



**HAL**  
open science

# Déphosphatation physicochimique dans les stations d'épuration des petites collectivités - Retours d'expérience et recommandations

Sophie Besnault, Luc Seranne, Stéphanie Prost-Boucle

► **To cite this version:**

Sophie Besnault, Luc Seranne, Stéphanie Prost-Boucle. Déphosphatation physicochimique dans les stations d'épuration des petites collectivités - Retours d'expérience et recommandations. Inrae - UR REVERSAAL. 2023, pp.1-47. hal-04458942

**HAL Id: hal-04458942**

**<https://hal.science/hal-04458942>**

Submitted on 15 Feb 2024

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

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

# Déphosphatation physico-chimique dans les stations d'épuration des petites collectivités

Retours d'expérience et recommandations

Sophie Besnault, Luc Seranne, Stéphanie Prost-Boucle  
2023



### ► Auteurs

Sophie BESNAULT	INRAE
Stéphanie PROST-BOUCLE	INRAE
Luc SERANNE	INRAE

### ► Contributeurs

Flore SOUBEYRAN	Stagiaire INRAE 2021
Jean-Marc CHOUBERT	INRAE
Sylvie GILLOT	INRAE
Pascal MOLLE	INRAE
Alan LE BOUDER	SATESE 33
Et le groupe de travail « Procédés Nouveaux » du groupe Epnac :	
Hugues BARBIER	SATESE 54
Christophe BONNET	SATESE 48
Marc BOUCHER	SATESE 24
Pascal BOURDONCLE	SATESE 82
Hosni DRIDI	AE Seine Normandie
Delphine LACHASSAGNE	SYDED du Lot
Jean-Michel MONNET	DDT 26
Joseph PRONOST	OiEau
David THIERRY	SATEA 49
Virginie TOURON	MAGE 42

### ► Remerciements

Les auteurs remercient les SATESE qui ont fourni des données pour cette étude et réalisé des bilans et les Agences de l'Eau qui ont participé au financement des campagnes de mesure.

# SOMMAIRE

<b>I. Introduction : contexte et objectifs de l'étude</b> .....	<b>10</b>
<b>II. Etude bibliographique</b> .....	<b>11</b>
II.1 Origine du phosphore dans les eaux résiduaires et réglementation associée.....	11
II.2 Elimination du phosphore dans les stations de traitement des eaux usées .....	12
II.2.1 Traitement biologique du P.....	12
II.2.2 Traitement physico-chimique du P .....	12
II.2.3 Autres traitements du P .....	13
II.2.4 Techniques de récupération du P des eaux usées .....	13
<b>III. Etude nationale</b> .....	<b>14</b>
III.1 Recueil des données .....	14
III.2 Niveaux de rejets exigés en P total .....	16
III.3 Conformité des bilans.....	17
III.4 Concentrations en P en entrée et sortie de stations et rendements d'élimination .....	19
III.5 Suivi de la consommation de chlorure ferrique .....	20
III.6 Concentration en fer en entrée et sortie de station .....	23
III.7 Comparaison des performances de déphosphatation des procédés.....	24
<b>IV. Recommandations par procédés</b> .....	<b>25</b>
IV.1 Disques biologiques .....	25
IV.1.1 Lieu d'injection du chlorure ferrique .....	25
IV.1.2 Système de séparation des boues.....	26
IV.2 Lits bactériens + Filtres plantés de roseaux (AZOE-P-NP®).....	27
IV.3 Filtres plantés de roseaux .....	29
IV.3.1 Lieu d'injection du chlorure ferrique .....	29
IV.3.2 Système de gestion des boues issues de la déphosphatation physico-chimique .....	31
IV.4 Filtres plantés de roseaux avec aération forcée (Rhizosph'air®) .....	32
IV.5 Boues activées .....	34
<b>V. Recommandations générales</b> .....	<b>35</b>
V.1 Sécurité .....	35
V.2 Quelques repères pour l'autosurveillance .....	37
V.3 Exploitation de l'ouvrage de déphosphatation physico-chimique .....	38
V.4 Régulation de l'injection de chlorure ferrique .....	39
V.5 Baisse du pH et carbonates .....	40
V.6 Focus sur les décanteurs lamellaires .....	41
<b>VI. Aspects économiques</b> .....	<b>44</b>
VI.1 Coût d'exploitation.....	44
VI.2 Coût de construction .....	44
<b>VII. Conclusions</b> .....	<b>45</b>
<b>VIII. Bibliographie</b> .....	<b>46</b>

# LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation des stations étudiées.....	14
Figure 2 : Procédé et capacité des stations étudiées.....	15
Figure 3 : Distribution des niveaux de rejet exigés en rendement sur le $P_{tot}$ .....	17
Figure 4 : Concentrations en $P_{tot}$ en entrée et en sortie de station .....	19
Figure 5 : Rendements d'élimination du $P_{tot}$ .....	20
Figure 6 : Consommation de chlorure ferrique pour les procédés boues activées et autres.....	21
Figure 7 : Rendements d'élimination du $P_{tot}$ en fonction de la dose de chlorure ferrique avec la courbe théorique (FNDAE 29) .....	22
Figure 8 : Concentration en fer total en entrée et en sortie des stations suivies .....	23
Figure 9 : Comparaison des performances des procédés pour l'élimination du phosphore.....	24
Figure 10 : Différentes configurations possibles pour le procédé « Disques biologiques ».....	25
Figure 11 : Injection du chlorure ferrique directement dans le réacteur des disques biologiques : à proscrire ! .....	26
Figure 12 : Combinaison d'un disque biologique et d'un filtre à tambour au sein d'un même ouvrage (station neuve) : à éviter au regard des contraintes lourdes d'exploitation.....	27
Figure 13 : Différentes configurations possibles pour le procédé AZOE® (lit bactérien + FPR).....	28
Figure 14 : Différentes configurations possibles pour les FPR .....	29
Figure 15 : Différentes configurations possibles pour le procédé Rhizosph'air® (FPR aéré).....	32
Figure 16 : Rendement d'élimination du phosphore total en fonction du ratio molaire Fe/P pour les FPR aérés.....	33
Figure 17 : Pictogrammes de danger du chlorure ferrique $FeCl_3$ .....	35
Figure 18 : Exemples à ne pas suivre ! Vitre de protection manquante à gauche et pompe non protégée avec chlorure ferrique à l'air libre dans un bâtiment à droite .....	35
Figure 19 : Exemples de disposition des équipements de déphosphatation à promouvoir.....	36
Figure 20 : Stockage du chlorure ferrique en cuve .....	36
Figure 21 : Stockage du chlorure ferrique en bidons de 25 litres.....	37
Figure 22 : Exemples de tests colorimétriques ou bandelettes pour le suivi de la concentration de phosphates .....	37
Figure 23 : Présence de chlorure ferrique en excès dans une Zone de Rejet Végétalisé en aval d'une station .....	39
Figure 24 : Exemples de décanteurs lamellaires .....	42
Figure 25 : Schéma de procédure de nettoyage des lamelles.....	42

## LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Exigences maximales de rejets en <math>P_{tot}</math> recommandées selon la taille de la collectivité</i> .....	11
<i>Tableau 2 : Caractéristiques des stations étudiées (bilans d'autosurveillance)</i> .....	15
<i>Tableau 3 : Caractéristiques des stations étudiées (bilans complets)</i> .....	16
<i>Tableau 4 : Niveaux de rejet exigés en <math>P_{tot}</math> en fonction de la capacité des stations</i> .....	16
<i>Tableau 5 : Pourcentage de bilans conformes selon le niveau de rejet exigé</i> .....	18
<i>Tableau 6 : Pourcentage de bilans conformes selon le procédé</i> .....	18
<i>Tableau 7 : Pourcentage de bilans conformes selon la capacité de la station</i> .....	18
<i>Tableau 8 : Comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs recommandées de consommation de chlorure ferrique (FNDAE 29 et 35)</i> .....	21
<i>Tableau 9 : Performances pour l'élimination du P en fonction du lieu d'injection du chlorure ferrique pour les disques biologiques</i> .....	25
<i>Tableau 10 : Performances pour l'élimination du P en fonction du procédé de séparation eau/boues pour les disques biologiques</i> .....	27
<i>Tableau 11 : Performances pour l'élimination du P en fonction du deuxième étage du procédé AZOE®</i> .....	28
<i>Tableau 12 : Performances pour l'élimination du P en fonction du point d'injection du chlorure ferrique pour le procédé FPR</i> .....	30
<i>Tableau 13 : Avantages et inconvénients de l'injection de chlorure ferrique en différents points d'un procédé FPR</i> .....	30
<i>Tableau 14 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé FPR</i> .....	31
<i>Tableau 15 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé FPR aéré</i> .....	33
<i>Tableau 16 : Performances pour l'élimination du P en fonction du point d'injection du chlorure ferrique pour le procédé BA</i> .....	34
<i>Tableau 17 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé BA</i> .....	34
<i>Tableau 18 : Mesures de pH et de carbonates <math>HCO_3^-</math> en entrée et en sortie des stations de l'étude (19 échantillons, 13 stations)</i> .....	41

## LISTE DES QUESTIONS FREQUEMMENT POSEES

<b>Question 1 : Quels rendements d'élimination du <math>P_{tot}</math> peuvent être obtenus en l'absence d'un traitement dédié ?</b> .....	19
<b>Question 2 : Où injecter le chlorure ferrique pour les disques biologiques ?</b> .....	26
<b>Question 3 : Où injecter le chlorure ferrique pour les FPR ?</b> .....	30
<b>Question 4 : Les roseaux sont-ils impactés par un excès de chlorure ferrique ?</b> .....	31
<b>Question 5 : Est-ce qu'on peut envoyer des boues physico-chimiques sur un deuxième étage de FPR vertical ou sur un filtre à écoulement horizontal ?</b> .....	32
<b>Question 6 : Est-ce qu'il peut y avoir un relargage du phosphore piégé dans les boues retenues sur les filtres ?</b> .....	33
<b>Question 7 : La déphosphatation physico-chimique est-elle responsable de la baisse du pH en sortie ?</b> .....	40
<b>Question 8 : Que peut-on faire en cas de pH bas en sortie de station ?</b> .....	41

## SYNTHESE

L'accumulation de phosphore dans les milieux aquatiques par les rejets des eaux usées traitées est une des causes principales de l'eutrophisation qui conduit à un déséquilibre des écosystèmes et un appauvrissement de la biodiversité. Cette eutrophisation entraîne également une limitation des nombreux usages de l'eau (production énergétique, production d'eau potable, transport, loisirs...). Par conséquent, en France, un nombre croissant de stations d'épuration de petite à moyenne capacité est contraint de traiter le phosphore, parfois jusqu'à des niveaux assez bas ( $< 1 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$ ).

Les procédés conventionnels mis en place pour traiter les eaux usées des petites collectivités, comme les filtres plantés de roseaux, les disques biologiques ou les lits bactériens, ne sont pas conçus pour éliminer le phosphore. Parmi les solutions possibles pour traiter ce nutriment, la déphosphatation physico-chimique s'impose grâce aux bonnes performances d'abattement du phosphore qu'elle permet d'obtenir. La déphosphatation physico-chimique est très répandue pour les grosses collectivités (majoritairement à boues activées) mais son couplage à différents procédés de traitement des eaux usées est encore aujourd'hui peu documenté, en particulier pour les petites stations.

Cette étude Epnac a porté sur l'analyse des données de fonctionnement de 47 stations de traitement des eaux usées de moins de 10 000 EH en France métropolitaine grâce à 368 bilans entrée-sortie (prélèvements moyens 24 heures proportionnels au débit). Le couplage de la déphosphatation physico-chimique avec les boues activées, les disques biologiques, le procédé AZOE® (lit bactérien + filtre planté de roseaux), les filtres plantés de roseaux et les filtres plantés de roseaux avec aération forcée (Rhizosph'air®) a été évalué. Il existe une multiplicité de systèmes pour la déphosphatation physico-chimique dans les stations des petites collectivités qui diffèrent en fonction de plusieurs facteurs: points d'injection du chlorure ferrique, système de séparation des boues physico-chimiques produites, régulation de la dose de réactif ajouté...

83% des bilans de l'étude sont conformes pour le paramètre phosphore au niveau de rejet exigé sur la station. La déphosphatation physico-chimique est donc globalement efficace pour le respect des niveaux de rejet, sauf quand ceux-ci sont bas. En effet, pour les niveaux de rejets exigés inférieurs à  $1 \text{ mg/l}$ , moins de la moitié des bilans sont conformes. Ces concentrations sont difficiles à atteindre avec une simple précipitation du phosphore et demandent un suivi très rigoureux et des techniques additionnelles, comme une filtration. Il convient donc d'évaluer la pertinence d'imposer un tel niveau de rejet au regard des considérations technologiques et de maintenance des petites collectivités.

Les rendements d'élimination du phosphore (P) des divers procédés étudiés sont bons ( $>67\%$ ) pour les disques biologiques et les AZOE®, voire très bons pour les boues activées, les filtres plantés de roseaux (FPR) et les FPR aérés ( $>81\%$ ). Les concentrations les plus faibles en  $\text{P}_{\text{tot}}$  dans les eaux usées traitées sont obtenues avec les boues activées et les FPR aérés, qui sont aussi les procédés pour lesquels les niveaux de rejets exigés sont les plus bas. Les performances sur le phosphore total sont fortement liées à la rétention des matières en suspension (MES) : les concentrations en MES en sortie de station les plus faibles sont associées à une meilleure élimination du P. En effet, environ 2 à 3% de la matière organique solide est composée de phosphore.

Il n'est donc pas nécessaire d'opter systématiquement pour une boue activée en cas de niveau de rejet bas sur le phosphore total : d'autres procédés moins coûteux, moins gourmands en énergie et en contraintes d'exploitation peuvent être envisagés.

L'étude Epnac a permis d'émettre des recommandations sur le lieu d'injection du chlorure ferrique ou la technique de séparation des boues, qui dépendent du procédé. Pour les disques biologiques par exemple, le chlorure ferrique ne doit pas être injecté dans le réacteur des disques biologiques dont la rotation n'est pas assez rapide pour obtenir un bon mélange ; il peut être injecté avant ou après les disques biologiques. Pour les filtres plantés de roseaux classiques, le chlorure ferrique peut être injecté en tête de station, entre les 2 étages de FPR ou en sortie de deuxième étage. Chaque configuration présente des avantages et des inconvénients qui sont détaillés dans le tableau ci-après.



Lieu d'injection du chlorure ferrique dans les FPR	Avantages	Inconvénients
En tête	Facilité de mise en œuvre (absence de décanteur lamellaire)	Dose élevée de FeCl <sub>3</sub> Rendement d'élimination du P limité (compétition avec les matières organiques) Production de boues la plus élevée A privilégier sur des réseaux séparatifs : risque de relargage en réseau unitaire lors d'événements pluvieux importants qui entraînent un passage en anoxie du dépôt organique
Entre les 2 étages	Sécurité en cas de départs de floccs du décanteur lamellaire	Dose plus élevée de chlorure ferrique en comparaison avec l'injection de FeCl <sub>3</sub> en sortie de deuxième étage
En sortie de deuxième étage	Dose de de FeCl <sub>3</sub> la plus faible Production de boues la plus faible	Moins bonne décantation des floccs donc nécessité d'un décanteur lamellaire plus grand par rapport à une injection de FeCl <sub>3</sub> entre les 2 étages Pas possible si trop de carbonates (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) ont été consommés par la nitrification

La combinaison disques biologiques et filtre à tambour ne semble pas adaptée aux petites collectivités. En effet, elle entraîne de fortes contraintes d'exploitation sans améliorer les performances de traitement du P par rapport à une filière disques biologiques avec un clarificateur ou un décanteur lamellaire.

Pour le procédé AZOE® (lit bactérien suivi de 1 ou 2 étages de FPR à écoulement vertical), les stations avec un deuxième étage (FPR ou décanteur lamellaire) permettent une meilleure rétention des MES et une meilleure élimination du phosphore. La configuration sans deuxième étage doit être réservée aux stations pour lesquelles la contrainte sur le phosphore n'est pas très forte.

Pour la gestion des boues phosphatées des filtres plantés de roseaux, les lits de séchage plantés de roseaux (LSPR) permettent une exploitation plus sécuritaire. En effet, quand les boues sont renvoyées sur un premier étage de FPR, cela entraîne une surcharge sur cet étage et des risques de relargage du P (principalement pour les réseaux unitaires dans le cas de surcharges hydrauliques).

Pour l'exploitation, il faut rappeler que le chlorure ferrique est un produit dangereux qui nécessite de mettre en place des mesures de protection pour assurer la sécurité des exploitants. La présence d'une unité de déphosphatation physico-chimique sur une station entraîne la nécessité de réaliser des interventions spécifiques pour son fonctionnement optimal. Le suivi doit être réalisé au minimum de manière hebdomadaire.

Des décanteurs lamellaires sont souvent mis en place pour réaliser la séparation eaux/boues après le traitement physico-chimique. Ces ouvrages nécessitent une extraction fréquente des boues et des lavages réguliers afin d'éviter tout départ de boues.

Les décanteurs lamellaires (de même que les clarificateurs) ne sont pas adaptés aux filières de traitement purement aérobies, c'est-à-dire avec nitrification et sans dénitrification, en particulier pour les disques biologiques. En effet, il existe un risque de dénitrification non maîtrisée dans l'ouvrage et donc de remontées de boues. Dans ce cas, le suivi en exploitation doit être particulièrement rigoureux pour éviter toute réaction de dénitrification dans l'ouvrage de clarification/décantation. Le remplacement du décanteur par un lit de clarification-séchage planté de roseaux (LCSPR) réduit fortement ces contraintes d'exploitation, facilite la gestion des boues et sécurise le rejet par une filtration ; l'usage de LCSPR est donc recommandé.

Ainsi, le traitement physico-chimique du phosphore demande un suivi plus poussé, même sur une petite station : il augmente la technicité de l'exploitation ainsi que le temps passé sur la station. De plus, le coût d'exploitation (jusqu'à +63% par rapport à une station sans déphosphatation physico-chimique en comptant uniquement le surcoût lié au chlorure ferrique) et le coût de construction (+14 % du coût de construction de la station en 2022 pour tous les éléments du module déphosphatation

physico-chimique) ne sont pas négligeables et peuvent entraîner des difficultés de financement. Il est donc important de vérifier l'intérêt de traiter le phosphore sur une petite station si l'enjeu milieu est clairement démontré, tel que précédemment mentionné dans la note Epnac sur les « Eléments de méthode pour la définition des niveaux de rejets du petit collectif » (Brachet et al., 2015). Il conviendra alors de privilégier des alternatives au traitement comme l'infiltration dans le sol ou la réutilisation des eaux usées traitées (REUT).

# I. Introduction : contexte et objectifs de l'étude

L'accumulation de phosphore dans les milieux aquatiques par les rejets des eaux usées traitées est une des causes principales de l'eutrophisation qui conduit à un déséquilibre des écosystèmes et un appauvrissement de la biodiversité, à cause d'un excès de nutriments. Cette eutrophisation entraîne également une limitation des nombreux usages de l'eau (production énergétique, production d'eau potable, transport, loisirs...). Par conséquent, en France, de plus en plus de stations d'épuration de taille petite et moyenne sont contraintes de traiter le phosphore, parfois jusqu'à des niveaux assez bas ( $< 1 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$ ).

Les procédés conventionnels mis en place pour traiter les eaux usées des petites collectivités, comme les filtres plantés de roseaux, les disques biologiques ou les lits bactériens, ne sont pas conçus pour éliminer le phosphore (Cramer et al., 2016). Il existe des solutions pour éliminer le phosphore dans les stations d'épuration des petites collectivités, néanmoins les retours d'expérience viennent principalement des stations avec un procédé de boues activées (FNDAE 29, 2004). Les procédés alternatifs comme l'adsorption sur des matériaux spécifiques (apatite, phosphorite, calcite, bauxite, cendre...) n'ont pas encore démontré leur efficacité à pleine échelle. Les constructeurs proposent donc souvent un traitement physico-chimique du phosphore grâce à une précipitation avec des sels métalliques (fer, aluminium) afin de garantir les niveaux de rejet imposés sur les stations. Il existe aujourd'hui très peu de retours d'expérience sur la combinaison de la déphosphatation physico-chimique avec des procédés plus adaptés aux petites et moyennes collectivités que les boues activées. Beaucoup de questions se posent donc sur le lieu d'implantation du système de déphosphatation, la précipitation des floccs ou encore les modalités de couplage d'un module de déphosphatation avec un autre système d'assainissement comme les filtres plantés de roseaux, les lits bactériens ou les disques biologiques.

Le groupe national Epnac, dont l'objectif est d'acquérir, de mutualiser et de diffuser les connaissances sur les procédés de traitement des eaux usées et plus généralement d'identifier des solutions sur la gestion intégrée des eaux urbaines des petites et moyennes collectivités, a donc décidé de réaliser une étude sur le couplage de la déphosphatation physico-chimique avec des procédés alternatifs aux boues activées et adaptés aux petites collectivités. L'étude s'inscrit dans le cadre de l'atelier « Procédés nouveaux » qui vise à apporter aux collectivités des éléments critiques sur les nouveaux procédés d'assainissement collectif qui soient adaptés aux petites installations avant que le procédé ne soit complètement déployé sur le territoire.

La déphosphatation physico-chimique est très répandue pour les stations de grande capacité (majoritairement à boues activées) mais son couplage à différents procédés de traitements des eaux usées est encore aujourd'hui peu documenté, en particulier pour les petites collectivités. En pratique, l'intégration d'un système de déphosphatation physico-chimique entraîne des coûts supplémentaires de construction (par exemple la mise en place d'un lit de séchage dédié au traitement des boues issues de la déphosphatation) et des coûts d'exploitation (achat de chlorure ferrique, électricité nécessaire au fonctionnement des pompes, formation de l'exploitant, maintenance et temps passé par l'exploitant). A ces coûts viennent s'ajouter la question de la gestion des boues qui diffère d'un procédé à un autre et la complexité du dosage en chlorure ferrique (réapprovisionnement parfois non réalisé à temps, problèmes de surdosage...).

L'objectif de cette étude est de faciliter l'implantation et la gestion d'un système de déphosphatation physico-chimique en apportant des éléments de réponse aux difficultés que peuvent rencontrer les petites collectivités.

## II. Etude bibliographique

### II.1 Origine du phosphore dans les eaux résiduaires et réglementation associée

Depuis juillet 2007, la France a interdit l'utilisation des phosphates dans les lessives domestiques, interdiction élargie aux usages industriels depuis 2012, ce qui a contribué à diminuer la charge en phosphore des eaux usées. Si on peut encore espérer diminuer la quantité de phosphore retrouvée dans les eaux des milieux récepteurs, notamment par une utilisation plus raisonnée des engrais phosphorés dans l'agriculture (Valsami-Jones, 2004), le traitement du phosphore dans les eaux usées reste incontournable du fait du métabolisme humain : un être humain excrète en moyenne 1,4 g de phosphore total par jour (Eme et Boutin, 2015).

Malgré la baisse de la concentration en phosphore dans les eaux usées observée ces dernières années (Féret, 2023), de plus en plus de milieux récepteurs se voient attribuer le statut de zones sensibles à l'eutrophisation et les seuils de rejets à respecter tendent à être de plus en plus exigeants. De plus, avec le réchauffement climatique et la baisse des débits dans les cours d'eau notamment en été, une augmentation de la concentration en phosphore dans les milieux aquatiques a été observée ces dernières années dans certains bassins versants (Courty et al., 2022).

La Directive sur les Eaux Résiduaires Urbaines (ERU, 91/271/EEC) impose des niveaux de rejet pour les stations entre 10 000 et 100 000 EH dont les milieux récepteurs sont situés en zones sensibles: la concentration maximale en  $P_{tot}$  en sortie de station doit être de 2 mg/l ou le rendement d'élimination doit atteindre au moins 80% (Arrêté du 21 juillet 2015). Cette Directive ERU est en cours de révision et les contraintes de traitement risquent d'être plus fortes sur les stations des petites collectivités, ces dernières étant fréquemment situées en zones rurales sur des petites masses d'eau et en tête de bassins versants.

En outre, les SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), qui fixent les objectifs à atteindre en matière de bon état des masses d'eau, peuvent définir des exigences plus strictes, y compris pour les plus petites stations.

Les seuils de rejet exigés en sortie de station sont caractérisés soit par une valeur de concentration maximale à respecter (en mg/l), soit par une valeur de rendement d'élimination minimal à atteindre (en %). La plupart du temps, l'eau traitée en sortie de station doit respecter l'une ou l'autre de ces deux valeurs et non les deux. En effet, lors de fortes précipitations par exemple, l'effluent en entrée sera relativement dilué et les concentrations en phosphore relativement basses. Les concentrations exigées en sortie seront alors facilement respectées. En revanche, il est peu probable que les rendements minimaux exigés soient atteints, d'où l'intérêt de n'avoir qu'un des deux critères à respecter.

Pour les stations dont la capacité n'excède pas 10 000 EH, le groupe EPNAC a rédigé un document de méthode pour la définition des niveaux de rejets du petit collectif (Brachet et al., 2015) dont les recommandations sont rassemblées dans le Tableau 1.

Capacité (EH)	Exigences maximales abordables
< 200 EH	$P_{tot}$ : Pas de traitement car coût très élevé
200 à 2 000 EH	$P_{tot}$ : Coût élevé, risque de difficulté de financement et d'exploitation
2 000 à 5 000 EH	$P_{tot}$ : 2 mg/l, en moyenne annuelle
5 000 à 10 000 EH	$P_{tot}$ : 1,3 mg/l, en moyenne annuelle

Tableau 1 : Exigences maximales de rejets en  $P_{tot}$  recommandées selon la taille de la collectivité

L'exigence et la mise en place des seuils de rejets dépendent également de l'usage et de la sensibilité du milieu récepteur. Dans certains cas (période d'étiage, activités de loisirs saisonniers...), un traitement du phosphore périodique peut être envisagé. Les éléments de méthode sont détaillés dans le document Epnac de 2015.

## II.2 Elimination du phosphore dans les stations de traitement des eaux usées

On retrouve le phosphore dans les eaux usées sous forme dissoute et sous forme particulaire (Parsons et Smith, 2008). On appelle phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) la somme de la fraction dissoute (orthophosphates exprimés en P :  $P\text{-PO}_4^{3-}$ ) et de la fraction particulaire (P lié aux MES). Le  $P\text{-PO}_4^{3-}$  est la seule forme de phosphore assimilable par les algues, les bactéries et les plantes (Correll, 1998). Pour pallier le risque d'eutrophisation des milieux récepteurs, il est donc indispensable de limiter la quantité d'orthophosphates rejetée en sortie de station de traitement des eaux usées. L'élimination du phosphore dans les procédés de traitement repose sur la transformation de son état soluble à un état solide permettant alors de le séparer des eaux traitées (Valsami-Jones, 2004). Il existe différentes manières d'éliminer le phosphore présent dans les eaux résiduaires : les deux procédés les plus répandus sont l'élimination par voie biologique et la précipitation par voie chimique.

### II.2.1 Traitement biologique du P

Le traitement biologique comprend à la fois l'assimilation biologique et une suraccumulation au sein de la biomasse épuratrice (bactéries responsables de l'épuration des eaux usées, principalement).

On appelle « assimilation biologique » la part de phosphore que la biomasse assimile afin d'assurer ses besoins métaboliques. La proportion  $\text{DBO}_5/\text{N-NH}_4^+/\text{P-PO}_4^{3-}$  indispensable au métabolisme bactérien est de l'ordre de 100/5/1 (ratio C/N/P ; FNDAE 35, 2007). En absence de traitement sur le phosphore, le métabolisme des micro-organismes est ainsi responsable d'environ 20% d'abattelements du phosphore (Brachet et al., 2015). Certaines bactéries déphosphatantes ont la capacité d'accumuler plus de phosphore que nécessaire pour assurer leurs besoins, on parle alors de suraccumulation.

La déphosphatation biologique est moins fiable que la déphosphatation physico-chimique et ne permet pas toujours d'atteindre la qualité de rejet exigée. En revanche, quand les conditions s'y prêtent (valeurs de DCO élevées, acides gras volatiles (AGV) en proportions importantes, arrivée d'effluents agroalimentaires...), la déphosphatation biologique est à promouvoir. L'efficacité de la déphosphatation biologique est fortement influencée par la qualité de l'eau usée, par la présence de nitrates dans le bassin d'anaérobiose, par la température et le pH, ainsi que par la présence de certains métaux. Néanmoins, un rendement moyen de 60 à 70 % peut raisonnablement être attendu en station d'épuration urbaine. En revanche, lorsque les eaux brutes sont diluées, soit par des eaux parasites, soit par temps de pluie sur les réseaux unitaires, le rendement de déphosphatation se situe dans la fourchette 30-50 % (FNDAE 29, 2004). On retiendra qu'une déphosphatation biologique est envisageable lorsqu'on rencontre des taux d'AGV en entrée de station entre 100 et 150 mg/l.

La déphosphatation biologique nécessite néanmoins des conditions spécifiques (alternance de phases aérobies et anaérobies) qui ne sont généralement pas mises en place dans les procédés alternatifs aux boues activées adaptés aux petites collectivités. C'est pourquoi cette étude ne s'est pas penchée sur cette voie d'élimination du phosphore.

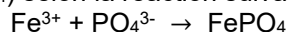
### II.2.2 Traitement physico-chimique du P

Le traitement physico-chimique consiste à transformer les orthophosphates (dissous) sous forme particulaire (floc) en formant un précipité de faible solubilité par ajout de sels métalliques. Le précipité formé est ensuite séparé de l'effluent par des procédés de séparation, soit par décantation (solution la plus courante), soit par des équipements spécifiques (flottation ou filtration).

Il existe différents sels métalliques capables de précipiter le phosphore dissous : sulfate d'aluminium, chlorure ferrique, hydroxyde de calcium... Dans cette étude, le seul réactif mis en place sur les stations s'est avéré être le chlorure ferrique. Aucun retour d'expérience n'a été obtenu avec un autre réactif, c'est pourquoi seules les réactions qui résultent de l'ajout de chlorure ferrique sont présentées.

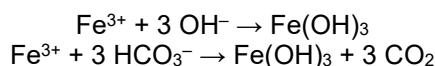
Contrairement à la voie biologique, la voie physico-chimique offre une certaine flexibilité vis-à-vis du lieu d'injection : possibilité d'injecter en traitement primaire (pré-précipitation), secondaire (précipitation simultanée) ou tertiaire (post-précipitation) (Izadi et al, 2020).

Lorsque le chlorure ferrique ( $\text{FeCl}_3$ ) entre en contact avec des orthophosphates ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ), on obtient un précipité appelé phosphate de fer ( $\text{FePO}_4$ ) selon la réaction suivante :



La stœchiométrie de la réaction indique un ratio molaire Fe/P de 1/1.

Dans la pratique, les ions ferriques réagissent également avec les ions hydroxydes ( $\text{OH}^-$ ) et carbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) pour former des précipités d'hydroxyde de fer (FNDAE 29, 2004). Ces réactions sont appelées « réactions parasites » :



Nota : ces réactions parasites tendent à consommer de l'alcalinité, induisant parfois une forte baisse de pH (effluents acidifiés) dans certaines conditions de qualité d'effluents (effluents faiblement tamponnés, peu concentrés en carbonates).

Le dosage de  $\text{FeCl}_3$  est donc généralement plus élevé du fait de la compétition entre les différentes réactions (Valsami-Jones, 2004). Le ratio molaire devra donc être supérieur à « Fe/P = 1/1 » et adapté à chaque contexte d'implantation d'un traitement du P par voie chimique. Des essais en jar-test peuvent être faits pour définir au mieux les dosages envisageables.

La déphosphatation physico-chimique entraîne donc également une production de boues minérales du fait de la production de précipités de phosphates de fer et d'hydroxydes de fer. En boues activées, la surproduction moyenne induite de boues physico-chimiques est de l'ordre de 20 % dans le cas d'une déphosphatation physico-chimique (FNDAE 29, 2004).

### **II.2.3 Autres traitements du P**

Ces dernières années, de nombreuses études se sont focalisées sur l'élimination du phosphore grâce à l'adsorption ou à la précipitation du phosphore sur des matériaux spécifiques dans des filtres. Ces matériaux peuvent être des produits naturels comme l'apatite (Prost-Boucle et Molle, 2010 ; Molle, 2012), des sous-produits industriels (cendre, ocre) ou des produits manufacturés (Filtralite™) (Bunce et al., 2018). Cependant, les performances de ces matériaux sur du long terme restent à évaluer.

D'autres procédés qui pourraient être adaptés aux petites collectivités, comme les résines échangeuses d'ions, ont été étudiés et ont donné des résultats prometteurs en laboratoire mais ne semblent pas encore applicables à pleine échelle (Bunce et al., 2018) à cause du coût des produits chimiques nécessaires et de la sensibilité du procédé aux variations de charge. Il en est de même pour l'utilisation des micro-algues qui ont été étudiées à l'échelle laboratoire et pilote et permettent potentiellement d'obtenir de bons rendements d'élimination du P mais dont l'efficacité est à démontrer pour de longues périodes de temps et pour des flux variables (Bunce et al., 2018).

Il existe aujourd'hui très peu de retours d'expérience dans la littérature sur le traitement du phosphore dans les stations d'épuration des petites collectivités : la plupart des articles présentent des résultats obtenus à l'échelle laboratoire ou pilote (Bunce et al., 2018) ou ne présentent pas le procédé permettant l'élimination du phosphore car ce sont des études globales (Gavalakis et al., 2017 ; Rammacher et Hansen, 2000).

### **II.2.4 Techniques de récupération du P des eaux usées**

Le phosphore est une ressource indispensable pour la production agricole. Depuis les années 1960, il est principalement importé en France sous forme d'engrais provenant d'extractions minières contrôlées par quelques pays dont aucun n'est situé en Europe. Mais cette ressource est limitée alors que la demande est croissante. Plutôt que d'éliminer le phosphore des eaux usées, il serait donc intéressant de le récupérer pour le valoriser et l'utiliser comme engrais.

Plusieurs solutions existent pour capter le phosphore dans les stations d'épuration : précipitation sous forme de struvite, récupération du phosphore dans les cendres de boues incinérées, précipitation électrochimique... (Di Capua et al., 2022). Malheureusement, les technologies qui ont été mises en place



sur des stations d'épuration à taille réelle sont actuellement très coûteuses et ne sont pas du tout adaptées aux petites stations d'épuration (fortes contraintes d'exploitation, récupération du P dans les flux concentrés comme les centrats de digestion anaérobie).

### III. Etude nationale

#### III.1 Recueil des données

Une enquête nationale à destination des Conseils Départementaux (SATESE) a été initiée en 2020 par le groupe Epnac. Elle avait pour objectif de recueillir des données issues de prélèvements par bilans réglementaires (bilans d'autosurveillance associés aux suivis de stations de traitement des eaux usées) en entrée et sortie de stations d'épuration équipées d'un système de traitement du phosphore par précipitation physico-chimique et dont la capacité est inférieure à 10 000 EH. Parmi ces stations, on retrouve différentes filières :

- ▶ des filtres plantés de roseaux (FPR) : filière classique à 2 étages verticaux , FPR avec aération forcée, filière lit bactérien (LB) associé à des FPR ;
- ▶ des disques biologiques (DB) ;
- ▶ et des petites stations à boues activées (BA).

Les lagunes n'ont pas été retenues en raison du peu de systèmes avec déphosphatation et de leur faible développement futur. Les stations de type boues activées avaient été à l'origine exclues de l'étude, car le couplage du procédé de boues activées avec une déphosphatation physico-chimique est bien connu. Il a néanmoins été décidé d'intégrer quelques stations de type BA pour constituer une référence, notamment en termes de consommation de réactifs ainsi que pour mieux évaluer leurs performances dans le contexte d'exploitation des petites et moyennes collectivités.

Les stations sélectionnées dans le cadre de cette étude devaient respecter les critères suivants :

- ▶ Capacité < 10 000 EH
- ▶ Station équipée d'un système de déphosphatation physico-chimique
- ▶ Seuil de rejet imposé en  $P_{tot}$  < 3 mg/l
- ▶ Charge organique > 30% de la charge nominale

Au total, ce sont les données de 47 stations qui ont pu être analysées grâce à 368 bilans entrée-sortie (échantillons moyens 24h proportionnels au débit). La Figure 1 localise les stations sur la carte de France métropolitaine ; aucune station avec déphosphatation n'a été répertoriée dans les départements d'outre-mer.

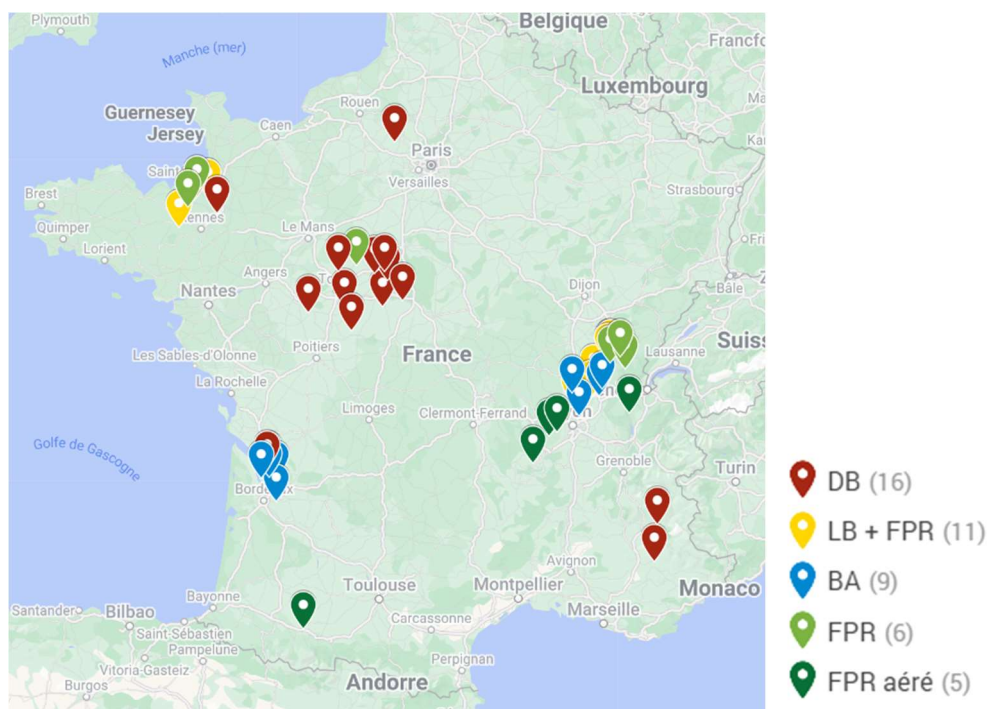


Figure 1 : Localisation des stations étudiées

Les stations ne sont pas réparties sur tout le territoire français et ne semblent pas particulièrement situées dans des régions dans lesquelles les contraintes sur le phosphore seraient plus fortes mais sont plutôt liées aux SATESE ayant répondu à l'enquête.

Quelques caractéristiques des stations étudiées sont détaillées dans le Tableau 2 et la Figure 2.

Type de station	Date de construction des stations	Nombre de stations	Nombre de bilans
Boues activées (BA)	1989-2021	9	117
Disques Biologiques (DB)	2000-2017	16	135
Lits Bactériens + Filtres Plantés de (AZOE®) (LB + FPR)	2004-2019	11	75
Filtres Plantés de Roseaux (FPR)	2011-2016	6	31
FPR aérés (Rhizosph'air®)	2018-2021	5	10
<b>TOTAL</b>		<b>47</b>	<b>368</b>

Tableau 2 : Caractéristiques des stations étudiées (bilans d'autosurveillance)

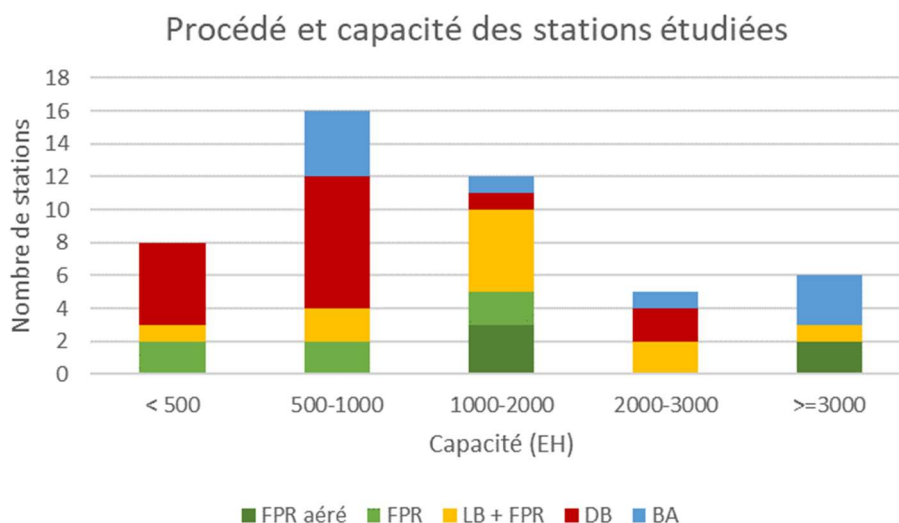


Figure 2 : Procédé et capacité des stations étudiées

Parmi les stations étudiées, 87% d'entre elles ont une capacité inférieure à 3 000 EH. Il n'y a pas de taille particulièrement associée à chaque procédé, la plupart des procédés sont représentés dans les différentes gammes de capacités (Figure 2). Il est intéressant de noter que la date de construction des stations étudiées est assez variable en fonction du procédé (Tableau 2) : les boues activées ont été construites sur un large pas de temps, les disques biologiques et les AZOE® ont été construits dans les années 2000 et 2010, tandis que les FPR sont plus récents (années 2010) et les FPR avec aération forcée (Rhizosph'air®) sont très récents (moins de 4 ans).

La cohérence des données des bilans d'autosurveillance a été vérifiée (ratios, ordres de grandeurs...). Certaines données analytiques erronées ont été supprimées, notamment pour ne conserver que les valeurs de  $NK \geq N-NH_4^+$ ,  $P_{tot} \geq P-PO_4^{3-}$  ou corrigées lorsque les concentrations des formes azotées ou phosphorées



n'étaient pas exprimées en molécule élémentaire de N pour l'azote et de P pour le phosphore. De plus, les données de concentrations extrêmement basses, inférieures aux limites de quantification (LQ) des laboratoires d'analyses, ont été remplacées par les valeurs de LQ classiques (représentatives des LQ de la grande majorité des laboratoires en France).

Parmi les 47 stations identifiées par l'enquête nationale, 16 ont été sélectionnées afin de mener une étude approfondie. 26 bilans 24h plus complets ont été réalisés par les SATESE ou par INRAE avec des paramètres supplémentaires par rapport aux paramètres d'autosurveillance pertinents pour l'étude de la chimie du phosphore (fer, carbonates, acides gras volatiles...). Des prélèvements intermédiaires ont été réalisés à chaque étape du traitement. Les caractéristiques des stations dans lesquelles les bilans plus complets ont été réalisés sont présentées dans le Tableau 3.

Type de station	Nombre de stations	Nombre de bilans
Boues activées (BA)	5	5
Disques Biologiques (DB)	6	10
Lits Bactériens + Filtres Plantés de Roseaux (AZOE®) (LB + FPR)	2	7
Filtres Plantés de Roseaux (FPR)	1	1
FPR aérés (Rhizosph'air®)	2	3
<b>TOTAL</b>	<b>16</b>	<b>26</b>

Tableau 3 : Caractéristiques des stations étudiées (bilans complets)

### III.2 Niveaux de rejets exigés en P total

Sans systématiquement suivre les recommandations du document Epnac « Eléments de méthode pour la définition des niveaux de rejets du petit collectif » (Brachet et al., 2015) rappelés dans le Tableau 1, les niveaux de rejets exigés en phosphore dans les stations de l'étude sont très variables, comme le montre le Tableau 4.

Capacité des stations	Nombre de stations	Niveau de rejet exigé			
		Moyenne	Ecart-type	Min	Max
< 200 EH	1	Pas de niveau de rejet exigé			
200 à 2000 EH	35	2,9	1,2	1	5
2000 à 5000 EH	10	1,8	0,5	0,7	2,5
5000 à 10000 EH	1	2			

Tableau 4 : Niveaux de rejet exigés en  $P_{tot}$  en fonction de la capacité des stations

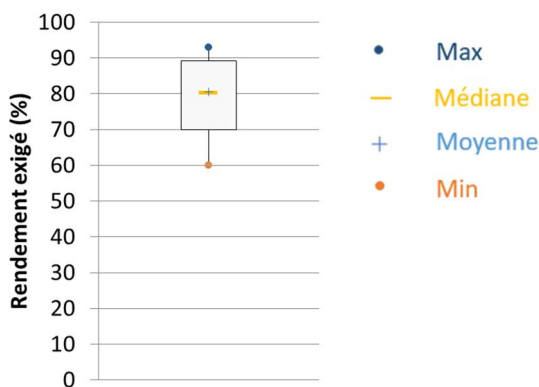


Figure 3 : Distribution des niveaux de rejet exigés en rendement sur le  $P_{tot}$

53% des stations ont un niveau de rejet exigé en concentration uniquement, 2% (1 station) en rendement uniquement, ce qui est très compliqué à respecter en temps de pluie, et 43% en rendement OU en concentration.

En rendement sur le  $P_{tot}$ , la moyenne des performances exigées est autour de 80% comme le montre la Figure 3, mais les rendements demandés varient entre 60 et 93%.

Pour plus d'un tiers des stations, le niveau de rejet exigé doit être respecté de manière journalière et non en moyenne annuelle. Néanmoins, pour les stations d'une capacité comprise entre 500 et 1 000 EH qui doivent effectuer un bilan par an et celles dont la capacité est comprise entre 200 et 500 EH qui doivent effectuer un bilan tous les deux ans, un niveau de rejet exigé en moyenne annuelle ou de manière journalière sont équivalents étant donné qu'il n'y a qu'un bilan (ou moins) par an. La représentativité de ces mesures à l'échelle annuelle est discutable.

Pour certaines stations, le niveau de rejet exigé est variable pendant les périodes de l'année (il est plus strict en période d'été). Quelques stations (3) ont un niveau de rejet exigé en phosphates ( $P-PO_4$ ) en plus du niveau de rejet exigé en  $P_{tot}$  habituel.

Et enfin, une station de l'étude était équipée d'un traitement du P en service malgré une absence de niveau de rejet exigé sur le phosphore.

### III.3 Conformité des bilans

Afin d'évaluer les performances des stations pour le traitement du phosphore, les bilans 24h ont été classés selon leur conformité vis-à-vis du paramètre P en considérant que le niveau de rejet exigé devait être respecté de manière journalière.

Le Tableau 5 présente le pourcentage de bilans conformes pour le paramètre P selon le niveau de rejet exigé en  $P_{tot}$ . 83% des bilans de l'étude sont conformes pour le paramètre phosphore au niveau de rejet exigé que ce soit en rendement et/ou en concentration. La déphosphatation physico-chimique est donc globalement efficace pour le respect des niveaux de rejet, sauf quand ceux-ci sont trop bas. En effet, comme le montre le Tableau 5, pour les niveaux de rejets exigés inférieurs à 1 mg/l, moins de la moitié des bilans sont conformes. Ces concentrations sont difficiles à atteindre avec une simple précipitation du phosphore et demandent des techniques additionnelles, comme une filtration (Bunce et al., 2018), ce qui n'est pas le cas sur les stations étudiées. Duchène (2002) indique que les limites techniques qu'il est possible d'atteindre avec un traitement classique du phosphore (déphosphatation biologique accrue et/ou déphosphatation physico-chimique) sont des concentrations moyennes annuelles de  $P_{tot}$  au rejet de 1,2 à 1,3 mg/l. Des objectifs plus sévères que 1 mg/l imposent nécessairement un traitement tertiaire retenant les MES, étant donné que 2 à 3% des solides organiques sont du P. Cette fraction solide du P ne peut être retenue qu'en éliminant les MES. Atteindre des niveaux de rejet en  $P_{tot}$  inférieurs à 1 mg/l entraîne donc la nécessité de mettre en place une filière beaucoup plus complexe. Il convient donc d'évaluer la pertinence d'imposer un tel niveau de rejet.

Les niveaux de rejets supérieurs à 2 et à 4 mg/l sont également associés à un pourcentage moins élevé de

bilan conformes (respectivement 69 et 77%). En effet, les technologies mises en place ne sont pas les mêmes. Y aurait-il également moins de vigilance sur l'exploitation quand le niveau de rejet à respecter est moins contraignant ?

Niveau de rejet $P_{tot}$ (mg/l)	Nombre de bilans	Pourcentage de bilans conformes
$0,7 \leq P_{tot} \leq 1$	7	43%
$1 < P_{tot} \leq 1,5$	34	85%
$1,5 < P_{tot} \leq 2$	235	88%
$2 < P_{tot} \leq 4$	63	70%
$P_{tot} > 4$	26	77%

Tableau 5 : Pourcentage de bilans conformes selon le niveau de rejet exigé

Comme le montre le Tableau 6, le procédé de boues activées semble être le procédé le plus fiable pour l'élimination du P, avec 97% des bilans conformes. D'autres procédés tels que Rhizosph'air® et dans une moindre mesure FPR et AZOE® permettent également d'obtenir un pourcentage élevé de bilans conformes (>74%).

Procédé	Nombre de bilans	Pourcentage de bilans conformes
Boues activées (BA)	117	97%
Disques Biologiques (DB)	133	62%
Lits Bactériens + Filtres Plantés de Roseaux (AZOE®) (LB + FPR)	75	75%
Filtres Plantés de Roseaux (FPR)	31	74%
FPR aérés (Rhizosph'air®)	10	90%

Tableau 6 : Pourcentage de bilans conformes selon le procédé

Enfin, il est à noter que les stations dont la capacité est supérieure à 2 000 EH ont un pourcentage de bilans conformes supérieurs aux plus petites stations, comme le montre le Tableau 7. En effet, le suivi qui s'impose à ces stations est plus fréquent, ce qui permet généralement d'assurer une meilleure maîtrise du système de déphosphatation physico-chimique et donc de meilleures performances. De plus, les procédés ne sont pas les mêmes : il y a notamment plus de disques biologiques dans les stations de plus petite capacité. Or c'est le procédé qui a les performances les moins bonnes.

Gamme de capacité	Nombre de bilans	Pourcentage de bilans conformes
< 2000 EH	147	74%
$\geq 2000$ EH	219	88%

Tableau 7 : Pourcentage de bilans conformes selon la capacité de la station

### III.4 Concentrations en P en entrée et sortie de stations et rendements d'élimination

Les concentrations en phosphore total en entrée de stations d'épuration sont comprises entre 0,5 et 34 mg/l avec une moyenne de 8,3 mg/l, comme le montre la Figure 4, ce qui est cohérent avec les valeurs habituelles retrouvées en entrée de station (Mercoiret, Epnac, 2010). Cela correspond à une charge moyenne par équivalent habitant de 0,9 g/j/EH.

La moyenne des concentrations en  $P_{tot}$  retrouvée dans cette étude est légèrement inférieure à celle retrouvée dans l'étude Epnac de 2010 (9,4 mg/l). Cela peut être dû à la période étudiée : dans l'étude EPNAC de 2010, les données dataient de 1999 à 2009 alors que dans cette étude, elles datent de 2006 à 2022. Il a en effet été observé une baisse de la concentration en  $P_{tot}$  en entrée de station depuis les années 1990 suite à la Directive ERU et à la réglementation imposant une réduction des phosphates dans les produits lessiviels (Féret, 2023).

En sortie de stations, les concentrations en  $P_{tot}$  varient de 0,03 à 9,2 mg/l avec une moyenne de 1,7 mg/l (Figure 4).

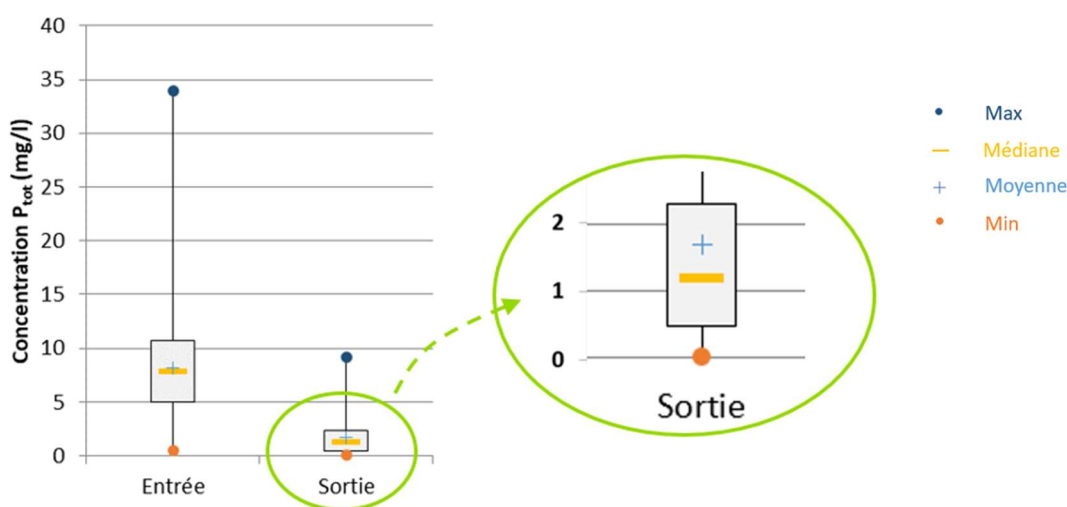
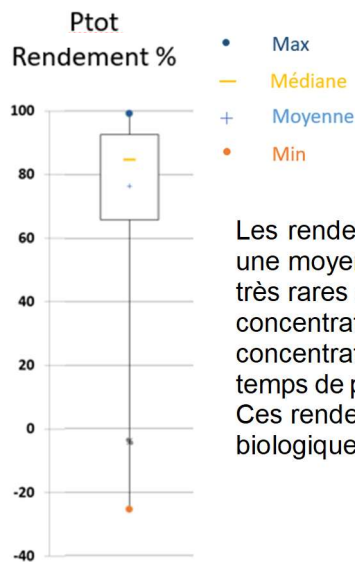


Figure 4 : Concentrations en  $P_{tot}$  en entrée et en sortie de station

**Question 1 : Quels rendements d'élimination du  $P_{tot}$  peuvent être obtenus en l'absence d'un traitement dédié ?**

?

En l'absence de traitement spécifique, un abattement de l'ordre de 20% sur le phosphore est observable en sortie de station, abattement lié au métabolisme propre des micro-organismes qui consomment du phosphore pour leur croissance.



Les rendements d'élimination du phosphore total sont compris entre -25 et 99% avec une moyenne de 76% et une médiane de 84%, comme le montre la Figure 5. Dans de très rares cas, on constate que la concentration en sortie de station est supérieure à la concentration en entrée (5 valeurs). Il s'agit principalement de situations où la concentration en P<sub>tot</sub> en entrée est faible suite à une dilution des effluents lors d'un temps de pluie. La charge hydraulique de la station dans ces cas est supérieure à 150%. Ces rendements négatifs ont été observés pour les stations de type AZOE® et disques biologiques mais n'ont pas été observés pour les autres procédés.

Figure 5 : Rendements d'élimination du P<sub>tot</sub>

### III.5 Suivi de la consommation de chlorure ferrique

Le chlorure ferrique est le réactif choisi par toutes les stations de l'étude, bien qu'il soit possible d'utiliser d'autres produits comme le sulfate ferreux, le sulfate d'aluminium ou encore l'aluminate de sodium (FNDAE 29, 2004).

Le suivi de la consommation de réactifs est un paramètre d'autosurveillance qu'il est obligatoire de renseigner lors des bilans d'autosurveillance. Toutefois, il n'a pas été possible d'obtenir de données sur la consommation de chlorure ferrique pour 143 bilans sur les 368 de l'étude (39% des bilans). Il est important de suivre la consommation de réactifs dans une station équipée d'une déphosphatation physico-chimique car les variations de consommations peuvent être très importantes et peuvent être le signe d'un dysfonctionnement du procédé.

Le suivi de la consommation de chlorure ferrique est effectué de manière annuelle pour la plupart des stations mais certaines ont un suivi plus détaillé (mensuel).

Pour comparer les consommations entre les stations, il a été décidé de calculer la quantité de solution commerciale de chlorure ferrique (FeCl<sub>3</sub>) utilisée par litre d'eau traitée (solution aqueuse à 41% avec une masse volumique de 1.45 kg/l). L'unité utilisée dans l'étude est le mg de FeCl<sub>3</sub> en solution par litre d'eau traitée. Les solutions de chlorure ferrique commerciales n'ont pas forcément exactement les mêmes propriétés (la masse volumique varie par exemple de 1.39 à 1.45 kg/l) mais il n'a pas été possible de tenir compte de cette variabilité car les informations sur le produit réellement utilisé dans chaque station étaient rarement disponibles.

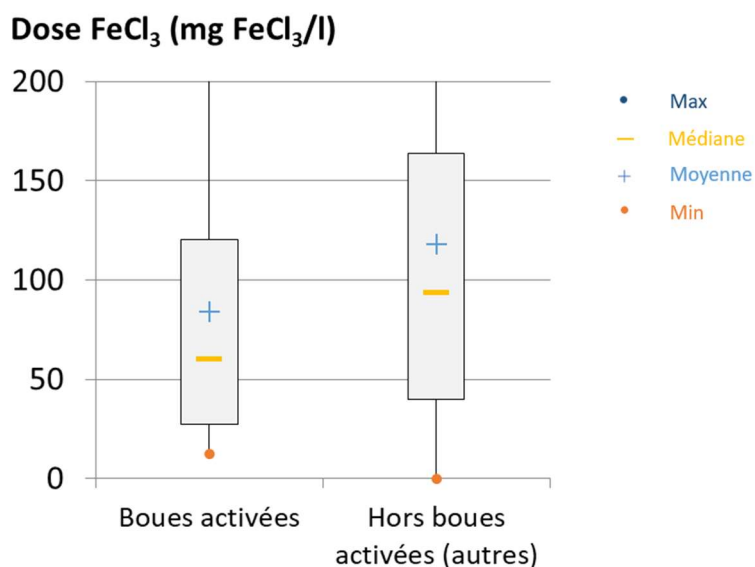


Figure 6 : Consommation de chlorure ferrique pour les procédés boues activées et autres

Comme le montre la Figure 6, la consommation de chlorure ferrique est plus élevée pour les procédés autres (disque biologiques, AZOE®, FPR, Rhizosph'air®) que pour les boues activées. Elle est très variable en fonction des bilans.

Procédé		Valeurs mesurées	Valeurs recommandées
		(mg FeCl <sub>3</sub> /l)	(théorie) (mg FeCl <sub>3</sub> /l)
Boues activées	Min	12	26
	Max	288	56
	Moyenne	84	
Hors boues activées (autres)	Min	0	24.3
	Max	682	219
	Moyenne	118	

Tableau 8 : Comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs recommandées de consommation de chlorure ferrique (FNDAE 29 et 35)

Le Tableau 8 montre une comparaison entre les valeurs relevées dans l'étude de consommation de chlorure ferrique et les recommandations des documents FNDAE 35 (pour les traitements tertiaires) et FNDAE 29 (pour les boues activées). Les maximums recommandés sont largement dépassés. Dans le cas des boues activées, la moyenne des valeurs mesurées dépasse même le maximum des valeurs recommandées. Le surdosage de chlorure ferrique est fréquent dans les stations d'épuration des petites collectivités car la consommation de réactif est généralement peu suivie et l'ajustement de la dose appliquée est souvent largement sécuritaire.

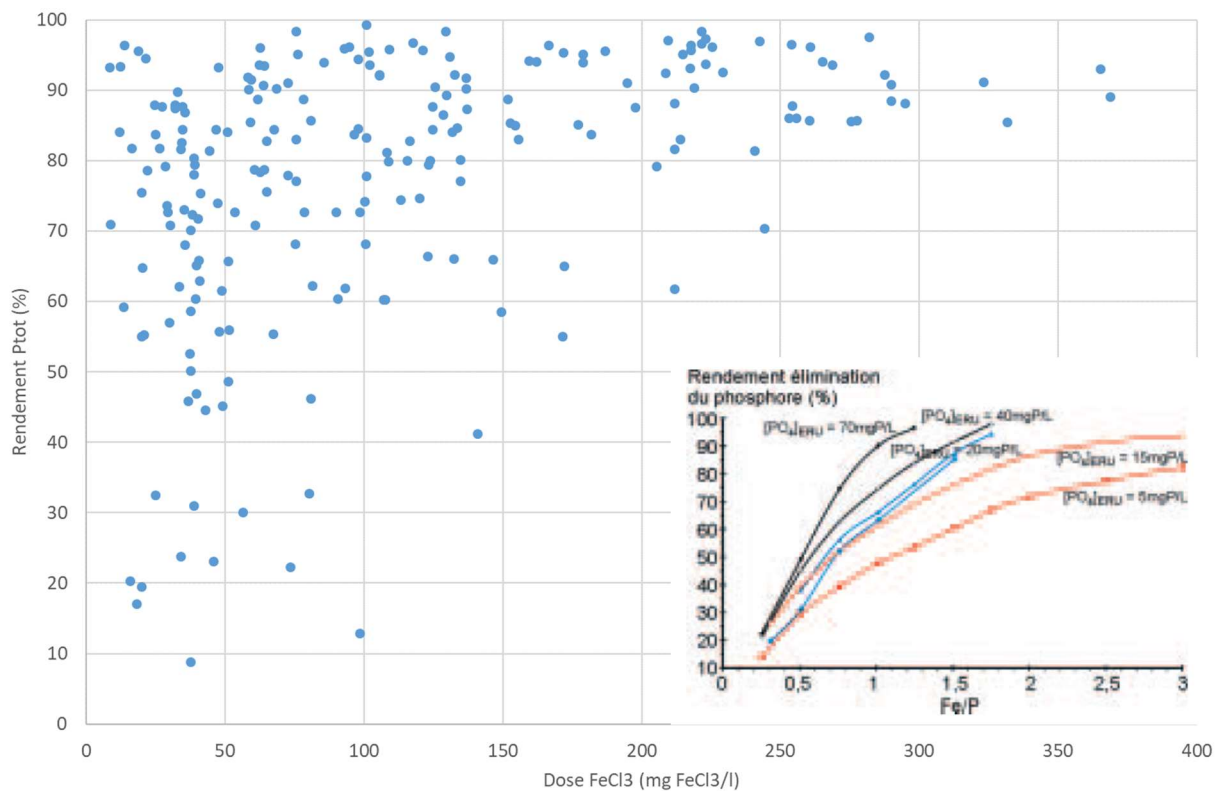


Figure 7 : Rendements d'élimination du  $P_{tot}$  en fonction de la dose de chlorure ferrique avec la courbe théorique (FNDAE 29)

La Figure 7 montre la grande dispersion des données. Même si le profil du rendement d'élimination du  $P_{tot}$  en fonction de la consommation de chlorure ferrique ressemble à la courbe théorique (FNDAE 29, 2004), on peut observer que le rendement n'est pas linéaire en fonction de la dose de réactif appliqué. En effet, celui-ci dépend également de nombreux paramètres dont la concentration de  $P_{tot}$  en entrée, le rapport molaire Fe/P ou encore le pH des eaux usées.

### III.6 Concentration en fer en entrée et sortie de station

Pour 12 bilans de l'étude, les concentrations en fer total en entrée et en sortie de station ont été mesurées. Les concentrations retrouvées sont détaillées dans la Figure 8.

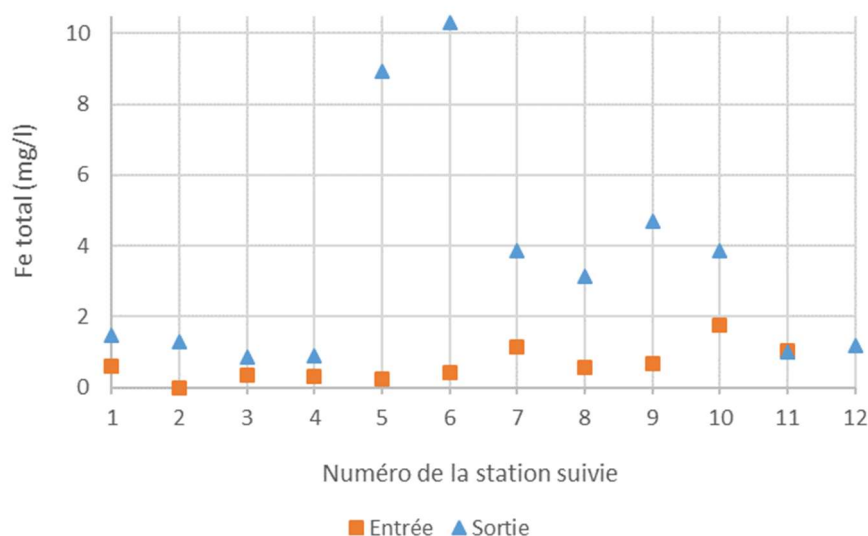


Figure 8 : Concentration en fer total en entrée et en sortie des stations suivies

La concentration en fer total dans l'effluent est quasiment systématiquement supérieure à celle retrouvée en entrée, avec en moyenne 0.71 mg/l en entrée et 3.45 mg/l en sortie. Cela caractérise un surdosage en chlorure ferrique : les ions  $Fe^{3+}$  en surplus n'ont pas réagi avec l'effluent en raison d'une quantité insuffisante de phosphates à précipiter. Les concentrations en sortie de station sont très variables selon les sites comme le montre la Figure 8. Certains sites présentent un fort surdosage en chlorure ferrique.

Les concentrations en fer total des eaux usées brutes sont habituellement inférieures à 2 mg/l (Choubert et al., 2011) et celles de sortie station ne traitant pas le phosphore par voie physico-chimique sont généralement beaucoup plus faibles (concentrations <0,2 mg/l selon Aemig et al. 2021) du fait de la rétention du fer particulaire dans les boues.

Le fer fait partie des substances indésirables dans les eaux destinées à la consommation humaine. A titre de comparaison, la directive européenne 2020/2184 du 16 décembre 2020 sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine fixe comme référence une concentration en fer qui ne doit pas dépasser 0,2 mg/l.

Aucun taux limite maximal n'est fixé au niveau du milieu naturel (FNDAE 35, 2007). Sans pour autant présenter de toxicité sévère, le fer peut présenter un potentiel impact sur le milieu aquatique en raison des possibilités fortes de complexation du fer avec les oligoéléments du milieu naturel ou encore par pollution mécanique car les ions  $Fe^{3+}$  rejetés peuvent former des hydroxydes, précipités très fins qui peuvent être colmatant vis-à-vis du milieu (sédiments, vie aquatique).

Il convient alors, par précaution, de limiter les rejets en fer directement dans l'environnement, et donc d'ajuster au mieux le dosage de chlorure ferrique.



### III.7 Comparaison des performances de déphosphatation des procédés

Les rendements d'élimination du phosphore des divers procédés étudiés sont bons (>67%) pour les disques biologiques et les AZOE®, voire très bons pour les boues activées, les FPR et les FPR aérés (>81%), comme le montre la Figure 9. Il est cependant à noter que pour les FPR aérés, qui sont des stations récentes, un abattement significatif du  $P_{tot}$  est réalisé sur l'étage de FPR avant même l'injection de chlorure ferrique par adsorption sur les matériaux neufs.

Les concentrations les plus faibles en  $P_{tot}$  dans les eaux usées traitées sont obtenues avec les boues activées et les FPR aérés, qui sont aussi les procédés pour lesquels les niveaux de rejets exigés sont les plus faibles. Les concentrations en MES de sortie les plus faibles sont associées à une meilleure élimination du P. En effet, environ 2 à 3% de la matière organique solide est composée de phosphore (Strom, 2007).

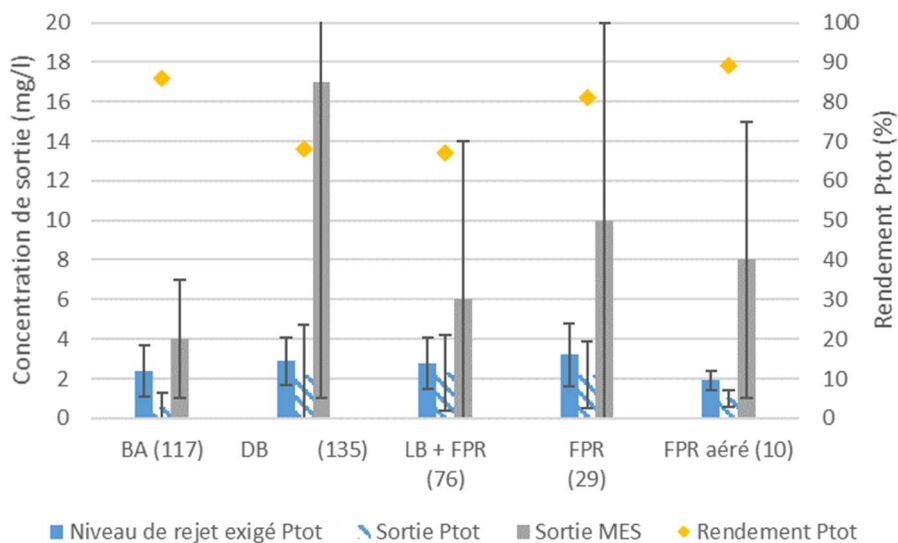


Figure 9 : Comparaison des performances des procédés pour l'élimination du phosphore

## IV. Recommandations par procédés

### IV.1 Disques biologiques

#### IV.1.1 Lieu d'injection du chlorure ferrique

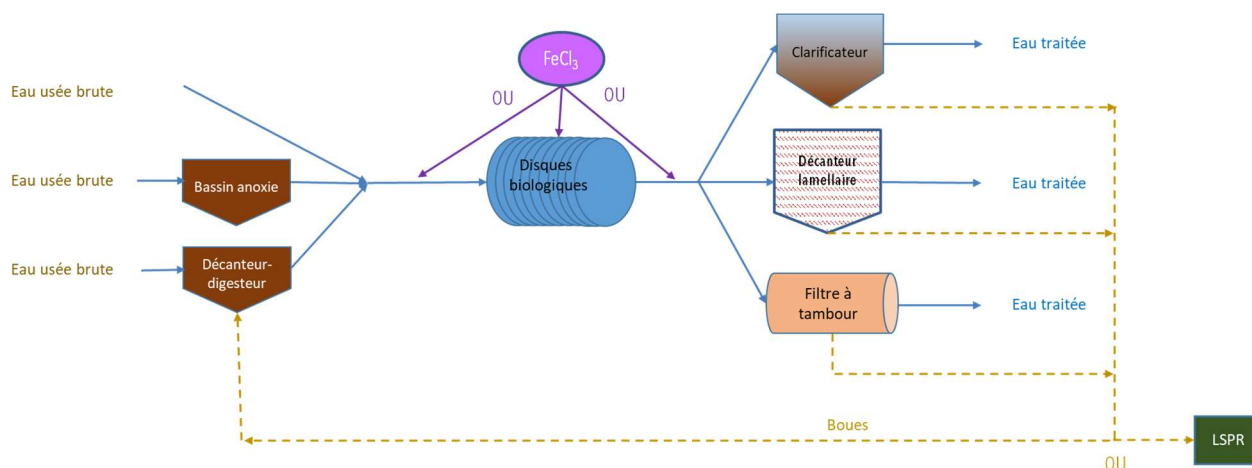


Figure 10 : Différentes configurations possibles pour le procédé « Disques biologiques »

Parmi les 16 stations de type « Disques biologiques » étudiées, de nombreuses configurations ont pu être observées, comme le montre la Figure 10. Le chlorure ferrique était injecté en amont des disques biologiques pour la moitié des stations (8/16), dans les disques biologiques (3/16) ou en aval des disques biologiques (5/16). Les stations étaient pour la plupart équipées d'un décanteur digesteur (12/16) ou d'un bassin d'anoxie (2/16). Les boues étaient envoyées dans un lit de séchage planté de roseaux (LSPR) dédié ou renvoyées en tête de station dans le décanteur-digesteur ou dans le bassin anoxie.

Comme le montre le Tableau 9, la consommation de chlorure ferrique dans les stations dans lesquelles le réactif est injecté dans les disques biologiques est beaucoup plus élevée que dans les deux autres configurations pour une performance sur le P équivalente voire inférieure. En effet, la rotation des disques biologiques est plutôt lente et n'est donc pas suffisante pour obtenir un bon mélange. Comme pour les boues activées, le chlorure ferrique doit être injecté dans l'endroit le plus agité du bassin pour favoriser le mélange. Si le mélange initial n'est pas assez puissant, la majeure partie du réactif ne précipite pas avec le P et s'avère donc inutile (FNDAE 29, 2004).

Injection de $\text{FeCl}_3$	Nombre de bilans	Rdt $P_{\text{tot}}$ (%)	$P_{\text{tot}}$ sortie (mg/L)	Dosage $\text{FeCl}_3$ (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Amont DB	96	67	2,6	98	64%
Dans DB	20	77	2,7	226	55%
Aval DB	19	77	2,2	152	59%

Tableau 9 : Performances pour l'élimination du P en fonction du lieu d'injection du chlorure ferrique pour les disques biologiques



Figure 11 : Injection du chlorure ferrique directement dans le réacteur des disques biologiques : à proscrire !

#### Question 2 : Où injecter le chlorure ferrique pour les disques biologiques ?

- ?

  - Le chlorure ferrique **ne doit pas être injecté** dans le réacteur des disques biologiques car la vitesse de rotation lente des disques biologiques ne permet pas un bon mélange. Il peut être injecté avant ou après les disques biologiques, à l'endroit le plus agité.

### IV.1.2 Système de séparation des boues

Le système de séparation des boues après les disques biologiques est indispensable pour retenir les MES et les autres formes de pollution particulaire. La séparation eau-boues est principalement réalisée par décantation dans un clarificateur (11/16 stations DB étudiées). Les clarificateurs sont des clarificateurs circulaires raclés (le plus souvent) ou statiques selon les stations. Les boues peuvent aussi être séparées par décantation dans un décanteur lamellaire (3/16) ou encore par filtration dans un filtre à tambour (1/16). Les différentes configurations des stations étudiées sont présentées dans la Figure 10.

Il existe également des stations avec des disques biologiques dans lesquelles la séparation eau-boues est réalisée dans des lits de clarification-séchage plantés de roseaux (LCSPR) qui permettent de réaliser une filtration et un stockage des boues qui sont séchées et minéralisées mais aucune des stations de l'étude n'avait de LCSPR.

Le filtre à tambour permet, d'après les constructeurs, de retenir les MES résiduelles en sortie de station grâce au système de filtration ; il pourrait donc potentiellement être intéressant pour obtenir une rétention plus élevée du phosphore (Figure 12). Néanmoins, d'après les retours d'expérience des exploitants sur ces filtres, les fuites de MES sont fréquentes à cause de casses ou encore de colmatage de la toile des filtres qui entraînent des by-pass. Une conduite qui permet le by-pass des filtres est toujours présente en amont afin d'éviter les débordements en cas de colmatage ; or il n'est pas toujours évident de voir que l'eau passe par ce by-pass au lieu de passer par les filtres (FNDAE 40, 2013). Ces filtres nécessitent, pour leur bon fonctionnement, une maintenance préventive importante (nettoyage régulier des buses de lavage, décolmatage chimique ou manuel du média filtrant tous les deux mois), notamment pour éviter la mise en charge du by-pass. Ces opérations sont lourdes en termes de temps d'exploitation passé. Il est donc important de bien prendre en compte ce point lors du choix du procédé. Pour le traitement du phosphore dans les petites collectivités, au regard des données de cette étude Epnac, les filtres à tambour ne semblent pas adaptés du fait des difficultés d'exploitation qu'ils génèrent.



Figure 12 : Combinaison d'un disque biologique et d'un filtre à tambour au sein d'un même ouvrage (station neuve) : à éviter au regard des contraintes lourdes d'exploitation

Sur le Tableau 10, le seul filtre à tambour suivi présente les concentrations en MES en sortie les plus élevées et les rendements d'élimination du phosphore les plus faibles. Il faut noter cependant qu'il s'agit de la configuration pour laquelle le dosage de chlorure ferrique est le plus faible et qu'il n'est pas possible de conclure sur la base d'un seul retour d'expérience.

Séparation eau/boues	Nombre de bilans	Rdt P <sub>tot</sub> (%)	Niveau de rejet moyen P <sub>tot</sub> (mg/l)	P <sub>tot</sub> sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage FeCl <sub>3</sub> (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Décanteur lamellaire	36	68	2,1	2,9	20,8	97	56%
Clarificateur	55	77	2,9	2,2	16,8	187	75%
Filtre à tambour	38	62	2,0	2,7	26,3	68	42%

Tableau 10 : Performances pour l'élimination du P en fonction du procédé de séparation eau/boues pour les disques biologiques

Les stations avec un clarificateur sont celles qui permettent la meilleure élimination du phosphore mais ce sont aussi celles pour lesquelles le dosage de chlorure ferrique est le plus élevé.

## IV.2 Lits bactériens + Filtres plantés de roseaux (AZOE-P-NP®)

Le procédé AZOE® développé par la société Scirpe repose sur un procédé de traitement biologique sur lit bactérien (LB) suivi de 1 ou 2 étages de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical. La majorité des sites étudiés ont deux étages de FPR (8 stations sur 11, configuration AZOE-2), deux stations n'ont pas de deuxième étage (configuration AZOE-1) et une station a un décanteur lamellaire après l'étage de filtre planté de roseaux (configuration AZOE-3). Les différentes configurations sont schématisées dans la Figure 13. L'injection de chlorure ferrique a systématiquement lieu dans le poste de relèvement qui alimente le LB et le premier étage de FPR. Après le cycle de marche sur le lit bactérien, le chlorure ferrique est injecté avec une marche simultanée de l'agitateur dans le poste de relèvement et les effluents sont envoyés sur le FPR (Prost-Boucle et Molle, 2013).

Pour la station avec un décanteur lamellaire, une deuxième injection de chlorure ferrique est réalisée dans le poste de relèvement qui alimente ce décanteur. Les boues physico-chimiques séparées des eaux par décantation dans le décanteur lamellaire sont ensuite renvoyées dans le poste de relèvement qui alimente le FPR.

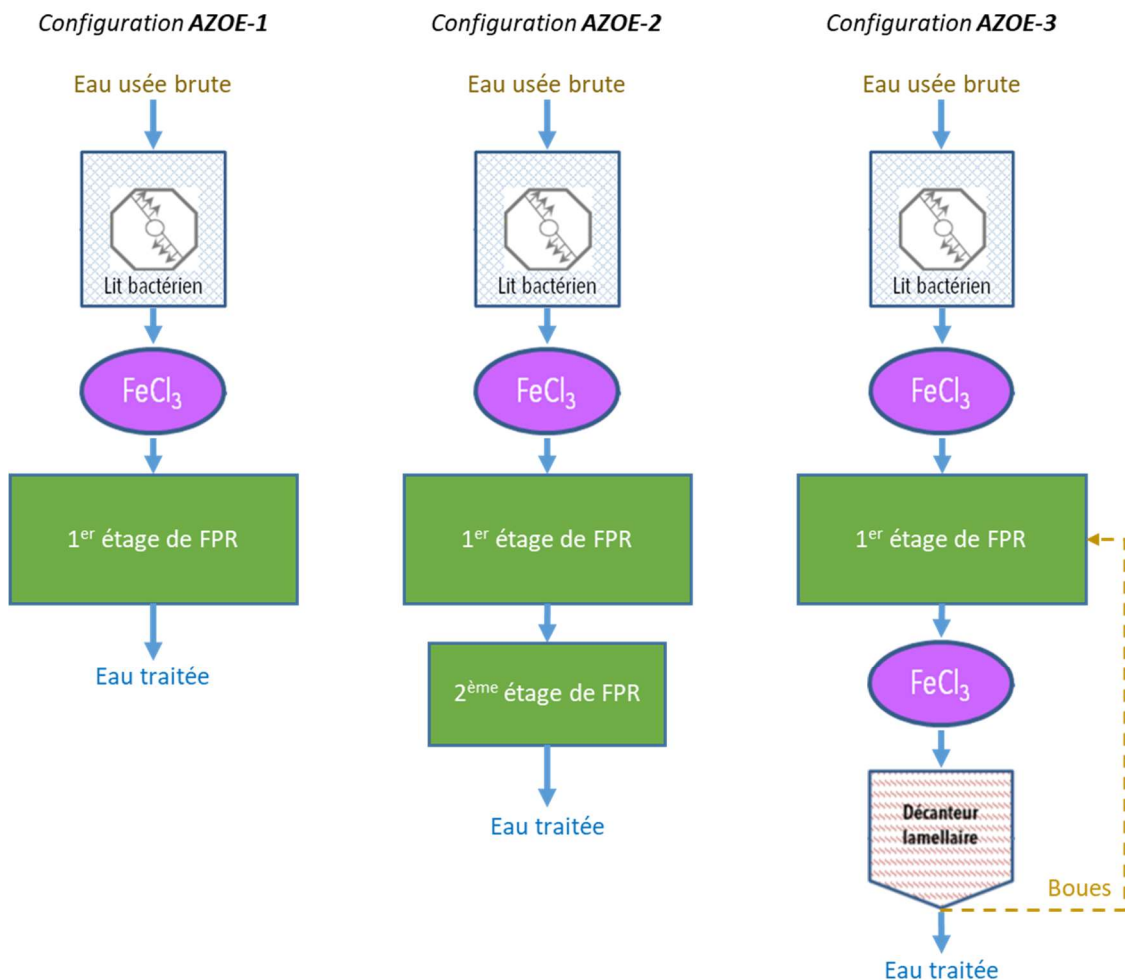


Figure 13 : Différentes configurations possibles pour le procédé AZOE® (lit bactérien + FPR)

Comme le montre le Tableau 11, les stations avec un deuxième étage (FPR ou décanteur lamellaire, AZOE-2 et 3) permettent une meilleure rétention des MES et une meilleure élimination du phosphore. La configuration sans deuxième étage (AZOE-1) doit être réservée aux stations pour lesquelles la contrainte sur le phosphore n'est pas très forte. Pour ces stations, le dosage de  $\text{FeCl}_3$  n'est pas connu.

Bien que le  $\text{FeCl}_3$  soit injecté en deux endroits dans la seule station étudiée avec un décanteur lamellaire (AZOE-3), le dosage de  $\text{FeCl}_3$  est plus élevé en moyenne sur les stations avec un deuxième étage de FPR (AZOE-2). Il y a néanmoins de grosses disparités sur le dosage de  $\text{FeCl}_3$  entre les stations avec un deuxième étage de FPR : celui-ci peut varier du simple au triple entre les différentes stations.

Deuxième étage	Nombre de bilans	Rdt $P_{\text{tot}}$ (%)	Niveau de rejet moyen $P_{\text{tot}}$ (mg/l)	$P_{\text{tot}}$ sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage $\text{FeCl}_3$ (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Décanteur lamellaire (AZOE-3)	4	89	2,0	0,8	9	74	100%
Deuxième FPR (AZOE-2)	62	68	2,2	1,9	4	107	77%
Pas de deuxième étage (AZOE-1)	9	48	4,7	5,1	21	-	44%

Tableau 11 : Performances pour l'élimination du P en fonction du deuxième étage du procédé AZOE®

La configuration AZOE-3 avec un décanteur lamellaire après un étage de FPR semble permettre d'obtenir de très bons abattements du phosphore grâce aux deux étapes de précipitation du P.

Sur ces stations AZOE®, un rendement négatif sur le phosphore total a parfois été observé (4 bilans sur 76) : une concentration plus élevée en  $P_{\text{tot}}$  en sortie qu'en entrée était mesurée. Cette situation correspond à des périodes de temps de pluie avec une forte charge hydraulique (>150% du débit nominal) en entrée de station et des effluents très dilués (concentration en  $P_{\text{tot}}$  moyenne de 2.6 mg/l contre 8.3 mg/l pour l'ensemble des



données). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce relargage de P, en lien avec une surcharge hydraulique : un lessivage des boues fortement chargées en P sur les filtres ou une mauvaise oxygénation entraînant une re-solubilisation du P (passage des boues en anaérobiose).

### IV.3 Filtres plantés de roseaux

L'adsorption sur les matériaux des filtres (graviers et sables neufs) permet une rétention temporaire du P au démarrage de la station. Néanmoins celle-ci est limitée (maximum 40%) et surtout elle diminue très rapidement avec le temps (<10% au bout de 6 ans) (Prost-Boucle et Molle, 2010 ; Paing et al., 2021). Les stations de l'étude étant toutes âgées de plus de 6 ans, la rétention sur les matériaux du filtre n'a pas été considérée.

#### IV.3.1 Lieu d'injection du chlorure ferrique

Pour les filtres plantés de roseaux, trois configurations pour le traitement du phosphore ont été observées dans les stations de l'étude : la majorité des stations (5/6) avaient une injection de chlorure ferrique entre les deux étages de FPR suivie d'un décanteur lamellaire, comme le montre la Figure 14 (FPR-1 et 2). Sur une seule station, le chlorure ferrique était injecté en sortie de deuxième étage puis les boues étaient séparées par décantation dans un décanteur lamellaire et renvoyées sur le premier étage de FPR (FPR-3).

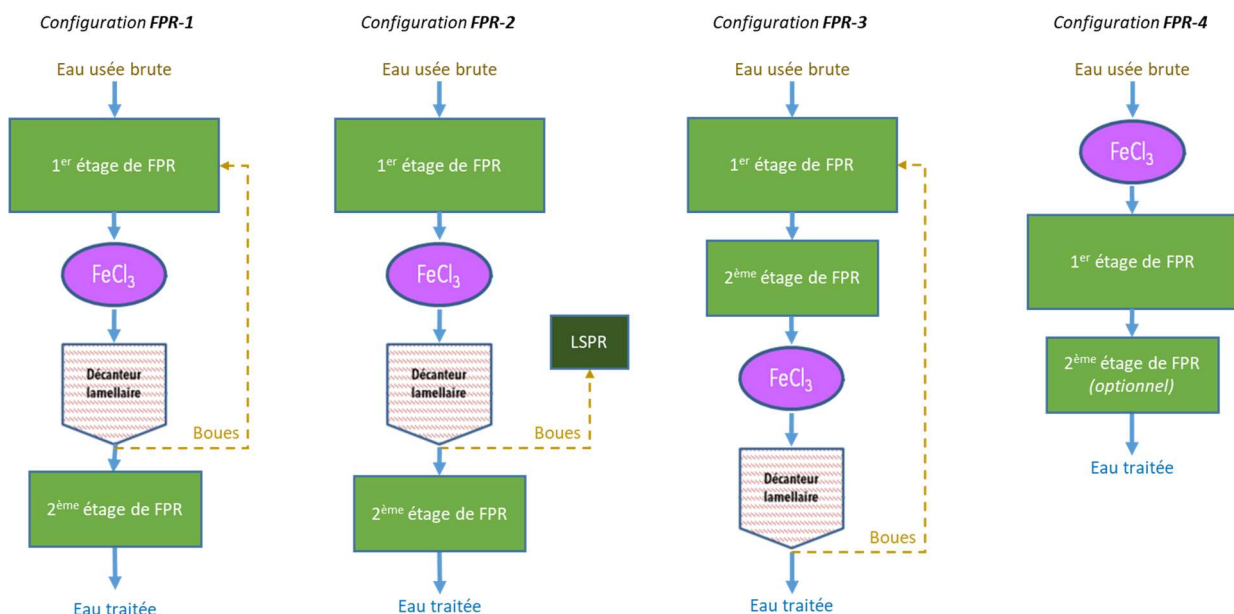


Figure 14 : Différentes configurations possibles pour les FPR

Une autre configuration est possible mais n'a pas été observée dans les stations de l'étude, avec une injection en tête de station suivie d'une rétention des boues physico-chimiques sur un étage de FPR avec ou sans deuxième étage de FPR (FPR-4). Elle présente l'avantage d'être très simple à mettre en œuvre (pas d'ouvrage de décantation) mais ne permet pas d'obtenir de faibles concentrations de P en sortie de station (rendement autour de 60%,  $P_{tot} < 5$  mg/l) et demande un dosage élevé en chlorure ferrique à cause de la compétition avec la matière organique dans les eaux brutes (Paing et al., 2021).

Comme le montre le Tableau 12, l'injection de chlorure ferrique en sortie de deuxième étage de FPR (FPR-3) semble permettre une réduction importante de la consommation de  $FeCl_3$  : la compétition avec la matière organique est moindre (très faible concentration en MES). Néanmoins peu de données sont disponibles (3 bilans sur une seule station) et il s'agit d'un site dont le niveau de rejet exigé en  $P_{tot}$  est moins contraignant que sur les autres stations (pour lesquelles l'injection a lieu entre les deux étages de FPR).

Injection de FeCl <sub>3</sub>	Nombre de bilans	Rdt P <sub>tot</sub> (%)	Niveau de rejet moyen P <sub>tot</sub> (mg/l)	P <sub>tot</sub> sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage FeCl <sub>3</sub> (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Entre les 2 étages (FRP-1 et 2)	28	82	2,3	2,1	10,0	135	71%
En sortie de 2ème étage (FPR-3)	3	74	5,0	3,0	10,1	21	100%

**Tableau 12 : Performances pour l'élimination du P en fonction du point d'injection du chlorure ferrique pour le procédé FPR**

L'injection de FeCl<sub>3</sub> en sortie des deux étages de FPR (FPR-3) présente l'inconvénient de permettre une moins bonne décantation des floccs : ces derniers sont moins denses car il y a moins de particules en sortie des deux étages de FPR du fait de l'abattement des MES par filtration sur les 2 étages de FPR, il y a donc moins de collisions entre les particules, ce qui forme de plus petits floccs, moins lourds et qui décantent donc moins vite (FNDAE 35, 2007). Par conséquent, le décanteur lamellaire doit être surdimensionné pour cette configuration FPR-3.

L'injection de chlorure ferrique entre les 2 étages de FPR (FPR-1 et 2) permet de mieux maîtriser la charge et d'éviter les risques de relargages et de perte de MES en cas de fortes variations de la charge hydraulique. En effet, le deuxième étage représente une sécurité en cas de départ de floccs du décanteur lamellaire. Cette disposition semble donc plus adaptée pour une station soumise à de fortes variations de charge hydraulique.

### Question 3 : Où injecter le chlorure ferrique pour les FPR ?

Plusieurs configurations sont possibles : en tête de station dans le poste de relèvement avant le premier étage de FPR, entre les 2 étages de FPR ou en sortie de deuxième étage. Chaque configuration a des avantages et des inconvénients qui sont résumés dans le tableau ci-dessous, en lien avec la Figure 14.

Lieu d'injection du chlorure ferrique	Avantages	Inconvénients
<b>En tête (FPR-4)</b>	Facilité de mise en œuvre (absence de décanteur lamellaire)	Dose élevée de FeCl <sub>3</sub> Rendement d'élimination du P limité (compétition avec les matières organiques) Production de boues la plus élevée Risque de relargage en réseau unitaire lors d'événements pluvieux importants qui entraînent un passage en anoxie du dépôt organique
<b>Entre les 2 étages (FPR-1 et 2)</b>	Sécurité en cas de départs de floccs du décanteur lamellaire	Dose plus élevée de chlorure ferrique en comparaison avec l'injection de FeCl <sub>3</sub> en sortie de deuxième étage (FPR-3)
<b>En sortie de deuxième étage (FPR-3)</b>	Dose de de FeCl <sub>3</sub> la plus faible Production de boues la plus faible	Moins bonne décantation des floccs donc nécessité d'un décanteur lamellaire plus grand par rapport à une injection de FeCl <sub>3</sub> entre les 2 étages Pas possible si trop de carbonates (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) ont été consommés par la nitrification

**Tableau 13 : Avantages et inconvénients de l'injection de chlorure ferrique en différents points d'un procédé FPR**

### IV.3.2 Système de gestion des boues issues de la déphosphatation physico-chimique

Les boues extraites des décanteurs lamellaires peuvent être renvoyées sur le premier étage de FPR (c'est le cas pour la majorité des stations de l'étude 5/6) ou envoyées sur un lit de séchage planté de roseaux (LSPR) dans lequel elles sont stockées, séchées et minéralisées (1 station), comme le montre la Figure 14.

Le renvoi des boues sur le premier étage de FPR permet de limiter la consommation de chlorure ferrique. En effet, le phosphore des eaux usées arrivant sur le premier étage des FPR peut réagir avec le fer présent dans les boues du premier étage, ce qui permet une élimination avant même l'étape d'injection de chlorure ferrique. Un seul bilan sur les stations de l'étude incluait une mesure de la concentration en  $P_{tot}$  en sortie de FPR (avant le traitement par le chlorure ferrique) et n'a pas montré d'effet de rétention du phosphore sur le premier étage mais ceci a été observé dans d'autres études (Paing et al., 2021).

Boues	Nombre de bilans	Rdt $P_{tot}$ (%)	Niveau de rejet moyen $P_{tot}$ (mg/l)	$P_{tot}$ sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage $FeCl_3$ (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Renvoi sur 1er étage (FPR-1 et 3)	19	76	2,9	2,9	14,8	77	63%
Envoi sur LSPR (FPR-2)	12	90	2,0	1,0	2,3	192	92%

Tableau 14 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé FPR

L'envoi des boues sur un LSPR semble être lié à une consommation plus élevée de chlorure ferrique. Cependant, il s'agit d'une station sur laquelle le niveau de rejet exigé en  $P_{tot}$  est plus bas et où de meilleures performances sur l'abattement du phosphore et des MES sont obtenues.

Les LSPR permettent une exploitation plus sécuritaire. Les percolats sont renvoyés en tête de station ou en amont de la DP. En effet, quand les boues sont renvoyées sur un premier étage de FPR, cela entraîne une surcharge sur cet étage et des risques de passage en anaérobiose et donc de relargage du P.

Dans les stations de l'étude, il n'a pas été observé de relargage de phosphore dans les percolats (concentrations en  $P_{tot}$  des percolats inférieures aux concentrations dans les eaux traitées ou du même ordre de grandeur). Afin d'éviter un relargage de P par les LSPR, il est nécessaire que les charges appliquées ne soient pas trop importantes (le dimensionnement habituel pour cela est à 30 kgMS/m<sup>2</sup>/an).

#### Question 4 : Les roseaux sont-ils impactés par un excès de chlorure ferrique ?

?

Au contraire, dans certaines stations, il a parfois été observé un jaunissement des roseaux lié à un manque de fer biodisponible pour les roseaux. Il n'y a pas eu d'observation négative suite à un excès de chlorure ferrique sur les roseaux, même dans les lits de séchages plantés de roseaux (LSPR) qui reçoivent exclusivement des boues minérales très chargées en fer.

Sur une des stations de l'étude où l'injection de chlorure ferrique est faite entre les 2 étages de FPR et les boues sont renvoyées en tête sur le premier étage, un colmatage a été observé sur le deuxième étage de FPR. Cette station n'avait initialement pas de décanteur lamellaire. Les boues physico-chimiques étaient donc envoyées sur le deuxième étage. Cette configuration n'est pas recommandée. Il n'y a pas eu de colmatage observé sur les stations où les boues étaient renvoyées sur le premier étage.



Question 5 : Est-ce qu'on peut envoyer des boues physico-chimiques sur un deuxième étage de FPR vertical ou sur un filtre à écoulement horizontal ?

Les boues physico-chimiques ne doivent pas être envoyées sur un deuxième étage de FPR à écoulement vertical (filière FPR classique) en raison des risques de colmatage en cas d'apport de boues minérales sur le sable qui le compose (Molle et al., 2012).

Elles ne doivent pas non plus être envoyées sur un filtre à écoulement horizontal car ceux-ci fonctionnent en conditions anoxiques pour permettre la dénitrification et sont donc susceptibles de créer des conditions propices au relargage du phosphore (Kim, 2014).

#### IV.4 Filtres plantés de roseaux avec aération forcée (Rhizosph'air®)

Le procédé Rhizosph'air® développé par la société SYNTEA repose sur un procédé de traitement biologique en filtre planté de roseaux mono-étage équipé d'un dispositif d'aération forcée permettant le traitement de la pollution dissoute (traitement de la fraction carbonée et nitrification poussée). L'alternance de phases aérées et non aérées dans le filtre permet également de réaliser une dénitrification et ainsi de viser des objectifs contraignants sur l'azote global. L'injection de chlorure ferrique a systématiquement lieu dans une chambre de mélange agitée en sortie du filtre planté de roseaux aéré. Un décanteur lamellaire permet ensuite de séparer les boues de l'effluent traité. Les boues physico-chimiques sont dans la majorité des cas (4/5) envoyées sur des lits de séchage plantés de roseaux (LSPR). Pour une des stations de l'étude, ces boues sont renvoyées directement sur le filtre planté de roseaux aéré. Les différentes configurations sont schématisées dans la Figure 15.

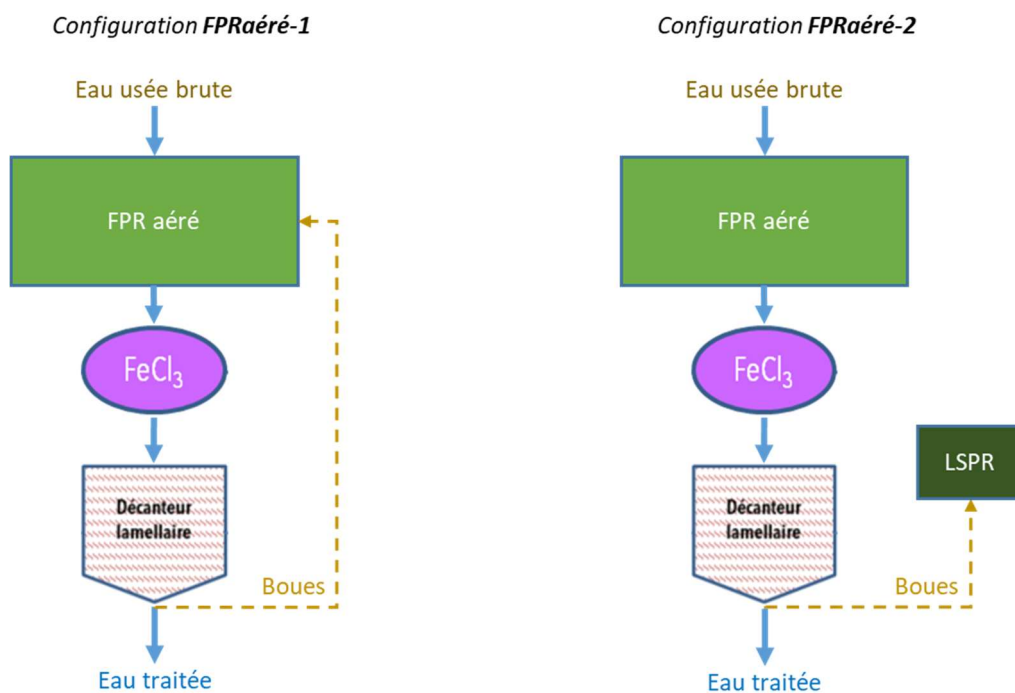


Figure 15 : Différentes configurations possibles pour le procédé Rhizosph'air® (FPR aéré)

Les stations Rhizosph'air® étudiées ont permis d'obtenir de très bons rendements sur le phosphore total (89±8%) et même supérieurs à ceux obtenus pour les boues activées (86±15%). Toutefois, les doses de chlorure ferrique ajoutées étaient très variables selon les stations et sans corrélation évidente avec les performances, comme le montre la Figure 16.

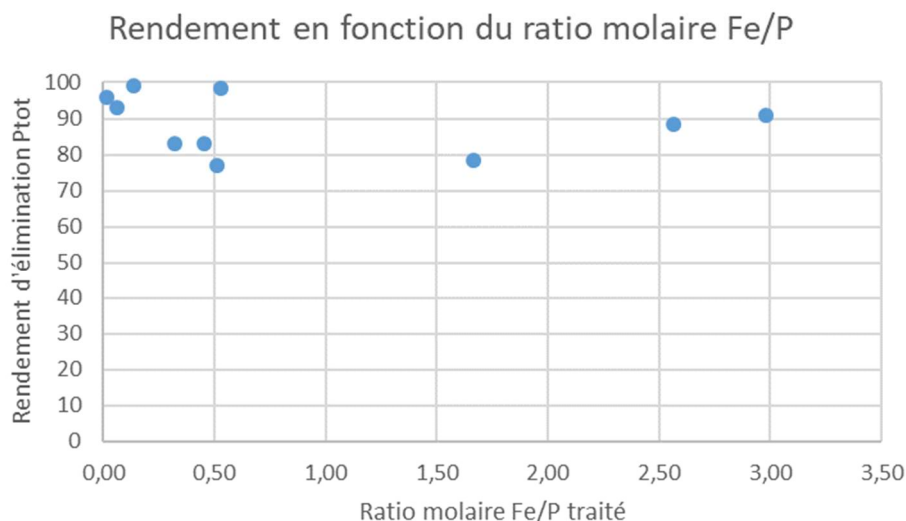


Figure 16 : Rendement d'élimination du phosphore total en fonction du ratio molaire Fe/P pour les FPR aérés

Il est cependant à noter qu'un abattement significatif du P<sub>tot</sub> est réalisé sur l'étage de FPR avant même l'injection de chlorure ferrique (70±14%). Cet abattement semble provenir de l'adsorption sur les matériaux granulaires neufs car toutes les stations de l'étude sont très récentes (1 à 3 ans depuis la mise en service aux dates de l'étude). Néanmoins, l'abattement obtenu est supérieur à ce qui est observé habituellement (voir IV.3 Filtres plantés de roseaux). Il est important de prendre en compte cet abattement en début de vie de la station pour ajuster la dose de chlorure ferrique et ainsi éviter un surdosage. Pour une station théorique d'une capacité de 1 000 EH, cela peut permettre plus de 2.3 tonnes d'économies de chlorure ferrique soit jusqu'à 1000 €HT par an.

Le renvoi des boues sur le FPR aéré (FPRaéré-1) semble permettre une augmentation de l'abattement du P<sub>tot</sub>, grâce à la précipitation du phosphore par le fer résiduel présent dans les boues (Tableau 15). Toutefois, cette configuration implique une surveillance accrue de la bonne minéralisation des boues et de l'absence de flaquage prolongé qui pourrait créer des conditions anaérobies (faible redox) propices au relargage du P.

Boues	Nombre de bilans	Rdt P <sub>tot</sub> (%)	Niveau de rejet moyen P <sub>tot</sub> (mg/l)	P <sub>tot</sub> sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage FeCl <sub>3</sub> (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Renvoi sur 1er étage (FPR aéré-1)	2	99	2,0	0,3	2,0	138,0	100%
Envoi sur LSPR (FPRaéré-2)	8	86	1,8	1,2	9,6	114,4	88%

Tableau 15 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé FPR aéré

**Question 6 : Est-ce qu'il peut y avoir un relargage du phosphore piégé dans les boues retenues sur les filtres ?**

?

La stabilité du précipité de phosphate de fer créé lors de l'ajout de chlorure ferrique dépend des conditions d'oxydo-réduction du milieu. Des relargages de phosphore ont été observés dans des conditions très réduites suite à une immersion totale des filtres (Kim, 2014). Si les boues physico-chimiques sont envoyées sur un premier étage de filtre, il est donc nécessaire de veiller à ce que celui-ci soit exploité correctement (respect des alternances régulières entre filtres alimentés notamment), limiter les surcharges hydrauliques et les flaquages prolongés.

## IV.5 Boues activées

Les stations à boues activées (BA) équipées d'un traitement physico-chimique du phosphore ont été incluses dans l'étude afin de permettre une comparaison de leurs performances par rapport aux autres procédés de l'étude (voir III.7 Comparaison des performances de déphosphatation des procédés) et de leur consommation de chlorure ferrique (voir III.5 Suivi de la consommation de chlorure ferrique).

La combinaison BA et traitement physico-chimique du P est bien connue et documentée. Elle a été mise en place depuis de nombreuses années, même sur des stations de petites et moyennes collectivités (FNDAE 29, 2004). Il n'y a donc pas de grosses variations de configurations, contrairement aux autres procédés étudiés. Pour les stations de l'étude, des différences ont pu être observées sur le point d'injection du chlorure ferrique : pour la majorité des stations, l'injection est faite directement dans le bassin d'aération (7/9), une station avait une injection de  $\text{FeCl}_3$  en trois points (2 dans le bassin d'aération et une dans la zone de dégazage) et une station avait une injection en amont du bassin d'aération (dans la zone de contact). De nombreux procédés de traitement des boues sont possibles : LSPR (4/9), centrifugeuse (3/9), table d'égouttage (1) ou filtre à bande (1).

Les différentes configurations de points d'injection du  $\text{FeCl}_3$  ou de traitement des boues ne semblent pas avoir d'impact significatif sur les performances d'élimination du P ou des MES (Tableau 16 et Tableau 17). Pour les stations pour lesquelles la consommation de  $\text{FeCl}_3$  est connue, le dosage de  $\text{FeCl}_3$  est très variable selon les stations et semble plutôt dépendre de la station que de la configuration (la consommation de  $\text{FeCl}_3$  peut varier d'un facteur 10 entre deux stations pour l'injection dans le bassin d'aération).

Injection de $\text{FeCl}_3$	Nombre de bilans	Rdt $P_{\text{tot}}$ (%)	Niveau de rejet moyen $P_{\text{tot}}$ (mg/l)	$P_{\text{tot}}$ sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage $\text{FeCl}_3$ (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
Injection en 3 points	35	83	2,0	0,6	3,4	77	100%
Injection dans bassin aération	45	85	2,0	0,7	4,1	131	93%
Injection en amont	37	90	2,0	0,4	3,6	-	100%

Tableau 16 : Performances pour l'élimination du P en fonction du point d'injection du chlorure ferrique pour le procédé BA

Boues	Nombre de bilans	Rdt $P_{\text{tot}}$ (%)	Niveau de rejet moyen $P_{\text{tot}}$ (mg/l)	$P_{\text{tot}}$ sortie (mg/L)	MES sortie (mg/L)	Dosage $\text{FeCl}_3$ (mg/l)	Pourcentage de bilans conformes
LSPR	72	84	2,0	0,5	3,7	81,4	100%
Autres	45	89	1,9	0,7	3,8	117	93%

Tableau 17 : Performances pour l'élimination du P en fonction du système de gestion des boues pour le procédé BA

## V. Recommandations générales

### V.1 Sécurité

Le chlorure ferrique en solution est un produit dangereux, corrosif (GHS05) et qui présente un danger pour la santé humaine (GHS07), comme le montrent les pictogrammes ci-dessous, issus de la fiche de données de sécurité du chlorure ferrique.

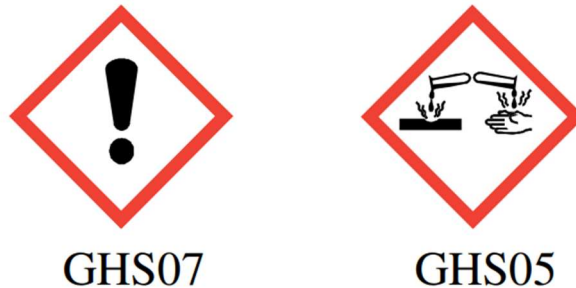


Figure 17 : Pictogrammes de danger du chlorure ferrique  $FeCl_3$

Un contact avec le produit peut entraîner des irritations cutanées et des lésions oculaires graves. Il peut également irriter les voies respiratoires. Il est donc nécessaire d'éviter de respirer les vapeurs de chlorure ferrique, d'utiliser le produit seulement en plein air ou dans un endroit bien ventilé et de porter des gants de protection, des vêtements de protection ainsi qu'un équipement de protection des yeux et du visage.

La présence d'une douche de sécurité et d'un lave œil sont nécessaires. **Il est important de vérifier que ces équipements sont opérationnels avant un dépotage de chlorure ferrique** dans la cuve de stockage.

Les pompes d'injection doivent être placées dans un coffret sécurisé avec une vitre de protection pour éviter toute projection de produit.

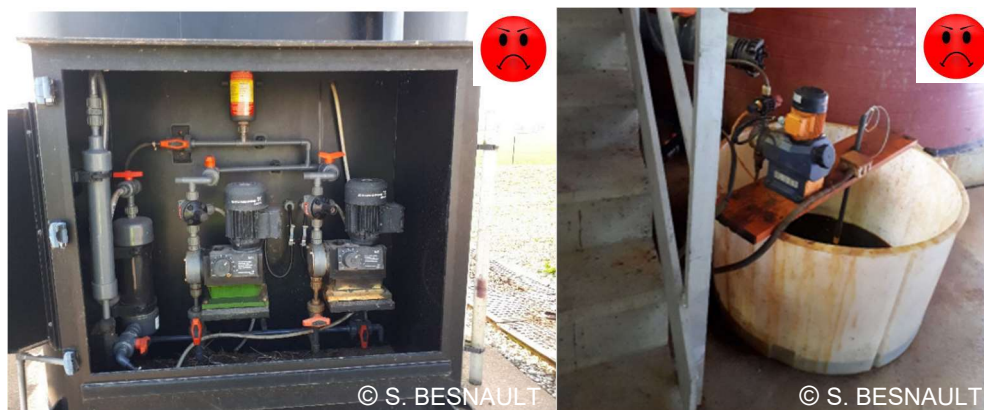


Figure 18 : Exemples à ne pas suivre ! Vitre de protection manquante à gauche et pompe non protégée avec chlorure ferrique à l'air libre dans un bâtiment à droite





Figure 19 : Exemples de disposition des équipements de déphosphatation à promouvoir

Le stockage du chlorure ferrique est habituellement réalisé dans des cuves équipées d'une double paroi, comme dans l'exemple en Figure 20, ou d'un bac de rétention.



Figure 20 : Stockage du chlorure ferrique en cuve

Cependant, dans les petites stations où la quantité de chlorure ferrique consommée est faible, le stockage peut être fait en bidons de 25 litres comme illustré en Figure 21 ou sur la photo de droite de la Figure 19. Cette configuration est à éviter car elle occasionne beaucoup de manipulations du produit pour les exploitants : si le bidon n'est pas suffisamment rempli pour assurer l'injection pendant une semaine ou un week-end, les exploitants sont contraints de transvaser des fonds de bidons pour éviter des passages trop fréquents sur le site.



Figure 21 : Stockage du chlorure ferrique en bidons de 25 litres

## V.2 Quelques repères pour l'autosurveillance

La concentration en phosphore en sortie de station peut être suivie par l'exploitant à l'aide de tests colorimétriques rapides de terrain, du type de ceux présentés en Figure 22.



Figure 22 : Exemples de tests colorimétriques ou bandelettes pour le suivi de la concentration de phosphates

La fiabilité de ces tests doit être évaluée en comparant les valeurs obtenues par rapport à celles des analyses de laboratoire des bilans 24 h réglementaires. Les utilisateurs de tests colorimétriques (cuves avec lecture

visuelle ou avec un photomètre) sont généralement très satisfaits des résultats fournis. En revanche, les tests bandelettes sont peu utilisés. Certains utilisateurs questionnent la fiabilité des résultats obtenus avec ces tests, en particulier avec les bandelettes dont le résultat se lit avec un colorimètre.

Il est important de vérifier l'unité des résultats des tests : certains tests fournissent des concentrations en phosphates en mg PO<sub>4</sub>/l et d'autres en mg P-PO<sub>4</sub>/l (ou PO<sub>4</sub>-P). L'unité usuelle en assainissement est le mg P-PO<sub>4</sub>/l. L'équation de conversion est la suivante : mg PO<sub>4</sub>/l x 0.3261 = mg P-PO<sub>4</sub>/l. Par exemple, un test donnant une valeur de 6 mg PO<sub>4</sub>/l en sortie de station correspond en réalité à 1.9 mg P-PO<sub>4</sub>/l.

Pour obtenir la concentration de phosphore total (P<sub>tot</sub>), il est nécessaire de minéraliser l'échantillon, ce qui n'est pas réalisable sur le terrain dans les petites stations. On peut considérer, en première approche pour vérifier avec les tests colorimétriques que les performances de la station sont correctes par rapport au niveau de rejet attendu, que la valeur obtenue par les tests colorimétriques en P-PO<sub>4</sub> correspond à 66% du phosphore total, soit P<sub>tot</sub> = 1,5 x P-PO<sub>4</sub> (en mg/l). En boues activées, pour un rejet de 1,3 mg/l de P<sub>tot</sub> et de 20 mg/l de MES, il a été considéré que le P-PO<sub>4</sub> représentait 0,2 à 0,3 mg/l soit seulement 23% (FNDAE 29, 2004). Les rejets des stations de l'étude ayant souvent des concentrations en MES inférieures à 15 mg/l, le ratio P-PO<sub>4</sub>/P<sub>tot</sub> n'est pas tout à fait similaire. Dans les bilans de l'étude, la moyenne du ratio P-PO<sub>4</sub>/P<sub>tot</sub> était de 66% avec un écart-type de 20% (21 bilans).

Le prélèvement et l'échantillonnage (bon mélange de l'échantillon, vitesse aspiration correcte...) ainsi que la méthode d'analyse ont un impact non négligeable sur la représentativité des mesures de P.

### V.3 Exploitation de l'ouvrage de déphosphatation physico-chimique

La présence d'une unité de déphosphatation physico-chimique sur une station entraîne la nécessité de réaliser des interventions spécifiques pour son fonctionnement optimal. Le suivi doit être réalisé **au minimum de manière hebdomadaire** (Annexe II de l'arrêté du 21 juillet 2015).

#### ► **A chaque visite :**

Vérifier que le produit arrive bien au point d'injection et qu'il n'y a pas de fuite au niveau des pompes doseuses ou sur le circuit d'aspiration/refoulement. Au besoin, resserrer manuellement les raccords pour prévenir les fuites.

Dans de nombreux cas, le traitement du P n'est pas réalisé à cause d'une absence de chlorure ferrique (cuve vide, tuyau déboîté, pompe doseuse désamorcée...).

Noter le niveau de FeCl<sub>3</sub> dans la cuve de stockage du chlorure ferrique sur le cahier de vie de la station.

#### ► **Une fois par mois :**

Vérifier que la consommation de FeCl<sub>3</sub> est cohérente par rapport à la consommation théorique et aux consommations des mois précédents.

Anticiper la commande de chlorure ferrique avant que la cuve ne soit vide.

Vérifier l'aval du rejet pour s'assurer de l'absence de fuites ou d'excès de FeCl<sub>3</sub> qui colorent en rouge le milieu récepteur (Figure 23).





Figure 23 : Présence de chlorure ferrique en excès dans une Zone de Rejet Végétalisé en aval d'une station

► **Une fois par an :**

Nettoyer les pompes doseuses.

Nettoyer ou remplacer la membrane de dosage, la vanne d'aspiration et la vanne de refoulement, selon les préconisations du fabricant.

► **Une fois tous les 5 ans :**

Nettoyer ou remplacer la membrane des soupapes de décharge et de maintien de pression, et remplacer la graisse des engrenages, selon les préconisations du fabricant.

S'il y a une alarme de niveau bas sur la cuve de stockage de  $\text{FeCl}_3$ , vérifier que cette alarme est effectivement reliée au système de supervision ou à l'automate le cas échéant.

Pour toute intervention sur le système d'injection de  $\text{FeCl}_3$ , le port des EPI est nécessaire à cause de la dangerosité du produit détaillée dans la partie V.1 Sécurité.

## V.4 Régulation de l'injection de chlorure ferrique

La régulation de l'injection de  $\text{FeCl}_3$  est très variable selon les procédés de traitement et les constructeurs.

Dans de nombreux cas, pour les stations des petites collectivités, une dose fixe de  $\text{FeCl}_3$  est injectée avec un asservissement au temps. Cela présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte les variations de charges en entrée de station. Toutefois il s'agit de la solution la plus simple à mettre en œuvre et la seule possible quand il n'y a pas de mesure de débit en continu sur la station.

D'autres systèmes fonctionnent par asservissement au débit de sortie de la station. Dans ce cas, il est nécessaire d'indiquer un **seuil maximal d'injection de  $\text{FeCl}_3$**  pour éviter la surconsommation de réactif lors des temps de pluie (et qui se justifie par la dilution des effluents et donc la moindre quantité de P à précipiter). Certains constructeurs intègrent un module « temps de pluie » dans leur automate, qui adapte la dose de  $\text{FeCl}_3$  en cas de forte variation de débit.

Dans tous les cas, les paramètres d'injection du  $\text{FeCl}_3$  doivent être modifiables par l'exploitant. Il est important de les vérifier et de les modifier si nécessaire en fonction de la charge en P sur la station (à suivre



avec les tests colorimétriques). La concentration en  $P_{\text{tot}}$  en entrée de station peut être très variable selon les zones géographiques, les industriels raccordés, le type de réseau ou encore la pluviométrie (voir partie III.4 Concentrations en P en entrée et sortie de stations et rendements d'élimination).

Dans certains cas de réseaux soumis à d'importantes variations de charges estivales, des stagnations d'effluents et/ou générant des odeurs liées à la production d'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ), une injection de  $FeCl_3$  peut avoir lieu dans le réseau. Il est important de prendre en compte cette injection de réactif pour limiter la consommation de  $FeCl_3$  au sein de la station de traitement.

## V.5 Baisse du pH et carbonates

**Question 7 : La déphosphatation physico-chimique est-elle responsable de la baisse du pH en sortie ?**

?

- Le  $FeCl_3$  réagit avec les ions  $P-PO_4^{3-}$ , mais également avec les ions hydroxydes ( $OH^-$ ) et les ions carbonates ( $HCO_3^-$ ) pour former des précipités d'hydroxyde de fer. Ces réactions parasites tendent à consommer de l'alcalinité (c'est-à-dire des carbonates), induisant parfois une forte baisse de pH (effluents acidifiés) dans certaines conditions de qualité d'effluents (eaux faiblement tamponnées).
- Néanmoins, il faut savoir que des carbonates sont également consommés pour le traitement de l'azote, pendant l'étape de nitrification. En effet, la nitrification est effectuée par des bactéries autotrophes qui ont besoin de carbone sous forme minérale, par exemple des carbonates. Un manque de carbonates peut être à l'origine, non seulement d'une baisse de pH, mais aussi d'une chute des performances de traitement de l'azote.

La baisse de pH due à l'ajout de  $FeCl_3$  et à la nitrification peut être particulièrement observée sur les stations où il n'y a pas de dénitrification, comme par exemple les disques biologiques. En effet, la nitrification consomme des carbonates selon l'équation suivante :

$$[HCO_3^-]_{\text{théoriquement consommés}} = 8,64 \times [N-NH_4^+]_{\text{à éliminer}}$$

À l'inverse de la nitrification, la réaction de dénitrification fournit de l'alcalinité selon l'équation suivante :

$$[HCO_3^-]_{\text{restitué par dénitrification}} = 4,36 \times [NO_3^-]_{\text{dénitrifié}}$$

Les systèmes de type boues activées ou FPR aérés dans lesquels une nitrification et une dénitrification sont réalisés au sein du même réacteur consomment moins de carbonates car une partie des carbonates est restituée par la dénitrification.

En pratique, en cas de problème de pH sur une station avec un traitement physico-chimique du phosphore et/ou une nitrification, il est nécessaire de mesurer la concentration en ions hydrogénocarbonates  $HCO_3^-$ . Une concentration minimale de 150 à 200 mg/L de  $HCO_3^-$  en entrée station permet généralement un effet tampon suffisant pour obtenir un pH entre 6 et 8.5 en sortie de station conformément à l'article 22 de l'arrêté du 21 juillet 2015.

Pour les stations de l'étude, aucune valeur de pH inférieures à 6 n'a été mesurée, excepté pour 1 échantillon parmi les 19. La consommation de carbonates a été constatée, mais le pH varie peu malgré les traitements physico-chimiques en place (Tableau 18).

		pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
Entrée	Min	7.3	311
	Max	8.7	726
	Moyenne	7.9	534
Sortie	Min	3.8	21
	Max	8.2	300
	Moyenne	7.3	160

Tableau 18 : Mesures de pH et de carbonates HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> en entrée et en sortie des stations de l'étude (19 échantillons, 13 stations)

#### Question 8 : Que peut-on faire en cas de pH bas en sortie de station ?

Les solutions envisageables sont les suivantes :

- **Adjonction de carbonates** en cours de traitement (poudre de carbonates de sodium généralement, sur des effluents très concentrés)
- **Ajout d'un filtre de galets calcaires** (voir les précisions ci-après)
- **Mise en œuvre d'une recirculation** pour rapporter les carbonates issus de la dénitrification (production d'alcalinité) vers l'étage de nitrification et également pour diluer les effluents d'entrée. Le gain en terme de carbonates peut ne pas être très important au regard de la surcharge hydraulique supplémentaire que cela représenterait pour la filière. Cette option n'est possible que si la filière permet la dénitrification.

Les recommandations pour la mise en œuvre d'un filtre de galets calcaires sont les suivantes :

- Implantation : ajouter immédiatement après la filière de traitement, par exemple après les filtres plantés.
- Type de filtre : totalement saturé (1 m de hauteur par exemple), pour un fonctionnement comme un filtre planté à écoulement horizontal ou vertical saturé.
- Type de granulats : on pourra sélectionner de la calcite en galets de taille 20-40 ou 40-60 mm (plus les galets seront gros et moins les granulats seront limitants pour le débit).
- Temps de séjour minimal : 1 jour. Le temps de séjour nécessaire dépendra fortement du type de calcaire présent dans les galets et du pH des effluents de sortie de station. Il devra être justifié par une note de calcul.

## V.6 Focus sur les décanteurs lamellaires

Les décanteurs lamellaires sont souvent mis en place pour réaliser la séparation eaux/boues après le traitement physico-chimique.

La structure en lamelles ou nid d'abeille du décanteur lamellaire permet d'augmenter la surface de décantation et ainsi de rendre la filière plus compacte. Son fonctionnement à contrecourant améliore la décantation. En effet, l'eau remonte au travers des lamelles et passe par surverse dans la goulotte de collecte. Un dispositif de pompage placé en fond de décanteur permet d'extraire les boues physico-chimiques.



Figure 24 : Exemples de décanteurs lamellaires

Ce ne sont pas des ouvrages fréquemment rencontrés sur les stations des petites et moyennes collectivités et leur exploitation nécessite des précautions pour assurer leur bon fonctionnement. Le document FNDAE N°35 (2007) a étudié les clariflocculateurs plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire et peut être intéressant à consulter pour compléter les informations présentées ci-après.

Les contrôles et interventions à réaliser sur cet ouvrage de décantation lamellaire sont les suivants, à adapter selon les préconisations du fournisseur :

► **A chaque visite :**

Nettoyer la goulotte de sortie avec un jet d'eau

► **Une fois par semaine :**

Inspecter la surface du garnissage et enlever les déchets/feuilles mortes en surface

Vérifier visuellement que les lamelles ne sont pas colmatées (notamment, absence de remontée de flocs de boues en surface)

En cas de colmatage, et **au minimum une fois toutes les deux semaines**, nettoyer le bloc lamellaire au jet d'eau pour éviter les pertes de MES (fuites de flocs et formation d'algues) après avoir abaissé le niveau d'eau sous les blocs lamellaires. Pour être efficace, le jet doit être utilisé dans le sens des lamelles, comme le montre la Figure 25.

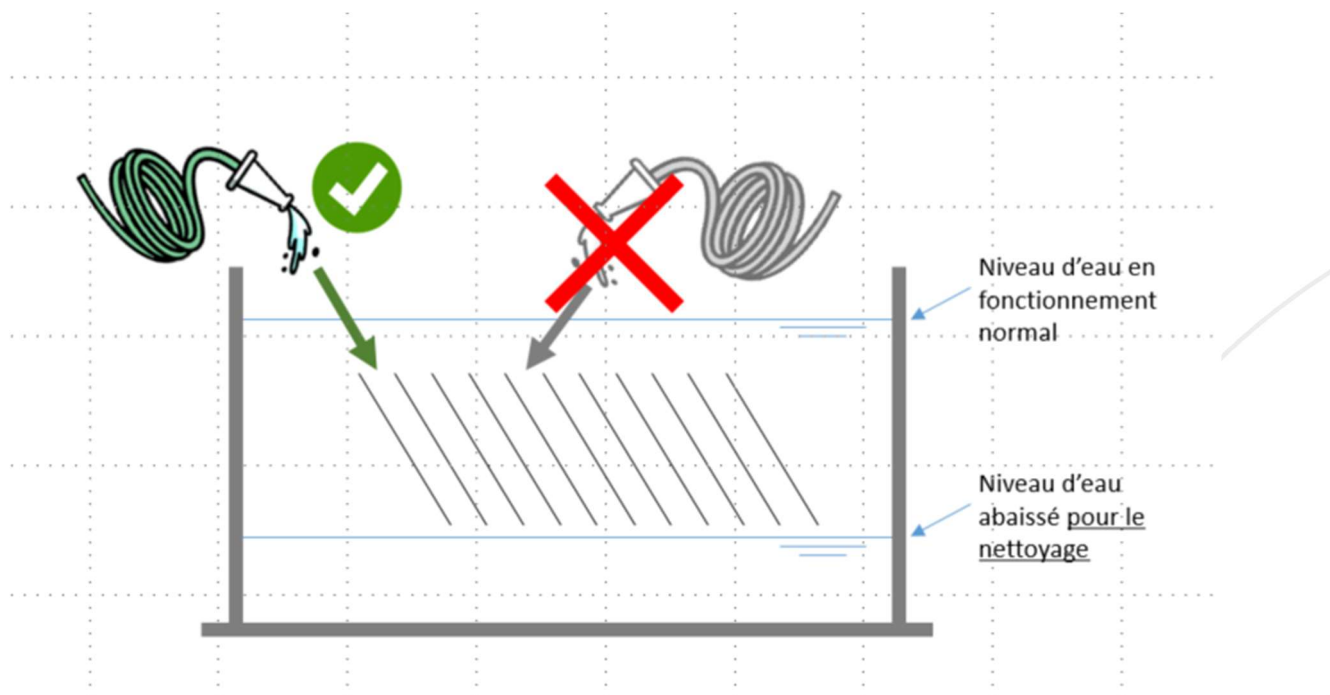


Figure 25 : Schéma de procédure de nettoyage des lamelles

### ► Une fois par an :

Assurer la maintenance des pompes d'extraction des boues

Des retours d'expérience INRAE suggèrent que le nettoyage automatique des lamelles à air proposé par certains constructeurs permettrait de limiter les colmatages.

Un développement important d'algues vertes au niveau des lamelles et des goulottes de récupération situées en surface des décanteurs lamellaires est fréquemment observé. Ces algues peuvent être la cause de colmatages partiels du bloc lamellaire, ce qui oblige à réaliser des lavages au jet hebdomadaires en période estivale. La couverture du décanteur lamellaire (limitation des rayonnements UV) permet de limiter la croissance des algues. Néanmoins, celle-ci ne doit pas empêcher l'accès et l'observation de la surface du décanteur lamellaire par l'exploitant car les vérifications visuelles sont indispensables pour assurer le bon fonctionnement de l'ouvrage.

Une cuve de mélange est nécessaire en amont de l'ouvrage : la floculation ne peut pas être prévue dans le décanteur lamellaire. L'injection de chlorure ferrique doit avoir lieu dans la zone la plus agitée.

L'extraction régulière des boues permet d'éviter une accumulation de boues dans l'ouvrage et ainsi des dépôts de floccs vers le milieu récepteur. De plus, cette action est indispensable pour limiter le temps de séjour des boues, afin d'éviter des problèmes de dénitrification et de fermentation, ayant pour conséquence de favoriser la flottation des boues.

Pour cela, l'extraction peut être régulée sur des cycles de 10 minutes, avec par exemple : 6 minutes de marche suivies de 4 minutes d'arrêt (Atelier guides d'exploitation d'Epnac, 2015). La régulation sur la base de 15 minutes d'extraction toutes les 2 heures comme cela est fréquemment observé sur les stations n'est pas optimale.

Les décanteurs lamellaires (de même que les clarificateurs) ne sont pas adaptés aux filières de traitement purement aérobies, c'est-à-dire avec nitrification et sans dénitrification (en particulier pour les disques biologiques). En effet, si la concentration en N-NO<sub>3</sub> en amont du décanteur/clarificateur est supérieure à 5 mg/l, voire en présence de floccs organiques (à l'aval des lits bactérien ou disques biologiques par exemple), il existe un risque de dénitrification non maîtrisée dans l'ouvrage et donc de remontées de boues. Dans ce cas, le suivi en exploitation doit être particulièrement rigoureux pour éviter toute réaction de dénitrification dans l'ouvrage de clarification/décantation. Le remplacement du décanteur par un lit de clarification-séchage planté de roseaux (LCSPP) réduit fortement ces contraintes d'exploitation, facilite la gestion des boues et sécurise le rejet par une filtration ; l'usage de LCSPP est donc recommandé pour simplifier l'exploitation, notamment pour les biodisques.

## VI. Aspects économiques

### VI.1 Coût d'exploitation

La mise en place d'un traitement physico-chimique sur une station occasionne des coûts directs (consommation de réactifs) et des coûts indirects (augmentation du temps d'exploitation, augmentation du volume de boues produites...). Dans cette étude **seuls les coûts directs liés à la consommation de chlorure ferrique ont été calculés.**

Le coût du chlorure ferrique est très variable selon les fournisseurs et les volumes achetés. Pour les petites stations qui n'ont pas de possibilité de négocier des coûts d'achat à cause des petits volumes consommés, le coût du chlorure ferrique s'élevait de 200 à 500 € HT la tonne en 2022 (hors coût de livraison), soit 0.29 à 0.73 € HT par litre de  $\text{FeCl}_3$ .

Pour une station d'une capacité de 1 000 EH équipée d'un traitement physico-chimique du phosphore avec un décanteur lamellaire, la consommation de  $\text{FeCl}_3$  pour obtenir un rendement en P de 90% serait de **4.3 à 10 tonnes par an** (selon le ratio molaire Fe/P de 1.5 à 3.5 choisi selon la concentration en P en entrée ; FNDAE 35, 2007). Cela correspond à un coût d'achat du  $\text{FeCl}_3$  d'environ 0.8 à 5 k€ HT par an.

A titre de comparaison, le coût total d'exploitation de la filière FPR classique à 2 étages, équipée de 2 postes de relevage, avec une gestion des boues tous les 10 ans (curage, épandage et plan d'épandage inclus) est estimé à environ 8 € /EH /an pour 1 000 EH et celui de la filière lit bactérien classique autour de 13 € /EH /an pour 1 000 EH (Atelier Veille des procédés nouveaux d'Epnac, 2014).

**Le coût d'achat du chlorure ferrique seul peut donc représenter un surcoût qui peut aller de 7 à 63% par rapport au coût d'exploitation d'une station hypothétique de 1 000 EH.**

### VI.2 Coût de construction

D'après les retours de 2 constructeurs de stations de type FPR, les surcoûts de construction pour un traitement du phosphore comprenant « un poste de relevage ou cuve + mélangeur + décanteur lamellaire + lits de séchage des boues » étaient de l'ordre 70 à 80 k€, soit environ +14 % du coût de construction d'une station FPR classique en 2022.

Le traitement physico-chimique du P par ajout de  $\text{FeCl}_3$  représente donc un surcoût non négligeable, à prendre en compte non seulement pour la construction mais également pour l'exploitation de la station.

## VII. Conclusions

La déphosphatation physico-chimique est très répandue pour les grosses collectivités (majoritairement à boues activées) mais son couplage à différents procédés de traitements des eaux est encore aujourd'hui peu documenté, en particulier pour les petites collectivités.

Cette étude Epnac a porté sur l'analyse des données de fonctionnement de 47 stations de moins de 10 000 EH en France métropolitaine grâce à 368 bilans entrée-sortie (prélèvements moyens 24 heures). Le couplage de la déphosphatation physico-chimique avec les disques biologiques, le procédé AZOE® (lit bactérien + filtre planté de roseaux), les filtres plantés de roseaux (filière classique à 2 étages) et les filtres plantés de roseaux avec aération forcée (Rhizosph'air®) a été évalué.

Il existe une multiplicité de systèmes pour la déphosphatation physico-chimique dans les stations des petites collectivités qui diffèrent en fonction de plusieurs facteurs: points d'injection du chlorure ferrique, système de séparation des boues physico-chimiques produites, régulation de la dose de réactif ajouté...

83% des bilans de l'étude sont conformes pour le paramètre phosphore au niveau de rejet exigé sur la station. La déphosphatation physico-chimique est donc globalement efficace pour le respect des niveaux de rejet, sauf quand ceux-ci sont assez bas. En effet, pour les niveaux de rejets exigés inférieurs à 1 mg/l, moins de la moitié des bilans sont conformes. Ces concentrations sont difficiles à atteindre avec une simple précipitation du phosphore et demandent des techniques additionnelles telles qu'une filtration. Des objectifs plus sévères que 1 mg/l imposent nécessairement un traitement tertiaire retenant les MES, étant donné que les solides organiques sont constitués à 2 à 3% de P. Cette fraction solide du P ne peut être retenue qu'en éliminant des MES. Atteindre des niveaux de rejet en  $P_{tot}$  inférieurs à 1 mg/l entraîne donc la nécessité de mettre en place une filière beaucoup plus complexe. Il convient d'évaluer la pertinence d'imposer un tel niveau de rejet.

Les rendements d'élimination du phosphore des divers procédés étudiés sont bons (>67%) pour les disques biologiques et les AZOE®, voire très bons pour les boues activées, les FPR et les FPR aérés (>81%). Les concentrations les plus faibles en  $P_{tot}$  dans les eaux usées traitées sont obtenues avec les boues activées et les FPR aérés, qui sont aussi les procédés pour lesquels les niveaux de rejets exigés sont les plus bas. Les performances sur le phosphore total sont fortement liées à la rétention des MES : les concentrations en MES en sortie de station les plus faibles sont associés à une meilleure élimination du P.

Il n'est donc pas nécessaire d'opter systématiquement pour une boue activée en cas de niveau de rejet bas sur le phosphore total : d'autres procédés moins coûteux, moins gourmands en énergie et en contraintes d'exploitation peuvent être envisagés. De plus, l'ajout d'un module de déphosphatation physico-chimique permet la réhabilitation d'une station existante en cas de niveau de rejet plus contraignant sur le phosphore, sans devoir reconstruire la station.

L'étude Epnac a permis d'émettre des recommandations sur le lieu d'injection du chlorure ferrique ou la technique de séparation des boues, qui dépendent du procédé, ainsi que des recommandations plus générales sur la sécurité, le suivi terrain, les contraintes d'exploitation ou encore la régulation de l'injection de chlorure ferrique. Les recommandations sont détaillées dans le document.

Le traitement physico-chimique du phosphore demande un suivi plus poussé, même sur une petite station : il augmente la technicité de l'exploitation ainsi que le temps passé sur la station. Le fer peut présenter un potentiel impact sur le milieu aquatique, il convient alors, par précaution, de limiter les rejets en fer directement dans l'environnement, et donc d'ajuster au mieux le dosage de chlorure ferrique. Une exploitation adaptée et une formation du personnel sont donc nécessaires.

De plus, le coût d'exploitation (jusqu'à +63% par rapport à une station sans déphosphatation physico-chimique en comptant uniquement les coûts directs liés à l'achat des réactifs) et le coût de construction (+14 % du coût de construction de la station en 2022 pour tous les éléments du module déphosphatation physico-chimique) ne sont pas négligeables et peuvent entraîner des difficultés de financement.

Il est donc important de vérifier l'intérêt de traiter le phosphore sur une petite station si l'enjeu milieu est clairement démontré et de privilégier des alternatives au traitement comme l'infiltration dans le sol ou la réutilisation des eaux usées traitées.

De plus, étant données la raréfaction des ressources en minerais phosphatés à l'échelle planétaire et l'augmentation des besoins en P pour l'agriculture, poursuivre les recherches sur la valorisation du phosphore dans les petites collectivités serait pertinent.



## VIII. Bibliographie

Aemig Q., Hélias A., Patureau D. (2021) Impact assessment of a large panel of organic and inorganic micropollutants released by wastewater treatment plants at the scale of France. *Water Research* 188 (116524). 12 p.

Atelier guides d'exploitation d'Epnac - Boutin C., Caquel C., Dimastromattéo N., Dumaine J., Fernandes G., Gervasi C., Parotin S., Prost-Boucle S., Tschertter C. (2015) Ouvrages de traitement par Boues activées - Guide d'exploitation. Epnac. 85 p.

Atelier Veille des procédés nouveaux d'Epnac – Di Mare J., Vachon A., Herbays S., Gervasi C., Molle P., Prost-Boucle S., Wepierre N., Marteau D., Labarhette B., Dapzol F., Labescau P., Bonnet C., Bois J.S. (2014) Epur Nature : Filière Combipur®. Epnac. 10 p.

Brachet G., Nyffenegger O., Montigaud T., Chevaux F., Herbays S., et al. (2015) Eléments de méthode pour la définition des niveaux de rejets du petit collectif. Epnac. 53 p.

Bunce J.T., Ndam E., Ofiteru I.D., Moore A., Graham D.W. (2018) A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Front. Environ. Sci.* 6(8). 15 p.

Choubert J.-M., Pomiès M., Martin Ruel S., Coquery M. (2011) Influent concentrations and removal performances of metals through municipal wastewater treatment processes. *Water Science & Technology*, 63 (9). pp 1967-1973.

Courty S., Teissier S., Delaval A., Depasse J., Petitgenet S. (2022) Etude sur l'origine et la dynamique du phosphore dans les milieux aquatiques en zone rurale, sur le territoire Rhin-Meuse. Webinaire OFB sur le phosphore du 10/11/2022

Correll D. (1998) The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality* 27(2) pp 261-266.

Cramer M., Koegst T., Tränckner J. (2016) Cost-efficient Phosphorus removal in rural WWTPs. 13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems proceedings. 10 p.

Duchène P., Vanier C., Canler J.P., Liénard A. (2002) Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de stations d'épuration. *Ingénieries* N° 29. pp 59-67

Delgado-González L., Lartiges B., Troesch S., Proietti A., Molle P. (2022) Seeded phosphorus retention in fixed-bed laboratory columns by the use of apatites. *Front. Environ. Sci.* 10:957807. 14 p.

Di Capua F., De Sario S., Ferraro A., Petrella A., Race M., Pirozzi F., Fratino U., Spasiano D. (2022) Phosphorous removal and recovery from urban wastewater : Current practices and new directions. *Science of the Total Environment* 823 153750. 18 p.

Eme, C., Boutin C. (2015) Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation. Etude bibliographique. Rapport de recherche IRSTEA. 90 p.

Féret T. (2023) Phosphore, de la surveillance au plan d'action : Retour d'expérience. Webinaire OFB sur le phosphore du 03/02/2023

FNDAE 29 – Deronzier G., Choubert J.M. (2004) Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Document technique FNDAE n°29 (partie a et b). Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales. CEMAGREF. 24 p.

FNDAE 35 - Canler, J. P., Perret J. M. (2007) Les clarifloculateurs plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire. Document technique FNDAE n°35. Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. CEMAGREF Editions. 80 p.

- FNDAE 40 – Perret J.M., Canler J.P. (2013) Affinage du traitement de la pollution particulaire par les procédés mécaniques « rustiques ». Document technique FNDAE n°40. IRSTEA. 84 p.
- Gavalakis E., Poulou P., Tzimas A. (2017) Characteristics and performance of small and medium wastewater treatment plants in Greece. *Water Practice & Technology*, 12 (3). pp 520-533
- Izadi P., Izadi P., Eldyasti A. (2020) Design, operation and technology configurations for enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 19 (3). pp 561-593.
- Kim B. (2014) Devenir du phosphore dans les filtres plantés de roseaux: Etude de sa rétention/libération et des facteurs d'influence. *Environnement et Société*. INSA de Lyon. 183 p.
- Mercoiret L. (2010) Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités - Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 Equivalent Habitants. EPNAC. 55 p.
- Molle P., Harouiya N., Prost-Boucle S., Morlay C., Esser D., Martin S., Besnault S. (2012) Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis de phosphorites. Rapport de recherche INRAE (ex Irstea). 48 p.
- Paing J., Lanet P., Baudu M., Deluchat V. (2021) French vertical constructed wetland with physico-chemical phosphorus removal: performances at large scale and enriched Fe-P sludge management. 9th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control proceedings.
- Parsons S., Smith J. (2008) Phosphorus Removal and Recovery from Municipal Wastewaters. *Elements* 4(2) pp 109-112.
- Prost-Boucle S., Molle P. (2010) Déphosphatation des eaux usées par filtres plantés garnis d'apatites. Fiche technique INRAE (ex Cemagref). 2 p.
- Prost-Boucle S., Molle P. (2013) Synthèse sur le procédé Azoé® (Société SCIRPE). Epnac. 44 p.
- Rammacher J., Hansen J. (2000) Control of nutrient removal based on simple measurement values. *Water Science and Technology* 41(1). pp 29–32
- Strom, P. F. (2007) Technologies to remove phosphorus from wastewater. Rutgers University, pp 1–8.
- Valsami-Jones, E. (2004) Phosphorus in Environmental Technology. IWA Publishing, 656 p.