



**Programme des
Nations Unies pour l'environnement
Plan d'Action pour la Méditerranée**

Distr. : générale
22 mai 2023

Original : anglais

Réunion des Points focaux du MED POL

Athènes, Grèce, 24-26 mai 2023

Point 7 de l'ordre du jour : Lignes directrices techniques

Ligne directrice régionale sur les technologies de traitement disponibles pour les eaux usées urbaines et les boues d'épuration et les systèmes d'aide à la décision (DSS) pour leur sélection.

Pour des raisons environnementales et économiques, ce document est imprimé en nombre limité. Les délégués sont priés d'apporter leurs copies aux réunions et de ne pas demander de copies supplémentaires.

Note du Secrétariat

La 22^{ème} Réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et à ses Protocoles (COP 22, Antalya, Turquie, 7-10 décembre 2021) a adopté la Décision IG 25/19 sur le Programme de travail et le Budget pour l'exercice biennal 2022-2023. Les Parties contractantes ont appelé à la préparation de lignes directrices techniques pour soutenir la mise en œuvre des mesures du plan régional adopté sur le traitement des eaux usées, en mettant l'accent sur les technologies de traitement disponibles pour l'efficacité énergétique et la récupération des matériaux.

Dans cette optique, le Secrétariat a préparé la présente ligne directrice pour aborder un certain nombre d'aspects techniques inclus dans les mesures adoptées par le Plan régional ; plus spécifiquement, le traitement des eaux usées et des boues d'épuration ; la récupération et la réutilisation des eaux usées traitées ; le fonctionnement efficace et la récupération de l'énergie et des nutriments des processus de traitement ; et l'utilisation de sources d'énergie alternatives basées sur des technologies avancées qui peuvent être priorisées en appliquant des systèmes d'aide à la décision (DSS).

La ligne directrice régionale sur les technologies de traitement disponibles pour les eaux usées urbaines et les boues d'épuration et les systèmes d'aide à la décision (DSS) pour leur sélection a été présentée à la « Réunion régionale pour examiner les lignes directrices sur les technologies de traitement disponibles pour les eaux usées urbaines et les boues, le prétraitement industriel, les normes environnementales et les technologies de traitement de dessalement disponibles » (Ankara, 22-23 novembre 2022). La réunion a approuvé le document et a demandé au Secrétariat d'approfondir les aspects techniques suivants :

1. *Meilleures pratiques concernant les technologies de récupération des matériaux et de l'énergie en Méditerranée.* Le Secrétariat a répondu à cette demande et a présenté six études de cas représentant de bonnes pratiques. Deux études de cas sont présentées à la section 3.1 ; deux à la section 3.2 ; et deux à la section 3.3. En outre, le Secrétariat a fourni trois exemples d'application du DSS à la section 6.2 à la demande de la réunion.
2. *Les nouvelles technologies de traitement en cours de développement dans le domaine de la récupération de l'eau.* Le secrétariat a répondu à cette demande en joignant une nouvelle annexe III : « Newly Emerging Treatment Technologies and Potential Green Treatment Technologies based on Nature Based Solutions » (Technologies de traitement nouvellement émergentes et technologies de traitement vertes potentielles basées sur des solutions naturelles) qui comporte deux parties. Dans la partie I, le Secrétariat donne plus de détails sur les « Nouvelles technologies de traitement émergentes qui sont actuellement en cours de développement en ce qui concerne la récupération de l'eau. »
3. *Technologies vertes potentielles Procédures respectueuses de l'environnement basées sur la biotechnologie ainsi que sur l'utilisation potentielle de solutions basées sur la nature qui peuvent être appliquées pour la récupération des matériaux et le recyclage de l'eau.* Le Secrétariat a répondu à cette demande dans le cadre de la nouvelle annexe III susmentionnée. Dans la partie II, le Secrétariat donne des précisions sur les « technologies vertes potentielles basées sur la biotechnologie ainsi que sur l'utilisation potentielle de solutions basées sur la nature qui peuvent être appliquées à la récupération des matériaux et à l'assainissement de l'eau. »
4. *Mise à jour des informations sur l'état de l'art en matière d'élimination des contaminants émergents dans le cadre de la proposition de révision de la directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires.* Le Secrétariat a répondu à cette demande en ajoutant un paragraphe supplémentaire à la fin de la section 4.2.

Le Secrétariat a partagé la version finale de la ligne directrice avec les parties contractantes pour « non-objection », conformément à la recommandation de la réunion. Aucune objection n'a été reçue. Par conséquent, la ligne directrice proposée est présentée ici aux points focaux du MED POL pour examen et approbation en vue de son utilisation par les parties contractantes pour soutenir la mise en œuvre des mesures pertinentes sur le prétraitement des effluents industriels comme stipulé dans le plan régional sur le traitement des eaux urbaines résiduaires qui a été adopté par la COP 22 (Antalya, Turquie, 7-10 décembre 2021).

Table des matières

	Pages
1. Introduction	1
2. Potentiel de récupération des matières et substances issues du traitement des eaux usées.....	1
2.1 Approvisionnement en eau	2
2.2 Approvisionnement en énergie	2
2.3 Récupération des nutriments.....	3
3. Technologies de valorisation des ressources dans les stations d'épuration municipales	3
3.1 Technologies de recyclage et de réutilisation de l'eau	3
3.2 Technologies de récupération d'énergie pour les stations d'épuration	8
3.2.1 Récupération d'énergie à partir des procédés de traitement des eaux usées	8
3.2.2 Récupération d'énergie à partir des boues d'épuration dans les centrales énergétiques	10
3.3 Technologies de récupération et de valorisation des nutriments	11
3.4 Considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération des ressources provenant des processus de traitement des eaux usées	13
4. Technologies de traitement des contaminants émergents dans les stations d'épuration des eaux usées 17	
4.1 Classification des contaminants émergents et de leurs sources, de leur présence et de leur devenir/transport.....	17
4.2 Traitement des contaminants émergents dans les stations d'épuration	20
5. Microplastiques dans les stations d'épuration des eaux usées : présence, détection et élimination .	21
5.1 Présence de microplastiques dans les stations d'épuration	21
5.2 Techniques de détection des microplastiques dans les stations d'épuration	22
5.3 Élimination des microplastiques dans les stations d'épuration	23
5.4 Mesures visant à réduire les apports de microplastiques dans les boues d'épuration	23
6. Système d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées	24
6.1 Rôle des systèmes d'aide à la décision dans la sélection des technologies de traitement des eaux usées	24
6.2 Principaux types de DSS appliqués aux problèmes des STEP	24
6.2.1 Analyse du cycle de vie (ACV).....	25
6.2.2 Modèle mathématique (MM)	26
6.2.3 Prise de décision multicritères (MCDM)	26
6.2.4 DSS Intelligent (IDSS).....	27
6.3 Avantages et limites des approches DSS.....	28
Références	31

Liste des abréviations / Acronymes

AC	Charbon actif
AD	Digestion anaérobie
AOP	Procédés d'oxydation avancés
ASP	Procédé des boues activées
CAS	Boues activées conventionnelles
CEC	Contaminants émergents
COD	Demande chimique en oxygène
CdP	Conférence des Parties
DSS	Système d'aide à la décision
ED	Électrodialyse
FAO	Organisation pour l'alimentation et l'agriculture
GES	Gaz à effet de serre
H₂	Hydrogène
IDSS	Système intelligent d'aide à la décision
K	Potassium
LBS	Sources terrestres
ACV	Analyse du cycle de vie
MM	Modèle mathématique
MED POL	Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine dans la région méditerranéenne
Mg	Magnésium
MCDM	Prise de décision multicritères
MWWTP	Station d'épuration des eaux usées municipales
N	Azote
OH	Radicaux hydroxyles
O₃	Ozone
P	Phosphore
PCP	Produits de soins personnels
PhAC	Composé pharmaceutiquement actif
PF	Combustible pulvérisé
RRR	Voie de valorisation des ressources
SCFL	Comité supervisé de la logique floue
SS	Solides en suspension
SSP	Planification de la sécurité sanitaire
TDS	Total des solides dissous
TOC	Carbone organique total
TOPSIS	Technique d'ordre de préférence par similitude avec la solution idéale
TS	Solides totaux
PNUE/PAM	Programme des Nations Unies pour l'environnement / Plan d'Action pour la Méditerranée
UV	Rayonnement ultraviolet
WEFE	Eau-énergie-alimentation-écosystèmes

WPO
STEP

Peroxydation humide (catalytique)
Stations d'épuration des eaux usées

1. Introduction

1. Cette « Ligne directrice régionale sur les technologies de traitement disponibles pour les eaux usées urbaines et les boues d'épuration et les systèmes d'aide à la décision (DSS) pour leur sélection » est élaborée en vertu de l'article 7 du Protocole pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (Protocole « tellurique ») de la Convention de Barcelone, qui stipule que « les Parties formulent et adoptent progressivement, en coopération avec les organisations internationales compétentes, des lignes directrices communes. »

2. Cette ligne directrice est également préparée conformément à la décision IG.25/8 adoptée par la COP22 (Antalya, Turquie, 7-10 décembre 2021) sur les plans régionaux sur le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration (ci-après dénommés les plans régionaux) qui sont entrés en vigueur le 26 juillet 2022. Conformément à l'article VI des plans régionaux concernant l'assistance technique, le transfert de technologie et le renforcement des capacités, il est stipulé que « dans le but de faciliter la mise en œuvre effective de l'article V des plans régionaux, les Parties contractantes collaborent pour mettre en œuvre, échanger et partager les meilleures pratiques, directement ou avec le soutien du secrétariat, y compris l'efficacité des ressources, la consommation et la production durables, l'économie circulaire, l'efficacité des ressources, WEF Nexus dans la conception, la construction, l'exploitation et l'entretien des stations d'épuration des eaux usées urbaines. »

3. A cette fin, la présente Directive est élaborée pour traiter des aspects techniques spécifiques, y compris les meilleures pratiques en Méditerranée, liés aux mesures adoptées par les plans régionaux qui concernent la conception et l'exploitation des stations d'épuration afin d'aider les Parties contractantes dans leur mise en œuvre. Ces aspects sont les suivants :

- a) Potentiel de récupération des matériaux et des substances provenant des stations d'épuration des eaux usées, y compris l'approvisionnement en eau, en énergie et en nutriments.
- b) Technologies de récupération des ressources pour les stations d'épuration municipales, y compris les technologies de récupération et de réutilisation de l'eau, les technologies de récupération de l'énergie et les technologies de récupération et de valorisation des engrais (nutriments).
- c) Technologies de traitement des contaminants émergents dans les eaux usées, y compris les sources, l'occurrence et le devenir/transport des contaminants émergents.
- d) Présence, détection et élimination des microplastiques dans les stations d'épuration.
- e) Systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies respectueuses de l'environnement pour le traitement des eaux usées.

4. Ces lignes directrices visent à aider les ingénieurs en charge des eaux usées et les exploitants de stations d'épuration à sélectionner et à mettre en œuvre les technologies de récupération des ressources appropriées pour l'eau, l'énergie et les nutriments, ainsi qu'à évaluer les technologies disponibles pour l'élimination des contaminants émergents et des microplastiques sur la base de systèmes d'aide à la décision pour la sélection de technologies de traitement des eaux usées respectueuses de l'environnement, économiquement viables et socialement acceptables.

2. Potentiel de récupération des matières et substances issues du traitement des eaux usées

5. Au cours des dix dernières années, l'économie circulaire s'est rapidement développée en soutenant les concepts de développement durable largement acceptés, voire en les dépassant. Le secteur de l'eau est bien placé pour tirer parti de cette transition en raison de sa circularité inhérente et des ressources précieuses et essentielles qu'il gère et qui se trouvent principalement dans les eaux usées (Panchal et autres, 2021). Bien que l'objectif principal de la conception d'une STEP soit le traitement efficace des eaux usées pour des rejets sûrs et respectueux de l'environnement, les performances de la STEP peuvent être améliorées de manière durable en intégrant des technologies innovantes de récupération des ressources dans la conception des processus de traitement.

6. Il existe différents types de matériaux et de substances qui peuvent être extraits des eaux usées sous forme de ressources, notamment l'eau, l'énergie, les biocarburants, les nutriments et les biopolymères. Certaines de ces ressources deviennent de plus en plus limitées à mesure que la population mondiale et l'urbanisation augmentent (Dagiliené et autres, 2021 ; Kehrein et autres, 2020). La récupération des ressources contribue à réduire l'empreinte carbone des stations d'épuration (Kehrein et autres, 2020). Ces dernières années, le lien entre l'eau, l'énergie et l'alimentation a été considéré comme un moyen plus efficace de comprendre les interactions complexes entre les systèmes de ressources (Fetanat et autres, 2021). Garantir la sécurité de ces trois sources interconnectées est crucial pour la région méditerranéenne.

2.1 Approvisionnement en eau

7. Les eaux usées provenant des ménages, de l'industrie et de l'agriculture sont produites quotidiennement en grandes quantités. Les rejets mondiaux d'eaux usées devraient atteindre 400 milliards de mètres cubes par an, contaminant environ 5 500 milliards de mètres cubes d'eau par an (Zhang & Shen, 2019). Il existe un potentiel de réutilisation des eaux usées, principalement dans l'agriculture. Actuellement, environ 20 % de toutes les terres agricoles sont irriguées et fournissent 40 % de la production agricole totale (FAO, 2020). Tout en résolvant la pénurie d'eau, la réutilisation des eaux usées, non traitées ou mal traitées pour l'irrigation des cultures, peut générer des risques pour la santé publique si le traitement, le stockage et la canalisation ne sont pas adéquats (Fuhrmann et autres, 2016). Le lien entre la sécurité de l'eau et la sécurité climatique devient de plus en plus évident. La récupération des eaux usées perdues et la sécurisation de la réutilisation de l'eau sont donc des priorités. La région doit accélérer l'expansion des installations de traitement financièrement viables. Mais ces mesures doivent s'accompagner de l'adoption de pratiques agricoles et post-récolte qui garantissent une réutilisation sûre de l'eau dans les chaînes d'approvisionnement alimentaire.

8. Au Moyen-Orient, le potentiel de réutilisation des eaux usées reste largement inexploité. Sur les 21,5 milliards de mètres cubes d'eaux usées municipales générées chaque année, seuls 10 % environ sont traités et réutilisés directement pour l'irrigation, l'aménagement paysager, les processus industriels, etc. En outre, 36 % sont réutilisés indirectement, par exemple par les agriculteurs qui puisent de l'eau dans les ruisseaux ou les rivières contenant des eaux usées. L'utilisation indirecte est souvent informelle et dangereuse en raison de l'absence de traitement. La majorité des eaux usées municipales - 54 % - se perdent lorsqu'elles sont rejetées dans la mer ou s'évaporent (IWMI, 2022).¹ Une exception notable se trouve en Israël où près de 80 % des eaux usées ont été récupérées pour être réutilisées dès 2013 (Futran, 2013), et sont actuellement estimées à 90 %, qui sont principalement utilisées dans l'agriculture (Fluence, 2020).²

2.2 Approvisionnement en énergie

9. L'utilisation croissante de sources d'énergie renouvelables pour produire de l'électricité, telles que l'eau pour l'hydroélectricité et la biomasse pour la bioénergie, a des effets économiques et d'atténuation bénéfiques, mais peut avoir un impact négatif sur les réserves d'eau qui sont déjà mises à rude épreuve (Zarei, 2020). Le fonctionnement d'une station d'épuration typique nécessite entre 0,3 et 0,6 kWh/m³ d'énergie (He et autres, 2019). La récupération de l'énergie chimique disponible dans les eaux usées est économiquement intéressante car le potentiel d'énergie thermique de la digestion de la matière organique dans les eaux usées est supérieur aux besoins énergétiques d'une station d'épuration typique (Fernández-Arévalo et autres, 2017).

10. La récupération d'énergie sous forme de biogaz, de biodiesel, d'hydrogène, d'énergie électrique et d'énergie thermique dans les stations d'épuration peut être réalisée à l'aide de pompes à chaleur, de processus de prétraitement mécanique et thermique, et de flux à haute température par des échangeurs de chaleur (Bertanza et autres, 2018). La méthode la plus réalisable et la plus répandue pour produire de l'électricité et de la chaleur est l'utilisation du biogaz produit par digestion anaérobie. Par exemple, une étude récente (Kehrein, et autres, 2020) suggère que pour un système d'échange de

¹ <https://www.iwmi.cgiar.org/>

² <https://www.fluencecorp.com/israel-leads-world-in-water-recycling/>

chaleur ou de pompe à chaleur installé pour récupérer une énergie thermique de 5 °C, 24 heures sur 24, 365 jours par an, la chaleur totale récupérable à partir des effluents des STEP municipales aux Pays-Bas représenterait 40 % de toute l'énergie thermique dérivée des processus de combustion du gaz, du charbon ou de la biomasse.

11. Comparés au traitement aérobie, les procédés de traitement anaérobie offrent la possibilité de réduire considérablement la consommation d'énergie du traitement des eaux usées en évitant l'aération et en réalisant un traitement des eaux usées neutre sur le plan énergétique grâce à la production de biogaz (Dai et autres, 2015 ; McCarty et autres, 2011 ; Seib et autres, 2016 ; Sills et autres, 2016). Cependant, pour être efficaces et positives sur le plan énergétique, les eaux usées municipales nécessitent une préconcentration des eaux usées en raison de leur teneur moyenne ou faible en matières organiques (Ozcan et autres, 2022).

2.3 Nutriments Récupération

12. La récupération des nutriments (engrais) à partir des eaux usées peut accroître la durabilité du traitement des eaux usées, minimiser les coûts associés à l'élimination des nutriments et fournir des nutriments supplémentaires pour la production alimentaire. Cependant, l'élimination des nutriments des eaux recyclées utilisées en agriculture entraînera en fin de compte une augmentation des apports de nutriments pour la culture (Sun et autres, 2016).

13. De nombreuses études publiées au cours de la dernière décennie contiennent des informations approfondies sur la récupération des nutriments à partir des eaux usées en termes de mécanismes, d'effets de divers éléments importants, d'orientations futures, etc. (Ma et autres, 2018 ; Yan et autres, 2018) ; cependant, seules quelques applications se concentrent sur les questions financières. La faisabilité économique est un facteur plus essentiel que la faisabilité technique pour décider si le système de récupération des nutriments peut être utilisé à l'échelle de l'usine.

3. **Technologies de valorisation des ressources dans les stations d'épuration municipales**

3.1 Technologies de recyclage et de réutilisation de l'eau

14. Étant donné qu'environ 99 % en poids de la matière contenue dans les eaux usées est de l'eau, la récupération et la réutilisation de cette source est une option plus durable que, par exemple, le dessalement ou les transferts d'eau douce sur de longues distances, en particulier pour résoudre les problèmes de pénurie d'eau et le stress hydrique lié au changement climatique mondial dans le cadre de l'économie circulaire.

15. Dans ce contexte, le terme « Resource Recovery Rout » (RRR) est défini comme le chemin emprunté par une ressource entrant dans une station d'épuration, extraite et raffinée à l'aide de certaines technologies avant d'être finalement utilisée (Kehrein et autres, 2020). Si l'extraction des ressources a lieu sur le site de la STEP, le raffinage et l'utilisation peuvent être effectués ailleurs. Le choix de la technologie appropriée pour l'extraction et la récupération de l'eau dépend de plusieurs facteurs.

16. Les technologies de remise en état et de récupération peuvent être classées en fonction de leur applicabilité et de leur adéquation à l'élimination des ressources. Elles peuvent être classées dans les phases de traitement appropriées, comme indiqué dans le tableau 1 :

- a. Technologies de récupération primaire qui relèvent des procédés de traitement primaire des eaux usées domestiques. Elles sont généralement insuffisantes pour être utilisées seules.
- b. Technologies de récupération secondaire qui font partie des processus de traitement secondaire. Elles sont capables d'obtenir de l'eau adaptée à la réutilisation ; et
- c. Technologies de récupération/récupération tertiaire faisant partie des processus de traitement tertiaire (à l'exclusion de la désinfection) avec un produit final permettant la

réutilisation et un traitement tertiaire complet, y compris le prétraitement pour la désinfection.

17. Les technologies de traitement primaire telles que le dégrillage, la centrifugation, la coagulation et la flottation sont toutes incluses dans cette catégorie, car elles sont toutes utilisées dans la phase de base du traitement des eaux usées. Ces technologies sont généralement utilisées en cas de pollution importante de l'eau. L'objectif principal du traitement primaire est d'éliminer les particules solides et/ou en suspension à l'aide de ces technologies afin de garantir le fonctionnement efficace de la station d'épuration.

18. Les technologies de traitement secondaire comprennent des méthodes biologiques permettant aux bactéries d'éliminer les contaminants solubles et insolubles. Il existe de nombreuses bactéries aérobies et anaérobies qui peuvent être utilisées dans différents processus de traitement biologique des eaux usées afin d'éliminer divers contaminants de l'eau. Ces technologies varient en fonction de leur configuration et de leur mode de fonctionnement : croissance suspendue, croissance attachée, etc.

19. Les technologies de traitement tertiaire de l'eau sont très importantes dans les stratégies de traitement des eaux usées. Les techniques utilisées à cette fin peuvent être regroupées en trois catégories principales : la filtration, la désinfection et les oxydations avancées.

20. La figure 1 présente les principaux exemples de technologies de traitement avancées pour récupérer l'eau des stations d'épuration municipales, classées en technologies de filtration, de désinfection et d'oxydation avancées.

Tableau 1 : Technologies de traitement des eaux usées pour la récupération des ressources à partir des eaux usées municipales

Technologies de valorisation/récupération pour	Applicabilité de la technologie de valorisation/récupération élimination des	Adéquation de la technologie de valorisation/récupération pour
<i>Traitement primaire</i>		
<i>Criblage, séparation configurationnelle</i>	Matières en suspension, inorganiques, organiques biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Sédimentation et séparation par gravité</i>	En suspension, inorganiques, organiques biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Coagulation</i>	Matières solides en suspension, inorganiques	Valorisation et traitement
<i>Flottation (séparation huile/eau, y compris DAF)</i>	Matières solides en suspension	Valorisation et traitement
<i>Traitement secondaire</i>		
<i>Aérobie</i>	Soluble et en suspension, organique	Valorisation et traitement
<i>Anaérobie</i>	Soluble et en suspension, organique	Valorisation et traitement
<i>Traitement tertiaire³</i>		
<i>Distillation</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation et traitement
<i>Cristallisation</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Évaporation</i>	Solubles, solides en suspension, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement

³ Le niveau de traitement actuellement révisé par la Commission européenne pour la directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires sera pris en compte lorsque les révisions seront finalisées.

Technologies de valorisation/récupération pour	Applicabilité de la technologie de valorisation/récupération élimination des	Adéquation de la technologie de valorisation/récupération pour
<i>Extraction par solvant</i>	Solubles, inorganiques, organiques et volatiles	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Oxydation</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Précipitation</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation et traitement
<i>Échange d'ions</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Microfiltration et ultrafiltration</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Osmose inverse</i>	Solubles, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Adsorption</i>	Solubles, solides en suspension, inorganiques, organiques et biologiques	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Électrolyse</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation, réduction à la source, traitement
<i>Électrodialyse</i>	Soluble, inorganique, organique	Valorisation, réduction à la source, traitement

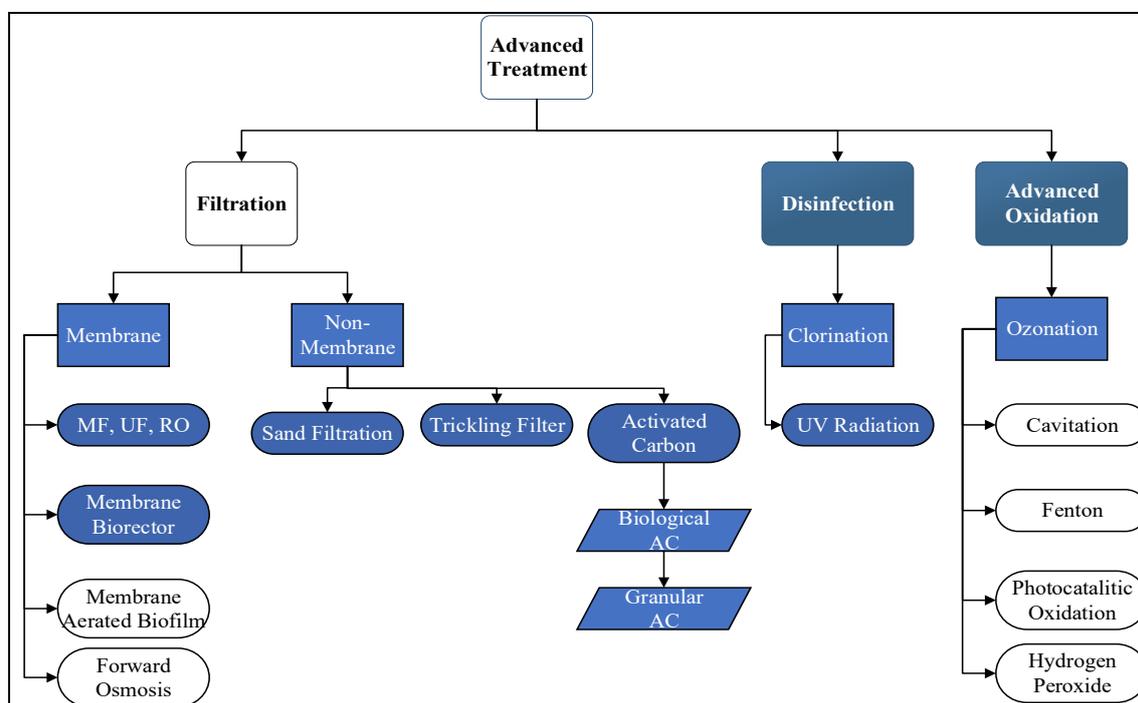


Figure 1 : Principaux exemples de technologies permettant de valoriser l'eau des stations d'épuration municipales

21. Les notes suivantes donnent des indications supplémentaires sur l'applicabilité des technologies susmentionnées pour la valorisation et la réutilisation de l'eau :

- a. La filtration par adsorption à l'aide de charbon actif (AC) associé à du sable et du gravier peut améliorer la qualité des effluents et les rendre aptes à la réutilisation de l'eau. Ces composés carbonés ont la capacité de réduire la DCO, le carbone organique total (TOC), le chlore et de nombreux autres contaminants organiques hydrophobes tels que les produits pharmaceutiques après avoir été activés par des agents physiques et/ou chimiques à des températures élevées.

- b. Plusieurs polluants organiques non biodégradables, tels que les produits pharmaceutiques, les colorants et les pesticides, peuvent être dégradés en les soumettant à des processus d'oxydation avancés (AOP), qui génèrent des radicaux hydroxyles (OH) en tant qu'agents oxydants hautement réactifs. Il est courant d'appliquer les AOP en tant qu'étape finale de désinfection et de nettoyage après le traitement biologique, mais ils peuvent également être utilisés en tant qu'étape de prétraitement pour promouvoir un traitement biologique plus poussé.
- c. Les technologies membranaires sont considérées comme la technologie principale et clé pour les stratégies avancées de valorisation et de réutilisation des eaux usées qui permettent un traitement avancé fiable. Ils présentent l'avantage de nécessiter moins d'espace, de constituer une barrière physique contre les particules et de retenir efficacement les micro-organismes sans provoquer de résistance ou de formation de sous-produits. À moins qu'un traitement membranaire sous forme d'osmose inverse (RO) ne soit déjà appliqué, une unité de désinfection supplémentaire peut s'avérer nécessaire pour une réutilisation sûre des eaux usées. De plus amples informations sur les technologies membranaires sont fournies à l'annexe I.
- d. La désinfection, qui comprend la chloration, le rayonnement UV et l'ozonation, etc., est généralement l'étape finale de la valorisation de l'eau dans la plupart des stations d'épuration, bien entendu en fonction de l'utilisation finale de l'eau valorisée.

22. Le choix de la technologie de traitement appropriée doit tenir compte de l'utilisation finale prévue de l'eau recyclée (eau potable, eau d'irrigation, utilisation dans les parcs municipaux, etc.) ainsi que de l'applicabilité des technologies de recyclage pour l'élimination des polluants et de leur aptitude à la valorisation et au traitement, comme l'indique le tableau 1.

23. Les principales technologies de désinfection pour le traitement des eaux usées et la réutilisation de l'eau, ainsi que leurs variations, sont présentées dans le tableau 2. La désinfection est appliquée afin de garantir que l'eau recyclée est conforme aux normes et réglementations nationales/locales. Les plans régionaux sur le traitement des eaux usées urbaines et la gestion des boues d'épuration adoptés dans la décision IG.25/8 (COP 22, 7-10 décembre 2021, Antalya, Turquie) fournissent des orientations sur cet aspect dans le cadre de leurs mesures.

24. Il est important d'envisager, pour la valorisation de l'eau, la mise en œuvre de systèmes de gestion des risques tels que le système « Sanitation Safety Planning » (SSP)⁴ lorsque la santé publique est en jeu. Les risques prévus et leurs impacts doivent être considérés comme faisant partie des données à utiliser dans les systèmes d'aide à la décision (DSS), qui sont expliqués plus loin dans ce document d'orientation.

25. Outre les technologies de traitement des eaux usées disponibles dans le présent document d'orientation, il existe deux nouvelles technologies de traitement en cours de développement pour la valorisation de l'eau. (i) Traitement des eaux usées par microalgues (MWWT) ; et (ii) Piles à combustible microbiennes (MFC) pour le traitement des eaux usées. L'utilisation de systèmes de traitement des eaux usées à base de microalgues a fait l'objet d'une attention considérable de la part de la communauté des chercheurs et, en collaboration avec l'industrie, diverses technologies et méthodes de traitement des eaux usées ont été créées pour répondre aux besoins spécifiques du secteur. Les piles à combustible microbiennes sont très efficaces pour biodégrader les matières organiques dans les eaux usées et pour réduire la demande chimique en oxygène (COD). Cette méthode favorise la durabilité environnementale, la faible consommation d'énergie et les coûts en éliminant l'élimination des effluents. Ces deux technologies de traitement sont présentées à l'annexe III, partie I. En outre, deux exemples de technologies vertes basées sur la biotechnologie et l'utilisation potentielle de solutions

⁴ La planification de la sécurité sanitaire (SSP) est une approche progressive basée sur les risques, développée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour aider à la mise en œuvre de l'évaluation et de la gestion des risques au niveau local pour la chaîne des services d'assainissement - depuis le confinement, l'acheminement, le traitement et l'utilisation finale de l'élimination.

basées sur la nature qui peuvent être appliquées pour la récupération des matériaux et la valorisation de l'eau sont également présentés.

Étude de cas 1 : Exemple de bonne pratique

Le processus de recharge et de récupération de Shafdan, en Israël, est basé sur l'inondation et l'assèchement intermittents des bassins d'épandage, suivis par le pompage de l'eau récupérée dans des puits situés autour de la zone de recharge. Cette méthode est connue sous le nom de « Soil Aquifer Treatment » (SAT - Traitement de l'aquifère des sols). Dans le processus SAT, les particules en suspension, l'azote et les matières organiques dissoutes sont éliminés principalement dans la zone non saturée par une combinaison de processus biologiques, chimiques et physiques. Lorsque l'espace est disponible et que l'on dispose d'une connaissance approfondie de l'hydrogéologie de la région, le SAT est une solution viable pour le traitement et la réutilisation des eaux usées. Environ 120,5 millions de m³ d'effluents traités secondairement sont rechargés chaque année dans le bassin d'infiltration de Shafdan. Après 300 à 400 jours de rétention, l'excédent d'eau traitée est retiré de l'aquifère pour éviter la contamination de l'eau potable. Cette eau est transférée à des fins d'irrigation dans le Néguev occidental. Entre 1974 et 2009, 2 milliards de m³ d'eau recyclée ont été traités et distribués, avec seulement 4 % des effluents traités de la station rejetés dans la mer via le ruisseau Soreq (El Gohary et autres, 2013).

Étude de cas n° 2 : Exemple de bonne pratique

Au Brésil, le complexe de condominiums Royal Blue, qui a été le premier à installer un système de réutilisation des eaux grises, a produit un surplus substantiel d'eau à réutiliser. La consommation (91 litres par jour) représente environ 32 % de l'eau disponible, ce qui laisse un excédent d'environ 68 % dans le bâtiment. La possibilité d'une réutilisation supplémentaire pourrait se traduire par des économies d'eau encore plus importantes à l'avenir. Actuellement, les eaux grises non traitées sont déversées dans les égouts publics via un système de dérivation. Le système génère une économie d'eau mensuelle nette de 432 m³. Les dépenses régulières de la station d'épuration des eaux grises comprennent les frais de fonctionnement et d'entretien, l'électricité, l'élimination des boues et les analyses de laboratoire. Le coût mensuel d'exploitation et d'entretien d'un complexe de 30 unités est d'environ 260 dollars. Le flux de trésorerie basé sur les coûts et les revenus de l'installation et de l'exploitation du système de réutilisation des eaux grises devient positif en 103 mois, ce qui indique que l'investissement sera récupéré en 8,5 ans sur la base des pratiques d'exploitation actuelles (Andersson, 2016).

Tableau 2 : Principales technologies de désinfection pour le traitement des eaux usées et la réutilisation de l'eau et leurs variations (Salgot et Folch, 2018)

Principales technologies de désinfection utilisées pour les systèmes de valorisation/réutilisation		
Type	Technologie	Commentaires/indications
Physique	Rayonnement ultraviolet (UV)	Les systèmes à lampes multiples sont recommandés pour la désinfection des eaux usées. Les lampes doivent être changées dès la fin de leur durée de vie théorique. Inutile en cas de turbidité élevée.
	Technologies basées sur les membranes	Plusieurs types. Le diamètre des pores définit la capacité de désinfection. L'ultrafiltration et la nanofiltration ainsi que l'osmose inverse sont les principales technologies citées.
Chimique	Chloration	La technologie la plus courante. L'action résiduelle est sa caractéristique la plus importante. Elle est également utilisée en combinaison avec d'autres technologies, principalement les UV. Des sous-produits sont générés lors de la réaction avec la matière organique et d'autres polluants.
Autres	Systèmes de lagunage (maturation) supplémentaires	Le rayonnement UV naturel désinfecte. Les autres processus sont la disparition naturelle et la prédation. Il est nécessaire d'éliminer les algues après ce traitement.
	Zones humides construites, infiltration-percolation	Utilisation de la capacité de désinfection du sol et des biofilms ainsi que de la capacité de filtration (organismes associés aux solides).
Combinaison mixte	Chloration par ultraviolets (UV). Les membranes et la chloration sont également à l'ordre du jour	Les UV agissent en éliminant les pathogènes, et le chlore est utilisé pour l'élimination finale et pour maintenir une capacité de désinfection résiduelle.

3.2 Technologies de récupération d'énergie pour les stations d'épuration

26. L'intensité énergétique des stations d'épuration peut être réduite en concevant des procédés de traitement axés sur l'efficacité et la récupération de l'énergie. La récupération d'énergie à partir des eaux usées est possible grâce à l'application de différentes technologies.

27. L'énergie chimique dans une station d'épuration municipale typique peut être estimée à 17,8 kJ g⁻¹ de DCO. Cela représente environ cinq fois l'énergie électrique nécessaire pour faire fonctionner un procédé conventionnel à boues activées (CAS) ; bien que dans ce dernier, une fraction importante de l'énergie stockée dans la DCO soit perdue sous forme de chaleur au cours du métabolisme microbien. Les configurations actuelles ne permettent guère d'atteindre l'autosuffisance énergétique, qui se situe généralement entre 30 et 50 %, selon le pays concerné. Les principaux exemples de technologies de récupération de l'énergie pour les stations d'épuration municipales sont présentés dans la figure 2.

3.2.1 Récupération d'énergie à partir des procédés de traitement des eaux usées

28. Le biogaz est la forme d'énergie la plus fréquente produite dans les STEP suite à la digestion anaérobie des boues. Le biogaz se compose de méthane (50 % à 70 %), de dioxyde de carbone (30 % à 50 %) et de traces d'azote, d'hydrogène, de sulfure d'hydrogène et de vapeur d'eau (Manyuchi et autres, 2018). Néanmoins, l'énergie produite à partir de la digestion anaérobie des boues d'épuration et les technologies de production combinée de chaleur et d'électricité est encore limitée. Les obstacles à la mise en œuvre généralisée de la digestion anaérobie et de la production combinée de chaleur et d'électricité sont principalement liés aux coûts (par exemple, les coûts d'infrastructure ou d'équipement) (Pfluger et autres, 2018).

29. Les composés azotés peuvent également être récupérés à partir des eaux usées. L'une des voies possibles est le processus CANDO qui comprend trois étapes : (i) la nitrification de NH₄⁺ en NO₂⁻, (ii) la réduction anoxique partielle de NO₂⁻ en N₂O et (iii) la conversion chimique de N₂O en N₂ avec

récupération d'énergie. Une autre voie consiste à récupérer le NH_3 directement à partir des flux secondaires concentrés dans les stations d'épuration, par exemple par stripping. Le NH_3 peut être brûlé pour produire de l'électricité ou utilisé comme carburant pour les transports avec la technologie appropriée. L'un des principaux problèmes liés à ces voies est la concentration d'azote dans les eaux usées municipales et la question de savoir si leur utilisation est faisable et économique (Kehrein, P. et autres, 2020).

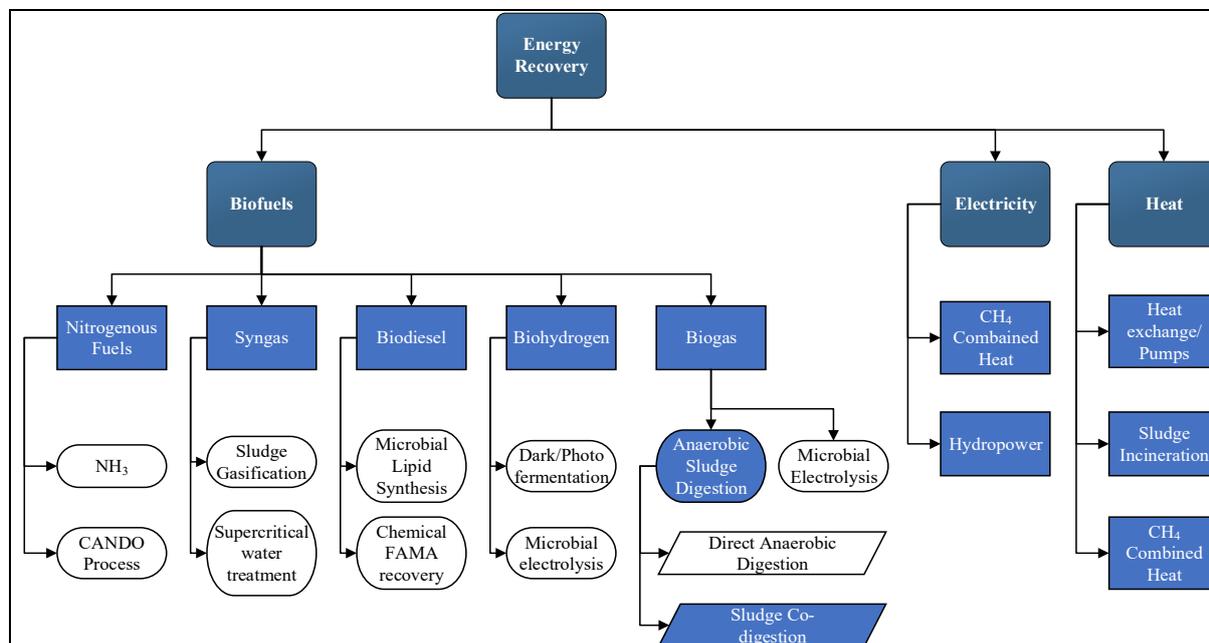


Figure 2 : Principaux exemples de technologies de récupération d'énergie pour les stations d'épuration municipales

30. Le gaz de synthèse peut également être obtenu à partir de boues d'épuration municipales en utilisant des procédés de traitement de l'eau supercritique. Le gaz de synthèse est un mélange d'hydrogène et de monoxyde de carbone, dans des proportions variables. Il est formé par la décomposition des matières organiques contenues dans les boues d'épuration qui sont hydrolysées en gaz de synthèse. Le gaz contient souvent un peu de dioxyde de carbone et de méthane. Il est combustible et peut être utilisé comme carburant. L'avantage par rapport à d'autres technologies de traitement des boues est que les boues sont transformées en vecteur d'énergie dans des temps de séjour beaucoup plus courts, de l'ordre de quelques minutes seulement. En outre, il n'est pas nécessaire de déshydrater les boues excédentaires des stations d'épuration avant de les introduire dans les réacteurs à eau supercritique. À cet égard, la technologie de l'eau supercritique s'est révélée être une méthode de traitement prometteuse pour les eaux usées et les boues contaminées provenant d'un large éventail d'industries, notamment les pâtes et papiers, les produits pharmaceutiques, les textiles, les pesticides, les produits laitiers, les produits pétrochimiques, les explosifs et les distilleries.

Étude de cas 3 : Exemple de bonne pratique

La viabilité d'une station de démonstration AnMBR traitant les eaux usées urbaines (UWW) à des températures de 25-30 °C pendant une période expérimentale de 350 jours a été évaluée en Espagne. Le système, qui a été installé dans la station d'épuration à grande échelle d'Alcázar de San Juan, en Espagne, comprend principalement un réacteur anaérobie (AnR) de 40 m³ connecté à trois réservoirs à membrane (MT) de 0,8 m³ (0,7 m³ de volume de travail + 0,1 m³ d'espace de tête). Les effluents issus du prétraitement d'une station d'épuration municipale à grande échelle ont été utilisés pour alimenter la station. Cet effluent présentait des quantités élevées de COD et de sulfate. Le fonctionnement du système a contribué à une diminution de 36 à 58 % de la production de boues par rapport aux productions théoriques de boues aérobies. Le système a produit de l'énergie nette positive et des émissions nettes de gaz à effet de serre à peu près nulles. Les résultats obtenus montrent la faisabilité du traitement UWW dans l'AnMBR sous des climats doux et chauds (Robles et autres, 2020).

31. Le biodiesel est un autre carburant qui peut être dérivé des boues. La récolte de biomasse riche en lipides par simple écrémage de la surface des réacteurs de traitement des eaux usées pourrait servir de matière première pour la production de biodiesel à haut rendement. L'utilisation de microalgues phototrophes qui traitent les eaux usées dans des bassins à haut débit est une voie de production de biodiesel bien étudiée. Cependant, les performances des organismes phototrophes dépendent des conditions climatiques qui ne sont pas disponibles toute l'année dans les pays où il y a une saison hivernale. En outre, l'utilisation des terres pour ce type de production de biodiesel est élevée, tout comme les coûts des photobioréacteurs et de la récolte des algues (Kehrein *et autres*, 2020).

32. Les pompes à chaleur sont conçues pour utiliser l'électricité afin d'extraire l'énergie thermique à basse température des eaux usées. Elles fournissent généralement 3 à 4 unités d'énergie thermique par unité d'énergie électrique consommée. Étant donné que la température des effluents présente des variations saisonnières relativement faibles par rapport aux températures atmosphériques, elle peut servir de source stable de chaleur récupérable à l'aide de pompes à chaleur. La température des eaux usées peut être utilisée pour chauffer ou refroidir des bâtiments. La température des boues offre également une ressource d'énergie thermique potentiellement intéressante pour la récupération sur site lors du séchage des boues (W. Mo et Q. Zhang, 2013).

Étude de cas 4 : Exemple de bonne pratique

La station d'épuration de Marrakech, au Maroc, a été construite dans le but de protéger l'environnement, de soutenir le tourisme et le développement urbain, et de répondre aux besoins en eau (24 000 m³/jour) de 17 terrains de golf et du paysage urbain. L'État et la RADEEMA ont contribué à hauteur de 70 % du coût (125 millions de dollars US), tandis que le secteur privé a apporté les 30 % restants. L'usine utilise des boues activées pour le traitement secondaire et des filtres à sable et des lampes à ultraviolets pour le traitement tertiaire. La récupération d'énergie à partir du biogaz réduit les émissions de gaz à effet de serre et couvre 45 % des besoins en énergie électrique de l'usine (El Gohary et autres, 2013).

3.2.2 Récupération d'énergie à partir des boues d'épuration dans les centrales énergétiques

33. Les boues d'épuration traitées peuvent être co-incinérées dans les centrales électriques existantes. La coïncinération s'effectue principalement dans les centrales électriques au charbon, les usines d'incinération des déchets et les cimenteries.

34. Coincinération dans les centrales électriques au charbon : Les centrales électriques au charbon sont remplacées par des centrales au gaz. Néanmoins, les boues d'épuration peuvent être coïncinérées dans les centrales électriques alimentées au lignite et à la houille. Le combustible pulvérisé ou le lit fluidisé circulant sont les principaux systèmes de fours opérationnels.

35. En général, seules les boues d'épuration stabilisées (c'est-à-dire digérées) sont brûlées. L'utilisation de boues brutes entraînerait de grandes difficultés de manipulation et de stockage et n'est pas appropriée en raison de leur teneur élevée en eau et surtout de leur mauvaise déshydratabilité et de la production de gaz et d'odeurs. Techniquement, l'incinération des boues d'épuration séchées et celle des boues d'épuration simplement déshydratées sont toutes deux possibles. Actuellement, les boues d'épuration déshydratées ayant une teneur en matière sèche d'environ 25 % à 35 % sont brûlées dans la plupart des centrales électriques de coïncinération. Certaines centrales électriques n'utilisent que des boues d'épuration entièrement séchées. Dans d'autres cas, il est mélangé à des boues d'épuration déshydratées et réintroduit dans le processus d'incinération.

36. Lors de l'utilisation de boues d'épuration déshydratées, le séchage intégré des boues a généralement lieu avant l'incinération. Dans les centrales électriques utilisant des combustibles pulvérisés (PF), les boues d'épuration sont généralement introduites dans le processus via le broyeur à charbon, puis séchées et broyées avec le charbon. La capacité de séchage des broyeurs à charbon est

souvent le facteur limitant, ce qui réduit l'utilisation des boues d'épuration déshydratées à un faible pourcentage. Cela est particulièrement vrai pour les centrales électriques alimentées à la houille, qui ne disposent que d'une capacité de séchage limitée en raison de la faible teneur en eau de la houille. Dans la plupart des centrales électriques au charbon, la teneur en boues d'épuration prouvée représente jusqu'à 5 % de la masse du combustible.

37. Par rapport au charbon, les boues d'épuration ont une proportion relativement élevée de composants minéraux, de l'ordre de 40 à 50 %. La teneur en cendres, qui doivent être séparées après l'incinération, est donc élevée, tandis que la valeur calorifique liée à la teneur totale en matières solides est faible. Le pouvoir calorifique des boues d'épuration est de 9 à 12 MJ/kg lorsqu'elles sont entièrement séchées. Le lignite a un pouvoir calorifique comparable à une teneur en eau d'environ 50 %. La houille est extraite avec une teneur en eau de 7 à 11 % et a un pouvoir calorifique de 27 à 30 MJ/kg dans cet état.

38. Les boues d'épuration sont un puits pour plusieurs polluants. Lorsque les boues d'épuration sont coïncinérées dans des centrales électriques au charbon, l'apport supplémentaire de métaux lourds - en particulier de substances hautement volatiles telles que le mercure - devient perceptible dans les valeurs d'émission. C'est l'une des raisons pour lesquelles la quantité de boues d'épuration coïncinérées dans les centrales électriques reste limitée à un faible pourcentage. Il est recommandé d'utiliser des évaluations basées sur le risque pour évaluer les effets indésirables des émissions atmosphériques résultant de la coïncinération des boues dans les centrales au charbon.

39. Coïncinération dans les usines d'incinération des déchets : les boues d'épuration municipales sont éliminées à différents degrés de séchage dans un certain nombre d'usines d'incinération des déchets, dont le principe de fonctionnement est principalement basé sur la technologie de la grille. Le taux d'adjuvant ne doit pas dépasser 20 % et les boues humides doivent être bien mélangées au reste du matériau pour éviter la formation de grumeaux. Cette opération est souvent réalisée par ce que l'on appelle des tamiseurs dans la soute à déchets ou par des dispositifs centrifuges pour l'alimentation de la chambre de combustion. Si des boues d'épuration séchées sont coïncinérées, il y a un risque que les boues tombent à travers la grille sans être suffisamment brûlées. Lorsque la coïncinération a lieu dans des installations d'incinération des déchets, il convient de noter que les boues d'épuration influencent considérablement la teneur en poussières des gaz d'échappement et que les installations d'épuration des gaz de combustion doivent donc être conçues de manière à augmenter les performances de séparation requises.

40. Coïncinération dans les cimenteries : la production de ciment est un processus très énergivore et utilise depuis des décennies des combustibles de substitution issus des déchets. À cette fin, les boues d'épuration séchées (d'une teneur en eau moyenne de 27 % en poids) remplacent les combustibles fossiles. En outre, la teneur en minéraux des boues d'épuration peut remplacer les matières premières minérales telles que le sable ou le minerai de fer nécessaires à la production de ciment.

41. La coïncinération des boues d'épuration dans les cimenteries est avantageuse à deux égards. D'une part, des matières premières et des combustibles précieux peuvent être économisés et, d'autre part, la coïncinération des boues d'épuration, qui est considérée comme largement neutre sur le plan climatique, contribue également à la réduction du CO₂. Outre les boues d'épuration séchées, les boues d'épuration déshydratées mécaniquement sont également utilisées dans une faible mesure. Dans ce cas, on ne peut s'attendre qu'à une très faible contribution à la satisfaction de la demande d'énergie ; la substitution des matières premières est beaucoup plus importante.

42. Les valeurs limites de métaux lourds pour l'incinération des déchets s'appliquent également à la coïncinération des boues d'épuration dans les cimenteries. Les limites d'apport en métaux lourds pour les boues d'épuration sont également particulièrement importantes pour limiter la teneur en métaux lourds.

3.3 Technologies de valorisation et de récupération des nutriments

43. Les eaux usées sont une riche source de phosphore (P), d'azote (N), de magnésium (Mg) et de potassium (K). Ces substances sont à la base de la composition d'un certain nombre d'engrais commerciaux. C'est pourquoi des tentatives ont été faites pour récupérer correctement ces substances dans les eaux usées, même si leur récupération n'est pas entièrement rentable en dépit de leur potentiel élevé.

44. Il existe de nombreux systèmes opérationnels ou partiellement déployés de récupération du phosphore des eaux usées, tels que la lixiviation chimique par voie humide, les processus d'oxydation par voie humide, la métallurgie, la biolixiviation, la thermochimie et l'extraction chimique par voie humide. Il est bien connu que le P et le $\text{NH}_4\text{-N}$ précipitent naturellement dans l'urine sous forme de struvite (Somathilake, 2009). Parmi les autres technologies de récupération des nutriments figurent la précipitation chimique, les procédés membranaires, l'élimination biologique améliorée du phosphore, les procédés d'adsorption, l'adsorption.

45. Des efforts récents ont été entrepris (Günther et autres, 2018) pour collecter les nutriments sous forme de struvite par le biais de diverses techniques d'extraction chimique. La struvite, qui est une substance organique riche en phosphate contenant des niveaux élevés de Mg^{2+} , PO_4^{3-} , et NH_4^+ , présente de nombreux avantages par rapport aux engrais chimiques disponibles dans le commerce. Il s'agit notamment des caractéristiques de libération lente, du conditionnement du sol, de la prévention du ruissellement de surface et de la consommation limitée sur une longue période (Krishnamoorthy et autres, 2021).

Étude de cas 5 : Exemple de bonne pratique

La faisabilité économique de la mise en œuvre d'une méthode de récupération simultanée de l'ammonium et du phosphate basée sur l'utilisation de zéolithes synthétiques activées au calcium dans une grande station d'épuration urbaine de la région métropolitaine de Barcelone est évaluée. Après une étude comparative, une zéolithe synthétique activée par le calcium a été choisie pour sa capacité à récupérer simultanément l'ammonium et le phosphate grâce à un mécanisme combiné d'échange d'ions pour l'ammonium et de développement d'une phase minérale insoluble pour le phosphate. Riche en ammonium et en phosphate, l'absorbant peut être utilisé comme engrais à libération lente. Sur la base de la période de récupération rapportée de 7,5 ans et du taux de rendement interne de 15 %, qui est supérieur au taux d'actualisation évalué, on peut conclure que l'incorporation de cette technologie alternative dans la STEP de Baix Llobregat est économiquement rentable (You et autres, 2019).

46. L'électrodialyse (ED) est une autre technologie actuellement considérée comme une méthode prometteuse pour l'élimination et la récupération des nutriments dans les eaux usées. Il s'agit d'une technique de séparation électromécanique qui sert à l'extraction d'ions en solution, en plus de l'extraction de la dureté et des matières organiques des électrolytes, en utilisant des membranes échangeuses d'ions dans un champ électrique pour encourager la séparation ionique (Lee et autres, 2013). Il convient de noter que le processus d'électrodialyse pour la récupération des nutriments diffère de l'électrodialyse typique pour le dessalement (Mohammadi et autres, 2021).

47. Comme nous l'avons vu dans la section précédente, l'incinération des boues d'épuration est une méthode de traitement des eaux usées qui permet de réduire le volume des boues, les odeurs, et d'éliminer les polluants organiques tels que les produits pharmaceutiques et les agents pathogènes. Des quantités importantes de phosphore contenues dans les boues d'épuration peuvent être réutilisées dans l'épandage agricole ou urbain, à condition que les caractéristiques des boues soient conformes aux normes et réglementations nationales. Mais la présence de métaux lourds reste le principal obstacle à l'application directe des cendres d'incinération des boues d'épuration sur les champs de culture (Vogel et autres, 2013).

Étude de cas 6 : Exemple de bonne pratique

Les avantages potentiels de la réutilisation des eaux usées traitées pour irriguer et fertiliser les cultures sur des sols autrement secs et infertiles ont été démontrés lors d'une expérience de deux ans (2013-2015) dans une ferme située à l'extérieur de la ville de Gerga en Égypte, ce qui a permis d'atténuer la pression sur les ressources en eau limitées tout en contribuant à répondre à la demande alimentaire croissante. La ferme étudiée est située près de la station d'épuration municipale de Gerga et est gérée par la Holding Company for Water and Wastewater, basée au Caire, en coopération avec le PNUE et le ministère italien de l'environnement, de la terre et de la mer. En fonction des besoins en eau, les arbres et les cultures étaient irrigués jusqu'à 5,5 heures par jour. La consommation totale d'eau de la ferme expérimentale était d'environ 2,35 litres par seconde. Les eaux usées traitées se sont révélées être une alternative viable aux engrais pour les cultures sélectionnées. L'analyse a révélé que les cultures de racines ou de bulbes telles que les pommes de terre, les patates douces, les carottes, les navets, les oignons et l'ail contenaient des niveaux élevés de métaux lourds. Cependant, les normes égyptiennes et européennes pour l'irrigation des cultures vivrières à feuilles ou à tiges ont été respectées (Andersson, 2016).

48. La figure 3 présente des exemples de technologies de récupération des engrais/nutriments pour le traitement des eaux usées municipales. Il convient de noter que l'épandage des boues et leur utilisation comme conditionneur de sol ont été abordés dans le plan régional de gestion des boues d'épuration (décision IG.25/8, COP22, Antalya, Turquie).

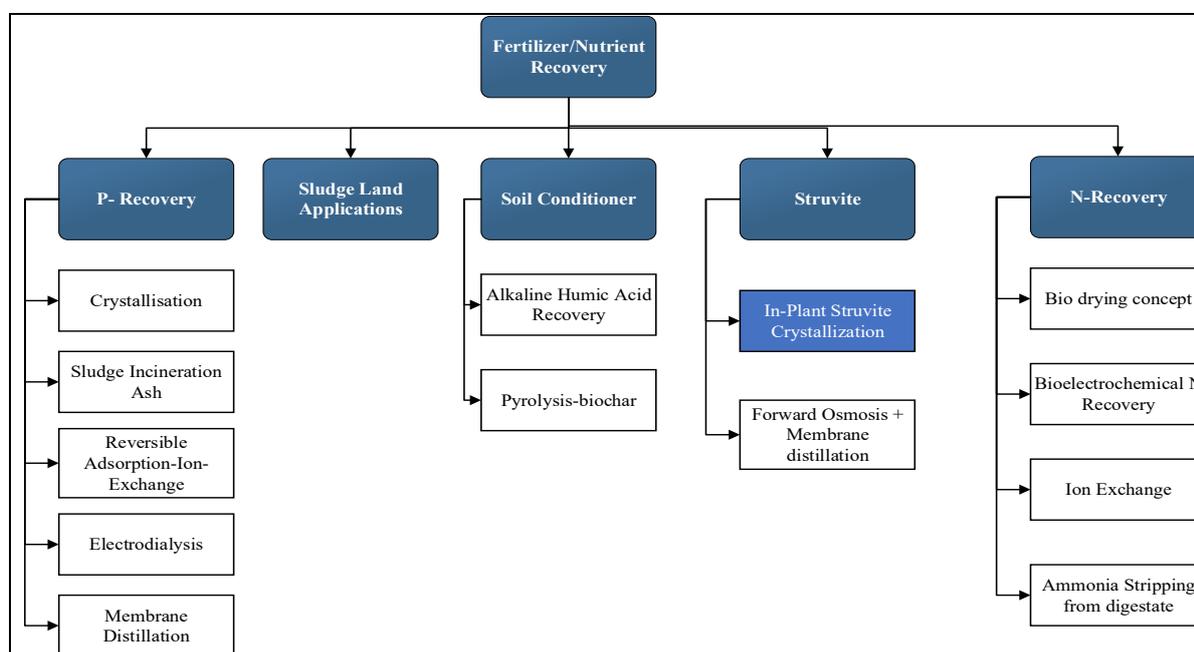


Figure 3 : Principaux exemples de technologies de récupération des engrais/nutriments pour le traitement des eaux usées municipales

3.4 Considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération des ressources provenant des processus de traitement des eaux usées

49. Avant de choisir une voie de récupération des ressources, il convient d'étudier la faisabilité de la récupération de l'eau/des matériaux et de l'énergie à partir des processus de traitement des eaux usées afin de déterminer les coûts économiques associés en termes d'extraction de la ressource requise dans des quantités réalisables et une qualité acceptable ; la chaîne de valeur du marché, la concurrence et les aspects logistiques qui ont un impact sur le coût ; les émissions et les risques pour la santé ; ainsi que l'acceptation sociale et les législations en matière de disponibilité. Les risques prévus et leurs impacts doivent être considérés comme faisant partie des données à utiliser dans les systèmes d'aide à la décision (DSS), qui sont expliqués plus loin dans ce document d'orientation.

50. Les principales considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des engrais (nutriments) à partir des processus de traitement des eaux usées sont présentées dans le tableau 3. Ces aspects sont considérés comme le point de départ de toute conception de stations d'épuration des eaux usées ainsi que de la sélection des technologies appropriées pour la récupération des ressources. Le tableau 3 est divisé en trois parties : (i) l'économie, y compris la chaîne de valeur, (ii) la pollution et les risques pour la santé, et (iii) l'acceptation sociale et les politiques de soutien.

51. La chaîne de valeur est la principale force motrice qui pousse les décideurs à choisir une certaine technologie pour répondre à l'objectif de récupération des matériaux et de l'énergie. Naturellement, il peut varier en fonction des besoins et des priorités du pays. Il convient de préparer une étude de marché complète accompagnée d'une projection incluant les aspects logistiques, en particulier pour la récupération des nutriments.

52. Les considérations relatives à la pollution et à la santé sont directement liées à l'effet des rejets et à la production de sous-produits nocifs indésirables, qui sont des éléments clés pour atténuer le risque d'une technologie de valorisation des ressources sélectionnée. C'est pourquoi les systèmes de gestion des risques doivent être pris en compte dans tout projet de valorisation des matériaux, afin d'atténuer tout impact négatif sur la santé humaine.

53. Enfin, l'acceptation sociale des matériaux récupérés (par exemple, la réutilisation de l'eau récupérée) et les politiques connexes mises en place sont cruciales pour la récupération technologiquement réussie et économiquement viable des ressources et des matériaux issus des processus de traitement des eaux usées.

Tableau 3 : Principales considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des nutriments dans les processus de traitement des eaux usées (adapté de Kehrein, P. et autres, 2020)

ÉCONOMIE ET CHAÎNE DE VALEUR			
	<i>Enjeu</i>	<i>Récupération des ressources</i>	<i>Considérations</i>
Coûts de traitement	Un processus de valorisation des ressources n'est pas rentable en raison de coûts opérationnels ou d'investissement excessifs	Eau	Demande énergétique élevée des technologies membranaires. Par m ³ d'eau récupérée par le traitement secondaire des effluents par ultrafiltration et osmose inverse, il a été calculé un bénéfice de 0,25 €
			L'encrassement, un facteur de coût supplémentaire pour les technologies membranaires. Les coûts varient considérablement et dépendent des caractéristiques de la membrane, des conditions d'exploitation, de la qualité de l'eau d'alimentation et des techniques de nettoyage utilisées
			Les coûts d'élimination des rétentats de membranes dépendent du niveau de traitement, des caractéristiques des rétentats et de la méthode d'élimination
			Les procédés d'oxydation avancés consomment beaucoup d'énergie et nécessitent des réactifs coûteux
		Énergie	Piles à combustible microbiennes : équipement coûteux et coûts d'exploitation
			La récupération du NH ₃ comme combustible n'est pas rentable car les coûts énergétiques de l'élimination du NH ₃ dépassent souvent l'énergie et la valeur du gaz récupéré.
Nutriments	Les coûts de récupération du phosphore dépassent les coûts des minerais de phosphore conventionnels. En supposant une charge de 660 g de phosphore par habitant et par an, les coûts de récupération seraient de 3 600 à 8 800 € par tonne de phosphore récupéré		

			Les procédés de récupération de la struvite peuvent ne pas être rentables, ce qui dépend fortement des bénéfices tirés des ventes de struvite. Les prix du marché varient considérablement et ont été estimés, par exemple, entre 180 et 330 € par tonne
			La récupération du phosphore à partir des cendres d'incinération des boues nécessite des incinérateurs spécialisés et coûteux
Quantité de ressources	Par rapport aux méthodes de production conventionnelles, seules de petites quantités d'une ressource peuvent être récupérées dans une STEP. Cela peut être dû à de faibles rendements des processus, à de faibles concentrations de ressources ou à de faibles quantités globales de ressources dans le flux d'eaux usées	Énergie	Les unités de production combinée de chaleur et d'électricité pour le CH ₄ récupéré présentent des pertes de conversion élevées, de l'ordre de 60 %
			La COD peut être trop diluée pour permettre une digestion anaérobie directe efficace des eaux usées. 750 mg de COD par litre est une concentration moyenne pour les effluents des stations d'épuration municipales
			La fermentation à l'obscurité des boues présente des rendements très faibles en H ₂ , de l'ordre de 17 %
		Nutriments	Les quantités de nutriments récupérables à partir des eaux usées sont faibles par rapport aux taux de production industrielle. Par exemple, en Flandre (Belgique), les importations annuelles de P extrait s'élèvent à 44 100 tonnes, alors que les effluents combinés des stations d'épuration ne représentent que 3 350 tonnes
			Struvite : les faibles concentrations en phosphore limitent les précipitations qui nécessitent au moins 100 mg de phosphore par litre
			Struvite : seule la fraction de phosphore soluble des flux latéraux est récupérée
			Les faibles concentrations d'azote de seulement 30 mg par litre de NH ₄ -N dans les eaux usées néerlandaises moyennes peuvent rendre la récupération de NH ₄ non rentable
	<i>Enjeu</i>	<i>Récupération des ressources</i>	<i>Considérations</i>
Quantité de ressources	La qualité d'une ressource récupérée n'est pas assez élevée pour être commercialisée facilement. Cela peut être dû à la présence de contaminants ou d'impuretés dans la ressource	Nutriments	Épandage de boues d'épuration : teneur élevée en eau (70 % à 90 %) et faible teneur en éléments nutritifs (7 kg de phosphore par tonne)
			Contamination possible de la struvite
Valeur du marché et concurrence	Les méthodes de production conventionnelles sont potentiellement plus compétitives que le RRR. Cela peut être dû à différents facteurs, notamment une meilleure qualité des produits et des quantités plus importantes ou des coûts de production plus faibles.	Énergie	CH ₄ a une faible valeur de marché en 2019 de 0,046 € par kWh pour les consommateurs domestiques. Il convient toutefois de noter que les prix de l'énergie sont volatils.
			L'électricité a une faible valeur de marché en 2019, de 0,22 € par kWh pour les consommateurs domestiques. Il convient toutefois de noter que les prix de l'énergie sont volatils.
		Nutriments	Les nutriments en vrac provenant de l'industrie des engrais sont disponibles à bas prix (phosphate : 110 USD par tonne en 2014)
			Dans les régions d'élevage intensif, le fumier riche en phosphore est souvent disponible en abondance comme engrais alternatif

			La valeur marchande de la struvite est difficile à estimer dans de nombreux pays en raison du manque de connaissances et de confiance des agriculteurs quant à son potentiel de fertilisation
Logistique	Si les ressources récupérées ne sont pas utilisées sur place, la distribution et le transport doivent être organisés. Cela peut s'avérer difficile en raison des disparités géographiques et temporelles entre l'offre et la demande, du manque d'infrastructures ou du coût	Eau	Les écarts temporels et géographiques entre l'offre et la demande d'eau doivent être pris en compte
			La situation topographique de la STEP peut nécessiter le pompage en amont de l'eau recyclée. Un ascenseur vertical de 100 m est aussi coûteux qu'un transport horizontal de 100 km (0,05-0,06 USD par m ³ en 2005)
			Nécessité éventuelle d'une nouvelle infrastructure de canalisation pour l'eau recyclée
		Énergie	Les écarts temporels et géographiques entre l'offre et la demande d'énergie thermique doivent être compensés
			Coûts de pressurisation et de transport de CH ₄ en l'absence de raccordement au réseau de gaz naturel
		Nutriments	Épandage des boues dans les champs : le transport entre la station d'épuration et les terres arables pourrait être trop coûteux en raison de la teneur élevée en eau
POLLUTION ET RISQUES POUR LA SANTÉ			
	<i>Enjeu</i>	<i>Récupération des ressources</i>	<i>Considérations</i>
Émissions et risques pour la santé	L'utilisation de ressources récupérées ou le processus de récupération peut comporter des risques pour la santé humaine en raison de la présence de contaminants ou peut entraîner des émissions et des problèmes environnementaux. Cela peut être dû à un contrôle insuffisant du processus	Eau	La réutilisation de l'eau potable a été jugée trop risquée pour la santé
			L'élimination incomplète des produits chimiques ou des agents pathogènes au cours du traitement peut provoquer des maladies
			Les désinfectants utilisés dans le traitement tertiaire peuvent générer des sous-produits nocifs
		Contamination des plantes ou du sol suite à la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation	
		Énergie	Les digesteurs anaérobies non chauffés peuvent favoriser les émissions de CH ₄ solubilisé
		Nutriments	La struvite peut être contaminée par des polluants émergents et des métaux lourds
SOCIÉTÉ ET POLITIQUE			
	<i>Description du processus</i>	<i>Récupération des ressources</i>	<i>Considérations</i>
Acceptation	L'acceptation par les utilisateurs des ressources récupérées à partir des eaux usées peut être faible en raison de craintes ou d'idées fausses sur les risques qu'elles présentent	Eau	Les projets de réutilisation de l'eau peuvent rarement être mis en œuvre sans l'acceptation de la société
			La réutilisation directe de l'eau potable soulève des obstacles psychologiques
Politique	Pour réussir, les RRR ont besoin de cadres politiques et juridiques adéquats. L'absence de législation, de volonté	Eau	Des incitations gouvernementales sont nécessaires pour rendre la réutilisation de l'eau financièrement attrayante, par exemple pour l'agriculture
			L'absence de réglementation commune est un obstacle à la réutilisation de l'eau (dans le sud de l'Europe)

politique ou d'incitations économiques peut entraver la réussite de la mise en œuvre		Il existe des réglementations pour l'utilisation agricole, mais il n'y en a pas encore pour l'eau potable, etc.
	Énergie	La digestion anaérobie pourrait devoir être subventionnée pour devenir compétitive par rapport au gaz naturel
	Nutriments	Absence de législation sur l'épandage de struvite dans les champs

4. Technologies de traitement des contaminants émergents dans les stations d'épuration des eaux usées

54. Les contaminants émergents (CEC) sont des substances chimiques naturelles ou artificielles que l'on peut trouver dans les masses d'eau. Selon l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), les « contaminants émergents » (CEC) comprennent une vaste gamme de contaminants qui ne sont apparus que récemment dans l'eau, ou qui sont préoccupants depuis peu parce qu'ils ont été détectés à des concentrations nettement plus élevées que prévu, ou que leur risque pour la santé humaine et l'environnement n'est peut-être pas entièrement compris. Les exemples incluent les produits pharmaceutiques, les produits chimiques industriels et ménagers, les produits de soins personnels, les pesticides, les nanomatériaux manufacturés et leurs produits de transformation (OCDE, 2018). Ces contaminants ont un fort potentiel de nocivité pour l'homme, la vie aquatique et l'environnement. La présence de ces contaminants devient très préoccupante si elle n'est pas réglementée. Les contaminants émergents donnent souvent lieu à la production de sous-produits dont les caractéristiques physicochimiques sont inconnues. L'exposition aux contaminants émergents est susceptible de provoquer un large éventail de maladies chez l'homme. Certains contaminants émergents peuvent agir comme des perturbateurs endocriniens en raison de leur similarité structurelle avec les hormones naturelles, tandis que d'autres peuvent induire des effets mutagènes et cancérigènes, tels qu'un risque accru de cancer du sein et de la prostate (Prangya R. Rout et autres, 2021).

4.1 Classification des contaminants émergents et de leurs sources, de leur présence et de leur devenir/transport

55. En fonction de leurs caractéristiques chimiques et physiques, les CE se répartissent en trois grandes catégories : les particules, les composés organiques et les composés inorganiques, comme le montre la figure 4. Environ 70 % des CEC trouvés dans les échantillons environnementaux sont des PhAC (composés pharmaceutiquement actifs) et des PCP (produits de soins personnels), tandis que les 30 % restants sont des composés industriels et agricoles (Ouda et autres, 2021).

56. Les eaux usées domestiques, les effluents industriels, les rejets hospitaliers, l'élevage et le ruissellement agricole ne sont que quelques-unes des sources de CEC qui se retrouvent dans l'environnement aquatique et souterrain. Les principales sources de CEC dans l'environnement proviennent des effluents des industries pharmaceutiques, des PCP, des biocides et d'autres produits chimiques. Les PhAC et les PCP peuvent être introduits dans l'environnement à partir de diverses sources, mais les rejets domestiques y contribuent de manière significative. Les conjugués de médicaments, les bactéries et les gènes résistants aux antibiotiques, les métabolites pharmaceutiques, les éléments radioactifs, etc. sont tous présents dans les effluents hospitaliers et contribuent de manière significative aux CEC. Parmi les autres sources importantes de CEC figurent les eaux de ruissellement provenant de l'élevage et des activités agricoles, en particulier sous la forme d'hormones stéroïdiennes et de pesticides utilisés pour augmenter le rendement des cultures. Les biocides et les insecticides utilisés, la nature des masses d'eau de surface et les conditions météorologiques jouent tous un rôle dans la quantité de CEC apportée par ces sources. Le lessivage des décharges, l'irrigation avec de l'eau recyclée, les rejets de l'aquaculture, les fuites des installations de traitement des eaux usées, etc. sont d'autres sources de CEC dans l'environnement. La figure 5 illustre les principales sources et voies d'acheminement du CEC dans les écosystèmes aquatiques et souterrains.

57. Une fois que les CEC ont pénétré dans l'environnement, ils commencent immédiatement à migrer vers divers environnements aquatiques en suivant une variété de voies distinctes ; leurs concentrations varient considérablement d'un environnement aquatique à l'autre. Ceci est principalement le résultat d'un certain nombre de facteurs, y compris, mais sans s'y limiter, la dilution, la persistance dans l'environnement, l'efficacité du traitement, et d'autres (Luo et autres, 2014). Dans la plupart des cas, la présence de CEC dans les milieux aquatiques a été documentée dans diverses catégories distinctes, notamment les eaux usées brutes, les eaux usées traitées par les stations d'épuration, les boues d'épuration, les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau potable.

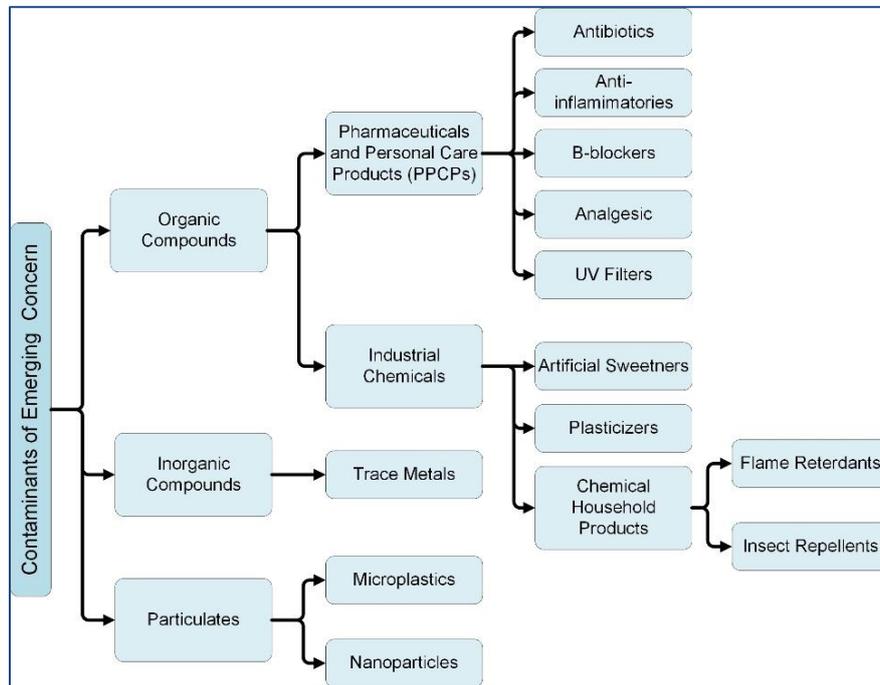


Figure 4 : Une méthode de classification simplifiée pour les CEC (adaptée de Ouda et autres, 2021)

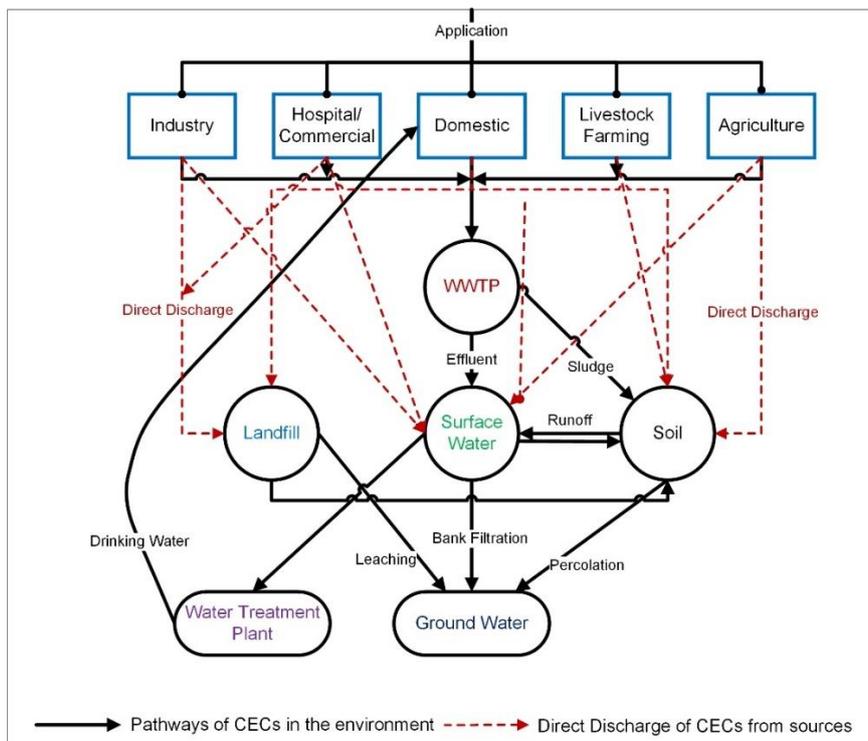


Figure 5 : Principales sources et voies d'entrée des contaminants émergents (CEC) dans les écosystèmes aquatiques et souterrains (adapté de Prangya R. Rout et autres, 2021)

4.2 Traitement des contaminants émergents dans les STEP

58. Les concentrations relativement faibles des CEC les rendent difficiles à traiter, ce qui suggère également que la détection et la surveillance des CEC constituent un défi. Bien que la séparation soit une méthode courante pour concentrer les échantillons afin d'améliorer les taux de détection, cette approche n'est pas sans inconvénients. Le plus important est le risque de perte de contaminants, d'endommagement des instruments d'analyse et la difficulté de la détection en ligne. Les CEC ont des propriétés physicochimiques très variables, ce qui signifie qu'il est impossible de détecter tous les types de CEC à l'aide de la même technique d'analyse. Il est donc nécessaire d'améliorer et de perfectionner les méthodes analytiques et bioanalytiques pour la détection des EC. La recherche se poursuit actuellement en vue de créer des méthodes analytiques de détection et de surveillance des EC qui soient à la fois simples et économiques (Ouda et autres, 2021).

59. Les STEP conventionnelles ne sont pas spécifiquement conçues pour éliminer efficacement les CEC. En fonction de leur persistance, des caractéristiques physicochimiques des CEC, des procédures de traitement appliquées et des conditions opérationnelles/environnementales, l'efficacité d'élimination des CEC varie considérablement. En général, les procédures de traitement primaire de base appliquées dans les STEP sont conçues pour éliminer les matières en suspension et les matières colloïdales. On constate que les CEC sont également éliminées dans une certaine mesure, principalement par sorption sur les boues primaires, comme le montre la figure 6.

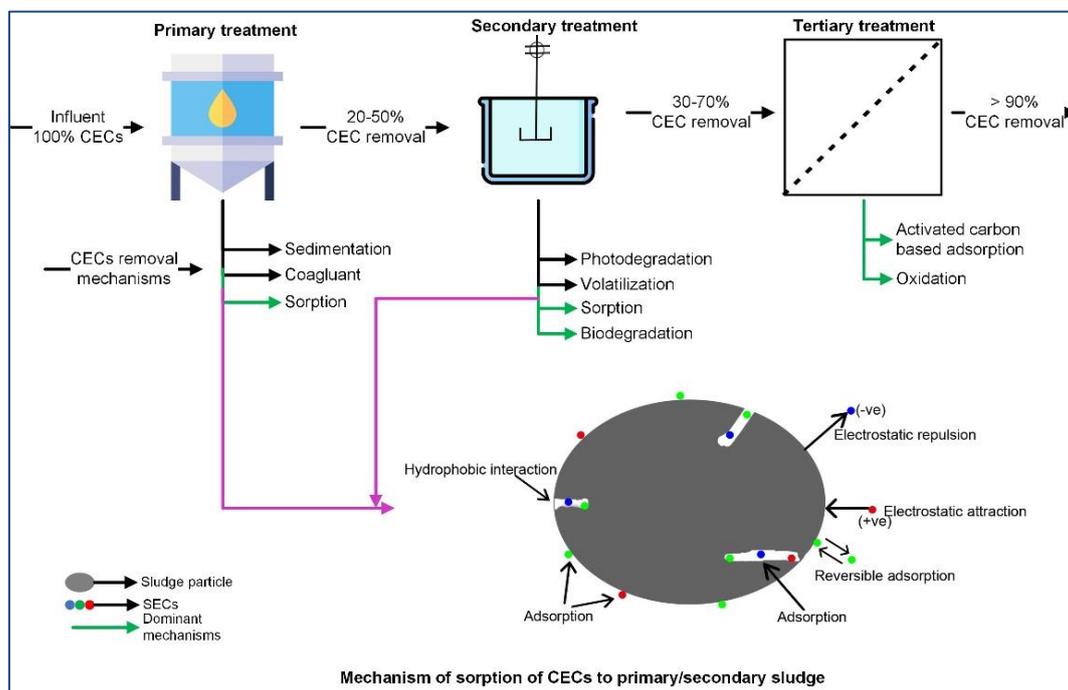


Figure 6 : Mécanisme de sorption des CEC sur les boues primaires/secondaires

60. Au cours de la phase de traitement secondaire dans une STEP, qui vise à éliminer les matières organiques ou les nutriments par décomposition biologique, les CEC sont susceptibles de subir différents processus, tels que la biodégradation, la sorption, la dispersion, la dilution, la photodégradation et la volatilisation. Cependant, la biotransformation ou la biodégradation et la sorption sont les mécanismes prédominants de l'élimination des CEC.

61. De même, les procédures de traitement tertiaire dans les STEP destinées à l'élimination des nutriments, des particules en suspension et des agents pathogènes se sont révélées avoir une efficacité d'élimination des CEC considérable, en particulier pour les CEC résistantes, grâce à des techniques d'oxydation traditionnelles comparables à l'ozonation.

62. En général, l'efficacité de l'élimination des CEC au cours du traitement primaire est comprise entre 20 et 50 %, tandis que l'efficacité de l'élimination au cours des processus de traitement ultérieurs est comprise entre 30 et 70 %. D'autre part, il existe des cas d'élimination négative des CEC dans les STEP où les concentrations dans les effluents dépassent les concentrations dans les effluents. En effet, la majorité des CEC sont éliminés sous la forme d'un mélange de substances chimiques mères et de conjugués dans les fèces et l'urine. Au cours du traitement biologique, les conjugués peuvent redevenir leurs composés d'origine par clivage enzymatique, ce qui entraîne une augmentation de la concentration des CEC concernés (Prangya R. Rout et autres, 2021).

63. Les effets de l'utilisation des technologies de traitement primaire, secondaire et tertiaire sur l'élimination des CEC sont décrits plus en détail à l'annexe II de la présente directive, y compris l'élimination des CEC dans le processus des boues activées et des bioréacteurs à membrane dans le cadre du traitement secondaire, ainsi que l'élimination des CEC au moyen de l'ozonation et de l'adsorption sur charbon actif dans le cadre du traitement tertiaire. Selon la proposition de révision de la directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires, au titre de l'article 17, et de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution), les États membres ont été invités à surveiller, entre autres, les contaminants qui suscitent de nouvelles inquiétudes.

5. Microplastiques dans les stations d'épuration des eaux usées : présence, détection et élimination

64. Les microplastiques, également définis comme des particules de plastique d'une taille inférieure à 5 millimètres (Thompson, 2015) peuvent être générés directement (microplastiques primaires) ou formés indirectement (microplastiques secondaires) par l'érosion de gros débris de plastique à la suite d'une exposition à des facteurs de stress environnementaux tels que l'eau, le vent et la lumière du soleil. Les microplastiques sont présents dans tout l'environnement aquatique, des rivières et des lacs aux estuaires et aux côtes en passant par les écosystèmes marins, en raison de l'utilisation généralisée d'articles en plastique et de la gestion inadéquate de l'élimination des déchets plastiques. Les menaces que les microplastiques font peser sur la vie aquatique et la santé humaine sont de plus en plus préoccupantes. La présence et le dépôt de microplastiques dans l'environnement posent d'importants problèmes environnementaux et écologiques (Sun et autres, 2019). Leur absorption peut également contribuer à la diffusion de micropolluants.

65. Le contrôle des microplastiques nécessite une compréhension approfondie de leur présence et de leur devenir dans les STEP, ainsi qu'une méthode de détection efficace (Sun et autres, 2019). Cette section vise à fournir des conseils sur l'élimination des microplastiques dans les stations d'épuration, afin d'aider les exploitants d'installations à parvenir à un fonctionnement durable des STEP.

5.1 Présence de microplastiques dans les stations d'épuration

66. Les microplastiques provenant des activités industrielles et urbaines peuvent être transportés vers les STEP via le réseau d'égouts. Il s'agit notamment de nombreux produits de soins personnels et cosmétiques tels que les lotions, les savons, les gommages pour le visage et le corps et les dentifrices. Même si ces installations sont capables d'éliminer plus de 90 % des microplastiques des eaux usées, des millions de microplastiques sont encore rejetés chaque jour dans l'environnement par le biais des eaux usées traitées (Sol et autres, 2020).

67. La concentration de microplastiques varie généralement entre $6,10 \times 10^2$ et $3,14 \times 10^4$ particules/L dans l'affluent et entre 0,01 et $2,97 \times 10^2$ particules/L dans l'effluent, malgré la grande variabilité des données rapportées (Ali et autres, 2021). Les concentrations de microplastiques peuvent varier d'une station d'épuration à l'autre en raison de nombreux facteurs, notamment la zone de captage, la population desservie, l'utilisation des sols dans la zone proche, la présence ou l'absence d'un réseau d'égouts unitaire, le type d'eaux usées traitées (domestiques, commerciales, industrielles), etc. Étant donné que la majeure partie des microplastiques présents dans les eaux usées provient des rejets résidentiels, les activités humaines dans le bassin versant desservi, telles que la préférence des

résidents pour le port de vêtements synthétiques ou l'utilisation de produits en plastique, peuvent directement affecter la concentration de microplastiques dans les eaux usées (Sun et autres, 2019).

5.2 Techniques de détection des microplastiques dans les stations d'épuration

68. Comme le montre la figure 7, la détection des microplastiques dans les STEP comporte généralement trois étapes : la collecte des échantillons, leur prétraitement et la caractérisation/quantification des microplastiques ; cependant, les méthodologies utilisées pour chaque étape ne sont pas encore normalisées. Comme les microplastiques peuvent être trouvés dans les eaux usées et les boues d'épuration, plusieurs approches peuvent être appliquées en fonction des propriétés de l'échantillon (Sun et autres, 2019). Les microplastiques présents dans les eaux usées peuvent être collectés de différentes manières, les plus courantes étant la collecte dans des conteneurs, la collecte par échantillonneur automatique, le pompage et la filtration séparés, et la filtration en surface. Pour le prétraitement des microplastiques dans les STEP, diverses techniques sont utilisées pour purifier et éliminer les microplastiques de leurs matrices d'origine, car les échantillons obtenus dans les stations d'épuration (en particulier les échantillons de boues) peuvent contenir une forte concentration de matières organiques ou de particules inorganiques. La peroxydation humide (catalytique) est une technique fréquente pour éliminer les matières organiques des échantillons de STEP (WPO). La dégradation enzymatique est une technique relativement récente explorée pour la purification des microplastiques contaminés par des matières organiques. Des enzymes techniques telles que la lipase, l'amylase, la protéinase, la chitinase et la cellulase sont utilisées dans le processus de dégradation en dissolvant les échantillons de microplastiques. Le traitement alcalin et le traitement acide sont des techniques alternatives pour éliminer les matières organiques des échantillons d'eaux usées et de boues. En revanche, les particules inorganiques présentes dans les échantillons d'eaux usées et de boues sont généralement extraites au moyen d'une séparation par densité et d'une solution saline. Dernière étape de la détection des microplastiques dans les STEP, l'analyse des microplastiques peut être divisée en deux catégories : la caractérisation physique et la caractérisation chimique. La caractérisation de la distribution de la taille des microplastiques ainsi que l'analyse d'autres paramètres physiques tels que la forme et la couleur constituent l'objectif principal de la caractérisation physique. Par ailleurs, la caractérisation chimique est essentiellement utilisée pour étudier la composition chimique des microplastiques (Sun et autres, 2019).

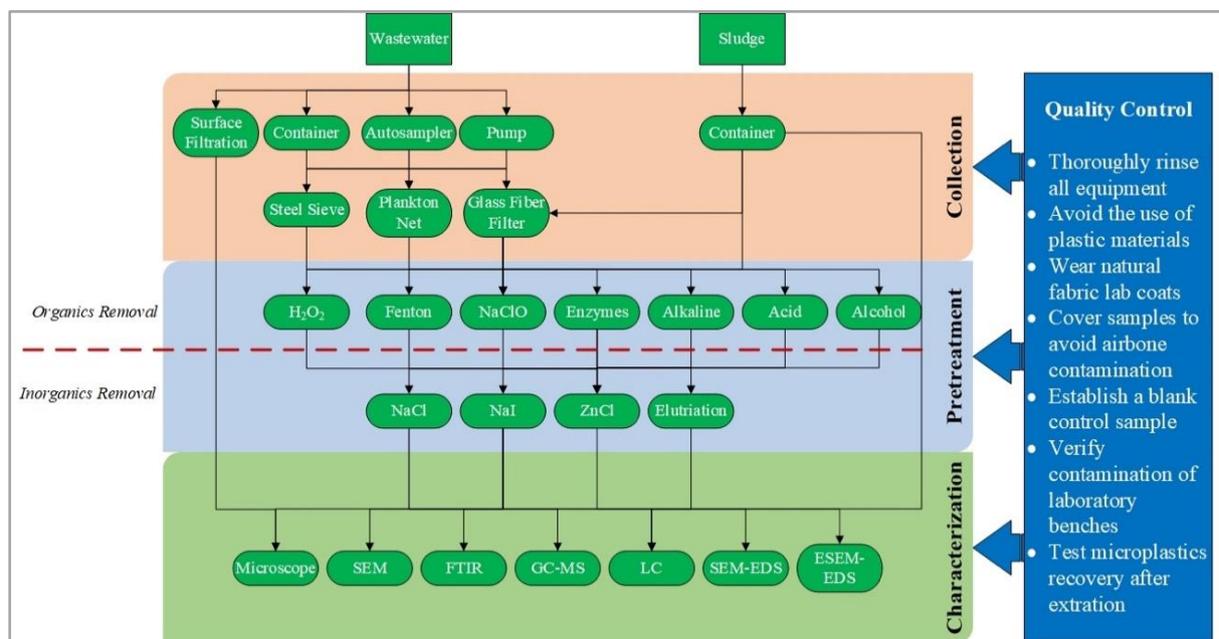


Figure 7 : Diagramme de processus pour la détection des microplastiques dans les stations d'épuration (Sun et autres, 2019)

5.3 Élimination des microplastiques dans les stations d'épuration

69. L'efficacité de l'élimination des microplastiques au cours des traitements préliminaire, primaire, secondaire et tertiaire est illustrée à la figure 8 par le flux de particules de microplastiques estimé sur la base des fourchettes de valeurs rapportées dans la littérature. La majorité des microplastiques présents dans les eaux usées peuvent être éliminés efficacement par un traitement préliminaire et primaire (prétraitement). Il est rapporté qu'entre 35 % et 59 % des microplastiques peuvent être éliminés pendant le traitement préliminaire et entre 50 % et 98 % des microplastiques peuvent être éliminés pendant le traitement primaire. En raison de sa capacité à éliminer efficacement les microplastiques de grande taille, le prétraitement a le plus grand effet sur la distribution de la taille des microplastiques. Le traitement secondaire, qui comprend généralement un traitement biologique et une clarification, a permis de réduire la quantité de microplastiques dans les eaux usées de 0,2 % à 14 %.

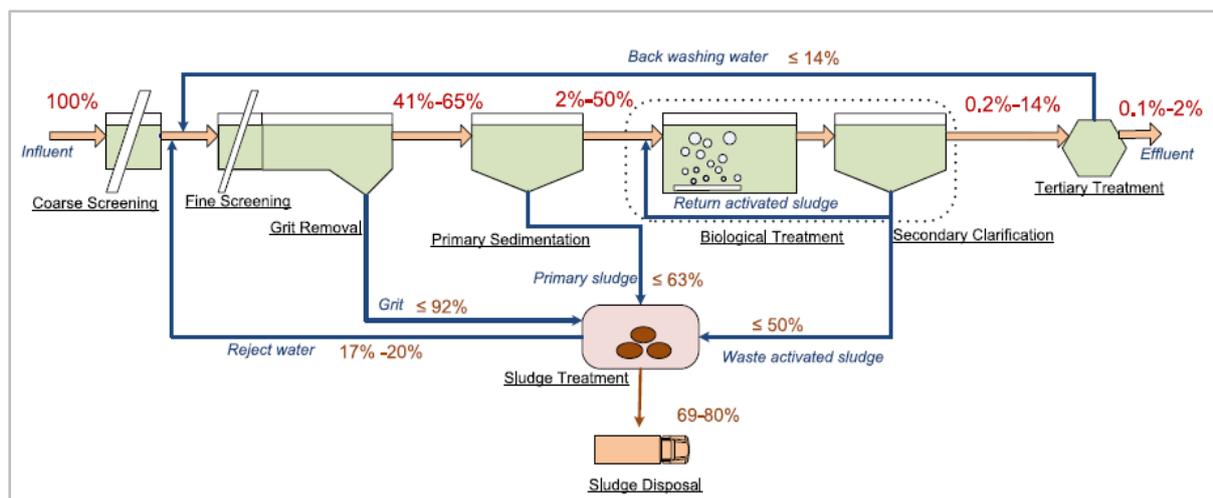


Figure 8 : Estimation du flux de particules de microplastiques dans une STEP avec des processus de traitement primaire, secondaire et tertiaire (Sun et autres, 2019).

70. En raison de la présence de floes de boue ou de polymères extracellulaires bactériens dans le bassin d'aération, les débris plastiques restants sont susceptibles d'être accumulés et finalement déposés dans le bassin de clarification secondaire (Sun et autres, 2019). En outre, les produits chimiques utilisés dans le traitement secondaire, tels que le sulfate de fer ou d'autres agents flocculants, peuvent avoir un effet bénéfique sur l'élimination des microplastiques en provoquant l'agrégation des particules en suspension pour former un « floe ». (Murphy et autres, 2016). D'autre part, le traitement tertiaire peut apporter un polissage supplémentaire potentiellement significatif des microplastiques. Après le traitement tertiaire, la concentration de microplastiques dans l'effluent peut être ramenée entre 0,2 et 2 % de l'influent. L'efficacité de l'élimination des microplastiques dépend des processus de traitement appliqués, les technologies liées aux membranes étant les plus performantes (Sun et autres, 2019).

5.4 Mesures visant à réduire les apports de microplastiques dans les boues d'épuration

71. Une réduction efficace des microplastiques dans les boues d'épuration peut être obtenue en faisant respecter les interdictions relatives à l'usage unique des plastiques et en interdisant l'introduction de microplastiques dans les produits de soins personnels et les produits cosmétiques. Cette action devrait s'accompagner d'un changement de comportement du grand public et de campagnes visant à réduire l'utilisation de ces produits. Certaines conceptions textiles peuvent être développées en tenant compte de la nécessité de réduire la production de microfibrilles pendant le lavage. Des systèmes domestiques peuvent être fabriqués pour empêcher les microplastiques d'être rejetés dans les égouts ou dans l'environnement.

72. En outre, les amendements au plan régional de gestion des déchets marins en Méditerranée, adoptés dans la décision IG.25/9 par la COP22 (7-10 décembre 2021, Antalya, Turquie), fournissent un cadre juridique complet pour lutter contre les microplastiques, avec des mesures solides à mettre en œuvre pour réduire les plastiques qui atteignent l'environnement méditerranéen.

6. Système d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées

73. Cette section vise à fournir des lignes directrices sur les systèmes d'aide à la décision (DSS) afin d'aider les décideurs politiques/ingénieurs concepteurs/gestionnaires d'installations à mettre en œuvre la meilleure technologie pour parvenir à des solutions durables en matière d'eaux usées, conformément aux cadres juridiques et aux réglementations nationales/régionales.

74. Les stations d'épuration des eaux usées (STEP) font l'objet d'études à l'échelle mondiale afin de développer des méthodes de gestion plus respectueuses de l'environnement. La conception et l'exploitation des STEP doivent tenir compte d'une série d'objectifs complexes, tels que la réduction des coûts tout en développant successivement des installations qui sont à la fois sûres et opérationnelles et qui offrent un traitement des eaux usées entièrement fiable (Rodriguez-Roda et autres, 2000).

75. À cette fin, les systèmes d'aide à la décision (DSS) ont été utilisés comme un outil utile pour résoudre des problèmes complexes et multi-scénarios pour les STEP. Ils fournissent un cadre systématique pour la sélection et la conception des processus de traitement de l'eau et des eaux usées (M. A. Hamouda et autres, 2009).

76. Les systèmes d'aide à la décision (DSS) permettent non seulement d'intégrer les différents aspects liés au fonctionnement durable des stations d'épuration, mais aussi de prendre en compte les facteurs externes de nature économique, environnementale, sanitaire et sociale. À cet égard, les systèmes de gestion basés sur le risque, tels que les systèmes de planification de la sécurité sanitaire (SSP), devraient également être envisagés sur le site. Ces systèmes fournissent une analyse et une prévision systématiques des risques et de leur impact sur la santé humaine, qui peuvent être utilisés comme données d'entrée dans les systèmes d'aide à la décision (DSS) pour atténuer les effets néfastes sur la santé publique.

6.1 Rôle des systèmes d'aide à la décision dans la sélection des technologies de traitement des eaux usées

77. Un DSS robuste doit être (i) basé sur une technique d'analyse des systèmes, (ii) capable de rassembler, de représenter et d'analyser des informations pertinentes pour le problème, (iii) adaptable et capable de gérer des données insuffisantes ou des incertitudes, (iv) convivial, (v) capable de produire des résultats utiles. La complexité du processus décisionnel, la rapidité avec laquelle une solution est requise, la présence de connaissances pertinentes lors de l'application et la spécificité de la question sont autant de facteurs à prendre en compte pour déterminer si un DSS est nécessaire ou non. Les procédures générales d'élaboration d'un DSS comprennent : (i) l'analyse et l'interprétation du problème, (ii) la représentation des connaissances et du raisonnement, (iii) l'optimisation progressive de la conception dans le but de produire et d'évaluer des alternatives, et (iv) la validation et la confirmation de la logique du DSS pour un meilleur engagement de l'utilisateur et une plus grande facilité d'utilisation (M. Hamouda et autres, 2009).

6.2 Principaux types de DSS appliqués aux problèmes des STEP

78. Les systèmes d'aide à la décision adoptent quatre approches pour la mise en œuvre des stations d'épuration (G. Mannina et autres, 2019) comme l'illustre la figure 9. Il s'agit de :

- a. Analyse du cycle de vie (ACV).
- b. Modèle mathématique (MM).
- c. Prise de décision multicritères (MCDM)
- d. DSS intelligent (IDSS).

6.2.1 Analyse du cycle de vie (ACV)

79. Dans le domaine du traitement des eaux usées, l'ACV est de plus en plus utilisée pour évaluer les compromis environnementaux des technologies actuelles (Fang et autres, 2016). En outre, l'impact environnemental des STEP, y compris l'efficacité des processus et des services, peut être évalué dans le cadre d'approches « du berceau à la tombe » en utilisant l'ACV (Pasqualino et autres, 2009). L'objectif principal des applications de l'ACV pour les STEP est de développer et de quantifier des indicateurs pour évaluer les conséquences environnementales globales des STEP. L'utilisation de l'énergie, le rejet des eaux usées, l'élimination/réutilisation des boues et l'occupation des sols sont les principaux facteurs qui influent sur le profil environnemental de la STEP (Hospido et autres, 2004).

80. L'ACV est une technique normalisée qui est régie par les normes ISO 14040 et 14044 (Lee & Jepson, 2021 ; Zhou et autres, 2014). Il s'agit d'un outil qui peut être utilisé pour déterminer les impacts environnementaux et les conséquences potentielles sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit ou d'un système, en commençant par les matières premières et en continuant jusqu'à l'élimination. Grâce à la méthode de l'ACV, les décideurs sont en mesure de localiser les zones sensibles sur le plan environnemental et de concevoir des plans visant à réduire la gravité des effets néfastes sur le milieu environnant (Lee & Jepson, 2021). La définition de l'objectif et du champ d'application, l'inventaire du cycle de vie (ICV), l'évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV) et l'interprétation sont les quatre étapes qui composent l'ACV.

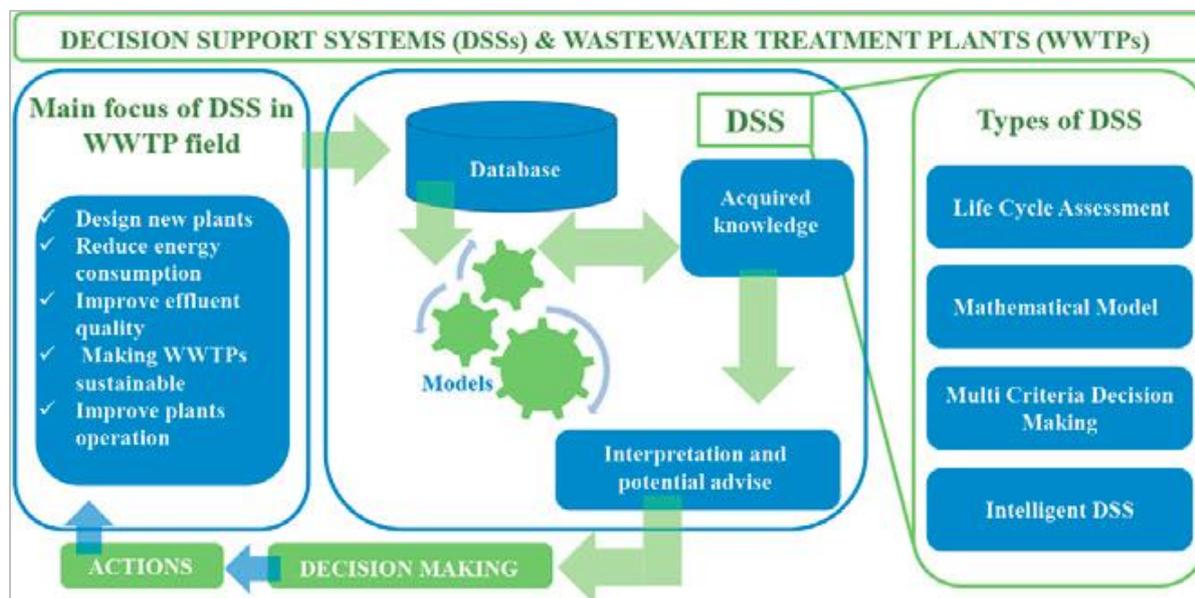


Figure 9 : Principaux centres d'intérêt et systèmes d'aide à la décision pour la STEP (G. Mannina et autres, 2019)

81. L'un des défis de l'ACV est de définir les limites du système car elles varient considérablement, certaines études couvrant l'ensemble du système d'eau urbain tandis que d'autres se concentrent uniquement sur la STEP (Corominas et autres, 2013). Bien que les performances de la station puissent être affectées par la composition de l'influent, la taille de la station et le climat local (Lorenzo-Toja et autres, 2016), les performances environnementales des STEP sont principalement basées sur le rejet des effluents et l'épandage des boues sur le sol (Hospido et autres, 2004). En outre, le flux de boues et de solides du traitement des eaux usées accumule des substances à la fois utiles et dangereuses, telles que le phosphore et les métaux lourds, et ces composés doivent être pris en compte dans les analyses de l'ACV (Yoshida et autres, 2014). Ainsi, toute évaluation environnementale d'une nouvelle technologie de traitement des eaux usées doit intégrer les limites du cycle de vie qui incluent l'utilisation finale de l'eau et des nutriments (Fang et autres, 2016). Au lieu d'être un outil de mesure, l'ACV peut également être utilisée pour aider à prendre des décisions. Le décideur reçoit des données du DSS pour l'aider à réduire ses alternatives (Pryshlakivsky & Searcy, 2021).

Exemple 1 : Application de l'ACV

L'impact environnemental de la production de sulfate d'ammonium (AS) par le procédé Haber Bosch et de la récupération de l'ammoniac dans les flux secondaires des stations d'épuration des eaux usées (STEP) a été comparé à l'aide d'un système d'aide à la décision (DSS). Une analyse du cycle de vie (ACV) a été appliquée pour évaluer l'impact sur l'environnement de la production d'engrais à base de sulfate d'ammonium (AS) par stripping à l'air de l'ammoniac provenant des flux latéraux des stations d'épuration avec des teneurs en azote variables. Le potentiel de réchauffement planétaire sur 100 ans (PRP 100a) du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a été utilisé pour tenir compte des gaz à effet de serre. Selon les résultats obtenus, la mise en œuvre de la technologie de stripping de l'air dans les stations d'épuration des eaux usées pour produire de l'engrais AS présente un potentiel important en termes d'atténuation des effets sur l'environnement et d'avantages économiques. Par rapport au procédé Haber-Bosch à base d'hydrocarbures, qui devrait produire 2,5 kg de CO₂e/kg d'AS en émissions de gaz à effet de serre, la technologie de décapage à l'air émet entre 0,2 et 0,5 kg de CO₂e/kg d'AS (Kar et autres, 2023).

6.2.2 Modèle mathématique (MM)

82. Les modèles mathématiques sont à la base des premiers DSS documentés. En raison du faible coût de mise en œuvre, les DSS basés sur des modèles mathématiques sont un outil prometteur pour obtenir une compréhension détaillée des caractéristiques des STEP (Mannina et autres, 2016). Les modèles mathématiques peuvent varier en fonction de leur niveau de complexité et de détails. La quantification des émissions directes et indirectes de GES (Kyung et autres, 2015), ainsi que des indicateurs économiques et sociaux (Gemar et autres, 2018), sont des composantes communes de ces modèles simplifiés. Lorsqu'une représentation plus précise de la réalité est nécessaire, un modèle détaillé doit être utilisé. Cependant, les modèles mathématiques mécanistes (tels que le modèle des boues activées - famille ASM) sont rarement utilisés en raison de leur complexité et de la nécessité de disposer de vastes ensembles de données (G. Mannina et autres, 2019). Ce type de DSS présente un certain nombre d'avantages. Par exemple, il est possible que les MM soient utilisés pour valider les données de laboratoire à un taux proportionnel et pour offrir des estimations fiables pour les opérations à l'échelle commerciale (Zuthi et autres, 2012) en fournissant une variété de solutions potentielles à prendre en considération pendant le processus de prise de décision (Mannina & Cosenza, 2013). En bref, les parties prenantes peuvent être en mesure d'économiser du temps et de l'argent en utilisant des DSS basés sur la modélisation mathématique pour tester plusieurs approches d'un problème avant de les mettre en œuvre sur le site (G. Mannina et autres, 2019).

Exemple 2 : Application du MM

Un modèle mathématique complet de bioréacteur à membrane (MBR), qui quantifie les processus physiques et biologiques primaires, a été appliqué pour le traitement des eaux usées. Le modèle explique l'élimination biologique de la matière organique, de l'azote et du phosphore, ainsi que des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, CO₂ et oxyde nitreux, N₂O). Tous les nouveaux éléments suivants sont pris en considération par le modèle : formation/dégradation de produits microbiens solubles (SMP) due à la croissance microbienne et à la respiration endogène ; lien entre les SMP et l'encrassement de la membrane ; processus de nitrification en deux étapes ; formation de N₂O due aux bactéries oxydant l'ammoniac en tant que produit de l'oxydation de l'hydroxylamine (NH₂OH) et de la réduction des nitrites (NO₂⁻). Le modèle a été étalonné à l'aide d'une méthodologie d'étalonnage complète et de données provenant d'une installation pilote MBR à l'Université du Cap (UCT) (Mannina et autres, 2018).

6.2.3 Prise de décision multicritères (MCDM)

Le DSS basé sur la prise de décision multicritère est une combinaison de divers critères/méthodes conçus dans le but d'optimiser le comportement d'une STEP qui utilise plusieurs technologies et concentre l'attention sur plusieurs objectifs d'optimisation (Torregrossa et autres, 2017). L'application d'un système d'aide à la décision basé sur la MCDM au contexte de la station d'épuration est suggérée

lorsque des solutions multi-objectifs sont nécessaires pour une gestion plus efficace de

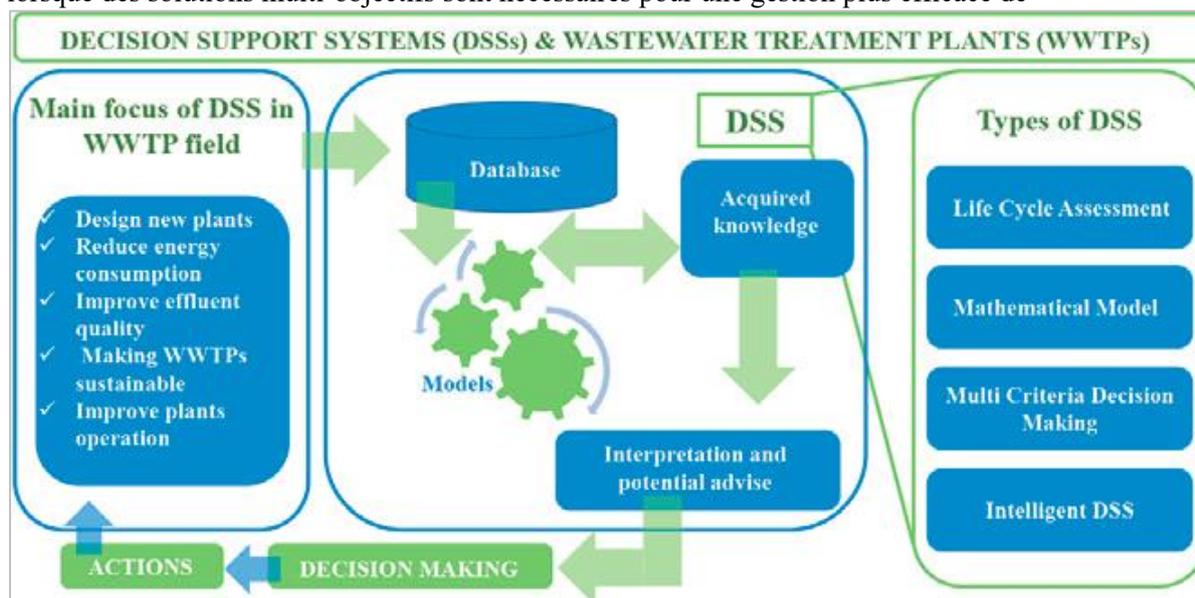


Figure 9 : Principaux centres d'intérêt et systèmes d'aide à la décision pour la STEP (G. Mannina et autres, 2019)

83. l'ensemble de l'installation (Jiang et autres, 2018). Lorsqu'il s'agit de poursuivre l'optimisation des stations d'épuration, la technique MCDM en particulier est l'un des DSS les plus puissants.

84. En outre, les DSS basés sur la MCDM sont fréquemment combinés avec d'autres DSS pour fournir une solution plus holistique aux problèmes de traitement (de Faria et autres, 2015). Par exemple, Mannina et autres (2019) ont optimisé le comportement d'une installation pilote de bioréacteur à membrane en couplant un modèle mathématique intégré à la technique TOPSIS (Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution) (G. Mannina et autres, 2019) Afin de déterminer la meilleure méthode de traitement et la solution la plus robuste en cas d'incertitudes sur l'influent et de limites d'effluents plus strictes, Castillo et autres (2016) ont combiné une analyse multicritère (MCA) avec un modèle mathématique intégré. Cela a été fait pour générer une liste restreinte classée de traitements réalisables pour trois scénarios différents, chacun impliquant une méthode unique de traitement des eaux usées (Castillo et autres, 2016).

Exemple 3 : Application de la MCDM

Dans le cadre d'une application DSS, des stations d'épuration alternatives situées dans le sud-est de l'Espagne et faisant appel aux deux technologies les plus courantes (MBR et CAS) ont été évaluées à l'aide d'une méthode MCDM. L'efficacité de onze options différentes pour éliminer quatre composés pharmaceutiques activés (PhAC) - la carbamazépine (CBZ), le kétoprofène (KTP), le diclofénac (DCF) et le naproxène (NPX) - selon une liste prédéterminée de sept critères a été évaluée. La méthode TOPSIS a été utilisée pour conduire la MCDM et évaluer les alternatives disponibles. Dans l'évaluation de l'efficacité d'élimination de PhAC, les critères les plus pertinents sont C1 (temps de rétention hydraulique), C2 (température moyenne annuelle) et C3 (capacité de traitement), tandis que les critères C4 (technologie), C5 (efficacité des TSS), C6 (efficacité de la DCO) et C7 (efficacité de la BOD) sont moins pertinents, ce qui indique que le critère technologie (C4) n'est pas aussi important pour la possibilité de réutiliser les eaux usées. Les résultats du problème multicritère ont révélé un certain nombre de facteurs les plus influents pour l'élimination de la PhAC et leur importance dans la conception des STEP avec des technologies propres qui soutiennent l'économie circulaire, garantissant ainsi l'utilisation correcte des eaux usées (Fernández-López et autres, 2021).

6.2.4 DSS intelligent (IDSS)

85. L'IDSS est un outil qui intègre de multiples méthodologies, certaines issues de la discipline de l'intelligence artificielle (IA) et d'autres des domaines de la statistique et de la théorie du contrôle, afin d'améliorer les décisions complexes prises par les utilisateurs finaux d'une station d'épuration. Par exemple, afin d'éviter l'adoption de modèles physiques, chimiques et biologiques sophistiqués, Nadiri et autres (2018) ont développé un IDSS qui a utilisé un comité supervisé de modèles de logique floue (SCFL) comme alternatives pour la modélisation de la STEP. Le modèle de logique floue (FL) prédit les paramètres de qualité de l'eau sur la base des mesures dérivées des données de qualité de l'influent, y compris le pH, la température, la demande chimique en oxygène (COD), la demande biochimique en oxygène (BOD) et le total des solides en suspension (TSS). Le modèle SCFL combine les prévisions de qualité de l'eau des modèles FL individuels en utilisant un réseau neuronal artificiel (ANN) (Nadiri et autres, 2018).

Exemple 3 : Application de l'IDSS

Deux nouveaux modèles de réseaux neuronaux artificiels (ANN) basés sur la rétro-propagation (8 :NH :1 et 7: NH :1) combinés à la méthodologie de plan d'expériences Box-Behnken ont été développés pour modéliser l'élimination du NH₄⁺ et de l'azote total (TN) dans un réacteur à lit de boues ascendant (USB) traitant des eaux usées riches en azote via l'élimination de l'azote en une seule étape à l'aide du processus Anammox et de la nitrification partielle (SNAP). Les ANN ont été développés en appliquant la méthodologie de la surface de réponse au processus d'optimisation des paramètres de conception du réseau. Les résultats des calculs ont montré que l'architecture ANN optimisée par la surface de réponse améliorerait les performances des modèles basés sur l'ANN. En outre, la performance globale des modèles ANN générés a démontré qu'il est tout à fait possible de modéliser des systèmes biologiques complexes (tels que SNAP) à l'aide de modèles ANN pour augmenter l'efficacité de l'élimination, construire des techniques de gestion des processus et maximiser la performance (Antwi et autres, 2019).

86. Les systèmes d'aide à la décision pour la mise en œuvre des stations d'épuration offrent plusieurs avantages par rapport aux stratégies traditionnelles. La figure 10 présente une comparaison schématique entre les deux approches : solutions conventionnelles et solutions DSS. En principe, les solutions conventionnelles présentent plusieurs limites, notamment (Giorgio Mannina et autres, 2019) :

- a. Défis liés à la gestion de la grande complexité des stations d'épuration en raison de l'interaction de différents composants et éléments (biologiques, chimiques, physiques, mécaniques, etc.) ;
- b. Contrôle, automatisation et instrumentation inadaptés à la nature dynamique des STEP ;
- c. Absence d'analyse approfondie de toutes les alternatives possibles ;
- d. Pas de capacité de prédiction pour l'évaluation des alternatives probables ; et
- e. Incapacité d'entreprendre une application étendue des modèles basés sur les données.

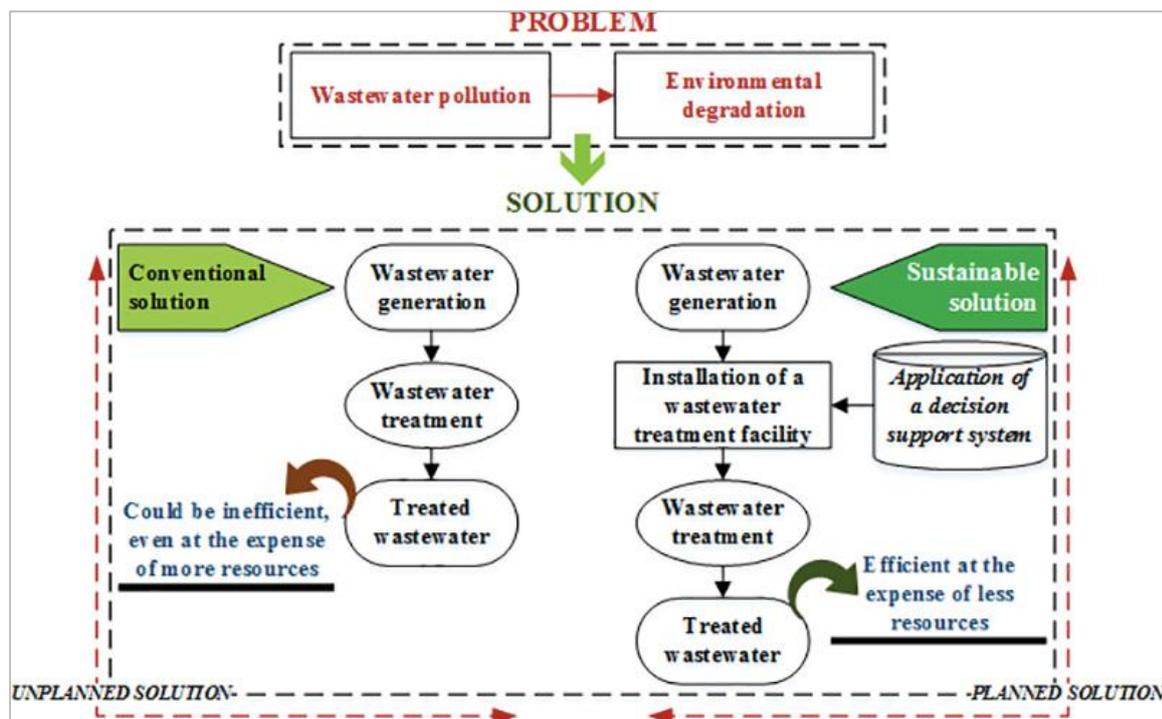


Figure 10 : Système d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées - solutions conventionnelles contre solutions DSS (Giorgio Mannina et autres, 2019)

87. Les quatre approches adoptées par les systèmes d'aide à la décision pour la mise en œuvre des stations d'épuration, à savoir l'analyse du cycle de vie (ACV), le modèle mathématique (MM), la prise de décision multicritères (MCDM) et les systèmes intelligents d'aide à la décision (IDSS), ont toutes leurs propres avantages et limites qui doivent être pris en compte avant la sélection pour la prise de décision. Ces aspects se manifestent dans la capacité de ces approches individuelles à soutenir la prise de décision en termes de qualité, d'exploitation, de conception, d'énergie et de durabilité. Les avantages et les limites spécifiques de chacune des quatre approches sont illustrés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Avantages spécifiques des différentes approches des systèmes d'aide à la décision pour la sélection des technologies de traitement des eaux usées (Giorgio Mannina et autres, 2019)

Aspects à prendre en considération lors de la sélection de l'approche DSS	ACV	MM	MCDM	IDSS
Développement systématique d'alternatives	X	X	X	X
Analyse alternative Capacités de prévision	X	X	X	X
Évaluation de l'impact sur l'environnement	X			
Comparaison de l'agencement des installations	X			
Coût et/ou réduction des émissions		X		
Efficacité économique			X	
Vérification des résultats en laboratoire			X	
Application de méthodologies fondées sur les données				X
Application de méthodologies fondées sur des modèles				X
Intégration de modèles d'IA/statistiques/contrôles				X

88. Comme on peut le déduire, le DSS peut être utilisé comme un outil fiable pour sélectionner les technologies de traitement appropriées dans les stations d'épuration des eaux usées. Il peut également être utilisé en conjonction avec les considérations économiques, environnementales, sanitaires et sociales pour la récupération de l'eau, de l'énergie et des nutriments à partir des processus de traitement des eaux usées, comme indiqué dans le tableau 3. Les quatre approches DSS permettent le développement systématique d'alternatives et soutiennent les capacités de prévision de l'analyse des alternatives. Cependant, seule l'approche de l'évaluation du cycle de vie permet de prendre en compte les résultats de l'évaluation de l'impact sur l'environnement et de comparer les schémas d'implantation des stations. D'autre part, les systèmes intelligents d'aide à la décision permettent d'appliquer des méthodologies fondées sur des données et des modèles, ainsi que des méthodes d'intelligence artificielle et de contrôle statistique.

Références

- Ali, I., Ding, T. D., Peng, C. S., Naz, I., Sun, H. B., Li, J. Y. & Liu, J. F. (2021). Micro- et nanoplastiques dans les stations d'épuration des eaux usées : présence, élimination, devenir, impacts et technologies de remédiation - Examen critique. *Chemical Engineering Journal*, 423. <https://doi.org/ARTN 13020510.1016/j.cej.2021.130205>
- Andersson, K. (2016). Assainissement, gestion des eaux usées et durabilité : de l'élimination des déchets à la récupération des ressources. Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres du Programme des Nations unies pour l'environnement et Institut de l'environnement de Stockholm (SEI).
- Antwi, P., Zhang, D., Xiao, L., Kabutey, F. T., Quashie, F. K., Luo, W., ... & Li, J. (2019). Modélisation de la performance de l'élimination de l'azote en une seule étape à l'aide d'Anammox et du processus de nitrification partielle (SNAP) avec un réseau neuronal de rétropropagation et la méthodologie de la surface de réponse. *Science of the Total Environment*, 690, 108-120.
- Attri, S. D., Singh, S., Dhar, A. & Powar, S. (2022). Évaluation de la durabilité des technologies de traitement des eaux usées à l'aide de techniques de prise de décision multicritères floues combinées. *Journal of Cleaner Production*, 357, 131849.
- Bertanza, G., Canato, M. & Laera, G. (2018). Vers l'autosuffisance énergétique et la récupération intégrale des matériaux dans les stations d'épuration des eaux usées : évaluation des options de modernisation. *Journal of Cleaner Production*, 170, 1206-1218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.228>
- Castillo, A., Porro, J., Garrido-Baserba, M., Rosso, D., Renzi, D., Fatone, F., Gomez, V., Comas, J. & Poch, M. (2016). Validation d'un outil d'aide à la décision pour le choix du traitement des eaux usées. *Journal of Environmental Management*, 184, 409-418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.087>
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., & Shaw, A. (2013). Analyse du cycle de vie appliquée au traitement des eaux usées : état des lieux. *Water Research*, 47(15), 5480-5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>
- Dagilienė, L., Varaniūtė, V., & Bruneckienė, J. (2021). Le point de vue des gouvernements locaux sur la mise en œuvre de l'économie circulaire : un cadre pour les solutions futures. *Journal of Cleaner Production*, 310, 127340.
- Dai, W., Xu, X., Liu, B. & Yang, F. (2015). Vers un traitement des eaux usées neutre sur le plan énergétique : un processus combiné de digestion anaérobie et de nitrification-anammox par membrane pour la récupération du biogaz et l'élimination de l'azote. *Chemical Engineering Journal*, 279, 725-734.
- De Faria, A. B. B., Sperandio, M., Ahmadi, A., & Tiruta-Bama, L. (2015). Évaluation de nouvelles alternatives dans les stations d'épuration des eaux usées sur la base de la modélisation dynamique et de l'analyse du cycle de vie (DM-ACV). *Water Research*, 84, 99-111. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.048>
- El Gohary, F., El Juhari, N. & Chouckrallah, R. (2013). Documentation des meilleures pratiques en matière de réutilisation des eaux usées en Égypte, en Israël, en Jordanie et au Maroc. Programme SWIM de l'Union européenne
- UE. (2018). Nouvelles normes environnementales de l'UE pour le traitement des déchets. Consulté le 01/11/2022 sur https://joint-research-centre.ec.europa.eu/jrc-news/new-eu-environmental-standards-waste-treatment-2018-08-17_en
- Fang, L. L., Valverde-Perez, B., Damgaard, A., Plosz, B. G., & Rygaard, M. (2016). L'analyse du cycle de vie comme outil de développement et d'aide à la décision pour les technologies de récupération des ressources en eaux usées. *Water Research*, 88, 538-549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.016>
- FAO. (2020). Gestion de l'irrigation—Fiche d'informations ; FAO : Rome, Italie. Consulté le 01/11/2022 sur Fernández-Arévalo, T., Lizarralde, I., Fdz-Polanco, F., Pérez-Elvira, S. I., Garrido, J. M., Puig, S., Poch, M., Grau, P., & Ayesa, E. (2017). Évaluation quantitative de la

- récupération de l'énergie et des ressources dans les stations d'épuration des eaux usées sur la base de simulations à l'échelle de la station. *Water Research*, 118, 272-288.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.001>
- Fernández-López, C., García, M. G. & Sánchez-Lozano, J. M. (2021). Analyse des technologies des stations d'épuration en fonction de l'efficacité d'élimination des composés pharmaceutiques activés à des fins de réutilisation de l'eau. Une approche multicritère floue de la prise de décision. *Journal of Water Process Engineering*, 42, 102098.
- Fetanat, A., Tayebi, M. & Mofid, H. (2021). Sélection de technologies de récupération d'énergie à partir du traitement des eaux usées basée sur le lien entre l'eau, l'énergie et la sécurité alimentaire : cadre décisionnel étendu dans un environnement intuitif flou. *Technologies et évaluations de l'énergie durable*, 43, 100937.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100937>
- Fuhrmann, S., Winkler, M. S., Stalder, M., Niwagaba, C. B., Babu, M., Kabatereine, N. B., Halage, A. A., Utzinger, J., Cissé, G., & Nauta, M. (2016). Charge de morbidité due aux pathogènes gastro-intestinaux dans un système d'assainissement à Kampala, en Ouganda. *Analyse des risques microbiens*, 4, 16-28. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mran.2016.11.003>
- Futran V. (2013). Lutter contre la pénurie d'eau : le recyclage des eaux usées en Israël, un modèle pour les terres arides du monde. *Forum mondial de l'eau. Document de travail 1311. Mars 2013.*
- Gemar, G., Gomez, T., Molinos-Senante, M., Caballero, R., & Sala-Garrido, R. (2018). Évaluation de l'évolution de l'écoproduktivité des stations d'épuration des eaux usées : rôle des coûts, de l'efficacité de l'élimination des polluants et des émissions de gaz à effet de serre. *Environmental Impact Assessment Review*, 69, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.11.007>
- Hamouda, M. A., Anderson, W. B. & Huck, P. M. (2009). Systèmes d'aide à la décision dans la sélection et la conception des processus de traitement de l'eau et des eaux usées : examen. *Water Science and Technology*, 60(7), 1757-1770. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.538>
- He, Y., Zhu, Y., Chen, J., Huang, M., Wang, P., Wang, G., Zou, W., & Zhou, G. (2019). Évaluation de la consommation d'énergie des stations d'épuration municipales en Chine. *Journal of Cleaner Production*, 228, 399-404. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.320>
- Hospido, A., Moreira, M. T., Fernandez-Couto, M. & Feijoo, G. (2004). Performance environnementale d'une station d'épuration municipale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(4), 261-271. <https://doi.org/10.1007/Bf02978602>
- Jiang, Y., Dinar, A. & Hellegers, P. (2018). Économie du compromis social : équilibre entre le coût du traitement des eaux usées et les dommages causés à l'écosystème. *Journal of Environmental Management*, 211, 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.047>
- Kadlec, R. H & Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands*, 2de édit. Boca Raton, Floride, CRC Press.
- Kehrein, P., Van Loosdrecht, M., Osseweijer, P., Garfi, M., Dewulf, J. & Posada, J. (2020). Examen critique de la récupération des ressources des stations d'épuration municipales - potentiel d'approvisionnement du marché, technologies et goulets d'étranglement. *Environmental Science : Water Research & Technology*, 6(4), 877-910.
- Kyung, D., Kim, M., Chang, J. & Lee, W. (2015). Estimation des émissions de gaz à effet de serre d'une station d'épuration hybride. *Journal of Cleaner Production*, 95, 117-123.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.032>
- Lee, K. & Jepson, W. (2021). Impact environnemental du dessalement : examen systématique de l'analyse du cycle de vie. *Dessalement*, 509, 115066
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115066>
- López-Rosales, L., López-García, P., Benyachou, M. A., Molina-Miras, A., Gallardo-Rodríguez, J. J., Cerón-García, M. C., ... & García-Camacho, F. (2022). Traitement des eaux usées urbaines secondaires avec une microalgue marine tolérante à l'ammonium en utilisant l'adsorption à base de zéolite. *Bioresource Technology*, 359, 127490.
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsin, C., Amores, M. J., Aldea, X., Marin, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2016). Au-delà de l'inventaire conventionnel du cycle de vie dans les stations d'épuration. *Science of the Total Environment*, 553, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.073>

- Ma, H., Guo, Y., Qin, Y., & Li, Y.-Y. (2018). Technologies de récupération des nutriments intégrées à la récupération d'énergie par digestion anaérobie de la biomasse des déchets. *Bioresource Technology*, 269, 520-531.
- Mannina, G., Capodici, M., Cosenza, A. & Di Trapani, D. (2016). Élimination biologique du carbone et des nutriments dans un bioréacteur à membrane de l'Université du Cap : analyse d'une installation pilote fonctionnant avec deux rapports C/N différents. *Chemical Engineering Journal*, 296, 289-299. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.114>
- Mannina, G., & Cosenza, A. (2013). Le phénomène d'encrassement dans les bioréacteurs à membrane : évaluation de différentes stratégies d'économie d'énergie. *Journal of Membrane Science*, 444, 332-344. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.05.047>
- Mannina, G., Reboucas, T. F., Cosenza, A., Sanchez-Marre, M., & Gibert, K. (2019). Systèmes d'aide à la décision (SAD) pour les stations d'épuration des eaux usées - Un examen de l'état de l'art. *Technologie des bioressources*, 290. <https://doi.org/ARTN12181410.1016/j.biortech.2019.121814>
- McCarty, P. L., Bae, J. & Kim, J. (2011). L'épuration des eaux usées domestiques en tant que producteur net d'énergie : est-ce possible ? Dans : ACS Publications.
- Miquel Salgot et Montserrat Folch, *Wastewater treatment and water reuse*, *Current Opinion in Environmental Science & Health* 2018, 2:64-74.
- Mujeriego, R., Compte, J., Cazorra, T. & Gullón, M. (2008). Le projet de récupération et de réutilisation de l'eau d'El Prat de Llobregat, Barcelone, Espagne. *Water Science and Technology*, 57(4), 567-574. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.177>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. & Quinn, B. (2016). Les stations d'épuration des eaux usées comme source de microplastiques dans l'environnement aquatique. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Nadiri, A. A., Shokri, S., Tsai, F. T. C., & Moghaddam, A. A. (2018). Prédiction des paramètres de qualité des effluents d'une station d'épuration à l'aide d'un modèle logique flou à comité supervisé. *Journal of Cleaner Production*, 180, 539-549. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.139>
- OCDE. (2018). État d'avancement des projets sur l'interface entre les politiques en matière de produits chimiques et les politiques environnementales et perspectives de collaboration future. Consulté le 25/01/2023 sur [https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC\(2018\)5/en/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC(2018)5/en/pdf)
- Ozcan, O., Sahinkaya, E. & Uzal, N. (2022). Préconcentration des eaux usées municipales à l'aide d'un procédé de microfiltration directe en céramique assisté par floculation : optimisation des conditions de fonctionnement. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(10), 1-19.
- Panchal, R., Singh, A. & Diwan, H. (2021). Les performances de l'économie circulaire conduisent-elles au développement durable ? - Examen systématique de la littérature. *Journal of Environmental Management*, 293, 112811. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112811>
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M. & Castells, F. (2009). L'ACV comme outil d'aide à la décision pour l'amélioration environnementale de l'exploitation d'une station d'épuration municipale. *Environmental Science & Technology*, 43(9), 3300-3307. <https://doi.org/10.1021/es802056r>
- Pfluger, A., Coontz, J. Zhiterneva, V., Gulliver, T. Cherry, L., Cavanaugh, L. et L. Figueroa (2018). Digestion anaérobie et utilisation bénéfique du biogaz dans les installations municipales de traitement des eaux usées du Colorado : une étude de cas examinant les obstacles à une mise en œuvre généralisée. *Journal of Cleaner Production*, Volu, 206, pp. 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.161>
- Pinasseau, A., Zenger, B., Roth, J., Canova, M. & Roudier, S. (2010). Document de référence sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour le traitement des déchets. Directive de la Commission européenne sur les émissions industrielles : Séville, Espagne.

- Pryshlakivsky, J. & Searcy, C. (2021). L'analyse du cycle de vie en tant qu'outil de prise de décision : considérations pour le praticien et le gestionnaire. *Journal of Cleaner Production*, 309. <https://doi.org/ARTN 12734410.1016/j.jclepro.2021.127344>
- Renfrew, D., Vasilaki, V., McLeod, A., Lake, A., Danishvar, S. & Katsou, E. (2022). Où se trouve le plus grand potentiel de récupération des ressources dans les stations d'épuration ? Recherche sur l'eau, 220. <https://doi.org/ARTN 11867310.1016/j.watres.2022.118673>
- Robles, Á., Durán, F., Giménez, J. B., Jiménez, E., Ribes, J., Serralta, J., ... & Rogalla, F. (2020). Bioréacteurs anaérobies à membrane (AnMBR) traitant les eaux usées urbaines dans les climats doux. *Bioresource Technology*, 314, 123763.
- Rodriguez-Roda, I., Poch, M. & Banares-Alcantara, R. (2000). Conception de stations d'épuration des eaux usées à l'aide d'un système d'aide à la conception. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 75(1), 73-81. <Voir ISI>: //WOS : 000084997800010
- Seib, M., Berg, K. & Zitomer, D. (2016). Bioréacteur à membrane anaérobie à faible consommation d'énergie pour le traitement des eaux usées municipales. *Journal of Membrane Science*, 514, 450-457.
- Sills, D. L., Wade, V. L. & DiStefano, T. D. (2016). Évaluation comparative du cycle de vie et évaluation technico-économique pour la récupération d'énergie à partir d'eaux usées diluées. *Environmental Engineering Science*, 33(11), 861-872.
- Sol, D., Laca, A., Laca, A. & Diaz, M. (2020). Approche du problème environnemental des microplastiques : importance des traitements des stations d'épuration. *Science of the Total Environment*, 740. <https://doi.org/ARTN 14001610.1016/j.scitotenv.2020.140016>
- Sun, J., Dai, X. H., Wang, Q. L., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastiques dans les stations d'épuration : détection, présence et élimination. *Water Research*, 152, 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., & Hu, H.-Y. (2016). Caractéristiques de la qualité de l'eau des stations d'épuration municipales en Chine : implications pour l'utilisation et la gestion des ressources. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1-9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.068>
- Thompson, R. C. (2015). Microplastiques dans le milieu marin : sources, conséquences et solutions. *Déchets anthropiques marins*, 185-200. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7
- Torregrossa, D., Hernandez-Sancho, F., Hansen, J., Cornelissen, A., Popov, T., & Schutz, G. (2017). Économie d'énergie dans les stations d'épuration des eaux usées : un système coopératif d'aide à la décision. *Journal of Cleaner Production*, 167, 601-609. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.181>
- PNUE (2017). Réutilisation de l'eau et des eaux usées : une approche respectueuse de l'environnement pour une gestion durable des eaux urbaines. <https://www.unep.org/resources/report/water-and-wastewater-reuse-environmentally-sound-approach-sustainable-urban-water>
- Yan, T., Ye, Y., Ma, H., Zhang, Y., Guo, W., Du, B., Wei, Q., Wei, D., & Ngo, H. H. (2018). Examen critique du système hybride à membrane pour la récupération des nutriments dans les eaux usées. *Chemical Engineering Journal*, 348, 143-156.
- Yoshida, H., Clavreul, J., Scheutz, C. & Christensen, T. H. (2014). Influence des systèmes de collecte de données sur l'analyse du cycle de vie d'une station d'épuration municipale. *Water Research*, 56, 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.014>
- Zarei, M. (2020). Le lien entre l'eau, l'énergie et l'alimentation : approche holistique pour la sécurité des ressources en Iran, en Irak et en Turquie. *Nexus eau-énergie*, 3, 81-94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.05.004>
- Zhang, Y. & Shen, Y. (2019). Irrigation des eaux usées : passé, présent et futur. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Water*, 6(3), e1234.
- Zhou, J., Chang, V. W. C. & Fane, A. G. (2014). Analyse du cycle de vie pour le dessalement : examen de la faisabilité et de la fiabilité de la méthodologie. *Water research*, 61, 210-223. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.017>

- Zuthi, M. F. R., Ngo, H. H. & Guo, W. S. (2012). Modélisation des bioprocédés et de l'encrassement des membranes dans les bioréacteurs à membrane (MBR) : examen pour trouver un cadre de modèle intégré. *Bioresource Technology*, 122, 119-129.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.090>
- You, X., Valderrama, C. & Cortina, J. L. (2019). Récupération des nutriments à partir des eaux usées secondaires traitées dans une station d'épuration urbaine : étude de cas d'évaluation financière. *Science of the Total Environment*, 656, 902-909.
- W. Mo et Q. Zhang, Energy-nutrients-water nexus : Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants, *J. Environ. Manage*, 2013, 127, 255-267.

Annexe I
Technologies de traitement par membrane

Introduction

1. Les technologies membranaires sont considérées comme la technologie principale et clé pour les stratégies avancées de valorisation et de réutilisation des eaux usées qui permettent un traitement avancé fiable. Les membranes existantes peuvent être classées en membranes organiques, inorganiques et hybrides inorganiques-organiques en fonction de la composition des matériaux de la membrane. La figure A.1 présente des exemples de membranes organiques, inorganiques et hybrides inorganiques-organiques.

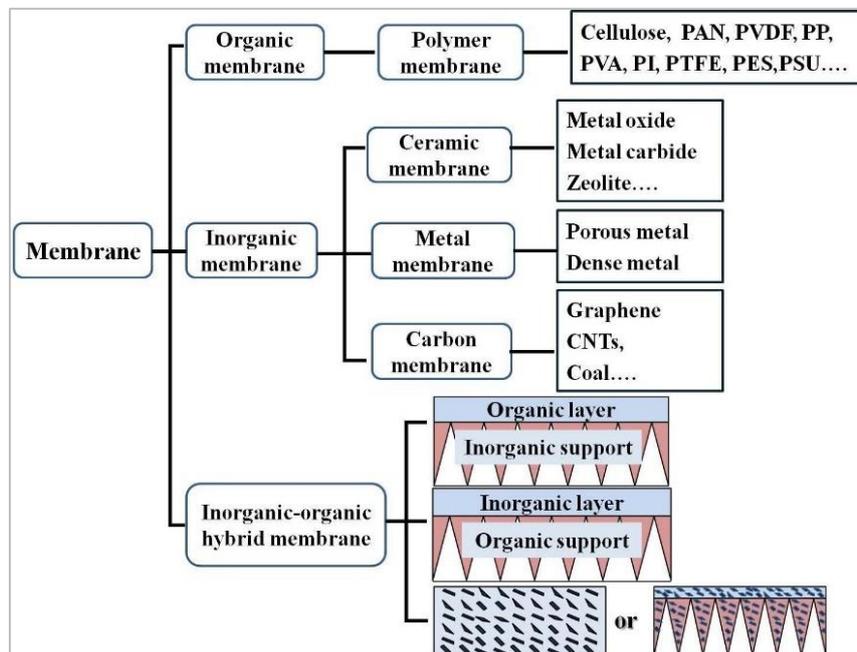


Figure A.1 : Classification des membranes en fonction de la composition des matériaux qui les composent

2. En outre, les membranes peuvent être classées en membranes isotropes et anisotropes. En outre, selon la géométrie de la membrane, il est possible de classer les membranes en membranes à feuilles plates, tubulaires, capillaires ou à fibres creuses. Chacun de ces types de membranes est conçu pour être utilisé dans une application technique spécifique.

3. Les technologies membranaires peuvent être classées en fonction de leurs forces motrices, qui comprennent les gradients de pression osmotique, le potentiel électrique, la température et la pression hydraulique. Les eaux usées sont généralement valorisées et réutilisées par l'utilisation de technologies de séparation membranaire sous pression telles que la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (RO), comme expliqué ci-dessous. Les caractéristiques des procédés membranaires sous pression sont présentées dans le tableau A.1.

Tableau A.1 : Caractéristiques des procédés membranaires sous pression (adapté de Singh & Hankins, 2016)

Processus membranaire	MWCO (kPa)	Taille rejetée (µm)	Pression requise (bar)	Perméabilité moyenne (L/m ² h bar)	Composants rejetés
MF	100-500	10 ⁻¹ -10	0,5-3	500	Bactéries, matières grasses, huiles, graisses, colloïdes, matières organiques, microparticules
UF	20-150	10 ⁻³ -1	2-5	150	Protéines, pigments, huiles, sucre, matières organiques, microplastiques
NF	2-20	10 ⁻³ -10 ⁻²	5-15	10-20	Pigments, sulfates, cations divalents, anions divalents, lactose, saccharose, chlorure de sodium
RO	0,2-2	10 ⁻⁴ -10 ⁻³	15-75	5-10	Tous les contaminants, y compris les ions monovalents

Microfiltration

4. Les membranes MF ont un rayon de pore moyen de 0,1 à 10 µm où le transport dans le processus est entraîné par des forces convectives, et les polluants cibles sont séparés par un mécanisme de tamisage. En raison de la grande taille des pores, cette membrane est utilisée pour la séparation grossière de composants fins dont la taille est comprise entre 0,025 et 10,0 µm. Par conséquent, dans les installations de séparation et de purification à base de membranes, la MF est généralement utilisée comme étape de traitement préliminaire. Bien que la MF soit fréquemment utilisée pour réduire la charge de l'UF, de la NF ou de la RO, le risque d'encrassement de cette membrane est également très important. Lorsqu'un module membranaire MF pour le traitement des eaux usées est mis en œuvre, les macromolécules résiduelles produisent un encrassement par blocage partiel ou total des pores (Pal, 2020).

5. L'effet du matériau de la membrane sur l'encrassement est significatif. Les membranes céramiques sont plus sensibles à l'encrassement que les membranes polymères. Là encore, le degré d'encrassement varie en fonction du type de polymère parmi les membranes polymères. Les membranes PES sont davantage sujettes à l'encrassement que les membranes en polyamide. Les membranes céramiques MF sont supérieures à leurs équivalents polymères en termes de facilité de nettoyage, de résistance mécanique, de désinfection et de durée de vie. Cependant, il est plus facile de fabriquer des membranes polymères de différents diamètres pour différents modules que des membranes céramiques. En matière de nettoyage et de désinfection, les membranes céramiques présentent un avantage significatif par rapport aux membranes polymères car elles sont résistantes aux changements morphologiques lors du nettoyage chimique et de la stérilisation thermique (Pal, 2020).

Ultrafiltration

6. Par rapport à la MF, l'UF est largement utilisée dans le traitement de l'eau. L'UF permet d'éliminer presque tous les types de contaminants de l'eau, bien qu'à des degrés divers, si le diamètre des polluants est compris entre 10 et 50 nm. Cette membrane asymétrique est caractérisée par une valeur appelée MWCO, qui représente le poids moléculaire minimum (en Dalton) des molécules qui sont maintenues par la membrane à un taux de 90 %.

7. La polarisation de la concentration est un problème important qui se pose lors de l'utilisation d'une membrane UF. Dans l'UF, l'effet de polarisation de la concentration sur le flux exige l'application d'une pression croissante, afin de maintenir un flux constant. Les fabricants proposent des cycles de nettoyage acide-base et des lavages à contre-courant pour lutter contre l'encrassement des membranes. Même si les membranes UF en céramique sont plus simples à nettoyer et à désinfecter, les membranes UF en polymère présentent moins de problèmes d'encrassement.

Nanofiltration

8. Les membranes NF sont une technologie relativement nouvelle qui comble un vide entre deux procédés de séparation bien connus : l'osmose inverse et l'ultrafiltration. L'une des caractéristiques les plus intéressantes des membranes NF est qu'elles sont capables de laisser passer des ions monovalents, comme le chlorure de sodium, tout en empêchant les ions bivalents et multivalents, comme le sulfate de sodium. Afin de réduire les coûts et d'améliorer l'impact environnemental des eaux usées, la NF pourrait jouer un rôle important dans la séparation des composés précieux ou l'élimination d'un polluant dangereux et indésirable des flux liquides (Zhao et autres, 2005). La NF peut être appliquée à l'élimination des minéraux dissous, y compris les composants de dureté, les sulfates, les nitrates, l'As, le Ni, le Cr, le F, le Fe, le Mn, les polluants micro-inorganiques et organiques, les pesticides, les contaminants émergents et les sous-produits de désinfection.

Osmose inverse

9. La RO est bien connue parmi les procédés membranaires sous pression pour sa capacité à séparer jusqu'à 99,5 % des petites particules, y compris les micro-organismes et les ions monovalents tels que les ions sodium et les ions chlorure. La RO est depuis longtemps à l'avant-garde de la récupération de l'eau par le traitement des eaux usées. La pollution de la membrane RO des eaux usées réutilisées est plus difficile que la membrane RO utilisée pour le dessalement de l'eau de mer en raison de la matière organique dissoute dans l'effluent secondaire, qui est produite lorsque les eaux usées biologiques sont exécutées (Tang et autres, 2014).

10. Tang et autres ont étudié les formes organiques et inorganiques des dépôts à différents éléments d'osmose inverse dans des stations d'épuration des eaux usées municipales à grande échelle. À la surface de la membrane RO, les éléments les plus fréquemment trouvés sont le Fe, le Ca et le Mg. L'écaillage du Ca et du Mg pourrait être évité si les bons antitartres étaient injectés. La réduction de certaines fractions spécifiques dans le prétraitement du processus RO peut être bénéfique pour réduire l'encrassement de la membrane (Tang et al., 2016).

Osmose directe

11. L'osmose directe (FO) est une technique de séparation membranaire qui ne dépend ni de la pression ni de la température. Sous pression osmotique, la technologie basée sur la FO imite le transport osmotique naturel. Lorsque les contaminants de l'eau ne peuvent pas être facilement éliminés de l'eau en raison de leur nature complexe, il est préférable de séparer l'eau des contaminants. L'utilisation de la FO pour réduire les rejets d'eaux usées a été envisagée pour la réutilisation des eaux usées et les technologies de rejet nul de liquides. En outre, l'utilisation de la FO pour la récupération des eaux usées est confrontée à plusieurs problèmes clés, notamment la polarisation de la concentration interne, le flux de sel inverse, la polarisation de la concentration et l'encrassement de la membrane (Jung et autres, 2020).

Procédés membranaires intégrés

12. Diverses combinaisons de ces technologies de membranes sous pression ont été mises en œuvre dans diverses applications de traitement des eaux usées. Cette méthode est appliquée pour minimiser l'encrassement de la membrane RO et améliorer le maintien du flux continu. En outre, il s'agit d'un traitement à barrières multiples qui permet d'éliminer les polluants des eaux usées. Dans la majorité des applications, la MF, l'UF et la NF fonctionnent comme des phases de prétraitement RO. Rodriguez-Mozaz et al. ont étudié les performances d'un système pilote de traitement des eaux usées basé sur un système MF-RO qui a traité les effluents d'une station d'épuration urbaine sur site (Rodriguez-Mozaz et autres, 2015). L'objectif principal de ce travail était d'évaluer la viabilité du système MF-RO pour l'efficacité de l'élimination de ces contaminants, ainsi que d'évaluer l'adéquation de l'eau résultante pour de nombreuses applications de réutilisation.

Annexe II

Effet des technologies de traitement des eaux usées sur l'élimination des contaminants émergents (CEC)

Effet des technologies de traitement primaire sur l'élimination des CEC

1. L'efficacité du traitement des CEC par d'autres procédés physiques, tels que la sédimentation et la floculation, étant inférieure à 10 %, le processus physico-chimique connu sous le nom de sorption s'est imposé comme la principale technologie de traitement de choix. Le terme « sorption » fait référence aux mécanismes d'absorption des CEC sur la fraction lipidique des boues primaires par le biais d'interactions hydrophobes et à l'adsorption des CEC sur la surface des particules de boue principalement par le biais d'interactions électrostatiques. Ces deux mécanismes sont inclus dans la catégorie « sorption ». La sorption étant une technologie qui change de phase, les CEC passent de la phase liquide (eaux usées) à la phase solide (boues). C'est pourquoi il est essentiel de se rappeler que la sorption est une technologie de changement de phase. Les mécanismes d'élimination des CEC n'étant pas entièrement compris, ces approches doivent faire l'objet de recherches supplémentaires. On ne sait pas si la sorption précède la dégradation ou si c'est l'inverse. D'une part, la sorption sur les biosolides peut constituer une première étape du processus de biodégradation ; d'autre part, les CEC peuvent ensuite se désorber après avoir atteint l'équilibre d'adsorption et retourner à la phase liquide une fois que la biodégradation a commencé.

2. Les propriétés physicochimiques des CEC, les caractéristiques du milieu de sorption et les conditions ambiantes d'utilisation jouent un rôle dans l'absorption des CEC par le milieu de sorption. Les CEC persistants dans les boues peuvent être encore plus lessivés lors du traitement et/ou de l'élimination des boues, ce qui constitue un problème important nécessitant un plan minutieux pour l'élimination des boues. Les systèmes basés sur la sorption peuvent donc être combinés à d'autres méthodes de traitement pour obtenir de meilleurs résultats.

Effet des technologies de traitement secondaire sur l'élimination des CEC

3. La biodégradation/biotransformation et la sorption sont les principaux mécanismes par lesquels les CEC sont éliminés par les technologies de traitement secondaire. D'autres mécanismes, tels que la photodégradation et la volatilisation, n'ont pas beaucoup d'effet sur le degré d'élimination des CEC. L'élimination des CEC par photodégradation n'est pas très importante pendant le traitement secondaire, car la quantité de lumière est faible par rapport à la quantité d'eaux usées à traiter, et les particules très concentrées dans les eaux usées bloquent le soleil. De même, l'élimination des CEC par volatilisation au cours du traitement secondaire n'est pas très importante. La plupart des pays du monde utilisent des méthodes de traitement biologique secondaire pour se débarrasser des CEC. La plupart des stations d'épuration conventionnelles utilisent des procédés à boues activées (ASP), qui sont un type de procédé biologique secondaire. Parmi les autres procédés biologiques secondaires à haut débit figurent les zones humides artificielles, les bioréacteurs à membrane (MBR), les filtres à ruissellement, les filtres biologiques aérés (BAF), les contacteurs biologiques rotatifs, les réacteurs biologiques à lit mobile (MBBR), les bioréacteurs fongiques, les bioréacteurs à microalgues, les fossés d'oxydation, etc. Dans les sections suivantes, nous parlerons brièvement des procédés les plus courants, comme l'ASP et le MBR, qui éliminent les CEC plus efficacement que les autres technologies.

Élimination des CEC dans le procédé des boues activées

4. La capacité de la biomasse activée déjà présente dans les boues à biodégrader et à biotransformer les CEC est essentielle au fonctionnement du processus des boues activées. Les qualités des CEC elles-mêmes (telles que leur complexité structurelle, leur biodisponibilité et leurs groupes fonctionnels), les propriétés des boues (telles que leur âge et l'activité de la biomasse) et les conditions d'exploitation jouent toutes un rôle dans la biodégradation des CEC (potentiel d'oxydoréduction, SRT, HRT). Par exemple, les composés aliphatiques insaturés linéaires à chaîne courte avec des groupes fonctionnels donneurs d'électrons sont plus facilement biodégradables que leurs homologues, les composés polycycliques saturés à chaîne ramifiée avec des groupes fonctionnels absorbants d'électrons. Cela s'explique par le fait que les électrons sont donnés plutôt que retirés au cours du processus de dégradation. Malgré l'efficacité remarquable avec laquelle les CEC sont

éliminés par ASP, il existe des situations dans lesquelles la toxicité des CEC pour les microbes présente des obstacles considérables, en particulier lors de l'administration d'antibiotiques. Étant donné qu'il existe un manque de connaissances sur la présence de CEC dans les boues en raison de la complexité de la matrice et du manque de techniques analytiques sensibles pour contrôler les CEC dans les échantillons de boues, la gestion des boues secondaires produites au cours du processus de boues activées est également une autre question importante à traiter. Il est nécessaire d'étudier l'identification, la mesure et le contrôle de routine des intermédiaires de réaction et des produits de transformation des composés d'origine. En effet, les produits de transformation peuvent parfois se révéler plus nocifs que les composés d'origine et revenir à ces derniers. En outre, les problèmes causés par le lavage de la fraction de biomasse dans l'effluent, qui conduit à une faible concentration de biomasse active et à un SRT relativement court, doivent être résolus afin d'améliorer encore l'efficacité du système. Par conséquent, l'application de l'ASP en conjonction avec diverses autres technologies de traitement peut entraîner une amélioration de l'efficacité de l'élimination des CEC.

Élimination des CEC dans les bioréacteurs à membrane

5. Ces dernières années, les bioréacteurs à membrane sont devenus de plus en plus populaires pour éliminer les CEC des eaux usées en combinant les principes de la dégradation biologique et de la séparation membranaire. Les MBR, qui ont évolué en tant que méthode de traitement alternative pour pallier les insuffisances de l'ASP, sont très efficaces pour éliminer une grande variété de CEC qui sont particulièrement difficiles à éliminer par l'ASP ou d'autres technologies de traitement secondaire. Les caractéristiques différentielles des MBR, telles qu'un SRT plus long (15 à 80 jours contre 7 à 20 jours dans les ASP), une concentration de biomasse plus élevée grâce à la rétention de la membrane, et une séparation plus importante entre le SRT et le HRT grâce à la rétention de la biomasse/des boues par la membrane, contribuent à l'efficacité supérieure du système en matière d'élimination des CEC. Les paramètres physico-chimiques des CEC (taille, concentration, groupe fonctionnel, charge, polarité), les conditions de fonctionnement et les caractéristiques de la membrane (rugosité de la surface, charge de la surface, hydrophobicité et matériau de la membrane) jouent tous un rôle dans l'élimination des CEC dans les MBR (SRT, pH, température et conditions d'oxydoréduction). L'exclusion de la taille, l'adsorption sur la surface de la membrane par contact électrostatique, la sorption sur la couche de biofilm/couche d'encrassement générée à la surface de la membrane, suivie d'une biodégradation, et l'interaction hydrophobe avec la membrane sont les principales méthodes par lesquelles les CEC sont éliminés dans les MBR. Cependant, la biodégradation est la méthode dominante pour éliminer les CEC polaires, tandis que l'exclusion de la taille, l'adsorption sur la surface de la membrane ou sur la couche de biofilm (principalement les CEC dont la taille est inférieure aux pores de la membrane) sont les principaux mécanismes d'élimination des CEC non polaires. En outre, les MBR de l'UF sont plus efficaces pour éliminer les CEC polaires et hydrophiles comme l'estrone et le kétoprofène que pour éliminer les CEC hydrophiles non polaires comme le phtalate.

6. L'application MBR présente un inconvénient majeur : elle ne fait que soutenir un processus de séparation dans lequel les CEC sont simplement soumis à un changement de phase, mais ne sont pas réellement éliminés de l'environnement. Le perméat, une phase plus diluée produite par le processus de traitement, et l'effluent rejeté, une phase plus concentrée produite par les CEC, sont les deux phases qui résultent du processus. La phase concentrée doit faire l'objet d'un traitement supplémentaire avant d'être éliminée. Des méthodes alternatives et durables de traitement des concentrés membranaires font actuellement l'objet de recherches. Le couplage séquentiel de l'ASP avec la filtration membranaire, qui a produit une efficacité d'élimination des CEC très élevée, en est un exemple. Dans cette configuration, les micro-organismes présents dans les boues activées ont éliminé les CEC rejetés par la membrane. L'intégration de la technologie membranaire aux systèmes bioélectrochimiques (BES), également connus sous le nom de bioréacteurs à membrane électrochimique, est une autre méthode (EMBR). En utilisant une approche à trois volets pour traiter les eaux usées (filtration membranaire, biodégradation et bioélectrogénèse ; production d'électricité par les micro-organismes), les EMBR seraient plus efficaces pour éliminer les CEC que les MBR et les ASP, tout en consommant moins d'énergie. La plupart de ces technologies de pointe en sont toutefois encore au stade de la recherche et du développement (R&D), au niveau de l'usine pilote. En outre, pour une utilisation future à grande

échelle, certaines contraintes des MBR, telles que l'encrassement des membranes, la demande d'énergie élevée et les matériaux membranaires coûteux, doivent être résolues.

Effet des technologies de traitement primaire sur l'élimination des CEC

7. Afin de créer des eaux de rejet de haute qualité pour la réutilisation, la plupart des STEP utilisent des technologies de traitement tertiaire ou avancé comme techniques de polissage. Les principales méthodes d'élimination des CEC au cours du traitement tertiaire comprennent l'oxydation (qui peut minéraliser davantage les CEC et leurs sous-produits en CO₂, H₂O et simples ions inorganiques) et la sorption à base de charbon actif (CA) d'une grande variété de CEC provenant des eaux usées secondaires (de Oliveira et autres, 2020). Les CEC peuvent être oxydés à l'aide de divers procédés d'oxydation, notamment l'ozonation, le traitement aux ultraviolets (UV), la chloration, la photocatalyse, etc. (Yang et autres, 2017) L'adsorption sur charbon actif, l'ozonation et les hybrides de ces deux procédés comptent parmi les méthodes les plus avancées pour éliminer les micropolluants organiques (OMP) des effluents d'eaux usées (Guillossou et autres, 2020).

Utilisation de l'ozonation pour l'élimination des CEC

8. L'oxydation chimique des CEC à l'aide d'ozone (O₃) est connue sous le nom d'ozonation. Il s'agit de l'une des méthodes les plus prometteuses pour réduire de manière significative les CEC présents dans les stations d'épuration des eaux usées (Hollender et autres, 2009). L'ozone peut réagir avec les CEC de deux manières : soit directement, en tant qu'oxydant primaire, soit indirectement, par l'intermédiaire des radicaux hydroxyles (HO[•]) générés en tant que sous-produits de la réactivité de l'ozone avec un sous-ensemble de la matière organique des effluents (EfOM), tels que les phénols et les amines. La formation de sous-produits d'oxydation est un problème majeur associé à l'ozonation. Les mécanismes d'ozonation, qui inhibent la dégradation des CEC, sont sensibles au pH, à la température et aux doses d'ozone. Des doses d'ozone insuffisantes entraîneront le développement de produits de transformation ou de sous-produits d'oxydation plutôt qu'une minéralisation complète. En outre, il est nécessaire de tenir compte des inconvénients tels que la consommation d'énergie élevée, le coût de l'approche en raison de la courte durée de vie de l'ozone, et l'interférence des piègeurs d'HO dans les eaux usées (P. R. Rout et autres, 2021).

Utilisation de l'adsorption sur charbon actif pour l'élimination des CEC

9. L'adsorption a également été largement explorée pour l'élimination des CEC en raison de son mécanisme de changement de phase, dans lequel les contaminants (adsorbats) passent de la phase aqueuse à la phase solide (adsorbant) (Rodriguez-Narvaez et autres, 2017). En raison de leur porosité élevée, de leur grande surface spécifique et du degré élevé de contacts de surface, les composés actifs (AC) sont les adsorbants les plus couramment utilisés pour l'adsorption d'une large gamme de CEC. Le charbon actif en poudre (PAC) et le charbon actif en grains (GAC) sont des sous-catégories d'AC basées sur la taille des particules, tandis que les macroporeux (50 nm), les mésoporeux (2-50 nm) et les microporeux (>2 nm) sont des sous-catégories basées sur la taille des pores. L'élimination efficace des CEC des eaux usées peut être obtenue en utilisant à la fois le PAC et le GAC, bien que l'AC mésoporeux ait été déterminé comme étant le plus approprié en raison de l'interférence moindre des composants organiques pour les sites actifs d'adsorption. L'efficacité de l'adsorption est influencée par les caractéristiques des CEC (taille moléculaire, polarité, groupe fonctionnel, KOW, K_d, pK_a), des AC (taille des particules, surface, diamètre des pores, teneur en minéraux) et des conditions environnementales (pH, température, type d'eaux usées). Par rapport à l'ozonation, l'adsorption des CEC par l'intermédiaire de l'AC présente l'avantage de ne pas générer de sous-produits et de réduire la consommation d'énergie de la station d'épuration. Cependant, la création d'AC nécessite une quantité importante d'énergie primaire. Par conséquent, la viabilité à long terme de la fabrication d'AC est une préoccupation majeure. Pour la fabrication d'AC, on utilise généralement des fours à petite échelle, qui nécessitent une grande quantité d'énergie en raison de leur faible efficacité. Si l'AC doit être produit à grande échelle, il est essentiel de déterminer les méthodes les plus rentables et les plus respectueuses de l'environnement, ainsi que de calculer l'empreinte carbone du processus de production. En outre, la

principale difficulté de ce processus est d'assurer un traitement et une élimination appropriés des adsorbants usagés qui sont saturés de CEC. Afin d'accroître l'efficacité de l'élimination des CEC, il a été suggéré d'utiliser l'adsorption AC en combinaison avec d'autres traitements tels que l'ultrafiltration et la coagulation (P. R. Rout et autres, 2021)].

Annexe III

**Technologies de traitement nouvellement émergentes et technologies de traitement vertes
potentielles
basées sur des solutions naturelles**

1RE PARTIE :**Les nouvelles technologies de traitement en cours de développement dans le domaine de la valorisation de l'eau****1. Traitement des eaux usées par les microalgues (MWWT)**

La phytoremédiation est une technique écologique qui permet d'éliminer les contaminants persistants des eaux usées et de les réinjecter dans le système d'approvisionnement en eau. L'utilisation de systèmes de traitement des eaux usées à base de microalgues a fait l'objet d'une attention considérable de la part de la communauté des chercheurs et, en collaboration avec l'industrie, diverses technologies et méthodes de traitement des eaux usées ont été créées pour répondre aux besoins spécifiques du secteur [1]. Des besoins technologiques supplémentaires pour les systèmes de photobioréacteurs (PBR) sont liés à l'utilisation des microalgues dans le traitement des eaux usées. Ceci est principalement dû aux activités photoautotrophes, pour lesquelles une quantité importante d'énergie lumineuse et de CO₂ est nécessaire. En général, les systèmes PBR pour les microalgues sont classés comme des systèmes ouverts ou fermés. [2]. L'optimisation des facteurs de croissance tels que les facteurs opérationnels (PBR, aération), nutritionnels (carbone, azote et autres sources de nutriments) et environnementaux (intensité lumineuse, température et cycle jour-nuit) a facilité la croissance des microalgues et le traitement des eaux usées municipales. Les progrès récents dans la compréhension des deux méthodes d'assainissement (directeur indirect) contribueront au développement de technologies de traitement des eaux usées municipales à grande échelle. La création de consortiums de soutien mutuel avec d'autres organismes et l'immobilisation des cellules d'algues ont permis d'améliorer l'efficacité de l'élimination.

Depuis les années 1960, l'utilisation des algues pour la récupération des eaux usées a été étudiée et les concepts de bioéconomie bleue circulaire sont de plus en plus populaires. Les microalgues sont utilisées dans le traitement des eaux usées en raison de leur capacité à absorber le carbone organique et inorganique, l'azote et le phosphore, tout en accumulant de la biomasse et en réduisant l'azote, le phosphore et la demande chimique en oxygène (COD) dans les eaux usées. Les microalgues ne sont pas encore utilisées à grande échelle pour le traitement des eaux usées ; néanmoins, il existe des exemples significatifs de systèmes commerciaux qui utilisent des microalgues. L'entreprise américaine Algae Systems LLC possède un photobioréacteur (PBR) conçu pour fonctionner avec la lumière ambiante et le CO₂ afin d'éliminer les nutriments en aval de leur source (Novoveská et autres, 2016). Algal Enterprises (Australie) a mis au point une solution pour une variété d'eaux usées qui consiste en un système PBR fermé associé à un digesteur anaérobie pour produire du biogaz. Utilisation d'étangs ouverts enrichis en CO₂ pour l'élimination de l'azote et du phosphore des eaux usées municipales et la production de biomasse pour les biocarburants. Ce sont des exemples de systèmes commerciaux basés sur des cultures de microalgues en suspension dans l'eau. Pour le traitement de plus petits volumes, des systèmes immobilisés sont également disponibles dans le commerce. Des entreprises telles que HydroMentia, OneWater et Gross-Wen Technologies commercialisent des solutions de traitement des eaux usées basées sur des microalgues immobilisées (ou une combinaison de microalgues et de bactéries) dans diverses configurations [3]. Cependant, la récupération des eaux usées à base de microalgues présente des problèmes, tels que la sélection des conditions de croissance (principalement l'intensité lumineuse, le temps d'éclairage et la température) et la procédure de récolte. Dans toute application biotechnologique impliquant des microalgues, la récolte reste l'un des principaux obstacles qu'il convient d'étudier plus avant. Les méthodes actuelles de récolte dans le traitement des eaux usées sont soit coûteuses, soit longues, soit les deux à la fois, et pourraient être améliorées en fonction du bioréacteur ou du système de culture choisi pour le processus de traitement des eaux usées. Bien que

les microalgues puissent contribuer à une bioéconomie circulaire, des études et des développements supplémentaires sont nécessaires pour surmonter les obstacles actuels [4].

2. Piles à combustible microbiennes (MFC) pour le traitement des eaux usées

Les technologies conventionnelles de traitement des eaux usées étaient grevées par des coûts opérationnels et une consommation d'énergie élevés, ainsi que par une contamination de l'environnement. Les technologies traditionnelles de traitement des eaux usées devraient coûter environ 3 % de la demande mondiale d'électricité, l'élimination des effluents (c'est-à-dire l'élimination des boues) représentant 50 % du coût total du traitement des eaux usées. Un traitement conventionnel inefficace des eaux usées entraîne également l'émission de gaz à effet de serre et d'autres composés dissous toxiques, tels que les phosphates et l'ammoniac. Les piles à combustible microbiennes constituent la méthode la plus efficace pour lutter contre ces problèmes. En biodégradant les matières organiques contenues dans les eaux usées et en réduisant la demande chimique en oxygène (COD), il favorise la durabilité environnementale, la faible consommation d'énergie et les coûts en éliminant l'élimination des effluents. Les MFC se composent principalement de chambres anodiques et cathodiques séparées par une membrane d'échange de protons (PEM) ou un pont salin. En tant que biocatalyseurs, les micro-organismes oxydent le substrat organique à l'anode, en séquestrant les protons et les électrons. Un circuit externe dirige les électrons vers la chambre cathodique, tandis que la PEM fournit des protons à la chambre cathodique. Par conséquent, la réaction de réduction réussie a lieu dans la chambre cathodique lorsque les protons et les électrons se combinent à l'oxygène pour produire de l'eau. Les exoélectrogènes sont le nom donné aux micro-organismes utilisés comme biocatalyseurs en raison de leurs propriétés exceptionnelles. Ils sont capables de transférer des électrons à la surface de l'anode et de catalyser la réduction de l'accepteur d'électrons (oxygène) à la cathode. Les eaux usées organiques constituent l'un des meilleurs substrats pour la biorestauration, car elles sont riches en nutriments et abondantes tout au long de l'année. Il s'agit d'effluents provenant de sources municipales, industrielles et autres, qui sont considérés comme la source d'énergie primaire pour la production d'électricité [5].

Les applications MFC dans le traitement des eaux usées offrent de nombreux avantages, notamment la durabilité à long terme, l'utilisation de ressources renouvelables, la dégradation des déchets organiques et inorganiques, la production de biohydrogène et l'élimination de produits chimiques tels que les nitrates, entre autres. Pour participer à la mise en œuvre et à l'exploitation à grande échelle de la technologie MFC pour la production d'électricité, la communauté microbienne électrochimiquement active a besoin d'une compréhension approfondie de la chimie de sa solution. Ces systèmes ont généré des densités de puissance allant de 2 à 20 mW/m² dans des conditions de laboratoire idéales. Cependant, la quantité d'énergie dérivée de la biomasse par les activités microbiennes est extrêmement faible. Il n'a pas encore atteint ses performances maximales en termes d'unités pilotes. En outre, il a été souligné que l'efficacité des applications spécifiques des MFC dans le traitement des eaux usées dépendra de la quantité et de la biodégradabilité de la matière organique dans l'effluent, de la température des eaux usées et de l'absence de produits chimiques dangereux. La pression environnementale et la demande de sources d'énergie renouvelables continueront à stimuler le développement de cette technologie jusqu'à ce qu'elle puisse être utilisée à grande échelle. Bien qu'il n'existe pas encore de MFC très efficaces à grande échelle, cette technologie est extrêmement prometteuse et les ingénieurs et les scientifiques surmonteront certainement d'importantes difficultés dans un avenir proche [6]. Récemment, des technologies hybrides basées sur la MFC ont été développées, telles que la MFC à sédiments (SMFC), la MFC à membrane-bioréacteur (MBR-MFC), la MFC pour les zones humides construites (CW-MFC), les systèmes de dénitrification basés sur la MFC, la MFC pour la désalinisation (DS-MFC), etc. La CW-MFC, la SMFC et la DS-MFC offrent

différentes possibilités de traitement des eaux usées, tandis que la MBR-MFC peut produire de l'électricité renouvelable. Néanmoins, le plus grand défi consiste à les améliorer à plus grande échelle et à minimiser leur coût tout en maximisant leur production. Des recherches doivent donc être menées pour améliorer la stabilité, les performances et la production d'énergie de ces technologies hybrides afin qu'elles soient bientôt économiquement et pratiquement réalisables [5].

RÉFÉRENCES

- [1] Armah, E. K., Chetty, M., Adedeji, J. A., Kukwa, D., Mutsvene, B., Shabangu, K. P. & Bakare, B. F. (2020). Tendances émergentes dans les technologies de traitement des eaux usées : la perspective actuelle. Dans I. A. Moujдин, & J. K. Summers (Eds.), *Promising Techniques for Wastewater Treatment and Water Quality Assessment*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93898>
- [2] Wollmann, F, Dietze, S, Ackermann, J-U, et autres. Traitement des eaux usées par les microalgues : approches biologiques et technologiques. *Eng Life Sci*. 2019 ; 19 : 860-871. <https://doi.org/10.1002/elsc.201900071>
- [3] Goswami, R. K., Agrawal, K., Verma, P., Le rôle multiforme des microalgues dans le traitement des eaux usées municipales : une perspective d'avenir pour la gestion des eaux usées. *Clean - Soil, Air, Water* 2022, 2100286. <https://doi.org/10.1002/clen.202100286>
- [4] Plöhn, M., Spain, O., Sirin, S., Silva, M., Escudero-Oñate, C., Ferrando-Climent, L. et autres. (2021) Traitement des eaux usées par les microalgues. *Physiologia Plantarum*, 173(2), 568- 578. Disponible à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.1111/ppl.13427>
- [5] Ali Nawaz, Ikram ul Haq, Kinza Qaisar, Burcu Gunes, Saleha Ibadat Raja, Khola Mohyuddin, Haseeb Amin, Piles à combustible microbiennes : aperçu du traitement simultané des eaux usées et de la production de bioélectricité, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.039>.
- [1] Armah, E. K., Chetty, M., Adedeji, J. A., Kukwa, D., Mutsvene, B., Shabangu, K. P. & Bakare, B. F. (2020). Tendances émergentes dans les technologies de traitement des eaux usées : la perspective actuelle. Dans I. A. Moujдин, & J. K. Summers (Eds.), *Promising Techniques for Wastewater Treatment and Water Quality Assessment*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93898>

2DE PARTIE :

Technologies vertes potentielles basées sur la biotechnologie et utilisation potentielle de solutions naturelles pouvant être appliquées à la récupération des matériaux et à la valorisation de l'eau

Même si la faible tolérance des microalgues marines à l'ammonium et à l'hyposalinité limite leur utilisation dans le traitement des eaux usées urbaines (UWW), une étude récente a montré que ce défi pouvait être surmonté en introduisant une phase d'adsorption à base de zéolithe pour créer un flux acceptable d'UWW urbaines en utilisant la microalgue marine *Amphidinium carterae*. Les eaux usées urbaines ayant subi un traitement secondaire proviennent de la station d'épuration de « Bobar », à Almeria, en Espagne. Il est possible d'utiliser des organismes marins tels que *Amphidinium carterae* dans un processus durable pour produire des métabolites spéciaux (tels que les amphidinols, les ca-roténoïdes et les PUFA) à partir de l'ammonium présent dans les UWW traitées aux zéolithes. En réajustant la salinité des milieux de culture à l'aide de saumures provenant d'usines de dessalement d'eau salée, en régénérant les zéolithes avec du NaCl et en utilisant l'ammoniac désorbé comme engrais, cette étude démontre que la technique décrite ici offre des avantages environnementaux significatifs (López-Rosales et autres, 2022).

La capacité de la station d'épuration centrale de la municipalité italienne de Jesi doit être portée de 15 000 à 60 000 équivalents-habitants. À la station d'épuration de Jesi, ils ont utilisé une solution naturelle comprenant un traitement tertiaire à l'aide d'une étape de surface d'eau libre (FWS) qui couvrait 5 hectares. Un bassin de sédimentation d'un volume de 5 000 m³ et une zone humide de traitement à écoulement horizontal en subsurface (HFTW) d'un hectare ont été installés entre les effluents de la STEP et le FWS. Périodiquement, les boues collectées dans le bassin de sédimentation sont pompées dans un bois humide planté de *Populus alba*. Les données de performance de la STEP démontrent que la STEP a atteint les niveaux de rejet souhaités pour la rivière Esino pour tous les paramètres considérés par la loi italienne (MES 35 mg/L, COD 125 mg/L, BOD5 25 mg/L, ammonium 15 mg/L, nitrates 20 mg/L, nitrites 0,6 mg/L, phosphore total 2 mg/L, chlorures 1 200 mg/L, sulfates 1 000 mg/L) (Kadlec et Wallace, 2009).

RÉFÉRENCES

Andersson, K. (2016). Assainissement, gestion des eaux usées et durabilité : de l'élimination des déchets à la récupération des ressources. Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres du Programme des Nations unies pour l'environnement et Institut de l'environnement de Stockholm (SEI).

El Gohary, F., El Juhari, N. & Chouckrallah, R. (2013). Documentation des meilleures pratiques en matière de réutilisation des eaux usées en Égypte, en Israël, en Jordanie & au Maroc. Programme SWIM de l'Union européenne

Kadlec, R. H & Wallace, S. (2009). Treatment Wetlands, 2^{de} édit. Boca Raton, Floride, CRC Press.

López-Rosales, L., López-García, P., Benyachou, M. A., Molina-Miras, A., Gallardo-Rodríguez, J. J., Cerón-García, M. C., ... & García-Camacho, F. (2022). Traitement des eaux usées urbaines secondaires avec une microalgue marine tolérante à l'ammonium en utilisant l'adsorption à base de zéolite. *Bioresource Technology*, 359, 127490.

Robles, Á., Durán, F., Giménez, J. B., Jiménez, E., Ribes, J., Serralta, J., ... & Rogalla, F. (2020). Bioréacteurs anaérobies à membrane (AnMBR) traitant les eaux usées urbaines dans les climats doux. *Bioresource Technology*, 314, 123763.

You, X., Valderrama, C. & Cortina, J. L. (2019). Récupération des nutriments à partir des eaux usées secondaires traitées dans une station d'épuration urbaine : étude de cas d'évaluation financière. *Science of the Total Environment*, 656, 902-909.