont les courbes PAF en fonction de la concentration d'une substance toxique. Ce sous-impact est valide pour l'Europe.

- acidification/ eutrophisation

Parce que les effets engendrés par ces deux sous-impacts sont difficiles à différencier et que le modèle utilisé les combine, l'acidification et l'eutrophisation sont estimées ensemble. Par ailleurs le modèle n'est valable que pour les Pays Bas. L'extension à l'Europe suppose que le cas des Pays Bas est représentatif de toute l'Europe. Le modèle ne tient pas compte de l'acidification et de l'eutrophisation dans les milieux aqueux. Il ne simule que les dépôts sur le sol de substances provenant de l'atmosphère. Le phosphate n'est pas pris en compte dans les phénomènes d'eutrophisation. La simulation de ces impacts est faite à partir du logiciel Nature Planner. Il modélise le sol des Pays Bas par un quadrillage carré de 250 m par 250 m. A chaque maille on introduit des conditions de sol et des types de végétation. Trois simulations ont été réalisées, une pour chaque molécule NO_x, SO_x et NH_3. Les concentrations ont été estimées par la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques et de leur dépôt sur le territoire néerlandais. Le modèle analyse la réponse de plus de mille espèces

végétales des Pays Bas en fonction des modifications du pH et de la concentration en azote. Nature Planner calcule les résultats directement en PDF.

- occupation du sol

Les calculs sont basés principalement sur deux études regroupant des observations de terrain. Le principe est de compter le nombre d'espèces qui disparaissent à cause de l'occupation des sols ou de leur modification (calcul du PDF). Toutes les espèces de plantes sur la zone considérée sont comptabilisées. La surface occupée et le temps d'occupation et de réhabilitation du sol sont pris en compte. Quatre configurations sont distinguées :

- effets locaux d'occupation du sol,
- effets locaux de conversion du sol,
- effets régionaux d'occupation du sol,
- effets régionaux de conversion du sol.

On entend par effets locaux la variation du nombre d'espèces sur la zone occupée ou convertie. On entend par effets régionaux la variation du nombre d'espèces aux alentours de la zone occupée ou convertie. On obtient un tableau de valeurs de PDF qui sont exprimées en fonction de l'occupation ou de la conversion du sol et de la nature du sol.

- sous-impact non pris en compte pour la qualité des écosystèmes

Ne sont pas considérés :

- l'acidification et l'eutrophisation dans les systèmes aquatiques,
- l'acidification et l'eutrophisation dues aux composés contenant du phosphate,
- les variations de la qualité des écosystèmes dues au changement climatique et aux radiations UV.

- Ressources

Deux types de ressources sont considérés :

- énergies fossiles : charbon, gaz, hydrocarbures
- les ressources minérales

Le principe de base s'appuie sur le surplus d'énergie dû à la diminution des ressources. La diminution des quantités de ressources disponibles implique une augmentation de l'énergie d'extraction. En pratique on constate que les ressources les plus disponibles sont exploitées en premier. La consommation des ressources induit l'épuisement de gisements facilement accessibles et l'exploitation de nouveaux gisements moins intéressants nécessitant plus d'efforts pour extraire ou traiter la ressource. Il en résulte une augmentation de l'énergie d'extraction au fur et à mesure que les ressources s'épuisent. L'unité de l'impact ressources est le surplus d'énergie en MJ par kg de matière extraite. Les calculs sont réalisés à partir de modèles géostatistiques.

ANNEXE 2 : Détail des hypothèses et données pour la STEP A

Cette annexe contient les données de la station concernant :

- les paramètres analytiques et le volume de l'eau en entrée et sortie de station
- la production de boues
- les analyses des boues : paramètres agronomiques et éléments traces
- les consommations en réactifs
- la consommation électrique
- le calcul du facteur *tonne.kilomètre* pour la modélisation des transports
- le calcul de la distance des véhicules épandant les boues sur les parcelles agricoles

ANALYSES DE I'EAU EN ENTREE ET SORTIE DE STATION

EAU BRUTE

	Volume	MES		DBO5		DCO		NTK		NH4		N-NO2		N-NO3		NGL		
	m3/an	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L
2000	8011513	265	2083619	365	2855400	595	4660553	47	365217	26	203382					47	365440	8,1
2001	11564576	213	2389404	133	1473144	405	4535603	31	347360	18	200128					31	347458	5,5
2002	9914893	234	2272894	188	1796191	500	4814508	38	369005	23	219672					37	355873	6,0
TOTAL	**29490982**		**6745917**		**6124735**		**14010664**		**1081581**		**623182,4**						**1068771**	
Moyenne	**9830327**	**237**	**2248639**	**228**	**2041578**	**500**	**4670221**	**39**	**360527**	**22**	**207727**					**38**	**356257**	**6,5**
Ecart type	1778040	26	154329	121	723062	95	139703	8	11560	4	10472					8	8997	1,4
Maxi	11564576	265	2389404	365	2855400	595	4814508	47	369005	26	219672					47	365440	8
Min	8011513	213	2083619	133	1473144	405	4535603	31	347360	18	200128					31	347458	5,5

EAU EPUREE

	Volume	MES		DBO5		DCO		NTK		NH4		N-NO2		N-NO3		NGL		
	m3	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L	kg	mg/L
2000	7728101	7	49269	7	51892	23	168643	2,8	20172	1,3	9126	0,11	802	3,17	24291	6,1	45272	3,0
2001	11518592	10	119610	4	37770	16	184514	2,1	23922	0,3	3170	0,05	601	4,64	54209	6,8	79183	2,2
2002	11349419	7	119610	4	37770	17	184514	2,4	23922	0,5	3170	0,12	601	5,68	54209	8,1	79183	1,9
TOTAL	**30596112**		**288489,4**		**127431,2**		**537672,1**		**68015,62**		**15466,27**		**2004,394**		**132709,9**		**203638**	
Moyenne	**10198704**	**8**	**96163**	**5**	**42477**	**19**	**179224**	**2**	**22672**	**1**	**5155**	**0,09**	**668**	**4,50**	**44237**	**7**	**67879**	**2,3**
Ecart type	2141276	2	40612	2	8154	4	9163	0	2165	1	3438	0,04	116	1,26	17273	1	19579	1
Maxi	11518592	10	119610	7	51892	23	184514	3	23922	1	9126	0,12	802	5,68	54209	8	79183	3
Min	7728101	7	49269	4	37770	16	168643	2	20172	0	3170	0,05	601	3,17	24291	6	45272	1,9

PRODUCTION DE BOUES DE LA STATION

	BOUES EPAISSIES			BOUES DESHYDRATEES		
	Volume	Siccité	Poids sec	Volume	Siccité	Poids sec
	m^3	%	T MS	m^3	%	T MS
2000	53348	3,6	1938	8404	33	2795
2001	46155	4,1	1883	8200	35,0	2824
2002	55033	4,5	2451	10873	33,4	3734
TOTAL	**154536**		**6272**	**27477**		**9352**
Moyenne	**51512**	**4,1**	**2091**	**9159**	**33,9**	**3117**
Ecart type	4715	0,4	313	1488	0,9	534
Maxi	55033	4,5	2451	10873	35,0	3734
Min	46155	3,6	1883	8200	33,3	2795

Boues EPAISSIES (MS hors réactifs)

	2000			2001			2002		
	Volume	Siccité	Poids sec	Volume	Siccité	Poids sec	Volume	Siccité	Poids sec
	m^3	g/L	T MS	m^3	g/L	T MS	m^3	g/L	T MS
Janvier	3043	33,7	103	8682	36,4	316	4237	39,7	168
Février	2867	35,6	102	4517	39,4	178	6179	39,3	243
Mars	3788	33,2	126	2457	40,3	99	6819	35,2	240
Avril	3781	34,8	132	3772	37,4	141	4368	46,3	202
Mai	6975	35,8	250	2911	41,1	120	3611	49,7	179
Juin	3892	39,1	152	3886	44,9	174	3849	47,0	181
Juillet	2454	35,7	88	4460	40,5	181	4512	56,5	255
Août	4009	39,5	158	3271	44,5	146	5221	51,1	267
Septembre	3496	39,9	139	3222	45,4	146	3894	43,2	168
Octobre	4740	37,4	177	3297	44,9	148	4961	47,2	234
Novembre	5923	37,9	224	2552	41,3	105	3808	42,3	161
Décembre	8380	34,2	287	3128	41,2	129	3574	42,5	152
TOTAL	**53348**		**1938**	**46155**		**1883**	**55033**		**2451**
Moyenne	**4446**	**36,4**	**161**	**3846**	**41,4**	**157**	**4586**	**45,0**	**204**
Ecart type	1780	2,3	62	1658	3,0	57	1038	5,8	41
Maxi	8380	39,9	287	8682	45,4	316	6819	56,5	267
Min	2454	33,2	88	2457	36,4	99	3574	35,2	152

Boues DESHYDRATEES (MS avec réactifs) : comptage à l'évacuation

	2000			2001			2002		
	Volume	Siccité	Poids sec	Volume	Siccité	Poids sec	Volume	Siccité	Poids sec
	T	%	T MS	T	%	T MS	T	%	T MS
Janvier	429	33	142	1471	31,1	466	709	34,4	244
Février	619	28	179	898	31,5	277	1166	33,0	416
Mars	466	30	136	478	34,4	165	1068	32,6	362
Avril	633	31	194	622	37,4	233	936	34,1	298
Mai	1061	32	338	422	35,5	150	823	34,1	307
Juin	701	34	246	673	37,4	252	772	36,6	304
Juillet	291	38	112	775	34,0	263	954	35,7	310
Août	625	35	213	738	39,4	291	1085	34,5	326
Septembre	605	35	219	487	37,0	180	898	32,9	346
Octobre	726	37	267	581	33,7	196	867	33,5	296
Novembre	945	33	307	418	34,0	142	795	30,5	269
Décembre	1304	34	440	637	34,3	210	800	29,4	256
TOTAL	**8404**		**2795**	**8200**		**2824**	**10873**		**3734**
Moyenne	**700**	**33**	**233**	**683**	**35,0**	**235**	**906**	**33,4**	**311**
Ecart type	282	2,9	94	288	2,5	88	141	2,0	47
Maxi	1304	38,0	440	1471	39,4	466	1166	36,6	416
Min	291	28,0	112	418	31,1	142	709	29,4	244

ANALYSES DES BOUES : PARAMETRES AGRONOMIQUES ET ELEMENTS TRACES

	Valeur agronomique (valeur sur produit brut)										Elements traces (va sur produit sec)									
	MS	Mat Org	Carb Org	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	pH	CaO	MgO	P_2O_5	K_2O	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc	Cr+Cu+Ni+Zn	Fluoranthène	Benzo(b) fluoranthène
ANNEE	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg		g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
2000	335	118	68	11	0,3	12,3	82	2,6	11	2	1,8	46	202	1,4	45	278	1061	1354	0,8	1,1
2001	355	123	69	11	0,3	12,4	85	2,6	9	2	2,3	47	214	1,5	33	224	998	1264	0,8	1,0
2002	331	133	72	11	0,5	11,5	69	2,4	10	2	1,7	52	217	1,8	42	294	810	1104	0,9	1,1
Moyenne	**340**	**125**	**70**	**11**	**0,4**	**12,1**	**78,5**	**2,6**	**10,1**	**1,9**	**1,9**	**48**	**211**	**1,6**	**40**	**265**	**956**	**1241**	**0,8**	**1,1**
Ecart type	12,8	7,7	2	0,4	0,1	0,5	8,1	0,1	0,7	0,1	0,3	3,7	7,8	0,2	6,4	36,4	130,8	126,5	0,0	0,1
Maxi	355	133	72	11,5	0,5	12,4	84,7	2,6	10,8	2,0	2,3	52,4	216,9	1,8	45,0	294,1	1061,2	1354,0	0,9	1,1
Min	331	118	68	10,8	0,3	11,5	69,3	2,4	9,3	1,8	1,7	45,6	202,2	1,4	32,9	224,5	809,7	1104,3	0,8	1,0

CONSOMMATION EN REACTIFS DE LA STATION

	$FeCl_3$	Chaux éteinte	H_3PO_4	Alcali	Lessive soude	Eau de javel	H_2SO_4	HCl	Sel pastille*
	T / an	T / an	L / an	L / an	L / an	L / an	L / an	L / an	kg / an
2000	463	947	50	1150	1000	1250	250	0	150
2001	368	760	800	2750	2200	1550	750	1000	250
2002	566	906	1000	4650	1350	3600	200	1850	150
TOTAL	**1397**	**2612**	**1850**	**8550**	**4550**	**6400**	**1200**	**2850**	**550**
Moyenne	**466**	**871**	**617**	**2850**	**1517**	**2133**	**400**	**950**	**183**
Ecart type	99	98	501	1752	617	1279	304	926	58
Maxi	566,4	946,96	1000	4650	2200	3600	750	1850	250
Min	367,9	759,6	50	1150	1000	1250	200	0	150

CHAUX ETEINTE (quantité livrée par mois)

	2000	2001	2002
	T	T	T
Janvier	55	53	77
Février	51	81	133
Mars	53	52	105
Avril	55	81	76
Mai	135	77	53
Juin	80	51	83
Juillet	54	77	79
Août	75	80	78
Septembre	53	51	50
Octobre	106	52	73
Novembre	101	25	49
Décembre	130	79	50
TOTAL	**947**	**760**	**906**
Moyenne	**79**	**63**	**75**
Ecart type	31	18	25
Maxi	135	81	133
Min	51	25	49

CHLORURE FERRIQUE (quantité livrée par mois)

	2000	2001	2002
	T	T	T
Janvier	24	50	49
Février	50	49	50
Mars	26	25	49
Avril	49	49	49
Mai	49	25	50
Juin	24	25	25
Juillet	24	25	74
Août	20	23	47
Septembre	49	49	49
Octobre	25	25	49
Novembre	49	25	50
Décembre	74	0	25
TOTAL	**463**	**368**	**566**
Moyenne	**39**	**31**	**47**
Ecart type	17	15	13
Maxi	74	50	74
Min	20	0	25

* : le sel en pastille n'a pas été intégré dans cette étude car il n'existait pas de base de donnée correspondante

CONSOMMATION ELECTRIQUE DE LA STATION (d'après relevés EDF)

	Consommation (kWh / an)
2000	4 592 696
2001	4 016 568
2002	4 496 482

Moyenne	**4 368 582**
Ecart type	308 625
Maxi	4 592 696
Min	4 016 568

CALCUL DU FACTEUR TONNE.KILOMETRE POUR LA MODELISATION DES TRANSPORTS

Produit transporté	DE	A	Distance	Quantité	Quantité livrée par transport	Nombre de transport par an	Densité du produit	Calcul en T.Km
Chaux éteinte			20	871 t/an	25 t	35		17500
$FeCl_3$			50	466 t / an	25 t	19		23750
H_3PO_4			50	617 L / an	800 L	1	1,6	69
NH_3OH			50	2850 L / an	1800 L	2	0,93	177
NaOH			50	1517 L / an	800 L	2	1,34	112
Javel			50	2133 L / an	2000 L	1	1,27	132
H_2SO_4			50	400 L / an	800 L	1	1,8	77
HCl			50	950 L / an	800 L	1	1,2	48
Boues chaulées	Station	Champs	20	9160 T / an	20 t	458		183200
Déchets (décharge)	Station		30	380 T / an	5 t	76		11400

CALCUL DE LA DISTANCE DES VEHICULES EPANDANT LES BOUES SUR LES PARCELLES AGRICOLES

Largeur d'épandage	6,5	m
Tonnage de boues épandues	9160	T brute / an
Dose agronomique *	22	T brute / ha.
nb d'hectares épandus/an	416	ha. / an
distance parcourue par le tracteur	641	km/an

nombre de km retenu	**700**	**km/ an**

ANNEXE 3 : Exemple de fiche synthétique décrivant les procédés du logiciel

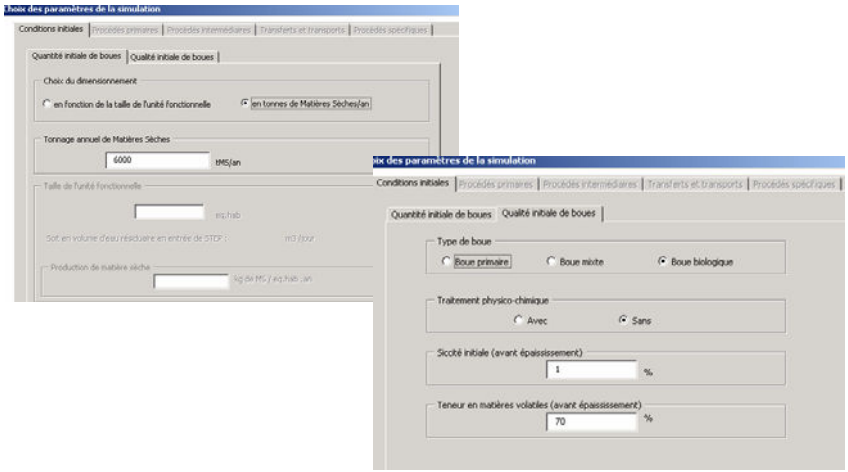
Annexe confidentielle

ANNEXE 4 : Exemple d'utilisation du logiciel développé

Lors d'un projet, l'utilisation du logiciel se déroule en cinq étapes :

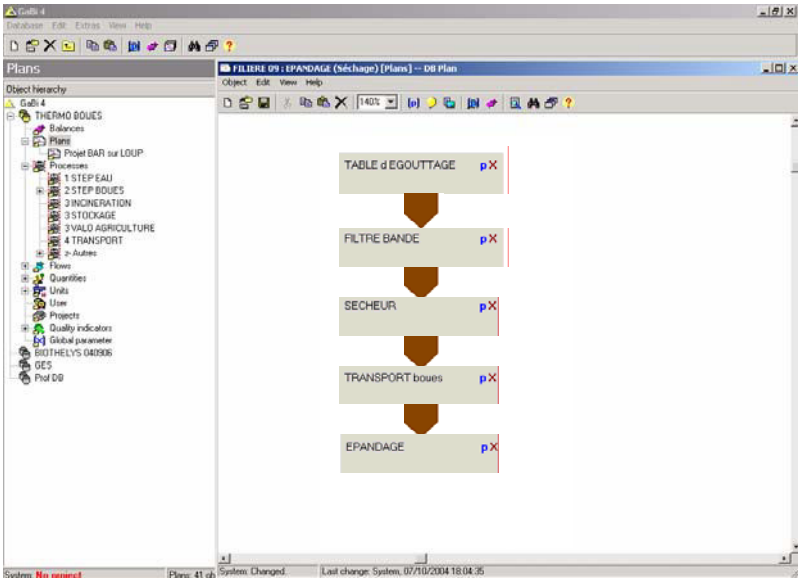
- 1ère étape : caractérisation des boues :

  L'utilisateur rentre dans le logiciel les quantités annuelles de boues en amont de la chaîne traitement, ce qui permet de définir l'unité fonctionnelle. L'utilisateur doit également préciser les caractéristiques des boues, celles-ci influençant les performances des procédés de traitement.



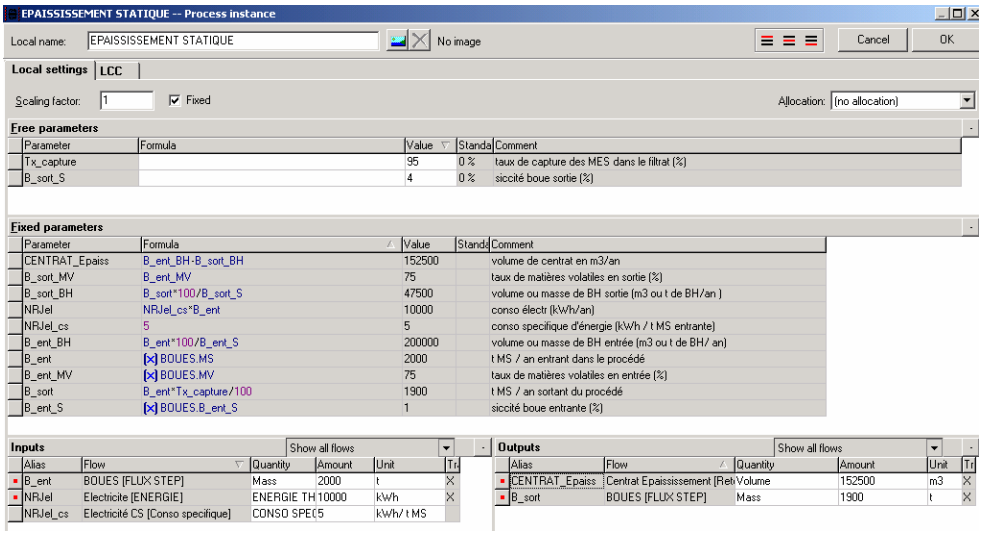
- 2ème étape : modélisation des filières :

Les filières de traitement des boues à étudier sont crées dans le logiciel par assemblage de modules sélectionnés dans une liste à disposition de l'utilisateur. Ces modules (procédés de traitement et autres éléments du cycle de vie) sont assemblés graphiquement dans une fenêtre dédiée.



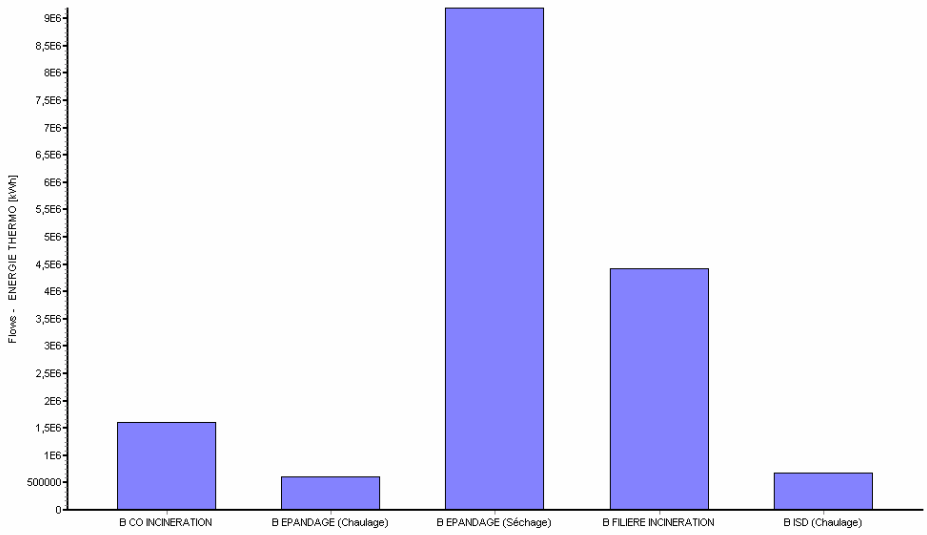
- 3ème étape : paramétrage des modules :

Pour chacun des modules (procédés et autres éléments du cycle de vie), l'utilisateur fixe les valeurs des paramètres techniques des systèmes de traitement et les conditions locales correspondant au projet étudié.



- 4ème étape : exploitation des résultats :

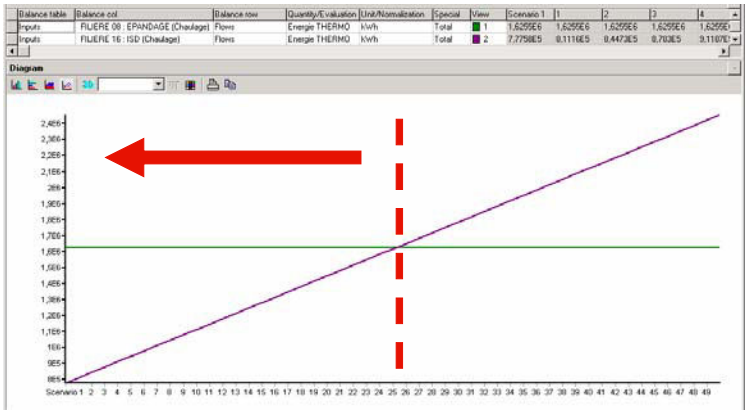
Une fois les filières définies et paramétrées, l'utilisateur actionne un calculateur qui affiche alors un tableau de résultats, avec notamment les bilans énergie et effet de serre. Plusieurs options de calcul sont disponibles. Une présentation graphique permet également de visionner rapidement ces résultats et de comparer soit les filières entre elles, soit de comparer les modules au sein d'une même filière.



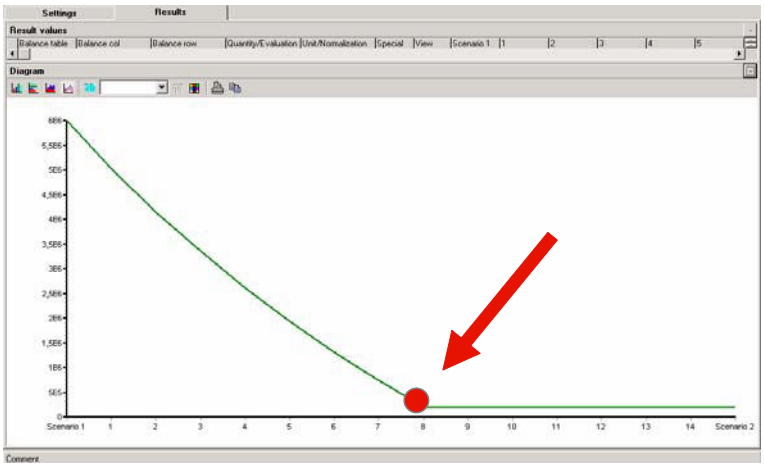
- 5ème étape : analyse de sensibilité et de variabilité :

Afin d'identifier l'influence d'un paramètre ou d'une condition locale, l'utilisateur peut conduire différentes analyses complémentaires. Ceci permet d'affiner la comparaison de plusieurs solutions, comme par exemple :

- d'identifier dans quelles conditions techniques ou locales un procédé est meilleur qu'un autre



- d'identifier la valeur optimale d'un paramètre ou d'un ensemble de paramètres afin de minimiser un impact environnemental



INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE
DE LORRAINE

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :
Monsieur Alain GRASMICK, Professeur, Université de Montpellier II, Montpellier
Monsieur Olivier JOLLIET, Professeur, Université de Michigan, Etats-Unis

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Monsieur RENOU Sébastien

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE, une thèse intitulée :

"Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées"

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 20 décembre 2005
Le Président de l'I.N.P.L.,
L. SCHUFFENECKER

NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 54501
VANDŒUVRE CEDEX

TEL. 33/03.83.59.59.59
FAX. 33/03.83.59.59.55