



HAL
open science

Identification de la sensibilité des paramètres opératoires en vue de l'optimisation des procédés et du bilan environnemental d'une filière de traitement des boues. Analyse de Cycle de Vie (ACV), Analyse de Sensibilité (AS)

C. Gourdet

► To cite this version:

C. Gourdet. Identification de la sensibilité des paramètres opératoires en vue de l'optimisation des procédés et du bilan environnemental d'une filière de traitement des boues. Analyse de Cycle de Vie (ACV), Analyse de Sensibilité (AS). Sciences de l'environnement. 2015. hal-02602116

HAL Id: hal-02602116

<https://hal.inrae.fr/hal-02602116v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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

IDENTIFICATION DE LA SENSIBILITE DES PARAMETRES OPERATOIRES EN VUE DE L'OPTIMISATION DES PROCEDES ET DU BILAN ENVIRONNEMENTAL D'UNE FILIERE DE TRAITEMENT DES BOUES D'EPURATION URBAINE

Analyse de cycle de vie (ACV) - Analyse de sensibilité (AS)

Claire GOURDET

Mémoire d'ingénieur

Novembre 2015

94^{ème} promotion

RESUME

La majorité des études portant sur les impacts environnementaux des stations d'épuration (STEU) concernent leurs filières de traitement des eaux. Cependant, les filières de traitement des boues sont également responsables d'une part importante des impacts des STEU sur l'environnement. L'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) et Irstea (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) ont donc lancé un projet d'évaluation des impacts environnementaux des STEU, dans lequel les filières boues sont prises en compte. Dans le cadre de ce projet, plusieurs études ont déjà été réalisées sur la quantification des impacts liés aux procédés de traitement et de valorisation des boues indépendamment les uns des autres.

La présente étude se démarque des précédentes car elle considère une filière boue dans sa globalité, c'est-à-dire, en considérant un ensemble de procédés de traitement et de valorisation dépendants les uns des autres. La filière considérée ici comprend, entre autres, une digestion anaérobie et une déshydratation mécanique des boues. La valorisation sera effectuée par épandage.

L'objectif de cette étude est à terme, d'identifier les paramètres de la filière boue dits « sensibles », c'est-à-dire, ayant un impact important sur le bilan environnemental de la filière. Ainsi, dans un premier temps, l'évaluation des impacts environnementaux sera effectuée grâce à la méthode de l'Analyse du Cycle de Vie et, dans un second temps, une Analyse de Sensibilité sera réalisée à partir des résultats précédemment obtenus afin d'identifier les paramètres sensibles. L'ensemble de cette étude sera effectuée grâce au logiciel GaBi.

Mots-clés : Station d'épuration, Boues d'épuration, Digestion anaérobie, Déshydratation mécanique, Epandage agricole, Analyse du Cycle de Vie, Analyse de Sensibilité.

ABSTRACT

Until now, most studies on the environmental impacts of wastewater treatment plants (WWTP) only concerned their water treatment sectors. However, sewage sludge treatment processes are also responsible for a significant part of the environmental impacts of the WWTP. Thus, ONEMA (National Agency for Water and Aquatic Environments) and Irstea (National Institute for Research in Science and Technology for Environment and Agriculture) launched a project to assess the environmental impacts of WWTP, in which, sludge treatments and their disposal routes would be taken into account. As part of this project, several studies had already been carried out, including on the quantification of environmental impacts due to sludge treatment processes and disposal routes, independently of each other.

The present study differs from previous ones because it considers a global sludge treatments line, that is to say that each studied treatment process and disposal route depends of each other. In this case, the studied line takes into account, among others, an anaerobic digestion and a mechanical dewatering and the chosen disposal route is land spreading.

This study aims to identify sensitive parameters of the sludge treatment line, which corresponds to the parameters influencing in an important way the environmental balance. Thus, the study can be split in two parts: First, the environmental assessment of the considered sewage sludge treatment line with the Life Cycle Assessment method, and, secondly, the identification of the sensitive parameters with a Sensitivity Analysis realized thanks to previous results. The whole of this study is realized in the GaBi software.

Key words: Wastewater treatment plant, sewage sludge, anaerobic digestion, mechanical dewatering, land spreading, Life Cycle Analysis, Sensitivity analysis.

REMERCIEMENTS

Je remercie chaleureusement toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réussite de mes deux stages et plus particulièrement :

Marilys Pradel et Romain Girault, mes maitres de stage. Je tiens à vous remercier tout particulièrement pour votre disponibilité, votre écoute et vos conseils qui m'auront énormément aidé tout au long de ces 11 mois passés à Irstea. Je tiens également à vous remercier pour votre bonne humeur au travail sans laquelle mes stages n'auraient pas été pareils !

Egalement un grand merci à Marion Richard, qui m'a accueillie dans son bureau lors de mes 8 derniers mois à Irstea ! Merci pour ton aide et tes conseils qui se sont toujours révélés être très utiles, et aussi pour nos petites discussions journalières et nos fous rires !

Je voudrais ensuite remercier l'ensemble de l'équipe du site de Montoldre, aussi bien les permanents que les thésards et les stagiaires, pour leur accueil et leur bonne humeur au travail et en dehors (inoubliable sortie canoë !) Merci beaucoup à tous !

SOMMAIRE

Introduction générale

PARTIE 1 : LES BOUES D'ÉPURATION : COMMENT EVALUER LE BILAN ENVIRONNEMENTAL ET LA SENSIBILITE DES PARAMETRES DES PROCEDES INFLUENÇANT LE BILAN POUR CE TYPE DE DECHET PRODUIT PAR LA STATION D'ÉPURATION ?

1. La filière « boues » : de la production à la valorisation
 - 1.1. Le traitement des eaux usées et la production de boues d'épuration
 - 1.2. La valorisation des boues d'épuration
2. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV)
 - 2.1. La définition des objectifs et du champ de l'étude
 - 2.2. L'inventaire du Cycle de Vie (ICV)
 - 2.3. Evaluation des impacts environnementaux
 - 2.4. Interprétation des résultats
3. L'Analyse de Sensibilité (AS) : Focus sur les analyses locales
4. Irstea, un organisme de recherche pour l'environnement et l'agriculture
 - 4.1. Présentation de l'institut et de l'équipe de recherche
 - 4.2. Problématique de l'étude

PARTIE 2 : APPLICATION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE SUR UNE FILIERE DE TRAITEMENT ET DE VALORISATION DES BOUES D'ÉPURATION

1. Analyse du cycle de vie d'une filière de traitement et de valorisation des boues d'épuration
 - 1.1. Méthodologie de l'ACV appliquée à une filière boue
 - 1.2. Présentation des résultats de l'ACV de la filière boue choisie
2. Analyse de sensibilité locale
 - 2.1. Méthodologie de l'AS appliquée à la filière boue considérée
 - 2.2. Présentation des résultats de l'AS de la filière boue

PARTIE 3 : LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'ETUDE

1. Retour sur les hypothèses et les choix méthodologiques réalisés
 - 1.1. Le choix de la filière boue étudiée
 - 1.2. L'Analyse de Cycle de Vie
 - 1.3. L'Analyse de Sensibilité
2. Les limites de l'étude
3. Perspectives de l'étude

Conclusion générale

SIGLES ET ABREVIATIONS

ACV : Analyse du Cycle de Vie

AS : Analyse de Sensibilité

As : Arsenic

Ba : Baryum

BP : Boue Primaire

BS : Boue Secondaire (ou biologique)

Cd : Cadmium

Cemagref : Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts

CH₄ : Méthane

CO : Monoxyde de carbone

COV : Composé Organique Volatil

CO₂ : Dioxyde de carbone

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

¹⁴C : Carbone 14

DA : Digestion anaérobie

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

EH : Equivalent Habitant

FeCl₃ : Chlorure ferrique

Hg : Mercure

H₂S : Sulfure d'hydrogène

Irstea : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

IS : Indice de Sensibilité

MA : Matière Active

MB : Matière Brute

MS : Matière Sèche

Mn : Manganèse

MO : Matière Organique

MV : Matière Volatile

Ni: Nickel

NH₃: Ammoniac

NH₄⁺: Ion ammonium

NO₂⁻ : Nitrite

NO₃⁻: Nitrate

NOx: Oxyde d'azote

N₂ : Diazote

N₂O: Protoxyde d'azote

ONEMA: Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

Pb: Plomb

PO₄³⁻ : Ion phosphate (ou orthophosphate)

P₂O₅ : Pentoxyde de phosphore

RT : Retours en tête de station

²²²Rn : Radon 222

Se : Sélénium

SF₆ : Hexafluorure de soufre

SO₂ : Dioxyde de soufre

SOx : Oxydes de soufre

STEU: Station d'Épuration

TSH : Temps de Séjour Hydraulique

UF : Unité Fonctionnelle

Zn: Zinc

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est un élément indispensable à la vie, et essentiel à la réalisation de la majorité des activités humaines. Cependant, depuis plusieurs années, il est possible d'observer une baisse de la consommation en eau potable des français de plus de 8% entre 2004 et 2008 (MONTGINOUL, 2013). Parmi les raisons expliquant cette évolution, la volonté du public de réduire sa facture d'eau semble être le premier motif d'action, bien que, la prise de conscience de l'importance d'économiser cette ressource ait également joué un rôle important. Enfin, les règlementations locales, comme les arrêtés préfectoraux de limitation des usages de l'eau, ont également participées à réduire la consommation d'eau française (MEDDE, 2011).

Cette baisse a un effet favorable sur le plan environnemental puisqu'elle permet de préserver davantage les ressources en eau. La réduction de cette consommation entraîne d'une part la baisse des volumes d'eaux usées produits, qui devront être traités par la suite. En effet, selon la loi française il est obligatoire de traiter les eaux usées avant de les rejeter dans la nature. D'autre part, la réduction des volumes d'eaux usées permet également de réduire les quantités de boues d'épuration produites lors du traitement de ces eaux usées. En 2010, cette production de boues d'épuration s'élevait à 1,1 millions de tonnes, une quantité relativement stable depuis 2007 (AMORCE, 2012). Ces boues sont considérées comme des déchets depuis 1997 (LEGIFRANCE, 1997), elles devront donc être traitées puis valorisées ou éliminées, comme l'indique la loi.

Le traitement des eaux usées s'effectue dans des stations d'épuration qui sont dotées de deux types de filières : une filière de traitement des eaux, afin de pouvoir les rejeter dans la nature sans polluer le milieu extérieur et, une filière de traitement des boues. Cette dernière sera plus ou moins complexe suivant la taille de la station, le type de boue attendu en fin de traitement, et son type de valorisation.

Chacun des procédés de traitement des boues a, au même titre que n'importe quelle autre activité humaine, des conséquences sur l'environnement. Dans ce cadre-là, la loi Grenelle I votée en 2009, prévoit des mesures afin de réduire l'impact environnemental des filières de traitement des eaux et des boues. Ainsi, il est devenu essentiel de déterminer l'impact de ces filières de traitement et de valorisation des déchets sur l'environnement. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un des outils employés pour identifier et quantifier ces impacts.

Plusieurs études ont déjà été réalisées dans ce but, notamment par Irstea (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture), organisme commanditaire de l'étude présentée dans ce rapport. Cette étude fait partie d'un projet pluriannuel, dirigé par Irstea et financé par l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques), visant à déterminer la qualité environnementale des stations de traitement des eaux usées françaises (la filière de traitement des boues étant comprise dans ce projet d'évaluation).

A terme, l'ensemble des études réalisées dans le cadre de ce projet devrait aboutir à l'élaboration d'un outil d'évaluation des performances environnementales de la filière boue et de son impact sur des systèmes d'assainissement complets (filière eau et boue). Ce travail permettra tout d'abord de définir des filières boue optimales, mais aussi d'identifier les différentes étapes de traitement qui devront être améliorées en priorité.

Cependant, contrairement aux études précédentes qui ont étudié les impacts environnementaux de l'ensemble des procédés de traitement et de valorisation des boues, indépendamment les uns des autres, la présente étude a la particularité de porter sur une filière boue dans sa globalité. Cela signifie que l'ensemble des impacts environnementaux liés aux différents procédés de traitement et de valorisation considérés dans la filière boue étudiée seront pris en compte et mis en parallèle.

Dans un second temps, cette étude fera appel à un deuxième outil régulièrement appliqué dans le cadre d'évaluations environnementales : l'analyse de sensibilité (AS). Cette dernière sera effectuée sur la base des résultats de l'ACV qui aura été précédemment réalisée.

Au final, l'ensemble de ce travail a pour objectif de permettre de répondre à la problématique suivante : **Quels sont les paramètres les plus impactants sur le bilan environnemental d'une filière de traitement des boues combinant la digestion anaérobie et la déshydratation mécanique ?**

Ce rapport est divisé en deux grandes parties. La première correspond à une succincte synthèse bibliographique sur les boues d'épuration, l'Analyse du Cycle de Vie et l'analyse de sensibilité, ce qui permettra de mieux cerner le contexte de l'étude ainsi que sa problématique.

La seconde partie de ce mémoire correspond à l'application des deux outils, l'ACV et l'AS, à la filière de traitement et de valorisation des boues choisie. Cette partie est donc divisée en deux sous-sections, la première reprenant de manière détaillée la méthodologie appliquée et les résultats de l'ACV, et la seconde détaillant la méthodologie et les résultats de l'AS.

Enfin, pour finir, la conclusion reprendra les principaux résultats obtenus afin de répondre à la problématique de l'étude et présentera une analyse critique de l'étude et des méthodologies mises en place.

PARTIE 1 : LES BOUES D'EPURATION : COMMENT EVALUER LE BILAN ENVIRONNEMENTAL ET LA SENSIBILITE DES PARAMETRES DES PROCEDES INFLUENÇANT LE BILAN POUR CE TYPE DE DECHET PRODUIT PAR LA STATION D'EPURATION ?

Cette première partie de mémoire correspond à une synthèse bibliographique. Elle permet de mieux comprendre le contexte de l'étude qui suit en détaillant ce que sont les boues de stations d'épuration (STEU) ainsi que la manière de traiter puis de valoriser ce déchet. Dans un second temps, les outils d'analyse environnementale et statistique appliqués dans le cadre de ce travail, seront présentés de manière globale.

1. La filière « boues » : de la production à la valorisation

L'eau est aujourd'hui un élément indispensable à bon nombre d'activités humaines mais, sa consommation entraîne inmanquablement la production d'eaux usées. Avant de pouvoir être rejetées, elles vont donc devoir être traitées en station d'épuration (STEU). Les traitements appliqués lors de cette phase induisent une production de déchets, appelés boues d'épuration. Ces boues sont envoyées dans une filière « boues » pour y être traitées puis valorisées. La Figure 1 schématise les filières « eaux » et « boues » d'une STEU, chacune des étapes les constituant étant décrite ci-dessous.

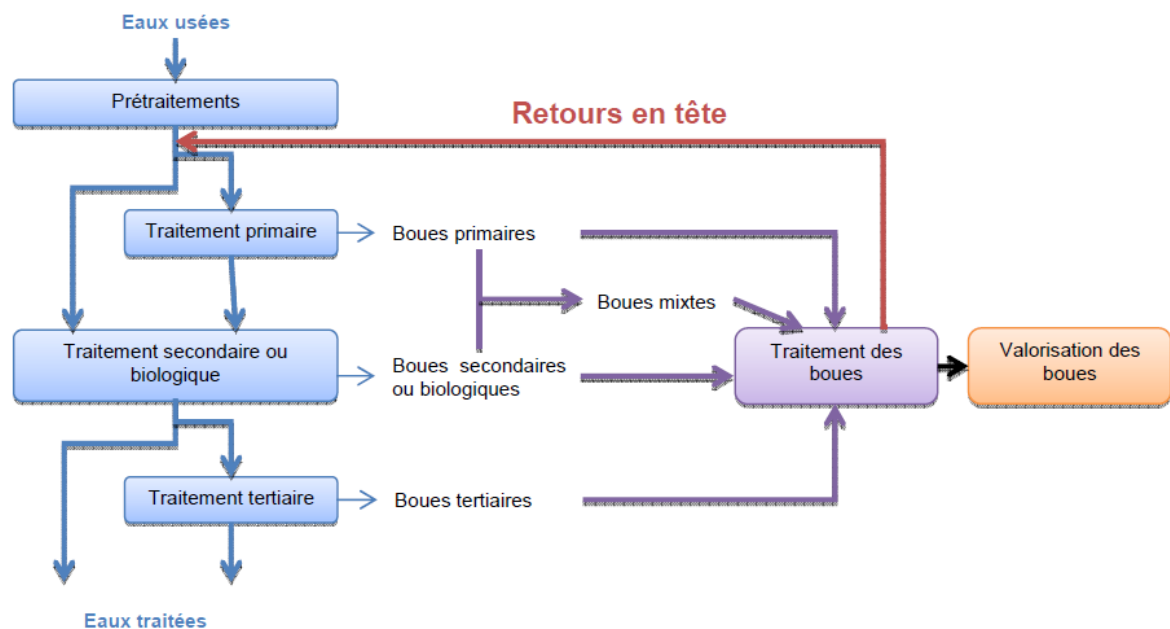


Figure 1: Représentation d'une station d'épuration (GIRAULT et al., 2014)

1.1. Le traitement des eaux usées et la production de boues d'épuration

Bien que la France dispose de ressources en eau importantes (CENTRE D'INFORMATION SUR L'EAU, 2012), la préservation des zones aquatiques, et plus particulièrement, leur conservation en bon état chimique et biologique est primordiale. Une première directive européenne instaurée en 1991 fixe donc les règles à respecter en matière de traitement des eaux usées urbaines. Cette directive, mise en application en France via la loi sur l'eau de 1992 impose, entre autres, la collecte et l'assainissement des eaux usées pour l'ensemble des agglomérations françaises avant leur rejet dans la nature. Puis, en 2000, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) renforce la protection de l'eau au niveau européen et impose l'amélioration de l'état chimique et écologique de tous les milieux aquatiques pour 2015.

Cette directive est transposée en France par l'intermédiaire de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques datant de 2006. Cette loi reprend les principaux objectifs de la directive européenne mère, c'est-à-dire qu'elle impose que l'ensemble des milieux aquatiques français aient atteint un bon état, que ce soit au niveau écologique ou chimique, en 2015 (MEDDE, 2013a).

Cependant, malgré ces réglementations, 7% des stations d'épuration n'étaient toujours pas conformes aux normes concernant le traitement des matières organiques et des nutriments contenus dans les eaux usées en 2009, principalement par rapport au traitement du phosphore et de l'azote (MEDDE, 2013a).

En effet, après leur arrivée sur la station d'épuration, les eaux usées doivent obligatoirement subir un certain nombre de traitements afin de réduire leur charge polluante. Il est possible de séparer l'ensemble de ces traitements en deux phases de prétraitement et de traitement.

1.1.1. La phase de prétraitement

Cette phase englobe l'ensemble des procédés qui seront appliqués sur les eaux usées afin de supprimer les éléments qui pourraient gêner le bon déroulement des étapes suivantes de la filière (Figure 2).

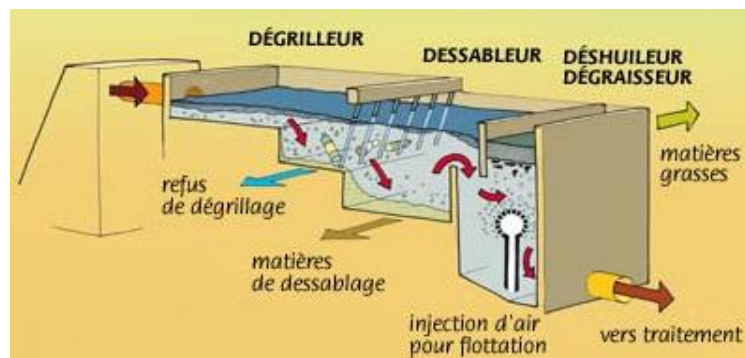


Figure 2: Les prétraitements des eaux usées (ADEME et COMITE NATIONAL DES BOUES, 2001)

Elle consiste en un **dégrillage**, qui va permettre de retirer de l'eau tous les déchets dont la taille est supérieure à 3 millimètres et ainsi d'éviter que les canalisations ne soient par la suite obstruées.

On trouve ensuite le **dessablage**, qui permettra d'enlever les sables et graviers contenus dans les eaux pour éviter que ceux-ci ne viennent abîmer les conduits et les appareils de traitement.

Enfin, le dernier procédé de cette phase est le **déshuilage**. Cette étape est importante pour éviter l'accumulation de graisse dans les conduits, ce qui pourrait endommager les appareils, mais aussi afin de limiter les rejets de particules grasses dans les milieux naturels à la fin du processus d'assainissement (DEGREMONT, 2001).

1.1.2. Les traitements des eaux usées

Les eaux prétraitées vont ensuite subir différentes étapes de traitement. La première correspond au traitement primaire. Il s'agit d'une simple décantation des eaux usées pour éliminer une partie des matières polluantes en suspension qu'elles contiennent. Cette étape n'est pas systématiquement appliquée.

Les eaux passent ensuite par le traitement secondaire qui se fait par voie biologique. Celui-ci consiste à « cultiver » des microorganismes dans les ouvrages d'épuration afin qu'ils dégradent la matière organique présente (sucres, protéines, etc.) en suspension et/ou dissoute (ADEME et COMITE NATIONAL DES BOUES, 2001). Pour ce qui est de l'azote par exemple, les microorganismes vont dégrader l'azote ammoniacal selon la réaction de nitrification, c'est-à-dire, en le transformant en nitrites puis en nitrates, comme le représente la figure 3.

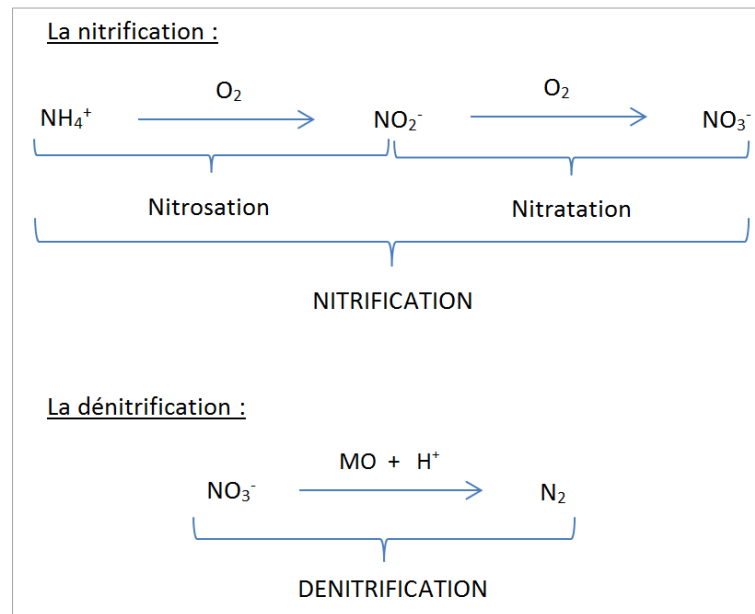


Figure 3: Schématisation de la nitrification et dénitrification (CANLER et al., 2001)

Les microorganismes dégradent ensuite l'azote en réduisant les nitrates en diazote selon la réaction de dénitrification (Figure 3). Les eaux riches en microorganismes passeront ensuite dans un clarificateur, qui est en fait un bassin de décantation secondaire.

Enfin, la troisième étape de traitement correspond au traitement tertiaire. Ce type de traitement des eaux, complémentaire des deux précédents, va permettre d'éliminer une quantité supplémentaire de matière en suspension, de phosphore et de micropolluants encore présents dans les eaux usées (DEGREMONT, 2001).

Suivant l'origine des eaux usées (ménagères ou industrielles) et suivant le type de traitement appliqué aux eaux usées, les déchets issus de ces traitements, appelés boues résiduelles, auront une composition et des caractéristiques différentes. Dans la présente étude, seules les boues résiduelles urbaines ont été prises en compte.

Parmi ces dernières, on différencie : les boues primaires, secondaires (ou biologiques), mixtes et tertiaires (Tableau 1).

Tableau 1: Les différents types de boues urbaines

Type de boue	Origine	Caractéristiques	Sources
Boues primaires	Obtenues après un traitement primaire des eaux usées	Riches en matières minérales (terre, sable...) et en éléments organiques	JOLLIET et al., 2005 TROESCH, 2009 TUROVSKIY et MATHAI, 2006
Boues secondaires/ biologiques	Proviennent des eaux usées digérées par des microorganismes puis clarifiées.	Essentiellement constituées de microorganismes et de leurs sécrétions	JOLLIET et al., 2005 TROESCH, 2009 TUROVSKIY et MATHAI, 2006
Boues mixtes	Mélange de boues primaires et secondaires	-	TROESCH, 2009 TUROVSKIY et MATHAI, 2006
Boues tertiaires	Issues d'un traitement plus poussé des boues visant à supprimer les dernières MES et le phosphore	Riches en sels minéraux et en éléments coagulants Moins représentées que les boues primaires et secondaires	CHABAT, 2013 TROESCH, 2009 TUROVSKIY et MATHAI, 2006

A l'origine, ces boues contiennent généralement 98% à 99% d'eau. La teneur en eau est un paramètre fréquemment utilisé pour caractériser une boue mais, il est plus habituel de l'exprimer grâce à son taux de matière sèche (MS), également appelé taux de siccité. Ce taux correspond au rapport entre la masse de matière sèche d'une boue et sa masse totale (JOLLIET et al., 2005). Le taux de siccité des boues brutes obtenues en sortie de traitement de la filière « eau » est ainsi de 1% à 2% (AMORCE, 2012). Cette matière sèche est constituée de différentes substances dissoutes ou en suspension dans l'eau dont les ordres de grandeurs sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2: Ordre de grandeurs des substances constituant la MS de la boue

Paramètre	Boues (en % de MS) ^a
Azote total	3 – 8
Phosphore total	2 - 4
Potassium	0,5 - 1

^a Résultats issus d'une enquête (non publiée) réalisée en 2014 par Irstea et tirés d'OTV, 1997

❖ Les composés azotés

Ils sont présents sous forme organique (protéines, acides aminés...) ou minérale (nitrates, nitrites, ion ammonium...). Une partie de l'azote présent dans les boues se trouve dans la phase liquide, ce qui implique que lors des traitements de boues avec séparation de phases liquide/solide, c'est-à-dire, lors de la séparation des « jus » des boues d'épuration et des boues elles-mêmes, une certaine proportion de cet azote est perdue. Ces « jus », communément appelés « retours en tête » correspondent à l'eau, initialement contenue dans les boues, extraite lors du traitement, et qui contient donc une certaine quantité de matière sèche, d'azote, de carbone et de phosphore.

De ce fait, il est nécessaire de les recueillir afin de les renvoyer en tête de station pour être à nouveau traités (CHABAT, 2013).

❖ Les composés phosphorés

Ils sont majoritairement sous forme minérale (ions orthophosphates PO_4^{3-}) mais on en trouve également sous forme organique (CANLER, 2015). Comme pour l'azote, la quantité d'éléments phosphorés varie énormément suivant le type de boue considérée (Tableau 2) (CHABAT, 2013).

❖ Les composés potassiques

Leur quantité reste faible dans les boues d'épuration car, le potassium étant un élément très soluble, la grande majorité de cet élément reste dans les eaux traitées et relarguées dans le milieu naturel (CHABAT, 2013).

❖ Les autres éléments

Ce sont des micropolluants comme par exemple les éléments traces minéraux (c'est à dire les métaux lourds), les produits pharmaceutiques ou les pesticides. Ces composés vont être partiellement éliminés grâce au traitement biologique, cependant, les molécules restantes seront concentrées dans les boues ou rejetées avec les eaux usées (CHABAT, 2013). Bien que les quantités de ces composés dans les boues et les eaux usées soient assez faibles (environ 0,4 mg de micropolluants sont rejetés dans les eaux usées par équivalent habitant et par jour), leur devenir une fois dans la nature et plus particulièrement leur transfert vers les sols, les végétaux, les eaux souterraines reste incertain (JOLLIET et al., 2005).

Les boues vont ensuite subir des traitements dont le but sera, entre autres, de réduire leur teneur en eau. Les boues pourront alors être classées suivant leur taux de siccité. On distingue quatre natures de boues différentes (Tableau 3).

Tableau 3: Les différentes natures de boues et leurs siccités

Type de boue	Siccité	Source
Boues liquides	1 % - 10 %	PRADEL et REVERDY, 2011
Boues pâteuses	10 % - 30 %	
Boues solides	30 % - 90 %	
Boues sèches	> 90 %	

1.1.3. Le traitement des boues d'épuration

Les boues peuvent subir différents traitements qui ont trois grands objectifs.

❖ Le premier est de réduire le volume des boues en réduisant leur teneur en eau. En effet, si le volume total des boues est réduit dès le départ, il y en aura moins à traiter, à stocker et à transporter par la suite. Cette réduction de volume permet donc de limiter l'utilisation de machines qui sont, la plupart du temps, gourmandes en électricité et/ou qui demandent l'ajout de réactifs.

❖ Le second objectif est de stabiliser les boues. Cette étape du traitement vise à réduire la fermentescibilité des matières organiques présentes, ce qui permettra ainsi d'atténuer les nuisances olfactives liées aux boues (OTV, 1997).

❖ Enfin, le dernier objectif concerne l'hygiénisation des boues. Cette phase permet, suivant le traitement choisi, d'éliminer une quantité plus ou moins importante d'agents pathogènes présents dans les boues (OTV, 1997).

L'ensemble des traitements applicable aux boues peuvent être séparés en 5 grandes étapes présentées sur la Figure 4 avec quelques exemples de procédés de traitement.

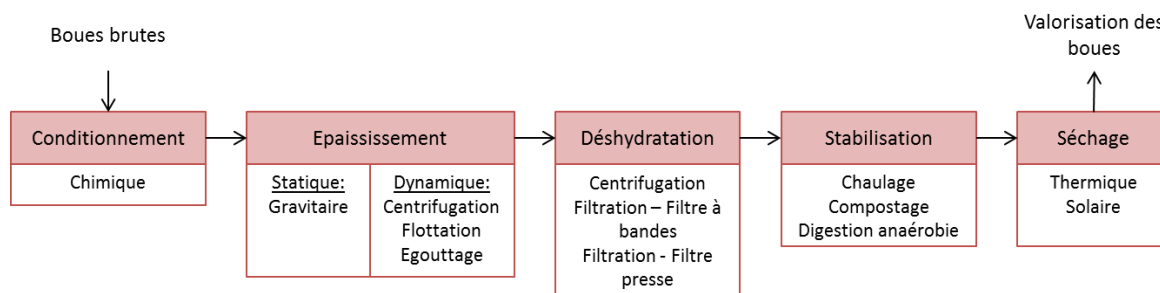


Figure 4: Filière de traitement des boues (OTV, 1997)

Toutes les boues ne passent pas forcément par chacune de ces étapes et elles ne subissent pas toujours les mêmes traitements, qui peuvent être mis en œuvre dans un ordre différent de celui présenté dans la figure 4. Ces différentes étapes ainsi que leurs principaux procédés de traitement vont maintenant être détaillées dans les parties suivantes.

1.1.3.1. Le conditionnement des boues

Cette étape, facultative, permet d'améliorer la séparation de phase liquide/solide d'une boue. Le type de conditionnement le plus utilisé est le conditionnement chimique, qui utilise des réactifs organiques (polymères cationiques) ou minéraux pour permettre l'agglomération des éléments solides contenus dans les boues (PRADEL et REVERDY, 2010). Ce sont actuellement les réactifs minéraux qui sont les plus utilisés pour conditionner des boues, et plus particulièrement l'association de chaux et de chlorure de fer (III) (AMORCE, 2012).

1.1.3.2. L'épaississement des boues

Le but de la phase d'épaississement est de réduire une première fois la teneur en eau des boues et ainsi de diminuer leur volume par l'intermédiaire de procédés généralement peu gourmands en énergie et/ou en réactifs. Cette phase sera plus ou moins efficace suivant le traitement qui sera appliqué aux boues.

Les trois techniques d'épaississement les plus utilisés en France sont l'épaississement statique gravitaire et les épaissements dynamiques par égouttage et centrifugation.

L'épaississement statique gravitaire consiste à laisser les boues environ 48h dans un bassin de décantation où, sous l'action de la pesanteur, les matières solides des boues vont naturellement décanter au fond du bassin. Ce procédé présente l'avantage d'être peu coûteux et peu gourmand en électricité mais il nécessite en contrepartie un espace important pour l'installation du bassin (CHABAT, 2013).

L'épaississement dynamique par égouttage peut être réalisé sur différents supports, notamment un tambour d'égouttage. Dans ce cas, les boues seront introduites dans un tambour tournant à faible vitesse, l'eau pouvant être évacuée au travers d'une toile filtrante. Cette technique permet d'obtenir de meilleurs résultats qu'avec la méthode précédente et elle demande également moins d'espace et de temps. Cependant, pour une bonne efficacité du procédé, il est indispensable d'avoir au préalable conditionné chimiquement les boues. De plus, ce procédé consomme également des eaux de lavage puisqu'il faut en permanence nettoyer la toile filtrante pour éviter que celle-ci ne soit colmatée (CHABAT, 2013).

L'épaississement dynamique par centrifugation est basé sur l'utilisation de la force centrifuge pour séparer les phases liquide et solide de la boue. Cette méthode permet d'obtenir les meilleurs taux de siccité (de l'ordre de 6%) très rapidement. Cependant, elle nécessite l'utilisation de polymères, et de grandes quantités d'électricité puisqu'elle demande entre 150 et 300 kWh/t MS traitée (CHABAT, 2013).

1.1.3.3. La déshydratation des boues

Le but de cette phase est de réduire une seconde fois le volume des boues. Elle peut être réalisée sur des boues épaissies ou des boues stabilisées suivant le type de traitement mis en place. Deux des procédés de déshydratation les plus connus sont la déshydratation par centrifugation et par filtre presse (ou à plateaux)

La déshydratation par centrifugation consiste à introduire la boue à traiter dans un bol et d'y appliquer une force centrifuge. Ce procédé permet d'atteindre un taux de siccité compris entre 20 et 25%. En contrepartie, son fonctionnement demande d'importantes quantités d'énergie et de polymères (pour le conditionnement) (OTV, 1997). Malgré ces inconvénients, cette technique est aujourd'hui la méthode de déshydratation la plus représentée dans les stations d'épuration françaises (Figure 5).

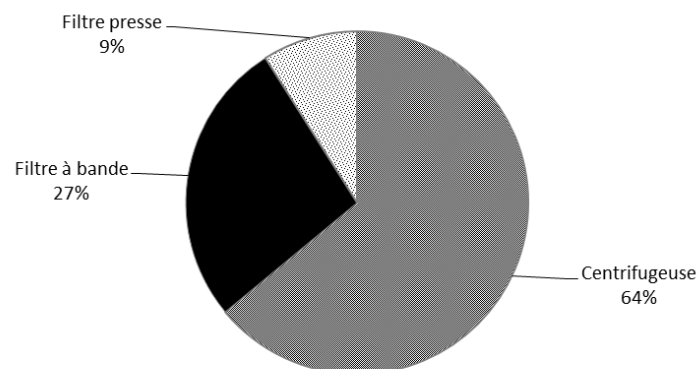


Figure 5: Fréquence d'utilisation des procédés de déshydratation mécanique en France (en % des stations équipées d'un dispositif de déshydratation) (GIRAULT et al., 2014)

La déshydratation par filtre presse consiste à injecter la boue sous pression entre deux plateaux pour en extraire l'eau grâce à une toile filtrante. Les boues alors obtenues ont un taux de siccité supérieur à 30% et sont appelées « gâteaux ». Les boues doivent cependant avoir été conditionnées au préalable (OTV, 1997).

1.1.3.4. La stabilisation des boues

Cette étape regroupe deux types de traitements : la stabilisation et l'hygiénisation des boues. La stabilisation a pour but de réduire l'activité biologique des boues (dégradations et fermentations de matière organique) qui créent des nuisances olfactives plus ou moins gênantes. L'hygiénisation permet de réduire le nombre d'agents pathogènes présents et ainsi, de limiter le risque de contamination lors d'une valorisation dans un milieu naturel (épandage, etc.).

Parmi les différentes méthodes de stabilisation et d'hygiénisation les plus connues on trouve le chaulage, le compostage et la digestion anaérobie (ou méthanisation).

La technique du chaulage est basée sur l'ajout de chaux (vive ou éteinte) dans les boues afin d'augmenter leur pH. Cette augmentation va rendre certains types de germes pathogènes inactifs et va également inhiber l'activité biologique existante dans les boues et ainsi empêcher la libération des molécules responsables de nuisances olfactives.

Le compostage des boues nécessite d'abord leur mélange avec un coproduit (déchets verts, paille, écorces, etc.) car elles sont trop humides pour pouvoir être compostées seules. Ce mélange sera ensuite aéré mécaniquement pour accélérer la fermentation des boues.

La digestion anaérobie (ou méthanisation) est basée sur la fermentation des matières organiques contenues dans les boues en absence d'oxygène. Cette fermentation peut être réalisée à différentes températures mais elle est le plus fréquemment effectuée entre 30 et 35°C, on parle alors de fermentation mésophile. Ce type de digestion anaérobie est seulement une technique de stabilisation puisqu'elle ne permet pas d'éliminer les agents pathogènes présents. Ce traitement permettra de produire un biogaz majoritairement composé de méthane (45 à 65%) et de dioxyde de carbone (25 à 45%) ainsi que de diazote et de sulfure d'hydrogène dans de très faibles proportions (SENAT, s.d.). Ce biogaz représente une alternative intéressante aux méthodes de production d'énergie classiques, mais il peut également être valorisé thermiquement (OTV, 1997).

1.1.3.5. Le séchage des boues

Cette dernière étape, facultative, a également pour but de permettre l'évaporation de l'eau encore contenue dans les boues. Elle permet également d'améliorer l'hygiénisation et la stabilisation des boues. Il existe deux grandes catégories de techniques de séchage : le séchage thermique qui permet d'obtenir un taux de siccité final dans les boues de l'ordre de 95% et le séchage solaire, où les boues vont sécher naturellement atteignant un taux de siccité final généralement compris entre 70 et 75% (OTV, 1997).

Une fois que les boues d'épuration ont été traitées, elles vont ensuite pouvoir être valorisées. Il existe aujourd'hui différentes manières d'utiliser ces produits mais elles ont en commun d'obéir à une réglementation bien particulière, comme le présente la partie suivante.

1.2. La valorisation des boues d'épuration

Les boues obtenues à la suite des traitements sont considérées comme des déchets, leur valorisation est donc soumise à une réglementation très stricte (excepté pour le cas du compost qui reste considéré comme un « produit » dès lors qu'il fait l'objet d'une homologation ou d'une normalisation) (MEDDE, 2013b).

Il existe actuellement deux grandes voies de valorisation pour les boues : l'incinération, qui concerne 18,6% des boues produites ; et l'épandage, qui correspond à la voie de valorisation de 73,9% des boues (DEMOULIERE et al., 2012). Une faible proportion des boues (6,8%) est encore aujourd'hui mise en décharge, lorsqu'elles sont impropres à être épandues ou incinérées (DEMOULIERE et al., 2012). La présente étude a exclusivement porté sur la valorisation agricole des boues, celle-ci sera donc davantage détaillée.

Cette filière est aujourd'hui la voie la plus employée pour valoriser les boues d'épuration en France (DEMOULIERE et al., 2012), bien que l'épandage soit soumis à une réglementation très stricte. En effet, pour limiter tout risque pour la santé des êtres vivants et l'environnement sur et à proximité des sites d'épandage, la composition de la boue à épandre, ainsi que les zones et les périodes d'épandage sont réglementées. La quantité maximale de déchet à apporter par hectare est également normalisée, et, pour une période de 10 ans, il est interdit d'apporter plus de 30 tonnes de matière sèche par hectare (MEEDDAT, 2009).

La qualité de la boue est un des éléments essentiels à prendre en compte lorsqu'une valorisation agricole est envisagée. Suivant la nature des eaux usées originelles (ménagères ou industrielles) et les traitements réalisés pour les assainir, la qualité et la composition de la boue vont énormément varier. Dans tous les cas, la boue devra avoir subi au minimum un traitement réduisant son pouvoir fermentescible et sa flore pathogène pour que son épandage soit envisageable, excepté pour les petites stations qui traitent majoritairement des eaux usées domestiques (MEDDE, 2013b). Le législateur a également défini des seuils limites à ne pas dépasser concernant les éléments dangereux, ou ceux susceptibles de l'être, qui sont contenus dans les boues. Les apports cumulés au fil des épandages de ces éléments ont également été pris en compte. Les tableaux 4 et 5 présentent ces différents seuils pour les Eléments-Traces (ET) et les Composés-Traces Organiques (CTO). Si une boue contient un ou plusieurs des éléments listés dans des proportions supérieures aux seuils définis, la boue ne pourra pas être épandue et sera valorisée via une autre voie.

Tableau 4: Teneurs limites en Eléments-Traces dans les boues (MEDDE, 1998)

	Teneur limite dans les boues (mg/Kg MS)	Flux maximum cumulé apporté par les boues en 10 ans (g/m ²)
Cadmium (Cd)	10	0,015
Chrome (Cr)	1000	1,5
Cuivre (Cu)	1000	1,5
Mercure (Hg)	10	0,015
Nickel (Ni)	200	0,3
Plomb (Pb)	800	1,5
Zinc (Zn)	3000	4,5
Cr + Cu + Ni + Zn	4000	6

¹ Les PCBs (polychlorobiphényles) sont des composés organiques très peu biodégradables, qui se sont accumulés dans l'environnement au fil de leur utilisation. Leur toxicité leur a valu une classification comme polluant organique persistant (POP).

Tableau 5: Teneurs limites en Composés-Traces Organiques dans les boues (MEDDE, 1998)

	Teneur limite dans les boues (mg/Kg MS)	Flux maximum cumulé apporté par les boues en 10 ans (g/m ²)
7 principaux PCB¹ : PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0.8	1,2
Fluoranthène	5	7,5
Benzo(b)fluoranthène	2.5	4
Benzo(a)pyrène	2	3

La réglementation actuelle attache aussi beaucoup d'importance au plan d'épandage, et plus précisément, à la zone à fertiliser ainsi qu'à la période d'épandage. En effet, ce dernier est par exemple interdit sous certaines conditions (sols gelés ou enneigés, parcelles fortement en pente...) (MEDDE, 2013b). De plus, pour limiter les risques de contamination, l'épandage de boues est, par exemple, strictement interdit à proximité d'un point d'eau (MEEDDAT, 2009). De plus, le type de sol a également une importance puisque ses caractéristiques, et sa teneur en éléments-traces, plus particulièrement, permettront aussi de déterminer si l'épandage est envisageable ou non. Le tableau 6 présente les seuils limites en ETM à ne pas dépasser dans le sol.

Tableau 6: Teneurs limites en Eléments-Traces Minéraux dans le sol (MEDDE, 1998)

	Teneur limite dans le sol (mg/Kg MS)	Flux maximum cumulé dans le sol en 10 ans (g/m ²)
Cadmium (Cd)	2	0,015
Chrome (Cr)	150	1,2
Cuivre (Cu)	100	1,2
Mercure (Hg)	1	0,012
Nickel (Ni)	50	0,3
Plomb (Pb)	100	0,9
Zinc (Zn)	300	3

L'épandage pourra donc seulement être effectué si la boue et la zone d'épandage sont toutes les deux adaptées à ce type de valorisation. Le producteur de boue devra ensuite continuer à surveiller l'évolution des caractéristiques du sol après les apports (MEDDE, 2013b).

L'ensemble de la filière « boue » regroupe donc un nombre relativement important de procédés plus ou moins complexes. Sans l'aide d'un outil adapté, il serait difficile d'évaluer et d'optimiser le bilan environnemental correspondant à une filière boue. L'Analyse du Cycle de Vie est un des outils permettant de répondre à ces problématiques.

2. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV)

L'Analyse du Cycle de Vie est un outil permettant de déterminer quelles sont les étapes dans le cycle de vie d'un produit qui ont le plus d'impacts potentiels sur l'environnement. On parle d'impacts potentiels car on considère que chacune des molécules émises a un impact sur l'environnement, mais on ne prend pas en compte les interactions possibles entre ces molécules et les conséquences qui en découlent. Les résultats obtenus ne peuvent donc en aucun cas être qualifiés de « réels ».

La réalisation d'une ACV a été normalisée pour qu'elle puisse être appliquée correctement par tout utilisateur. Les normes en vigueur sont celles de la série ISO 14 040/14 044, qui définissent les principes méthodologiques à suivre et le cadre de la réalisation de l'ACV pour chacune de ses étapes (ADEME, 2005). Ainsi, cette technique d'analyse passe obligatoirement par 4 étapes présentées ci-dessous (Figure 6).

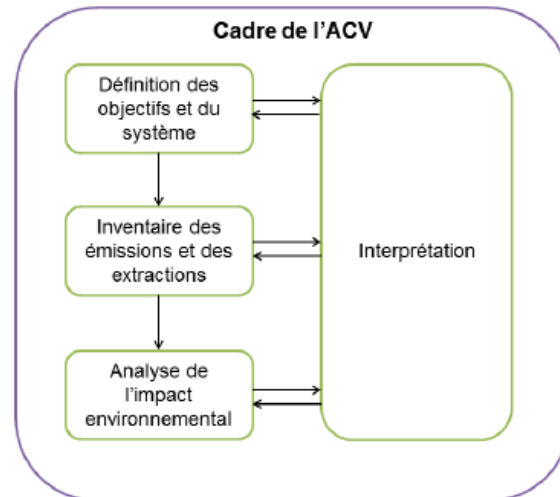


Figure 6: Les quatre étapes de l'ACV (RICHARD, 2013)

2.1. La définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première phase permet tout d'abord de définir l'objectif de l'étude et de spécifier la fonction du système qui sera étudiée, c'est à dire son rôle (traiter la boue, produire de l'énergie...).

C'est également lors de cette étape que va être défini l'unité fonctionnelle du système. Cette unité mesurable, quantifie la fonction du système et sert de référence pour les phases suivantes. Ainsi, chacun des flux entrants (intrants du système) et sortants (émissions et produits du système) sera exprimé par rapport à cette unité. En général, l'unité de référence pour la réalisation des études portant sur les boues est de 1 tonne de matière sèche (MS) de boue, ce qui permet de pouvoir comparer des boues de nature différente en les rapportant à la quantité de MS qu'elles contiennent (PRADEL et al., 2013).

Le champ (ou périmètre) de l'étude correspond aux frontières du système au-delà desquelles les flux de matière et d'énergie ne seront plus pris en compte. Il est également déterminé lors de cette phase et est souvent représenté par un schéma du type de celui de la Figure 7.

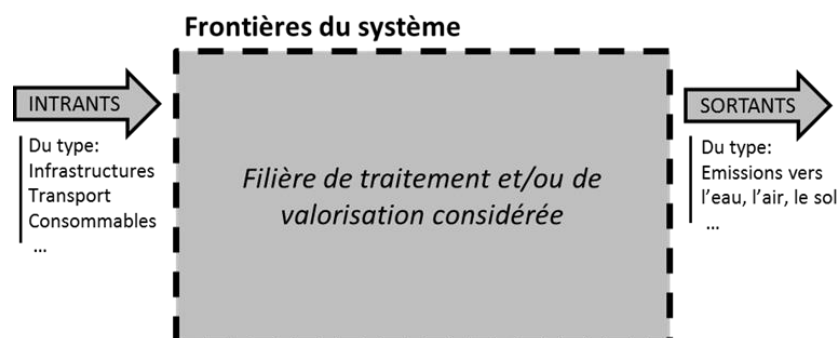


Figure 7: Schéma de représentation générique des frontières d'un système

Les hypothèses considérées lors de la réalisation de l'analyse devront également être décrites précisément. Elles peuvent porter sur les modalités de traitement, de transport et de stockage des boues, la valorisation des boues, etc.

Enfin, les règles d'allocations, s'il y en a, devront aussi être détaillées. Ces règles sont utilisées lorsque que le système considéré est multifonctionnel, c'est-à-dire, qu'il possède une fonction principale ainsi qu'une ou plusieurs fonctions secondaires. Les règles d'allocation permettent de répartir les impacts totaux entre le produit principal et les produits secondaires. C'est par exemple le cas pour une filière boue où sa fonction principale est de traiter les déchets mais si ces derniers sont valorisés par épandage, elle aura une fonction secondaire qui sera de produire un fertilisant utilisable en agriculture. Il faut donc pouvoir répartir les impacts environnementaux de la filière entre ces deux fonctions. Pour allouer la part des impacts totaux à chaque fonction au système, il existe différentes méthodes. Les deux plus répandues sont la répartition (ou allocation) et la substitution (ou extension des frontières du système).

La répartition consiste à affecter les charges environnementales correspondantes à chaque fonction ou produit du système suivant un critère physique (au prorata de la masse), d'après un critère économique (au prorata de la valeur marchande des produits), ou suivant un critère énergétique (au prorata du contenu énergétique des produits).

La substitution consiste à étendre les frontières du système considéré. Il existe deux types de substitutions : par addition ou par soustraction (MARCHAND, 2013). La première consiste à ajouter des fonctions supplémentaires aux systèmes afin que chacun de ces systèmes aient exactement les mêmes fonctions (MARCHAND, 2013) (Figure 8).

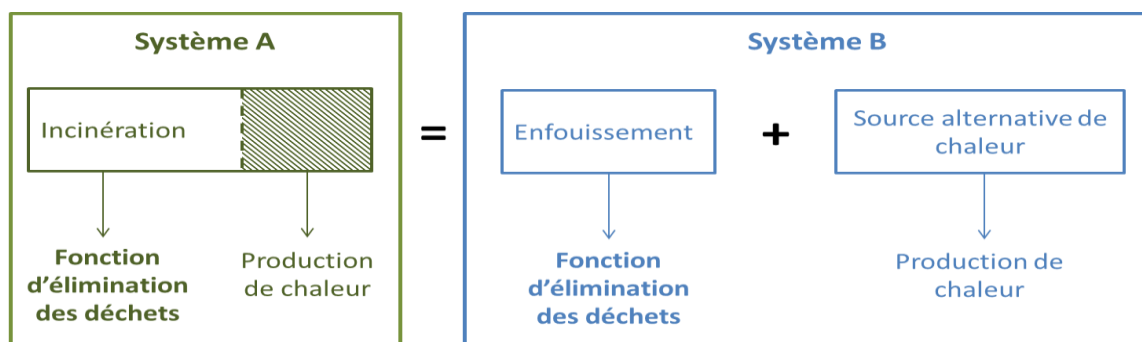


Figure 8: Illustration de l'extension des frontières du système par addition (RICHARD, 2013)

Le système A est un système multifonctionnel car il a deux fonctions : l'élimination de déchets et la production de chaleur. Au contraire, le système B ne possède qu'une seule fonction : celle d'éliminer les déchets. Ainsi, pour pouvoir comparer ces deux systèmes il faut ajouter au système B une fonction « production de chaleur », avec les intrants et sortants qui y sont liés.

Le deuxième type de substitution, par soustraction, consiste à rendre un système possédant plusieurs fonctions, monofonctionnel (MARCHAND, 2013) (Figure 9).

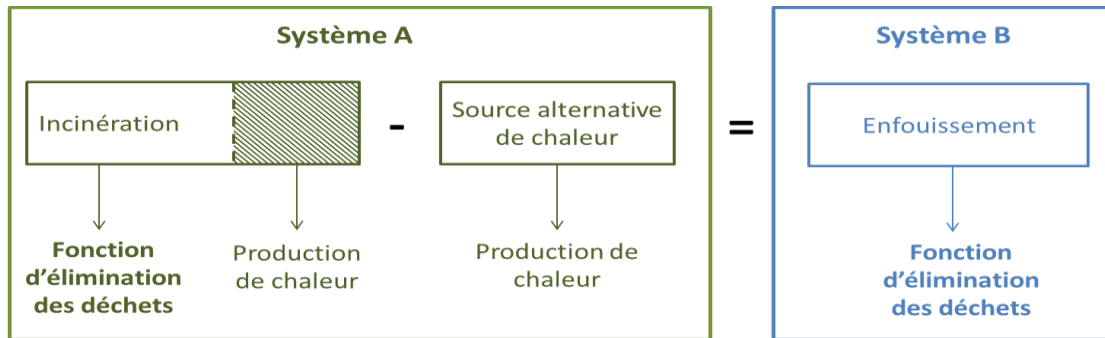


Figure 9: Illustration de l'extension des frontières du système par soustraction (RICHARD, 2013)

Le système A est multifonctionnel car il permet d'éliminer les déchets et produit également de la chaleur. Contrairement à lui, le système B a seulement la fonction d'éliminer les déchets. Pour rendre ces deux systèmes comparables, il faut « soustraire » une fonction de production de chaleur, avec ses intrants et sortants, au système A pour que celui-ci devienne monofonctionnel.

Après avoir défini le système, la seconde phase de l'ACV peut alors démarrer.

2.2. L'inventaire du Cycle de Vie (ICV)

Cette phase consiste à inventorier l'ensemble des flux entrants et sortants du système d'étude, depuis la phase d'extraction ou de fabrication des composants jusqu'à l'étape d'élimination du produit en fin de vie (Figure 10).



Figure 10: Le cycle de vie d'un produit schématisé (LEA NATURE, 2012)

Les flux entrants comprennent les consommations d'énergie et de réactifs, les infrastructures utilisées, etc. Les flux sortants sont caractérisés par les déchets produits ainsi que par les émissions vers l'air, l'eau et le sol. Parmi ces dernières, on distingue les émissions directes et indirectes.

- Les premières correspondent aux émissions directement liées au déchet considéré dans l'ACV (PRADEL et REVERDY, 2011). Par exemple, les émissions issues du stockage des boues appartiennent à la catégorie des émissions directes.
- Les émissions indirectes correspondent à celles qui ne sont pas directement liées au produit étudié dans l'ACV (PRADEL et REVERDY, 2011). Elles sont en général liées à la construction des infrastructures, à la fabrication du matériel, etc. Les émissions liées à la construction d'un bâtiment de stockage des boues font par exemple partie des émissions indirectes.

A la suite de cet inventaire, l'évaluation environnementale peut avoir lieu.

2.3. Evaluation des impacts environnementaux

Cette étape est réalisée à l'aide de logiciels spécialisés tels que SimaPro, GaBi, etc. Elle permet d'évaluer les impacts environnementaux du scénario étudié après l'avoir modélisé. Elle fait également appel à des méthodes de caractérisation (telle que ReCipe, CML, etc.) qui permettent de traduire les différentes substances inventoriées précédemment en impacts environnementaux.

Pour cela, plusieurs étapes réalisées par le logiciel ACV sont nécessaires. Tout d'abord, la classification qui permet d'associer les flux de matière et d'énergie recensés durant l'inventaire avec des catégories d'impacts environnementaux intermédiaires, appelées « indicateurs mid-point » ; puis, dans un second temps, avec des catégories de dommage, appelées « indicateurs end-point ». La Figure 11 représente cette phase de l'ACV et la Figure 12 l'illustre à travers un exemple.

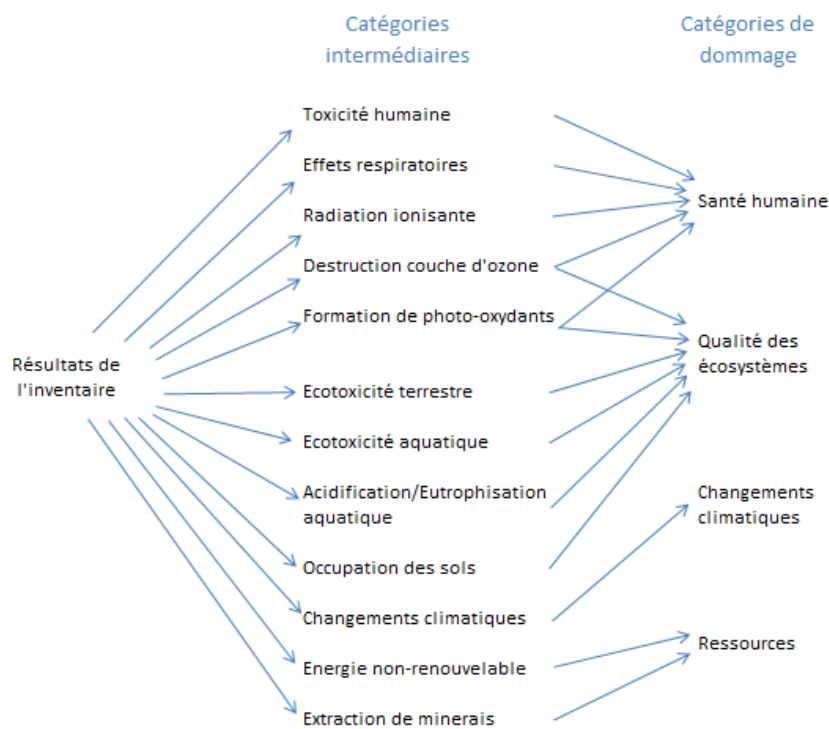


Figure 11: Représentation de la phase de classification de l'ACV (JOLLIET et al., 2005)

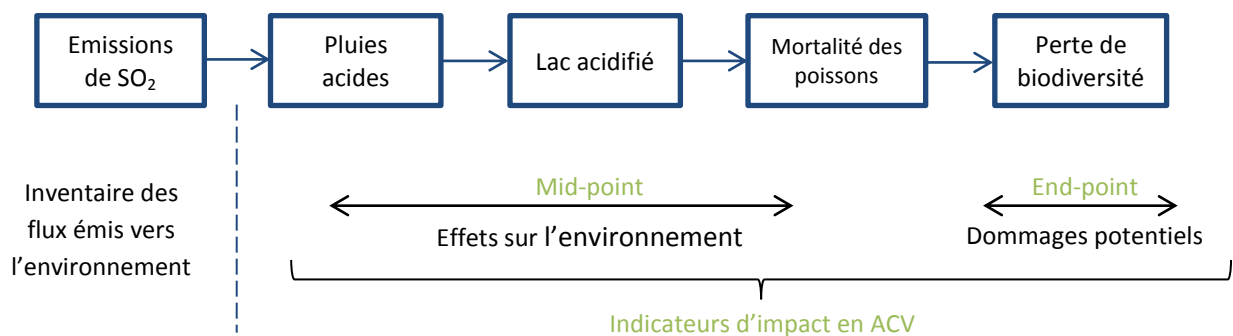


Figure 12: Illustration de la phase de classification (BOUTIN et al., 2012)

La seconde étape est la caractérisation, qui correspond à la traduction des impacts inventoriés en « unités d'impact » propres à chaque catégorie d'impact considérée.

Ainsi, chaque substance inventoriée (en tant que flux entrant ou sortant) est ramenée à une substance équivalente de référence. A titre d'exemple, le calcul de l'impact « changement climatique » est basé sur la mesure du forçage radiatif² pour chaque gaz et mesuré en équivalent CO₂ (substance de référence) pour un horizon de temps défini (100 ans dans la majorité des cas). Un procédé qui émettrait 1 tonne de CO₂ et 0,15 tonne de N₂O (protoxyde d'azote) aurait un impact sur le changement climatique équivalent à 45,7 tonnes d'équivalent CO₂, le N₂O ayant un pouvoir de réchauffement global 298 fois supérieur au CO₂ à horizon 100 ans (BERTHELIN et al., 2011).

Suivant la méthode de caractérisation choisie, les catégories environnementales considérées peuvent donc être différentes.

Finalement, à la suite de la modélisation et du calcul des résultats grâce aux logiciels ACV, il est alors possible de passer à la dernière phase de la méthodologie ACV.

2.4. Interprétation des résultats

Cette dernière phase de l'ACV consiste à analyser l'ensemble des résultats obtenus et identifier les étapes du cycle de vie les plus impactantes sur le bilan environnemental global, et donc, les étapes à améliorer pour alléger ce bilan (JOLLIET et al., 2005).

Lorsqu'elle est appliquée aux déchets, la méthode ACV a la particularité de ne prendre en compte que la dernière étape du cycle de vie de ces déchets, on parle d'ACV « fin de vie » (FINNVEDEN, 1999). De ce fait, les frontières du système étudié vont être différentes dans une ACV « fin de vie » et dans une ACV « produit ».

Depuis une quinzaine d'années, ces ACV appliquées au secteur des déchets, se développent fortement (BRAVO et FERRER, 2011 ; FINNVEDEN et al, 1995), et cette méthodologie a déjà été appliquée de nombreuses fois pour évaluer l'impact environnemental des traitements des eaux usées ou des boues (HOUILLON et JOLLIET, 2005 ; LIU et al., 2013 ; REMY et al., 2013 ; VALDERRAMA et al., 2013 ; XU et al., 2014).

La méthode ACV présente cependant plusieurs limites. La première reste que les résultats obtenus au final dépendent fortement des hypothèses qui auront été réalisées tout au long de l'étude et de la qualité des données utilisées (UVED, 2012). Il faut donc être extrêmement vigilant lors du choix des hypothèses et pendant la réalisation de l'inventaire des données. La seconde limite réside dans le fait que l'ACV ne considère que les impacts environnementaux, ainsi, il n'est pas rare qu'il y ait des désaccords entre les recommandations issues des résultats de l'ACV et les intérêts économiques et sociaux du produit considéré. De plus, l'ACV ne prend en compte que les impacts environnementaux quantitatifs, c'est-à-dire que d'autres aspects tels que l'impact des activités sur les paysages ou les nuisances associées au bruit ne sont par exemple pas pris en compte, bien que certains soient mesurables (UVED, 2012).

Néanmoins, l'ACV reste quand même la méthode d'évaluation d'impacts la plus aboutie aujourd'hui (ADEME, 2005). Cette méthodologie va donc pouvoir être appliquée afin de répondre à la problématique posée dans le cadre de ce travail.

² Le forçage radiatif est la différence entre l'énergie radiative reçue et l'énergie radiative émise par un système climatique donné.

De plus, dans le cadre d'ACV, une analyse de sensibilité est souvent réalisée à la suite de cette étude afin de vérifier la cohérence et de renforcer la fiabilité des résultats. La réalisation de cette analyse de sensibilité est d'ailleurs fortement recommandée dans la norme ISO 14043 détaillant les exigences et les recommandations à suivre lors de l'interprétation d'une ACV (PAYRAUDEAU et al., 2005). Cette dernière est présentée ci-après.

3. L'Analyse de Sensibilité (AS) : Focus sur les analyses locales

En ACV, il est fréquent de parler d'incertitudes, que cela soit à la fois sur les données d'entrée ou à propos des résultats finaux. Cependant, ce terme englobe en fait deux concepts différents : l'incertitude et la sensibilité (PAYRAUDEAU et al., 2005).

L'incertitude est due à un manque de connaissance à propos des données d'entrée, ce qui entraîne la mise en place d'hypothèses, sur lesquelles sont basés les résultats des ACV.

La notion de sensibilité correspond à la variabilité « naturelle » des procédés due aux données d'entrée. C'est par exemple le cas pour le procédé d'épaississement gravitaire dont les taux d'abattement vont varier suivant le type de boue entrante, le temps de séjour, etc.

Du fait de la distinction entre ces deux concepts, il est également possible de différencier deux types d'analyses de vérification des résultats ACV: il s'agit des analyses d'incertitude et de sensibilité (FERRAND et al., 2012).

Les premières ont pour objectif de quantifier l'incertitude finale des résultats, elle-même issue du cumul des imprécisions présentes tout au long de l'ACV.

Les analyses de sensibilité, quant à elles, permettent d'estimer directement l'effet des paramètres d'entrée sur les résultats. Leur objectif est de répartir l'incertitude des résultats entre les variables d'entrées. Grâce à ce type d'analyse, il est donc possible d'identifier les paramètres les plus influents sur les résultats de l'ACV, qui correspondent également à ceux qui devront donc être connus avec le plus de précision possible. A l'inverse, elles permettent également d'identifier les paramètres influençant peu les résultats, qui pourront donc être connus avec une précision moins importante.

Il existe trois grands types de méthodes d'analyse de sensibilité : les méthodes de criblage ou « screening », les méthodes globales et locales (FERRAND et al., 2012). Seule la dernière sera ici présentée.

Les AS locales sont basées sur l'évaluation de l'impact, sur les sorties « $y(z)$ », d'une petite variation autour des valeurs de référence des données d'entrée « z_0 », d'où le caractère local de cette analyse (Figure 13). Dans ce type d'analyse, un seul paramètre « z_0 » varie à la fois (FELIX et XANTHOULIS, 2005).

AS locale

Variation de $y(z)$ « autour » z_0

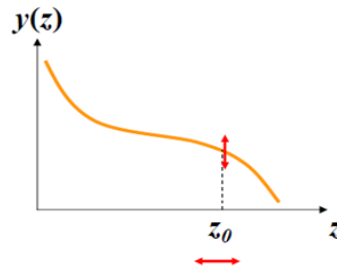


Figure 13: Représentation schématique de l'analyse de sensibilité locale (MAKOWSKI, 2009)

Les méthodes d'analyse locale permettent d'estimer des indices de sensibilité qui vont représenter les effets respectifs des perturbations des variables d'entrée sur les valeurs de sortie. Cet indice correspond en fait à la dérivée partielle des sorties « y » par rapport au paramètre étudié « x » (CHASTAING, 2013). Il est défini par l'Equation 1, où S_i représente l'indice de sensibilité ; y la variable de sortie et x le paramètre d'entrée étudié avec $x = (x^0_1, \dots, x^0_p)$ (JACQUES, 2005):

$$S_i = \frac{\partial y}{\partial x_i}(x^0_1, \dots, x^0_p) \quad (\text{Equation 1})$$

Cependant, dans le cas de systèmes complexes, il existe une équation permettant de mieux approximer les résultats (DOCHAIN et VANROLLEGHEM, 2001 ; GIRAULT et al., 2011) (Equation 2).

$$S_{i,j} = \frac{p_i}{OF_j(p_i)} \times \frac{OF_j(p_i + \Delta p_i) - OF_j(p_i)}{\Delta p_i} \quad (\text{Equation 2})$$

Où: p_i représente la valeur du $i^{\text{ème}}$ paramètre considéré
 $OF_j(p_i)$ correspond à la fonction objectif, c'est-à-dire, à l'impact environnemental j obtenu pour le paramètre p_i
 Δp_i représente la variation absolue du paramètre p_i
 $S_{i,j}$ correspond à l'indice de sensibilité pour le paramètre p_i et la fonction objectif OF_j

Les méthodes locales permettent d'obtenir des informations sur les paramètres les plus influents sur les sorties du modèle étudié et sont donc souvent utilisées pour réaliser un premier tri dans les données d'entrée.

Bien que ces méthodes d'analyse soient faciles à mettre en place et que leur utilisation soit pertinente lorsque le modèle comporte un nombre relativement important de facteurs à étudier, les analyses locales présentent l'inconvénient de ne pas être adaptée à l'étude des effets des facteurs variant sur un domaine d'incertitude important. De plus, elles ne prennent pas non plus en considération les interactions entre les paramètres (SPITZ, 2012).

Cependant, malgré ces éléments, la grande majorité des études où des analyses de sensibilité sont réalisées dans le cadre d'ACV (dont celles appliquées aux boues) emploient des analyses de type local (BERNESSON et al., 2006 ; PADEY, 2013 ; RODRIGUEZ-VERDE et al., 2014 ; VALDERRAMA et al., 2013).

4. Irstea, un organisme de recherche pour l'environnement et l'agriculture

4.1. Présentation de l'institut et de l'équipe de recherche

L'Irstea est un institut de recherche créé en 1981. Anciennement Cemagref (Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts), il devient Irstea en 2011 afin de répondre aux missions actuelles de l'institut. Ces dernières sont aujourd'hui centrées sur des problématiques telles que la gestion de l'eau, l'étude des écosystèmes et de la biodiversité...

Irstea est divisé en 9 grands centres de recherche (Figure 14).



Figure 14: Implantation des 9 centres d'IRSTEA (IRSTEA, 2014)

Chacun d'entre eux possède ses propres axes de recherche. L'équipe du centre de Clermont-Ferrand travaille sur deux grands thèmes de recherche, qui sont:

- les innovations technologiques pour l'agriculture raisonnée et pour l'environnement
- le devenir des territoires ruraux (développement d'outils, de méthodes d'aide à la décision, etc.)

Le centre de Clermont-Ferrand a la particularité d'être divisé en deux sites : l'un à Clermont Ferrand ; le second à Montoldre, à une vingtaine de kilomètres de Vichy. C'est à cet endroit-là que l'ensemble du travail présenté dans la suite de ce rapport a été effectué.

Sur la figure 15 il est possible de voir que le centre de Clermont-Ferrand regroupe plusieurs unités de recherche dont celle des technologies et systèmes d'informations pour les agrosystèmes (TSCF). Cette dernière mobilise des agents sur le site d'Antony et sur les deux sites de Clermont-Ferrand et a pour objectif de fournir des outils pour une agriculture compétitive respectueuse de l'environnement. Cette unité comprend au total 6 équipes de travail dont 5 dépendent du thème de recherche INSPIRE (Figure 15).

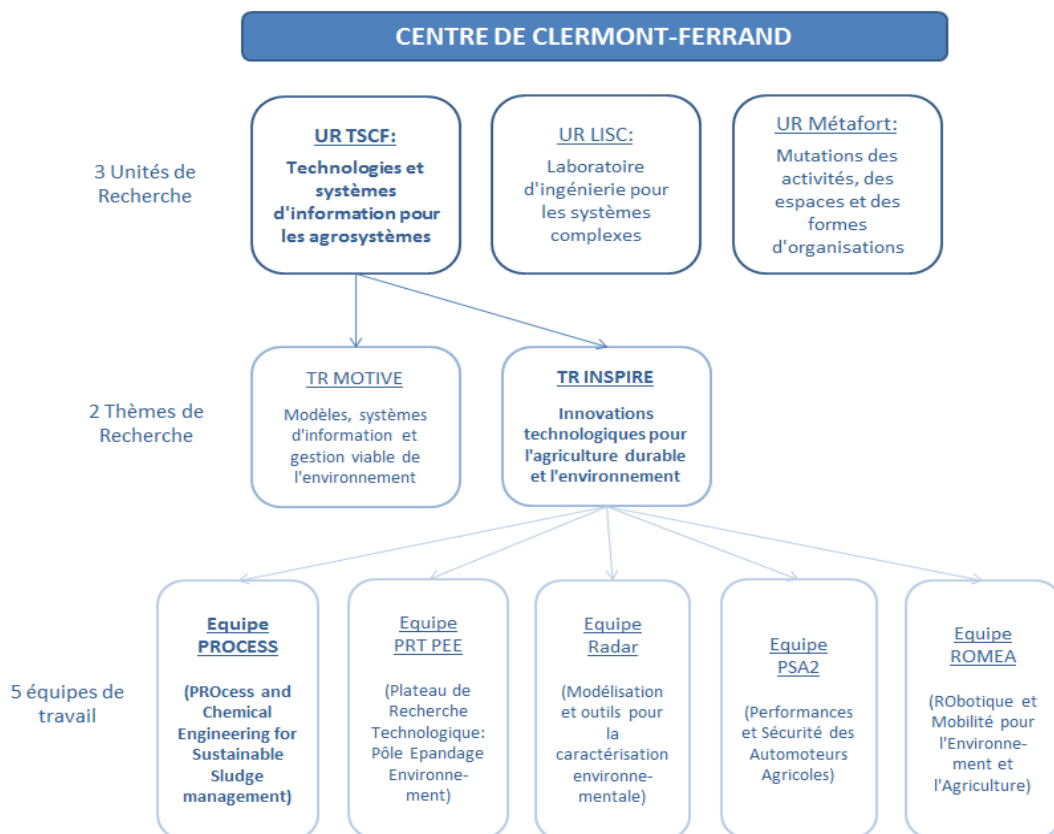


Figure 15: Organisation du centre IRSTEA de Clermont-Ferrand

L'équipe PROCESS, avec laquelle j'ai travaillé, étudie l'optimisation des procédés de traitement et de valorisation des produits résiduaux organiques (boues résiduaux, effluents d'élevage) suivant trois axes :

- L'étude des propriétés de ces produits ainsi que leurs caractéristiques intrinsèques.
- L'étude des procédés de traitement et de valorisation de ces produits.
- Le développement de méthodes intégratives d'évaluation environnementales des procédés et/ou des filières de traitement et de valorisation. L'analyse environnementale de filières boue est donc réalisée dans ce cadre-là.

4.2. Problématique de l'étude

Le maintien de la bonne qualité de l'eau représente une des problématiques les plus délicates auquel il faut faire face. Cela est d'autant plus valable aujourd'hui puisque les normes sur le bon état des milieux aquatiques français (cf. 1.1 de la partie 1), arrivant normalement à échéance en 2015, n'ont pas été respectées (LE HIR, 2015). Dans ce cadre-là, Irstea et l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) sont engagés depuis 2012 dans un partenariat autour d'un programme commun basé sur « la gestion des eaux continentales de surface », dont le premier objectif portait sur la « réduction des impacts sur les milieux et la restauration de leurs fonctionnalités (IRSTEA, 2013). L'équipe PROCESS de Montoldre intervient ainsi sur un projet portant sur l'ACV des filières de traitement et de valorisation des boues de STEU. Ce projet a déjà conduit à la réalisation de plusieurs travaux afin de quantifier les impacts environnementaux des filières de traitement et de valorisation des boues (CHABAT, 2013 et RICHARD, 2013).

L'originalité du travail présenté ici réside dans le fait d'évaluer les impacts environnementaux pour l'ensemble d'une filière de traitement et sa voie de valorisation, et non plus pour des procédés individuels, et d'effectuer une AS sur différents paramètres de la filière. Cette dernière permettra ainsi d'identifier les variables les plus impactantes sur les résultats ACV.

Ce travail permettra de répondre à la problématique suivante : « **Quels sont les paramètres les plus impactants sur le bilan environnemental d'une filière de traitement des boues combinant la digestion anaérobie et la déshydratation mécanique ?** » Ce qui revient à identifier les paramètres dont la variation permettra de réduire l'impact environnemental des filières « boue ».

Au niveau opérationnel, ce travail, en ayant permis l'identification des procédés les plus impactants de la filière, permettra de prioriser les travaux d'optimisation technologique qui pourront être menés sur les procédés de traitement étudiés. Ce travail sera également valorisable au niveau scientifique car il fournira des clés méthodologiques lors du choix des données et des hypothèses à prendre en compte pour réaliser une ACV. En effet, l'étude permettra de déterminer les hypothèses et données qui devront être connues avec précision et justesse au vue de leur grande influence sur les résultats ACV finaux.

**PARTIE 2 : APPLICATION DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE ET DE
L'ANALYSE DE SENSIBILITE SUR UNE FILIERE DE TRAITEMENT
ET DE VALORISATION DES BOUES D'EPURATION**

La méthodologie mise en place afin de répondre à la problématique vue précédemment est divisée en deux phases (Figure 16): La première correspond à l'Analyse de Cycle de Vie, et suit la méthodologie de l'ACV comme elle a été présentée théoriquement dans la première partie de ce rapport. La seconde phase correspond à l'AS.

La méthodologie appliquée, ainsi que les résultats obtenus, vont maintenant être détaillés pour chacune de ces deux phases.

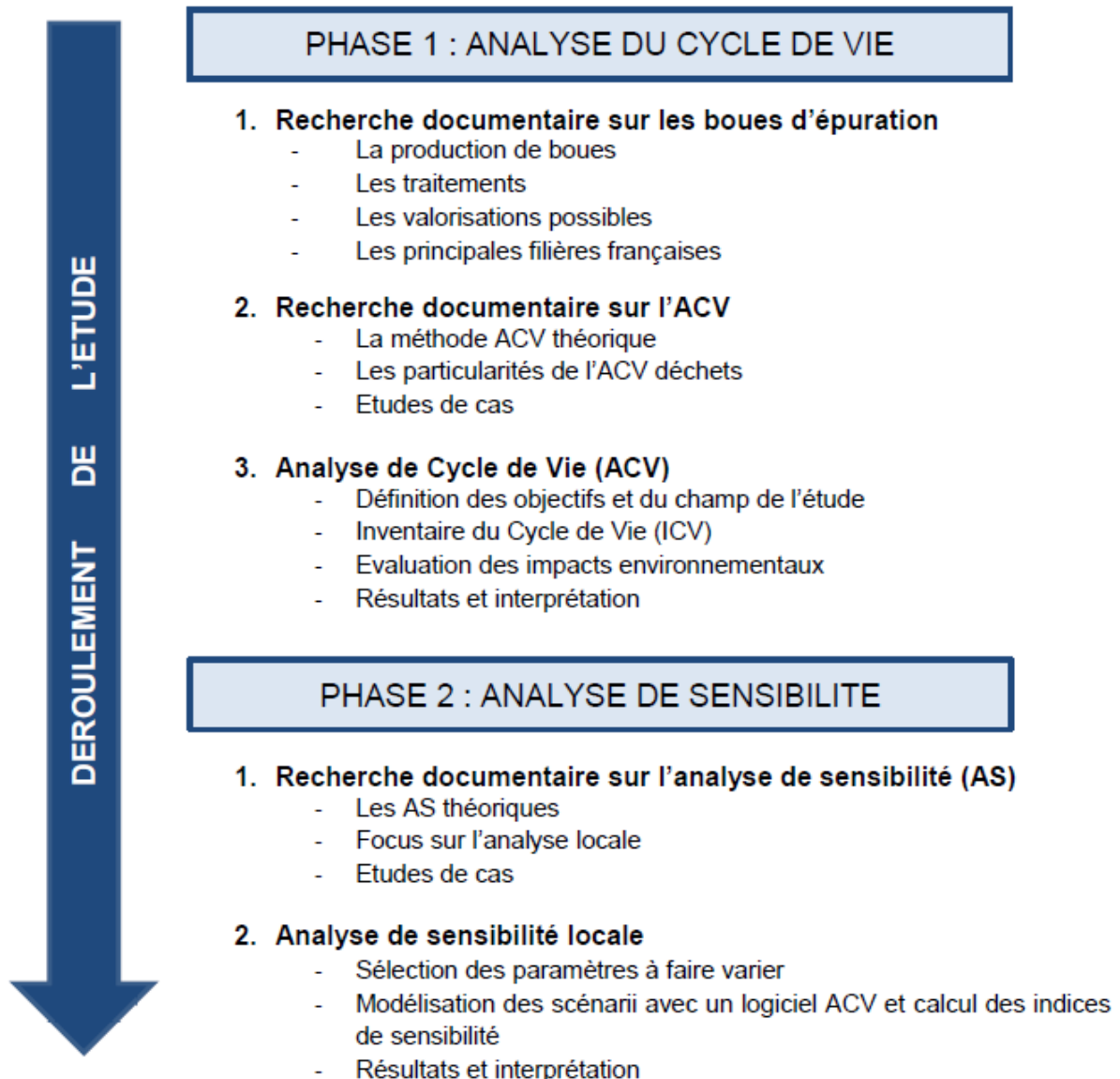


Figure 16: Représentation schématique de la méthodologie suivie

1. Analyse du Cycle de Vie d'une filière de traitement et de valorisation des boues d'épuration

L'ACV a été appliquée à une filière de traitement et de valorisation des boues d'épuration selon les quatre grandes étapes décrites dans la partie 1 de ce rapport.

1.1. Méthodologie de l'ACV appliqué à une filière boue

1.1.1. Définition des objectifs et du champ de l'étude

1.1.1.1. Frontières du système

Le périmètre de l'étude prend en compte les boues dès leur sortie de la filière de traitement des eaux usées jusqu'à leur valorisation par épandage. Pour chaque procédé, les flux entrants et sortants de boue sont quantifiés, tout comme les intrants (consommation d'énergie, de réactifs, de fioul) et les sortants (émissions vers l'air, l'eau, le sol) impliqués dans le système. Le traitement des retours en tête de station issus des procédés d'épaississement et de déshydratation, les infrastructures et les phases de transport seront également considérés dans cette étude. La figure 17 représente ces frontières, ainsi que les procédés qui seront pris en considération lors de l'analyse.

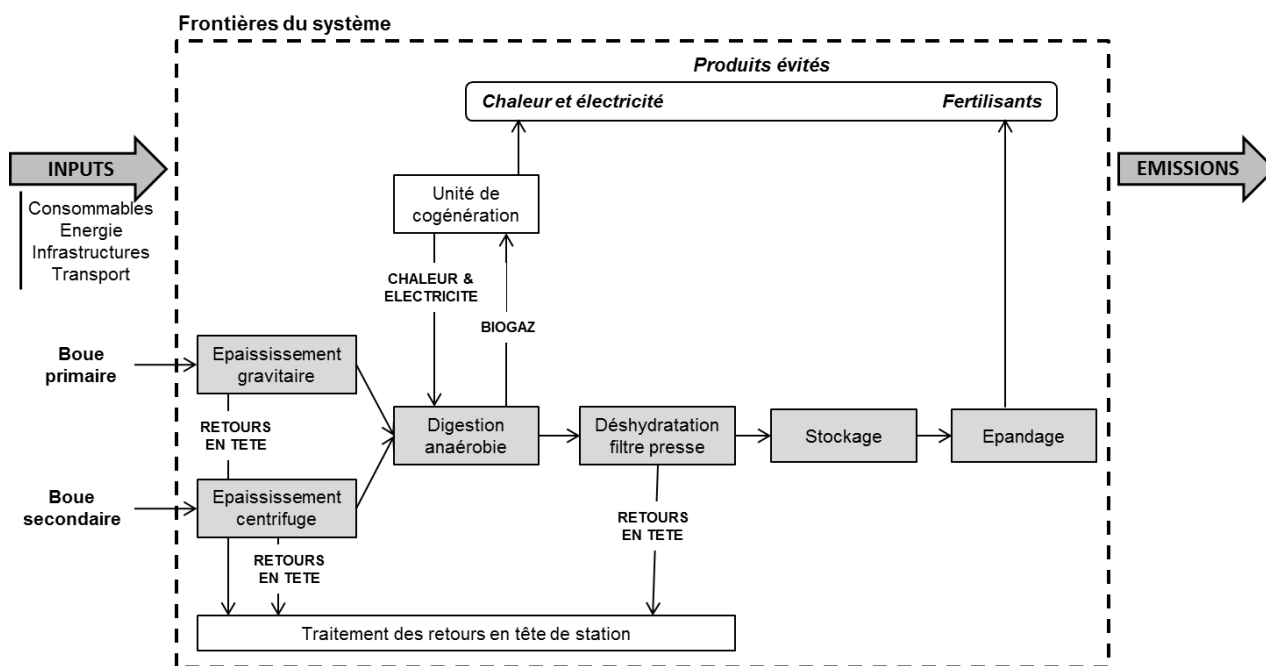


Figure 17: Représentation des frontières du système étudié (adapté de PRADEL et al., 2013)

1.1.1.2. Fonction du système et unité fonctionnelle

La fonction principale de ce système est de traiter les boues d'épuration, mais il a également deux fonctions supplémentaires. La première correspond à la production d'électricité et de chaleur à partir de la valorisation du biogaz produit lors de la digestion anaérobie. Cette énergie est habituellement utilisée afin d'alimenter le digesteur ou exportée sur le marché national, dans les deux cas, elle permet donc de remplacer un apport énergétique extérieur. La seconde fonction supplémentaire du système est la production d'un fertilisant organique, la boue, qui permet de remplacer l'apport d'engrais de synthèse.

L'unité fonctionnelle qui a été choisie est une tonne de matière sèche de boue traitée, car c'est l'unité qui est en général utilisée comme référence pour la réalisation des études portant sur les boues (PRADEL et al., 2013).

1.1.1.3. Description du scénario étudié

Le scénario de traitement a été choisi de manière à ce qu'il corresponde à une filière représentative de celles qu'il est possible de trouver en Europe (HOSPIDO et al., 2008).

Il correspond à une STEU de grande capacité. Cette capacité est exprimée en équivalents habitants (EH), sachant qu'1 EH correspond à la charge polluante émise par une personne par jour (JOLLIET et al., 2005). Suivant ce paramètre, il a été considéré qu'une station de grande capacité de traitement correspondrait à une STEU de plus de 100 000 EH.

Il était important de définir la capacité de traitement de la station car elle conditionne la présence de certains procédés d'assainissement. En effet, dans la réalité, aucune STEU de petite capacité n'installera par exemple de digesteur en vue de faire de la méthanisation, du fait du traitement insuffisant de boues sur ce type de stations et du coût d'une installation de ce genre.

La filière de traitement et de valorisation considérée ici est au départ constituée de boues primaires, à hauteur de 65%, et de boues secondaires, à hauteur de 35%. Ces boues sont épaissies séparément par deux procédés différents, l'épaississement statique étant très performant pour des boues primaires et les épaississements dynamiques étant plus efficaces pour les boues biologiques (AMORCE, 2012). A la suite de ces traitements, les boues épaissies sont mélangées avant d'être stabilisées par digestion anaérobie mésophile (37°C). Elles sont ensuite déshydratées, ici par filtre presse, puisqu'une digestion anaérobie est toujours suivie d'une déshydratation (BAUDEZ et al., 2013). Cette déshydratation, ainsi que l'épaississement centrifuge, nécessitent au préalable un conditionnement des boues, d'où l'ajout de réactifs (chlorure ferrique, polymères). Pour rappel, ces derniers modifient les caractéristiques des boues pour faciliter la séparation des phases solide et liquide, ce qui permet une meilleure performance des procédés par la suite. De plus, l'objectif des procédés d'épaississement et de déshydratation présents étant de réduire la teneur en eau des boues, on aura donc une production de retours en tête lors de ces étapes. Pour finir, les boues sont ensuite stockées pendant 6 mois et épandues (Figure 17).

1.1.1.4. Hypothèses réalisées

1.1.1.4.1. Les boues

Les compositions de base des boues primaire et secondaire se trouvent détaillées en annexe 1. Elles ont été déterminées à la suite de recherches bibliographiques et sont issues de documents publiés (DEGREMONT, 2001 ; OTV, 1997) et d'une étude non publiée. Cette dernière correspond à une enquête réalisée en 2014 par Irstea qui a permis d'obtenir des informations sur les boues et les procédés de traitement présents dans de nombreuses STEU françaises.

Dans cette étude, il sera également considéré que la boue d'entrée ne comporte ni NH_4^+ ni PO_4^{3-} . En effet, elle ne contient réellement que quelques milligrammes par litre de ces éléments en sortie de filière eau, ce qui correspond seulement à quelques grammes par tonne de matière sèche et peut donc être négligé.

1.1.1.4.2. Les procédés de traitement

a. Epaissements et déshydratation

Il n'y a aucune pertes carbonées durant ces procédés (car ils sont trop rapides) excepté lors de l'épaississement gravitaire, où on considère que les pertes de carbone totales observées sont pour moitié dues aux émissions de méthane (CH_4) et pour moitié liées aux émissions de dioxyde de carbone (CO_2).

De plus, ces procédés menant tous à des séparations de phase solide/liquide, il a été décidé que le NH_4^+ et le PO_4^{3-} suivraient la même répartition que la matière brute, ces éléments étant solubles. On attribue donc un coefficient c au NH_4^+ et au PO_4^{3-} restant dans la boue (Equation 3) :

$$c = \frac{MB_i}{MB_f} \quad (\text{Equation 3})$$

Avec : MB_i correspondant à la quantité initiale de matière brute (MB) dans la boue

MB_f représentant la somme de la MB dans la boue (après le traitement) avec le volume de réactif ajouté, s'il y en a.

b. Traitement des retours en tête (RT)

Dans cette étude, seuls les impacts liés aux traitements du phosphore, de l'azote et du carbone contenus dans les retours en tête seront pris en considération. Le phosphore sera traité avec du chlorure ferrique (FeCl_3) et c'est cette quantité qui sera considérée dans l'ACV. Le carbone et l'azote seront traités par aération prolongée et c'est donc la quantité d'électricité utilisée qui sera comptabilisée pour l'ACV. L'ensemble des autres intrants ou sortants liés au traitement des retours en tête seront négligés (consommations électrique lors du pompage, infrastructures supplémentaires...).

c. Digestion anaérobie (DA)

Ce procédé produit du biogaz à hauteur de $1000 \text{ m}^3/\text{t}$ MV dégradée (DEGREMONT, 2001). Il est composé de 65% de méthane, 34% de dioxyde de carbone, 0,6% de diazote (N_2) et 0,4% de sulfure d'hydrogène (H_2S) (NEDERGAARD et ORTENBLAD, 1997 ; POULLEAU, 2002).

De plus, on considère que sur le volume total produit, 2,5 % du biogaz est perdu sous forme de fuite lors de son stockage et 10% du biogaz est brûlé en torchère. Ce pourcentage correspond en fait à l'élimination de l'excédent de biogaz produit qui ne peut pas être stocké avant sa valorisation, principalement pour des raisons techniques (CHOPY et BACHMANN, 2012). Enfin, les 87,5% restants sont valorisés par cogénération (qui transforme le biogaz en chaleur et électricité avec une efficacité respective de 35% et 50% de l'énergie primaire contenue dans le biogaz).

d. Stockage des boues

Dans la réalité, lors du stockage, il y a forcément des écoulements de jus provenant des boues. Ces jus sont, entre autres, chargés en carbone, azote et phosphore ; ils sont donc recueillis pour être de nouveau traités mais dans notre étude, on considère qu'il n'y a pas de retour en tête produits de cette façon (à cause d'un manque trop important de données).

De plus, ici aussi, les émissions de carbone seront pour moitié dues aux émissions de CH_4 et pour moitié liées aux émissions de CO_2 (Ratio associé à la dégradation de la MO en conditions anaérobies).

1.1.1.4.3. La logistique : Transport des boues

Le transport de la STEU jusqu'au lieu de stockage (avant épandage) est réalisé par camion de 16 tonnes et la distance séparant la station de la zone de stockage est de 35 km.

Le transport du lieu de stockage à la zone d'épandage est réalisé avec un tracteur muni d'un épandeur et la distance entre les zones de stockage et d'épandage est de 2 km.

1.1.1.4.4. La valorisation agricole

Les boues sont épandues sur une parcelle agricole à Montoldre. Le sol est considéré comme étant limoneux-sableux. Une rotation Colza – Blé – Orge d'hiver est mise en place et l'épandage sera réalisé avant l'Orge d'hiver.

On considère que les besoins de l'orge d'hiver sont de 115,40 kg N/ha, 57,40 kg P/ha et 83,22 kg K/ha (PRADEL, 2010). Cependant, la totalité des éléments fertilisants contenus dans la boue n'est pas directement assimilable par la plante, il faut donc utiliser des coefficients d'équivalence pour déterminer cette part assimilable. Ces coefficients sont de 0,35 pour l'azote et de 1 pour le phosphore et le potassium (PRADEL, 2010).

1.1.1.4.5. Les allocations

a. La digestion anaérobie (DA)

La DA permet de produire de l'énergie sous forme d'électricité et de chaleur. Ces produits énergétiques peuvent donc se substituer à de l'électricité et de la chaleur provenant d'une source extérieure à la STEU (issus du mix énergétique français). Une substitution par soustraction sera effectuée en retirant de notre système les apports énergétiques extérieurs évités et les quantités d'énergies exportées à l'extérieur, ainsi que leurs émissions.

b. Transport des boues

Le transport des boues de la STEU jusqu'au lieu de stockage est assuré par un camion. Or il n'est pas uniquement utilisé pour transporter des boues, il faut donc en allouer une partie à cette activité. Ainsi, les valeurs d'allocation utilisées correspondent à celles présentes dans la base de données du logiciel ACV GaBi.

Le transport des boues du lieu de stockage à la zone d'épandage est assuré par l'association tracteur-épandeur. Or, de la même façon, le matériel agricole n'est pas seulement utilisé pour transporter les boues. Ici, le calcul de la part de matériel allouée à cette activité a été effectué suivant la masse de la machine, sa durée de vie et la durée de l'opération considérée.

c. Stockage des boues

Il est également nécessaire d'allouer une partie des infrastructures au stockage des boues, celles-ci pouvant servir à autre chose. Pour cela, la quantité de matière sèche épandue par an, ainsi que la durée de vie de l'installation, ont été prises en compte.

d. Epandage

La valorisation agricole participe à la fertilisation du sol en plus de permettre l'élimination des boues. Ces boues peuvent donc se substituer à des engrais minéraux : des engrais simples ont été choisis pour substituer chaque élément fertilisant contenu dans la boue: l'ammonitrate 33.5 (33,5% de N), le triple superphosphate (45 % de P) et le chlorure de potasse (60 % de K).

Le calcul des quantités d'engrais dont l'apport a été évité est basé sur les quantités de N, P et K assimilables contenues dans la boue. Connaissant les besoins en N, P et K de la plante (ici l'orge), il est possible d'identifier l'élément limitant, c'est à dire, l'élément dont le besoin sera le plus rapidement satisfait avec l'apport de boues. De plus, cet élément limitant permet ensuite de déterminer la quantité de boue brute, et par conséquent, la dose de matière sèche à épandre. En effet, dans ce scénario, il est considéré que l'agriculteur raisonne son épandage de boues, ainsi, il n'apporte que la quantité de boue nécessaire à la satisfaction du besoin de l'élément limitant et complète les autres besoins avec des engrais minéraux.

Ici, une substitution par soustraction sera également effectuée en retirant de notre système les apports d'engrais évités ainsi que les émissions liées à leur production.

1.1.2. Inventaire du cycle de vie (ICV)

A partir des hypothèses précédentes, l'inventaire des flux entrants et sortants a pu être réalisé pour chacun des procédés de la filière étudiée.

Les données proviennent, entre autres, d'analyses réalisées dans le cadre d'autres études d'IRSTEA (PRADEL et al., 2013 ; GIRAULT et al., 2014), de recherches bibliographiques ou de dires d'experts, lorsque les données n'étaient pas disponibles dans la littérature. De plus, les bases de données utilisées dans les logiciels ACV sont également souvent utilisées. Cependant ces données sont souvent très générales, et dans le meilleur des cas, valables à l'échelle d'un pays. Dans le cadre de ce travail, la quasi-totalité des informations utilisées provenant de ce type de bases de données étaient valable à l'échelle de l'UE, excepté pour l'électricité par exemple, où les données sont disponibles par pays.

La Figure 18 schématise l'ensemble des paramètres pris en compte dans l'analyse. L'annexe 2 représente cette phase d'inventaire de manière plus détaillée.

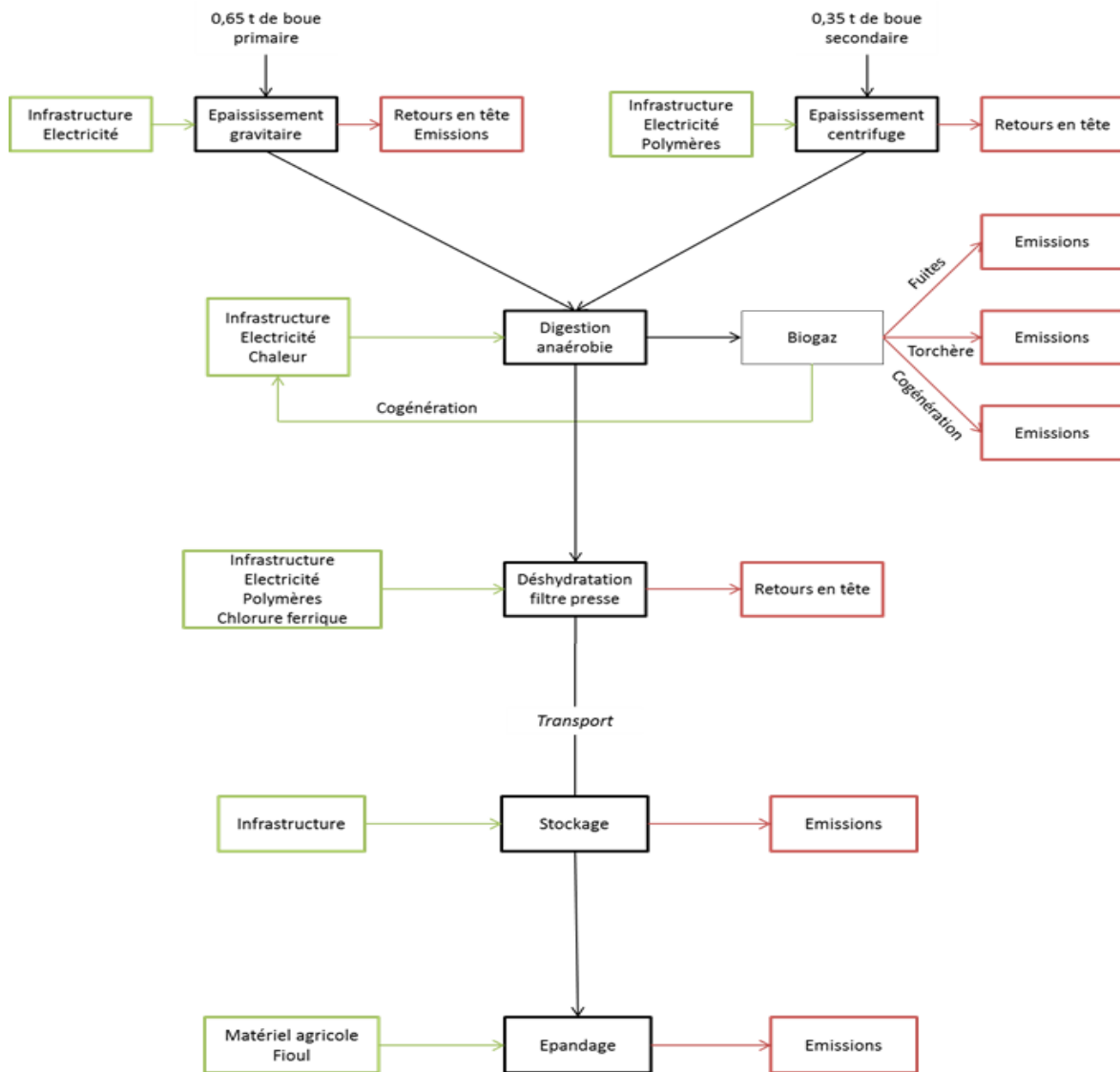


Figure 18: Représentation de l'inventaire des flux effectuée pour le scénario étudié

1.1.3. Evaluation des impacts environnementaux

Pour réaliser cette phase de l'ACV, le scénario de traitement a été modélisé avec le logiciel ACV GaBi v6. L'annexe 3 représente un exemple de modélisation réalisé avec GaBi.

Il était intéressant d'utiliser ce logiciel dans notre cas puisque, grâce à lui, il est possible de créer des liens entre procédés via des formules, comme le montre la Figure 19. Ainsi, avec GaBi, il est possible de ne rentrer uniquement que certaines données, telles que, par exemple, la composition de la boue de départ, les taux de capture des éléments pour chaque procédé de traitement, etc., et le logiciel calculera ensuite lui-même l'évolution de la composition de la boue au fil des traitements. De cette manière, le bilan matière du système est conservé.

Ep_gravitaire (p) <u-so> -- Cas de procédé

Nom local Ep_gravitaire (p) <u-so> Pas d'image

Configuration locale ACCV

Facteur d'échelle: 1 Fixé

Paramètres libres

Paramètre	Formule	Valeur	MiniMaxiEcart-type	Commentaire, unités, défauts
Q_BP_C	E_C*Q_BP	218		[Kg C] Quantité de C initiale
Q_BP_Ca	E_Ca*Q_BP	65		[Kg Ca] Quantité de Ca initiale
Q_BP_K	E_K*Q_BP	3,25		[Kg K] Quantité de K initiale
Q_BP_MB	Q_BP_MS/BP_Tx_sicc	5,42E004		[Kg] Quantité de MB de la boue initiale
Q_BP_Mg	E_Mg*Q_BP	3,9		[Kg Mg] Quantité de Mg initiale
Q_BP_MS	E_MS*Q_BP	650		[Kg] Quantité de MS dans la boue initiale
Q_BP_MV	E_MV*Q_BP	423		[Kg MV] Quantité de MV initiale

Paramètres fixes

Paramètre	Formule	Valeur	MiniMaxiEcart-type	Commentaire, unités, défauts
EG_Q_electricité	(Q_BP_MS/1000)*5	3,25		[kWh] Quantité d'électricité nécessaire au fonctionnement de l'épaisseur
EG_Q_Ep	0,0000254*(Q_BP_MS/1000)	1,65E-005		[p] "Quantité" d'épaisseur nécessaire pour traiter la quantité de boue entrante
EG_RT_N	EG_RT_N_NH4+EG_RT_Norg	0,944		[Kg] Quantité de N total dans les retours en têtes
EG_RT_Ppart	EG_RT_P-EG_RT_P_PO43	2,74		[Kg] Quantité de Ppart dans les retours en têtes
EG_S_MB	EG_S_MS/EG_Tx_sicc	8,73E003		[Kg] Quantité de MB de la boue épaissie
EG_S_N	EG_S_N_NH4+EG_S_Norg	17,8		[Kg] Quantité de N total dans la boue épaissie en sortie de procédé
EG_S_Ppart	EG_S_P-EG_S_P_PO43	8,88		[Kg] Quantité de Ppart dans la boue épaissie en sortie de procédé

Figure 19: Extrait de la paramétrisation de la phase d'épaissement gravitaire réalisée avec Gabi

Afin de déterminer les impacts environnementaux liés à la filière modélisée, il a fallu choisir une méthode de caractérisation. Il en existe beaucoup (IMPACT 2002+, CML...) mais c'est la méthode « ReCiPe » qui a été utilisée. Cette dernière permet d'analyser jusqu'à 18 catégories d'impacts différentes, qui sont présentées dans le Tableau 7.

Avec ReCiPe, ces catégories d'impacts, ou indicateurs mid-point, peuvent ensuite être regroupés dans trois catégories de dommage, ou indicateurs end-point, qui sont la santé humaine, les écosystèmes et l'évolution des ressources. Cependant, lors de l'étude d'impact, seuls les indicateurs « mid-point » seront considérés car lorsque l'analyse est réalisée grâce à une méthode « end-point », les résultats sont beaucoup trop agrégés pour pouvoir être correctement interprétés.

Tableau 7: Les 18 catégories d'impacts analysées par la méthode ReCiPe (adapté de PRADEL et al., 2013)

Impact	Description de l'impact	Unité de référence
Changement climatique (à 100 ans)	Impact des émissions anthropiques sur le forçage radiatif de l'atmosphère contribuant à augmenter l'effet de serre. Les principaux gaz contributeurs sont le CO ₂ , le CH ₄ , le N ₂ O, le SF ₆ .	kg éq. CO ₂
Destruction de la couche d'ozone	Impact des émissions anthropiques sur la destruction de la couche d'ozone (ozone stratosphérique).	kg éq. CFC-11 (trichlorofluorométhane)
Acidification terrestre	Impact de l'émission de substances acidifiantes dans l'air (SO ₂ , NO _x , NH ₃) : Ces substances donnent naissance à différents composés acides, qui en retombant au sol ou dans l'eau, acidifient le milieu.	kg éq. SO ₂
Eutrophisation (Eaux douces et marine)	Impact des émissions contribuant à l'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs (N et P notamment) entraînant à terme une dégradation du milieu et une perte de biodiversité.	kg éq. P kg éq. N
Formation de pollution photochimique	Impact des émissions anthropiques sur la création d'ozone troposphérique : Sous l'influence des rayonnements solaires, les polluants atmosphériques (COV, NO _x , CO...) vont se transformer en ozone troposphérique (aussi appelé « mauvais ozone ») et autres composés oxydants qui auront des effets néfastes sur les êtres vivants.	kg éq. COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques)
Formation de particules	Impact des émissions anthropiques sur la formation de particules en suspension dans l'air ambiant qui peuvent, à terme, affecter la santé des êtres vivants.	kg éq. PM ₁₀ (Particules en suspension dans l'air d'un diamètre <10 µm)
Toxicité humaine	Impact des molécules et substances chimiques émises (métaux lourds, polluants organiques, pesticides...) sur la santé de l'homme.	kg éq. 1,4 DB (dichlorobenzène)
Ecotoxicité (Eaux douces, marine, terrestre)	Impact des molécules et substances chimiques émises (métaux lourds, polluants organiques, pesticides...) sur les écosystèmes.	
Radiations ionisantes	Impact des émissions anthropiques sur la présence de radiations ionisantes, elles-mêmes dues à la présence de composés radioactifs.	Kg éq. ²³⁵ U
Occupation du territoire (Agricole et urbain)	Impact des activités anthropiques sur l'occupation des territoires agricoles et urbains.	m ² * ans
Transformation de l'espace naturel	Impact des activités anthropiques sur la transformation de l'espace naturel.	m ²
Epuisement de la ressource en eau	Impact des activités anthropiques sur la consommation en eau douce.	m ³
Epuisement de la ressource en métaux	Impact des activités anthropiques sur les teneurs en minerais (Cd, Cr, Ni, Pb, Hg...).	kg éq. Fe
Epuisement des ressources fossiles	Impact des activités anthropiques sur les volumes d'extraction des énergies fossiles.	kg éq. Oil

Cependant, parmi ces 18 indicateurs, seuls cinq vont être étudiés ici : le changement climatique, l'acidification terrestre, l'eutrophisation des eaux douces, la toxicité humaine et les radiations ionisantes.

En effet, le système considéré dans cette étude est caractérisé par des émissions de gaz à effet de serre (CH₄, CO₂, N₂O, etc.), de substances acidifiantes (NH₃, NO_x, SO₂, etc.), d'éléments phosphorés (phosphate, P₂O₅, etc.) et de métaux lourds (manganèse, arsenic, sélénium, etc.) (Annexe 2), qui justifient le choix d'étudier ces quatre premiers indicateurs mid-point. De plus, des quantités importantes d'électricité sont produites et utilisées dans ce scénario. Or, le mix énergétique français est majoritairement basé sur l'utilisation d'énergie nucléaire, ce qui souligne l'intérêt d'étudier l'impact du scénario de traitement sur la présence de radiations ionisantes dans l'environnement.

Une fois la modélisation du scénario à étudier terminée, le logiciel GaBi va calculer les impacts environnementaux de la filière pour chaque catégorie environnementale prise en compte par la méthode de caractérisation choisie. Les résultats peuvent alors être analysés. La partie suivante présente les résultats obtenus pour les cinq catégories environnementales étudiée ici.

1.2. Présentation des résultats de l'ACV de la filière boue choisie

La figure 20 représente la contribution relative de chaque procédé de traitement du scénario de référence, en pourcentage de l'impact total, selon les cinq catégories environnementales considérées. L'annexe 4 reprend ces résultats en détails.

Les résultats obtenus, ainsi que leur interprétation, sont présentés par catégorie environnementales ci-dessous.

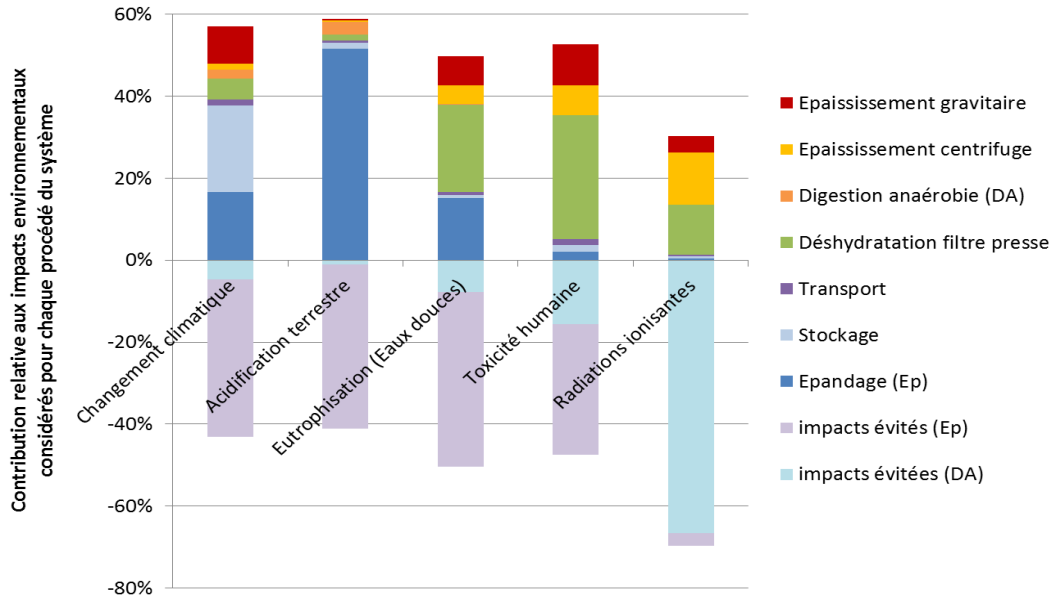


Figure 20: Etude d'impact de l'ACV pour le scénario considéré

1.2.1. Changement climatique

L'ensemble des traitements subis par les boues a un impact cumulé s'élevant à 649,52 kg éq.CO₂. Ce résultat est principalement dû aux phases de stockage (32%), d'épandage (28%) et d'épaississement gravitaire (13%), ces procédés étant responsables de trois-quarts des émissions totales comptabilisées car sources d'émissions de GES (CH₄, N₂O, CO₂ fossile essentiellement).

Les émissions de N₂O sont celles ayant le plus d'impact sur cette catégorie environnementale. Le N₂O est principalement émis lors de l'épandage, puisque l'apport d'azote sur un sol agricole entraîne l'augmentation des phénomènes de nitrification et de dénitrification, ce qui aboutit finalement à la production de N₂O (IPCC, 2006). Ces émissions sont responsables à hauteur de 26% des impacts totaux recensés pour le changement climatique. De plus, les émissions de N₂O dues à l'épaississement gravitaire et le stockage, liées à la respiration des microorganismes présents dans la boue (DAELMAN et al, 2015), impactent respectivement le changement climatique à hauteur de 11% et 5%. Pour rappel, l'épaississement centrifuge n'est, lui, pas caractérisé par ce type d'émissions car ce procédé est beaucoup plus rapide de l'épaississement gravitaire et de ce fait, il n'y a pas de génération d'émissions.

Les émissions de CH₄ sont la deuxième cause de l'impact sur le changement climatique. Elles sont exclusivement produites lors de l'épaississement gravitaire et du stockage des boues et leur contribution à cette catégorie environnementale s'élève respectivement à 27% et 2%.

Finalement, du CO₂ est également émis durant ces mêmes procédés de traitement, mais il n'est pas pris en compte dans la valeur d'impact donnée ci-dessus car il est considéré comme étant d'origine biogénique. Cependant, lors de la phase d'épandage, des émissions de CO₂ fossile, liées à la combustion du fioul dans le moteur du tracteur, sont émises et contribuent à l'impact changement climatique à hauteur de 2%.

Le CH₄ et le N₂O ont des pouvoirs de réchauffement global (PRG) qui sont respectivement 25 et 298 fois supérieur à celui du CO₂, à horizon de 100 ans (IPCC, 2007). Ces valeurs expliquent pourquoi le N₂O a un impact si important comparé aux autres émissions de GES considérées.

En parallèle, les impacts évités atteignent ici 491,01 kg éq.CO₂, ce qui finalement ramène l'impact sur le changement climatique à 158,5 kg éq.CO₂. L'importance de ces impacts évités est due, à hauteur de 50%, aux émissions post-épandage de N₂O dont le rejet aura été évité et, à hauteur de 17%, à la production évitée des engrais minéraux.

1.2.2. Acidification terrestre

L'impact du scénario considéré sur l'acidification terrestre est de 11,9 kg éq.SO₂. La phase d'épandage est responsable de 87% des impacts totaux car c'est une source d'émissions de NH₃ et de NOx. Les émissions de NH₃ sont directement liées à la phase d'épandage des boues alors que le NOx est issu de la combustion du fioul dans le moteur du tracteur. Les émissions de NH₃ sont beaucoup plus importantes que celles de NOx, elles participent en effet à hauteur de 86% à ce phénomène alors que les émissions de NOx représentent seulement 1% de cet impact.

En contrepartie, les impacts évités pour cette catégorie environnementale atteignent 8,28 kg éq.SO₂. Ils sont à 85% liés aux émissions évitées issues du non-épandage de l'ammonitrate. Les émissions évitées de NH₃ et de NOx représentent en effet respectivement 76% et 9% des impacts évités totaux. Il est intéressant de remarquer que la contribution du NOx est ici beaucoup plus importante que celle du NOx généré par les procédés de traitement, parce qu'en plus d'être lié à la consommation de fioul non utilisé pour l'épandage, ce NOx est également issu de la production de l'ammonitrate.

1.2.3. Eutrophisation des eaux douces

Pour cette catégorie environnementale, l'impact total de la filière de traitement des boues atteint 0,112 kg éq. P, une très faible valeur, mais qui est cohérente avec les résultats de la littérature (BISINELLA DE FARIA et al., 2015 ; XU et al., 2014). Ils sont majoritairement causés par le procédé de déshydratation (41%) et la phase d'épandage (28%), qui sont responsables d'émissions de phosphate et de P₂O₅. Les émissions de phosphate proviennent de la production de FeCl₃, utilisé en grande quantité pour conditionner les boues avant leur déshydratation et pour traiter les retours en tête. Le P₂O₅ est une des émissions post-épandage liées à l'apport de boues au champ.

En parallèle, les impacts évités s'élèvent à 0,113 kg éq. P selon les résultats obtenus avec GaBi, ce qui implique que l'impact final sur l'eutrophisation est négatif mais très proche de zéro. Ces impacts sont liés à 38% aux émissions évitées de P₂O₅ dues au non-épandage de triple superphosphate et à 32% aux émissions de phosphate issues de la production de cet engrais qui sont considérées comme évitées.

1.2.4. Toxicité humaine

Les procédés de traitement des boues ont également d'importantes conséquences sur cet indicateur environnemental puisque que leurs impacts s'élèvent à 3 386 kg éq. 1,4 DB. Ce résultat est largement dû à la consommation de FeCl₃, utilisé pour le conditionnement des boues et pour le traitement des retours en tête (épaississement gravitaire principalement). Ces procédés participent respectivement aux impacts totaux de cette catégorie environnementale à hauteur de 53% et 18%. Dans les deux cas, la production de FeCl₃ est le principal procédé impliqué car il est responsable de l'émission de plusieurs métaux lourds, dont du manganèse et du baryum, qui participent au phénomène de toxicité humaine.

En contrepartie, 3 055 kg éq. 1,4 DB sont considérés comme évités grâce à la substitution de l'électricité produite durant le procédé de digestion anaérobie et grâce à la production de triple superphosphate considérée comme évitée. En effet, la production d'électricité est une source d'émissions de métaux lourds tels que le sélénium, le manganèse et l'arsenic, qui proviennent essentiellement de la combustion de pétrole et de charbon. De plus, la production de l'engrais phosphaté considéré dans l'étude produit également des émissions d'arsenic et de manganèse. Les émissions évitées liées au triple superphosphate correspondent à 35% des impacts totaux, celles issues de l'électricité y contribuent à hauteur de 33%.

1.2.5. Radiations ionisantes

Cet indicateur mid-point est impacté à hauteur de 192,1 kg éq. ²³⁵U. Ce résultat est majoritairement issu de la consommation d'électricité de la centrifugeuse utilisée pour épaissir les boues secondaires (35%) et de celle du filtre presse chargé de déshydrater les boues (14%). De plus, l'électricité utilisée lors de la production du FeCl₃ a également un impact important sur cet indicateur car elle contribue à 15% des impacts totaux. Le mix énergétique français est basé sur l'utilisation du nucléaire et du charbon, entre autres, or la production d'électricité de ces deux sources est responsable de l'émission de ¹⁴C et de ²²²Rn (GJORUP, 1977), qui contribuent à la présence de radiations ionisantes dans l'environnement.

En parallèle, la chaleur et l'électricité utilisées pour alimenter le digesteur et le surplus exporté sur le marché national proviennent de la valorisation du biogaz et ont permis d'éviter de consommer de l'énergie provenant de l'extérieur. Ces produits évités et les émissions issues de leur production sont les principaux éléments participant aux impacts évités totaux car ils en sont responsables à hauteur de 96%.

L'ensemble des principaux résultats de cette ACV sont repris dans le tableau 8.

Tableau 8: Récapitulatif des résultats ACV de la filière boue considérée

Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution
Changement climatique	Emissions de N ₂ O (épaississement gravitaire (EG), stockage et épandage)	42%
	Emissions de CH ₄ (EG et stockage)	29%
	Emissions de CO ₂ (épandage)	2%
	Emissions évitées de N ₂ O (apport d'ammonitrate)	50%
	Emissions évitées de N ₂ O et CO ₂ (production d'ammonitrate)	17%
Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ et NOx (stockage et épandage)	87%
	Emissions évitées de NH ₃ et NOx (apport d'ammonitrate)	85%
Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de phosphates (production du FeCl ₃)	41%
	Emissions de P ₂ O ₅ (épandage)	28%
	Emissions évitées de P ₂ O ₅ (apport de triple superphosphate)	38%
	Emissions évitées de phosphates (production du triple superphosphate)	32%
Toxicité humaine	Emissions de Ba et Mn (production de FeCl ₃)	71%
	Emissions évitées de Se, AS et Mn (substitution énergétique (biogaz))	68%
Radiations ionisantes	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (électricité extérieure)	64%
	Emissions évitées de ¹⁴ C et ²²² Rn issues de la substitution de l'électricité (biogaz)	96%

Pour conclure, cette ACV a permis de déterminer quels étaient les procédés de traitement les plus impactants dans le scénario considéré. Elle a également permis d'identifier quelques-unes des variables semblant être à l'origine de l'influence de ces procédés. L'analyse de sensibilité permettra donc de vérifier l'exactitude de ces suppositions et de déterminer les principaux points qui pourront à l'avenir être modifiés afin de réduire l'impact environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues d'épuration.

2. Analyse de sensibilité locale

Le détail des trois étapes composant la méthodologie de réalisation de l'analyse de sensibilité locale qui a été effectuée est présenté ci-dessous.

2.1. Méthodologie de l'AS appliquée à la filière boue considérée

2.1.1. Sélection des paramètres à faire varier

Cette analyse porte sur différents types de variables, qui, pour faciliter l'analyse, ont été divisés en trois groupes d'étude :

- les paramètres concernant la composition de la boue : Teneurs en N, P, K, C, Mg et Ca des boues primaire et secondaire. Dans cette catégorie, 12 paramètres seront étudiés. Ils seront par la suite désignés par les abréviations P₁ à P₁₂ (annexe 5).
- les paramètres de performances des procédés : Taux de capture sur les trois principaux éléments N, P et K, facteurs d'émissions... Ici, 17 paramètres sont concernés. Ils seront désignés par la suite par les abréviations P₁₃ à P₃₀ (annexe 5).
- les paramètres multifactoriels : Temps de séjour hydraulique (TSH) de la digestion anaérobie (DA) (soit la durée de la méthanisation), épaisseur du gâteau en sortie du filtre presse, pression appliquée pour déshydrater les boues, proportion de boues secondaires par rapport aux boues primaires. Ces quatre variables ont été sélectionnées car ce sont des paramètres dépendants de plusieurs autres, sur lesquels on peut agir directement, contrairement par exemple, à la composition de la boue qui dépend grandement de l'origine des eaux usées, et qui reste donc difficile à contrôler. Ces 4 paramètres seront par la suite désignés par les abréviations P₃₁ à P₃₄ (annexe 5).

Une plage de variation a été définie pour chacun de ces paramètres. Il a été décidé d'utiliser des domaines de variation réels afin d'étudier ces variables et leurs impacts de manière réaliste. Ces domaines de variations sont majoritairement issus de recherches bibliographiques, et, pour les données non traitées dans la littérature, des données à dire d'experts ont été utilisées. L'annexe 5 reprend l'ensemble de ces données en détail.

Suivant les paramètres, entre trois et cinq points de cette plage ont été étudiés : la valeur utilisée dans l'ACV, les valeurs minimale et maximale, et éventuellement deux points intermédiaires lorsque le domaine de variation n'est pas suffisant couvert avec seulement trois points. A partir de ces données, des scénarii ont été créés dans lesquels un seul paramètre varie à la fois. Ainsi, pour chaque variable étudiée, entre trois et cinq scénarii ont été créés.

Pour les paramètres multifactoriels, dont la variation implique la modification d'autres paramètres secondaires, il était difficile de parvenir à créer des scénarii plausibles du fait du manque de données dans la littérature. De ce fait, les scénarii utilisés correspondent à des cas concrets, où l'ensemble des données importantes ont été mesurées de manière expérimentale dans le cadre d'un stage (BERTHAULT, 2015).

2.1.2. Modélisation des scénarii

Dans un second temps, l'ensemble de ces scénarii a été modélisé à l'aide du logiciel ACV GaBi afin d'obtenir les résultats ACV de chacun des scénarii créés.

La figure 21 représente cette étape de modélisation des scénarios avec GaBi : sur le côté gauche de la figure, l'ensemble des paramètres à faire varier sont listés. Ici, c'est le taux de minéralisation de la DA qui est sélectionné.

Pour ce paramètre, cinq scénarii ont été définis. Le scénario 1 (SC1 sur la figure) correspond au scénario de référence, c'est-à-dire, à la valeur considérée lors de la réalisation de l'ACV dans la première partie de l'étude. Les autres scénarii considèrent différentes valeurs de minéralisation de l'azote (en rouge sur la figure).

Alias	Objet GaBi	Paramètre	Valeur	Commentaire, unités, défauts

Alias	Objet GaBi	Paramètre	SC30	SC31	SC1	SC32	Sc33	Commentaire, unités, défauts
DA_Min_N	Sc3	DA_Min_N	0,3	0,5	0,44	0,6	0,65	Minéralisation du N pendant la DA

Figure 21: Exemple de création des scénarii avec GaBi : Paramètre TSH de la DA

GaBi va alors évaluer leurs impacts environnementaux chacun de ces scénarii sachant que les différences entre les bilans obtenus peuvent uniquement être dues à la variation du paramètre sélectionné.

Après avoir obtenu les résultats ACV pour chacun des scénarii modélisés, des indices de sensibilité (IS) ont été calculés. Ces IS permettent de déterminer les paramètres impactant le plus les résultats parmi ceux qui auront été étudiés. Ces indices sont basés sur l'équation 4 (vue au 3. de la partie 1).

$$Si = \frac{p_i}{OF_j(p_i)} \times \frac{OF_j(p_i + \Delta p_i) - OF_j(p_i)}{|\Delta p_i|} \quad (\text{Equation 4})$$

- Où:
- p_i représente la valeur du $i^{\text{ème}}$ paramètre considéré
 - $OF_j(p_i)$ correspond à la fonction objectif, c'est-à-dire, à l'impact environnemental j obtenu pour le paramètre p_i
 - Δp_i représente la variation absolue du paramètre p_i
 - Si_j correspond à l'indice de sensibilité pour le paramètre p_i et la fonction objectif OF_j

Un indice positif implique que lorsque que le paramètre augmente de 100%, l'impact environnemental considéré augmente de $x\%$ (x étant la valeur de l'IS). Si l'IS est négatif, cela signifie que l'augmentation de 100% du paramètre induit la baisse de l'impact environnemental de $x\%$.

Comme dans l'analyse précédente, seules cinq catégories d'impacts environnementaux seront étudiées ici. Il s'agit du changement climatique, de l'acidification terrestre, de l'eutrophisation des eaux douces, de la toxicité humaine et de la présence de radiations ionisantes (cf. 1.1.3. de la deuxième partie de ce rapport)

2.2. Présentation des résultats de l'AS de la filière boue

Deux séries d'IS ont été obtenues à la suite de ce travail : une série d'IS correspondant à la sensibilité de la baisse des paramètres étudiés (IS calculés avec les valeurs du paramètre minimum et de la référence), et une seconde série correspondant à leur hausse (IS calculés avec les valeurs du paramètre maximum et de la référence) (Annexe 6).

Pour faciliter l'interprétation des IS, seules les valeurs moyennes de ces IS ont été utilisées. Cet indice représente la sensibilité moyenne de l'impact environnemental lorsque le paramètre considéré augmente de 100% : quand l'IS est positif, l'impact environnemental augmente avec le paramètre étudié ; quand il est négatif, l'impact diminue avec l'augmentation du paramètre.

Il est important de savoir que l'impact environnemental d'eutrophisation a, pour l'ensemble des résultats, obtenu des IS très importants (plus de 2 000% par exemple). Cela peut être dû au fait que, comme cela a été vu lors de l'analyse des résultats ACV de l'eutrophisation, l'impact total de ce paramètre est très proche de zéro, ainsi, une légère variation des impacts, ou des impacts évités, peut induire une très grande sensibilité sur les IS.

Afin de clarifier la présentation des résultats et leur interprétation, ces derniers vont être séparés en trois sous-parties, qui correspondent aux trois catégories de paramètres étudiés par l'analyse locale : la composition de la boue, les performances des procédés, les paramètres multifactoriels. Pour les deux premières catégories de paramètres, des IS ont été calculés mais, pour la dernière, cela n'a pas été possible, les résultats dépendants de plusieurs variables.

2.2.1. Etude des paramètres liés à la composition de la boue

Avant de détailler les résultats obtenus, il est important de rappeler l'ensemble des paramètres variant dans cette première analyse (Tableau 9) afin de faciliter la compréhension des résultats (Figure 22). Ces derniers sont, pour chacun des deux types de boues, très similaires puisque, parmi les paramètres étudiés, ce sont les mêmes qui se démarquent des autres avec des IS relativement élevés. En effet, dans les deux cas, ce sont les variations en carbone, phosphore et azote qui impactent les résultats de manière significative (Figure 22).

Tableau 9: Paramètres à faire varier dans l'analyse de la composition de la boue

	Boue primaire (BP)	Boue secondaire (BS)
Teneur en N	P ₁	P ₇
Teneur en C	P ₂	P ₈
Teneur en P	P ₃	P ₉
Teneur en K	P ₄	P ₁₀
Teneur en Mg	P ₅	P ₁₁
Teneur en Ca	P ₆	P ₁₂

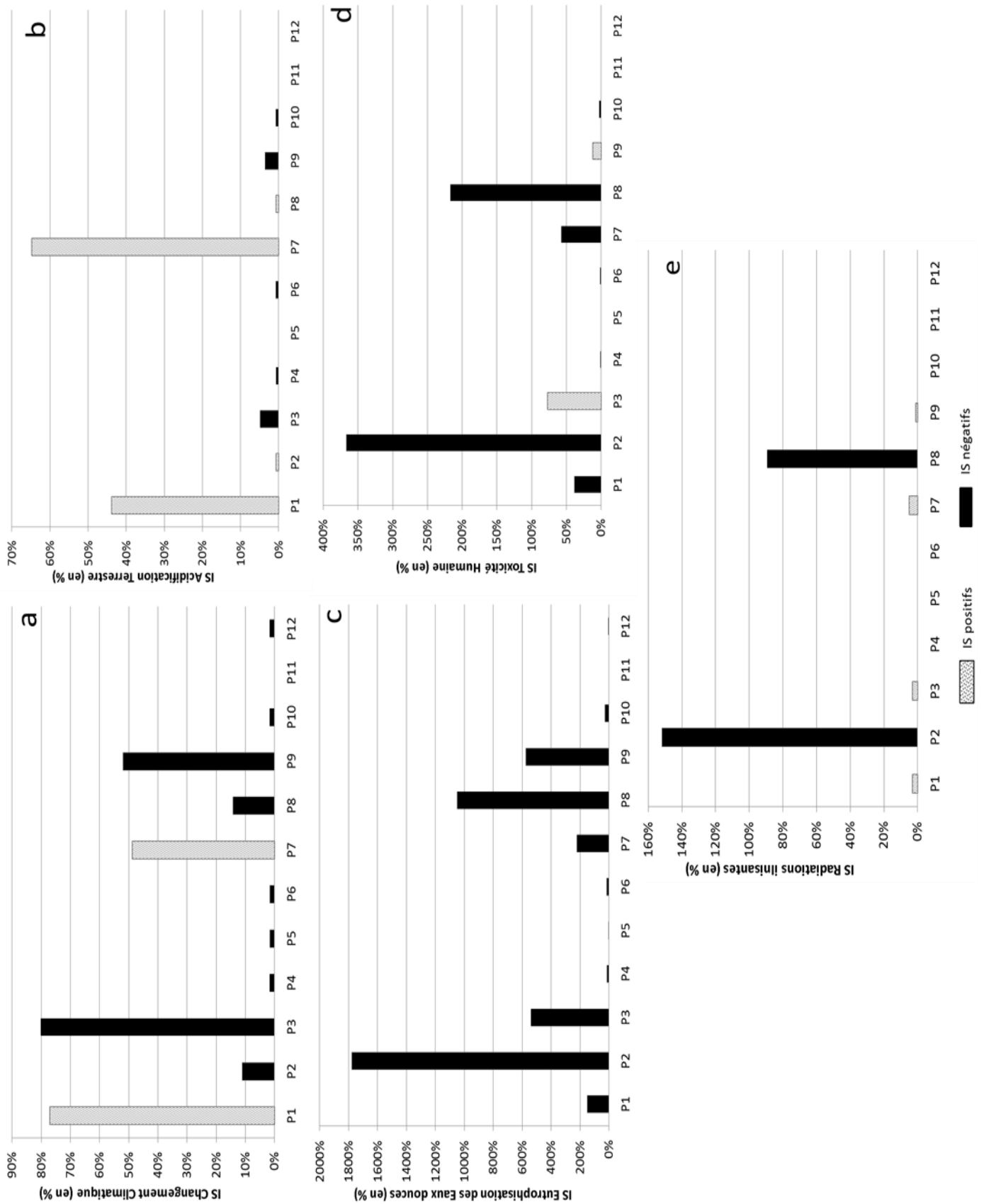


Figure 22: Indices de sensibilité moyens obtenus après la variation de la composition de la boue pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophication des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (L'IS représente la sensibilité moyenne de l'impact environnemental lorsque le paramètre considéré augmente de 100% : quand l'IS est positif (colonnes en pointillés), l'impact environnemental augmente avec le paramètre étudié ; quand il est négatif (colonnes unies noires), l'impacts diminue avec l'augmentation du paramètre.)

2.2.1.1. Teneur en azote (P₁ et P₇)

Ce paramètre se trouve être très sensible pour les impacts environnementaux de **changement climatique** et d'**acidification terrestre** (Figure 22a et Figure 22b). Pour ces deux catégories, les valeurs des IS moyens sont toujours positives, ce qui signifie que lorsque la teneur en N augmente, les valeurs d'impact de ces indicateurs environnementaux vont également croître.

Par exemple, une hausse de 10% de la teneur en N de la boue primaire entrainera une augmentation de l'impact sur le changement climatique de 7,7% et de 4,4% sur l'acidification terrestre. Ces résultats s'expliquent facilement puisque la variation de la quantité d'azote contenue dans la boue va directement se répercuter sur les émissions azotées des procédés de traitement suivants. Ainsi, les émissions de N₂O et de NH₃ issues de l'épaississement gravitaire, du stockage et de l'épandage des boues vont simultanément croître avec l'augmentation de ce paramètre de composition de la boue.

En contrepartie, les produits évités considérés dans ce scénario permettent partiellement de compenser ces impacts. En effet, augmenter la teneur en N des boues revient également à accroître la quantité d'ammonitrate non épandue, ainsi que les émissions évitées de CO₂ et de N₂O liées à la production de cet engrais et les émissions post-épandage de N₂O évitées. Cependant, les valeurs des IS moyens étant positives, il est possible de conclure que les impacts évités enregistrés ne sont pas suffisants pour compenser les impacts additionnels liés à l'augmentation de la teneur azotée des boues.

2.2.1.2. Teneur en phosphore (P₃ et P₉)

Ce paramètre est aussi significatif pour l'impact environnemental **changement climatique**. Cependant, contrairement à la variable précédente, les valeurs d'IS moyens obtenus pour cet indicateur midpoint sont négatives, ce qui signifie que l'augmentation de ce paramètre entraîne une diminution de l'impact sur cette catégorie environnementale. En effet, d'un côté, cette augmentation entraîne une hausse de la teneur en P des retours en tête de station, qui se traduit par une consommation plus importante de FeCl₃. Or, la production de ce réactif engendre le rejet dans l'atmosphère de CO₂ d'origine fossile. Cependant, d'un autre côté, la variation de ce paramètre a également des conséquences favorables sur les émissions produites lors de l'épandage. En effet, l'augmentation de la teneur en P des boues entraîne une baisse de la quantité de boue à épandre, P étant le facteur limitant dans le scénario considéré. Cette baisse va alors se répercuter sur d'autres paramètres, comme le transport des boues jusqu'à la zone d'épandage, et les émissions de CO₂, CH₄ et N₂O liées à la combustion du fioul dans le moteur du tracteur. De plus, la prise en compte des impacts évités permet d'alléger davantage le bilan environnemental du changement climatique. Ceux-ci sont majoritairement issus des émissions évitées de N₂O liées au non-épandage de l'ammonitrate. En effet, la variation de ce paramètre entraîne la variation des émissions évitées post-épandage, dont du N₂O, normalement émises après l'application d'ammonitrate. En parallèle, le non-épandage de triple superphosphate entre également en compte ici car la production de ce fertilisant se révèle être une source importante d'émissions de CO₂, qui aura donc été évitée.

La teneur en P de la boue est également très influente sur les résultats de **l'eutrophisation des eaux douces**, et ici également, l'augmentation de ce paramètre induit une baisse de l'impact sur cette catégorie environnementale.

En effet, d'une part, l'augmentation du phosphore contenu dans les boues implique une surconsommation de FeCl_3 pour traiter les retours en têtes issus des procédés d'épaississement et de déshydratation, ce qui se traduit par une hausse des émissions de phosphates liées à la production de ce réactif. De plus, la variation de ce paramètre va également directement impacter les émissions de P_2O_5 issues de l'épandage des boues, qui vont augmenter en même temps que la teneur en P. D'autre part, les impacts évités comptabilisés pour cet indicateur environnemental permettent de compenser les effets néfastes du scénario de traitement. Ces derniers sont pour moitié dus au non-épandage de triple superphosphate, et plus précisément aux émissions évitées de P_2O_5 issues de son application ; l'autre moitié étant liée aux émissions évitées de phosphates lors de la production de cet engrais.

2.2.1.3. Teneur en carbone (P_2 et P_8)

Avec l'analyse de sensibilité, ce paramètre s'est révélé être très sensible aux impacts environnementaux d'**eutrophisation des eaux douces**, de **toxicité humaine** et de **radiations ionisantes** (Figure 22c, Figure 22d et Figure 22e). De plus, pour ces trois catégories, les valeurs des IS moyens sont toujours négatives, ce qui signifie que lorsque la teneur en C augmente, les valeurs d'impact total de ces indicateurs environnementaux diminuent. Ces résultats s'expliquent car l'augmentation de la teneur en C des boues induit une hausse des quantités en C dans les retours en têtes, ce qui se traduit par une surconsommation d'électricité pour traiter cette charge supplémentaire. Or, la production d'électricité est caractérisée par des émissions de phosphate, de métaux lourds (principalement issus de la combustion du charbon et du pétrole) et de substances radioactives (majoritairement émises par les centrales nucléaires). Enfin, des impacts évités sont également considérés. En effet, dans le scénario de traitement, la digestion anaérobie produit du biogaz qui, suite à sa valorisation, permet de fournir de l'électricité et de la chaleur qui seront, en partie ou en totalité, autoconsommées par le digesteur et le surplus, s'il y a, sera exporté vers le marché national. De ce fait, ces produits se substituent à de l'électricité et de la chaleur provenant d'une source extérieure. Or dans notre système, il a été considéré que l'électricité et la chaleur extérieure proviendraient respectivement du mix énergétique français et d'une chaudière industrielle. Ces deux moyens de productions sont caractérisés par de nombreuses émissions, dont, des phosphates, des métaux lourds (manganèse, de l'arsenic et du sélénium) et des éléments radioactifs (^{14}C et ^{222}Rn principalement). De plus, les teneurs en C et MV des boues sont liées. Ainsi, augmenter la teneur en carbone des boues revient également à accroître les quantités d'électricité et de chaleur produites, le volume de biogaz produit étant basé sur la quantité de MV dégradée au cours de la DA. L'augmentation de la teneur en carbone des boues se traduit donc par une augmentation des impacts évités.

2.2.1.4. Teneurs en potassium (P_4 et P_{10}), magnésium (P_5 et P_{11}) et calcium (P_6 et P_{12})

Les résultats concernant la variation de la teneur en potassium des boues doivent être considérés avec beaucoup de précautions car il n'est finalement pas possible de conclure à propos de l'effet de ce paramètre sur les cinq indicateurs environnementaux étudiés. En effet, le potassium n'est pas bien pris en compte dans l'ACV car les facteurs de caractérisation qui devraient lui être associés sont toujours méconnus. Cet élément n'est donc lié à aucune catégorie environnementale, ce qui implique que son impact ne soit finalement pas évalué.

Par contre, en ce qui concerne les teneurs en magnésium et calcium, il est possible de dire que ces paramètres n'ont globalement pas un impact important sur les cinq catégories environnementales étudiées ici comparé aux autres variables analysées.

Le Tableau 10 reprend les principaux résultats de cette analyse et l'origine de la sensibilité de ces variables pour chaque catégorie environnementale étudiée.

Tableau 10: Paramètres sensibles parmi ceux de la composition de la boue

Param.	Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution	
			BP	BS
Teneur en azote des boues primaire et secondaire	Changement climatique	Emissions de N ₂ O (épaissement gravitaire (EG), stockage et d'épandage)	99%	
		Emissions évitées de N ₂ O et CO ₂ (production d'ammonitrate)	79%	62%
		Emissions évitées de N ₂ O (apport d'ammonitrate)	21%	38%
	Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (stockage et épandage)	100%	
		Emissions évitées de NH ₃ (apport d'ammonitrate)	95%	
		Emissions évitées de NH ₃ , NO _x et SO ₂ (production d'ammonitrate)	5%	
Teneur en phosphore des boues primaire et secondaire	Changement climatique	Emissions de CO ₂ (traitement des retours en tête (RT))	96%	
		Emissions de N ₂ O, CO ₂ et CH ₄ (combustion du fioul)	3%	
		Emissions évitées de N ₂ O (apport d'ammonitrate)	88%	
	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions évitées de CO ₂ (production du triple superphosphate)	12%	
		Emissions de P ₂ O ₅ (épandage)	45%	51%
		Emissions de phosphates (traitement RT)	54%	48%
Teneur en carbone des boues primaire et secondaire	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions évitées de P ₂ O ₅ (apport de triple superphosphate)	55%	
		Emissions évitées de phosphates (production du triple superphosphate)	45%	
	Toxicité humaine	Emissions de phosphates (traitements RT)	94%	99%
		Emissions évitées de phosphates (substitution énergétique (biogaz))	100%	
	Radiations ionisantes	Emissions de Ba, Mn, Se et AS (traitements RT)	96%	99,5%
		Emissions évitées de Se, AS et Mn (substitution énergétique (biogaz))	100%	
Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (traitements RT)		99%		
		Emissions évitées de ¹⁴ C et ²²² Rn (substitution énergétique (biogaz))	100%	

2.2.1.5. Conclusion - Discussion

Les résultats de l'AS sur les paramètres de composition de la boue ont permis de déterminer si cette variation avait un impact sur le bilan environnemental de la filière de traitement, et si oui, quels étaient les éléments parmi le N, C, P, K, Mg et Ca les plus influents.

Le tableau 11 résume ces résultats en classant par ordre décroissant les paramètres identifiés comme les plus sensibles pour chaque catégorie environnementale étudiée suivant la valeur de leur IS.

Tableau 11: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS sur les paramètres de composition de la boue

Catégorie environnementale	Paramètres sensibles (dans l'ordre décroissant)	
Changement climatique	Teneur en phosphore (BP)	P ₃
	Teneur en azote (BP)	P ₁
	Teneur en phosphore (BS)	P ₉
	Teneur en azote (BS)	P ₇
Acidification terrestre	Teneur en azote (BS)	P ₇
	Teneur en azote (BP)	P ₁
Eutrophisation (Eaux douces)	Teneur en carbone (BP)	P ₂
	Teneur en carbone (BS)	P ₈
	Teneur en phosphore (BS)	P ₉
	Teneur en phosphore (BP)	P ₃
Toxicité humaine	Teneur en carbone (BP)	P ₂
	Teneur en carbone (BS)	P ₈
Radiations ionisantes	Teneur en carbone (BP)	P ₂
	Teneur en carbone (BS)	P ₈

Il est intéressant de noter que ce sont toujours les mêmes paramètres qui reviennent pour chacune des catégories environnementales étudiées. De plus, dans l'ensemble, l'origine de la sensibilité de ces paramètres est également quasi-toujours basée sur les mêmes variables. Parmi celles-ci, on trouve des émissions directes, essentiellement issues de l'épaississement gravitaire (N₂O), pour P₁ ; du stockage (N₂O et NH₃) et de l'épandage (N₂O, NH₃, P₂O₅) pour P₁, P₇, P₃ et P₉. On trouve également des émissions indirectes, issues du traitement des retours en tête de station (avec FeCl₃ et électricité), comme pour P₃, P₉, P₂ et P₈ ; de la combustion du fioul, comme pour P₃ et P₉. De plus, les impacts évités permettent de manière générale de bien compenser le bilan environnemental de la filière de traitement des boues, et plus particulièrement ceux liés à la chaleur et l'électricité produites à partir du biogaz, comme pour P₂ et P₈ ; ou aux engrais chimiques, ainsi qu'aux émissions liées à leur production et leur épandage, comme c'est le cas pour P₁, P₇, P₃ et P₉.

A la vue de ces résultats, il est possible de remarquer plusieurs particularités. Concernant le changement climatique, il est intéressant de remarquer dans quel ordre les paramètres étudiés interviennent sur cet impact environnemental. La variation du P des BP apparaît comme la variable la plus sensible car elle influence les émissions lors du transport des boues et de leur épandage. La variation du P des BS, qui correspond au 3^{ème} paramètre le plus sensible entraîne le même type de modification, mais dans une moindre mesure car la BP, même si elle contient moins de P que la BS, correspond à 65% de la boue traitée. Il y a donc davantage de P dans la BP que la BS.

De plus, la BS étant plus riche en N que la BP, on aurait pu s'attendre à ce que l'impact de la variation du N de la BS soit supérieur à celui de la BP, or ce n'est pas le cas. En effet, la variation de la teneur en azote de la BP entraîne, en plus de la modification des GES issus du stockage et de l'épandage communs à la variation de ces deux paramètres, la variation des émissions de N₂O issues de l'épaississement gravitaire. De ce fait la variation de ce paramètre pour la BP a un impact plus important que pour la BS, bien que cette dernière ait une teneur en N plus importante.

Toutefois, le fait que la BS ait une teneur plus élevée en N que la BP explique pourquoi la variation du N de la BS a un effet plus important que celui de la BP sur l'acidification terrestre.

En ce qui concerne les phénomènes de toxicité humaine et de radiations ionisantes, le même type de raisonnement permet d'expliquer pourquoi la variation du C de la BP est un paramètre plus sensible que celui de la BS. En effet, la BP contient 335 kg C/t MS alors que la boue secondaire en comporte 365 kg C/t MS, cependant, le ratio BP/BS lors de cette étude étant de 65%/35%, les boues primaires et secondaires contiennent en fait respectivement 218 Kg C et 127 kg C pour 1t MS de boue traitée. De ce fait, la quantité de carbone présente dans la BP est donc bien plus importante que dans la BS.

Ces particularités montrent bien que les résultats obtenus sont totalement dépendants des hypothèses et des choix méthodologiques réalisés, comme par exemple, sur le ratio BP/BS ou sur la composition de départ des boues primaires et secondaires. Cependant, comme cela a été vu lors de la présentation des résultats, les impacts liés à la présence de potassium dans les boues ne peuvent pas être bien pris en compte dans l'ACV. De plus, le magnésium et le calcium n'ont aucun lien avec les différents indicateurs environnementaux considérés dans l'ACV. De ce fait, les seuls paramètres de la composition de la boue pouvant finalement impacter les résultats sont les teneurs en N, P et C.

Cette étude a finalement montré qu'augmenter les teneurs en carbone des boues serait bénéfique au changement climatique, à l'eutrophisation, à la toxicité humaine et à la présence de radiations ionisantes. Avec les résultats de Gabi, l'augmentation de la teneur en phosphore a les mêmes effets que le carbone, principalement à cause du fait que le P est considéré dans chaque scénario comme le facteur limitant déterminant la quantité de boue à apporter au champ. Enfin, les résultats concernant la teneur en azote des boues sont plus mitigés car son augmentation permet d'une part, de réduire l'impact de la filière de traitement sur l'eutrophisation et la toxicité humaine, mais d'autre part, elle induit une hausse des phénomènes de changement climatique et d'acidification terrestre.

Toutefois, du fait que la composition de la boue est un paramètre extrêmement difficile à contrôler car elle varie en fonction de l'origine des eaux usées (eaux urbaines, industrielles, etc.) et des traitements subis lors de leur passage en filière « eau », les leviers d'actions d'amélioration du bilan environnemental via ce paramètre sont réduits.

Voyons maintenant ce qu'il en est pour les paramètres de performances des procédés.

2.2.2. Etude des paramètres de performance des procédés

Avant de détailler les résultats obtenus, il est important de rappeler l'ensemble des paramètres variant dans cette seconde analyse (Tableau 12) afin de faciliter la compréhension des résultats (Figure 23).

Tableau 12: Paramètres à faire varier dans l'analyse des performances des procédés

Epaississement gravitaire (Boues primaires)	Siccité Taux de capture N Taux de capture P Taux de capture K	P ₁₃ P ₁₄ P ₁₅ P ₁₆
Epaississement centrifuge (Boues secondaires)	Siccité Taux de capture N Taux de capture P Taux de capture K Consommation polymères	P ₁₇ P ₁₈ P ₁₉ P ₂₀ P ₂₁
Digestion anaérobie	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N Taux de solubilisation du P	P ₂₂ P ₂₃ P ₂₄
Déshydratation Filtre presse	Siccité Taux de capture N Taux de capture P Taux de capture K Consommation de FeCl ₃ Consommation de polymères	P ₂₅ P ₂₆ P ₂₇ P ₂₈ P ₂₉ P ₃₀

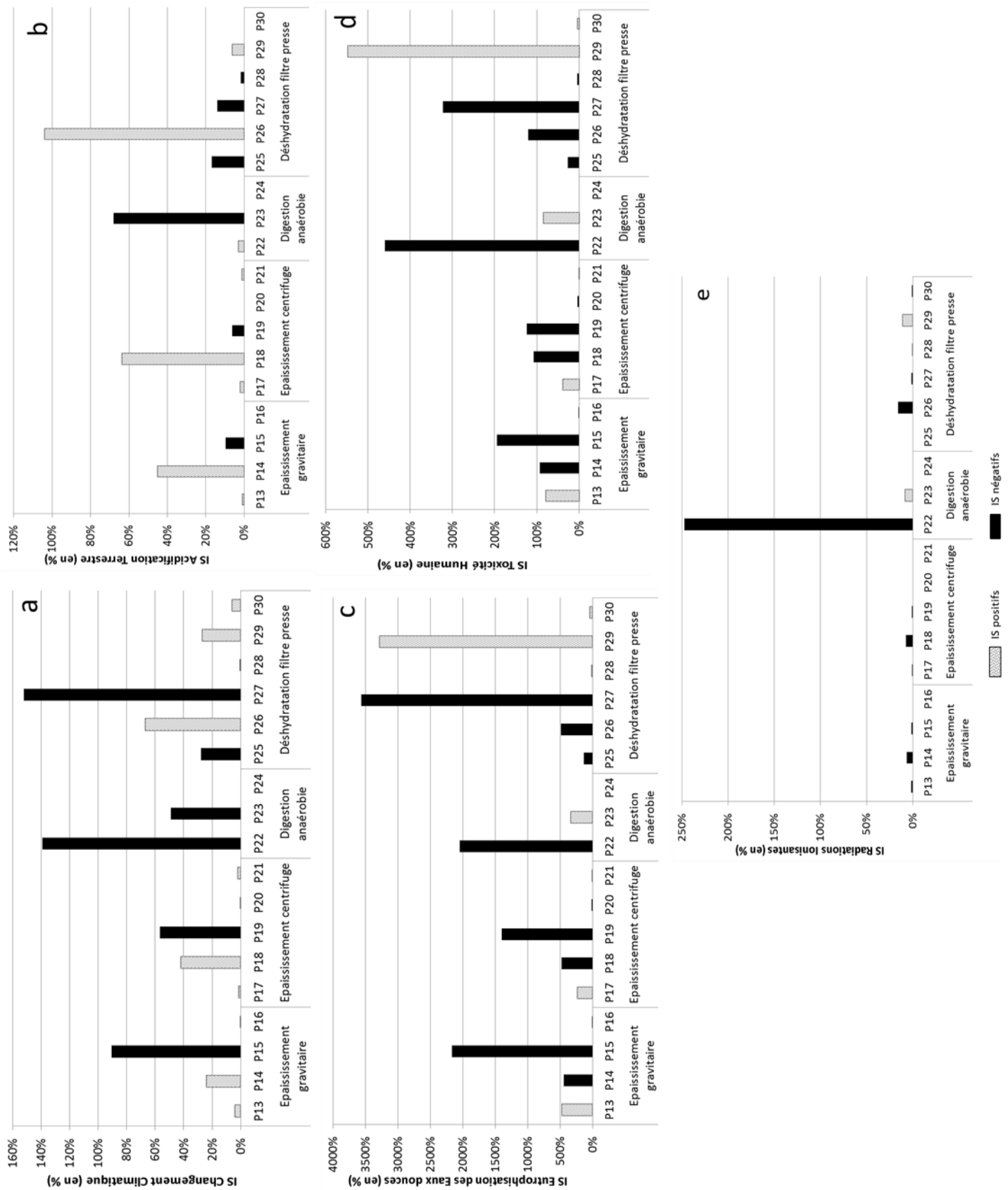


Figure 23: Indices de sensibilité moyens obtenus après la variation des performances des procédés pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophisation des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (L'IS représentent la sensibilité moyenne de l'impact environnemental lorsque le paramètre considéré augmente de 100% : quand l'IS est positif (colonnes en pointillés), l'impact environnemental augmente avec le paramètre étudié ; quand il est négatif (colonnes unies noires), l'impacts diminue avec l'augmentation du paramètre.)

2.2.2.1. Paramètres d'épaississements

Les résultats des deux procédés d'épaississement sont très similaires, et les mêmes variables se démarquent des autres. En effet, pour ces deux procédés, les paramètres les plus sensibles sont les taux de capture du phosphore et de l'azote, et dans une moindre mesure, la siccité.

2.2.2.1.1. Taux de capture du phosphore (P_{15} et P_{19})

Les indicateurs environnementaux **changement climatique**, **eutrophisation des eaux douces** et **toxicité humaine** sont beaucoup influencés par la variation de ce paramètre. De plus, pour ces trois catégories environnementales, les IS sont négatifs, ce qui signifie que la valeur de l'impact diminue quand le taux de capture du phosphore augmente (Figure 23).

L'impact **changement climatique** diminue de 9,1% quand le taux de capture du phosphore de l'épaississement gravitaire augmente de 10%. Cela s'explique par le fait que, d'un côté, l'augmentation de ce paramètre implique une élévation de la teneur en P des boues, ce qui se traduit par la diminution de la quantité de boue à épandre, P étant l'élément limitant définissant la dose épandue. La réduction du volume de boues à apporter au champ va ensuite impacter d'autres procédés, comme le transport des boues jusqu'au lieu d'épandage par exemple via la baisse de la consommation de fioul, ainsi que la diminution des émissions de CO_2 liées à sa production. Cela implique également une réduction des émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O liées à la combustion de ce carburant dans le moteur du tracteur, ainsi qu'une diminution des quantités de matériel utilisées pour ce transport et des émissions de CO_2 fossile émises lors de sa fabrication.

D'un autre côté, en réduisant la quantité de boue à épandre, les quantités d'azote, de phosphore et de potassium apportées par unité fonctionnelle, soit 1 tMS de boue, vont aussi diminuer, tout comme les quantités d'ammonitrate, de triple superphosphate et de chlorure de potassium dont l'apport aura été évité. La production des fertilisants, et principalement celle de triple superphosphate, sont des procédés émettant beaucoup de CO_2 . Ainsi, en évitant d'épandre ces produits, des émissions de CO_2 seront également évitées. De plus, la non-utilisation d'ammonitrate se traduit également par des émissions évitées de N_2O .

La variation de la quantité de phosphore contenue dans la boue a également des conséquences directes sur les émissions de P_2O_5 , participant au phénomène d'**eutrophisation**. En effet, l'augmentation du taux de capture du P revient à élever la teneur en P des boues, ce qui se traduit par une augmentation des émissions de P_2O_5 lors de l'épandage. Cet effet est toutefois compensé par la quantité de triple superphosphate évitée et les rejets de phosphate et de P_2O_5 , issus respectivement de la production de cet engrais et de son épandage, dans l'environnement.

Pour ce qui est de l'impact **toxicité humaine**, le même mécanisme que pour le changement climatique peut être identifié afin d'expliquer la variation de cet impact lors de l'augmentation du taux de capture du P. La baisse des quantités de matériel et de fioul utilisées pour la phase d'épandage conduit à une diminution des émissions de métaux lourds provenant de leur production (baryum (Ba), manganèse (Mn), zinc (Zn), arsenic (As)), ce qui améliore l'impact global sur la toxicité humaine. De la même manière, grâce à l'épandage évité des engrais, des émissions de métaux lourds vers l'air, le sol et l'eau sont également évitées.

2.2.2.1.2. Taux de capture de l'azote (P₁₄ et P₁₈)

Le taux de capture de l'azote est également un paramètre sensible pour la **toxicité humaine**, et selon la valeur des IS, la hausse de ce paramètre induit une diminution de l'impact. En effet, l'augmentation du taux de capture du N lors des épaissements implique la hausse de la teneur en azote des boues, et de la même manière, de la teneur en azote des retours en tête issus de la phase de déshydratation. L'augmentation du taux de capture du N lors des épaissements implique une diminution des quantités d'azote contenues dans les retours en tête obtenus lors de ces phases expliquant pourquoi seuls les retours en tête issus de la phase de déshydratation sont pris en compte dans l'analyse de sensibilité.

Le traitement des retours en tête issus de la déshydratation demandera davantage d'électricité. Or, sa production est caractérisée par des émissions de métaux lourds comme du sélénium (Se), produit lors de la combustion du charbon et du pétrole ; du manganèse, issus des raffineries pétrolières et de l'arsenic, émis par les centrales à charbon. Ces trois métaux lourds sont également rejetés dans l'atmosphère lors de la fabrication de l'ammonitrate, et plus particulièrement, pendant la production de l'acide nitrique. Ainsi, la quantité d'ammonitrate évitée lors de la phase d'épandage génèrera également des émissions évitées de métaux lourds.

Les IS étant négatifs pour ce paramètre, il est possible de conclure que les émissions évitées sont plus importantes que les émissions impactant la toxicité humaine.

Le taux de capture de l'azote est aussi le paramètre le plus sensible pour l'**acidification terrestre**. En effet, une augmentation de ce taux cause une hausse de la teneur en azote des boues, ce qui se traduit par des émissions supplémentaires de NH₃ lors du stockage et de l'épandage des boues. Cependant, comme pour les autres catégories environnementales, des impacts évités permettent de compenser, partiellement ou en totalité, ces émissions supplémentaires. En effet, des émissions post-épandage de NH₃, liées au non-épandage de l'ammonitrate, ont pu être évitées. De plus, cette non-utilisation permet aussi d'éviter l'émission de NH₃, NOx et de SO₂, normalement rejetés lors de la production de l'engrais. Néanmoins, ces impacts évités se révèlent être, dans ce cas-ci, moins importants que les émissions supplémentaires issues du stockage et de l'épandage. Ainsi, pour ce paramètre, les IS sont positifs : l'augmentation du taux de capture de l'azote revient à augmenter l'impact d'acidification terrestre.

Ce paramètre a aussi un effet important sur la présence de **radiations ionisantes** dans l'environnement. L'augmentation de ce taux de capture entraînant l'augmentation de la quantité d'azote dans les retours en tête issus de la déshydratation, une quantité plus importante d'électricité est utilisée afin de traiter ces retours en tête. Cette énergie est produite selon le mix énergétique français dans lequel le nucléaire et le pétrole sont tous deux utilisés. Or, les centrales nucléaires sont responsables de nombreuses émissions, dont celle du ¹⁴C et du ²²²Rn, et les centrales thermiques pétrolières sont aussi une source de rejet de ²²²Rn (GJORUP, 1977). Ainsi, ces deux processus participent à la présence de radiations ionisantes dans l'environnement. Cependant, la quantité d'ammonitrate non utilisée, et les émissions de ¹⁴C et ²²²Rn évitées qui y sont liées du fait de l'utilisation d'électricité lors de la production de cet engrais, expliquent le bilan final pour cette catégorie environnementale. En effet, les IS étant négatifs, la valeur des émissions évitées est donc plus importante que celle des émissions supplémentaires comptabilisées après la variation de ce paramètre, son augmentation permet de réduire la présence de radiations ionisantes dans l'environnement.

2.2.2.1.3. Siccité (P₁₃ et P₁₇)

Selon l'AS, la siccité n'est pas un paramètre très sensible, cependant, c'est un des seuls sur lesquels il est vraiment possible de jouer afin de réduire le bilan environnemental des filières de traitement des boues. Dans le cas des procédés d'épaississement, augmenter la siccité revient à augmenter l'impact sur l'**eutrophisation** et la **toxicité humaine**. En effet, augmenter ce paramètre permet de réduire la quantité de matière brute (MB) par tonne de MS. Cependant, selon l'hypothèse concernant la répartition du N et du P entre les boues et les retours en tête pour les procédés d'épaississement et de déshydratation (cf. 1.1.1.4.2.a de la partie 2), la diminution de la MB entraîne l'augmentation des quantités de N et de P dans les retours en tête. Ainsi, leur traitement nécessitera une surconsommation d'électricité et de FeCl₃. Or, la production de FeCl₃ est un procédé émetteur de phosphate et de métaux lourds tels que le manganèse ou le baryum, qui participent respectivement à l'eutrophisation et la toxicité humaine. De plus, avec la baisse de la teneur en azote des boues, la quantité d'ammonitrate dont l'utilisation aura été évitée va également diminuer, et avec elle, toutes les émissions liées à sa production et son épandage (phosphate, arsenic, sélénium et manganèse). Finalement, la combinaison de ces deux mécanismes, issus de l'augmentation de la siccité des procédés d'épaississement, conduit à l'aggravation des phénomènes d'eutrophisation et de toxicité humaine.

2.2.2.1.4. Taux de capture du potassium (P₁₆ et P₂₀) et consommation de polymères (P₂₁)

Les résultats concernant les paramètres taux de capture du potassium et consommation de polymères doivent être considérés avec précaution car il est en fait impossible de conclure à propos de leurs impacts sur les indicateurs environnementaux étudiés ici. En effet, comme cela a été vu lors de l'étude de la variation de la teneur en K de la boue (cf. 2.2.1.4 de la partie 2), le potassium n'est lié à aucune catégorie environnementale, son impact n'est donc finalement pas évalué. Pour ce qui est de la prise en compte des polymères, leur devenir dans le sol et leurs possibles conséquences sur l'environnement sont toujours relativement inconnues, elles ne peuvent donc pas être bien caractérisées dans l'ACV.

Le Tableau 13 résume, pour chacun de ces paramètres l'origine de la sensibilité pour chaque catégorie environnementale étudiée.

Tableau 13: Paramètres sensibles des procédés d'épaulement

Param.	Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution
Taux de capture du phosphore	Changement climatique	Emissions de CO ₂ , N ₂ O et CH ₄ (combustion du fioul dans le moteur du tracteur)	67%
		Emissions de CO ₂ (fabrication du matériel)	23%
		Emissions de CO ₂ (production de fioul)	10%
		Emissions évitées de N ₂ O (épandage engrais)	88%
		Emissions évitées de CO ₂ (production de triple superphosphate)	12%
	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de P ₂ O ₅ (épandage des boues)	99%
		Emissions évitées de P ₂ O ₅ (épandage engrais)	55%
		Emissions évitées de phosphates (production de triple superphosphate)	45%
	Toxicité humaine	Emissions de Ba, Mn, Zn et As (fabrication du matériel)	69%
Emissions de Ba (production de fioul)		31%	
Emissions évitées d'As et Mn (production de triple superphosphate)		100%	
Taux de capture de l'azote	Toxicité humaine	Emissions de Se Mn et As (traitement retours en tête (RT))	87%
		Emissions de Ni, Zn, Mn et Cu (traitement RT)	13%
		Emissions évitées d'As, Mn et Se (production d'ammonitrate)	100%
	Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (stockage et épandage des boues)	100%
		Emissions évitées de NH ₃ (épandage de fertilisant)	95%
		Emissions évitées de NH ₃ , NO _x (production d'ammonitrate)	5%
	Radiations ionisantes	Emissions de ²²² Rn and ¹⁴ C (traitement RT)	100%
		Emissions évitées de ²²² Rn et ¹⁴ C (production d'ammonitrate)	100%
Siccité de la boue	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de phosphate (production de FeCl ₃)	100%
		Emissions évitées de phosphates (production d'ammonitrate)	100%
	Toxicité humaine	Emissions de Mn et Ba (production de FeCl ₃)	100%
		Emissions évitées de Mn, As et Se (production d'ammonitrate)	100%

2.2.2.2. Paramètres de la digestion anaérobie

Avec la figure 23, il est clairement possible d'identifier deux paramètres se démarquant des autres : le taux d'abattement des MV et le taux de minéralisation de l'azote.

2.2.2.2.1. Taux d'abattement des MV (P₂₂)

L'augmentation de ce paramètre a tout d'abord un impact sur le phénomène de **changement climatique**. En effet, le taux d'abattement des MV est directement lié à la production de biogaz lors de la DA, comme l'hypothèse en a été faite au 1.1.1.4.2.c de la partie 2. Ainsi, lorsque ce paramètre augmente, le volume de biogaz produit augmente également et, avec lui, les émissions qui y sont liées. Parmi elles, le CH₄ issu des fuites de biogaz est particulièrement impactant pour le changement climatique.

Le biogaz est, suivant le volume produit, partiellement ou entièrement autoconsommé pour alimenter le digesteur en chaleur et électricité. Avec notre hypothèse de départ selon laquelle 87,5% du biogaz produit est valorisé par cogénération, et avec les différentes valeurs de taux d'abattement des MV considérées dans l'AS, chacun des scénarios créé produit suffisamment d'électricité pour satisfaire les besoins du digesteur. Il n'y a donc en aucun cas un apport d'électricité extérieure pour ce besoin-là. Cependant, la production de chaleur à partir du biogaz n'est pas toujours suffisante pour satisfaire les besoins du digesteur, ainsi, une source externe de chaleur pourra être utilisée. Cette quantité de chaleur externe à utiliser diminue avec l'augmentation du taux d'abattement des MV. Dans les scénarios où elle est nécessaire, la chaleur externe provient d'une chaudière industrielle, qui se trouve être une importante source d'émission de CO₂ généré par la combustion du gaz naturel.

Finalement, l'augmentation de ce paramètre d'abattement entraîne, d'un côté, des émissions supplémentaires de CH₄ dues aux fuites de biogaz et, d'un autre côté, une baisse des émissions de CO₂ liées à la diminution de la quantité de chaleur produite par la chaudière industrielle apportée au digesteur. De plus, toute l'énergie produite à partir du biogaz, c'est-à-dire, l'énergie autoconsommée ou exportée vers le marché national, est assimilée à des produits évités, au même titre que les émissions de CO₂. Celles-ci sont liées à la production d'électricité, suivant les différentes sources du mix énergétique français et de chaleur, issue de la chaudière.

Selon les résultats de l'AS, l'augmentation de ce paramètre entraîne une baisse de l'impact sur le changement climatique, les émissions additionnelles sont donc moins importantes que la somme de la baisse des émissions de CO₂ et de la hausse des produits et des émissions évités.

L'utilisation de la chaleur provenant de la chaudière industrielle a également des conséquences défavorables sur l'**eutrophisation**, la **toxicité humaine** et la présence de **radiations ionisantes**. La chaudière industrielle utilisée dans nos scénarios rejette en effet du phosphate, des métaux lourds et des radio-isotopes dans l'environnement. Ainsi, augmenter le taux d'abattement des MV revient à réduire l'impact défavorable lié à l'utilisation de la chaudière industrielle. De plus, en augmentant le volume de biogaz produit, les volumes de CH₄, CO₂, N₂ et H₂S qui le composent vont également augmenter. Ainsi, la hausse du taux d'abattement des MV induit une réduction de la teneur en azote des boues. Cette diminution se transmet également aux retours en tête issus de la déshydratation, ce qui implique une baisse de la quantité d'électricité nécessaire à leur traitement et des émissions liées à la production d'électricité (phosphate, métaux lourds et éléments radioactifs, entre autres). Ainsi, la variation de ce paramètre permet en fait de compenser l'impact de la filière de traitement sur l'eutrophisation, la toxicité humaine et les radiations ionisantes. De plus, les émissions évitées de phosphate, métaux lourds et radio-isotopes, issues de l'électricité et la chaleur valorisées par le digesteur et exportées, sont également prises en compte et réduisent encore l'impact global du système considéré.

2.2.2.2.2. Taux de minéralisation de l'azote (P₂₃)

L'augmentation de ce paramètre permet d'améliorer significativement le bilan environnemental de la filière de traitement pour le **changement climatique** et l'**acidification terrestre**. En effet, son augmentation revient à accroître la quantité de NH₄⁺ dans la boue et, par conséquent, à augmenter la teneur en azote des retours en tête issus de la déshydratation des boues, le NH₄⁺ étant capté dans ces retours en tête.

Or, le fait qu'il y ait moins d'azote dans les boues par rapport au scénario de référence va directement affecter les étapes du stockage et de l'épandage où les émissions de N_2O et NH_3 vont décroître. Cependant, en parallèle, les produits évités, et plus particulièrement la quantité d'ammonitrate évitée induite par l'épandage des boues, va diminuer puisque la teneur en azote des boues a elle aussi baissé. Les émissions évitées liées à la production de cet engrais (N_2O , CO_2 , NH_3 , NO_x et SO_2) ainsi que celles dues à son épandage (N_2O et NH_3) vont donc également diminuer.

2.2.2.2.3. Taux de solubilisation du phosphore (P_{24})

Les IS calculés pour la variation de ce paramètre sont toujours nuls. Cela s'explique par le fait que lors du procédé de déshydratation des boues, le taux de désolubilisation du phosphore est de 100%, ainsi, tout le $P-PO_4^{3-}$, précédemment créé par solubilisation du phosphore, revient sous sa forme particulaire. Cette désolubilisation annule donc complètement la solubilisation qui a lieu lors de la DA, et qui correspond au paramètre que nous avons fait varier dans l'analyse de sensibilité.

Ce phénomène est totalement dépendant des hypothèses réalisées. En effet, le $FeCl_3$, ajouté pour conditionner les boues, est responsable de la désolubilisation du phosphate. Ainsi, si le conditionnement des boues avait été réalisé avec un autre réactif que le $FeCl_3$, le taux de désolubilisation n'aurait pas été de 100% lors de l'étape de déshydratation, on aurait alors pu étudier l'impact de la variation du taux de solubilisation du P sur le bilan environnemental de la filière.

Le Tableau 14 résume les principaux résultats de cette analyse pour chacune des catégories environnementales étudiées.

Tableau 14: Paramètres sensibles du procédé de digestion anaérobie

Param	Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution
Taux d'abattement des MV	Changement climatique	Emissions de CO ₂ (chaleur extérieure pour alimenter le digesteur)	84%
		Emissions de CH ₄ (DA et stockage)	14%
		Emissions évitées de CO ₂ (substitution énergétique (biogaz))	100%
	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de phosphate (chaleur extérieure pour alimenter le digesteur)	96%
		Emissions de phosphate (traitement des retours en tête (RT))	4%
		Emissions évitées de phosphate (substitution énergétique)	100%
	Toxicité humaine	Emissions de Mn (chaleur extérieure pour alimenter le digesteur)	90%
		Emissions de Se, Mn et As (traitement RT)	10%
		Emissions évitées de Se, Mn et As (substitution énergétique)	100%
	Radiations ionisantes	Emissions de ²²² Rn and ¹⁴ C (traitement RT)	59%
		Emissions de ²²² Rn and ¹⁴ C (chaleur extérieure pour alimenter le digesteur)	41%
		Emissions évitées de ²²² Rn and ¹⁴ C (substitution énergétique)	100%
Taux de minéralisation de l'azote	Changement climatique	Emissions de N ₂ O (stockage et épandage des boues)	99%
		Emissions évitées de N ₂ O et CO ₂ (production d'ammonitrate)	62%
		Emissions évitées de N ₂ O (épandage de fertilisant)	38%
	Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (stockage et épandage des boues)	100%
		Emissions évitées de NH ₃ (épandage de fertilisant)	95%
		Emissions évitées de NH ₃ , NO _x et SO ₂ (production d'ammonitrate)	5%

2.2.2.3. Paramètres de la déshydratation filtre presse

La figure 23, représentant les résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres de la déshydratation, a permis d'identifier quatre variables se démarquant des autres. Ce sont les taux de capture du phosphore et de l'azote, la consommation de FeCl₃ et, dans une moindre mesure, la siccité.

2.2.2.3.1. Taux de capture du phosphore (P₂₇)

L'augmentation de ce paramètre a un impact favorable sur le **changement climatique** et la **toxicité humaine** puisque les valeurs des IS obtenues sont négatives. En effet, comme cela a été vu lors de l'analyse de la variation des paramètres d'épaississement, augmenter ce taux de capture revient à diminuer la quantité de boue épandue, P étant le facteur limitant. De la même manière, cela réduit également les quantités de fioul et de matériel utilisées pour le transport des boues jusqu'au lieu d'épandage, et les émissions de GES et de métaux lourds qui sont liées à leur production et utilisation.

De plus, avec la diminution de la quantité de boues épandues, la quantité de triple superphosphate dont l'utilisation aura été évitée va aussi diminuer, tout comme les émissions liées à la production et à l'épandage de cet engrais.

Ce paramètre a également un impact sur l'**eutrophisation**. En effet, avec l'augmentation du taux de capture, la teneur en P des boues augmente, ce qui se traduit, lors de l'épandage, par une hausse des émissions de P_2O_5 . Cependant, ces émissions sont largement compensées par la non-utilisation de triple superphosphate, qui induit des émissions évitées de phosphate ainsi que de P_2O_5 dues à la production et à l'apport de cet engrais. Grâce à cela, le bilan environnemental de la filière de traitement considérée reste globalement favorable pour le phénomène d'eutrophisation.

2.2.2.3.2. Taux de capture de l'azote (P_{26})

Ce paramètre a un effet défavorable sur le **changement climatique** et l'**acidification terrestre**. L'augmentation de ce paramètre induit l'augmentation de la teneur en azote des boues et, par conséquent, celle des émissions du stockage et de l'épandage. En contrepartie la quantité évitée d'ammonitrate augmente aussi avec la teneur en azote des boues, tout comme les émissions évitées de CO_2 , N_2O , NH_3 , NO_x et SO_2 liées à la production et à l'épandage de l'engrais.

Finalement, les valeurs des IS étant positifs, les émissions additionnelles relevées lors du stockage et de l'épandage sont supérieures à celles des produits et émissions évités.

En ce qui concerne l'impact sur les **radiations ionisantes**, le taux de capture de l'azote est le paramètre le plus sensible parmi tous ceux étudiés pour le procédé de déshydratation. En effet, en augmentant ce taux de capture, la teneur en azote des boues va légèrement croître alors que celle des retours en tête issus de la déshydratation va diminuer de manière importante. Cela signifie que l'augmentation du taux de capture induit une baisse de la consommation électrique nécessaire au traitement des retours en tête, ce qui se traduit par une réduction des émissions de ^{14}C et ^{222}Rn liées à la production d'électricité (Cf. Taux de capture de l'azote ($P_{14} - P_{18}$) - variation des paramètres d'épaissement). De plus, la quantité d'ammonitrate dont l'apport a été évité, et plus particulièrement les émissions de ^{14}C et ^{222}Rn liées à l'utilisation d'électricité lors de sa production, permettent de réduire le bilan environnemental final.

2.2.2.3.3. Consommation de $FeCl_3$ (P_{29})

Ce paramètre a une grande influence sur l'**eutrophisation**, la **toxicité humaine** et la présence de **radiations ionisantes**. En effet, augmenter la quantité de $FeCl_3$ consommée pour conditionner les boues avant leur déshydratation revient à augmenter les émissions de phosphate, métaux lourds et radio-isotopes liées au processus de fabrication de ce réactif. En parallèle, l'augmentation de ce paramètre induit une baisse des produits évités. En effet, selon l'hypothèse réalisée sur la répartition du N et du P entre la boue et les retours en tête lors des procédés de séparation de phase vue au 1.1.1.4.2.a de la partie 2, augmenter la quantité de $FeCl_3$ utilisée revient à réduire la teneur en azote des boues. Cela implique une réduction de la quantité d'ammonitrate dont l'utilisation aura été évitée, et de la même manière une baisse des émissions liées à sa production.

Au final, plus la consommation de $FeCl_3$ sera importante, plus l'effet sur l'eutrophisation la toxicité humaine et les radiations ionisantes sera défavorable.

2.2.2.3.4. Taux de siccité (P₂₅)

Ce paramètre n'est pas le plus sensible parmi ceux qui ont été étudiés, mais il reste intéressant à étudier car c'est un des seuls paramètres sur lesquels il est possible de jouer pour réduire le bilan environnemental d'une filière de traitement des boues. De plus, il a quand même un certain impact sur le **changement climatique** et **l'acidification terrestre**. En effet, augmenter la siccité de boue revient à réduire la quantité de matière brute (MB) par tonne de MS. De cette façon, il y a donc moins de boues à gérer et à transporter jusqu'au lieu de stockage, ce qui implique, moins d'émissions de CO₂, N₂O, SF₆, CH₄, NOx et SO₂ liées à la combustion du fioul lors de ce transport. De plus, augmenter la siccité affecte également la teneur en azote des boues. En effet, selon l'hypothèse réalisée sur la répartition du N et du P entre les boues et les retours en tête lors des procédés de séparation de phases (cf. 1.1.1.4.2.a de la partie 2), augmenter la siccité implique une diminution de la teneur en azote des boues. Cette dernière va également impacter les émissions de N₂O et NH₃ du stockage et de l'épandage, qui vont aussi diminuer. En parallèle, la baisse de la teneur azotée des boues va réduire la quantité d'ammonitrate dont l'utilisation aura été évitée, ainsi que les émissions évitées qui sont liées à sa production et son épandage (N₂O, CO₂, NH₃, NOx and SO₂).

Au final, l'augmentation de ce paramètre pour des boues déshydratées permet d'améliorer l'impact environnemental sur le changement climatique et l'acidification terrestre.

2.2.2.3.5. Taux de capture du potassium (P₂₈) et consommation de polymères (P₃₀)

Comme cela a déjà été vu lors de l'analyse des paramètres d'épaississement, les résultats concernant le taux de capture du potassium et la consommation de polymère doivent être considérés avec précaution car il n'est finalement pas possible de conclure à propos de leurs contributions sur les impacts environnementaux étudiés.

Le Tableau 15 récapitule, pour chaque paramètre sensible et pour les catégories environnementales étudiées, les informations les plus importantes de l'analyse qui suit.

Tableau 15: Paramètres sensibles du procédé de déshydratation filtre presse

Param.	Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution
Taux de capture du phosphore	Changement climatique	Emissions de CO ₂ , N ₂ O et CH ₄ (combustion du fioul dans le moteur du tracteur)	67%
		Emissions de CO ₂ (fabrication du matériel)	23%
		Emissions de CO ₂ (production de fioul)	10%
		Emissions évitées de N ₂ O (épandage d'ammonitrate)	88%
		Emissions évitées de CO ₂ (production de triple superphosphate)	12%
	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de P ₂ O ₅ (épandage des boues)	99%
		Emissions évitées de P ₂ O ₅ (épandage de triple superphosphate)	55%
		Emissions évitées de phosphate (production de triple superphosphate)	45%
	Toxicité humaine	Emissions de Ba, Mn, Zn et As (fabrication du matériel)	69%
		Emissions de Ba (production de fioul)	31%
Emissions évitées d'As et Mn (production de triple superphosphate)		100%	
Taux de capture de l'azote	Changement climatique	Emissions de N ₂ O (stockage et épandage des boues)	99%
		Emissions évitées de CO ₂ et N ₂ O (production d'ammonitrate)	62%
		Emissions évitées de N ₂ O (épandage d'ammonitrate)	38%
	Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (stockage et épandage des boues)	100%
		Emissions évitées de NH ₃ (épandage d'ammonitrate)	95%
		Emissions évitées de NH ₃ , NO _x , SO ₂ (production d'ammonitrate)	5%
	Radiations ionisantes	Emissions de ²²² Rn and ¹⁴ C (traitement des retours en tête (RT))	100%
		Emissions évitées de ²²² Rn et ¹⁴ C (production d'ammonitrate)	100%
Consommation de FeCl ₃	Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de phosphate (production de FeCl ₃)	100%
		Emissions évitées de phosphate (production d'ammonitrate)	100%
	Toxicité humaine	Emissions de Mn et Ba (production de FeCl ₃)	100%
		Emissions évitées d'AS, Mn et Se (production d'ammonitrate)	100%
	Radiations ionisantes	Emissions de ¹⁴ C and ²²² RN (production de FeCl ₃)	100%
		Emissions évitées de ¹⁴ C et ²²² Rn (production d'ammonitrate)	100%
Siccité de la boue	Changement climatique	Emissions de CO ₂ , N ₂ O, SF ₆ , CH ₄ (transport de la boue)	51%
		Emissions de N ₂ O (stockage et épandage des boues)	47%
		Emissions évitées de N ₂ O et CO ₂ (production d'ammonitrate)	62%
		Emissions évitées de N ₂ O (épandage d'ammonitrate)	38%
	Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (transport de la boue)	85%
		Emissions de NO _x et SO ₂ (stockage et épandage des boues)	15%
		Emissions évitées de NH ₃ (production d'ammonitrate)	95%
		Emissions évitées de NH ₃ , NO _x et SO ₂ (épandage d'ammonitrate)	5%

2.2.2.4. Conclusion - Discussion

Les résultats de l'ACV ont montré que les procédés d'épandage et de déshydratation, et dans une moindre mesure, de stockage et d'épaississement étaient responsables des principaux impacts sur le changement climatique, l'acidification terrestre, l'eutrophisation des eaux douces, la toxicité humaine et les radiations ionisantes. Les résultats de l'AS des performances des procédés ont permis d'identifier plus précisément les paramètres sensibles impliqués dans ces procédés. Le Tableau 16 reprend ces résultats en classant par ordre décroissant les paramètres identifiés comme les plus sensibles pour chacune des trois sous-catégories des paramètres étudiés suivant leur IS.

Tableau 16: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS sur les paramètres de performance des procédés par catégorie environnementale

Catégorie environnementale	Paramètres sensibles (dans l'ordre décroissant)	
Changement climatique	Taux de capture du phosphore (FP)	P ₂₇
	Taux d'abattement des MV (DA)	P ₂₂
	Taux de capture du phosphore (EG)	P ₁₅
	Taux de capture de l'azote (FP)	P ₂₆
	Taux de capture du phosphore (EC)	P ₁₉
	Taux de minéralisation de l'azote (DA)	P ₂₃
	Taux de capture de l'azote (EC)	P ₁₈
Acidification terrestre	Taux de capture de l'azote (FP)	P ₂₆
	Taux de minéralisation de l'azote (DA)	P ₂₃
	Taux de capture de l'azote (EC)	P ₁₈
	Taux de capture de l'azote (EG)	P ₁₄
Eutrophisation (Eaux douces)	Taux de capture du phosphore (FP)	P ₂₇
	Consommation de FeCl ₃	P ₁₇
	Taux de capture du phosphore (EG)	P ₁₅
	Taux d'abattement des MV (DA)	P ₂₂
	Taux de capture du phosphore (EC)	P ₁₉
Toxicité humaine	Consommation de FeCl ₃	P ₂₉
	Taux d'abattement des MV (DA)	P ₂₂
	Taux de capture du phosphore (FP)	P ₂₇
	Taux de capture du phosphore (EG)	P ₁₅
Radiations ionisantes	Taux d'abattement des MV (DA)	P ₂₂

Il est intéressant de noter que ce sont toujours les mêmes paramètres qui reviennent pour chacune des catégories environnementales étudiées. De plus, dans l'ensemble, l'origine de la sensibilité de ces paramètres est également quasi-toujours basée sur les mêmes variables.

Parmi celles-ci, on trouve des émissions directes, essentiellement issues de la digestion anaérobie, et plus précisément des fuites de biogaz (CH_4), pour P_{22} ; du stockage (N_2O , NH_3 , CH_4) et de l'épandage (N_2O , NH_3 , P_2O_5) pour P_{14} , P_{15} , P_{18} , P_{19} , P_{23} , P_{26} et P_{27} . On trouve également des émissions indirectes, issues du traitement des retours en tête de station, comme pour P_{22} ; de la production et de la combustion du fioul, comme pour P_{15} , P_{19} et P_{27} ; et de la production du matériel d'épandage et du FeCl_3 , pour P_{15} , P_{19} , P_{27} et P_{29} . De plus, les impacts évités permettent de manière générale de bien compenser le bilan environnemental de la filière de traitement des boues, et plus particulièrement ceux liés à la chaleur et l'électricité produites à partir du biogaz, comme pour P_{22} ; ou aux engrais chimiques, ainsi qu'aux émissions liées à leur production et leur épandage, comme c'est le cas pour P_{14} , P_{15} , P_{18} , P_{19} , P_{23} , P_{26} , P_{27} et P_{29} .

A la vue de ces résultats, il est surprenant de voir que les paramètres en rapport avec le phosphore sont beaucoup plus impactants que ceux en rapport avec l'azote. Cela peut être expliqué par le fait que, dans chaque scénario, P est l'élément limitant déterminant la quantité de boues à épandre au champ. Or ce volume de boue à épandre impacte directement les quantités de matériel et de fioul utilisées pour l'épandage, ainsi que les émissions qui y sont liées. La variation de la teneur en azote n'entraîne pas ce genre d'effets, ainsi, le poids des paramètres liés à l'azote est beaucoup moins important que celui des paramètres liés au phosphore.

Cette étude a permis d'identifier les paramètres sur lesquels des leviers d'action sont possibles afin de réduire le bilan environnemental global des filières de traitement des boues. Ainsi, plusieurs recommandations peuvent être effectuées afin d'atteindre cet objectif.

Par exemple, il a été vu que le traitement des retours en tête revenait souvent afin d'expliquer la sensibilité de certains paramètres. Il est donc intéressant de chercher à développer des procédés de traitement alternatifs pour ces retours en tête. En réalité, cette problématique est déjà étudiée, par exemple, par Joss et al. (2009) qui ont travaillé sur une méthode de traitement de l'azote contenu dans les retours en tête en combinant l'oxydation de l'ammonium en nitrite avec de l'oxygène (phase de nitrosation), avec l'oxydation de l'ammonium en conditions anaérobies grâce à des microorganismes spécifiques (JOSS et al., 2009).

De plus, il est également ressorti de la présente étude qu'augmenter le taux d'abattement des MV, et dans le même temps la production de biogaz, conduisait à la réduction des impacts sur le changement climatique, l'eutrophisation, la toxicité humaine et la présence de radiations ionisantes. Par conséquent, il serait favorable pour l'environnement de mettre en place des procédés permettant d'augmenter le volume de biogaz produit à partir de la DA. Sur cette problématique aussi, des recherches sont en cours et plusieurs options ont déjà été étudiées comme la co-digestion anaérobie de boues d'épuration avec des graisses issues de STEU (ALATRISTE-MONDRAGON et al., 2006 ; LI et al., 2015), ou l'utilisation de chaleur, que ce soit pour réaliser la DA dans des conditions thermophiles (ALATRISTE-MONDRAGON et al., 2006 ; KABOURIS et al., 2009 ; LI et al., 2015) ou pour traiter les boues avant leur digestion (HAUG et al., 1978 ; LI et al., 2015).

Finalement, il serait aussi intéressant de réduire la consommation de FeCl_3 tout en gardant, voire même en augmentant les performances de déshydratation et la siccité à la suite de ce traitement. En effet, d'un côté, réduire la consommation de FeCl_3 impacte de manière favorable plusieurs des catégories environnementales étudiées ici. D'un autre côté, augmenter la siccité en sortie de déshydratation, bien que cela ne soit un paramètre très sensible, permet quand même de réduire l'impact environnemental sur le changement climatique et l'acidification terrestre.

Ainsi, les scientifiques travaillent actuellement sur cette thématique et des procédés de substitution au conditionnement utilisé dans cette étude existent déjà et il est possible d'en distinguer plusieurs. Il y a d'abord les méthodes basées sur l'utilisation de réactifs, comme par exemple, l'application dans les boues d'acide et de surfactant, qui permettent d'améliorer leur déshydratabilité et leur décantabilité (CHEN et al., 2001). Il y a également des méthodes de conditionnement basées sur des traitements physiques. Dans cette catégorie, on trouve des prétraitements thermiques, qui permettent d'assainir les boues et d'améliorer leurs propriétés de déshydratation (BOUGRIER et al., 2006 ; HAUG et al., 1978). On y trouve également un procédé basé sur l'utilisation d'ultrasons. Ce dernier consiste en fait à appliquer des ultrasons à la boue, ce qui modifie sa structure (CHU et al., 2001) et améliore la séparation de phase liquide/solide (FENG et al., 2009 ; NA et al., 2007 ; RIERA-FRANCO DE SARABIA et al., 2000). Enfin, on trouve également des procédés alternatifs au conditionnement basé sur la combinaison de traitements chimiques et physiques. En effet, Zhang et Wan (2012) ont montré que l'utilisation simultanée des ultrasons et d'un mélange de chlorure ferrique et de polyacrylamide (PAM) permettaient de réduire de 40% l'utilisation de produits chimiques (par rapport à un conditionnement chimique uniquement), tout en conservant les mêmes performances de déshydratation (ZHANG et WAN, 2012). De plus, contrairement aux autres méthodes alternatives présentées, ce procédé est décrit comme une technique simple à mettre en place et non polluante, ce qui n'est pas négligeable lors de la réalisation de bilans environnementaux (ZHANG et Wan, 2012).

Enfin, pour ce qui est des autres paramètres identifiés comme sensibles, soit les taux de capture du P et du N et le taux de minéralisation de l'azote, il n'est malheureusement pas vraiment possible de réduire le bilan environnemental de la filière de traitement des boues par l'application de leviers d'action car ces paramètres sont difficilement contrôlables. Il a donc été décidé d'étudier en plus quelques paramètres facilement contrôlables afin de déterminer si leur variation pourrait avoir un impact significatif bénéfique pour le bilan environnemental de la filière. La partie suivante présente les résultats de l'AS pour ces paramètres-là.

2.2.3. Etude des paramètres multifactoriels

Dans cette partie, les différents scénarii considérés pour chacun des quatre paramètres multifactoriels étudiés correspondent à des cas concrets, dont les données ont été obtenues de manière expérimentale (BERTHAULT, 2015). Pour rappel, et afin de mieux comprendre les résultats (Figure 24), ces quatre paramètres sont l'épaisseur du gâteau en sortie de filtre presse (P_{31}), la pression du filtre presse (P_{32}), le temps de séjour hydraulique (TSH) de la DA (P_{33}) et le ratio BP/BS (P_{34}).

Grâce à la Figure 24, représentant les résultats ACV produits par le logiciel GaBi, il est possible de constater que la variation des paramètres du temps de séjour hydraulique (TSH) de la DA et du ratio BP/BS ont une influence importante sur le bilan environnemental global de la filière considérée dans cette étude.

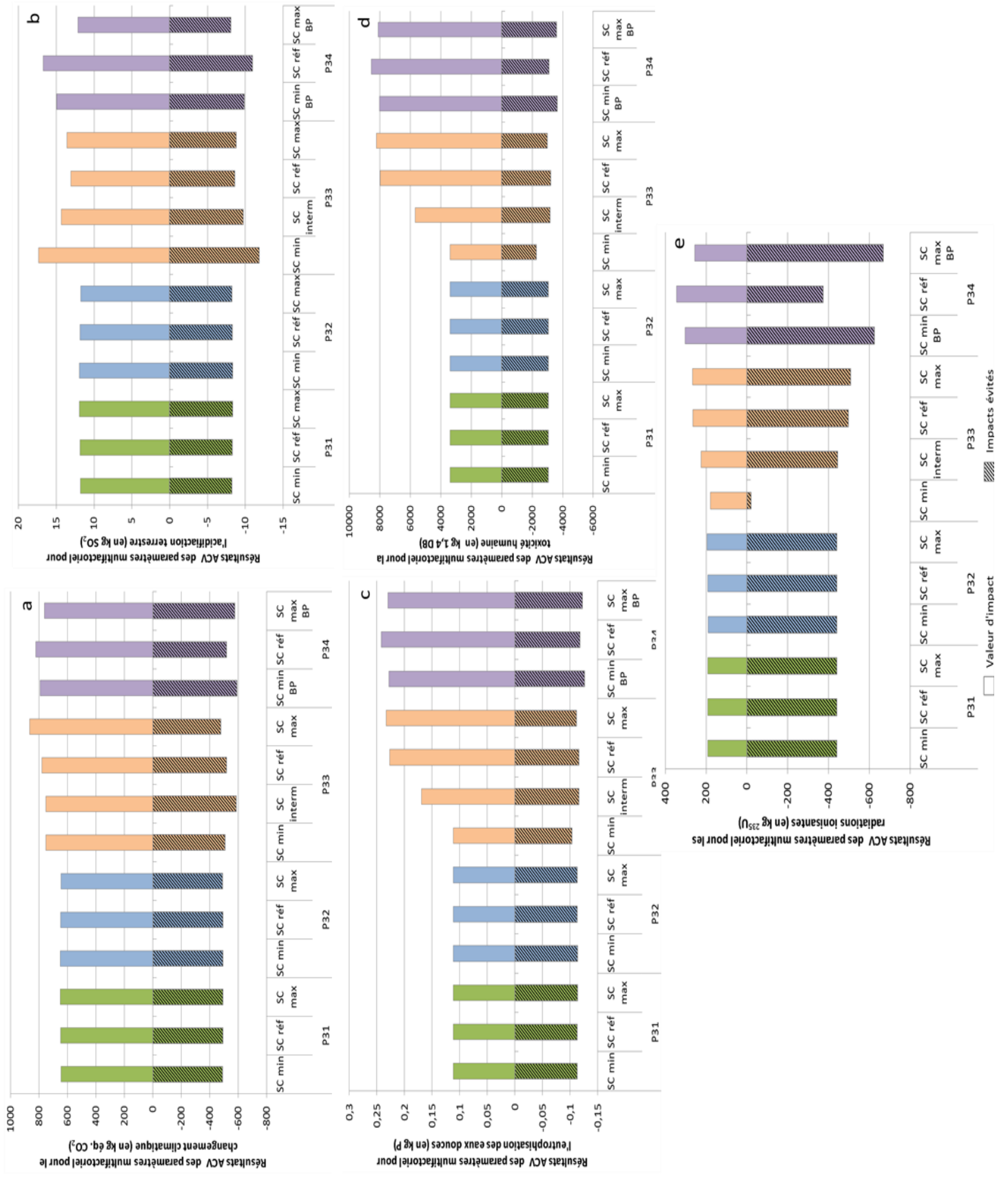


Figure 24: Valeurs d'impacts ACV obtenues après la variation des quatre paramètres multifactoriels considérés pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophisation des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (SC min et SC max correspondent aux résultats des scénarios où les valeurs des paramètres considérés sont minimum et maximum, SC interm représente un scénario intermédiaire et SC réf correspond au scénario dit de référence)

2.2.3.1. Temps de séjour hydraulique de la DA (P₃₃)

Avant de détailler les résultats, il est important de rappeler que la variation de ce paramètre impacte huit variables secondaires : le taux d'abattement des MV de la DA, le taux de minéralisation de l'azote de la DA, les consommations de chaleur et d'électricité alimentant le digesteur, l'infrastructure nécessaire à la DA, la siccité de la boue en sortie de filtre presse et les quantités de polymères et chlorure ferrique apportées pour conditionner les boues (Annexe 5).

Grâce à la Figure 24, il est tout d'abord possible de constater que l'impact global de la variation de ce paramètre (c'est à dire, la somme de ses impacts « positifs » et évités) sur le **changement climatique** et **l'acidification terrestre** sont relativement similaires. En effet, l'augmentation du TSH aboutit pour ces deux catégories environnementales à un effet maximal pour les scénarii min et max et des impacts moins importants pour les scénarii intermédiaires (Figure 24a et Figure 24b). Le TSH idéal pour ces catégories environnementales se situerait donc plus ou moins autour de la valeur de référence.

Ces résultats sont directement liés au choix de nos quatre scénarii. En effet, le scénario min correspond au cas où le TSH est nul ce qui signifie, qu'il n'y a pas de DA du tout. Les scénarii interm, réf et max correspondent aux cas où la DA est bien présente, avec un TSH augmentant de manière croissante.

Pour ces trois derniers scénarii, l'augmentation de ce paramètre se traduit sur le **changement climatique** par des augmentations des émissions de CH₄ et de CO₂ fossile. Les premières sont dues à l'augmentation du taux d'abattement des MV, directement lié à l'augmentation du TSH, ce qui provoque l'augmentation des quantités de biogaz produites et ainsi, l'augmentation des fuites de CH₄ dans l'atmosphère. Les émissions de CO₂ sont, elles, liées à la production de FeCl₃, utilisé en quantités importantes avant la déshydratation des boues pour leur conditionnement. En effet, lors de la DA, et plus particulièrement pendant les 10 premiers jours de digestion, la production de colloïdes est maximale, ce qui implique une forte augmentation des doses de FeCl₃ nécessaires afin de bien coaguler les particules solides présentes dans les boues. En parallèle de ces émissions supplémentaires, les scénarii « interm, réf et max » sont également caractérisés par une baisse des émissions de N₂O liées à l'épandage des boues. Effectivement, l'augmentation du TSH induit l'augmentation de la production de biogaz, et donc, une baisse de la teneur azotée des boues puisque le biogaz est en partie composé de N₂. De plus, la variation de ce paramètre implique également une augmentation du taux de minéralisation de l'azote, se traduisant par l'augmentation de la quantité de NH₄⁺ dans la boue. Or, suivant l'hypothèse de répartition de l'azote et du phosphore entre la boue et les retours en têtes lors des étapes d'épaississement et de déshydratation (cf. 1.1.1.4.2.a de la partie 2), l'augmentation du NH₄⁺ dans les boues implique son augmentation dans les retours en tête et donc une baisse de la teneur azotée totale des boues après la séparation de phase. Ainsi, finalement, l'augmentation du TSH implique la baisse de la quantité d'azote contenue dans la boue. Les émissions de N₂O liées à l'épandage étant directement associées avec la teneur en azote des boues, lorsque celle-ci diminue, les émissions de N₂O diminuent également. La Figure 24a montre cependant que cette baisse des émissions de N₂O ne permet pas de compenser les augmentations des autres gaz à effet de serre.

Ces trois scénarii sont également caractérisés par des impacts évités. Ceux-ci sont d'abord liés à la production de biogaz, qui permet de produire de l'électricité et de la chaleur.

Leur utilisation pour alimenter le digesteur ou leur exportation sur le marché national permettent de ne pas consommer de l'énergie provenant d'une source extérieure qui est alors considérée comme un produit évité, au même titre que les émissions dégagées lors de sa production, comme le CO₂. De plus, les boues épandues contiennent une certaine quantité d'azote et, de ce fait, elles permettent d'éviter d'apporter une certaine quantité équivalente d'ammonitrate, dont la production est un procédé émetteur de GES tels que le N₂O et le CO₂. Enfin, l'épandage d'ammonitrate est normalement caractérisé, entre autres, par des émissions post-épandage de N₂O. Le non apport de ce fertilisant est donc également caractérisé par des émissions évitées de N₂O. La figure 24a montre que les impacts évités diminuent à mesure que le TSH augmente, ce qui implique que la baisse des émissions évitées liées au non apport d'ammonitrate et de sa production sont plus importantes que l'augmentation des émissions de CO₂ évitées liées à l'électricité et la chaleur produites lors de la DA.

Les résultats du scénario min sont particuliers et ne peuvent pas être traités avec ceux des trois autres scénarii car le cas « min » correspond au scénario où il n'y a aucune digestion. Cela va d'abord se traduire par des émissions de N₂O liées à l'épandage des boues plus importantes que dans les autres scénarii, puisque la teneur en azote sera plus importante. En effet, s'il n'y a pas de DA, il n'y a pas non plus d'abattement des MV et de minéralisation de l'azote réduisant sa teneur dans la boue. Cependant, ce scénario sans DA est en contrepartie caractérisé par les émissions de CH₄ nulles puisqu'il n'y a pas de production de biogaz, et donc, pas non plus de fuites de biogaz ; et par des émissions de CO₂ fossiles réduites car la production de colloïdes étant moins importante sans DA, il faut donc moins de FeCl₃ pour coaguler les matières en suspension.

Pour ce qui est des impacts évités liés à ce scénario, du fait de la plus grande teneur en azote contenue dans la boue par rapport à celle des autres scénarii, il y aura également davantage d'émissions évitées de CO₂ et de N₂O respectivement liées à la production d'ammonitrate et à son non-épandage. Cependant, la production de biogaz étant nulle dans ce scénario, il n'y a aucune émission évitée liée à la production d'énergie issue du biogaz, ce qui contrebalance le bénéfice issu des émissions évitées précédentes.

En ce qui concerne les impacts de ces quatre scénarii sur l'évolution de **l'acidification terrestre**, ce sont en fait les mêmes mécanismes que ceux affectant le changement climatique qui interviennent. En effet, la DA, et plus particulièrement, la production de biogaz va induire des émissions de NO_x lors de la valorisation de ce produit par cogénération. Des NO_x, et dans une plus grande mesure, du SO₂ sont également rejetés lors de la production du FeCl₃ et vont beaucoup affecter cet impact environnemental. Enfin, lors de l'épandage des boues, des émissions de NH₃ peuvent également être relevées.

Pour ce qui est des impacts évités liés à cette catégorie environnementale, ce sont également les mêmes mécanismes que pour le changement climatique. En effet, d'une part, la production de biogaz lors de la DA implique des émissions évitées de SO₂, liées à la production d'énergie externe suivant le mix français. En parallèle, la production d'ammonitrate est une source de NO_x, NH₃ et SO₂ ; et son épandage est lui aussi caractérisé par des émissions évitées de NH₃ permettant d'alléger de manière plus ou moins importante de bilan environnemental des scénarii considérés.

Les impacts relevés pour **l'eutrophisation des eaux douces** et la **toxicité humaine** sont également très similaires et dans ces deux cas, les scénarii optimum semblent être ceux où le TSH de la DA est le moins important.

Pour ces deux catégories environnementales, ce sont en fait les mêmes mécanismes qui interviennent. En effet, l'augmentation du TSH de la DA implique l'augmentation de la consommation de FeCl_3 nécessaire au conditionnement des boues, comme nous l'avons vu précédemment pour le changement climatique. Or le procédé de fabrication de ce réactif est, en plus d'être une source d'éléments acidifiants et de GES, responsable de l'émission de phosphates et de métaux lourds (Mn et Ba) affectant respectivement l'eutrophisation et la toxicité humaine.

Ces impacts supplémentaires sont cependant contrebalancés par la présence d'émissions évitées de phosphate et de métaux lourds (Se, Mn, As), dues à la non-utilisation d'électricité d'origine externe et d'ammonitrate.

Enfin, en ce qui concerne la présence de **radiations ionisantes** dans l'environnement, l'augmentation du TSH entraîne l'augmentation de la consommation de FeCl_3 pour le conditionnement des boues, comme cela a déjà été vu, et provoque ainsi la surémission de ^{14}C et ^{222}Rn liée à la production de ce réactif. De plus, la variation de ce paramètre entraîne également une surconsommation d'électricité pour traiter les retours en tête issus de la déshydratation. En effet, nous avons vu dans la partie changement climatique que l'augmentation du TSH de la DA était associé à l'élévation du taux de minéralisation de l'azote, ce qui impliquait davantage de NH_4^+ dans les boues et dans les retours en têtes du fait de l'hypothèse de répartition du N et du P lors des procédés d'épaississement et de déshydratation. De plus, l'augmentation du TSH induit également une hausse des quantités de polymères et FeCl_3 nécessaires au conditionnement des boues. Or, toujours suivant cette hypothèse de répartition, cette hausse induit aussi l'augmentation de la teneur en azote des retours en tête. Cependant, en parallèle, comme cela a déjà été expliqué précédemment, cette variation du TSH permet d'augmenter la production de biogaz par l'intermédiaire du taux d'abattement des MV, ce qui revient à réduire la teneur en azote de la boue digérée, qui se transmet ensuite aux retours en tête. Enfin, cette variation du TSH implique également que la siccité en sortie du filtre presse diminue. Or toujours selon l'hypothèse vue plus tôt, si la siccité baisse, la teneur en azote des retours en tête diminue également. Ainsi, au final, l'augmentation du TSH de la DA induit, d'une part une hausse de la teneur en azote des retours en tête (liée au taux de minéralisation et aux consommations de polymères et FeCl_3) et d'autre part, une baisse de cette teneur (liée au taux d'abattement des MV et à la siccité). D'après les résultats obtenus avec GaBi, de manière globale, la teneur azotée des retours en tête augmente avec le TSH. Ainsi, ce surplus d'azote dans les retours en tête nécessite une consommation plus importante d'électricité qui implique davantage d'émissions de ^{14}C et ^{222}Rn issues de sa production, principalement d'origine nucléaire.

En contrepartie, comme cela a aussi déjà été relevé, l'augmentation de TSH induit une production de biogaz plus importante qui permet d'augmenter la quantité d'électricité dont la consommation a été évitée, ainsi que ses émissions de ^{14}C et ^{222}Rn .

Le tableau 17 reprend les principaux résultats vus précédemment pour chacune des cinq catégories environnementales étudiées ici.

Tableau 17: Effets de la variation du TSH de la DA sur les cinq catégories environnementales considérées

Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution	Paramètres secondaires impliqués
Changement climatique	Emissions de CO ₂ (fabrication du FeCl ₃)	42%	Consommation de FeCl ₃
	Emissions de N ₂ O (épandage des boues)	37 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions de CH ₄ (Fuites DA)	10 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de CO ₂ (substitution énergétique (biogaz))	54 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de N ₂ O (épandage d'ammonitrate)	27 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions évitées de N ₂ O et CO ₂ (production d'ammonitrate)	19 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (épandage des boues)	80 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions de NOx (Cogénération DA)	10 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions de NOx et SO ₂ (production du FeCl ₃)	8 %	Consommation de FeCl ₃
	Emissions évitées de NH ₃ (épandage d'ammonitrate)	89 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions évitées de SO ₂ (substitution énergétique (biogaz))	6 %	Taux d'abattement des MV
Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions évitées de NOx, NH ₃ et SO ₂ (production d'ammonitrate)	4 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions de phosphate (production du FeCl ₃)	99 %	Consommation de FeCl ₃
	Emissions évitées de phosphate (substitution énergétique (biogaz))	71 %	Taux d'abattement des MV
Toxicité humaine	Emissions évitées de phosphate (production d'ammonitrate)	12 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions de Mn, Ba (production du FeCl ₃)	99 %	Consommation de FeCl ₃
	Emissions évitées de Mn, As et Se (substitution énergétique (biogaz))	85 %	Taux d'abattement des MV
Radiations ionisantes	Emissions évitées de Mn, As, Se (production d'ammonitrate)	15 %	Taux d'abattement des MV Taux de minéralisation du N
	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (production du FeCl ₃)	84 %	Consommation de FeCl ₃ Siccité Taux d'abattement des MV
	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (traitement des RT)	15 %	Taux de minéralisation du N Consommation de polymère et de FeCl ₃
	Emissions évitées de mN, As et Se (substitution énergétique (biogaz))	100 %	Taux d'abattement des MV

2.2.3.2. Ratio BP/BS (P₃₄)

La variation de ce paramètre impacte deux variables secondaires importantes : le taux d'abattement des MV de la DA et la siccité de la boue en sortie de filtre presse (Annexe 5). Grâce à la Figure 24, il est possible de voir que, de manière globale, l'impact de la variation de ce paramètre pour chacune des cinq catégories environnementales étudiées est relativement semblable. En effet, pour chaque impact, le ratio BP/BS optimal semble contenir davantage de boues primaires que de boues secondaires.

Dans le cas du **changement climatique**, l'augmentation du ratio BP/BS, c'est-à-dire, l'augmentation de la quantité de boues primaires par rapport aux boues secondaires, entraîne tout d'abord l'accroissement des émissions de N₂O et CH₄ liées à l'épaississement gravitaire des boues primaires puisque la quantité de boue à traiter augmente. En parallèle, la variation de ce paramètre en faveur des BP induit une baisse des quantités de MV et de N dans les boues mixtes car la boue secondaire est plus riche en MV et N que la boue primaire. Ainsi, du fait de cette réduction des MV, le volume de biogaz produit va décroître, au même titre que les émissions de CH₄ liées aux fuites de biogaz. De plus, grâce à la baisse de la teneur azotée des boues, les émissions de N₂O produites lors du stockage et de l'épandage vont également baisser.

En ce qui concerne **l'acidification terrestre**, la réduction de la teneur en azote de la boue mixte, induite par l'augmentation du ratio BP/BS et donc par l'augmentation du taux d'abattement des MV, explique que le scénario « max BP » soit le plus favorable au niveau environnemental. En effet, comme pour le changement climatique, cette variation se traduit entre autres par la réduction des émissions de NO_x et de NH₃ issues de la cogénération du biogaz et du stockage et épandage des boues.

En contrepartie, pour ces deux indicateurs environnementaux, il est possible de comptabiliser plusieurs types d'impacts évités. Parmi ceux-là, les plus importants restent l'utilisation évitée de chaleur et d'électricité provenant d'une source extérieure dont les procédés de fabrication sont des sources de CO₂ fossiles. De plus, le non épandage d'ammonitrate, source d'émission de N₂O et NH₃, intervient également ici et permet d'alléger le bilan environnemental de la filière de traitement et de valorisation des boues considérée.

L'impact d'**eutrophisation** est, quant à lui, majoritairement dû aux consommations de FeCl₃. En effet, avec la variation des quantités de BP et BS entrantes dans la filière de traitement, la quantité de phosphore contenue dans les boues primaires et secondaires va varier, et par conséquent, les quantités contenues dans les retours en tête issus de ces deux épaississements vont varier aussi, tout comme les quantités de FeCl₃ nécessaires au traitement du phosphore. Or la production de ce réactif rejette des émissions de phosphate, participant au phénomène d'eutrophisation.

En compensation, la non-utilisation d'électricité et de chaleur liée à la valorisation du biogaz en énergie permet une fois de plus d'éviter des émissions, de phosphate dans ce cas-ci, associées à la production extérieure de ces produits énergétiques. De plus, la consommation évitée d'ammonitrate et de triple superphosphate permet ici d'éviter des émissions de phosphates supplémentaires liées à la production de ces deux fertilisants. Enfin, le non-épandage de triple superphosphate permet également d'éviter le rejet d'émissions de P₂O₅.

L'indicateur environnemental **toxicité humaine** est, comme l'eutrophisation, majoritairement impacté par les consommations de FeCl_3 nécessaires afin de traiter les retours en tête issus des procédés d'épaississement. Dans ce cas-ci, ce ne sont pas les émissions de phosphate caractéristiques de la fabrication de ce réactif qui sont mises en cause mais les émissions de manganèse, de sélénium et de baryum. De plus, pour cet impact environnemental, la consommation d'électricité pour alimenter la centrifugeuse utilisée pour épaisir les boues secondaires, bien qu'elle diminue avec l'augmentation du ratio BP/BS, reste responsable d'une part non négligeable de l'impact total de la filière sur la toxicité humaine. Celle-ci est en effet une source importante d'émissions de sélénium, manganèse et arsenic.

Les impacts évités sont, une fois de plus, liés à la production d'électricité évitée et aux émissions de métaux lourds qui y sont associées, et à la non-utilisation d'ammonitrate et de triple superphosphate qui permettent ainsi d'éviter le rejet d'arsenic, de manganèse et de sélénium dans l'environnement.

Enfin, pour ce qui est de la présence de **radiations ionisantes** dans l'environnement, elles sont dues à l'utilisation d'électricité et de FeCl_3 , dont la production nécessite de l'électricité. En effet, tout d'abord, l'augmentation du ratio BP/BS entraîne la baisse de la quantité de BS à traiter et donc réduit la quantité d'électricité nécessaire à l'épaississement de cette boue et au traitement des retours en tête issus de cette phase. L'augmentation de ce paramètre implique également une augmentation de la quantité de boue primaire à épaisir et donc induit une augmentation des quantités d'électricité et de FeCl_3 pour traiter les retours en tête obtenus lors de ce traitement. Enfin, en augmentant ce paramètre, la teneur azotée de la boue mixte va globalement baisser, d'où une réduction de la consommation d'électricité pour traiter les retours en tête issus de la déshydratation de la boue.

En contrepartie, la quasi-totalité des impacts évités sont ici liés à la consommation d'électricité évitée grâce à la production d'énergie à partir du biogaz de la DA.

Il est intéressant de remarquer que pour chacune des catégories environnementales étudiées, lorsque que l'on ne considère que les impacts positifs, le scénario de référence est toujours le moins favorable pour l'environnement, les réductions d'émissions ayant lieu pour les scénarios min BP et max BP étant plus importantes que les émissions additionnelles. Cependant, avec la prise en compte des impacts évités, c'est le scénario min BP qui devient pour l'ensemble des indicateurs environnementaux étudiés le scénario le plus défavorable. Ceci montre bien, une fois de plus, l'importance des impacts évités.

Le tableau 18 reprend les principaux résultats issus de cette analyse pour chacune des cinq catégories environnementales étudiées ici.

Tableau 18: Effets de la variation du ratio BP/BS sur les cinq catégories environnementales considérées

Cat. Env.	Origine de la sensibilité	% de contribution	Paramètres secondaires impliqués
Changement climatique	Emissions de N ₂ O (épandage des boues)	32 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions de N ₂ O et CH ₄ (Épaississement gravitaire (EG))	21 %	-
	Emissions de N ₂ O (stockage)	15 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions de CH ₄ (Fuites DA)	15 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de CO ₂ (substitution énergétique (biogaz))	80 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de N ₂ O (épandage d'ammonitrate)	10 %	Taux d'abattement des MV
Acidification terrestre	Emissions de NH ₃ (stockage et épandage des boues)	83 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions de NOx (Cogénération DA)	10 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de NH ₃ (épandage d'ammonitrate)	82 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de SO ₂ (substitution énergétique (biogaz))	12 %	Taux d'abattement des MV
Eutrophisation (Eaux douces)	Emissions de phosphate (traitement des RT)	86 %	-
	Emissions évitées de phosphates (substitution énergétique (biogaz))	76 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de P ₂ O ₅ (épandage de triple superphosphate)	9 %	-
	Emissions évitées de phosphate (production de triple superphosphate)	7 %	-
	Emissions évitées de phosphate (production ammonitrate)	7 %	Taux d'abattement des MV
Toxicité humaine	Emissions de Mn, As, Se (traitement des RT)	84 %	-
	Emissions de de Mn, As et Se (consommation électrique centrifugeuse)	8 %	-
	Emissions évitées de Mn, As et Se (substitution énergétique (biogaz))	82 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de Mn, As et Se (production d'ammonitrate)	9 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de Mn, As et Se (production de triple superphosphate)	4 %	-
Radiations ionisantes	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (consommation électrique centrifugeuse)	56 %	-
	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (traitement des RT (EG EC))	17 %	-
	Emissions de ¹⁴ C et ²²² Rn (traitement des RT (FP))	7 %	Taux d'abattement des MV
	Emissions évitées de ¹⁴ C et ²²² Rn (substitution énergétique (biogaz))	99 %	Taux d'abattement des MV

2.2.3.3. Épaisseur du gâteau (P₃₁) et pression du filtre presse (P₃₂)

La Figure 24 montre que la variation de ces deux paramètres n'entraîne quasiment aucun changement sur le bilan environnemental global de la filière de traitement et de valorisation des boues, et cela pour l'ensemble des cinq impacts étudiés.

Cela peut signifier que ces paramètres n'ont vraiment aucune influence sur les résultats ACV, ou que les plages de variation utilisées dans l'AS, et fournies par les fabricants de filtre presse, ne sont pas suffisamment importantes pour que leurs effets soit visibles sur les sorties de l'ACV. Pour vérifier cette dernière hypothèse, il faudrait refaire une AS en élargissant les plages de variation de ces deux paramètres de manière à voir comment évoluent les résultats. Cependant, les domaines de variation fournis par les constructeurs couvrent normalement l'ensemble des valeurs possibles de ces paramètres, il est donc possible de conclure que ce n'est pas par l'intermédiaire de ces variables que le bilan environnemental de la filière de traitement pourra être réduit.

2.2.3.4. Conclusion - Discussion

Les résultats de l'AS ont permis de déterminer l'impact de la variation de quatre paramètres multifactoriels, choisis à l'origine car leur variation nous offrait la possibilité de pouvoir influencer le bilan environnemental de la filière de traitement des boues. En effet, que ce soit l'épaisseur du gâteau ou la pression exercée par le FP, le TSH de la DA ou encore le ratio BP/BS, tous ces paramètres correspondent à des paramètres clés de dimensionnement d'une filière « boues », il a donc été décidé d'étudier leur impact. Le Tableau 19 résume les résultats issus de cette analyse en reprenant les paramètres multifactoriels identifiés comme sensibles, et leurs variables secondaires sous-jacentes, pour chaque catégorie environnementale étudiée. Dans ce cas-ci, les paramètres multifactoriels ne peuvent pas être classés suivant leur sensibilité car aucun IS n'a pu être calculé pour ces paramètres, ceux-ci dépendant de plus d'une variable secondaire.

Tableau 19: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS des paramètres multifactoriels par catégorie environnementale

Paramètres sensibles	Catégorie environnementale	Variables secondaires sous-jacentes	
Temps de Séjour Hydraulique de la DA P ₃₃	Changement climatique	Taux d'abattement des MV	P ₂₂
	Acidification terrestre	Taux de minéralisation de l'azote	P ₂₃
	Eutrophisation	Consommation de FeCl ₃	P ₂₉
	Toxicité humaine		
Ratio BP/BS P ₃₄	Radiations ionisantes	Taux d'abattement des MV	P ₂₂
		Taux de minéralisation de l'azote	P ₂₃
	Acidification terrestre	Siccité sortie FP	P ₂₅
		Consommation de FeCl ₃	P ₂₉
Eutrophisation	Consommation de polymères	P ₃₀	
	Toxicité humaine		

Comme cela a été vu lors de l'analyse des résultats, seuls les paramètres du TSH de la DA et du ratio BP/BS ont un effet significatif sur l'impact global de la filière de traitement. Il est intéressant de noter que, pour ces deux paramètres ce sont globalement toujours les mêmes variables secondaires qui reviennent pour chacune des catégories environnementales étudiées.

De plus, dans l'ensemble, l'origine de la sensibilité de ces variables secondaires est également quasi-toujours basée sur les mêmes variables, comme cela a également été vu lors de l'analyse des résultats de l'AS sur les paramètres de performances des procédés. Les propositions réalisées dans la partie précédente (cf. 2.2.2.4.) sont également applicable ici afin de réduire le bilan environnemental des filières de traitement des boues.

En effet, pour P_{33} , on trouve des émissions directes, essentiellement issues de la digestion anaérobie, et plus précisément des fuites (CH_4) et de la cogénération du biogaz (NO_x); du stockage (N_2O et NH_3) et de l'épandage (N_2O et NH_3). On trouve également des émissions indirectes, issues du traitement des retours en tête de station et de la production du $FeCl_3$. De plus, ici également, les impacts évités permettent de compenser le bilan environnemental de la filière de traitement des boues, et plus particulièrement ceux liés à la chaleur et l'électricité produites à partir du biogaz et ceux liées à la production et à l'épandage d'engrais.

Pour ce qui est de P_{34} , on retrouve les mêmes sous-groupes de variables explicatives : des émissions directes liées à l'épaississement gravitaire (N_2O et CH_4), la DA (CH_4 , NO_x), le stockage et l'épandage (NH_3 et N_2O). Les émissions indirectes mises en cause ici sont issues du traitement des retours en tête et de la consommation d'électricité nécessaire au fonctionnement des équipements. Enfin, pour compenser, les produits évités liés à la production de chaleur et d'électricité issue du biogaz et les émissions évitées liées à la production et à l'épandage des engrais sont également prises en compte.

Concernant le paramètre P_{34} , il est intéressant de remarquer que sa variation permet, en elle-même, d'expliquer en grande partie les résultats ACV des trois scénarios considérés, comme cela a été démontré durant l'analyse détaillée de ce paramètre. En effet, la variation du ratio BP/BS revient à modifier les compositions des boues considérées dans la filière de traitement. Or, lors de l'analyse des résultats de l'AS sur les paramètres de composition de boue, les teneurs en N, P et C ont été identifiées comme des paramètres impactant de manière significative le bilan environnemental de la filière de traitement des boues.

Les résultats issus de cette analyse permettent donc de corroborer les conclusions faites lors de l'étude des paramètres de composition de boue. De plus, ils permettent également de renforcer les résultats issus de l'AS sur les paramètres de performances des procédés. En effet, parmi les variables secondaires associées aux paramètres du TSH de la DA et du ratio BP/BS, celles qui sont ressorties par rapport aux autres sont exactement les variables identifiées comme étant sensible, soit le taux d'abattement des MV et le taux de minéralisation de l'azote de la DA, la consommation de $FeCl_3$ du FP. La siccité en sortie de déshydratation FP, qui apparaît pourtant comme une variable secondaire pour les deux paramètres considérés (P_{33} et P_{34}), n'intervient finalement qu'une seule fois dans les mécanismes expliquant les liens entre paramètre et impact environnemental. Cela consolide le fait que la siccité ait été considérée comme un paramètre relativement peu sensible dans l'AS des performances des procédés.

De plus, comme pour les autres AS, les résultats obtenus sont totalement dépendants des hypothèses et des choix méthodologiques réalisés lors de l'élaboration du scénario de traitement des boues.

Au final, cette dernière analyse a permis d'identifier deux paramètres qui pourraient s'avérer utiles afin de réduire le bilan environnemental des filières boue. Ainsi, le temps de séjour optimal pour la DA semble être compris entre 20 et 30 jours et le ratio BP/BS idéal contient une majorité de BP.

PARTIE 3 : LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'ETUDE

Dans cette partie du rapport, nous reviendrons tout d'abord sur l'étude et les principaux choix méthodologiques effectués afin d'identifier les points positifs de la méthodologie et les éléments à modifier pour améliorer cette dernière. Nous verrons ensuite les grandes limites de l'étude, indépendamment de la méthodologie appliquée ici. Enfin, dans un second temps, les suites de cette étude, au sein d'Irstea et à l'extérieur, seront rapidement présentées.

1. Retour sur les hypothèses et les choix méthodologiques réalisés

Tout au long de cette analyse, un grand nombre de choix et d'hypothèses ont été réalisés. Tous ne pourront pas être discutés ici mais voici les plus importants.

1.1. Le choix de la filière boue étudiée

Notre étude ne s'est focalisée que sur la filière boue d'une station d'épuration et ce pour plusieurs raisons : la difficulté de trouver des données sur les performances des procédés de traitement des eaux et sur les données d'inventaire correspondantes et la nécessité de pouvoir comparer les résultats avec les autres études menées par Irstea sur la filière boue d'une station.

Les impacts de la filière « eau » sur la filière « boue » ont toutefois été indirectement pris en compte par l'analyse de sensibilité sur la variation de la composition de la boue en entrée de filière « boue », symptomatique d'une possible modification des performances de la filière « eau ». De même, les impacts de la filière « boue » sur la filière « eau » ont également été pris en compte de manière indirecte par la prise en compte du traitement des retours en tête.

Le choix de la filière « boue » a été principalement conditionné par les données dont disposaient les chercheurs de l'équipe. Ainsi, le choix de la voie de valorisation, l'épandage, s'est justifiée car il s'agit d'une part de la voie privilégiée pour la valorisation des boues d'épuration en France (70% contre 18% pour l'incinération et 12% pour la mise en décharge) et d'autre part car cette voie de valorisation et ses impacts sur l'environnement ont été précédemment étudié par les chercheurs de l'équipe au travers de différents projets de recherche. Les données pour réaliser l'ACV d'une filière « boue » valorisée par épandage étaient donc plus facilement disponibles que des données concernant les autres voies de valorisation.

Le choix d'une filière associant les procédés « DA + déshydratation filtre presse » a été faite car les données sont issues des résultats d'une thèse conduite sur le site et portant sur la déshydratation des boues issues de la digestion anaérobie (TOSONI, 2015). Comme pour l'épandage, la disponibilité des données a été un facteur prépondérant dans le choix du scénario modélisé pour notre étude. Cependant, il aurait également été intéressant d'étudier l'association de procédés « DA + déshydratation centrifuge » à la place de celle considérée dans l'étude, car à la suite d'une DA, il est plus fréquent de trouver une déshydratation centrifuge qu'un filtre presse.

1.2. L'Analyse du Cycle de Vie

Les choix méthodologiques réalisés lors de cette première analyse ont également conditionné les résultats obtenus. En effet, le choix du périmètre d'étude considéré a par exemple mené à l'exclusion de certaines étapes du cycle de vie telles que les infrastructures nécessaires au traitement des retours en tête de station. En effet, il a été supposé à dire d'expert, sur la base des retours d'expérience sur la réalisation d'ACV de différentes filières « boues », que ces infrastructures n'allaient pas influencer le bilan environnemental.

Les hypothèses réalisées lors de la première étape de l'ACV ont également très fortement influencé les résultats obtenus, à la fois pour l'ACV et pour l'AS. Parmi elles, nous allons nous intéresser aux hypothèses de transport des boues, des modalités de calcul de la quantité de boue épandue et des engrais minéraux substitués.

Concernant la première hypothèse, il apparaît que le transport des boues de la STEU jusqu'au lieu de stockage n'apparaît quasiment jamais dans l'AS. Celui-ci n'est donc pas considéré comme un paramètre influençant le bilan environnemental, alors que le transport des boues du lieu de stockage jusqu'au lieu d'épandage revient, lui, plusieurs fois dans l'AS. Ce résultat peut s'expliquer, au moins en partie, par les hypothèses qui ont été effectuées à propos des distances à parcourir (35 km) et du moyen de transport utilisé (camion 16t) pour amener les boues jusqu'à leur lieu de stockage.

La seconde hypothèse porte sur le calcul de la dose de boue, basée sur l'identification du facteur limitant. Ce paramètre apparaît effectivement régulièrement dans les résultats afin d'expliquer l'impact des paramètres liés au phosphore sur le bilan environnemental. Or, l'identification de ce facteur limitant est totalement dépendante des hypothèses réalisées sur le choix de la rotation, de la culture avant épandage et du sol car elles affectent toutes les quantités de N, P et K présentes dans le sol et donc disponibles pour la plante. Il est certain que les résultats auraient été différents si d'autres hypothèses avaient été considérées comme par exemple une autre rotation, une autre culture réceptrice ou une autre condition pédoclimatique.

Les hypothèses réalisées dans le cadre des substitutions sont également très importantes car, comme les résultats l'ont montré, les produits évités ont un impact non négligeable sur le bilan environnemental de la filière. Or, si les apports en N, P et K réalisés lors de l'épandage des boues avaient, par exemple, été substitués à d'autres engrais que ceux sélectionnés pour cette étude (soit l'ammonitrate, le triple superphosphate et le chlorure de potassium), les résultats auraient sûrement été différents.

Il y a beaucoup d'autres hypothèses dont dépendent entièrement l'ensemble des résultats obtenus. Au final, tout cela montre bien l'importance du choix de ces hypothèses lors de ce type d'analyse et l'importance de l'interprétation des résultats de l'ACV au regard des hypothèses réalisées.

Les résultats sont également totalement dépendants de la modélisation réalisée avec GaBi. En effet, si des erreurs subsistent dans la modélisation, les impacts environnementaux calculés avec le logiciel en seront obligatoirement affectés.

Enfin, lors de la réalisation de l'ACV, nous avons choisi d'utiliser la méthode de caractérisation ReCiPe car celle-ci est relativement récente puisqu'elle date de 2008.

C'est également une méthode qui permet de modéliser les impacts environnementaux au niveau mid-point et fournit ainsi des résultats facilement interprétables car ils ne sont pas trop agrégés (contrairement aux résultats end-point). Avec du recul, cette méthode de caractérisation s'est révélée être satisfaisante, excepté pour l'impact « eutrophisation ». La prise en compte de cette catégorie environnementale est basée sur la séparation des impacts dus aux substances azotées (qui correspondent à l'eutrophisation marine) de ceux liés aux éléments phosphorés (qui correspondent à l'eutrophisation des eaux douces), alors que ce phénomène environnemental est causé par l'association de ces deux nutriments.

1.3. L'analyse de sensibilité

Dans l'AS locale, nous avons choisi d'étudier les procédés de traitement mais pas la valorisation de la boue. La variation des paramètres de l'épandage devaient être étudiés via une AS globale. Or, ce projet n'a pas pu être mené à bout par manque de temps, ce dernier type d'analyse étant particulièrement long à réaliser.

Dans l'AS locale, nous avons choisi de faire varier nos paramètres suivant des plages de variation réelles alors que les paramètres de composition de la boue variaient de plus et moins 20%. Ainsi, pour pouvoir bien mettre en parallèle les résultats issus de l'AS de la composition de la boue et des performances des procédés, il aurait certainement fallu faire varier tous les paramètres de plus et moins 20%.

Enfin, lors de cette analyse, il a également été décidé de ne pas considérer l'ensemble des interactions existantes entre paramètres, alors que ces liens sont bien présents. Ce choix méthodologique a certainement pu fausser les résultats finaux, bien qu'il soit difficile de savoir dans quelle mesure les résultats en ont été affectés.

De manière globale, les hypothèses et les choix méthodologiques réalisés semblent plutôt satisfaisants, bien que certains d'entre eux auraient pu être différents afin d'améliorer la méthodologie et les résultats de cette étude. Voyons maintenant les limites rencontrées lors de cette étude qui ne sont pas liées aux hypothèses et choix méthodologiques faits dans le cadre de l'ACV ou de l'AS.

2. Les limites de l'étude

La principale limite rencontrée lors de la réalisation de cette étude a été la difficulté de trouver des données dans la littérature. En effet, mis à part quelques procédés de traitement particulièrement étudiés (comme la digestion anaérobie, le chaulage, etc.), les données d'inventaire des procédés de traitement et de valorisation des boues sont globalement peu disponibles dans la littérature scientifique (notamment concernant les retours en tête). De plus, lorsque pour une même information plusieurs sources sont disponibles, il n'est pas rare de rencontrer différentes données suivant la source. Ainsi, la réalisation d'hypothèses est inévitable.

Le même problème a été rencontré lors de la réalisation de l'AS sur les paramètres multifactoriels. En effet, la variation de ces paramètres engendre la modification d'autres variables, dites secondaires. Or, il existe un réel manque d'informations sur les ordres de grandeur de variation de ces paramètres secondaires lors de la modification de la variable étudiée.

Ainsi, des cas concrets ont obligatoirement dû être utilisés afin de savoir dans quelle mesure variaient ces variables secondaires.

Enfin, ce manque d'informations s'est également fait sentir lors que nous avons cherché à comparer nos résultats avec ceux présents dans la littérature puisque nous n'avons trouvé que très peu d'études avec lesquelles comparer nos conclusions.

La seconde grande limite de cette étude concerne l'ACV. En effet, l'utilisation de cet outil d'évaluation environnementale reste limitée pour les éléments dont les effets sur l'environnement sont encore inconnus, comme pour les polymères ou le potassium par exemple.

Malgré les limites de cette étude que nous venons de voir, les résultats obtenus vont pouvoir être valorisés.

3. Perspectives de l'étude

La réalisation de cette étude a donné lieu à la rédaction d'une publication scientifique sur le travail effectué dans cette étude, et plus particulièrement, sur l'analyse de sensibilité des paramètres de performance des procédés. Cette publication devrait paraître dans la revue internationale « Journal of Cleaner Production » au cours de l'année prochaine. Les résultats ainsi publiés pourront alors orienter les recherches futures en matière de procédés de traitements des boues et/ou donner lieu à de nouvelles études du même type.

De plus, nous venons de le voir, le problème du manque de données dans la littérature est bien réel. En plus de ça, les informations disponibles sont souvent issues de plusieurs sources différentes, or, il serait idéal que la majorité des données utilisées proviennent de la même référence. En effet, certaines données peuvent varier énormément d'une analyse à une autre, comme c'est le cas de la composition de la boue par exemple qui va varier entre deux boues (primaires ou secondaires) suivant la provenance des eaux usées et les traitements subis. De ce fait, utiliser des informations de différentes sources revient parfois à obtenir des informations contradictoires, ce qui nous pousse à faire de nouvelles hypothèses. Ainsi, pour palier au moins en partie à ce problème, Irstea compte procéder à des mesures sur les principaux éléments contenus dans les boues (MV, C, N total, NH_4^+ , P total, PO_4^{3-} , etc.), avant et après traitements. Ce travail sera mené dans le cadre d'un projet franco-canadien financé par l'Agence Nationale de la Recherche sur la période 2015-2018.

CONCLUSION GENERALE

Cette étude, commanditée par Irstea, a été réalisée dans le cadre d'un projet financé par l'ONEMA. Ce dernier portait sur la gestion des eaux continentales de surface et s'étalait sur trois ans, de 2012 à 2015. Un des objectifs de ce projet concernait la réduction des impacts sur les milieux et la restauration de leurs fonctionnalités (IRSTEA, 2013) et c'est plus précisément afin de répondre à cet objectif que cette étude a été réalisée.

En effet, la plupart des études portant sur l'évaluation des impacts environnementaux des STEU concernent leurs filières de traitement des eaux alors que les filières boues sont également responsables d'une part importante des impacts des STEU sur l'environnement.

L'étude devait donc permettre d'identifier les paramètres les plus impactants sur le bilan environnemental d'une filière de traitement des boues combinant la digestion anaérobie et la déshydratation mécanique.

Pour cela, une ACV et une AS ont été réalisées sur une filière boue spécifique préalablement choisie. Les résultats de l'ACV ont tout d'abord révélé que les procédés d'épandage et de déshydratation, et dans une moindre mesure, de stockage et d'épaississement étaient responsables des principaux impacts sur le changement climatique, l'acidification terrestre, l'eutrophisation des eaux douces, la toxicité humaine et les radiations ionisantes.

Les résultats des AS ont ensuite permis de confirmer et d'identifier plus précisément les paramètres sensibles impliqués dans ces procédés. Ceux-ci sont les taux de capture de l'azote et du phosphore des procédés d'épaississement et de la déshydratation (et par conséquent, les teneurs en azote et en phosphore des boues), la teneur en carbone de la boue, le taux d'abattement des MV et le taux de minéralisation de l'azote de la digestion anaérobie et la consommation de chlorure ferrique lors du conditionnement des boues avant leur déshydratation.

Bien qu'ils influencent tous de manière significative le bilan environnemental de la filière de traitement considérée, ces paramètres ne pourront pas tous être utilisés afin de l'améliorer. En effet, les paramètres de composition de la boue, les taux de capture et le taux de minéralisation de l'azote sont extrêmement difficiles, voire impossibles, à contrôler à l'échelle de la filière de traitement. Cependant, pour ce qui est des autres paramètres, des recherches sont déjà en cours afin de trouver des alternatives intéressantes ou des moyens permettant d'améliorer les performances des procédés. Cette étude va donc permettre de prioriser ces recherches afin de travailler essentiellement sur les paramètres et les procédés ayant une influence forte sur les impacts environnementaux de la filière de traitement.

Il est cependant important de rappeler que ces résultats sont totalement conditionnés par les hypothèses et les choix méthodologiques qui ont été réalisés dans l'ACV et dans l'AS.

Dans la littérature, ce genre d'étude n'avait, à notre connaissance, pas encore été réalisé, et il a été relativement difficile de trouver des résultats permettant de corroborer les nôtres. Parmi les quelques références trouvées, Bravo et Ferrer ont montré que l'utilisation d'électricité, et surtout sa production, jouait un rôle important sur les impacts liés au changement climatique (BRAVO et FERRER, 2011), ce qui, dans notre cas, confirme l'importance de l'impact de l'électricité dont l'utilisation a été évitée lors de la DA sur cet indicateur environnemental.

L'importance des effets liés à la prise en compte des impacts évités sur le bilan environnemental a également été mise en évidence par Vadenbo et al (2014). Enfin, Xu et al (2014) concluent que la DA et l'épandage sont deux procédés impactant fortement les résultats environnementaux, ce qui ressort également de nos AS.

Avec du recul, l'ACV et l'AS se sont révélés être des outils d'analyse totalement appropriés afin de répondre à la problématique posée dans le cadre de l'étude en identifiant les principaux contributeurs au bilan environnemental d'une filière de traitement et de valorisation des boues. A une plus grande échelle, cette étude a également permis d'apporter un début de réponse au problème d'optimisation des filières de traitement des boues d'épuration. Elle entrainera peut-être également la réalisation de nouvelles études permettant de compléter et d'affiner cette réponse.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEME, 2005. Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Note de synthèse externe : mai 2005. Paris : ADEME, 14 p.

ADEME, 2011. Qualité agronomique et sanitaire des digestats. Rapport final. Paris : ADEME, 250 p.

ADEME et COMITE NATIONAL DES BOUES, 2001. Dossier documentaire : « Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture ». Paris : ADEME, 25 p.

ALATRISTE-MONDRAGON F., SAMAR P., COX H., AHRING B., IRANPOUR R., 2006. Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: A survey of recent literature. *Water Environment Research*, 78, pp. 607-636.

AMORCE, 2012. Boues de station d'épuration : Techniques de traitement, valorisation et élimination. Série technique DT 51 – Novembre 2012. Villeurbanne : AMORCE, 36 p.

BAUDEZ J.C, DIEUDE-FAUVEL E., REVERDY A.L., 2013. Etude de l'impact de la digestion anaérobie sur les performances épuratoires d'une STEU. Antony : IRSTEA, 54 p.

BERTHAULT S., 2015. Etude de l'impact de la digestion anaérobie sur la déshydratabilité des boues résiduelles en filtre presse. Mémoire de fin d'étude. Strasbourg : ENGEES (Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg), 93 p.

BERNESSON S., NILSSON D., HANSSON P.A., 2006. A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass and Bioenergy*, 30, pp. 46-57.

BERTHELIN J., GIRARD M.C., MOREL J.L., REMY J.C., WALTER C., 2011. Sols et environnement, 2e édition. Paris : DUNOD, 882 p.

BISINELLA DE FARIA A.B., SPERANDIO M., AHMADI A., TIRUTA-BARNA L., 2015. Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). *Water Research*, 84, pp. 99-111.

BOUGRIER C., ALBASI C., DELGENES J.P., CARRERE H., 2006. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing*, 45, pp. 711-718.

BOUTIN C., HEDUIT A., RISCH E., ROUX P., 2012. L'analyse de cycles de vie (ACV) des systèmes d'assainissement : un outil complémentaire d'aide à la décision. *Sciences Eaux & Territoires*, 9, pp. 82-91.

BRAVO L. et FERRER I., 2011. Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects. *Water Science & Technology*, 64, 2, pp. 440-447.

CANLER J.P., 2015. Ingénieur de recherche sur le traitement des eaux résiduelles des stations d'épuration à IRSTEA Lyon-Villeurbanne. Rappels sur le traitement des eaux usées, Réunion réalisé le 31/03/2015. 6p.

CANLER J.P., DERONZIER G., DUCHENE P., HEDUIT A., LIENARD A., RACAULT Y., SCHETRITE S., 2001. Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document technique FNDAE N°25 (Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau potable). Antony : Cemagref, 79 p.

CENTRE D'INFORMATION SUR L'EAU, 2012. Allons-nous manquer d'eau en France ? [en ligne]. Disponible sur : <http://www.cieau.com/allons-nous-manquer-d-eau-en-france> (consulté le 19/06/2014)

CHABAT L., 2013. Analyse du Cycle de Vie des filières de traitement des boues issues du traitement des eaux usées. Mémoire de fin d'étude. Montpellier : SupAgro, 100 p.

CHASTAING G., 2013. Indices de Sobol généralisés pour variables dépendantes. Thèse. Grenoble : Université de Grenoble, 219p.

CHEN Y., YANG H., GU G., 2001. Effect of acid and surfactant treatment on activated sludge dewatering and settling. Water research, 35, pp. 2615-2620.

CHOPY X. et BACHMANN N., 2012. La digestion des boues d'épuration: situation et potentiel d'optimisation. Rapport final. Aclens, Suisse : EREP SA et OFEN (Office fédéral de l'énergie), 92 p.

CHU C.P., CHANG B., LIAO G.S., JEAN D.S., LEE D.J., 2001. Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge. Water Research, 35, pp. 1038-1046.

COUTURIER C., BERGER S., MEIFFREN I., 2001. La digestion anaérobie des boues urbaines - Etat des lieux, état de l'art. Toulouse : Solagro, 36 p.

DAELMAN M.R.J., VAN VOORTHUIZEN E.M., VAN DONGEN U.G.J.M., VOLCKE E.I.P., VAN LOOSDRECHT M.C.M., 2015. Seasonal and diurnal variability of N₂O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. Science of the total environment, 536, pp. 1-11.

DEGREMONT, 2001. Memento technique de l'eau, tome 2. Dixième édition. Paris : Degrémont, 931p.

DEMOULIERE R., BENSALD SCHEMBA J., BERGER J., AÏT KACI A., ROUGIER F., 2012. Les services publics d'eau et d'assainissement en France : Données économiques, sociales et environnementales. Cinquième édition - mars 2012. Paris : FP2E, 88 p.

DOCHAIN D. et VANROLLEGHEM P., 2001. Dynamical modelling and estimation in wastewater treatment processes. Londres: Editions IWA, 343 p.

FELIX R. et XANTHOULIS D., 2005. Analyse de sensibilité du modèle mathématique « Erosion Productivity Impact Calculator » (EPIC) par l'approche One-Factor-At-A-Time (OAT). Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, 9, 3, pp.179-190.

FENG X., DENG J., LEI H., BAI T., FAN Q., LI Z., 2009. Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning. Bioresource Technology, 100, pp. 1074-1081.

FERRAND M., MANNEVILLE V., MOREAU S., LORINQUER E., CHARROIN T., CHARPIOT A., GAC A., LOPEZ C. et BRUN F., 2012. Estimation de l'incertitude dans les analyses de cycle de vie en élevage : Apport de l'analyse de sensibilité, limites du modèle. IN : Groupe AGRO-INDUSTRIE de la SOCIETE

FRANCAISE DE STATISTIQUE (SFdS). 12ème Journées Européennes AGRO-INDUSTRIE ET METHODES STATISTIQUES (AGROSTAT 2012), Paris, du 28 Février au 2 Mars 2012. Paris: AgroStat, pp 211-219.

FINNVEDEN G., 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26, 3-4, pp. 173-187.

FINNVEDEN G, ALBERTSSON A.-C., BERENDSON J., ERIKSSON E., HOGLUND L.O., KALSSON S., SUNDQVIST J.-O., 1995. Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 3, 4, pp. 189-199.

GIRAULT R., REVERDY A.L., TOSONI J., 2014. Déshydratation mécanique des boues d'épuration. Etat des lieux des filières en France métropolitaine. Paris : IRSTEA, 53 p.

GIRAULT R., ROUSSEAU P., STEYER P., BERNET N., BELINE F., 2011. Combination of batch experiments with continuous reactor data for ADM1 calibration: application to anaerobic digestion of pig slurry. *Water Science & Technology*, 63, 11, 8 p.

GJORUP H.L., 1977. Considérations différentielles de cout-avantage en relation à des doses collectives globales engagées provenant du dégagement de radionucléides de longue vie. In : Agence internationale de l'énergie atomique. Conférence internationale sur l'énergie d'origine nucléaire et son cycle du combustible, Salzbourg (Autriche), 2-13 mai 1977. Salzbourg : AIEA, 15 p.

HAUG R.T., STUCKEY D.C., GOSSETT J.M., MCCARTY P.L., 1978. Effect of Thermal Pretreatment on Digestibility and Dewaterability of Organic Sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50, pp. 73-85.

HOUILLON G. et JOLLIET O., 2005. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production*, 13, pp. 287-299.

HOSPIDO A., MOREIRA M., FEIJOO G., 2008. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, pp. 57-64.

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Chapter 11: N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), p. 54.

IPCC, 2007. Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press ed., p. 996.

IRH ENVIRONNEMENT, 2009. Système expert Ecoboues - Economical and environmental background data - deliverable DF2. Gennevilliers : Groupe IRH Environnement, 16 p.

IRSTEA, 2013. L'Onema et Irstea : un partenariat qui dure [en ligne]. Disponible sur : <http://www.irstea.fr/toutes-les-actualites/onema-et-irstea-un-partenariat-qui-dure> (consulté le 07/08/2014).

IRSTEA, 2014. Nos implantations [en ligne]. Disponible sur : <http://www.irstea.fr/> (consulté le 17/07/2015).

JACQUES J., 2005. Contributions à l'analyse de sensibilité et à l'analyse discriminante généralisée. Thèse. Grenoble : Université Joseph Fourier – Grenoble 1, 210p.

JOLLIET O., SAADE M., CRETTEZ P., 2005. Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan. Lausanne, Suisse : Presses polytechniques et universitaires romandes, 242 p.

JOSS A., SALZGEBER D., EUGSTER J., KONIG R., ROTTERMANN K., BURGER S., FABIJAN P., LEUMANN S., MOHN J., SIEGRIST H., 2009. Full-Scale Nitrogen Removal from Digester Liquid with Partial Nitrification and Anammox in One SBR. *Environmental Science & Technology*, 43, pp. 5301-5306.

KABOURIS J.C., TEZEL U., PAVLOSTATHIS S.G., ENGELMANN M., DULANEY J., GILLETTE R.A., TODD A.C., 2009. Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG. *Bioresource Technology*, 100, pp. 3701-3705.

LE HIR P., 2015. Biodiversité, état des sols, pollution : l'environnement se dégrade en Europe. Le Monde [en ligne]. Disponible sur : http://www.lemonde.fr/planete/article/2015/03/03/biodiversite-etat-des-sols-pollution-l-environnement-se-degrade-en-europe_4586006_3244.html (consulté le 08/09/2015)

LEA NATURE, 2012. L'analyse du cycle de vie des produits [en ligne]. Disponible sur : http://www.leanature.com/fr/nos-engagements-nature/73/l_analyse_du_cycle_de_vie_des_produits.html (consulté le 17/07/2015)

LEGIFRANCE, 1997. Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Journal officiel, n°286 du 10 décembre 1997.

LI C., CHAMPAGNE P., ANDERSON B.C., 2015. Enhanced biogas production from anaerobic codigestion of municipal wastewater treatment sludge and fat, oil and grease (FOG) by a modified two-stage thermophilic digester system with selected thermo-chemical pre-treatment. *Renewable Energy*, 83, pp. 474-482.

LIU B., WEI Q., ZHANG B., BI J., 2013. Life cycle GHG emissions of sewage sludge treatment and disposal options in Tai Lake Watershed, China. *Science of the Total Environment*, 447, pp. 361-369.

MAKOWSKI D., 2009. Analyse d'incertitude, analyse de sensibilité. Objectifs et principales étapes. IN : RESEAU MEXICO (Méthodes d'Exploration Informatique de modèles Complexes). Ecole-Chercheurs : Analyse de sensibilité et exploration de modèles, Application aux sciences de la nature et de l'environnement », Giens, du 11 au 14 Mai 2009. Grignon : INRA, 79p.

MARCHAND M., 2013. Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Application à la gestion des déchets ménagers. Thèse. Rennes : Université de Rennes 1, 292 p.

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 1998. Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Journal officiel, n°26 du 31 janvier 1998, pp. 1563-1571.

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 2011. Eau potable : La consommation [en ligne]. Disponible sur : <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/306/305/eau-potable-consommation.html> (consulté le 13/09/2014).

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 2013a. L'assainissement collectif [en ligne]. Disponible sur : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-directive-sur-les-eaux,12217.html> (consulté le 13/07/2014).

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 2013b. Les boues issues du traitement des eaux usées domestiques [en ligne]. Disponible sur : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-reglementation-europeenne-et,13890.html> (consulté le 05/08/2014).

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DE L'ÉNERGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE, 2009. Éléments de contexte et réglementation française relatifs à la valorisation des boues issues du traitement des eaux usées [en ligne]. Disponible sur : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_-_090504_lpd_boue_synthese_internet_francais_v1.pdf (consulté le 04/08/2014).

MONTGINOUL M., 2013. La consommation d'eau en France : historique, tendances contemporaines, déterminants. Sciences Eaux & Territoires, 10, pp. 68-73.

NA S., KIM Y.-U., KHIM J., 2007. Physicochemical properties of digested sewage sludge with ultrasonic treatment. Ultrasonics Sonochemistry, 14, pp. 281-285.

NEDERGAARD N. et ORTENBLAD H., 1997. Integration of biogas in municipal energy planning and supply, in: Institute of Biomass Utilization and Biorefinery, SUC. The future of biogas in Europe (ALTENER programme), SUC, Denmark, September 8,9 & 10 1997. Risskov, Denmark: BioPress, 145 p.

OTV, 1997. Traiter et valoriser les boues. Paris : Lavoisier, 455 p.

PADEY P., 2013. Modèles simplifiés d'Analyse de Cycle de Vie : cadre méthodologique et application aux filières de conversion d'énergie. Thèse. Paris : Ecole nationale supérieure des mines de Paris, 289p.

PAYRAUDEAU S., VAN DER WERF H.M.G. et VERTES F., 2005. Analyse de l'incertitude associée au calcul des émissions azotées sur un groupe d'exploitations agricoles dans le cadre de l'application de l'Analyse du Cycle de Vie. In : SECRETARIAT INTERNATIONAL FRANCOPHONE POUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE (SIFEE). 10ème Colloque international annuel du Secrétariat international francophone pour l'évaluation environnementale (SIFEE) : Evaluation environnementale et développement d'une agriculture durable, Angers, du 20 au 24 Juin 2005. Paris : SIFEE, 11 p.

POULLEAU J., 2002. Caractérisation des biogaz: Bibliographie - Mesures sur sites - Rapport final. Paris : Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), 31 p.

PRADEL M., 2010. Analyses du Cycle de Vie de chantiers d'épandage de boues de station d'épuration, livrable T3d du projet ECODEFI. Paris : Cemagref, 133 p.

PRADEL M. et REVERDY A.L., 2010. Les filières de valorisation des boues d'épuration en France : Etat des lieux – Etat de l'art. Paris : Cemagref, 50 p.

PRADEL M. et REVERDY A.L., 2011. Mise en place d'un outil de quantification des émissions de GES par les filières de traitement et de valorisation des boues. Paris : Cemagref, 68 p.

PRADEL M., REVERDY A.L., RICHARD M., 2013. Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Paris : Irstea, 110 p.

REMY C., LESJEAN B., WASCHNEWSKI J., 2013. Identifying energy and carbon footprint optimization potentials of a sludge treatment line with Life Cycle Assessment. *Water Science & Technology*, 67, 1, pp. 63-73.

RICHARD M., 2013. Analyse du cycle de vie des filières de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Mémoire de fin d'étude. Rennes : EME (Ecole des Métiers de l'Environnement), 110 p.

RIERA-FRANCO DE SARABIA E., GALLEGO-JUAREZ J.A., RODRIGUEZ-CORRAL G., ELVIRA-SEGURA L, GONZALES-GOMEZ I., 2000. Application of high-power ultrasound to enhance fluid/solid particle separation processes. *Ultrasonics*, 38, pp. 642-646.

RODRIGUEZ-VERDE I., REGUEIRO L., CARBALLA M., HOSPIDO A., LEMA J.M., 2014. Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the Total Environment*, 497-498, pp. 475-483.

SENAT, s.d. La valorisation des produits organiques par méthanisation (biogaz) [en ligne]. Disponible sur : <http://www.senat.fr/rap/o98-415/o98-41510.html> (consulté le 14/08/2014).

SPITZ C., 2012. Analyse de la fiabilité des outils de simulation et des incertitudes de métrologie appliquée à l'efficacité énergétique des bâtiments. Thèse. Grenoble : Université de Grenoble, 196p.

TOSONI J., 2015. Compréhension des facteurs de contrôle des performances de la déshydratation mécanique des boues résiduelles en filtre presse. Thèse. Clermont-Ferrand : Université Blaise Pascal, 196 p.

TROESCH S., 2009. Traitement et valorisation des boues et des matières de vidange par lits de séchage plantés de roseaux. Thèse. Chambéry : Université de Savoie, 292 p.

TUROVSKIY I.S. et MATHAI P.K., 2006. Wastewater sludge processing. Hoboken, New Jersey: Wiley Interscience, 363 p.

Université Virtuelle Environnement & Développement Durable (UVED), 2012. Méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Limites, potentialités et applications de l'ACV [en ligne]. Disponible sur : http://stockage.univ-valenciennes.fr/MenetACVBAT20120704/acvbat/chap03/co/ch03_040_1-4.html (consulté le 07/08/2014).

VADENBO C., GUILLEN-GOSALBEZ G., SANER D., HELLWEG S., 2014. Multi-objective optimization of waste and resource management in industrial networks – Part II: Model application to the treatment of sewage sludge. *Resources, Conservation and Recycling*, 89, pp. 41-51.

VALDERRAMA C., GRANADOS R., CORTINA J.L., GASOL C.M., GUILLEM M., JOSA A., 2013. Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production. *Journal of Cleaner Production*, 51, pp. 205-213.

XU C., CHEN W., HONG J., 2014. Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. *Journal of Cleaner Production*, 67, pp. 79-87.

ZHANG G. et WAN, T., 2012. Sludge conditioning by sonication and sonication-chemical methods. *Procedia Environmental Sciences*, 16, pp. 368-377.

TABLE DES FIGURES

Figure 1: Représentation d'une station d'épuration (GIRAULT et al., 2014).....	12
Figure 2: Les prétraitements des eaux usées (ADEME et COMITE NATIONAL DES BOUES, 2001)	13
Figure 3: Schématisation de la nitrification et dénitrification (CANLER et al., 2001).....	14
Figure 4: Filière de traitement des boues (OTV, 1997)	17
Figure 5: Fréquence d'utilisation des procédés de déshydratation mécanique en France (en % des stations équipées d'un dispositif de déshydratation) (GIRAULT et al., 2014).....	18
Figure 6: Les quatre étapes de l'ACV (RICHARD, 2013)	22
Figure 7: Schéma de représentation générique des frontières d'un système	22
Figure 8: Illustration de l'extension des frontières du système par addition (RICHARD, 2013)	23
Figure 9: Illustration de l'extension des frontières du système par soustraction (RICHARD, 2013).....	24
Figure 10: Le cycle de vie d'un produit schématisé (LEA NATURE, 2012)	24
Figure 11: Représentation de la phase de classification de l'ACV (JOLLIET et al., 2005)	25
Figure 12: Illustration de la phase de classification (BOUTIN et al., 2012)	25
Figure 13: Représentation schématique de l'analyse de sensibilité locale (MAKOWSKI, 2009).....	28
Figure 14: Implantation des 9 centres d'IRSTEA (IRSTEA, 2014)	29
Figure 15: Organisation du centre IRSTEA de Clermont-Ferrand.....	30
Figure 16: Représentation schématique de la méthodologie suivie.....	34
Figure 17: Représentation des frontières du système étudié (adapté de PRADEL et al., 2013).....	35
Figure 18: Représentation de l'inventaire des flux effectuée pour le scénario étudié.....	40
Figure 19: Extrait de la paramétrisation de la phase d'épaississement gravitaire réalisée avec Gabi .	41
Figure 20: Etude d'impact de l'ACV pour le scénario considéré	43
Figure 21: Exemple de création des scénarii avec Gabi : Paramètre TSH de la DA.....	48
Figure 22: Indices de sensibilité moyens obtenus après la variation de la composition de la boue pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophisation des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (L'IS représentent la sensibilité moyenne de l'impact environnemental lorsque le paramètre considéré augmente de 100% : quand l'IS est positif (colonnes en pointillés), l'impact environnemental augmente avec le paramètre étudié ; quand il est négatif (colonnes unies noires), l'impacts diminue avec l'augmentation du paramètre.)	50
Figure 23: Indices de sensibilité moyens obtenus après la variation des performances des procédés pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophisation des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (L'IS représentent la sensibilité moyenne de l'impact environnemental lorsque le paramètre considéré augmente de 100% : quand l'IS est positif (colonnes en pointillés), l'impact environnemental augmente avec le paramètre étudié ; quand il est négatif (colonnes unies noires), l'impacts diminue avec l'augmentation du paramètre.)	57
Figure 24: Valeurs d'impacts ACV obtenues après la variation des quatre paramètres multifactoriels considérés pour les catégories d'impacts changement climatique (a), acidification terrestre (b), eutrophisation des eaux douces (c), toxicité humaine (d) et radiations ionisantes (e) (SC min et SC max correspondent aux résultats des scénarios où les valeurs des paramètres considérés sont minimum et maximum, SC interm représente un scénario intermédiaire et SC réf correspond au scénario dit de référence)	71

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1: Les différents types de boues urbaines.....	15
Tableau 2: Ordre de grandeurs des substances constituant la MS de la boue.....	15
Tableau 3: Les différentes natures de boues et leurs siccités.....	16
Tableau 4: Teneurs limites en Eléments-Traces dans les boues (MEDDE, 1998).....	20
Tableau 5: Teneurs limites en Composés-Traces Organiques dans les boues (MEDDE, 1998).....	21
Tableau 6: Teneurs limites en Eléments-Traces Minéraux dans le sol (MEDDE, 1998).....	21
Tableau 7: Les 18 catégories d'impacts analysées par la méthode ReCiPe (adapté de PRADEL et al., 2013).....	42
Tableau 8: Récapitulatif des résultats ACV de la filière boue considérée.....	46
Tableau 9: Paramètres à faire varier dans l'analyse de la composition de la boue.....	49
Tableau 10: Paramètres sensibles parmi ceux de la composition de la boue.....	53
Tableau 11: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS sur les paramètres de composition de la boue.....	54
Tableau 12: Paramètres à faire varier dans l'analyse des performances des procédés.....	56
Tableau 13: Paramètres sensibles des procédés d'épaississement.....	61
Tableau 14: Paramètres sensibles du procédé de digestion anaérobie.....	64
Tableau 15: Paramètres sensibles du procédé de déshydratation filtre presse.....	67
Tableau 16: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS sur les paramètres de performance des procédés par catégorie environnementale.....	68
Tableau 17: Effets de la variation du TSH de la DA sur les cinq catégories environnementales considérées.....	75
Tableau 18: Effets de la variation du ratio BP/BS sur les cinq catégories environnementales considérées.....	78
Tableau 19: Paramètres sensibles identifiés grâce à l'AS des paramètres multifactoriels par catégorie environnementale.....	79

TABLE DES MATIERES

Résumé.....	3
Abstract	4
Remerciements	5
Sommaire	6
Sigles et abréviations.....	7
Introduction générale.....	9
PARTIE 1 : LES BOUES D'EPURATION : COMMENT EVALUER LE BILAN ENVIRONNEMENTAL ET LA SENSIBILITE DES PARAMETRES DES PROCEDES INFLUENÇANT LE BILAN POUR CE TYPE DE DECHET PRODUIT PAR LA STATION D'EPURATION ?	11
1. La filière « boues » : de la production à la valorisation.....	12
1.1. Le traitement des eaux usées et la production de boues d'épuration	12
1.1.1. La phase de prétraitement	13
1.1.2. Les traitements des eaux usées.....	13
1.1.3. Le traitement des boues d'épuration.....	16
1.1.3.1. Le conditionnement des boues.....	17
1.1.3.2. L'épaississement des boues	17
1.1.3.3. La déshydratation des boues	18
1.1.3.4. La stabilisation des boues.....	19
1.1.3.5. Le séchage des boues.....	19
1.2. La valorisation des boues d'épuration	19
2. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV)	21
2.1. La définition des objectifs et du champ de l'étude	22
2.2. L'inventaire du Cycle de Vie (ICV).....	24
2.3. Evaluation des impacts environnementaux	25
2.4. Interprétation des résultats	26
3. L'Analyse de Sensibilité (AS) : Focus sur les analyses locales.....	27
4. Irstea, un organisme de recherche pour l'environnement et l'agriculture	29
4.1. Présentation de l'institut et de l'équipe de recherche	29
4.2. Problématique de l'étude.....	30
PARTIE 2 : APPLICATION DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE ET DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE SUR UNE FILIERE DE TRAITEMENT ET DE VALORISATION DES BOUES D'EPURATION	33
1. Analyse du Cycle de Vie d'une filière de traitement et de valorisation des boues d'épuration.....	34
1.1. Méthodologie de l'ACV appliqué à une filière boue	34

1.1.1.	Définition des objectifs et du champ de l'étude	34
1.1.1.1.	Frontières du système.....	35
1.1.1.2.	Fonction du système et unité fonctionnelle	35
1.1.1.3.	Description du scénario étudié	35
1.1.1.4.	Hypothèses réalisées.....	36
1.1.1.4.1.	Les boues.....	36
1.1.1.4.2.	Les procédés de traitement	36
a.	Epaississements et déshydratation	36
b.	Traitement des retours en tête (RT).....	37
c.	Digestion anaérobie (DA)	37
d.	Stockage des boues	37
1.1.1.4.3.	La logistique : Transport des boues.....	38
1.1.1.4.4.	La valorisation agricole.....	38
1.1.1.4.5.	Les allocations	38
a.	La digestion anaérobie (DA)	38
b.	Transport des boues.....	38
c.	Stockage des boues	38
d.	Epanchage	39
1.1.2.	Inventaire du cycle de vie (ICV)	39
1.1.3.	Evaluation des impacts environnementaux	40
1.2.	Présentation des résultats de l'ACV de la filière boue choisie	43
1.2.1.	Changement climatique	43
1.2.2.	Acidification terrestre.....	44
1.2.3.	Eutrophisation des eaux douces.....	45
1.2.4.	Toxicité humaine	45
1.2.5.	Radiations ionisantes.....	45
2.	Analyse de sensibilité locale.....	46
2.1.	Méthodologie de l'AS appliquée à la filière boue considérée.....	47
2.1.1.	Sélection des paramètres à faire varier.....	47
2.1.2.	Modélisation des scénarii.....	47
2.2.	Présentation des résultats de l'AS de la filière boue.....	48
2.2.1.	Etude des paramètres liés à la composition de la boue.....	49
2.2.1.1.	Teneur en azote (P_1 et P_7)	51
2.2.1.2.	Teneur en phosphore (P_3 et P_9).....	51

2.2.1.3.	Teneur en carbone (P ₂ et P ₈)	52
2.2.1.4.	Teneurs en potassium (P ₄ et P ₁₀), magnésium (P ₅ et P ₁₁) et calcium (P ₆ et P ₁₂)... ..	52
2.2.1.5.	Conclusion - Discussion	53
2.2.2.	Etude des paramètres de performance des procédés	55
2.2.2.1.	Paramètres d'épaississements	58
2.2.2.1.1.	Taux de capture du phosphore (P ₁₅ et P ₁₉).....	58
2.2.2.1.2.	Taux de capture de l'azote (P ₁₄ et P ₁₈)	59
2.2.2.1.3.	Siccité (P ₁₃ et P ₁₇).....	60
2.2.2.1.4.	Taux de capture du potassium (P ₁₆ et P ₂₀) et consommation de polymères (P ₂₁)	60
2.2.2.2.	Paramètres de la digestion anaérobie	61
2.2.2.2.1.	Taux d'abattement des MV (P ₂₂).....	61
2.2.2.2.2.	Taux de minéralisation de l'azote (P ₂₃)	62
2.2.2.2.3.	Taux de solubilisation du phosphore (P ₂₄)	63
2.2.2.3.	Paramètres de la déshydratation filtre presse.....	64
2.2.2.3.1.	Taux de capture du phosphore (P ₂₇)	64
2.2.2.3.2.	Taux de capture de l'azote (P ₂₆)	65
2.2.2.3.3.	Consommation de FeCl ₃ (P ₂₉)	65
2.2.2.3.4.	Taux de siccité (P ₂₅)	66
2.2.2.3.5.	Taux de capture du potassium (P ₂₈) et consommation de polymères (P ₃₀)... ..	66
2.2.2.4.	Conclusion - Discussion	68
2.2.3.	Etude des paramètres multifactoriels	70
2.2.3.1.	Temps de séjour hydraulique de la DA (P ₃₃).....	72
2.2.3.2.	Ratio BP/BS (P ₃₄).....	76
2.2.3.3.	Epaisseur du gâteau (P ₃₁) et pression du filtre presse (P ₃₂)	78
2.2.3.4.	Conclusion - Discussion	79
PARTIE 3 : LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'ETUDE		81
1.	Retour sur les hypothèses et les choix méthodologiques réalisés.....	82
1.1.	Le choix de la filière boue étudiée.....	82
1.2.	L'Analyse du Cycle de Vie	83
1.3.	L'analyse de sensibilité	84
2.	Les limites de l'étude.....	84
3.	Perspectives de l'étude	85
Conclusion générale		87

Références bibliographiques	89
Table des figures.....	96
Table des tableaux.....	97
Table des matières	98
Table des annexes	117

ANNEXES

Annexe 1 : Composition des boues primaires et secondaires

Éléments	Boue primaire	Boue secondaire
	En kg/t MS	
Matière volatile (MV)	650 ^a	701 ^{c,d}
Carbone (C)	334,75 ^a	362,48 ^c
Azote total (N)	29,25 ^a	78,8 ^c
Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	0 ^b	0 ^b
Azote organique (N _{org})	29,25 ^b	78,8 ^b
Phosphore total (P)	20 ^a	24,01 ^c
Ions orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	0 ^b	0 ^b
Phosphore particulaire (P _{part})	20 ^b	24,01 ^b
Potassium (K)	5 ^c	10,29 ^c
Calcium (Ca)	100 ^a	42,10 ^c
Magnésium (Mg)	6 ^a	4,64 ^c

^a OTV, 1997

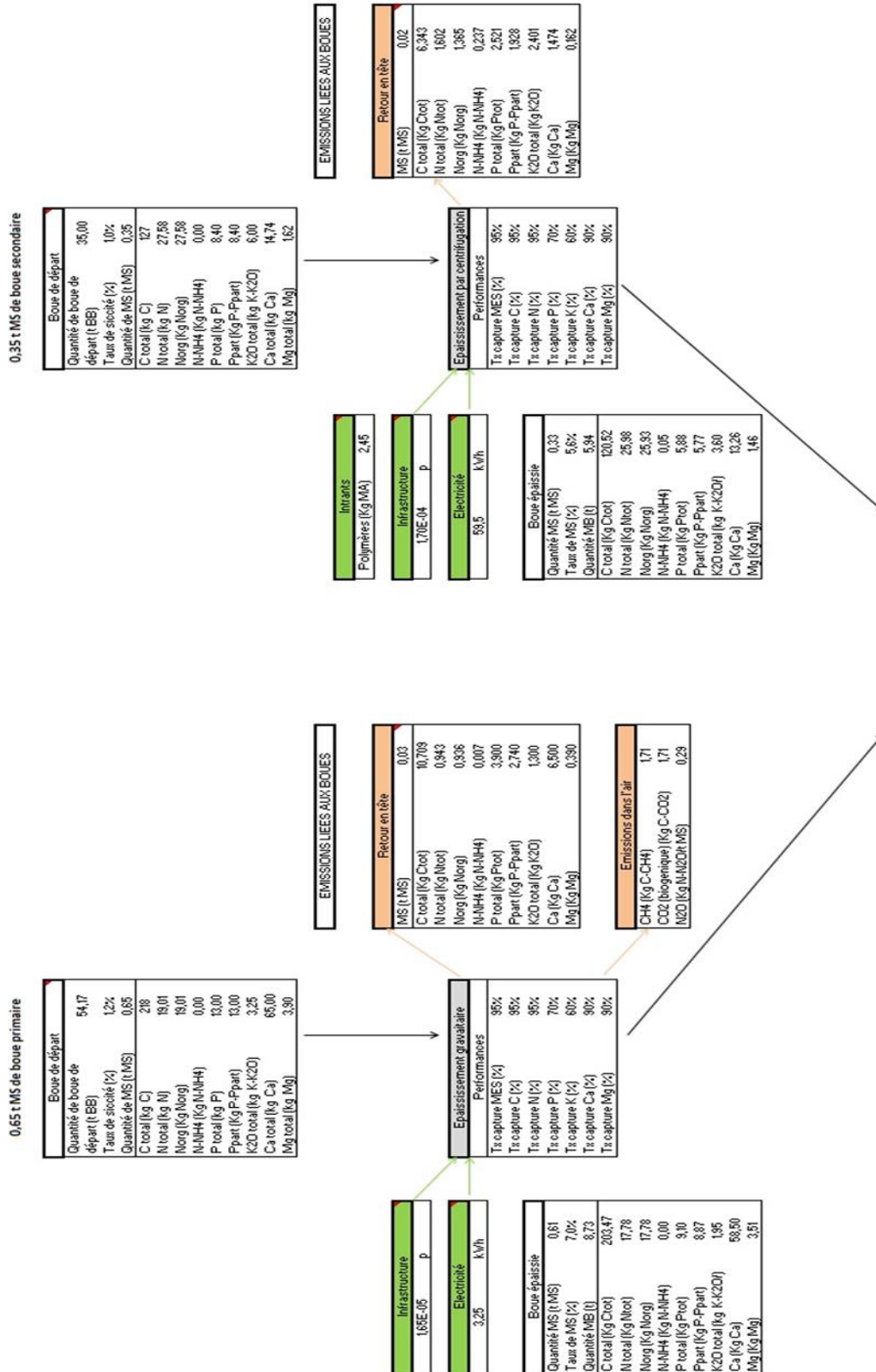
^b Hypothèse de départ: Pas de NH₄⁺ ni de PO₄³⁻ dans les boues en sortie de filière eau
^c Enquête non publiée réalisée par Irstea en 2014

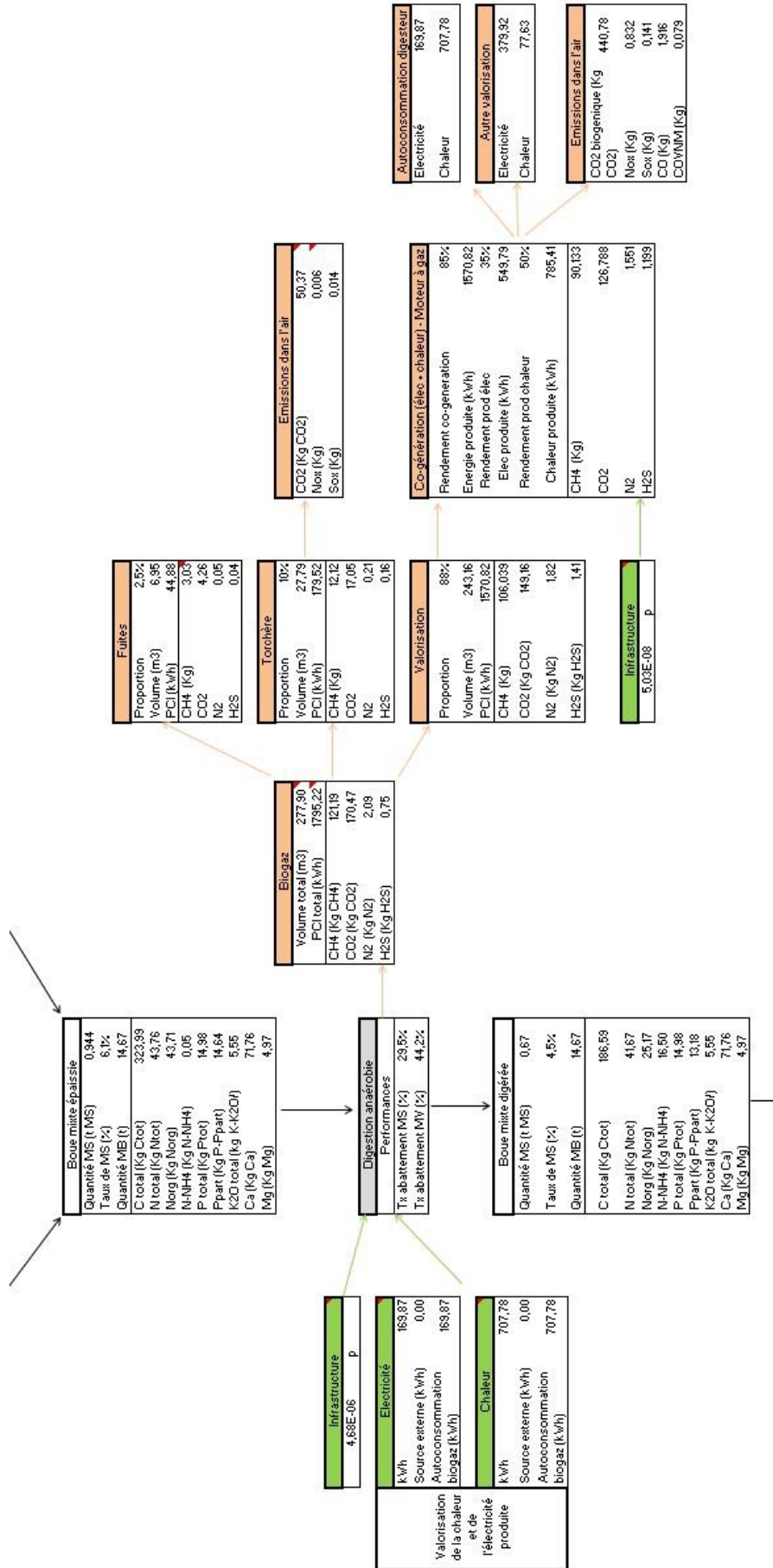
^d TROESCH, 2009

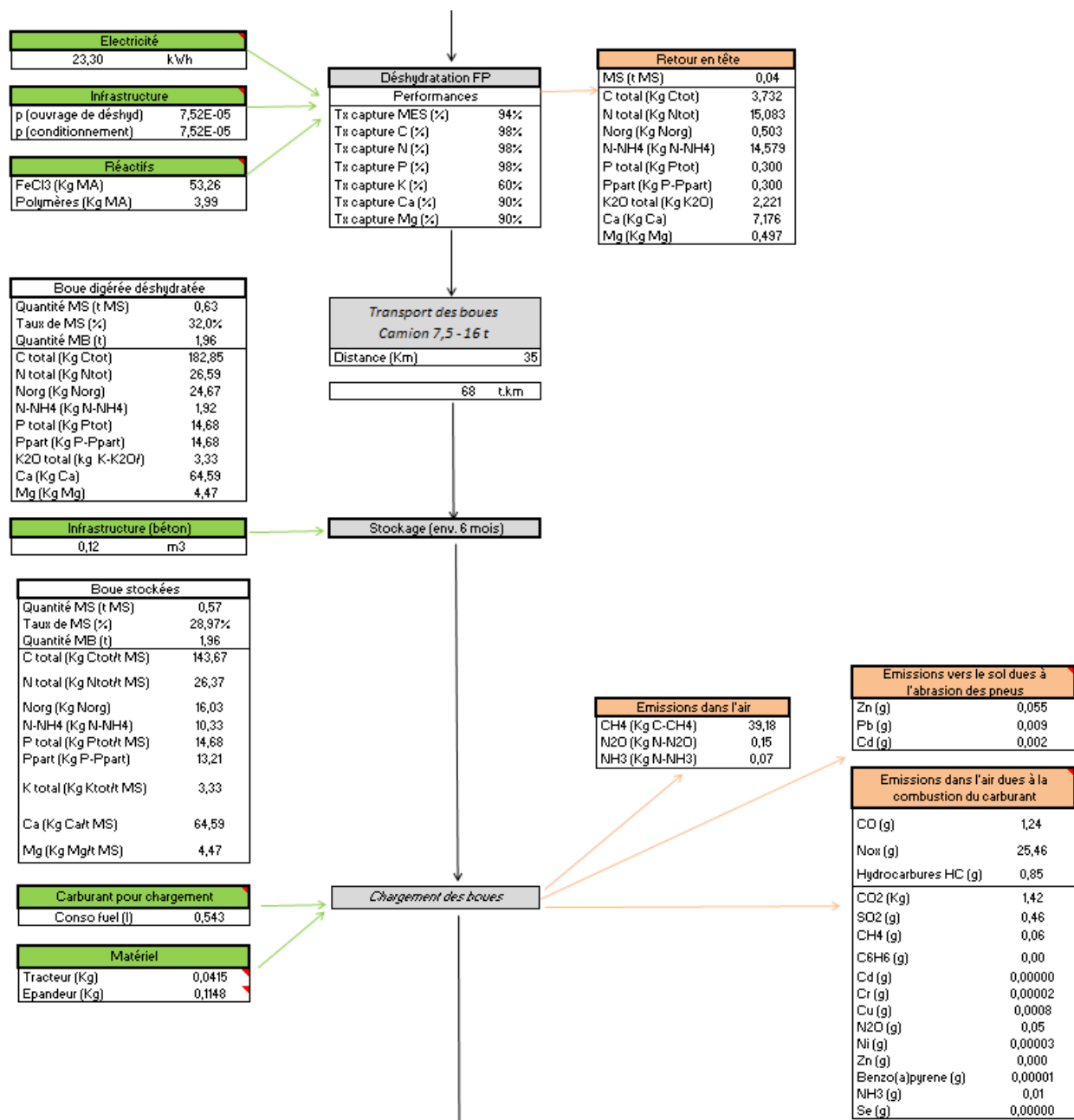
[Annexe 1: Compositions des boues primaires et secondaires considérées dans l'étude](#)

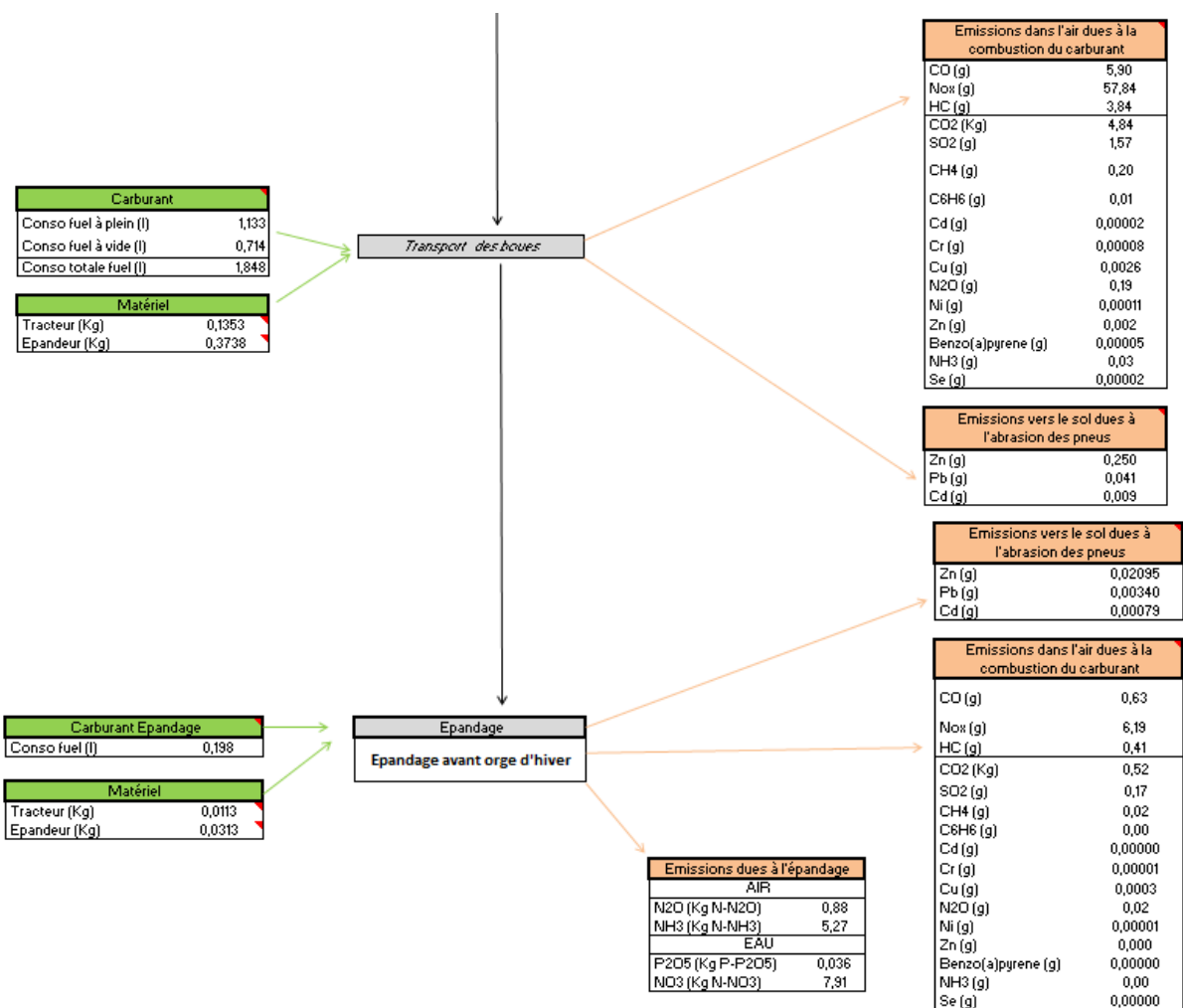
Annexe 2 : Schéma détaillé de la phase d'inventaire de l'ACV

Sur le schéma, l'unité « p » signifie « 1 pièce » et correspond à la quantité d'infrastructure nécessaire pour traiter l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire, ici, 1 tonne de matière sèche de boue).







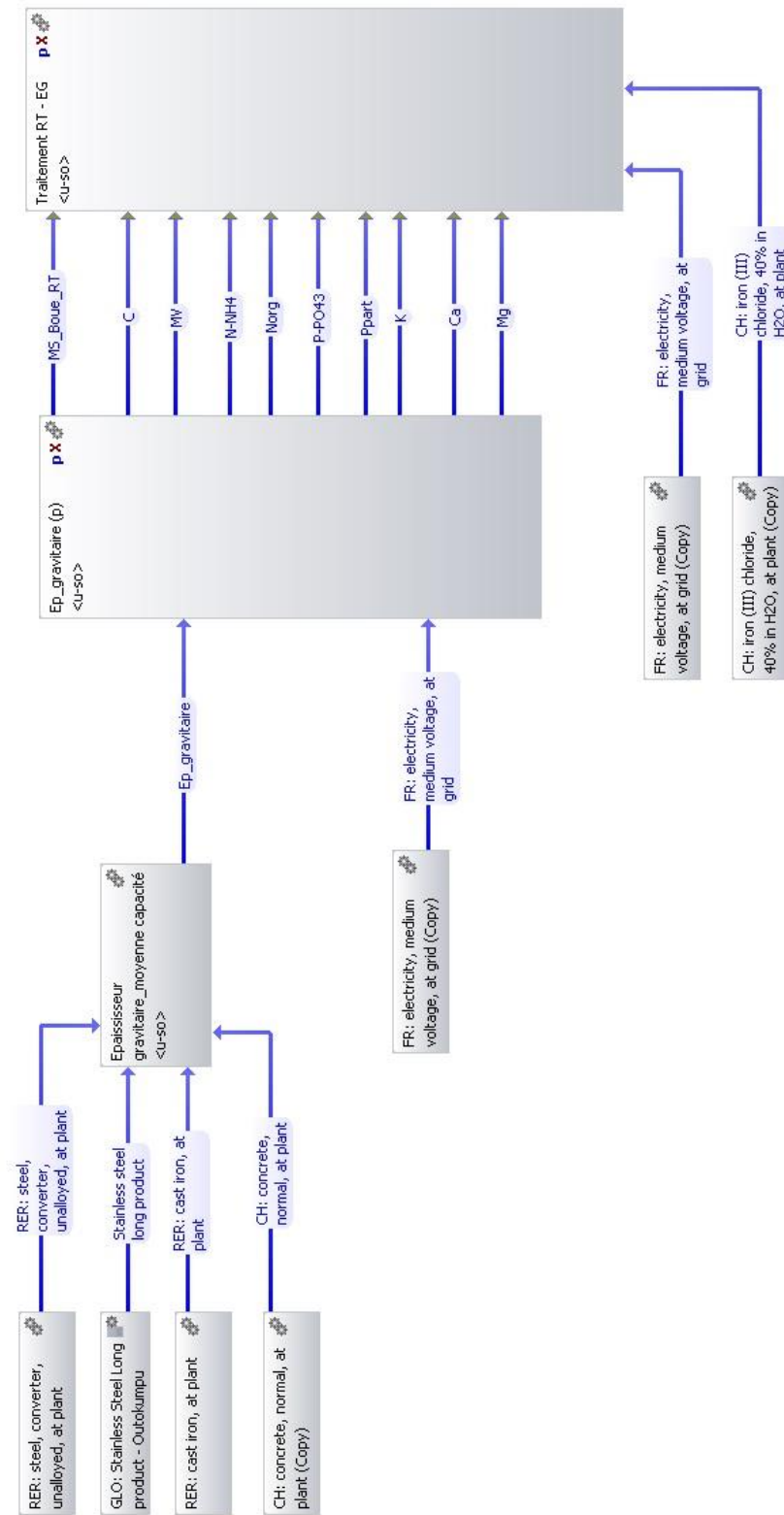


Annexe 2: Phase d'inventaire de l'ACV détaillée pour chaque procédé de traitement

Annexe 3 : Exemple de modélisation de l'épaissement gravitaire avec GaBi

EG - BP P

Plan du procédé GaBi: Quantités de référence
Les noms des procédés de base sont affichés.



Annexe 3: Exemple de modélisation sous GaBi

Annexe 4 : Résultats de l'Analyse de Cycle de Vie (obtenus avec le logiciel GaBi)

Catégorie environnementale	Unité	Résultat ACV
Changement climatique	Kg éq. CO ₂	159
Acidification terrestre	Kg éq. SO ₂	3,59
Eutrophisation des eaux douces	Kg éq. P	-1,38 ^E -03
Toxicité humaine	Kg éq. 1,4 DB	331
Radiations ionisantes	Kg éq. ²³⁵ U	-249

Annexe 4: Résultats de l'ACV pour la filière « boue » considérée

Annexe 5 : Paramètres à faire varier dans l'analyse de sensibilité locale

Paramètre		Unité	Valeur de référence	Plage de variation	
				Min	Max
COMPOSITION DE LA BOUE					
Boue primaire – N	P ₁	Kg N/t MS	29,25	23,4 ^a	35,1 ^a
Boue primaire - C	P ₂	Kg C/t MS	334,7	267,8 ^a	401,7 ^a
Boue primaire – P	P ₃	Kg P/t MS	20	16 ^a	24 ^a
Boue primaire – K	P ₄	Kg K/t MS	5	4 ^a	6 ^a
Boue primaire – Mg	P ₅	Kg Mg/t MS	6	4,8 ^a	7,2 ^a
Boue primaire - Ca	P ₆	Kg Ca/t MS	100	80 ^a	120 ^a
Boue secondaire - N	P ₇	Kg N/t MS	78,8	63 ^a	94,5 ^a
Boue secondaire – C	P ₈	Kg C/t MS	362,5	290 ^a	435 ^a
Boue secondaire – P	P ₉	Kg P/t MS	24	19,2 ^a	28,8 ^a
Boue secondaire – K	P ₁₀	Kg K/t MS	17,1	13,7 ^a	20,6 ^a
Boue secondaire – Mg	P ₁₁	Kg Mg/t MS	4,6	3,7 ^a	5,6 ^a
Boue secondaire – Ca	P ₁₂	Kg Ca/t MS	42,1	33,7 ^a	50,5 ^a

PERFORMANCES DES PROCÉDES						
Paramètre			Unité	Valeur de référence	Plage de variation	
					Min	Max
Epaississement gravitaire des boues primaires	Siccité	P ₁₃	%	7	3 ^b	10 ^b
	Taux de capture - N	P ₁₄	%	95	75 ^c	100 ^c
	Taux de capture - P	P ₁₅	%	70	65 ^c	100 ^c
	Taux de capture - K	P ₁₆	%	60	55 ^d	95 ^d
Epaississement centrifuge des boues secondaires	Siccité	P ₁₇	%	5,6	3 ^b	6 ^b
	Taux de capture - N	P ₁₈	%	95	75 ^c	100 ^c
	Taux de capture - P	P ₁₉	%	70	65 ^c	100 ^c

	Taux de capture - K	P ₂₀	%	60	55 ^d	95 ^d
	Consommation de polymères	P ₂₁	Kg MA /t MS	3	2.5 ^b	3.5 ^b
Digestion anaérobie	Taux d'abattement des MV	P ₂₂	%	44	30 ^e	65 ^f
	Taux de minéralisation du N	P ₂₃	%	44	30 ^d	65 ^d
	Taux de solubilisation du P	P ₂₄	%	10	0 ^g	35 ^g
Déshydratation Filtre presse	Siccité	P ₂₅	%	32	15 ^c	35 ^c
	Taux de capture - N	P ₂₆	%	98	75 ^g	100 ^g
	Taux de capture - P	P ₂₇	%	98	75 ^g	100 ^g
	Taux de capture - K	P ₂₈	%	60	55 ^g	95 ^g
	Consommation de FeCl ₃	P ₂₉	Kg MA /t MS	80	60 ^h	200 ^h
	Consommation de polymères	P ₃₀	Kg MA /t MS	6	4 ^b	14 ^b

PARAMETRES MULTIFACTORIELS						
Paramètres impactés	Unité	Valeur de référence	Scénarios			
Déshydratation FP - Epaisseur du gâteau (P ₃₁)						
FP - Epaisseur	mm	35	25 ^f			45 ^f
FP - Siccité	%	32	35 ^f			29 ^f
FP - Infrastructure	p/t MS	1,13^E-04	1,58 ^E -04 ^f			8,81 ^E -05 ^f
Déshydratation FP – pression du FP (P ₃₂)						
FP - Pression	bars	8	3 ^f	15 ^f	25 ^f	30 ^f

FP - Siccité	%	32	29 ^f	34 ^f	35 ^f	36 ^f
FP - Electricité	kWh/t MS	35	31,8 ^f	37,1 ^f	38,8 ^f	39,4 ^f
DA – Temps de séjour hydraulique (TSH) (P ₃₃)						
DA - TSH	jours	30	0 ^f	10 ^f	20 ^f	50 ^f
DA - Abattement MV	%	48	0 ^f	35 ^f	43 ^f	50 ^f
DA - Minéralisation	%	42	6 ^f	32 ^f	40 ^f	41 ^f
DA - Infrastructure	p	4,96^E-06	0 ^f	1,65 ^E -06 ^f	3,31 ^E -06 ^f	8,26 ^E -06 ^f
DA – Chaleur	kWh	750	0 ^f	250 ^f	500 ^f	1250 ^f
DA - Electricité	kWh	180	0 ^f	60 ^f	120 ^f	300 ^f
FP - Siccité	%	18,5	21,5 ^f	19,5 ^f	18,7 ^f	19 ^f
FP – Polymères	Kg MA/t MS	8	6 ^f	7 ^f	7 ^f	8 ^f
FP – FeCl ₃	% MS	28	8 ^f	118 ^f	26 ^f	29 ^f
Ratio BS - BP (P ₃₄)						
Ratio BS - BP	%	54 - 46	70 - 30 ^f		30 - 70 ^f	
DA – Abattement MV	%	56,2	37,9 ^f		60,6 ^f	
FP - Siccité	%	26,6	25,2 ^f		27,9 ^f	

^a TROESCH, 2009

^b DEGREMONT, 2001

^c GIRAULT et al., 2014

^d Hypothèse

^e COUTURIER et al., 2001

^f BERTHAULT, 2015

^g ADEME, 2011

^h IRH ENVIRONNEMENT, 2009

Annexe 5: Détail des paramètres à faire varier dans l'AS locale

Annexe 6 : Résultats de l'Analyse de Sensibilité locale : indices de sensibilité calculés

Paramètre		Catégorie environnementale	IS (p_i min)	IS (p_i max)
Siccité (EG)	P ₁₃	Changement climatique	7 %	1,5 %
		Acidification terrestre	1 %	1 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	729 %	218 %
		Toxicité humaine	122 %	37 %
		Radiations ionisantes	3 %	1 %
Taux de capture du N (EG)	P ₁₄	Changement climatique	33 %	15 %
		Acidification terrestre	44 %	46 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-235 %	-654 %
		Toxicité humaine	-57 %	-129 %
		Radiations ionisantes	-4 %	-9 %
Taux de capture du P (EG)	P ₁₅	Changement climatique	-88 %	-93 %
		Acidification terrestre	-12 %	-8 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-2158 %	-2184 %
		Toxicité humaine	-195 %	-193 %
		Radiations ionisantes	0 %	-3 %
Taux de capture du K (EG)	P ₁₆	Changement climatique	0 %	-1,1 %
		Acidification terrestre	0 %	0 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-9 %	-15 %
		Toxicité humaine	0 %	-1,6 %
		Radiations ionisantes	0 %	0 %
Siccité (EC)	P ₁₇	Changement climatique	3 %	0 %
		Acidification terrestre	0 %	4 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	315 %	152,2 %
		Toxicité humaine	53 %	25 %
		Radiations ionisantes	2 %	0 %
Taux de capture du N (EC)	P ₁₈	Changement climatique	48 %	36 %
		Acidification terrestre	64 %	63 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-327 %	-633 %

		Toxicité humaine	-82 %	-132 %
		Radiations ionisantes	-8 %	-8 %
Taux de capture du P (EC)	P ₁₉	Changement climatique	-53 %	-60 %
		Acidification terrestre	-8 %	-5 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-1395 %	-1405 %
		Toxicité humaine	-123 %	-125 %
		Radiations ionisantes	0 %	-2 %
Taux de capture du K (EC)	P ₂₀	Changement climatique	0 %	-1,1 %
		Acidification terrestre	0 %	0 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-17 %	-20 %
		Toxicité humaine	-4 %	-3 %
		Radiations ionisantes	0 %	0 %
Consommation de polymères (EC)	P ₂₁	Changement climatique	4 %	0 %
		Acidification terrestre	0 %	2 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	13 %	9 %
		Toxicité humaine	2 %	0 %
		Radiations ionisantes	0 %	0 %
Taux d'abattement des MV (DA)	P ₂₂	Changement climatique	-138 %	-140 %
		Acidification terrestre	2,6 %	2,9 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-2047 %	-2053 %
		Toxicité humaine	-460 %	-460 %
		Radiations ionisantes	-247 %	-247 %
Taux de minéralisation du N (DA)	P ₂₃	Changement climatique	-47 %	-50 %
		Acidification terrestre	-68 %	-68 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	339 %	339 %
		Toxicité humaine	85 %	85 %
		Radiations ionisantes	9 %	8 %
Taux de solubilisation du P (DA)	P ₂₄	Changement climatique	0 %	0 %
		Acidification terrestre	0 %	0 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	0 %	0 %
		Toxicité humaine	0 %	0 %
		Radiations ionisantes	0 %	0 %
Siccité (FP)	P ₂₅	Changement climatique	-36 %	-20 %

		Acidification terrestre	-25 %	-9 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-198 %	-85 %
		Toxicité humaine	-36 %	-16 %
		Radiations ionisantes	0 %	0 %
Taux de capture du N (FP)	P ₂₆	Changement climatique	72 %	62 %
		Acidification terrestre	99 %	109 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-489 %	-498 %
		Toxicité humaine	-122 %	-118 %
		Radiations ionisantes	-12 %	-20 %
Taux de capture du P (FP)	P ₂₇	Changement climatique	-150 %	-154 %
		Acidification terrestre	-14 %	-14 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	-3545 %	-3586 %
		Toxicité humaine	-318 %	-326 %
		Radiations ionisantes	-3 %	0 %
Taux de capture du K (FP)	P ₂₈	Changement climatique	0 %	-1,1 %
		Acidification terrestre	-3 %	0 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	17 %	15 %
		Toxicité humaine	-4 %	-5 %
		Radiations ionisantes	0 %	1 %
Consommation de FeCl ₃	P ₂₉	Changement climatique	28 %	26 %
		Acidification terrestre	6 %	6 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	3281 %	3289 %
		Toxicité humaine	547 %	548 %
		Radiations ionisantes	11 %	12 %
Consommation de polymères	P ₃₀	Changement climatique	6 %	6 %
		Acidification terrestre	0 %	0 %
		Eutrophisation (Eaux douces)	46 %	45 %
		Toxicité humaine	5 %	4 %
		Radiations ionisantes	-1 %	0 %

Annexe 6: Indices de sensibilité min et max calculés pour chaque paramètre étudié

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1: Compositions des boues primaires et secondaires considérées dans l'étude.....	104
Annexe 2: Phase d'inventaire de l'ACV détaillée pour chaque procédé de traitement.....	108
Annexe 3: Exemple de modélisation sous GaBi	109
Annexe 4: Résultats de l'ACV pour la filière « boue » considérée	110
Annexe 5: Détail des paramètres à faire varier dans l'AS locale	113
Annexe 6: Indices de sensibilité min et max calculés pour chaque paramètre étudié.....	116