

# Configuration modulaire de traitement d'effluents industriels basée sur un arbre de décision prenant en compte leur évaluation environnementale

## Modular configuration of industrial effluent treatment based on a decision tree incorporating environmental assessment

■ T. SOLEIMANI<sup>1\*</sup>, D. LOPEZ-FERBER<sup>2</sup>, G. JUNQUA<sup>1</sup>, M. LOPEZ-FERBER<sup>1</sup>

<sup>1</sup> HydroSciencesMontpellier (HSM) – Université de Montpellier – IMT Mines Alès – CNRS – IRD – Alès

<sup>2</sup> Rousselet Environnement – Alès

### Mots-clés :

ACV  
Arbre de décision  
Effluent  
Traitement modulaire  
Évaluation  
environnementale

### RÉSUMÉ

Cet article présente une partie de nos solutions aux défis et questions réels rencontrés lors d'un projet pilote industriel. Pour surmonter la complexité de la configuration de la chaîne de traitement des effluents industriels en raison de la variété des contaminants et des diverses technologies de traitement disponibles, un arbre de décision a été développé sur la base de la meilleure technologie disponible adaptée aux types de polluants. Un inventaire paramétrique du cycle de vie a été développé pour la phase d'exploitation de 15 modules de technologies de traitement conventionnelles et avancées afin de faciliter une évaluation comparative de l'impact environnemental, y compris une analyse paramétrique de la sensibilité et de l'incertitude. L'évaluation comparative du cycle de vie modulaire a révélé les points chauds et les contributions de 15 modules de traitement aux impacts environnementaux du traitement d'un effluent de 1 m<sup>3</sup>, la nanofiltration, l'osmose inverse et l'échange d'ions ayant les impacts globaux les plus élevés. La configuration de traitement modulaire intégrée dans un arbre de décision promet plus de flexibilité dans la mise en place de scénarios de traitement adaptés et dans la réalisation d'évaluations modulaires du cycle de vie pour l'évaluation de la durabilité des scénarios de traitement dérivés des arbres de décision.

### Keywords:

LCA  
Decision tree  
Effluent  
Modular treatment  
Environmental  
assessment

### ABSTRACT

This paper presents some of our solutions to real challenges and issues encountered during an industrial pilot project. To overcome the complexity of the configuration of the industrial effluent treatment chain due to the variety of contaminants and various treatment technologies available, a decision tree was developed based on the best available technology adapted to the pollutant types. A parametric life cycle inventory was developed for the operational phase of fifteen modules of conventional and advanced treatment technologies to facilitate a comparative environmental impact assessment, including a parametric sensitivity and uncertainty analysis. The comparative modular life cycle assessment revealed the hotspots and contributions of fifteen treatment modules to the environmental impacts of treating a 1 m<sup>3</sup> effluent, with nanofiltration, reverse osmosis, and ion exchange having the highest overall impacts. The modular processing configuration integrated into a decision tree promises more flexibility in setting up tailored processing scenarios and in performing modular life cycle assessments for the sustainability evaluation of processing scenarios derived from decision trees.

## Introduction

Les défis environnementaux posés par les eaux usées issues des activités industrielles sont considérables, diverses substances contenues induisant des risques pour les écosystèmes et la santé publique [MEKURIA *et al.*, 2021 ; SINGH *et al.*, 2023]. L'écart entre la disponibilité et la demande en eau continue de se creuser en raison d'une répartition inégale des ressources, de la pénurie d'eau, de la croissance démographique et du changement climatique [SILVA, 2023], menant à des évolutions des stratégies de traitement des effluents industriels. L'accent n'est plus seulement mis sur l'élimination des substances, mais aussi sur le recyclage de l'eau traitée et la récupération de produits de valeur, marquant ainsi le passage d'une économie linéaire à une

économie circulaire [GUEST *et al.*, 2009 ; COROMINAS *et al.*, 2020].

Un traitement approprié des effluents industriels par les stations d'épuration et une réutilisation des effluents industriels traités joueraient un rôle important dans l'atténuation de la pénurie d'eau et de leurs impacts environnementaux. Cependant, le processus de traitement consomme de l'énergie, des produits chimiques et des matériaux, avec des impacts environnementaux locaux et mondiaux associés [SHAO *et al.*, 2021]. Les systèmes de traitements conventionnels des effluents disposent généralement d'une infrastructure de collecte étendue et d'une chaîne d'installations de traitement centralisée. Ces dernières années, les progrès de la technologie modulaire promettent des solutions de traitement flexibles, personnalisables, évolutives et décentralisées [KUMAR *et al.*, 2022].

\* Auteur correspondant – Courriel : tara.soleimani-jevinani@mines-ales.fr

La complexité croissante induite par la diversification des compositions des effluents industriels, la multitude de techniques de traitement disponibles et les différents objectifs en matière de qualité de traitement attendue accroît le besoin d'une approche combinatoire de la configuration du traitement des effluents et de l'évaluation de leur empreinte environnementale. Cette approche permet de tester de multiples configurations de traitement des effluents industriels, adaptées aux caractéristiques de l'effluent et aux objectifs de traitement. Les principaux défis abordés sont : 1) l'identification des techniques de traitement appropriées pour chaque type de substance ; 2) la détermination de la disposition optimale des modules de traitement pour configurer un processus efficace et robuste pour des effluents spécifiques ; et 3) la qualification du processus de traitement le plus durable parmi plusieurs configurations possibles pour une composition d'effluent donnée. L'objectif de cette étude est d'offrir des solutions à ces défis et de développer une approche pour les évaluations environnementales du traitement modulaire des effluents industriels, à travers l'élaboration de l'ensemble des processus de : 1) développement d'un modèle paramétrique pour une multitude de technologies de traitement : conventionnelles, établies et émergentes, dans le traitement des effluents industriels ; 2) développement d'un arbre de décision basé sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la configuration de la chaîne de traitement appropriée adaptée à la composition physico-chimique des effluents ; 3) développement d'une chaîne de traitement modulaire pour les effluents industriels comprenant trois étapes de traitement : pré-traitement, traitement membranaire et traitement de finition ; 4) réalisation d'une analyse comparative du cycle de vie environnemental (ACV) pour les modules de technologie de traitement afin de fournir un aperçu de la différence dans l'ordre de grandeur de leurs impacts environnementaux. Comme condition préalable aux évaluations environnementales, des modèles paramétriques du cycle de vie ont été développés pour 15 modules de traitement des effluents sur la base d'une revue approfondie de la littérature afin d'avoir une polyvalence dans l'ACV de divers scénarios de traitement ainsi qu'une flexibilité dans l'analyse de sensibilité et d'incertitude.

## 1. Méthode

### 1.1. Élaboration d'un arbre de décision pour configurer une chaîne de traitement adaptée

La complexité de la configuration du traitement des eaux usées résulte de la diversité des substances composant un effluent industriel donné ainsi que de la dispo-

nibilité de plusieurs techniques de traitement pour la même substance. De plus, certains modules de traitement sont efficaces pour séparer plusieurs substances en même temps. Au-delà des caractéristiques des effluents industriels, les limitations réglementaires, les performances du traitement et l'utilisation finale prévue de l'eau traitée épurée et des substances présentes sont des facteurs importants dans la sélection des techniques de traitement des eaux usées [ADETUNJI et OLANIRAN, 2021]. Pour surmonter cette complexité, un arbre de décision peut fournir une approche structurée dans l'industrie du traitement des eaux usées. Un diagramme d'arbre de décision est une structure hiérarchique qui utilise des symboles d'organigramme pour illustrer le processus de prise de décision en cartographiant visuellement les résultats potentiels associés à une séquence de décisions. Comme condition préalable au développement des arbres de décision, les documents de référence (BREF) fournissent des lignes directrices et des normes détaillées essentielles pour la mise en œuvre des MTD afin de promouvoir des pratiques industrielles durables dans divers secteurs industriels, y compris le traitement des eaux usées. Le BREF pour le traitement des eaux usées [BRINKMANN et al., 2016] détaille les MTD pour le traitement des eaux usées en fonction des substances présentes dans un effluent industriel donné, de la fiabilité et de l'efficacité, des performances fonctionnelles des technologies disponibles, des limites réglementaires pour l'utilisation finale ciblée des eaux usées traitées et des objectifs de purification. Ce document a été appliqué pour classer les substances présentes dans des eaux usées industrielles en quatre grandes catégories : particulières, chimiques, biologiques et émergentes ; et les meilleures techniques disponibles ont été attribuées aux sous-familles appropriées, toutes représentées dans le *tableau I*.

Les MTD appropriées recommandées par le BREF (*tableau I*), ainsi que les connaissances internes et les expériences d'experts du domaine ont été appliquées pour développer un arbre de décision permettant de configurer la combinaison de modules de traitement en fonction des types de substances dans un effluent industriel donné. Les traitements biologiques tels que le procédé à boues activées et le MBR, qui utilisent des micro-organismes pour décomposer la matière organique, sont des processus relativement lents et se révèlent inadaptés pour être intégrés dans une station de traitement des effluents modulaire dynamique. De plus, le traitement biologique n'est pas adapté aux effluents contenant des niveaux élevés de produits chimiques toxiques, de métaux lourds ou de substances non

| Catégorie  | Type   | Meilleure technique disponible (MTD)  | Référence   |   |
|--|--|---|---|---|
| Particules/colloïdes   | Matières en suspension totales (MEST : matières solides décantables (> 100 µm) et matières solides en suspension non décantables (< 100 µm) d'une taille supérieure à 0,45 µm) | Sédimentation, Filtration, Flottation, Filtration sur sable, Coagulation/Floculation, Électrocoagulation  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |   |
|  | Composés chimiques   | Organiques  | <p>Demande biologique en oxygène (DBO : mesure de la quantité d'oxygène dont les micro-organismes ont besoin pour décomposer la matière organique)</p> <p>Demande chimique en oxygène (DCO : mesure de la quantité totale d'oxygène nécessaire pour oxyder les substances organiques et inorganiques)</p> | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016;<br>PARSONS, 2005  |
| Composés organiques réfractaires : composés organiques qui résistent aux méthodes de traitement biologique conventionnelles, notamment les pesticides persistants, les phénols, les hydrocarbures complexes et certains tensioactifs |  | Précipitation chimique, Oxydation chimique, Nanofiltration/Osmose inverse, Oxydation humide (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , Adsorption)  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |   |
| Huiles et graisses : graisses, huiles, cires   |  | Flottation, Séparation huile-eau, Adsorption, Coagulation/Floculation, Microfiltration/Ultrafiltration  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |   |
| Inorganiques   |  | Métaux lourds : éléments comme le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) ou l'arsenic (As)  | Coagulation/Floculation, Microfiltration/Ultrafiltration, Électrocoagulation, Précipitation chimique, Adsorption, Nanofiltration/Osmose inverse, Échange d'ions, Élimination biologique   | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |
|  |  | Nutriments : Composés azotés (N) et phosphorés (P)  | Bioréacteurs à membrane (MBR), Procédés d'oxydation avancés (POA), Adsorption, Précipitation par échange d'ions, Nanofiltration/Osmose inverse  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016;<br>UGWUANYI <i>et al.</i> , 2024                          |
|  |  | Sels : y compris le sodium, les chlorures et d'autres sels minéraux   | Nanofiltration/Osmose inverse, Échange d'ions   | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |
|  |  | Acides et bases : influencent le pH de l'eau  | Neutralisation  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |
|  |  | Ammoniac et cyanures : des composés inorganiques spécifiques  | Nanofiltration/Osmose inverse, Adsorption, Nitrification/dénitrification, Traitement aérobie  | BRINKMANN <i>et al.</i> , 2016  |
| Substances biologiques   |  | Agents pathogènes : bactéries et virus responsables de maladies   | Chloration, Rayonnement UV, Ozonation, Procédés photo-catalytiques  | GOMES <i>et al.</i> , 2019;<br>SHI <i>et al.</i> , 2021;<br>GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2023 |
| Polluants émergents  |  | Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP : médicaments, cosmétiques et produits chimiques utilisés individuellement)   | Adsorption, Microfiltration/Ultrafiltration, Nanofiltration/Inverse, Bioréacteurs à membrane (MBR), Procédés d'oxydation avancés (POA), Traitement biologique, Traitement combiné   | LOGANATHAN <i>et al.</i> , 2023;<br>OSUOHA <i>et al.</i> , 2023                           |
|  | Perturbateurs endocriniens (PE : composés qui peuvent interférer avec les systèmes hormonaux)  | Adsorption, Microfiltration/Ultrafiltration, Nanofiltration/ Osmose inverse, Chloration, Procédés d'oxydation avancés (POA), Traitement biologique  | AZIZI <i>et al.</i> , 2022  |   |
|  | Microplastiques : petites particules de plastique provenant de diverses sources  | Procédés d'oxydation avancés (POA), Coagulation/Floculation, électrocoagulation, masses algales, molécules bio-inspirées, mousses à base de structures organométalliques (MOF), micromoteurs photo-catalytiques, oxydation carbocatalytique intégrée et hydrolyse hydrothermale | SINGH <i>et al.</i> , 2021;<br>NASIR <i>et al.</i> , 2024   |   |

**Tableau I. Classification des substances présentes dans les industriels et attribution de la meilleure technique disponible (MTD) pour le traitement des eaux usées selon le BREF [BRINKMANN *et al.*, 2016]**

biodégradables en mélange. En conséquence, des modules chimiques, physico-chimiques et membranaires

ont été adoptés. La représentation graphique de l'arbre de décision est illustrée à la figure 1.

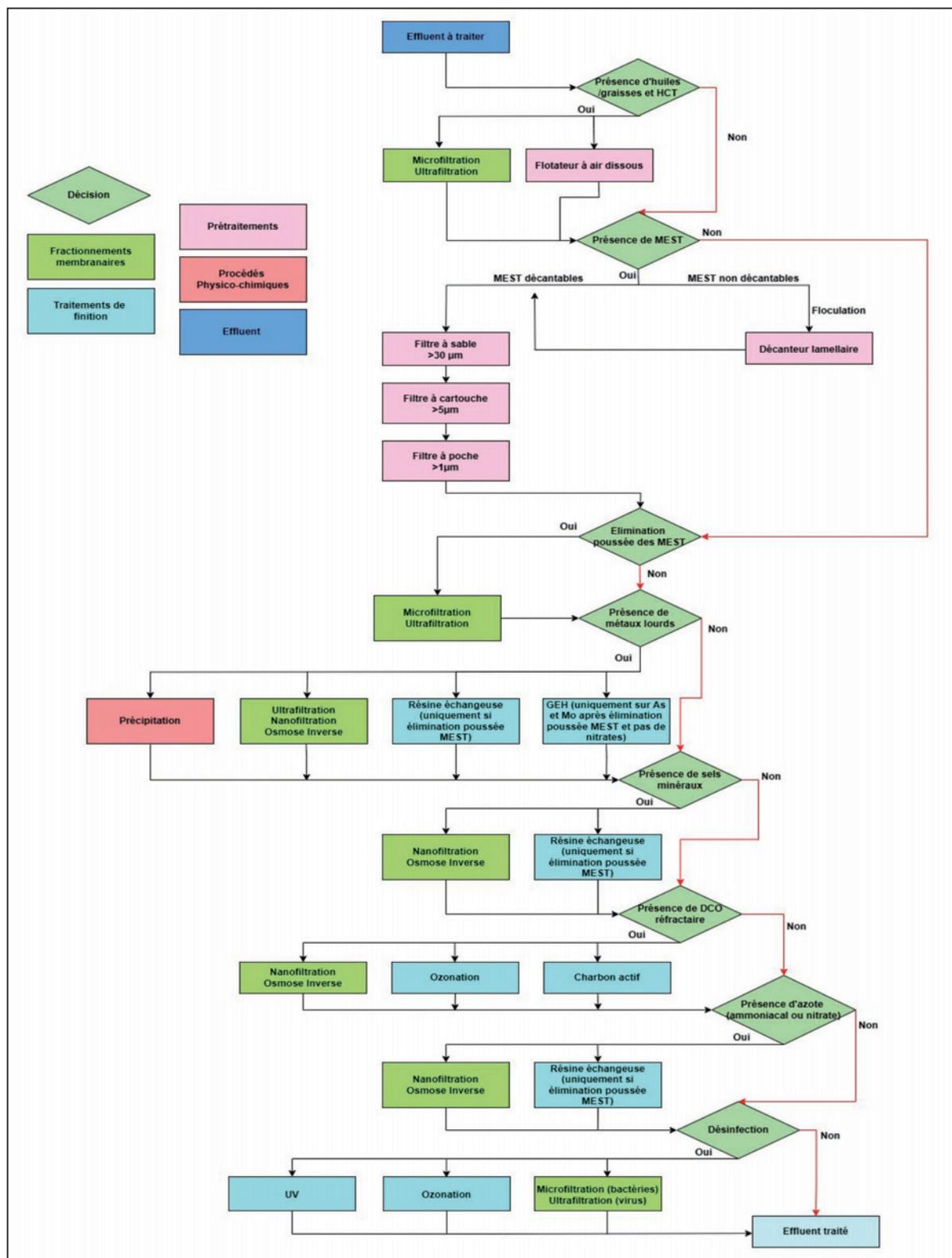


Figure 1. Représentation graphique de l'arbre de décision développé pour configurer la combinaison des modules de traitement en fonction des types de polluants présents dans un effluent industriel donné

Le développement et la mise en œuvre appropriés d'arbres de décision offrent une approche systématique de la prise de décision, améliorent la flexibilité, l'évolutivité et l'efficacité des processus de traitement en vue d'une gestion durable des effluents industriels. L'arbre de décision facilite l'identification des techniques de traitement les plus appropriées en fonction des caractéristiques de l'effluent. Pour configurer une chaîne de traitement pour un effluent donné, quatre prérequis essentiels sont : 1) les caractéristiques de la composition de l'effluent ; 2) la qualité ciblée de l'eau traitée ; 3) un arbre de décision comme outil d'aide à la décision ; et 4) une chaîne de traitement modulaire.

## 1.2. Évaluation environnementale

### 1.2.1 Analyse du cycle de vie

L'ACV est le cadre le plus universel pour une évaluation complète des impacts environnementaux du cycle de vie d'un produit ou d'un processus afin de dévoiler les points chauds ayant la plus grande contribution aux impacts environnementaux [SOLEIMANI *et al.*, 2022]. Les inventaires paramétriques du cycle de vie des modules de traitement des effluents ont été développés dans OpenLCA 2.1.1, sur la base du *tableau I*, en utilisant les inventaires de la base de données Ecoinvent v.3.9.1 avec allocation au point de substitution (APOS).

### 1.2.2. Objectif, portée et unité fonctionnelle de l'ACV

L'objectif de cette étude ACV est l'évaluation comparative de l'impact environnemental de 15 techniques de traitement des effluents et de quantifier leurs impacts environnementaux aux niveaux locaux, régional et mon-

dial. Parmi les unités fonctionnelles les plus couramment utilisées dans les études ACV, l'unité fonctionnelle choisie est 1 m<sup>3</sup> en sortie de module. La même unité est conservée pour tous les modules de traitement. La phase d'exploitation des modules de traitement est incluse dans la limite du système. La phase de construction, la fin de vie, la livraison des effluents, le traitement des fractions concentrées et l'élimination des boues sont volontairement exclus de cette étude en raison de l'incertitude des facteurs et des matériaux spécifiques au site, de la variabilité des caractéristiques des effluents et du manque de données fiables. L'effluent industriel a été considéré comme ayant une charge environnementale nulle, en attribuant tous les impacts environnementaux au processus de traitement. Pour assurer la fiabilité des évaluations comparatives, la cohérence a été maintenue dans le modèle, les inventaires, la méthode d'évaluation, les limites du système et l'unité fonctionnelle.

### 1.2.3. Limite du système

Tous les processus et flux entrants dans la limite du système, y compris l'énergie, le transport, l'eau et les matières premières, ainsi que toutes les émissions sortantes de la limite du système vers l'air, le sol et l'eau ont été prises en compte, comme illustré dans la *figure 2*.

### 1.2.4. Méthode d'évaluation de l'inventaire du cycle de vie

Parmi les méthodes appropriées d'évaluation des impacts environnementaux potentiels appliquées aux traitements des effluents industriels, ReCiPe est la plus couramment utilisée dans la littérature récente. [MEHMETI

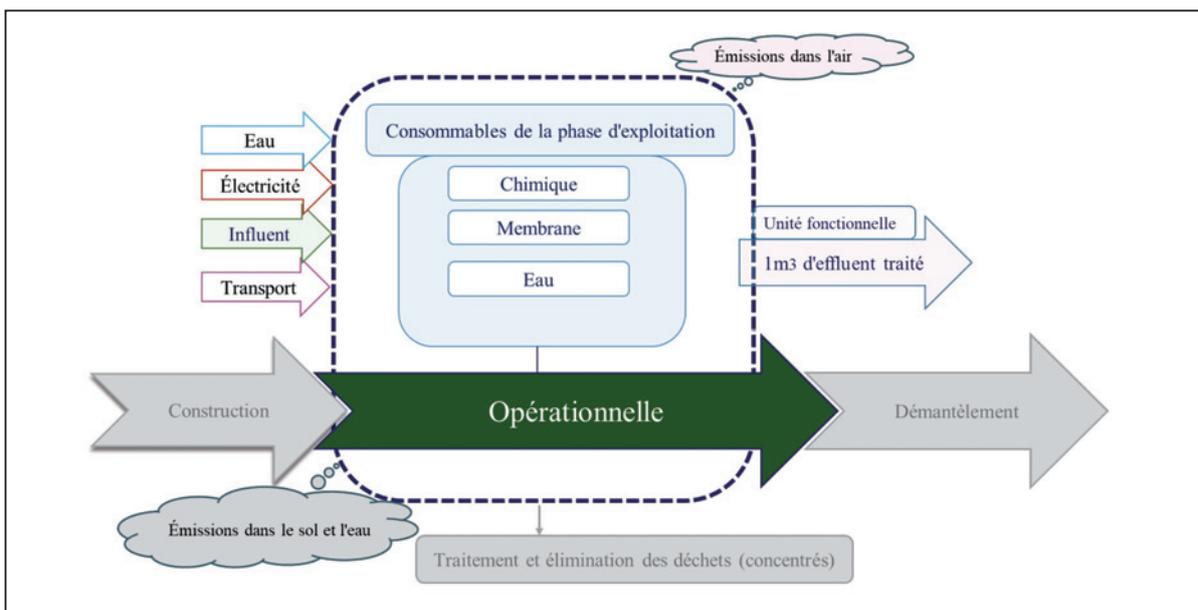


Figure 2. Schéma des limites du système incluant la phase d'exploitation du module de traitement des effluents, l'énergie et les matières premières d'entrée, les matières consommables et le transport des matières vers l'usine de traitement

et CANAJ, 2022]. Les 18 indicateurs de ReCiPe orientés impacts (H) ont été utilisés, ainsi que des indicateurs plus agrégés orientés dommages (H, A). Le passage des impacts aux dommages se fait par normalisation des indicateurs orientés impacts en scores sans dimension qui sont ensuite agrégés en trois catégories de dommages sur la santé humaine, sur les ressources et sur la santé des écosystèmes, ainsi qu'en score unique total, permettant de comparer les impacts globaux des modules de traitement des effluents. Les catégories de dommages finaux et le score unique total sont illustrés dans un graphique pour fournir un aperçu comparatif de la différence d'ordre de grandeur entre les impacts des modules de traitement des effluents.

### 1.2.5. Données

Pour les données d'inventaire, les valeurs moyennes des processus, des produits chimiques, des matières premières et des flux d'énergie au sein des limites du système ont été adoptées à partir d'une revue approfondie de la littérature, des bases de données et de données internes (tableau II). La base de données Ecoinvent v3.9.1 a été utilisée comme référence. Pour assurer la cohérence entre tous les inventaires, des données moyennes européennes (RER) ont été utilisées dans la plupart des inventaires. Pour l'électricité, les données du mix de production français ont été utilisées basées sur Ecoinvent. La distance de transport des matières premières entre l'origine et la destination a été estimée à l'aide de Google Maps. On a supposé que les matières premières étaient transportées par camion du port de Marseille à la ville de Lyon en France, sur une distance de 309 km.

## 1.3. Développement de modèles paramétriques d'inventaire du cycle de vie pour les modules de traitement

Les impacts environnementaux globaux du cycle de vie d'une station de traitement modulaire sont intégrés dans un modèle paramétrique général élaboré dans

l'équation 1 [SOLEIMANI, et al 2025] : dans laquelle  $FU$  est l'unité fonctionnelle, définie comme 1 mètre cube ( $m^3$ ) d'eau traitée par le module,  $Inf$  est le volume d'effluent industriel ( $m^3$ ),  $C$  est le volume de concentré ( $m^3$ ),  $i$  est le  $i^e$  module de traitement d'effluent,  $j$  est le  $j^e$  module de traitement de concentré,  $k$  est le  $k^e$  produit valorisable,  $r$  est le  $r^e$  matériau d'élimination,  $n$  représente le nombre de modules de traitement d'effluent,  $m$  représente le nombre de modules de traitement de concentré,  $p$  représente le nombre de produits valorisables dans le résidu,  $q$  représente le nombre de matériaux d'élimination dans le résidu,  $Impact_i$  est l'impact de l'exploitation et de la maintenance du  $i^e$  module de traitement d'effluent par mètre cube d'effluent,  $Impact_j$  est l'impact de l'exploitation et de la maintenance du  $j^e$  module de traitement de concentré par mètre cube de concentré,  $ImpactConst_i$  est l'impact de la construction du  $i^e$  module de traitement d'effluent,  $ImpactConst_j$  est l'impact de la construction du  $j^e$  module de traitement de concentré,  $ImpactVal_k$  est l'impact de valorisation du  $k^e$  produit valorisable,  $ImpactAvoid_k$  sont les impacts évités du  $k^e$  produit valorisé, et  $ImpactDisp_r$  est l'impact du  $r^e$  matériau d'élimination.

Le modèle ACV paramétrique général a été adapté à la phase opérationnelle de 15 modules de traitement conventionnels, établis et avancés (Équations 2 à 16).

### 1.3.1. Filtration conventionnelle

#### 1.3.1.1. Module 1 : Filtration sur sable

La filtration sur sable piège solides, matière organique et pathogènes avec un seuil de coupure classique de l'ordre de quelques dizaines de micromètres. Économe, rentable, sans produit chimique, avec un lavage à contre-courant pour une filtration durable. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation de la filtration sur sable de l'influent ( $m^3$ ) pourraient être calculés à partir de l'équation 2, dans laquelle  $SF_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ),  $SF_{sand}$  est la consommation de sable ( $kg/m^3$ ) et  $SF_{backwash}$  est la consommation d'eau pour  $1 m^3$  d'effluent en sortie du traitement.

#### Équation 1

$$Impacts(FU_{ETP}) = \sum_{i=1}^n ImpactConst_i + \sum_{i=1}^n (Inf - \sum_{j=2}^i C_j) * impact_i + \sum_{j=1}^m ImpactConst_j + \sum_{j=1}^m (C_j * impact_j) + \sum_{k=1}^p ImpactVal_k - \sum_{k=1}^p ImpactAvoid_k + \sum_{r=1}^q ImpactDisp_r$$

#### Équation 2

$$Impacts_{Sand\ filtration} = Inf * Impacts([SF_{electricity} + SF_{sand} + SF_{backwash}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

Tableau II. Consommation de matériaux et d'énergie des modules de traitement des effluents industriels

\*Valeurs adoptées pour les paramètres dans les inventaires du cycle de vie dans cette étude. SD95 : écart type à 95 %. GSD : écart type géométrique

| Module de traitement                      | Input   | Paramètre opérationnel     | Unité                          | Moyenne     | Distribution | SD95 (±) | GSD^2                    | Référence   |
|---|---|----------------------------|--------------------------------|-------------|--------------|----------|--------------------------|---|
| Filtration sur sable                      | Électricité   | SF Électricité             | kWh/m <sup>3</sup>             | *2.99 E-02  | Normale      | 5.14E-03 |                          | MENESES <i>et al.</i> , 2010<br>MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>PASQUALINO <i>et al.</i> , 2011<br>MAESELE <i>et ROUX</i> , 2021                                |
|   |   |                            |                                | *3.46E-02   | Normale      | 2.61E-02 |                          | MENESES <i>et al.</i> , 2010<br>MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE <i>et ROUX</i> , 2021   |
|   | Sable   | SF Sable                   | kg/m <sup>3</sup>              | 2.00E-03    | Normale      | 1.5E-03  |                          | BASU <i>et DEBNATH</i> , 2015   |
| Coagulation/<br>Floculation               | Eau de lavage à contre-courant                              | SF Lavage à contre-courant | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> | *1.0E-01    | Normale      | 4.0E-02  |                          | BESHR <i>et al.</i> , 2023  |
|   |   |                            |                                | *5.80E-02   | Log-normale  | 1,16     |                          | MENESES <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE <i>ET ROUX</i> , 2021   |
|   | Électricité   | PCF Électricité            | kWh/m <sup>3</sup>             | 4.2E-01     | Log-normale  | 1,1      |                          | KHOR <i>et al.</i> , 2020   |
|   |   |                            |                                | 2.76E-01    | Log-normale  | 1,1      |                          | TEO <i>et al.</i> , 2023  |
|   |   |                            |                                | *6.03E-02   | Normale      | 3.03E-02 |                          | MENESES <i>et al.</i> , 2010<br>MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>BRAVO <i>et FERRER</i> , 2011<br>PINTILIE <i>et al.</i> , 2016<br>MAESELE <i>ET ROUX</i> , 2021 |
| Filtration en sac                         | Acrylonitrile « Coagulation »                               | PCF Acrylonitrile          | kg/m <sup>3</sup>              | *1.05E-03   | Normale      | 7.65E-04 |                          | MAESELE <i>et ROUX</i> , 2021   |
|   |   |                            |                                | *1.5E-02    | Log-normale  | 1,07     |                          | MORTADI <i>et al.</i> , 2022  |
|   | Sulfate d'aluminium (alun) « Coagulation »                  | PCF Sulfate d'aluminium    | kg/m <sup>3</sup>              | 3.0E-02     | Log-normale  | 1,1      |                          | Données internes  |
|   |   |                            |                                | *5.0E-03    | Normale      | 1.9E-3   |                          | FAUSTINO <i>et al.</i> , 2019   |
|   |   |                            |                                | 4.6E-01     | Log-normale  | 1.1      |                          | TEO <i>et al.</i> , 2023  |
| Chlorure de polyaluminium « Coagulation » | PCF Chlorure de polyaluminium                               | kg/m <sup>3</sup>          | *1.5E-02                       | Log-normale | 1.07         |          | NTI <i>et al.</i> , 2021 |   |
|   |   |                            | 1.0E-03                        | Log-normale | 1.1          |          | Données internes         |   |
| Filtration à cartouche                    | « Floculation » du polyacrylamide                           | PCF Polyacrylamide         | kg/m <sup>3</sup>              | *5.0E-03    | Normale      | 3.62E-04 |                          | WONG <i>et al.</i> , 2006   |
|   |   |                            |                                | 2.0E-01     | Normale      | 1.0E-01  |                          | VILLABONA-ORTIZ <i>et al.</i> , 2022  |
|   | Polymère naturel à base de chitosane/amidon « Floculation » | PCF Chitosane naturel      | kg/m <sup>3</sup>              | 2.0E-01     | Normale      | 5.0E-02  |                          | MACCZAK <i>et al.</i> , 2022  |
|   |   |                            |                                | *5.0E-01    | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
|   |   |                            |                                | *2.0E-02    | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
| Carafes lamellaires                       | Eau pour dilution « Floculation »                           | PCF Eau                    | kg/m <sup>3</sup>              | *1.0E-04    | Log-normale  | 1.1      |                          | PICKFORD, 2021  |
|   |   |                            |                                | *5.0E-5     | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
| Filtration en sac                         | Électricité   | BF Électricité             | kWh/m <sup>3</sup>             | *1.0E-01    | Normale      | 5.0E-02  |                          | UDUMAN <i>et al.</i> , 2010   |
|   |   |                            |                                | *4.3E-03    | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
| Filtration à cartouche                    | Filtre  | BF Filtre                  | set/m <sup>3</sup>             | *1.0E-04    | Log-normale  | 1.1      |                          | Données internes  |
|   |   |                            |                                | *2.0E-02    | Log-normale  | 1.1      |                          | PICKFORD, 2021  |
| Carafes lamellaires                       | Électricité   | CF Électricité             | kWh/m <sup>3</sup>             | *2.0E-02    | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
|   |   |                            |                                | *5.0E-5     | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |
| Carafes lamellaires                       | Eau de nettoyage  | LD Électricité             | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> | *1.0E-01    | Normale      | 5.0E-02  |                          | UDUMAN <i>et al.</i> , 2010   |
|   |   |                            |                                | *4.3E-03    | Log-normale  | 1,05     |                          | Données internes  |

| Module de traitement   | Input   | Paramètre opérationnel        | Unité               | Moyenne    | Distribution | SD95 (±) | GSD^2 | Référence  |
|------------------------|---|-------------------------------|---------------------|------------|--------------|----------|-------|--|
|                        | Électricité   | MF Électricité                | kWh/m <sup>3</sup>  | *4.3E-01   | Log-normale  |          | 1.12  | MENESES <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                |
|                        |   |                               |                     | 1.8E-01    | Log-normale  |          | 1.1   | TANGSUBKUL <i>et al.</i> , 2006  |
|                        |   |                               |                     | 1.8E-01    | Normale      | 1.2E-01  |       | RAFFIN <i>et al.</i> , 2013  |
|                        |   |                               |                     | 2.8E-01    | Log-normale  |          | 1.1   | LARSEN, 2022   |
| <b>Microfiltration</b> | Membrane  | MF Membrane                   | set/m <sup>3</sup>  | *6.6E-04   | Log-normale  |          | 1.22  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Hydroxyde de sodium NaOH 30 %                           | MF Sodique hydroxyde          | kg/m <sup>3</sup>   | *5.00E-03  | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Acide nitrique HNO <sub>3</sub> 58 %                    | MF Acide nitrique             | kg/m <sup>3</sup>   | *8.5E-07   | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Peroxyde d'hydrogène H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 35 % | MF Peroxyde d'hydrogène       | kg/m <sup>3</sup>   | *2.1E-06   | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Électricité   | UF Électricité                | kWh/ m <sup>3</sup> | *4.30E-01  | Log-normale  |          | 1.12  | TANGSUBKUL <i>et al.</i> , 2006  |
|                        |   |                               |                     | 1.8E-01    | Normale      | 1.2E-01  |       | RAFFIN <i>et al.</i> , 2013  |
|                        |   |                               |                     | 2.8E-01    | Log-normale  |          | 1.1   | LARSEN, 2022   |
|                        |   |                               |                     | *6.6E-04   | Log-normale  |          | 1.22  | Données internes   |
| <b>Ultrafiltration</b> | Membrane  | UF Membrane                   | set /m <sup>3</sup> | *6.6E-04   | Log-normale  |          | 1.22  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Hydroxyde de sodium NaOH 30 %                           | UF Sodique hydroxyd           | kg / m <sup>3</sup> | *5.00E-03  | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Acide nitrique HNO <sub>3</sub> 58 %                    | UF Acide nitrique             | kg/ m <sup>3</sup>  | *8.5E-07   | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Peroxyde d'hydrogène H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 35 % | UF Hydrogénoperoxyde          | kg/ m <sup>3</sup>  | *2.1E-06   | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Électricité   | NF Électricité                | kWh/ m <sup>3</sup> | *1.17E+00  | Normale      | 0.42E-01 |       | HAFIZ <i>et al.</i> , 2021   |
|                        |   |                               |                     | 1,94E+00   | Log-normale  |          | 1.1   | YOUCEF <i>et al.</i> , 2022  |
|                        |   |                               |                     | *1.6E-04   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
| <b>Nanofiltration</b>  | Membrane  | NF Membrane                   | set /m <sup>3</sup> | *1.6E-04   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Hydroxyde de sodium NaOH 30 %                           | NF sodique hydroxyde          | kg / m <sup>3</sup> | *5.00E- 03 | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Acide nitrique HNO <sub>3</sub> 58 %                    | NF Acide nitrique             | kg/ m <sup>3</sup>  | *1.7E-06   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        | Acide chlorhydrique                                     | NF Acide chlorhydrique        | kg/ m <sup>3</sup>  | *1.7E-06   | Log-normale  |          | 1.07  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | RAFFIN <i>et al.</i> , 2013  |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
| <b>Osmose inverse</b>  | Électricité   | RO Électricité                | kWh/ m <sup>3</sup> | *1.1E+00   | Log-normale  |          | 1.12  | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>MAESELE ET ROUX, 2021                                  |
|                        |   |                               |                     | 1.2E+00    | Log-normale  |          | 1.1   | RAFFIN <i>et al.</i> , 2013  |
|                        |   |                               |                     | *1.6E-04   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        | Membrane  | RO Membrane                   | set/m <sup>3</sup>  | *1.6E-04   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        | Hydroxyde de sodium                                     | Hydroxyde de sodium osmosé    | kg/ m <sup>3</sup>  | *4.20E-03  | Normale      | 2.69E-03 |       | MUÑOZ <i>et al.</i> , 2010<br>O'CONNOR <i>et al.</i> , 2014<br>MAESELE ET ROUX, 2021 |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.05  | SPITSOV <i>et al.</i> , 2023   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |
|                        | Acide nitrique  | RO Acide nitrique             | kg/ m <sup>3</sup>  | *1.7E-06   | Log-normale  |          | 1.08  | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.05  | SPITSOV <i>et al.</i> , 2023   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |
|                        | Polyacrylate de sodium                                  | Osmosé Polyacrylate de sodium | kg/ m <sup>3</sup>  | *6.00E-03  | Log-normale  |          | 1.05  | SPITSOV <i>et al.</i> , 2023   |
|                        |   |                               |                     | 1.0E-02    | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |
|                        |   |                               |                     |            | Log-normale  |          | 1.1   | Données internes   |

| Module de traitement                               | Input                | Paramètre opérationnel                   | Unité                | Moyenne             | Distribution | SD95 (±)    | GSD^2 | Référence  |
|--|----------------------|--|----------------------|---------------------|--------------|-------------|-------|--|
| UV   | Électricité          | UV Électricité                           | kWh/ m <sup>3</sup>  | *6.30E-02           | Normale      | 2.70E-02    |       | MENESES et al., 2010<br>MUÑOZ et al., 2010<br>PASQUALINO et al., 2011<br>SPELLMAN, 2000<br>MAESELE ET ROUX, 2021 |
|  |                      |  |                      | 8.5E-02             | Log-normale  | 4.0E-02     |       | COLLIVIGNARELLI et al., 2021   |
| Procédé d'échange d'ions                           | Lampe ultraviolette  | UV Ultraviolet lampe                     | set /m <sup>3</sup>  | *1.85E-05           | Normale      | 7.78E-06    |       | MENESES et al., 2010<br>MUÑOZ et al., 2010<br>PASQUALINO et al., 2011<br>MAESELE ET ROUX, 2021                   |
|  |                      | Électricité                              | kWh/ m <sup>3</sup>  | *3.8E-01            | Log-normale  |             | 1.05  | HE et al., 2019  |
|  |                      | Résine                                   | kg / m <sup>3</sup>  | *3.85E-01           | Log-normale  |             | 1.07  | Données internes   |
|  |                      | Régénération acide                       | kg / m <sup>3</sup>  | *8.7E-03            | Log-normale  |             | 1.07  | Données internes   |
| Activé filtration au charbon                       | Alcalin régénération | IEP Électricité                          | kWh/ m <sup>3</sup>  | *0.40E-02           | Normale      | 0.80E-03    |       | RISCH et al., 2022   |
|  |                      | IEP Résine                               | kg / m <sup>3</sup>  | *1.02E-02           | Normale      | 2.04E-03    |       | RISCH et al., 2022   |
|  |                      | IEP chlorhydrique acide                  | kg / m <sup>3</sup>  | *2.66E - 02         | Normale      | 0.55E-02    |       | RISCH et al., 2022   |
| Filtration à l'hydroxyde ferrique granulaire (GEH) | Électricité          | ACF activé carbone frais                 | kg / m <sup>3</sup>  | *3.6E-01            | Normale      | 1.6E-01     |       | SALDAÑA ROBLES et al., 2018  |
|  |                      | ACF Carbone réactif (réactivé/régénéré)  | kg / m <sup>3</sup>  | *9.7E-02            | Log-normale  | 1,05        |       | Données internes   |
|  |                      | ACF Électricité                          | kWh / m <sup>3</sup> | 8.2E-02             | Log-normale  |             | 1.1   | TARPANI et AZAPAGIC, 2023  |
| Ozonation  | Eau                  | OZON Électricité                         | kWh / m <sup>3</sup> | *1.16E-01           | Normale      | 2.33E-02    |       | RISCH et al., 2022   |
|  |                      | OZON Eau                                 | kg                   | *5.0E-01            | Normale      | 2.2E-01     |       | Données internes   |
| Photo solaire - Fenton                             | Électricité          | SPHF Électricité                         | kWh / m <sup>3</sup> | *2.8E-01            | Log-normale  |             | 1.07  | GALLEGO-SCHMID et al., 2019  |
|  |                      | SPHF Fe2(SO4)3                           | kg / m <sup>3</sup>  | *2.0E-02            | Log-normale  |             | 1.07  | GALLEGO-SCHMID et al., 2019  |
|  |                      | Éthylènediamine N,N'-disuccinique (EDDS) | kg / m <sup>3</sup>  | *1.1E-01            | Log-normale  |             | 1.07  | GALLEGO-SCHMID et al., 2019  |
|  |                      | H2SO4                                    | kg / m <sup>3</sup>  | *1.11E-01           | Log-normale  |             | 1.07  | GALLEGO-SCHMID et al., 2019  |
|  |                      | H2O2                                     | kg / m <sup>3</sup>  | *5.07E-02           | Log-normale  |             | 1.07  | GALLEGO-SCHMID et al., 2019  |
|  |                      | Eau du robinet                           | SPHF Eau             | kg / m <sup>3</sup> | *1.05E-00    | Log-normale |       | 1.07   |

\*Valeurs adoptées pour les paramètres dans les inventaires du cycle de vie dans cette étude. SD95 : écart type à 95 %. GSD : écart type géométrique  
**Tableau II. Consommation de matériaux et d'énergie des modules de traitement des effluents industriels**

### 1.3.1.2. Module 2 : Filtration sur poche

La filtration sur poche sépare les sédiments, solides et particules. Polyvalente, facile à installer, avec peu d'entretien et faible coût, elle est idéale pour le traitement des effluents. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation de la filtration sur poche de l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 3, dans laquelle  $BF_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ),  $BF_{filter}$  est l'utilisation du filtre ( $set/m^3$ ) pour  $1 m^3$  d'effluent en sortie du traitement.

### 1.3.1.3. Module 3 : Filtration à cartouche

Les filtres à cartouche éliminent les particules des fluides. Non lavables à contre-courant, ils sont jetables et remplacés lorsqu'obstrués. Ils présentent généralement l'avantage de limiter la périodicité de renouvellement par rapport aux filtres à poches par limitation du colmatage. Les impacts environnementaux de la phase de fonctionnement des filtres à cartouche peuvent être calculés à partir de l'équation 4, dans laquelle  $CF_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ),  $CF_{cartridge}$  est la consommation en filtres à cartouche ( $set/m^3$ ) pour  $1 m^3$  d'effluent en sortie du traitement.

## 1.3.2. Filtration membranaire

Les technologies membranaires éliminent plusieurs polluants en utilisant un gradient de pression, appelé pression transmembranaire. Les membranes peuvent être classées selon leur seuil de coupure : microfiltration ( $0,1-10 \mu m$ ), ultrafiltration ( $1-100 nm$ ), nanofiltration ( $0,1-10 nm$ ) et osmose inverse ( $< 0,1 nm$ ). L'effluent est fractionné en perméat, qui passe le filtre (unité fonctionnelle), et en concentrat, avec les matières retenues. Malgré leur efficacité, l'encrassement reste un défi majeur, nécessitant des procédures de nettoyage pour maintenir les performances.

#### Équation 3

$$Impacts_{Bag\ filtration} = Inf * Impacts([BF_{electricity} + BF_{filter}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 4

$$Impacts_{Cartridge\ filtration} = Inf * Impacts([CF_{electricity} + CF_{cartridge}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 5

$$Impacts_{Microfiltration} = Inf * Impacts([MF_{electricity} + MF_{membrane} + MF_{sodium\ hydroxide} + MF_{sodium\ hypochlorite} + MF_{nitricacid} + MF_{hydrogen\ peroxide}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 6

$$Impacts_{Ultrafiltration} = Inf * Impacts([UF_{electricity} + UF_{membrane} + UF_{sodium\ hydroxide} + UF_{nitricacid} + UF_{hydrogen\ peroxide}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

### 1.3.2.1. Module 4 : Microfiltration

Les membranes de microfiltration (MF) retiennent les particules supérieures à  $0,1$  micromètre, telles que les bactéries, pathogènes, cellules de levure ou certaines matières en suspension. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation du MF de l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 5, dans laquelle  $MF_{electricity}$ ,  $MF_{membrane}$ ,  $MF_{sodium\ hydroxide}$ ,  $MF_{sodium\ hypochlorite}$ ,  $MF_{nitricacid}$  et  $MF_{hydrogen\ peroxide}$  sont respectivement la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), de membrane ( $set/m^3$ ), d'hydroxyde de sodium ( $kg/m^3$ ), utilisé pour ajuster le pH et éliminer les dépôts organiques et inorganiques sur les membranes, contribuant ainsi à leur nettoyage et à leur performance; d'hypochlorite de sodium ( $kg/m^3$ ), servant de désinfectant pour éliminer les pathogènes et bactéries de la surface des membranes, assurant ainsi une régénération par suppression d'un éventuel colmatage organique; d'acide nitrique ( $kg/m^3$ ), employé pour un nettoyage acide afin d'éliminer les dépôts minéraux et les accumulations de calcaire sur les membranes; et de peroxyde d'hydrogène ( $kg/m^3$ ), aidant à décomposer les contaminants organiques sur les membranes, contribuant ainsi à leur nettoyage et à leur désinfection, pour  $1 m^3$  de filtrat.

### 1.3.2.2. Module 5 : Ultrafiltration

L'ultrafiltration (UF) a un seuil de coupure plus élevé que la MF et seuls les composés de moins de  $0,01$  micromètre se retrouvent dans le perméat. L'UF a une consommation d'énergie inférieure à celle de la nanofiltration (NF). Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation de l'UF de l'influent ( $m^3$ ) pourraient être calculés à partir de l'équation 6, dans laquelle  $UF_{electricity}$ ,  $UF_{membrane}$ ,  $UF_{sodium\ hydroxide}$ ,  $UF_{nitricacid}$  et  $UF_{hydrogen\ peroxide}$  sont respectivement la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ),

la consommation de membrane (set/m<sup>3</sup>), d'hydroxyde de sodium (kg/m<sup>3</sup>), d'acide nitrique (kg/m<sup>3</sup>), et de peroxyde d'hydrogène (kg/m<sup>3</sup>), pour 1 m<sup>3</sup> de de perméat.

### 1.3.2.3. Module 6 : Nanofiltration

La NF a un seuil de coupure plus fin que l'UF, de l'ordre du nanomètre. Dans le perméat se retrouveront que des molécules dissoutes de taille nanométrique et des ions divalents. Les principaux paramètres de fonctionnement des unités NF sont la consommation d'électricité et d'agents de nettoyage . L'équation 7 permet le calcul des impacts environnementaux de la phase d'exploitation du NF de l'influent (m<sup>3</sup>), dans laquelle  $NF_{electricity}$ ,  $NF_{membrane}$ ,  $NF_{sodium\ hydroxide}$ ,  $NF_{nitricacid}$  et  $NF_{hydrochloricacid}$  sont respectivement la consommation d'électricité (kWh/m<sup>3</sup>), de membrane (set/m<sup>3</sup>), d'hydroxyde de sodium(kg/m<sup>3</sup>), d'acide nitrique (kg/m<sup>3</sup>), et d'acide chlorhydrique (kg/m<sup>3</sup>) utilisé pour le nettoyage acide afin d'éliminer les dépôts minéraux et les accumulations de calcaire, contribuant à maintenir l'efficacité des membranes, pour 1 m<sup>3</sup> de perméat.

### 1.3.2.4. Module 7 : Osmose inverse

L'osmose inverse (OI), utilisée initialement pour le desalement, est populaire pour traiter les effluents, concentrant solides, bactéries, virus et jusqu'aux ions monovalents pour obtenir de l'eau épurée. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation de l'OI de l'influent (m<sup>3</sup>) peuvent être calculés à partir de l'équation 8, dans laquelle  $RO_{electricity}$ ,  $RO_{membrane}$ ,  $RO_{sodium\ hydroxide}$ ,  $RO_{nitricacid}$  et  $RO_{sodium\ polyacrylate}$  sont respectivement la consommation d'électricité (kWh/m<sup>3</sup>), de membrane (set/m<sup>3</sup>), d'hydroxyde de sodium (kg/m<sup>3</sup>), d'acide nitrique (kg/m<sup>3</sup>) et de polyacrylate de sodium (kg/m<sup>3</sup>) utilisé comme chélatant et dispersant pour

prévenir les dépôts sur la membrane, améliorant ainsi l'efficacité du processus, pour 1 m<sup>3</sup> de perméat.

### 1.3.3. Procédés physico-chimiques

#### 1.3.3.1. Module 8 : Précipitation/Coagulation/Floculation

La précipitation/coagulation/floculation élimine les particules en suspension et colloïdales en formant des floccs, qui se déposent ensuite par sédimentation ou filtration. Ce processus déstabilise les colloïdes par neutralisation des charges électrostatiques, transformant les particules non décantables en particules décantables. Les impacts environnementaux de la phase d'opération de précipitation/coagulation/floculation de l'influent (m<sup>3</sup>) peuvent être calculés à partir de l'équation 9, dans laquelle  $PCF_{electricity}$ ,  $PCF_{aluminium\ hydroxide}$ ,  $PCF_{acrylonitrile}$ ,  $PCF_{aluminium\ sulfate}$ ,  $PCF_{ferric\ chloride}$ ,  $PCF_{polyaluminium\ chloride}$ ,  $PCF_{polyacrylamide}$ ,  $PCF_{natural\ chitosan}$  et  $PCF_{water}$  sont respectivement la consommation d'électricité (kWh/m<sup>3</sup>), d'hydroxyde d'aluminium (kg/m<sup>3</sup>), d'acrylonitrile (kg/m<sup>3</sup>), de chlorure ferrique (kg/m<sup>3</sup>), de sulfate d'aluminium (kg/m<sup>3</sup>), et de polychlorure d'aluminium (kg/m<sup>3</sup>), utilisés comme coagulants, de polyacrylamide (kg/m<sup>3</sup>), utilisé comme floculant pour améliorer la séparation des solides et des liquides, de chitosane naturel (kg/m<sup>3</sup>), utilisé comme floculant écologique, et la consommation d'eau pour la dilution (kg/m<sup>3</sup>), pour 1 m<sup>3</sup> en sortie du module de traitement.

#### 1.3.3.2. Module 9 : Les décanteurs lamellaires

La décantation est un procédé multiphasique qui permet de déposer au fond des particules solides dans un mélange hétérogène. Parmi les trois grands types de décantation statique, accélérée et lamellaire, la décantation lamellaire est la cible de cette étude. Les impacts

#### Équation 7

$$Impacts_{Nanofiltration} = Inf * Impacts ([NF_{electricity} + NF_{membrane} + NF_{sodium\ hydroxide} + NF_{nitricacid} + NF_{hydrochloricacid}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 8

$$Impacts_{Reverse\ Osmosis} = Inf * Impacts ([RO_{electricity} + RO_{membrane} + RO_{sodium\ hydroxide} + RO_{nitricacid} + RO_{sodium\ polyacrylate}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 9

$$Impacts_{Precipitation-Coagulation-Floculation} = Inf * Impacts ([PCF_{electricity} + PCF_{aluminium\ hydroxide} + PCF_{acrylonitrile} + PCF_{aluminium\ sulfate} + PCF_{ferric\ chloride} + PCF_{polyaluminium\ chloride} + PCF_{polyacrylamide} + PCF_{natural\ chitosan} + PCF_{water}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

environnementaux de la phase d'exploitation des décanteurs lamellaires pour l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 10, dans laquelle  $LD_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), et  $LD_{cleaning water}$  est la consommation d'eau pour le nettoyage ( $m^3/m^3$ ) pour  $1 m^3$  d'effluent en sortie module du traitement.

### 1.3.3.3. Module 10 : Échange d'ions

Le procédé d'échange d'ions (IEP) est efficace et économique pour éliminer les ions et les métaux lourds des effluents industriels. Il consiste à transférer des ions entre une solution et un échangeur d'ions solide. Certaines résines peuvent être régénérées par une solution saline ou acide pour maintenir la capacité d'échange et la durabilité du procédé. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation du procédé d'échange d'ions de l'influent ( $m^3$ ) pourraient être calculés à partir de l'équation 11, dans laquelle  $IEP_{electricity}$ ,  $IEP_{resin}$ ,  $IEP_{hydrochloric acid}$  et  $IEP_{sodium hydroxyde}$  sont respectivement la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), de résine ( $kg/m^3$ ) utilisée pour l'échange d'ions afin de retirer certains contaminants spécifiques de l'eau, d'acide chlorhydrique ( $kg/m^3$ ), et d'hydroxyde de sodium ( $kg/m^3$ ), pour  $1 m^3$  en sortie du module de traitement.

### 1.3.3.4. Module 11 : Adsorption sur charbon actif

L'adsorption sur charbon actif (ACF) est utilisée pour traiter les effluents industriels, notamment pour adsorber des composés organiques et des métaux lourds. Le charbon actif granulaire (GAC), fabriqué à partir de matières premières riches en carbone dont le charbon bitumineux, les résidus pétroliers ou encore les coques de noix de coco, est efficace pour séquestrer ces composés. Sa

régénération chimique ou thermique peut permettre sa réutilisation, ce qui le rend économiquement viable pour le traitement des effluents à grande échelle. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation de la filtration au charbon actif de l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 12, dans laquelle  $ACF_{electricity}$ ,  $ACF_{fresh activated carbon}$  et  $ACF_{regenerated activated carbon}$  sont la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), la consommation de charbon actif frais ( $kg/m^3$ ), utilisé pour l'adsorption des contaminants organiques et métalliques dans les effluents, et la consommation de charbon actif régénéré ( $kg/m^3$ ), utilisé après régénération chimique ou thermique pour être réutilisé dans le processus d'adsorption, pour  $1 m^3$  d'effluent traité en sortie du module de traitement.

### 1.3.3.5. Module 12 : Adsorption à l'hydroxyde ferrique granulaire

L'hydroxyde ferrique granulaire GEH (GEH Wasserchemie GmbH & Co) est un adsorbant granulaire composé d'hydroxyde de fer ( $FeOOH$ ) avec une surface spécifique élevée. Utilisé pour adsorber les métaux lourds, notamment l'arsenic et le molybdène, il est particulièrement efficace dans les effluents des industries minières, métallurgiques et électroniques. Le GEH peut être régénéré par lavage ou traitement chimique, permettant une réutilisation sur plusieurs cycles, avec une durée de vie jusqu'à 5 ans. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation du GEH ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 13, dans laquelle  $GEH_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), et  $GEH_{GEH}$  est la consommation de GEH ( $kg/m^3$ ), pour  $1 m^3$  d'effluent en sortie du module de traitement.

#### Équation 10

$$Impacts_{Lamellar\ decanters} = Inf * Impacts ([LD_{electricity} + LD_{cleaning\ water}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 11

$$Impacts_{IEP} = Inf * Impacts ([IEP_{electricity} + IEP_{resin} + IEP_{hydrochloric\ acid} + IEP_{sodium\ hydroxyde}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 12

$$Impacts_{ACF} = Inf * Impacts ([ACF_{electricity} + ACF_{fresh\ activated\ carbon} + ACF_{regenerated\ activated\ carbon}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 13

$$Impacts_{GEH} = Inf * Impacts ([GEH_{electricity} + GEH_{GEH}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

### 1.3.4. Oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancés (POA), incluant l'ozonation, la catalyse électrochimique, les procédés Fenton et photo-Fenton, et la photocatalyse, traitent les effluents par la génération de radicaux hydroxyles pour décomposer des substances organiques et inorganiques. Ces technologies sont utilisées en particulier pour traiter les effluents industriels organiques et inactiver les micro-organismes pathogènes.

#### 1.3.4.1. Module 13 : Rayonnement ultraviolet

Le rayonnement ultraviolet (UV) désinfecte les effluents industriels en endommageant les acides nucléiques des micro-organismes. Alternative rentable à la chloration, la désinfection UV ne nécessite pas de produit chimique supplémentaire et ne forme pas de sous-produit. Cependant, certains virus et spores sont plus résistants. Les lampes UV à 253,7 nm sont les plus efficaces pour la désinfection. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation du rayonnement ultraviolet du débit influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 14, dans laquelle  $UV_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), et  $UV_{UV\ lamp}$  est la consommation forfaitaire UV ( $set/m^3$ ) pour  $1\ m^3$  d'effluent en sortie du module de traitement.

#### 1.3.4.2. Module 14 : Ozonation

L'ozonation, en tant que processus d'oxydation avancé, est utilisée pour traiter les eaux industrielles en raison de sa capacité à neutraliser efficacement les agents pathogènes, décomposer les molécules complexes et oxyder les métaux. Le processus consiste à dissoudre l'ozone (généré par décharge corona) dans l'eau pour initier l'oxydation. Il peut être combiné avec d'autres technologies telles que l'oxydation par peroxyde ( $H_2O_2$ ), par ultraviolet (UV), et les techniques sonochimiques [NISHAT et al., 2023]. Les catalyseurs en ozonation catalytique améliorent la dégradation des contaminants organiques. Les impacts environnementaux de la phase

d'exploitation de l'ozonation de l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 15, dans laquelle  $OZON_{electricity}$  est la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ),  $OZON_{water}$  est la consommation d'eau ( $kg/m^3$ ), pour  $1\ m^3$  en sortie de module de traitement.

#### 1.3.4.3. Module 15 : Photo-Fenton solaire (SPF)

Le procédé Fenton utilise le peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ) et le fer ( $Fe^{2+}$ ) pour générer des radicaux hydroxyles. Le procédé solaire photo-Fenton (SPF) améliore cette réaction en utilisant des UV ou la lumière solaire pour régénérer  $Fe^{2+}$ , augmentant ainsi la production de radicaux. L'utilisation de la lumière solaire est un avantage clé, rendant ce procédé économique et écologique pour le traitement des effluents industriels. L'intégration du SPF avec d'autres technologies permet d'améliorer les taux de dégradation et de réduire les coûts d'exploitation. Les impacts environnementaux de la phase d'exploitation du photo-Fenton solaire de l'influent ( $m^3$ ) peuvent être calculés à partir de l'équation 16, dans laquelle  $SPF_{electricity}$ ,  $SPF_{ferric\ sulfate}$ ,  $SPF_{EDDS}$ ,  $SPF_{sulfuric\ acid}$ ,  $PSF_{hydrogen\ peroxide}$  et  $SPF_{water}$  sont la consommation d'électricité ( $kWh/m^3$ ), la consommation de sulfate ferrique ( $Fe_2(SO_4)_3$ ) ( $kg/m^3$ ), utilisé comme catalyseur pour générer des radicaux hydroxyles dans le processus Fenton, de l'acide éthylènediamine-N, N'-disuccinique (EDDS) ( $kg/m^3$ ), utilisé pour chélater les ions métalliques et améliorer l'efficacité du processus, de l'acide sulfurique ( $H_2SO_4$ ) ( $kg/m^3$ ), utilisé pour ajuster le pH et favoriser la réaction de Fenton, de peroxyde d'hydrogène ( $kg/m^3$ ), utilisé pour générer des radicaux hydroxyles dans la réaction Fenton, et de l'eau ( $kg/m^3$ ), utilisée pour la dilution et le traitement des effluents, pour  $1\ m^3$  d'effluent en sortie de traitement.

### 1.4. Analyse d'incertitude

Les incertitudes associées aux catégories d'impact, résultant des variations des paramètres du processus, ont été évaluées à l'aide d'une simulation Monte-Carlo (MC)

#### Équation 14

$$Impacts_{UV} = Inf * Impacts([UV_{electricity} + UV_{UV\ lamp}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 15

$$Impacts_{OZON} = Inf * Impacts([OZON_{electricity} + OZON_{water}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

#### Équation 16

$$Impacts_{SPF} = Inf * Impacts([SPF_{electricity} + SPF_{ferric\ sulfate} + SPF_{EDDS} + SPF_{sulfuric\ acid} + PSF_{hydrogen\ peroxide} + SPF_{water}] + emission_{air,soil,water} + transport)$$

dans un intervalle de confiance de 90 %. Une simulation MC est un outil efficace pour illustrer la distribution de probabilité pour chaque catégorie d'impact environnemental en raison des incertitudes dans les paramètres du modèle [SOLEIMANI *et al.*, 2023]. Les simulations MC ont été réalisées dans openLCA, et l'intervalle de confiance de 90 % (entre le 5<sup>e</sup> percentile et le 95<sup>e</sup> percentile) des catégories d'impact environnemental final, avec 1000 simulations MC, a été illustré par les barres d'erreur supérieure et inférieure dans les graphiques des impacts environnementaux.

## 2. Résultats

Les résultats présentés dans cette étude offrent une comparaison des impacts environnementaux de 15 modules de traitement des effluents différents. Les résultats des évaluations à mi-parcours et à la fin du traitement sont illustrés visuellement, ainsi que les résultats appropriés de l'analyse d'incertitude, afin de fournir aux décideurs un aperçu comparatif rapide des impacts environnementaux des modules de traitement.

### 2.1 Impacts environnementaux comparatifs des modules de traitement – impacts à mi-parcours

Les impacts environnementaux à mi-parcours de la phase opérationnelle de 15 modules de traitement pour l'unité fonctionnelle de 1 m<sup>3</sup> d'effluent en sortie de traitement, obtenus à partir de l'ACV en openLCA par la méthode ReCiPe midpoint (H) basée sur les paramètres d'exploitation dérivés de la littérature, sont présentés dans le *tableau III* en 18 catégories d'impact.

Les résultats indiquent des variations significatives des impacts environnementaux entre les différents modules de traitement. Parmi ces modules, la filtration sur cartouche a l'impact le plus faible sur le changement climatique ( $2,80 \times 10^{-2}$  kg CO<sub>2</sub>-Éq), tandis que l'échange d'ions a l'impact le plus élevé (1,90 kg CO<sub>2</sub>-Éq), principalement en raison de la forte consommation de résines et de produits chimiques. Des modules tels que l'osmose inverse et la nanofiltration présentent également des impacts élevés dans plusieurs catégories, notamment le changement climatique, l'épuisement des combustibles fossiles et la toxicité humaine. Une différence minimale entre les impacts environnementaux de la nanofiltration et de l'osmose inverse peut être attribuée à leurs légères variations en termes de consommation énergétique et de produits chimiques (*tableau II*). Les modules de traitement comme la filtration sur sable et le traitement UV présentent des impacts relativement faibles dans la plupart des catégories, ce qui en fait des options plus favorables à l'environnement.

### 2.2. Impacts comparatifs des dommages sur la qualité de l'écosystème, les ressources et la santé humaine des modules de traitement – impacts finaux

Pour avoir une vue d'ensemble des impacts finaux sur la qualité de l'écosystème, les ressources et la santé humaine, les impacts finaux des modules de traitement ont été obtenus sous forme d'un score adimensionnel de points (Pt) à partir de la méthode des points finaux ReCiPe. Ces impacts finaux sont comparés visuellement dans la *figure 3* pour trois catégories d'impacts de la

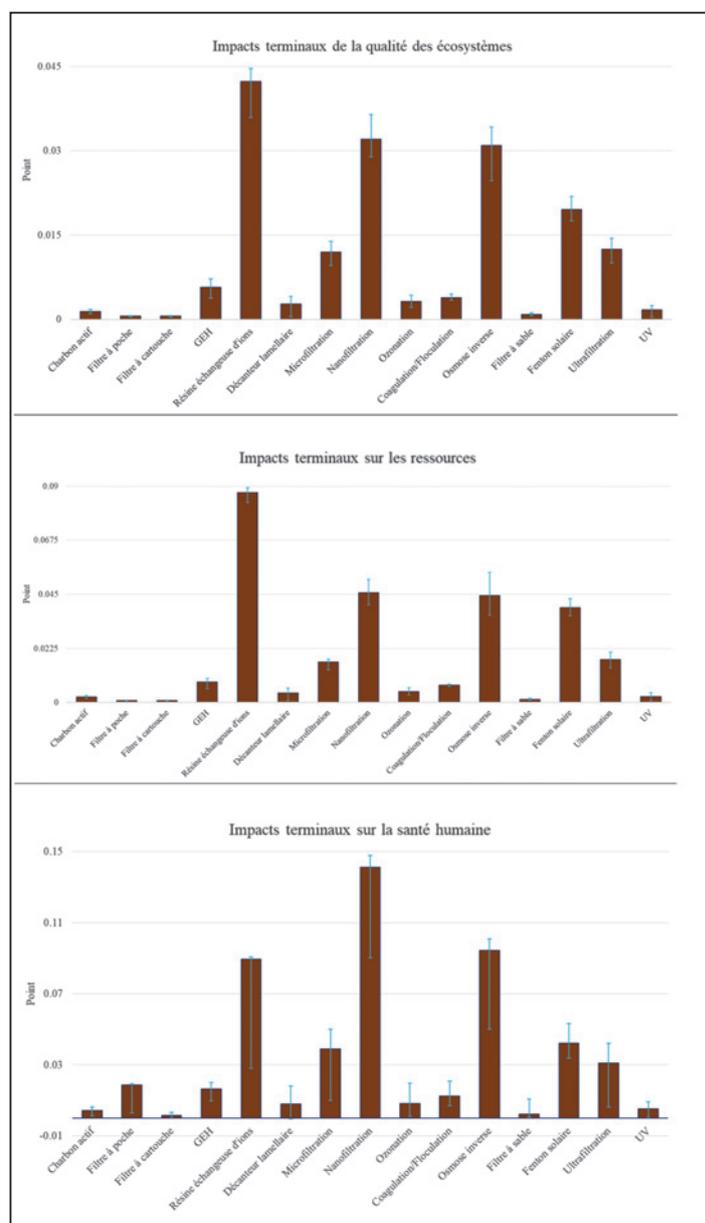


Figure 3. Comparaison des impacts environnementaux finaux des modules de traitement des effluents dans trois catégories « qualité des écosystèmes », « épuisement des ressources » et « santé humaine ». Les barres d'erreur représentant un intervalle de confiance de 90 % entre les 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles dans chaque catégorie d'impact

| Catégorie d'impact                   | Unité                   | Filtration sur charbon actif | Filtration sur poche | Filtration à cartouche | Hydroxyde de fer granulaire (GEH) | Résine échangeuse d'ions | Décanteur Lamelles | Micro-filtration | Nano-filtration | Ozonation | Coagulation Floculation | Osmose Inverse | Filtration au sable | Photo solaire Fenton | Ultra-filtration | UV       |
|--------------------------------------|-------------------------|------------------------------|----------------------|------------------------|-----------------------------------|--------------------------|--------------------|------------------|-----------------|-----------|-------------------------|----------------|---------------------|----------------------|------------------|----------|
| Occupation des terres agricoles      | m <sup>2</sup> a        | 1.09E-03                     | 4.44E-04             | 4.40E-04               | 8.44E-03                          | 2.85E-02                 | 2.17E-03           | 9.69E-03         | 2.54E-02        | 2.53E-03  | 6.95E-02                | 2.46E-02       | 7.96E-04            | 2.08E-02             | 9.69E-03         | 1.37E-03 |
| Changement climatique                | kg CO <sub>2</sub> -Eq  | 7.12E-02                     | 2.81E-02             | 2.80E-02               | 2.58E-01                          | 1.90E+00                 | 1.40E-01           | 6.05E-01         | 1.63E+00        | 1.62E-01  | 6.19E-01                | 1.56E+00       | 4.53E-02            | 9.56E-01             | 6.05E-01         | 8.80E-02 |
| Épauisement des ressources fossiles  | kg d'équivalent pétrole | 1.84E-02                     | 6.47E-03             | 6.44E-03               | 6.73E-02                          | 6.37E-01                 | 3.21E-02           | 1.39E-01         | 3.75E-01        | 3.73E-02  | 2.90E-01                | 3.63E-01       | 1.07E-02            | 3.19E-01             | 1.39E-01         | 2.02E-02 |
| Écotoxicité de l'eau douce           | kg 1,4-DCB-Éq           | 4.29E-04                     | 1.41E-04             | 1.36E-04               | 8.31E-03                          | 3.24E-02                 | 6.57E-04           | 3.04E-03         | 7.69E-03        | 7.66E-04  | 1.70E-02                | 7.72E-03       | 2.27E-04            | 2.11E-02             | 3.04E-03         | 4.14E-04 |
| Eutrophisation des eaux douces       | kg Éq,P                 | 2.12E-05                     | 5.52E-06             | 5.46E-06               | 7.71E-05                          | 3.39E-04                 | 2.71E-05           | 1.19E-04         | 3.17E-04        | 3.15E-05  | 2.00E-04                | 3.04E-04       | 8.58E-06            | 2.22E-04             | 1.19E-04         | 1.71E-05 |
| Toxicité pour l'homme                | kg 1,4-DCB-Éq           | 1.79E-02                     | 5.14E-03             | 5.07E-03               | 9.73E-02                          | 9.26E-01                 | 2.50E-02           | 1.10E-01         | 2.92E-01        | 2.90E-02  | 2.40E-01                | 2.81E-01       | 8.43E-03            | 2.97E-01             | 1.10E-01         | 1.62E-02 |
| Rayonnement ionisant                 | kg Éq,U235              | 1.40E-03                     | 5.98E-04             | 5.88E-04               | 1.22E-02                          | 5.68E-02                 | 2.89E-03           | 1.41E-02         | 3.38E-02        | 3.38E-03  | 2.92E-02                | 3.37E-02       | 9.32E-04            | 5.38E-02             | 1.41E-02         | 1.82E-03 |
| Écotoxicité marine                   | kg 1,4-DCB-Éq           | 4.13E-04                     | 1.33E-04             | 1.29E-04               | 7.61E-03                          | 2.31E-02                 | 6.22E-04           | 2.86E-03         | 7.28E-03        | 7.26E-04  | 1.44E-02                | 7.29E-03       | 2.20E-04            | 1.82E-02             | 2.86E-03         | 3.93E-04 |
| Eutrophisation marine                | kg N-Éq                 | 7.80E-05                     | 3.37E-05             | 3.35E-05               | 3.46E-04                          | 1.85E-03                 | 1.67E-04           | 7.23E-04         | 1.95E-03        | 1.94E-04  | 1.03E-03                | 1.90E-03       | 5.57E-05            | 2.26E-03             | 7.22E-04         | 1.05E-04 |
| Épauisement des métaux               | kg Fe-Éq                | 5.48E-06                     | 2.44E-06             | 2.40E-06               | 6.38E-05                          | 3.28E-04                 | 1.18E-05           | 5.74E-05         | 1.38E-04        | 1.38E-05  | 2.37E-03                | 1.39E-04       | 3.90E-06            | 2.78E-04             | 5.74E-05         | 7.48E-06 |
| Transformation naturelle des terres  | m <sup>2</sup>          | 5.57E-06                     | 1.41E-06             | 1.39E-06               | 4.36E-05                          | 3.32E-04                 | 6.82E-06           | 3.03E-05         | 7.98E-05        | 7.97E-06  | 2.64E-04                | 7.90E-05       | 4.35E-06            | 1.55E-04             | 3.02E-05         | 4.30E-06 |
| Appauvrissement de la couche d'ozone | kg d'équivalent CFC-11  | 1.54E-10                     | 1.02E-10             | 7.33E-11               | 1.58E-09                          | 6.55E-05                 | 2.23E-10           | 4.74E-09         | 2.65E-09        | 2.64E-10  | 1.69E-08                | 5.79E-09       | 1.16E-10            | 6.26E-08             | 4.74E-09         | 1.41E-10 |
| Formation de particules              | kg PM10-Éq              | 1.53E-04                     | 6.23E-05             | 6.17E-05               | 6.34E-04                          | 2.77E-03                 | 3.06E-04           | 1.32E-03         | 3.58E-03        | 3.56E-04  | 1.33E-03                | 3.40E-03       | 9.88E-05            | 1.72E-03             | 1.32E-03         | 1.93E-04 |
| Formation d'oxydants photochimiques  | kg COVM                 | 2.27E-04                     | 9.31E-05             | 9.24E-05               | 1.05E-03                          | 5.52E-03                 | 4.61E-04           | 2.00E-03         | 5.39E-03        | 5.35E-04  | 2.90E-03                | 5.14E-03       | 1.59E-04            | 3.09E-03             | 1.99E-03         | 2.90E-04 |
| Acidification terrestre              | kg Éq SO <sub>2</sub>   | 3.37E-04                     | 1.14E-04             | 1.13E-04               | 1.16E-03                          | 5.54E-03                 | 5.54E-04           | 2.40E-03         | 6.48E-03        | 6.44E-04  | 3.23E-03                | 6.20E-03       | 1.81E-04            | 3.68E-03             | 2.40E-03         | 3.49E-04 |
| Écotoxicité terrestre                | kg 1,4-DCB-Éq           | 3.06E-06                     | 1.10E-06             | 1.08E-06               | 2.87E-05                          | 2.90E-04                 | 5.30E-06           | 2.35E-05         | 6.20E-05        | 6.17E-06  | 6.83E-04                | 5.99E-05       | 2.71E-06            | 4.29E-04             | 2.33E-05         | 3.44E-06 |
| Occupation du sol urbain             | m <sup>2</sup> a        | 7.73E-04                     | 3.06E-04             | 3.04E-04               | 5.16E-03                          | 1.47E-02                 | 1.51E-03           | 6.56E-03         | 1.77E-02        | 1.75E-03  | 1.00E-02                | 1.68E-02       | 7.67E-04            | 9.49E-03             | 6.54E-03         | 9.51E-04 |
| Épauisement des ressources en eau    | m <sup>3</sup>          | 2.62E-04                     | 1.03E-04             | 1.03E-04               | 9.52E-04                          | 6.71E-03                 | 5.16E-04           | 2.24E-03         | 5.98E-03        | 1.09E-03  | 1.21E-02                | 5.70E-03       | 3.46E-04            | 4.35E-03             | 2.24E-03         | 3.22E-04 |

Tableau III. Impacts environnementaux à mi-parcours de la phase opérationnelle des 15 modules de traitement estimés par la méthode ReCiPe midpoint (H) sur la base des paramètres d'exploitation dérivés de la littérature

qualité de l'écosystème, des ressources et de la santé humaine afin de fournir un aperçu comparatif de la différence entre les impacts des modules de traitement. Dans la catégorie de la qualité de l'écosystème, l'échange d'ions présente l'impact le plus élevé avec une valeur moyenne de 0,042 Pt, ce qui indique des effets néfastes importants sur les écosystèmes. Il est suivi par la NF (0,032 Pt) et l'OI (0,031 Pt). Ces scores élevés suggèrent que ces modules ont des impacts écologiques substantiels, probablement en raison de leur forte utilisation de produits chimiques et de leur consommation d'énergie. Pour l'épuisement des ressources, l'échange d'ions se distingue à nouveau avec l'impact le plus élevé à 0,087 Pt, reflétant une utilisation importante des ressources. Elle est suivie de près par la NF, l'OI et l'oxydation avancée par procédé photo-Fenton avec des impacts de 0,045 Pt, 0,044 Pt et 0,039 Pt, respectivement. Ces valeurs élevées soulignent les besoins intensifs en matériaux et en énergie de ces processus. En bas de gamme, la filtration sur poche et cartouche, la filtration sur sable et le traitement UV ont un impact moindre sur les ressources, ce qui en fait des options plus économes en ressources. Dans la catégorie de la santé humaine, la NF a l'impact le plus élevé avec 0,141 Pt, suivie de près par l'OI avec 0,095 Pt et l'échange d'ions avec 0,089 Pt. En revanche, les modules comme la filtration à cartouche et à sable ont un impact beaucoup plus faible sur la santé humaine.

### 2.3. Impacts globaux des dommages environnementaux – Impacts totaux en score unique

Les scores sans dimension (Pt) des trois catégories d'impact final ont été intégrés à un seul score unique pour fournir une vue holistique de la charge environnementale totale associée à chaque module de traitement, visuellement comparés dans la figure 4. Les incertitudes

de ces impacts obtenues à partir de 1000 simulations MC sont présentées sous forme de bandes d'erreur supérieure et inférieure représentant un intervalle de confiance de 90 %.

L'analyse révèle que l'échange d'ions a l'impact global le plus élevé avec un score moyen de 0,2191 Pt. Ce score significatif souligne l'importante charge environnementale de l'échange d'ions, due à ses impacts élevés dans les trois catégories. La nanofiltration suit de près avec un score d'impact global de 0,2188 Pt, ce qui indique qu'il s'agit également d'un procédé à forte intensité environnementale, notamment en raison de sa forte consommation d'énergie et des émissions associées. En matière d'impacts environnementaux globaux, l'échange d'ions, la nanofiltration et l'osmose inverse ont les scores d'impact globaux les plus élevés, suivis par les procédés de photo-Fenton solaire, la microfiltration, l'ultrafiltration, le GEH et la coagulation/floculation.

### 3. Discussion

La compréhension des impacts environnementaux est essentielle pour la prise de décision sur les pratiques de gestion durable des effluents industriels, notamment pour satisfaire aux exigences réglementaires de plus en plus strictes. L'identification des modules dominants dans chaque catégorie d'impact facilite le développement de stratégies ciblées afin d'atténuer les impacts environnementaux des modules de traitement. Cette étude offre un aperçu global des impacts environnementaux de la phase d'exploitation de différents procédés de traitement des effluents sur la base des données secondaires de la littérature. Cette comparaison détaillée permet de configurer les chaînes de traitement les plus durables et d'inspirer les améliorations futures des pratiques de gestion des effluents.

Dans cette étude, les unités sont supposées être placées en France. Le mix électrique français étant très différent de celui d'autres pays, ce positionnement a une grande importance dans les modules à forte consommation électrique. Grâce à cette approche comparative, il a été révélé que, au niveau du procédé unitaire, l'échange d'ions, la nanofiltration et l'osmose inverse présentent les impacts environnementaux globaux les plus élevés, principalement en raison de leurs contributions substantielles aux dommages causés à la qualité des écosystèmes, aux ressources et à la santé humaine. L'ultrafiltration et la microfiltration suivent en importance, offrant des impacts environnementaux plus faibles, mais toujours considérables.

Au-delà de la mise en œuvre de l'évaluation de l'impact environnemental de 15 modules de traitement des effluents, nous avons développé une approche poly-

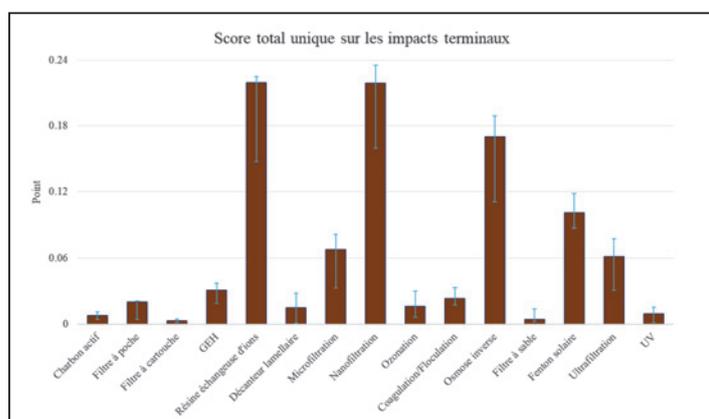


Figure 4. Comparaison des scores individuels des points finaux d'impact environnemental des modules de traitement des effluents. Les barres d'erreur représentant un intervalle de confiance de 90 % entre les 5<sup>e</sup> et 95<sup>e</sup> percentiles

valente de prise de décision sur les scénarios de configuration de traitement basée sur un arbre de décision et d'estimation des impacts environnementaux locaux et globaux des scénarios de traitement configurés, le tout basé sur les données de la littérature, les méthodes et les résultats présentés dans cette étude. En d'autres termes, en comprenant la composition des effluents et en connaissant l'utilisation finale prévue de l'eau traitée, nous pouvons suivre l'arbre de décision pour configurer un scénario de traitement adapté en nous appuyant sur les meilleures techniques disponibles et estimer les impacts globaux en intégrant les impacts des modules de traitement intégrés.

## Conclusion

Un cadre a été développé pour : 1) identifier les meilleures techniques disponibles (MTD); 2) élaborer un arbre de décision basé sur les MTD, les types de polluants et la qualité de l'eau prévue; 3) configurer un scénario de traitement adapté à l'objectif proportionnel à la composition des effluents en utilisant l'arbre de décision et la chaîne de traitement modulaire; 4) développer un inventaire paramétrique du cycle de vie pour les processus de traitement; et enfin 5) réaliser une ACV pour les modules de traitement. Les évaluations environnementales modulaires complètes ainsi que l'analyse des incertitudes permettent de déduire les implications suivantes :

- L'ACV comparative a révélé que la nanofiltration et l'osmose inverse ont des impacts environnementaux globaux élevés, principalement en raison de la forte consommation d'énergie, et que l'échange d'ions présente les impacts globaux les plus élevés en raison de la forte consommation de produits chimiques;
- l'arbre de décision, les caractéristiques de l'effluent, la qualité de traitement attendue et la chaîne de traitement modulaire sont les conditions préalables à la configuration d'un scénario de traitement adapté à un effluent;
- l'analyse modulaire du cycle de vie du traitement des effluents pourrait révéler les points chauds environnementaux de la chaîne de traitement, en matière d'impacts locaux, régionaux et mondiaux;
- un traitement des effluents plus durable implique des stratégies visant à éviter les techniques à forte intensité énergétique et chimique, à améliorer l'efficacité énergétique ou à intégrer des sources d'énergie renouvelables, à améliorer l'efficacité chimique et la réutilisabilité grâce à la régénération et à la réactivation des produits chimiques consommés et à l'incorporation de modules à faible impact.

## Remerciements

Cette étude fait partie d'un projet en cours d'OsmOz soutenu financièrement par la région Occitanie. Nous tenons également à remercier le Dr Gaetano Zuccaro pour sa contribution éclairée.

## Bibliographie

ADETUNJI A.I., OLANIRAN A.O. (2021) : « Treatment of industrial oily wastewater by advanced technologies: a review ». *Applied Water Science*; 11 : 98.

AZIZI D., ARIF A., BLAIR D., DIONNE J., FILION Y., OUARDA Y., et al. (2022) : « A comprehensive review on current technologies for removal of endocrine disrupting chemicals from wastewaters ». *Environmental Research*; 207 : 112196.

BASU S., DEBNATH A.K. (2015) : *Power plant instrumentation and control handbook*. Pages 39-146. DOI : 10.1016/B978-0-12-800940-6.00002-2

BESHR S., MOUSTAFA M., FAYED M., ALY S. (2023) : « Evaluation of water consumption in rapid sand filters backwashed under varied physical conditions ». *Alexandria Engineering Journal*; 64 : 601-13.

BRAVO L., FERRER I. (2011) : « Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects ». *Water Science and Technology*; 64(2) : 440-7.

BRINKMANN T., GINER-SANTONJA G., YÜKSELER H., ROUDIER S., SANCHO L. (2016) : « Best available techniques (BAT) reference document for common waste water and waste gas treatment/management systems in the chemical sector ». DOI : 10.2791/37535

COLLIVIGNARELLI M.C., ABBÀ A., MIINO M.C., CACCAMO F.M., TORRETTA V., RADA E.C., SORLINI S. (2021) : « Disinfection of wastewater by UV-based treatment for reuse in a circular economy perspective. Where are We at? » *International Journal of Environmental Research and Public Health*; 18(1) : 77.

COROMINAS L., BYRNE D.M., GUEST J.S., HOSPIDO A., ROUX P., SHAW A., SHORT M.D. (2020) : « The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review ». *Water Research*; 184 : 116058.

FAUSTINO L.M., BRAGA A.S., SACCHI G.D., WHITAKER W., REALI M.A.P., LEAL FILHO L.S., Daniel L.A. (2019) : « Removal of iron ore slimes from a highly turbid water by DAF ». *Environmental Technology*; 40 : 3444-55.

GALLEGO-SCHMID A., TARPANI R.R.Z., MIRALLES-CUEVAS S., CABRERA-REINA A., MALATO S., AZAPAGIC A. (2019) : « Environmental assessment of solar photo-Fenton processes in combination with nanofiltration for the removal of micro-contaminants from real wastewaters ». *Science of the Total Environment*; 650(Part 2) : 2210-20.

- GOMES J., MATOS A., GMUREK M., QUINTA-FERREIRA R.M., MARTINS R.C. (2019) : « Ozone and photocatalytic processes for pathogens removal from water: A review ». *Catalysts*; 9(1) : 46.
- GONZÁLEZ Y., GÓMEZ G., MOELLER-CHÁVEZ G.E., VIDAL G. (2023) : « UV disinfection systems for wastewater treatment: emphasis on reactivation of microorganisms ». *Sustainability*; 15(14) : 11262.
- GUEST J.S., SKERLOS S.J., BARNARD J.L., BECK M.B., DAIGER G.T., HILGER H., et al. (2009) : « A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater ». *Environmental Science & Technology*; 43(16) : 6126-30.
- HAFIZ M., HAWARI A.H., ALFAHEL R., HASSAN M.K., ALTAEE A. (2021) : « Comparison of nanofiltration with reverse osmosis in reclaiming tertiary treated municipal wastewater for irrigation purposes ». *Membranes*; 11(1) : 32.
- HE P., HAW K.-G., YAN S., TANG L., FANG Q., QIU S., VALTCHEV V. (2019) : « Carbon beads with a well-defined pore structure derived from ion-exchange resin beads ». *Journal of Materials Chemistry A*; 7 : 18285-94.
- KHOR C.M., WANG J., LI M., OETTEL B.A., KANER R.B., JASSBY D., HOEK E.M.V. (2020) : « Performance, energy and cost of produced water treatment by chemical and electrochemical coagulation ». *Water*; 12(2) : 3426.
- KUMAR R., QURESHI M., VISHWAKARMA D.K., AL-ANSARI N., KURIQI A., ELBELTAGI A., SARASWAT A. (2022) : « A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies ». *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*; 6 : 100219.
- LARSEN D. (2022) : *An evaluation of energy consumption comparing conventional water treatment plants to microfiltration and ultrafiltration water treatment plants* [thèse]. Disponible en ligne : [https://open.clemson.edu/all\\_theses/3843](https://open.clemson.edu/all_theses/3843)
- LOGANATHAN P., VIGNESWARAN S., KANDASAMY J., CUPRYS A.K., MALETSKY Z., RATNAWEERA H. (2023) : « Treatment trends and combined methods in removing pharmaceuticals and personal care products from wastewater – A review ». *Membranes*; 13(2) : 158.
- MACCZAK P., KACZMAREK H., ZIEGLER-BOROWSKA M., WEGRZYNOWSKA-DRZYMAŁSKA K., BURKOWSKA-BUT A. (2022) : « The use of chitosan and starch-based flocculants for filter backwash water treatment ». *Materials*; 15(3) : 1056.
- MAESELE C., ROUX P. (2021) : « An LCA framework to assess environmental efficiency of water reuse: Application to contrasted locations for wastewater reuse in agriculture ». *Journal of Cleaner Production*; 316 : 128151.
- MEHMETI A., CANAJ K. (2022) : « Environmental assessment of wastewater treatment and reuse for irrigation: A mini-review of LCA studies ». *Resources*; 11(10) : 94.
- MEKURIA D.M., KASSEGNE A.B., ASFAW S.L. (2021) : « Assessing pollution profiles along Little Akaki River receiving municipal and industrial wastewaters, Central Ethiopia: implications for environmental and public health safety ». *Heliyon*; 7 : e07526. DOI : 10.1016/j.heliyon.2021.e07526
- MENESES M., PASQUALINO J.C., CASTELLS F. (2010) : « Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications ». *Chemosphere*; 81(2) : 266-72.
- MORTADI A., MGHAIQUINI R., ELMELOUKY A., CHAHID E., HAIRCH Y., SAIFAOUI et al. (2022) : « New approach to investigate and to monitor the coagulation process during wastewater treatment ». *Materials Today: Proceedings*, 4th International Conference on Advanced Materials for Photonics, Sensing and Energy Conversion Applications; 66 (Part. 1) : 325-8. DOI : 10.1016/j.matpr.2022.05.424
- MUÑOZ I., MILÀ-I-CANALS L., FERNÁNDEZ-ALBA A.R. (2010) : « Life cycle assessment of water supply plans in Mediterranean Spain ». *Journal of Industrial Ecology*; 14(6) : 902-18.
- NASIR M.S., TAHIR I., ALI A., AYUB I., NASIR A., ABBAS N., et al. (2024) : « Innovative technologies for removal of micro plastic: A review of recent advances ». *Heliyon*; 10(4) : e25883. DOI : 10.1016/j.heliyon.2024.e25883
- NISHAT A., YUSUF M., QADIR A., EZAIER Y., VAMBOL V., IJAZ KHAN M., et al. (2023) : « Wastewater treatment: A short assessment on available techniques ». *Alexandria Engineering Journal*; 76 : 505-16.
- NTI S.O., BUAMAH R., ATEBIYA J. (2021) : « Polyaluminium chloride dosing effects on coagulation performance: case study, Barekese, Ghana ». *Water Practice and Technology*; 16(4) : 1215-23.
- O'CONNOR M., GARNIER G., BATCHELOR W. (2014) : « Life cycle assessment comparison of industrial effluent management strategies ». *Journal of Cleaner Production*; 79, 168-81.
- OSUOHA J.O., ANYANWU B.O., EJILEUGHA C. (2023) : « Pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants: Need for combined treatment strategy ». *Journal of Hazardous Materials Advances*; 9 : 100206.
- PARSONS S. (2005) : *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment*. IWA Publishing. DOI : 10.2166/9781780403076
- PASQUALINO J.C., MENESES M., CASTELLS F. (2011) : « Life cycle assessment of urban wastewater reclamation and reuse alternatives ». *Journal of Industrial Ecology*; 15(1) : 49-63.
- PICKFORD J., GIDO B., LEVY R., DAGAN M. (2021) : « Self-cleaning screen reduces desalination plant operating costs ». *Water e-Journal*; 6(2) : 1-14. DOI : 10.21139/wej.2021.011
- PINTILIE L., TORRES C.M., TEODOSIU C., CASTELLS F. (2016) : « Urban wastewater reclamation for industrial reuse: An LCA case study ». *Journal of Cleaner Production*; 139 : 1-14.
- RAFFIN M., GERMAIN E., JUDD S. (2013) : « Wastewater polishing using membrane technology: a review of existing installations ». *Environmental Technology*; 34 : 617-27.
- RISCH E., JAUMAUX L., MAESELE C., CHOUBERT J.-M. (2022) : « Comparative Life Cycle Assessment of two advanced treatment steps for wastewater micropollutants: How to determine whole-system environmental benefits? ». *Science of the Total Environment*; 805 : 150300.
- SALDAÑA ROBLES A., SALDAÑA-ROBLES A., MÁRQUEZ-HERRERA A., RUIZ-AGUILAR G., FLORES-ORTEGA A., ROBLES N. (2018) : « Adsorption of arsenic on granular ferric hydroxide (GEH®). Impact of initial concentration of arsenic (V) on kinetics and equilibrium studies ». *Environment Protection Engineering*; 44(3) : 51.
- SHAO S., MU H., KELLER A.A., YANG Y., HOU H., YANG F., ZHANG Y. (2021) : « Environmental tradeoffs in municipal wastewater treatment plant upgrade: a life cycle perspective ». *Environmental Science and Pollution Research*; 28 : 34913-23.

- SHI Q., CHEN Z., LIU H., LU Y., LI K., SHI Y., et al. (2021) : « Efficient synergistic disinfection by ozone, ultraviolet irradiation and chlorine in secondary effluents ». *Science of the Total Environment*; 758 : 143641.
- SILVA J.A. (2023) : « Water supply and wastewater treatment and reuse in future cities: A systematic literature review ». *Water*; 15(17) : 3064.
- SINGH B.J., CHAKRABORTY A., SEHGAL R. (2023) : « A systematic review of industrial wastewater management: Evaluating challenges and enablers ». *Journal of Environmental Management*; 348 : 119230.
- SINGH S., KALYANASUNDARAM M., DIWAN V. (2021) : « Removal of microplastics from wastewater: available techniques and way forward ». *Water Science and Technology*; 84(12) : 3689-704.
- SOLEIMANI T., HAYEK M., JUNQUA G., SALGUES M., SOUCHE J.-C. (2022) : « Environmental economic and experimental assessment of the valorization of dredged sediment through sand substitution in concrete ». *Science of the Total Environment*; 858(Part. 2) : 159980.
- SOLEIMANI T., SORDES F., TECHER I., JUNQUA G., HAYEK M., SALGUES M., SOUCHE J.-C. (2023) : « Comparative environmental and economic life cycle assessment of phytoremediation of dredged sediment using *Arundo Donax*, integrated with biomass to bioenergy valorization chain ». *Science of the Total Environment*; 903 : 166160.
- SOLEIMANI T., FERBER D.L., JUNQUA G., FERBER M.L. (2025) : « An approach for modular environmental life cycle assessment of effluent treatment: Configuration of effluent treatment modules based on decision tree tailored to best available techniques ». *Environmental Impact Assessment Review*; 112 : 107782.
- SPELLMAN F. (2000) : *Spellman's standard handbook wastewater operators: Advanced Level, Volume III*. DOI : 10.1201/9781482278910
- SPITSOV D., AUNG H.Z., PERVOV A. (2023) : « The selection of efficient antiscalant for RO facility, control of its quality and evaluation of the economical efficiency of its application ». *Membranes*; 13(1) : 85.
- TANGSUBKUL N., PARAMESHWARAN P., LUNDIE S., FANE A.G., WAITE T. (2006) : « Environmental life cycle assessment of the microfiltration process ». *Journal of Membrane Science*; 284(1-2) : 214-26.
- TARPANI R.R.Z., AZAPAGIC A. (2023) : « Life cycle sustainability assessment of advanced treatment techniques for urban wastewater reuse and sewage sludge resource recovery ». *Science of the Total Environment*; 869 : 161771.
- TEO C.J., KARKOU E., VLAD O., VYRKOU A., SAVVAKIS N., ARAMPATZIS G., ANGELIS-DIMAKIS A. (2023) : « Life cycle environmental impact assessment of slaughterhouse wastewater treatment ». *Chemical Engineering Research and Design*; 200 : 550-65.
- UDUMAN N., QI Y., DANQUAH M., FORDE G., HOADLEY A. (2010) : « Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels ». *Journal of Renewable and Sustainable Energy*; 2(1).
- UGWUANYI E.D., NWOKEDIEGWU Z.Q.S., DADA M.A., MAJEMITE M.T., OBAIGBENA A., UGWUANYI E.D., et al. (2024) : « Review of emerging technologies for nutrient removal in wastewater treatment ». *World Journal of Advanced Research and Reviews*; 21(2) : 1737-49.
- VILLABONA-ORTÍZ Á., TEJADA-TOVAR C., ORTEGA-TORO R., DAGER N., ANIBAL M. (2022) : « Natural coagulation as an alternative to raw water treatment ». *Journal of Water and Land Development*; 56(I-III) : 21-6.
- WONG S.S., TENG T.T., AHMAD A.L., ZUHAIRI A., NAJAFPOUR G. (2006) : « Treatment of pulp and paper mill wastewater by polyacrylamide (PAM) in polymer induced flocculation ». *Journal of Hazardous Materials*; 135(1-3) : 378-88.
- YOUCEF R., SABBA N., BENHADJI A., DJELAL H., FAKHFAKH N., TALEB AHMED M. (2022) : « Nanofiltration treatment of industrial wastewater doped with organic dye: A study of hydrodynamics and specific energy ». *Processes*; 10(11) : 2277.