AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

UNIVERSITÉ DE LORRAINE

Master 2 Géosciences, planètes, ressources et environnement

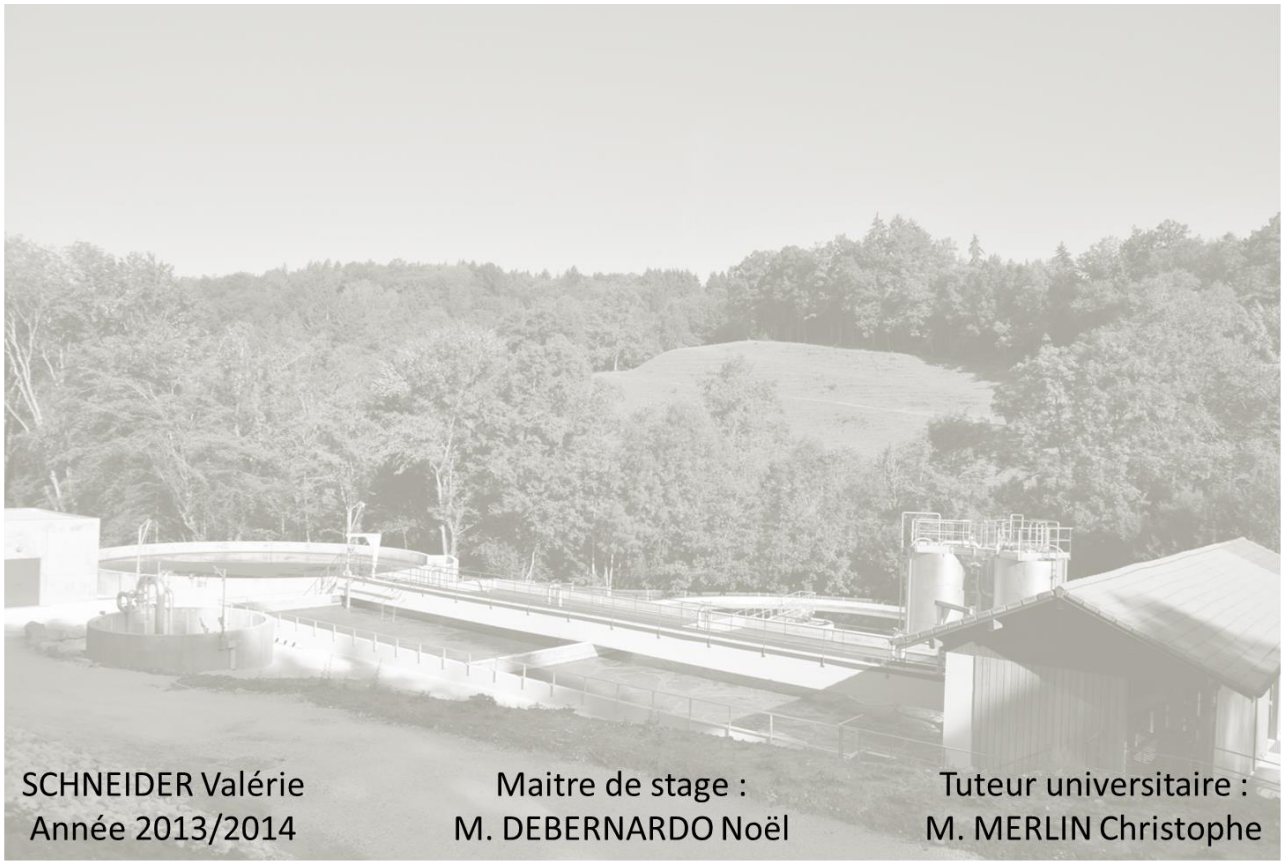
Spécialité Sol, Eau et Environnement

Communauté de Communes du Pays de Cruseilles

RAPPORT DE STAGE

Etude sur l'optimisation du process de déphosphatation physico-chimique de l'UDEP Nautil'Usses d'Allonzier-la-Caille

Mise en place d'indicateurs de suivi et régulation de l'injection en réactif



SCHNEIDER Valérie
Année 2013/2014

Maitre de stage :
M. DEBERNARDO Noël

Tuteur universitaire :
M. MERLIN Christophe

Remerciements

Après 6 mois passés au sein de la Communauté de Communes du Pays de Cruseilles, afin d'effectuer mon stage de fin d'étude, je tiens à remercier toutes les personnes avec qui il m'a été donné de collaborer et qui ont ainsi contribué à la réussite de cette phase charnière de mes études.

En premier lieu, je tiens à remercier Monsieur Gilles PECCI, Président de la Communauté de Communes du Pays de Cruseilles au début de mon stage, pour m'avoir admise en tant que stagiaire au sein de sa collectivité. Je remercie également Monsieur Jean-Michel COMBET, l'actuel président.

Merci à Gregory VIALA, directeur des services techniques, et Guy GAILLARD, responsable du service assainissement collectif, pour leur accueil au sein de la ComCom.

Il me tient tout particulièrement à cœur de remercier Monsieur Noël DEBERNARDO, responsable des ouvrages épuratoires, pour m'avoir proposé une thématique très intéressante et d'avoir accepté d'être mon maître de stage pendant ces 6 mois que je n'ai pas vu passer. Je le remercie également pour tous ce qu'il m'a appris, ainsi que pour l'intérêt et le temps qu'il a accordé à mon travail.

Merci également à Monsieur Christophe MERLIN, maitre de conférences à l'université de Lorraine, d'avoir accepté d'être mon tuteur universitaire.

Un grand merci à Matthieu GEORGES et Charlotte FOUDRAL, pour leurs bons conseils et les diverses explications qu'ils ont pu me donner, contribuant ainsi au bon déroulement de cette période.

Effectuer mon stage de Master 2 dans cette collectivité a été un réel plaisir et m'a permis d'appréhender le monde du travail dans la joie et la bonne humeur.

Merci à la directrice du Master GPRE spécialité SEE, Madame Sylvie DOUSSET, ainsi qu'à toute l'équipe pédagogique, pour leurs enseignements qui m'ont été fort utiles.

Mille mercis à Patrice et Lucie pour leur aide et le doux foyer dans lequel ils m'ont permis de vivre.

Merci à Aurélien, mon tout, qui sans lui rien n'aurait été possible. Merci pour ton soutien infaillible, ton expertise dans le domaine du traitement des eaux et toutes les belles autres choses que tu m'as apporté.

Pour finir, je me dois d'exprimer les plus grands remerciements à mes parents sans qui je ne serais pas allé aussi loin dans mes études. Merci pour votre soutien constant pendant toutes ces années.

Table des matières

PARTIE 1 INTRODUCTION GENERALE 1

PARTIE 2 RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE 2

2.1 Aspects réglementaires 2
2.1.1 Réglementation européenne et nationale 2
2.1.2 Normes de rejets pour la station Nautil'Usses 2

2.2 Le traitement des eaux usées par culture libre 2
2.2.1 Principe de fonctionnement 2
2.2.2 Prétraitement 3
2.2.3 Traitement biologique 3
2.2.4 Clarification 3
2.2.5 Notions de charges 3

2.3 L'eutrophisation des milieux aquatiques 3

2.4 Le phosphore dans les eaux usées 3

2.5 La déphosphatation dans les eaux usées 4
2.5.1 Processus biologique 4
2.5.2 Traitement physico-chimiques 4

PARTIE 3 MATERIELS ET METHODES 6

3.1 Présentation de la collectivité 6

3.2 Le milieu récepteur 7

3.3 L'UDEP à boues activées Nautil'Usses à Allonzier-la-Caille 7
3.3.1 Caractéristiques de la station et des effluents 7
3.3.2 Description des différentes filières 8

3.4 Le procédé de déphosphatation physico-chimique 9
3.4.1 Description du dispositif 9
3.4.2 Asservissement des pompes d'injection 9
3.4.3 Caractéristiques du chlorure ferrique utilisé 9

3.5 Analyses des effluents 9

PARTIE 4 RESULTATS ET DISCUSSION 10

4.1 Sources en phosphore 10
4.1.1 Industriels 10
4.1.2 Pollution domestique 11

4.2 Historique 11

4.3 Pollutogramme en entrée de station 12

4.4 Cycle du phosphore dans l'UDEP 13

4.5 Détermination du taux traitement en zone de contact 14

4.6 Suivi des concentrations en P 15
4.6.1 Janvier 2014 15
4.6.2 Février à juillet 2014 15
4.6.3 Comparaison avec le LAEPS → phosphore sortant 17

4.7 Ratios de suivi de la déphosphatation physico-chimique 17
4.7.1 Ratio ml$FeCl_3$/m^3 17
4.7.2 Ratio molaire 18
4.7.3 Ratio massique 19
4.7.4 Répartition zone contact/tertiaire 20

4.8 Solutions d'optimisation 20
4.8.1 Réglages des consignes d'asservissement 20
4.8.2 Changement de l'asservissement en traitement tertiaire 21
4.8.3 Analyseur phosphore total et phosphates en sortie 21
4.8.4 Asservissement au flux de phosphore total 21

4.9 Surproduction de boues 22

4.10 Coût prévisionnel de la consommation en $FeCl_3$ 23

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 24

BIBLIOGRAPHIE 25

Table des figures et tableaux

FIGURE 1: SITUATION GEOGRAPHIQUE ET CARTOGRAPHIE DES STATIONS DE LA CCPC. 6
FIGURE 2: DEBITS MOYENS (M3/S) ET LAME D'EAU (MM) MENSUELS CALCULES SUR LA PERIODE 1905 A 2014. 7
FIGURE 3: VUE AERIENNE DE L'UDEP LE NAUTIL'USSES. 8
FIGURE 4: EVOLUTION DES FLUX EN PT EN ENTREE ET EN SORTIE D'UDEP. 11
FIGURE 5: POLLUTOGRAMME DU PT ENTRANT DU 12 JUIN 2014. 12
FIGURE 6: SCHEMA DE L'EVOLUTION DU PHOSPHORE DANS L'UDEP. 13
FIGURE 7: FLUX DE PHOSPHORE ENTRANT ET SORTANT DE FEVRIER A JUILLET 2014. 15
FIGURE 8: CONCENTRATION EN PHOSPHORE EN SORTIE ET RENDEMENT D'ELIMINATION DE FEVRIER A JUILLET 2014. 16
FIGURE 9: CONCENTRATIONS EN PT EN ENTREE DE STATION. 17
FIGURE 10: CONCENTRATIONS EN PT EN SORTIE DE STATION. 17
FIGURE 11: TAUX DE TRAITEMENT INDUIT PAR LA CONSOMMATION DE $FeCl_3$ DE FEVRIER A JUILLET 2014. 17
FIGURE 12: RATIO MOLAIRE FE/P ENTRE LES MOIS DE FEVRIER ET JUILLET 2014. 18
FIGURE 13: RATIO MASSIQUE FE/P ENTRE LES MOIS DE FEVRIER ET JUILLET 2014. 19
FIGURE 14: PROPORTIONS DE BOUES BIOLOGIQUES ET DE BOUES PHYSICO-CHIMIQUES ENTRE FEVRIER ET JUILLET 2014. ..22
FIGURE 15: SYNOPTIQUE DE L'UDEP LE NAUTIL'USSES. 2
FIGURE 16: PHENOMENES MIS EN JEU EN DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE, D'APRES DEGREMONT 2005. 3

TABLEAU 1: CARACTERISTIQUES DES EFFLUENTS ENTRANTS ET NORMES DE REJETS SUR L'UDEP NAUTIL'USSES, VOIR ANNEXE 2. 8
TABLEAU 2: CONCENTRATIONS, FLUX EN PHOSPHORE ET DEBITS SORTANTS DES INDUSTRIES AVANT 2014. 10
TABLEAU 3: CONCENTRATIONS, FLUX EN PHOSPHORE ET DEBITS SORTANTS DES INDUSTRIES EN 2014. 10
TABLEAU 4: RESULTATS OBTENUS LORS DU JAR-TEST. 14
TABLEAU 5: RENDEMENT D'ELIMINATION DU PT ENTRE FEVRIER ET JUILLET 2014 AUX DEUX POINTS D'INJECTION. 16
TABLEAU 6: REPARTITION DU VOLUME DE $FeCl_3$. 20
TABLEAU 7: COUT PREVISIONNEL SELON LES RATIOS MOLAIRES ET LE RATIO MASSIQUE A ATTEINDRE. 23
TABLEAU 8: COUT PREVISIONNEL SELON LES RATIOS MOLAIRES ET LE RATIO MASSIQUE DE FEVRIER A JUILLET 2014. 23

Abréviations et glossaire

Al : Aluminium

BA : Bassin d'aération

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCE : Directive Cadre Européenne

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DE : Directive Européenne

EH : Equivalent Habitant

Fe : Fer

Fe^{3+} : Ion ferrique

$FeCl_3$: Chlorure ferrique

HCO_3^- : Ion bicarbonate

MES : Matières En Suspension

OH^- : Ion hydroxyde

P ou Pt : Phosphore total

PO_4^{2-} : orthophosphates

Poly-P : Polyphosphate

STEP : Station d'épuration

UDEP : Unité de dépollution

Partie 1 Introduction générale

La protection de l'environnement est une des grandes idéologies qui a été renforcée lors des dernières décennies. En Europe, c'est grâce à la mise en place de la directive européenne 91/271/CEE, que des réglementations strictes ont été établies dans le domaine de la collecte et du traitement des eaux usées urbaines et pour certains secteurs industriels. Ces prescriptions visent ainsi au maintien ou à l'amélioration de la qualité écologique, biologique et hydrologique de nos cours d'eau, en évitant toute détérioration possible due aux rejets de nos eaux usées. La directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 vient compléter ces textes de loi afin de permettre à terme le retour au bon état écologique des masses d'eaux dégradées ou le maintien de celles qui le sont déjà d'ici 2015, voir 2021 ou 2027 pour les eaux les plus en mauvais état.

Le milieu récepteur dans lequel rejette l'unité de dépollution d'Allonzier-la-Caille est incarné par un cours d'eau se nommant Les Usses. Depuis l'instauration de la DE de 1991, le bassin versant fait partie des zones sensibles à l'eutrophisation. Ainsi, il est nécessaire d'améliorer et de préserver la qualité des cours d'eau en présence, en luttant contre les pollutions, notamment azotées et phosphorées, en instaurant une gestion de la ressource en eaux et des milieux aquatiques. C'est pourquoi un Contrat de Rivières du Bassin Versant des Usses, initié dans les années 1990, a été signés par les différents acteurs du territoire en janvier 2014.

La législation imposant des normes de rejets de plus en plus strictes pour les milieux sensibles, il est nécessaire de traiter de manière efficace et réfléchie les polluants des eaux usées. Le phosphore étant l'origine majeure de l'eutrophisation dans les eaux continentales, c'est sur cet élément qu'il est nécessaire d'agir. L'UDEP d'Allonzier-la-Caille s'étant doté d'un système de déphosphatation physico-chimique seulement depuis juin 2013, aucune réelle programmation optimale du procédé n'a été recherché. L'objectif est tant l'optimisation du processus d'élimination du phosphore que le respect des normes de rejet pour la station à boues activées Nautil'Usses. Ce travail d'étude et de recherche tentera donc de répondre aux attentes suivantes :

- Suivi des concentrations en phosphore dans l'effluent de sortie de station ;
- Optimiser le mode d'asservissement du système de déphosphatation ;
- Définir les sources principales de phosphores entrant sur le réseau ;
- Caractériser les variations en phosphore dans l'effluent d'entrée de station ;
- Etablir des indices de bon fonctionnement et de suivi du procédé optimisé.

Partie 2 Recherche bibliographique

2.1 Aspects réglementaires

2.1.1 Réglementation européenne et nationale

En France, les textes réglementaires qui régissent la politique de l'assainissement, sont la loi sur l'eau de 1992 et le décret n°94-469. Ces écrits retranscrivent la directive européenne 91/271/CEE. Leur fonction est de définir la notion de zones sensibles, telles que celles qui sont enclines à l'eutrophisation et d'imposer une mise en conformité et des niveaux de traitement à atteindre pour toute STEP. De ce fait, selon l'arrêté du 22 décembre 1994, toute station supérieure à 2000 EH doit réduire sa charge polluante carbonnée (MES, DCO, DBO_5) de son rejet. De plus, pour les unités en situation de rejet dans une zone sensible et ayant une charge entrante en DBO_5 supérieure à 600 kg/j, des normes d'élimination des micropolluants azotés et phosphorés ont été établies. En conséquence, ces infrastructures doivent une concentration maximale en phosphore de 2 mg/L en sortie ou un rendement d'élimination de 80 % en moyenne annuelle. Les stations rencontrant une charge brute en DBO_5 au-delà de 6000 kg/j nécessitent quant à elles une concentration de 1 mg/L ou un rendement de 80 % (FNDAE, 2004). La DCE 2000/60 ajoute quant à elle des objectifs de maintien et de restauration des eaux superficielles. L'objectif européen global est d'atteindre le bon état écologique, chimique et hydromorphologique d'ici 2015. Ce texte influence donc également les normes de rejets par la mise en place d'arrêtés plus locaux (arrêté préfectoral ou municipal) permettant d'aboutir à ce bon état.

2.1.2 Normes de rejets pour la station Nautil'Usses

Les Usses ayant un débit d'étiage très faible, cela en fait un milieu récepteur fragile. Les normes en vigueurs sont donc très strictes pour les rejets de la station Nautil'Usses. Elles ont été mises en place par l'arrêté préfectoral du 13/04/12 qui s'appuie sur les caractéristiques écologiques des Usses donc de sa capacité a accepté un rejet de station et sur une étude d'impact suite aux travaux de mise aux normes de l'unité.

Ainsi la station doit un flux maximal de 1.3 kg/j de Pt en sortie et une concentration de 0.7 mg/L ou un rendement d'élimination de 95 % (basé sur les concentrations). Ces valeurs s'obtiennent à partir d'échantillon moyen journalier. La normalité du rejet par rapport à sa teneur en Pt sera vérifiée à partir d'une moyenne annuelle de toutes les valeurs obtenues qui doivent être au nombre de 12 soit une analyse par mois. Si cette moyenne est inférieure à 0.7 mg/L, la station est conforme mais si parmi ces douze valeurs deux d'entre elles sont au-delà de la norme, la conformité devient nulle. En ce cas, la CCPC fera l'objet d'une mise en demeure et perdra sa prime à l'épuration qui est un financement non négligeable pour la collectivité.

2.2 Le traitement des eaux usées par culture libre

Depuis des siècles, l'humanité tente de se protéger des eaux usées produites par les zones urbanisées. Pourtant, ce n'est qu'au XX^{ème} siècle que les premières stations d'épuration utilisant des procédés biologiques voient le jour (Lacroix, 2008). Leur fonctionnement est détaillé dans les paragraphes suivants.

2.2.1 Principe de fonctionnement

Le système d'assainissement collectif permet de récolter les eaux urbaines composées des eaux usées domestique, majeure partie de la pollution à traiter et les eaux pluviales (OIEau, 2011). Les réseaux de type unitaire rendent hétérogènes la collecte, induisant des variations importantes de débit en temps de pluie et rendant à terme l'exploitation des ouvrages délicate. Le passage à un réseau entièrement séparatif permet de diminuer cette instabilité. Toutefois, le débit entrant peut rester très variable (hors variation journalière), du fait de la vétusté de certaines structures qui induit des infiltrations d'eau parasite.

L'épuration par culture libre fonctionne de la manière suivante : de l'air est insufflée dans les effluents recueillis, ce qui permet le développement d'une flore bactérienne friande des matières organiques polluantes des eaux usées qui leur servent de substrat (Bassompierre, 2007).

2.2.2 Prétraitement

Les prétraitements permettent d'éliminer les éléments grossiers des effluents entrants dans la station afin de protéger les ouvrages en aval qui pourraient en être endommagés. Les principales étapes sont essentiellement le dégrillage, le dessablage et le dégraissage (Degrémont, 2005).

2.2.3 Traitement biologique

Ce type de procédé repose sur la biodégradation des matières organiques par les bactéries et autres micro-organismes, en présence d'oxygène. Ces organismes vont ainsi former des flocs biologiques qui pourront être séparés de l'eau (OIEau, 2011). Les perturbations permanentes au sein des réacteurs biologiques nécessitent d'entreprendre des suivis afin d'assurer un diagnostic et un contrôle permanent, permettant le respect des normes de rejet (Spérandio et al., 2011).

2.2.4 Clarification

Le clarificateur est un bassin qui va permettre la séparation des flocs biologiques des eaux épurées. Cette division se fait grâce au phénomène de décantation des boues qui sont plus lourdes que l'eau. L'effluent nettoyé rejoindra le milieu récepteur par un effet de surverse à la surface du bassin et les boues sédimentées seront en partie recirculées vers le traitement biologique ou stockées avant de rejoindre une filière de traitement des boues (OIEau, 2011).

2.2.5 Notions de charges

La charge massique est un paramètre fondamental pour le bon fonctionnement d'une STEP. Elle est définit comme la quantité de biomasse par rapport à la quantité de substrat disponible et est exprimée en $kgDBO_5/kgMVS/j$. L'autre charge importante est la charge polluante en entrée de station, c'est la quantité de pollution qu'il faut traiter. La DE de 1991 définit les charges journalières par habitant, soit 150 litres d'eaux usées par personnes contenant 120 g de DCO, 60 g de DBO^5, 90 g de MES et 4 g de P. Ces valeurs définissent la notion d'équivalent habitant (EH) et permettent de dimensionner les ouvrages épuratoires par rapport aux nombres d'habitants raccordés sur le réseau de récolte (OIEau, 2011).

2.3 L'eutrophisation des milieux aquatiques

L'eutrophisation des cours d'eaux est actuellement un problème majeur qui a conduit à la mise en place de normes découlant de la directive européenne de 1991. Ce phénomène s'exprime par un apport excessif en azote et phosphore, entrainant une prolifération des végétaux aquatiques. Le phosphore est le facteur limitant de cette réaction dans les eaux superficielles continentales car les sources naturelles sont moindres par rapport aux sources d'azote. Par la suite la dégradation de ces plantes entraine une surconsommation de l'oxygène appauvrissant le milieu (Ricklefs & Miller, 2003). En conséquence, le développement des autres êtres vivants sera limité. L'eutrophisation entraine donc la dégradation des milieux aquatiques, induisant une perte de biodiversité (TeMA, 2007).

Les nutriments sont naturellement présents dans l'environnement. Néanmoins, les activités anthropiques apportent des flux supplémentaires qui induisent le dérèglement des écosystèmes. Les sources principales sont l'épandage agricoles, les rejets industriels et les rejets de stations d'épuration (FNDAE, 2004).

2.4 Le phosphore dans les eaux usées

Le phosphore présent en entrée de STEP et pouvant se retrouver dans les milieux aquatiques par ce chemin, est sous forme dissoute ou particulaire. Les formes dissoutes les plus courantes sont les orthophosphates (PO_4^{3-}), les polyphosphates et les phosphates organiques. Les formes particulaires correspondent au phosphore lié à de la matière organique (débris végétaux, épluchures) ou aux minéraux (argiles). Les orthophosphates représentent la forme du phosphore que l'on cherche à éliminer en traitement de l'eau. Le phosphore total (Pt) équivaut à la somme des formes particulaires et dissoutes (FPAC, 2008).

Le phosphore est essentiel au métabolisme de tout être vivant, notamment pour la production d'énergie. De ce fait, le métabolisme humain excrète chaque jour entre 1 et 2 grammes de P. Dans les eaux usées, cette source représente l'apport principal en phosphore (FNDAE, 2004).

Aujourd'hui, les autres sources en phosphore sont (Cemagref, 2010 ; FNDAE, 2004) :

- Les eaux grises, avec détergents (lessive) ou sans détergents (rinçage de la nourriture) ;
- Les phytosanitaires utilisés en agriculture ;
- Les produits d'entretien des boiseries ;
- Les effluents industriels : agro-alimentaire, abattoirs, laveries industrielles, industries chimiques.

2.5 La déphosphatation dans les eaux usées

Au vu des enjeux actuels, l'élimination du phosphore par les filières de traitement de l'eau est un point impératif à assurer. Dans les unités de dépollution, la déphosphation des effluents peut se faire de deux manières différentes. Il est possible de laisser travailler les micro-organismes des bassins d'aération qui vont assimiler puis éliminer une partie du phosphore. Mais lorsque cette solution n'est pas possible l'exploitant a l'obligation d'appliquer un traitement physico-chimique par adjonction de réactifs qui vont permettre la précipitation du phosphore.

2.5.1 Processus biologique

La déphosphatation par voie biologique se fait sans apport de réactif et contrairement au traitement physico-chimique ne produit pas de boues supplémentaires. Le procédé fonctionne grâce à l'accumulation du phosphore dans la biomasse micro-organique. Ce consortium peut s'effectuer par deux processus différents. Soit par précipitation chimique à proximité des bactéries, soit par accumulation interne dans la faune bactérienne, ou bien par une combinaison des deux. Le premier phénomène est très variable, peu quantifiable et surtout difficile à maitriser. Alors qu'au contraire, il est plus aisé de réguler l'absorption du phosphore par les micro-organismes accumulateurs de polyphosphate (poly-P). Le stockage de ces molécules est habituellement la conséquence d'un déséquilibre du milieu qui induit des variations de la quantité de nutriments nécessaires au développement microbien. Ces molécules servent ainsi de réserve énergétique, remplaçant le cycle ADP/ATP, ou encore de stock de phosphore, ce qui fait de ces bactéries, la clef de la déphosphatation biologique (Annexe 2). Ces caractéristiques biologiques peuvent être facilement mises en œuvre, en alternant des phases d'anaérobies et d'aérobies (Degrémont 2005).

2.5.2 Traitement physico-chimiques

2.5.2.1 Principe de base

L'élimination biologique du phosphore étant plutôt faible dans les structures qui ne sont pas conçues pour ce type de déphosphatation, il est alors nécessaire d'ajouter des réactifs chimiques qui vont piéger les orthophosphates sous une forme particulaire. Les précipitants les plus courants sont les sels de fer, les sels d'aluminium et la chaux qui est efficace par sa composition en calcium (Degrémont 2005).

La réaction qui a lieu par la suite est une complexation des ions métalliques (Al^{3+}, Fe^{3+}) avec les ions phosphates. C'est ce complexe qui va précipiter puis décanter avec les boues biologiques au niveau du clarificateur ou lors de procédés dits tertiaires. Cette réaction produit également des composés sodiques et acides qui feront chuter le pH en sortie de station. De plus, des réactions annexes ont lieu entre les métaux et les ions bicarbonates (HCO_3^-) et hydroxydes (OH^-) de l'eau, ce qui produit des hydroxydes métalliques qui précipitent également avec les boues biologiques. La déphosphatation physico-chimique produit donc des boues, dites physico-chimiques, qui se supplémentent aux boues biologiques (Degrémont 2005).

L'ajout de réactif peut se faire à deux différentes phases de l'épuration de l'eau. On parle alors de précipitation simultanée lorsque le composé est ajouté dans le(s) bassin(s) d'aération ou de précipitation séparée lorsqu'il est inséré au niveau d'un traitement tertiaire, étape supplémentaire de purification de l'eau située à l'aval du clarificateur. La précipitation simultanée alourdies les boues activées, facilitant leur décantation et nécessite une quantité raisonnable de précipitant pour des rendements élevés (80 à 90 %). La précipitation séparée, quant à elle, demande de forte quantité d'adjuvants pour éliminer le phosphore, elle est donc moins économique. De plus, elle nécessite une nouvelle étape de décantation ou une étape de filtration, engendrant des couts de structures et de fonctionnement plus importants. Toutefois, elle reste souvent utilisée à la suite de la précipitation simultanée à titre de finition (Degrémont 2005).

2.5.2.2 Le cas du chlorure ferrique

Le chlorure ferrique ($FeCl_3$) est un des réactifs les plus utilisés du fait de son coût plus faible que les autres molécules de fer ou celles d'aluminium et de son utilisation plus simple que pour la chaux, dont la complexation et la précipitation dépendent du pH. La réaction dominante qui s'établie entre les ions ferriques et les ions phosphates est la suivante :

$$FeCl_3 + PO_4^{3-} \rightarrow FePO_4 + NaCl + 2HCl$$

En plus du complexe fer/phosphore attendu, se forment des molécules de chlorure de sodium et d'acide chlorhydrique qui baisse le pH entre 5 et 7. Ce pH permet la bonne précipitation du complexe et donc sa décantation avec les flocs biologiques au niveau du clarificateur. Toutefois, il est nécessaire de surveiller cette grandeur car l'effluent rejeté ne doit pas être trop acide par rapport au milieu récepteur. Les réactions annexes sont les suivantes :

$$Fe^{3+} + 3OH^- \rightarrow Fe(OH)_3$$
$$Fe^{3+} + 3HCO_3^- \rightarrow Fe(OH)_3 + 3CO_2$$

Les ions ferriques se complexent avec les ions hydroxydes et bicarbonates de l'effluent pour former des complexes d'hydroxydes ferriques qui précipitent et décantent également avec les boues biologiques (FNDAE n°29, 2004).

2.5.2.3 Filières complémentaires

Il est possible et il existe des stations qui utilisent une combinaison de la voie biologique et de la voie physico-chimique. Ceci permet à la fois de cumuler les avantages des deux méthodes : rendements stables et très poussés, surplus de boues physico-chimique plus faibles, meilleure décantabilité des boues, couts de fonctionnement plus faible qu'en physico-chimique pur ... (FNDAE, 2004).

Ces procédés ayant un effet uniquement sur les phosphates dissous, ils n'éliminent donc pas la forme particulaire. Ce type de phosphore est lié aux matières en suspension (particules de matières organiques) des eaux à traités et peut représenter entre 4 et 5 % des MES de sortie. Pour les zones sensibles, la déphosphatation des eaux usées doit être la plus poussée possible. Dans ce cas, il est possible d'ajouter d'autres filières d'élimination capables d'éliminer le phosphore particulaire. Les traitements tertiaires ainsi utilisés sont les filtres à sable qui retiennent les MES ou bien la décantation grande vitesse avec ajout de floculant. La séparation par membrane est également possible, permettant en une étape d'éliminer MES et boues, toutefois cette technique reste très couteuse par rapport aux deux précédentes (FNDAE, 2004).

Partie 3 Matériels et méthodes

3.1 Présentation de la collectivité

La Communauté de Communes du Pays de Cruseilles, plus communément appelée CCPC a été instaurée en 1973, regroupant ainsi 13 communes dans le département de la Haute-Savoie. La ComCom se situe plus précisément entre l'agglomération d'Annecy et celle de Genève en Suisse, sur une superficie d'environ 12 000 ha qui englobe 13 400 habitants.

Le siège étant la ville de Cruseilles, les autres communes qui la composent sont les suivantes : Allonzier-la-Caille, Andilly, Cercier, Cernex, Copponex, Cuvat, Menthonex-en-Bornes, St Blaise, Le Sappey, Villy-le-Bouveret, Villy-le-Pelloux et Vovray-en-Bornes (fig-1).

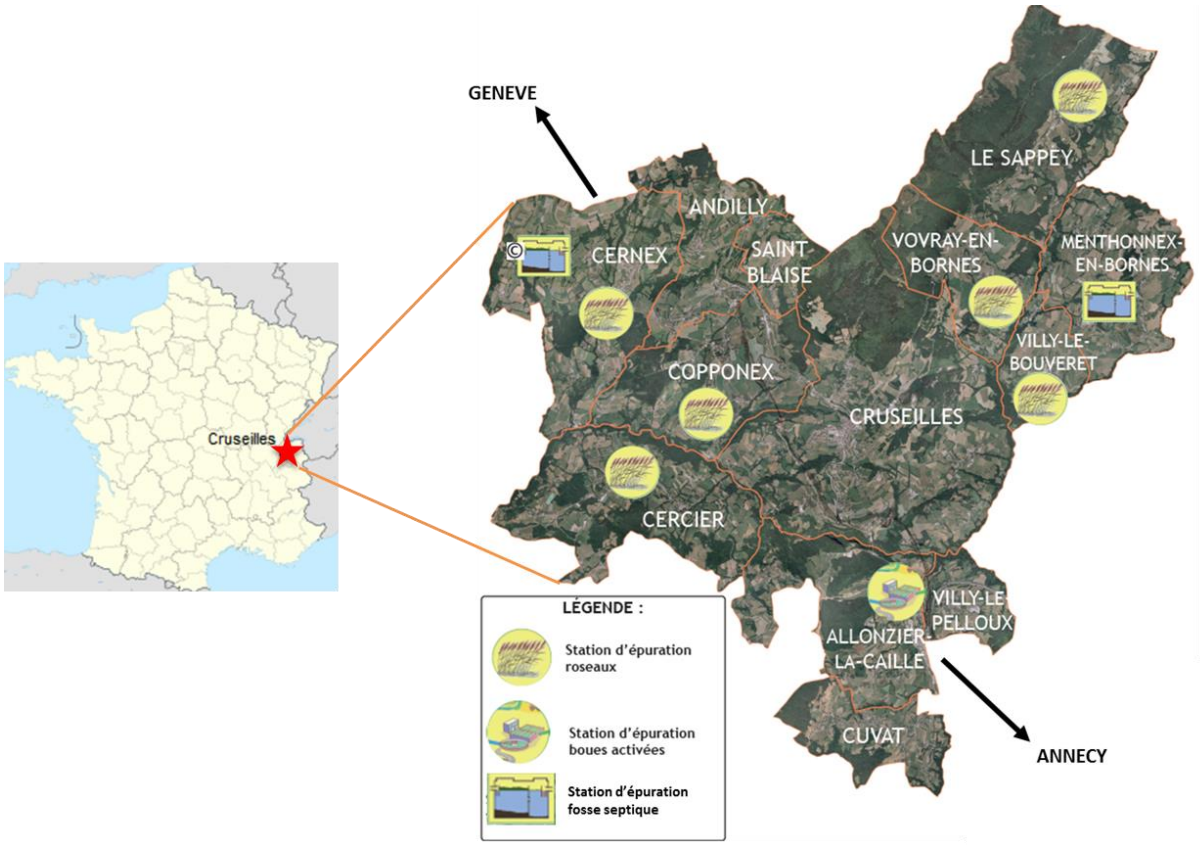


Figure 1: Situation géographique et cartographie des stations de la CCPC.

La collectivité est forte de nombreuses compétences diverses et variées qui sont les suivantes. L'aménagement de l'espace et le développement économique sont les deux compétences obligatoires. Vient ensuite tout ce qui a trait avec l'environnement : l'eau potable, les déchets, l'eau fluviale et enfin l'assainissement collectif qui comporte les volets eaux usées et eaux pluviales. Ajouté à cela, la gestion des voiries et de la politique du logement ainsi que celle de l'éducation, du transport scolaire, les espaces culturels et les domaines sportifs.

Concernant l'assainissement, la CCPC possède une unité de dépollution, Nautil'Usses, située à Allonzier-la-Caille, qui utilise le procédé d'épuration à boues activées. Cette station peut accueillir les eaux usées de 12400 EH et l'eau épurée qui en sort est rejeté dans la rivière des Usses. Les quatre plus importantes communes y sont ainsi raccordées : Cruseilles d'un côté et Allonzier-la-Caille, Villy-le-Pelloux, Cuvat de l'autre. La collectivité possède également six stations de type filtre planté de roseaux et deux stations de type filtre à sable implantées au niveau de chaque chef-lieu de communes (fig-1).

3.2 Le milieu récepteur

Le bassin versant de cette rivière est un territoire très peu urbanisé, où la ruralité domine avec une surface couverte de moitié de forêts et milieux naturels. La source des Usses se situe à 950 m d'altitude sur le plateau des Bornes et se jette dans le Rhône à Seyssel, en aval de Cruseilles, après 47 km de parcours. Les affluents du bassin sont en bon état écologique avec un nombre important de masses d'eau classées en réservoir biologique, ce qui a valu au secteur en aval de Frangy d'être classé en zone Natura 2000. De plus, l'excellente qualité des affluents des Usses permet la présence d'habitats pour les écrevisses à pattes blanches qui se font rares dans les rivières françaises (SMECRU, 2014).

Le cours d'eau est caractérisée par un régime hydrologique pluvial à tendance torrentiel, subissant ainsi des crues brutales lors des périodes de fortes précipitations (automne et hiver) avec un débit pouvant atteindre jusqu'à 86 m^3/s et un étiage significatif en été avec un minimum historique de 0,24 m^3/s (fig-2). Cette caractéristique rend le milieu fragile, surtout en période estivale, c'est pourquoi l'arrêté préfectoral de 2012 instaure des normes de rejet très basses pour la station Nautil'Usses.

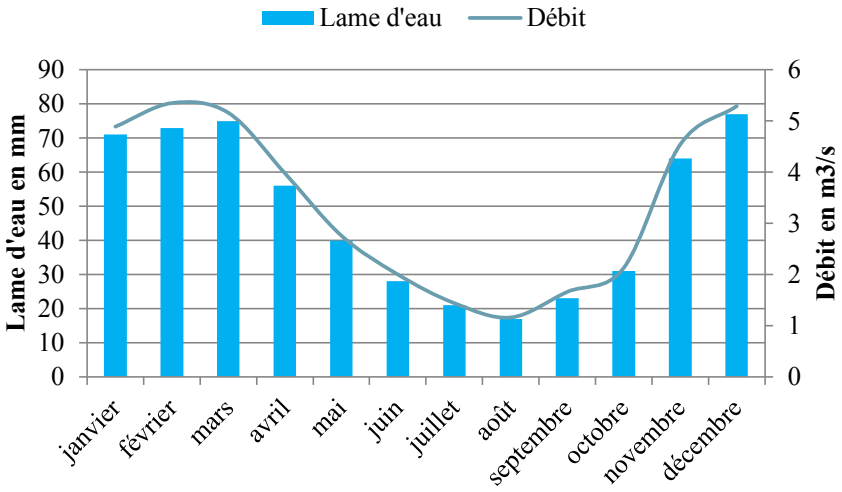


Figure 2: Débits moyens (m3/s) et lame d'eau (mm) mensuels calculés sur la période 1905 à 2014.

3.3 L'UDEP à boues activées Nautil'Usses à Allonzier-la-Caille

3.3.1 Caractéristiques de la station et des effluents

La station d'épuration d'Allonzier-la-Caille a été construite en 1978 pour traiter les effluents d'une industrie d'équarrissage. L'urbanisation croissante sur le territoire et les nouvelles réglementations imposées par les directives européenne (1991 et 2000) ont rendu nécessaire la rénovation et l'agrandissement de la structure. En juin 2013, a ainsi été inauguré l'Unité de dépollution Nautil'Usses qui s'est pourvu d'un second bassin d'aération et d'une filière de traitement tertiaire. Depuis, la station a une charge nominale, c'est-à-dire une capacité maximale, de 734 kg DBO_5/j et est dimensionnée pour 12400 EH. Les débits journaliers entrants varient de 700 m^3 en période sèche à 3000 m^3 lors des périodes de fortes précipitations, ce qui correspond à un débit moyen de 1270 m^3/j sur une année. Lors d'évènements pluvieux intense ou chronique, le débit de pointe peut atteindre 167 m^3/h. Les caractéristiques des effluents et les normes de rejets sont regroupées dans le Tableau 1 qui suit.

Tableau 1: Caractéristiques des effluents entrants et normes de rejets sur l'UDEP Nautil'Usses, voir Annexe 2.

Effluent d'entrée	
Paramètre	**Concentration (mg/L)**
DBO5	343
DCO	939
MES	415
NH4	50
NTK	69
Pt	11

	Normes de rejets		
Paramètre	**Flux (kg/j)**	**Concentration (mg/L)**	**Rendement à atteindre**
DBO5	23	10	97 %
DCO	93	50	94 %
MES	149	7	98 %
NH4 *	3.4	1.8	97 %
NH4 **	4.3	2.3	97 %
Pt	1.3	0.7	95 %

* : de juin à octobre ** : de novembre à mai

3.3.2 Description des différentes filières

Tout d'abord, pour permettre l'arrivée des eaux usées à la station, le réseau de récolte à 90 % séparatif est pourvu de 4 postes de refoulement, l'un situé à Cruseilles et les 3 autres dans la commune d'Allonzier-la-Caille. Par la suite, la filière eau de la structure se compose des éléments suivants :

- Un pré-traitement avec un dégrilleur automatique suivit d'un dessableur/degraisseur ;
- Une zone de contact, zone de séparation des effluents vers les 2 BA et de recirculation ;
- Deux bassins d'aération fines bulles de 1500 m^3 chacun, le plus vieux est rectangulaire avec 2 agitateurs et le nouveau est circulaire avec seulement 1 agitateur ;
- Un dégazeur qui est nécessaire du fait du dénivelé entre les BA et le clarificateur et qui permet donc aux gaz formés lors des phases de dénitrification de s'échapper ;
- Un clarificateur de type raclé ;
- Un traitement tertiaire formé d'un poste de relevage qui permet l'envoie des eaux vers des filtres à sables de type Hydrasand au nombre de 3.

Après cette dernière étape, l'eau traitée est rejetée dans les Usses. La filière boue est quant à elle constituée des procédés qui vont suivre. Après extraction des boues du clarificateur, une partie d'entre elles sont recirculées et les autres sont extraites pour être stockées dans un épaississeur. Dans ce silo qui a un rôle de tampon, les boues décantent dans le fond et le surnageant qui en est extrait rejoint la tête de station. Pour finir, elles sont déshydratées grâce à une centrifugeuse avec ajout de polymère. Le traitement des eaux usées produit également des sous-produits qui sont les refus de dégrillages, les graisses et sables qui sont stockés puis évacués pour être incinérés. Les boues déshydratées sont également incinérées.

Toutes ces étapes sont résumées et illustrées dans le synoptique de l'annexe 1, de plus la figure 3 montre une vue aérienne de la station avec ces différentes structures.

Figure 3: Vue aérienne de l'UDEP le Nautil'Usses.

3.4 Le procédé de déphosphatation physico-chimique

3.4.1 Description du dispositif

L'unité de déphosphatation se divise en deux éléments principaux : la cuve de stockage du réactif et les pompes d'injection qui envoient le principe actif dans le système d'épuration. Le récipient de stockage de marque Cadiou est en PEHD (polyéthylène haute densité) pour ne subir aucune corrosion donc aucune fuite du aux propriétés chimiques du réactif et possède une contenance de 20 m^3. L'injection du réactif se fait en deux endroits distincts sur l'UDEP Nautil'Usses. Tout d'abord en zone de contact pour une précipitation simultanée puis dans le poste de relèvement de la filière tertiaire afin de provoquer une précipitation séparée qui sert de finition. Les pompes doseuses sont au nombre de trois, seulement deux d'entre elles sont en service régulier, la dernière étant de secours. Ainsi, la pompe 1 injecte dans la zone de contact et la pompe 2 dans le poste de relèvement.

3.4.2 Asservissement des pompes d'injection

Bien que toutes les pompes d'injection soient du même modèle (Prominent, Sigma), les numéros 1 et 2 ne sont pas asservis de la même manière. La pompe doseuse de la zone contact prend en compte un taux de traitement (en ml/m^3) préréglé dans les paramètres du procédé et est donc asservie au débit d'effluent entrant dans la station. Quant à la pompe du tertiaire, elle injecte le réactif selon une cadence durée car la quantité nécessaire en réactant est moindre. La cadence d'un cycle est de 6 minutes et la durée d'injection sur ce cycle est d'une minute. De plus, les deux pompes ne possèdent pas le même débit maximal. La pompe 1 a un débit max de 100 impulsions/minutes et la deuxième 52 imp/min, avec 1 impulsion toute les 0,5 l/h, les pompes ont respectivement un débit horaire maximal de 50 l/h et 26 l/h. Une nouvelle fois, comme la quantité nécessaire en chlorure ferrique est plus faible en tertiaire, la pompe 2 n'a pas besoin d'un débit important et a donc un débit maximum plus petit.

3.4.3 Caractéristiques du chlorure ferrique utilisé

Le réactif de déphosphatation utilisé est le chlorure ferrique ($FeCl_3$). Le produit ne s'achète pas pur mais sous une forme commerciale liquide dilué à 40 %. Cette solution est caractérisée par une densité de 1.42 g/cm^3 ou kg/L et un pH très bas (<1), sa manipulation nécessite donc des précautions comme le port de gants et de lunettes de protection. La couleur brun orangée de la substance est un bon marqueur de présence de la molécule. Si les effluents de sortie sont trop orangés, il est nécessaire de diminuer l'injection de chlorure ferrique surtout au niveau de la filière tertiaire. L'injection de ce réactif induisant une baisse de pH, ce paramètre est également à vérifier pour optimiser la consommation en $FeCl_3$ et protéger le milieu récepteur.

3.5 Analyses des effluents

Le suivi des concentrations en phosphore total en entrée et en sortie de station est effectué grâce à l'utilisation de micro-méthodes LCK 350 et 349 de Hach Lange et d'un spectrophotomètre. Le flacon de microméthode contient une solution acide d'ions molybdate et antimoine à laquelle on ajoute un échantillon d'eaux usées grâce à une pipette graduée (0.2 ou 2 mL selon la microméthode). Le flacon est ensuite refermé puis chauffé à 100°C pendant 1 heure pour permettre l'hydrolyse du mélange formant ainsi des complexes de phosphore molybdate d'antimoine. Puis de l'acide ascorbique est ajouté dans le flacon (0.5 ou 0.2 mL) après son retour à température ambiante, ce qui va réduire les complexes initialement formés en bleu de phosphoremolybdène. Le spectromètre donne une concentration en mg/L de PO_4-Pt.

Partie 4 Résultats et discussion

4.1 Sources en phosphore

4.1.1 Industriels

Toutes les activités économiques présentes sur le territoire de la CCPC ne sont pas forcément source de polluants en excédant par rapport aux eaux domestiques. Les industries pouvant être source de pollution carbonée, azotée et surtout phosphorée sont le groupe Chevallier, franchise de boulangerie, l'industrie chimique Pilote, Glace des Alpes, producteur de glaces artisanales et la Coopérative du Mont Salève, productrice de fromages. Ces trois dernières activités font l'objet d'une convention de rejet qui leur impose des concentrations maximales de polluants dans leurs effluents de sortie. Seuls, Glace des Alpes et la Coopérative du Mont Salève subissent des contrôles pluriannuels. Néanmoins, les valeurs récoltées lors des 16 dernières années permettent de se faire une idée des industries avec les effluents les plus chargés en Pt.

La boulangerie Chevallier rejette des effluents avec une concentration non négligeable de phosphore (tab-2) mais le volume rejeté est trop faible pour induire un flux important. La convention régissant les rejets de Glace des Alpes ne préconise pas de suivi du phosphore, ainsi une seule valeur existe avant 2014. Quant à Pilot, celui-ci rejette un volume important d'effluents mais peu concentré en Pt, équivalent à 1 kg de Pt/j.

Tableau 2: Concentrations, flux en phosphore et débits sortants des industries avant 2014.

Industries	**Date**	**Débit** *m3/j*	**[P]t** *mg/L*	**Pt** *kg/j*	**Période d'activité**
Pilot	2006	300,00	3,56	1,07	journée
Glace des Alpes	nov-09	99,36	5,68	0,60	06:00 à 18:00
Boulangerie Chevallier	2011	11,00	8,00	0,09	journée

La Fruitière de Cruseilles est l'entreprise qui a été le plus suivie au niveau des concentrations en phosphore avant la mise en place de la convention qui ne préconise dès lors plus de contrôle du phosphore. Toutefois, les valeurs obtenues montrent que les effluents de sortie peuvent atteindre une charge en Pt de 4 kg/j et ont une charge minimale de 0.6 kg/j.

Les analyses effectuées en 2014 montrent une nouvelle fois que la source industrielle majeure en phosphore est la Fruitière de Cruseilles avec 2 kg/j (tab-3). Les charges en phosphore en sortie des industries Pilot et Glace des Alpes sont faibles car les débits sortants sont moindres que la Coopérative. Cependant, la concentration très élevée des effluents en sortie de l'entreprise Pilot, 50.4 mg/L de Pt, montre qu'il ne faut pas négliger l'apport potentiel en phosphore que pourrait représenter ces effluents si leur volume journalier était plus important. Le même principe s'applique à Glace des Alpes et Chevallier qui ont des concentrations qui avoisine 10 mg/L de Pt, et qui en cas de fortes périodes d'activité (l'été pour Glace des Alpes par exemple) peuvent rejeter des volumes plus importants et donc des charges plus élevées en phosphore.

Tableau 3: Concentrations, flux en phosphore et débits sortants des industries en 2014.

Industries	**Date**	**Débit** *m3/j*	**[P]t** *mg/L*	**Pt** *kg/j*	**Périodes de relarguage**
Pilot	22-janv	0,96	50,40	0,05	journée
Glace des Alpes	03-mars	26,90	9,60	0,26	06:00 à 18:00
Coopérative Mont Salève	27-mars	60,20	34,60	2,08	06:30 à 21:35

Les résultats obtenus lors des différentes campagnes de suivi mettent en évidence que les quatre industries citées peuvent être des sources non négligeables de Pt, surtout en période de forte activité où les débits sortants sont plus élevés. L'entreprise qui est à surveiller régulièrement par rapport au phosphore est la Coopérative du Mont Salève. L'ajout d'une norme de rejet en phosphore pour cette activité ne serait pas à exclure si l'apport en entrée de l'UDEP venait à être trop important.

4.1.2 Pollution domestique

Le CEMAGREF, a effectué une étude en 2010 qui a permis d'établir une valeur moyenne de phosphore rejeté par Equivalent Habitant étant de 2.1 g/EH. Néanmoins, selon les stations, cette valeur peut varier entre 1.5 et 3.5 g/EH, tout dépendant du type de réseau de collecte ainsi que des industries raccordées. Pour des eaux purement d'origine domestique, 1 EH correspond donc environ à 2 g de phosphore. La capacité de la station est de 12400 EH, néanmoins la charge réelle des effluents entrant correspond à une valeur plus faible: $EHréel = DBO5 \div 60 = 480kg \div 60g \times 1000 = 8000EH$. Avec 2 g de P/EH, la charge entrante en Pt devrait ainsi être de 16 kg/j.

4.2 Historique

L'analyse des données des années passées montre une très grande variabilité des flux en phosphore en entrée et en sortie de station (fig-4). Après inauguration de la nouvelle station en juin 2013 et donc la mise en route de la déphosphatation, la norme n'a été atteinte qu'en novembre. Avant cette année, quatre à six analyses en Pt étaient effectuées dans l'année. Il en ressort une moyenne de 11 mg/L de Pt en entrée et de 4 mg/L en sortie, correspondant respectivement à des flux de 12 kg/j et de 5 kg/j. A partir de 2013, les analyses ont été réalisées mensuellement, en vue de respecter l'arrêté préfectoral de 2012. Les moyennes de cette année-là sont 13 et 4 kg/j de Pt en entrée et sortie, correspondant à 10.87 et 3 mg/L.

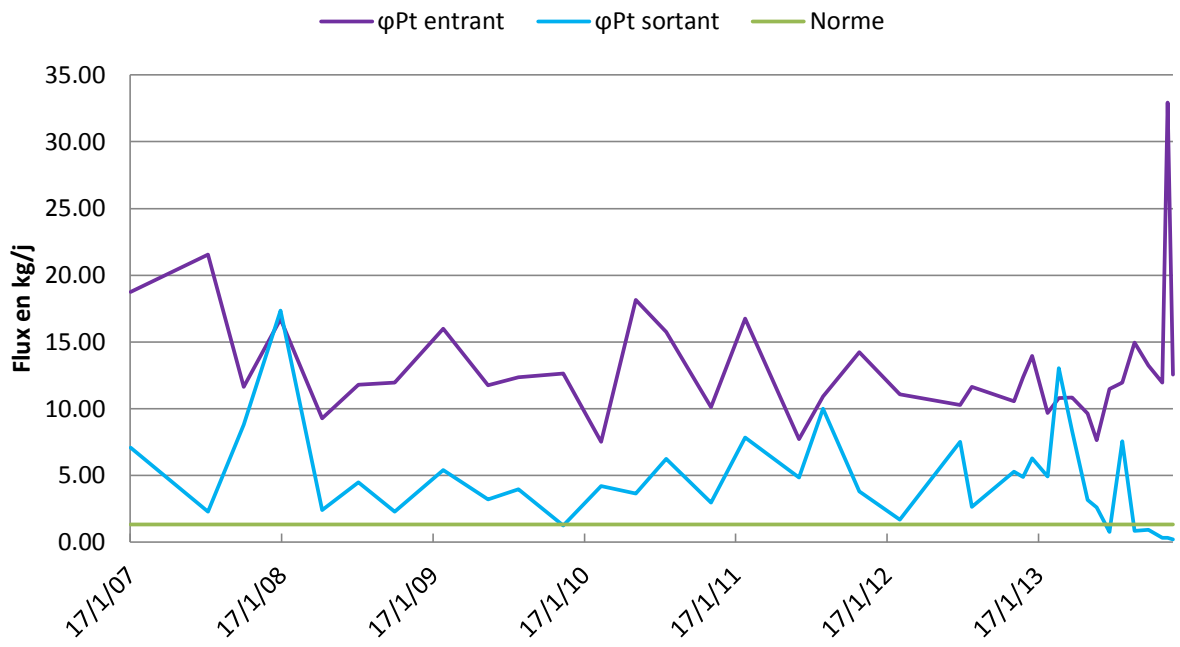


Figure 4: Evolution des flux en Pt en entrée et en sortie d'UDEP.

La charge spécifique en phosphore est donc loin de correspondre à la charge théorique de 16 kg/j calculé auparavant. Le calcul inverse permet de trouver 1.5 g de P/EH. D'après le CEMAGREF (2010), ce ratio plus faible est dû à la présence d'effluents industriels qui ont une charge en P importante mais un ratio P/DBO inférieur à ceux des effluents domestiques car souvent plus riche en carbone (DBO souvent supérieure à 1000). Ainsi pour les stations de moins de 20 000 EH, lorsque la charge totale augmente, la charge spécifique en P diminue. L'UDEP Nautil'Usses récoltant des effluents à 90 % domestiques, les industries représentent 10 % des effluents récoltés, ce qui pourrait expliquer ce ratio de 1.5 g de P/EH.

Toutefois, il est à noter que les effluents de sortie de l'entreprise Pilot et de la Coopérative du Mont Salève ont des concentrations en DBO_5 faibles avec respectivement 141 et 4 mg/L de DBO_5. Cela s'explique par la présence de systèmes de pré-traitement des effluents en aval de Pilot et de la fruitière du Mont Salève. Ces procédés sont en effet efficaces sur la pollution carbonnée (DBO_5 et DCO) et sur les matières en suspension mais n'affecte pas la pollution phosphoré qui reste importante. En effet, les concentrations en phosphore début 2014 pour Pilot et la Coopérative étaient respectivement de 50.4 et 34.6 mg/L. Néanmoins, seul la fromagerie a un flux conséquent de phosphore avec 2 kg/j de P.

Cela montre encore une fois, que la Coopérative est une source majeure de la charge en Pt entrant dans la station d'épuration et qu'elle peut faire varier très aisément cette charge au cours d'une année voire d'une journée selon les périodes de forte activités de l'entreprise.

4.3 Pollutogramme en entrée de station

Afin d'évaluer la variation des concentrations en phosphore en entrée de station, des pollutogrammes ont été réalisés en temps sec (volume d'eau brute entrant < 1000 m^3/j). Les échantillons ont été prélevés sur des plages horaires de 2 heures pendant 24 heures. Le pollutogramme présenté en figure 5 a été effectué le 12 juin à partir de 6 h du matin, il est le seul à être étudié car le plus représentatif par rapport aux données trouvées dans la littérature.

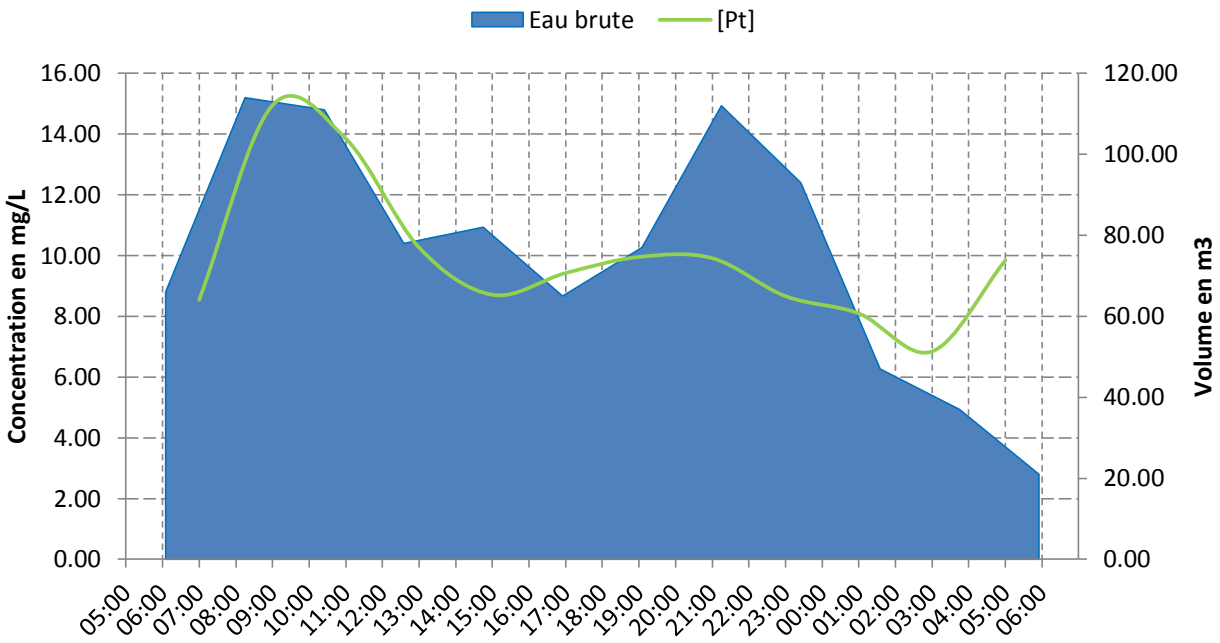


Figure 5: Pollutogramme du Pt entrant du 12 juin 2014.

Concernant le débit, on constate trois pics qui sont corrélés aux périodes d'activités anthropiques. En effet, le 1er pic s'inscrit en matinée ce qui correspond à la reprise des activités domestiques et industrielles après la nuit. Le second, plus petit, correspond à la période du déjeuner et le troisième correspond à l'après diner, période où les abonnées sont de retour à leur domicile. Par la suite, durant la nuit, les débits entrants sont moindres du fait de l'inactivité des usagers. La concentration en Pt, quant à elle, varie également énormément au cours de la journée. On constate en premier lieu, un seul vrai pic, qui a lieu en matinée. Puis les concentrations décroissent petit à petit au cours de la journée avant de raugmenter entre 4 h et 6 h.

Ces variations de concentration peuvent s'expliquer comme suite. En matinée, la reprise des activités domestiques et industrielles cause le même effet que sur le débit avec un pic de concentration dépassant 15 mg/L. Cet effet sur le phosphore est surtout dû à la reprise des activités agro-alimentaires qui ont des effluents très concentrés en Pt. Puis la concentration baisse rapidement pour stagner vers 10 mg/L en fin d'après-midi, début de soirée. Cette résultante peut être expliquée par le fait d'une activité industrielle plus

mitigée, avec un apport presque uniquement domestique. Pendant la nuit, les industries ne fonctionnent pas et l'activité des ménages diminuent considérablement voir cessent, ce qui explique que la concentration décroissent jusqu'à 7 mg/L. Pour finir, la concentration augmente à nouveau entre 4 et 6 h du matin, ce qui peut s'expliquer par la reprise matinale d'une activité agro-alimentaire type boulangerie ou coopérative.

Ce pollutogramme permet ainsi d'appréhender les variations de concentration en phosphore au cours d'une journée de temps sec. Ces variations sont ainsi essentiellement dues à l'activité plus ou moins intensive des industries agro-alimentaires. Il est également fort probable que la fruitière soit une des sources majeures de fluctuation du phosphore, à la vue des caractéristiques de ses rejets.

4.4 Cycle du phosphore dans l'UDEP

Comme énoncé précédemment, le phosphore existe sous plusieurs formes. Selon les réactions avec l'environnement qui l'entoure, il peut aisément passer d'une forme à l'autre. Ainsi, au sein d'une unité de dépollution, le phosphore ne sera pas toujours sous la même forme et son cheminement dépendra des ouvrages présents. La figure 6 présente un schéma simplifié du cycle du P dans la station.

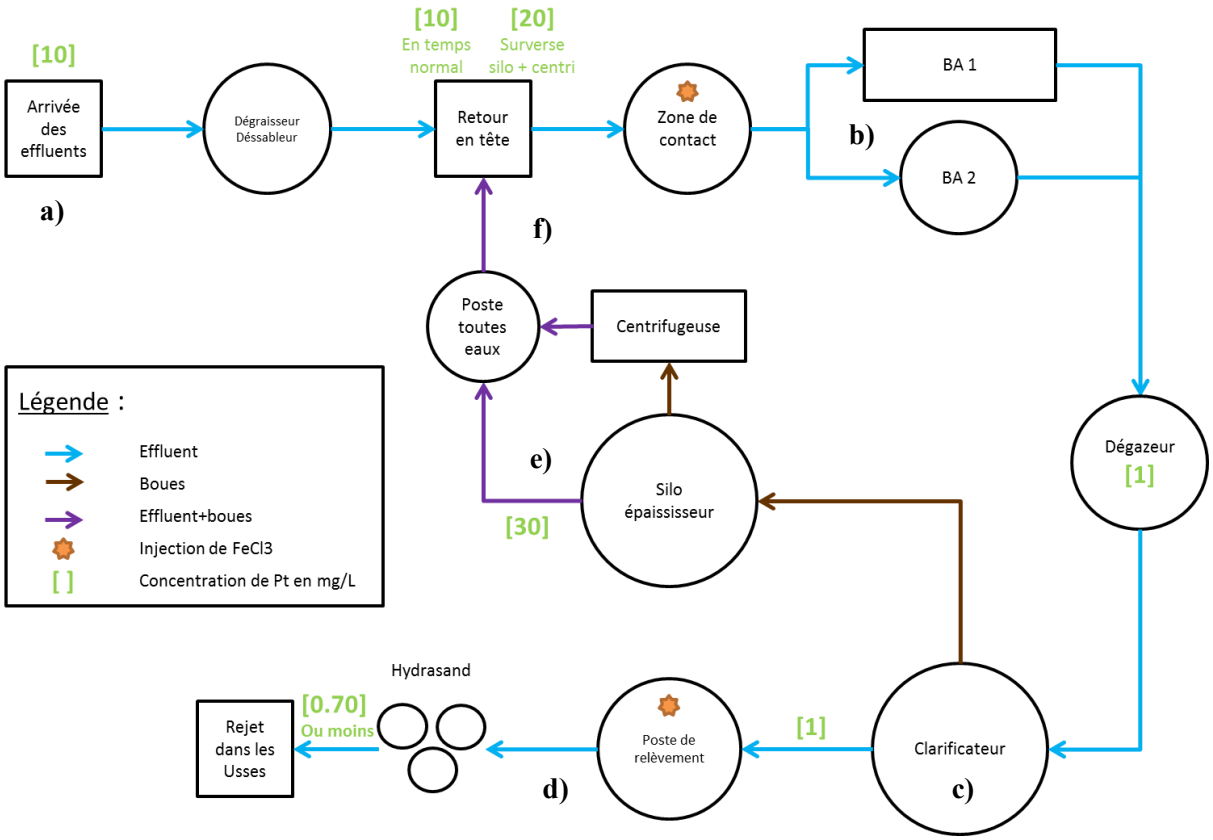


Figure 6: Schéma de l'évolution du phosphore dans l'UDEP.

Les étapes d'évolution du phosphore se déroulent comme suite (FNDAE, 2007 ; FPCA, 2008) :

a) En entrée de station, l'effluent est chargé en phosphore qui est soit sous forme dissoute (phosphates) soit sous forme particulaire, comme énoncé précedemment.
b) Au niveau des BA, le $FeCl_3$ agit sur les orthophosphates. Les formes dissoutes du phosphore sont facilement disponibles pour la biologie contrairement aux formes particulaires. C'est pourquoi, les orthophosphates restant après l'action du $FeCl_3$ sont assimilés en parti par les micro-organismes car cette forme est la plus simple à utiliser. Les polyphosphates et phosphates organiques sont également dégradés mais à moindre mesure car ces réactions demandent plus de temps.
c) Les boues formées dans les bassins d'aération sont extraites du clarificateur après décantation et envoyées vers le silo épaississeur. Elles sont composées de boues biologiques, de boues phosphatées ($FePO_4$) et d'une partie du phosphore particulaire.

d) En traitement tertiaire, les PO_4^{3-} subsistant sont éliminés par une dernière injection de $FeCl_3$. Par la suite, les boues phosphatées produites et le phosphore particulaire persistant sont piégés dans les filtres à sable (hydrasand). L'effluent de sortie est donc nettoyé du phosphore particulaire et des formes dissoutes, si l'injection de réactifs déphosphatants a été suffisante.

e) Les boues rejoignant le silo épaississeur sont chargées en matières organiques et phosphore. La surverse de cette structure est une eau trouble du fait de la présence de MES. La concentration en phosphore de cet effluent suggère que ces matières en suspension sont liées à du phosphore, surtout des orthophosphates. Il y donc de grande chance que les MES soient composées en partie de complexes $FePO_4$ formés par les réactions avec le $FeCl_3$.

f) L'effluent de surverse du silo rejoint ensuite le poste toutes eaux où il est dilué par l'apport d'autres effluents provenant des différents procédés de la station. Le retour en tête de ces eaux est donc moins concentré en phosphore. Ce phosphore particulaire a peu de chance de passer sous forme dissoute et donc d'être assimilé par les microorganismes. Il finira donc à terme par retourner dans le silo, où il pourra soit refaire un tour dans la station, soit décanter et rejoindre les boues qui vont être déshydratées, ou sera piégé dans les hydrasands.

Le phosphore total voyage donc dans la station selon une boucle ouverte, apports des eaux brutes, ou une boucle fermée, recirculation des eaux de surverse du silo. Les différentes formes du phosphore et les nombreuses réactions qui peuvent entrer en compte rendent difficile la compréhension de ce cheminement. Le cycle du phosphore au sein d'une UDEP reste donc un sujet vaste à étudier.

4.5 Détermination du taux traitement en zone de contact

Afin de déterminer un taux de traitement adéquat pour l'injection de $FeCl_3$ au niveau de la zone de contact, un jar-test a été effectué le 11 février. Le tableau 4 regroupe les données qui en ressortent.

Tableau 4: Résultats obtenus lors du jar-test.

Taux de traitement	Témoin	15 ppm	25 ppm	30 ppm	35 ppm	40 ppm	50 ppm	100 ppm
PH	7.50	7.45	7.54	7.26	**7.34**	7.28	7.24	7.06
[Pt] (mg/l)	5.19	3.40	2.54	1.94	**2.32**	1.45	1.00	0.403
φPt (kg/j)	15.05	9.86	7.37	5.63	**6.73**	4.21	2.90	1.17

Le volume d'eau brute en entrée ce jour fut de 2900 m^3, avec une concentration en phosphore entrant de 5.19 mg/L soit un flux de 15 kg de Pt.

Les résultats obtenus montrent bien que la concentration en phosphore diminue lorsque que la dose de $FeCl_3$ augmente. Néanmoins, le test effectué avec un taux de traitement de 35 ppm ou g/m^3 ne semble pas cohérent. Cette erreur est probablement due à un mauvais dosage du $FeCl_3$. En effet, les doses étant très proches les unes des autres et ne disposant que d'une pipette de 5 mL et d'une pipette de 1 mL, la dose injectée pour 35 ppm a dû légèrement divergée de la valeur théorique (6.16 mL de $FeCl_3$).

Le taux de traitement qui a l'abattement le plus conséquent est sans conteste celui à 100 ppm. Toutefois, les microorganismes situés dans les bassins d'aération ont besoin d'assimiler une certaine quantité de phosphore pour permettre une dégradation correcte de la DBO et de l'azote. Selon la FNDAE (2004), l'assimilation du phosphore équivaut à 1% de la DBO entrante. Le Cemagref expose quant à lui un autre ratio qui est de 1.4 % de la DBO. En se basant sur une moyenne de 470 kg/j de DBO en entrée de station sur l'année 2013, les masses de phosphore nécessaire à la biologie seraient de 4.7 kg/j ou de 6.58 kg/j. Afin d'assuré une quantité suffisante de phosphore à la faune et à la flore des BA, la valeur donnée par le Cemagref a été retenue.

Il en ressort donc qu'un taux de traitement de 25 ppm permet un abattement conséquent, tout en gardant assez d'orthophosphates pour le métabolisme des microorganismes.

Un taux de traitement de 25 ppm ou g/m^3 correspond environ à une dose de FeCl3 à injecter de 45 ml/m^3. Ce taux de traitement est appliqué depuis le 12 février à l'UDEP Nautil'Usses.

4.6 Suivi des concentrations en P

4.6.1 Janvier 2014

En janvier, seul l'injection en traitement tertiaire était active, avec un volume injecté moyen de 45 l/j. L'unique analyse de phosphore effectuée dans le mois montre une concentration en entrée de 9.08 mg/L de Pt et en sortie de 0.494 mg/L de Pt. Ce qui équivaut respectivement à des flux de 18.2 kg et 0.92 kg pour un rendement de 94 %. Ce réglage d'injection de réactif permettait donc de respecter la norme. Cependant, il est à noter que début février l'effluent de sortie n'était plus sous la norme. Cela s'explique par une semaine de fortes précipitations au début de ce mois alors qu'il n'y avait pas eu d'aussi longue période de pluie depuis plusieurs mois. Une injection uniquement en traitement tertiaire n'est donc pas sécuritaire, surtout par rapport à des débits entrants supérieurs à 2000 m^3/j.

4.6.2 Février à juillet 2014

Un suivi régulier des concentrations en Pt a été effectué depuis mi-février avec 2 à 3 analyses effectuées par semaine. Il en résulte le graphique suivant (fig-7).

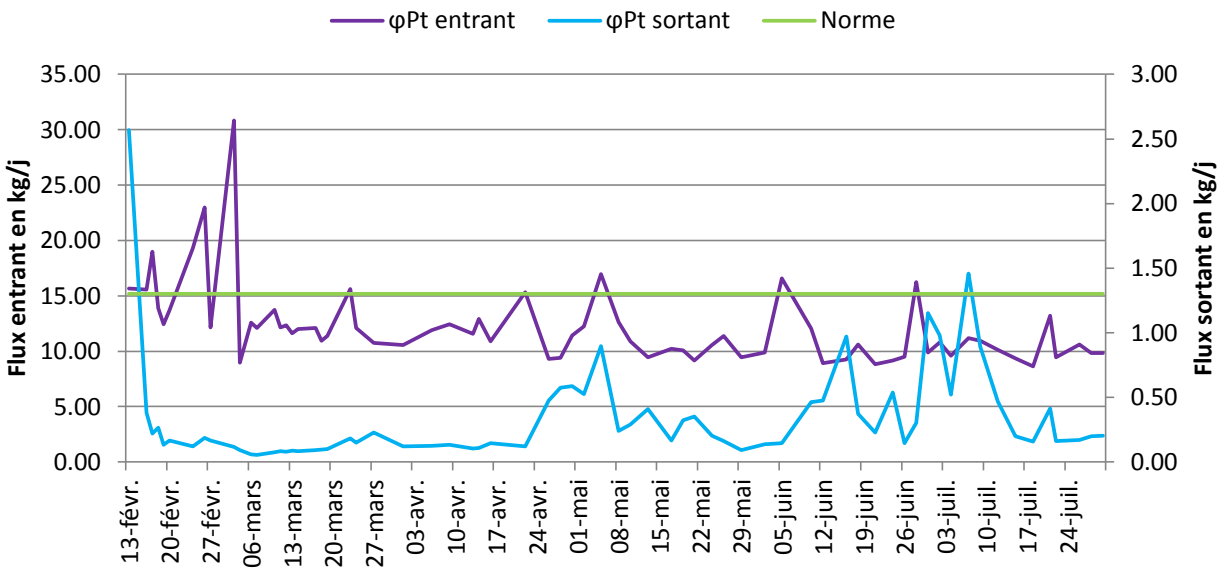


Figure 7: Flux de phosphore entrant et sortant de février à juillet 2014.

Comme on peut le constater début février, le flux de Pt en sortie était bien supérieur à la norme. Par la suite, l'injection en zone de contact a été relancée avec un taux de traitement de 45 ml/m^3, ce qui a permis de repasser sous la norme malgré un débit toujours supérieur à 2000 m^3. Par la suite, la norme de 1.3 kg/j de Pt a toujours été respectée, excepté début juillet. C'est un arrêt de l'injection en zone de contact pendant toute une semaine, additionnée à une nouvelle période intense de précipitations qui explique ce dépassement.

On peut constater à partir de mai que le flux sortant varie un peu plus. Cela est dû à des changements dans les réglages d'injection afin de diminuer la consommation journalière en $FeCl_3$, permettant d'optimiser le processus et à terme de réduire les coûts de fonctionnement. C'est notamment la cadence d'injection en traitement tertiaire qui a été augmentée, passant de 6 minutes à 15 minutes, tout en maintenant une durée d'injection de 60 secondes. Cette amélioration a permis de diminuer le volume injecté de 45 à 27 l/j à ce point. Sur cette période de 6 mois, les moyennes des flux entrants et sortants auront été de 12.25 et 0.34 kg/j.

L'arrêté ayant instauré la norme en phosphore demande en plus d'un respect d'un flux maximal, le respect d'une concentration inférieur à 0.7 mg/L ou un rendement d'élimination supérieur à 95 %. La figure 8 permet de montrer que même avec un flux de phosphore sous la norme, la concentration et le rendement peuvent parfois être au-dessus de la norme. C'est le cas début mai où le rendement reste bon mais pas la concentration, puis début et fin juin, où les deux variables dépassent la norme. Le dépassement de mai s'explique par une forte concentration en entrée (18 mg/L) et une injection de $FeCl_3$ à l'arrêt en traitement tertiaire. Pour début juin, cela s'explique également par un arrêt de l'injection tertiaire. Alors que fin juin et début juillet, ce fut un arrêt de l'injection en zone de contact, corrélé à de fortes pluies. Ainsi, de février à juillet, le rendement d'élimination moyen aura été de 97 % et la concentration de Pt en sortie de 0.26 mg/L.

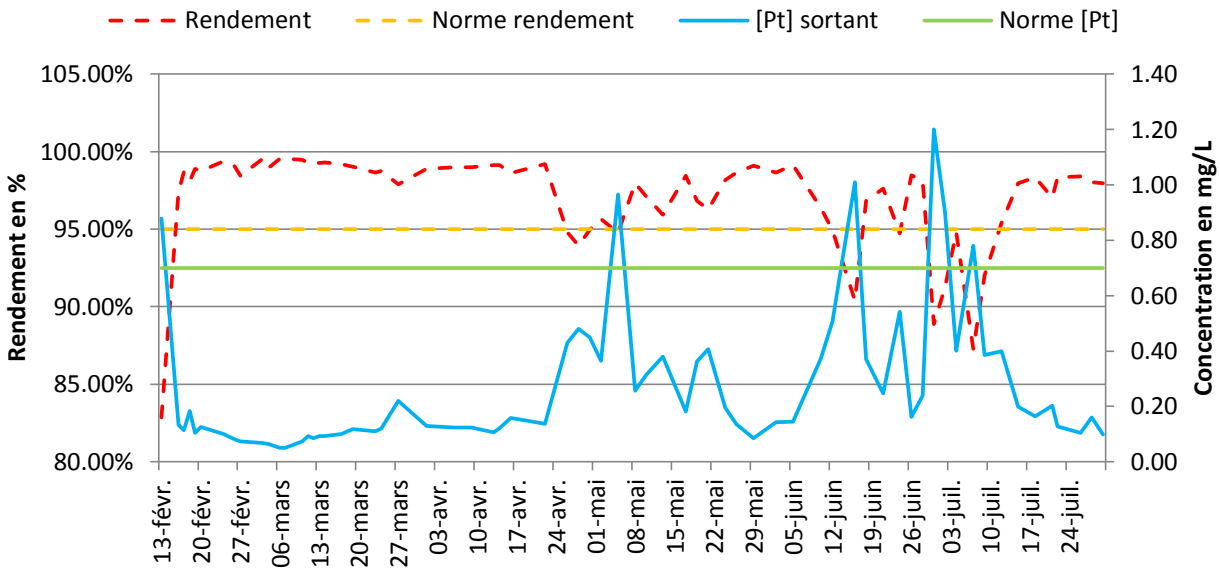


Figure 8: Concentration en phosphore en sortie et rendement d'élimination de février à juillet 2014.

L'injection de chlorure ferrique s'effectuant en deux points distincts de la station, il est également intéressant d'observer les rendements séparés des deux injections. Ainsi, le tableau 5 permet de constater des rendements très différents entre la zone de contact et le traitement tertiaire. En zone de contact, donc en injection simultanée, le rendement moyen est de 93 % alors qu'en post-précipitation (tertiaire) le rendement moyen est de 60 %. De plus, le rendement est très variable en traitement tertiaire alors que celui-ci est plutôt stable en zone de contact. Selon la FNDAE (2004), des rendements d'élimination élevés en traitement tertiaire demandent l'injection d'une quantité importante de $FeCl_3$, ce qui n'est pas compatible avec l'optimisation de ce procédé.

Tableau 5: Rendement d'élimination du Pt entre février et juillet 2014 aux deux points d'injection.

	févr-14	mars-14	avr-14	mai-14	juin-14	juil-14
Zone de contact	90%	96%	95%	95%	92%	90%
Tertiaire	76%	76%	57%	44%	50%	55%

A la vue de tous ces résultats, il parait donc judicieux de maintenir une injection en deux points avec obligatoirement une injection en zone de contact qui permet d'obtenir de très bons rendements. Quant à l'injection en traitement tertiaire, malgré ses faibles rendements, son maintien reste important afin de parfaire le travail effectuer en amont et d'assurer un respect de la norme en toutes occasions.

4.6.3 Comparaison avec le LAEPS → phosphore sortant

Afin de déterminer la justesse des résultats obtenus par microméthodes, une comparaison a été effectuée entre les données provenant de cette méthode et celles trouvées par le laboratoire agréé (LAEPS) effectuant les analyses utilisées pour la déclaration à l'agence de l'eau (fig-9 & 10).

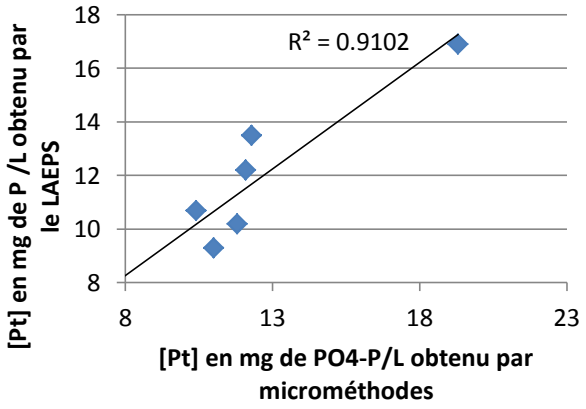


Figure 9: Concentrations en Pt en entrée de station.

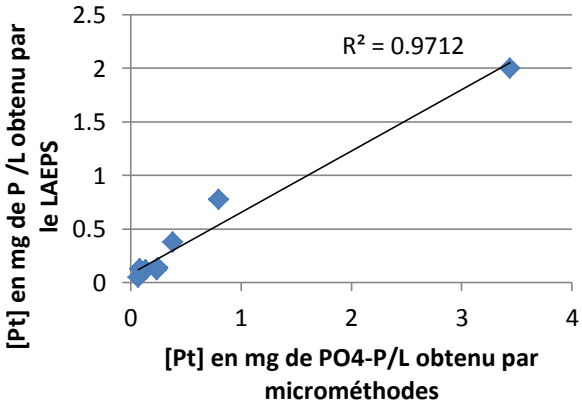


Figure 10: Concentrations en Pt en sortie de station.

On observe ainsi une très bonne corrélation entre les deux types de données avec des R^2 de 0.91 pour les concentrations en entrée de station et de 0.97 en sortie. Les microméthodes sont donc une méthode fiable qui permet une bonne estimation des concentrations entrantes et sortantes de Pt. Elles sont donc très pratiques pour effectuer un suivi régulier à moindre frais.

4.7 Ratios de suivi de la déphosphatation physico-chimique

4.7.1 Ratio ml$FeCl_3$/m^3

Le réseau de récolte en amont de l'UDEP n'étant pas entièrement séparatif, le débit entrant en station peut varier grandement en période de fortes précipitations. C'est pourquoi, l'injection en zone de contact étant asservie au débit d'eaux brutes, il est nécessaire d'effectuer un suivi du taux de traitement réel (fig-11).

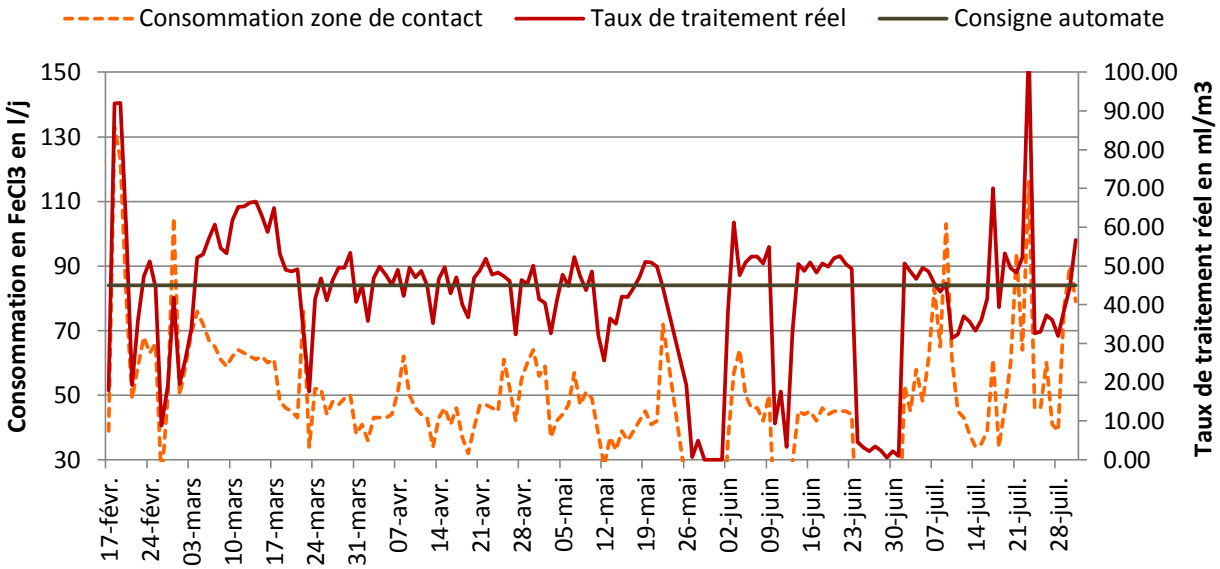


Figure 11: Taux de traitement induit par la consommation de $FeCl_3$ de février à juillet 2014.

Sur cette période de 6 mois, la consommation journalière moyenne en $FeCl_3$ est de 47 l tandis que le taux de traitement réel moyen est de 42 ml/m^3. On ne retrouve donc pas les 45 ml/m^3 donné par la consigne inscrite dans les réglages d'injection, même si cette moyenne n'en est pas tellement éloignée. De plus, ce taux de traitement réel varie continuellement et ne semble jamais stable. Cela s'explique tout simplement par les variations de débit entrant. Les valeurs nulles présentent fin mai et fin juin sont corrélées à un arrêt de l'injection en zone de contact. Les valeurs maximales quant à elles correspondent à des à-coups hydrauliques provoqués par des périodes de fortes précipitations.

Le suivi de ce ratio est très important car il permet de vérifier si la consigne d'injection est respectée et que le volume injecté ne soit pas trop élevé. C'est un outil important pour l'optimisation de l'injection et donc pour permettre l'économie de réactif. Cet indice montre également qu'un asservissement au débit n'est pas forcément la meilleure option car trop influencé par les variations de débits entrants.

4.7.2 Ratio molaire

Selon les documents techniques de la FNDAE (2004 ; 2007), un ratio molaire Fe/P significatif d'une bonne déphosphatation physico-chimique avoisine une valeur de 1 et peut même être inférieur. L'UDEP Nautil'Usses possédant deux points d'injection de $FeCl_3$, il est donc nécessaire de raisonner avec un ratio molaire pour chaque point d'injection. Les mêmes documents préconisent un ratio de 1 voire 0.7 en zone de contact et un ratio de 4 en traitement tertiaire. Ce dernier ratio est plus élevé car il faut une plus grande quantité de $FeCl_3$ pour éliminer des quantités de phosphore souvent faibles.

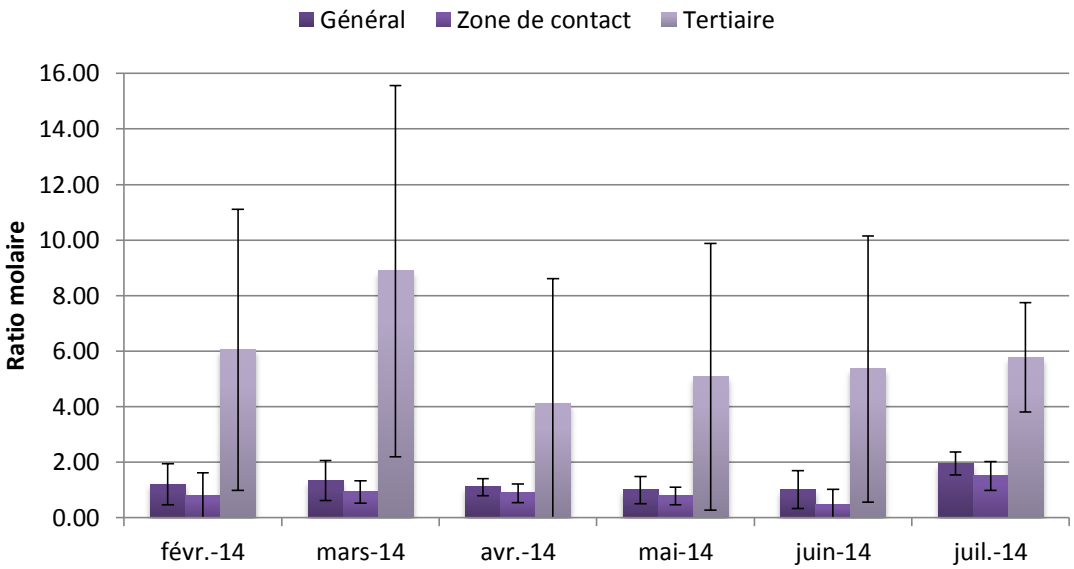


Figure 12: Ratio molaire Fe/P entre les mois de février et juillet 2014.

La figure 12 illustre les ratios moyens obtenus ces six derniers mois. Les ratios obtenus varient très peu en regroupant les deux points d'injection (général) ainsi qu'en zone de contact. En moyenne sur les 6 mois, cela donne un ratio général de 1.29 et un ratio de 0.90 en zone de contact. Les valeurs sont donc très proches des valeurs référence de la FNDAE. La seule variation à noter est en juillet avec une légère augmentation. Ceci s'explique par une longue période de précipitations, l'injection en zone de contact étant dépendante du débit entrant. En traitement tertiaire, au contraire les ratios varient entre 4 et 9 mais semblent plus stable les 3 derniers mois. Ainsi, le ratio moyen en tertiaire est de 6.11, ce qui n'est pas très éloigné du ratio à atteindre.

La valeur maximale en zone de contact est de 2.30. Cette valeur s'explique essentiellement par les variations d'injection dues à l'asservissement au débit entrant. En traitement tertiaire, ce maximum atteint 20.11. Un ratio aussi élevé en tertiaire s'explique par une quantité de phosphore trop faible par rapport à la quantité de $FeCl_3$ injecté qui est constante si des changements de réglages ne sont pas effectués. Le ratio général subit les effets cumulés de ces deux variations avec un maximum de 3.46.

Ces résultats montrent donc que l'injection en zone de contact est bien optimisée avec une quantité de Fe injecté adéquate par rapport à la quantité d'orthophosphates à éliminer, ce qui valide le jar-test effectué. La déphosphatation tertiaire n'est pas optimale mais ne consomme pas non plus trop de réactif. Pour faire baisser son ratio molaire et améliorer son rendement d'élimination, il faut donc soit diminuer la quantité de $FeCl_3$ injectée à cet endroit pour une même charge de phosphore. Soit il faudrait diminuer le rendement de la zone de contact et donc diminuer le taux de traitement appliqué. Chaque solution peut être efficace, mais des changements au niveau des réglages de l'injection simultanée augmenteraient le ratio molaire qui est optimal à cet endroit. Il serait donc plus judicieux de diminuer encore l'injection en tertiaire.

4.7.3 Ratio massique

Le ratio massique Fe/P possède une valeur stoechimétrique qui équivaut à 1.81, c'est l'unique valeur à atteindre, quel que soit le lieu d'injection. Ce ratio se basant sur les masses comme son nom l'indique, il est plus sur d'optimiser selon ce ratio car les flux de phosphore et les quantités de $FeCl_3$ sont également exprimés en fonction d'une masse. Un suivi de ce ratio a donc été effectué de février à juillet, les résultats étant regroupés dans la figure 13.

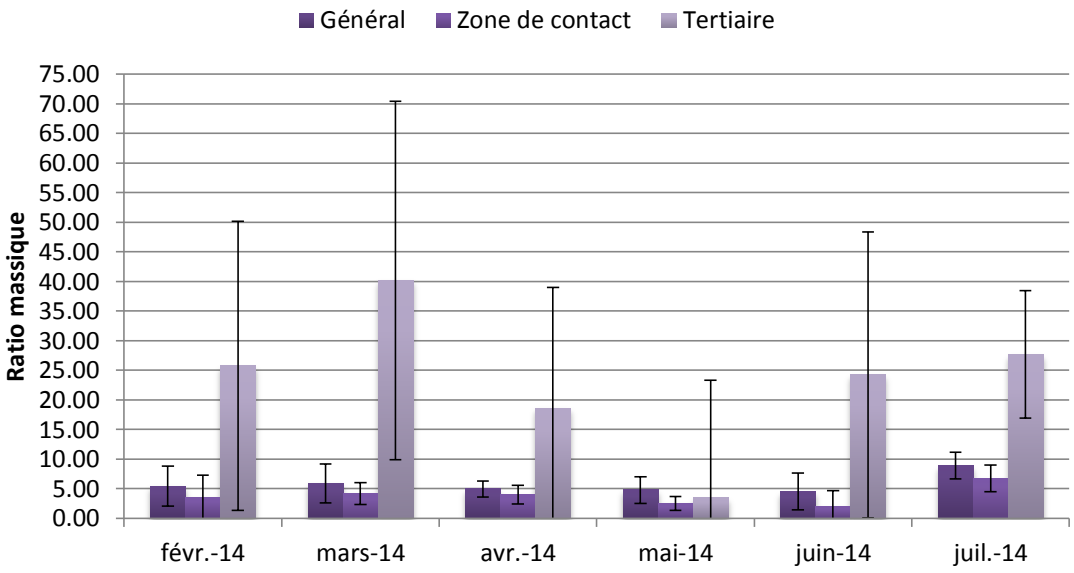


Figure 13: Ratio massique Fe/P entre les mois de février et juillet 2014.

Tout comme pour les ratios molaires, on constate que le ratio massique varie très peu pour la zone de contact et en général, alors qu'il varie énormément en traitement tertiaire. La seule variation présente s'établit en juillet pour la zone de contact. Celle-ci, tout comme pour la variation du ratio molaire, est due à la période de fortes pluies qui a augmenté l'injection de $FeCl_3$. Il y a donc eu plus de Fe et le ratio a ainsi été plus élevé. Les moyennes de ces ratios sur les 6 mois de stage sont respectivement 4.04 et 28.01 pour la zone de contact et le tertiaire et 5.86 en général. En zone de contact, il suffirait de diminuer quelque peu la quantité de $FeCl_3$ injecté pour atteindre la valeur optimale. Mais ce n'est pas le cas de l'injection en traitement tertiaire qui demanderait une diminution du volume injecté de $FeCl_3$ beaucoup plus conséquente.

Ainsi les mêmes conclusions qu'avec le ratio molaire peuvent être énoncées. En zone de contact, les variations sont dues à l'asservissement au débit, il est donc nécessaire d'optimiser cette asservissement au mieux pour limiter les volumes d'injection trop élevés en période de pluies. En traitement tertiaire, il est préférable de diminuer la quantité de $FeCl_3$ injectée en changeant les paramètres de cadence/durée.

4.7.4 Répartition zone contact/tertiaire

A la vue, des caractéristiques techniques de l'UDEP, un autre indice est intéressant à suivre. Cet indice est le pourcentage de répartition du volume de $FeCl_3$ injecté entre la zone de contact et le traitement tertiaire. La FNDAE (2004 ; 2007) préconise un pourcentage plus élevé en zone de contact. Cela permet de limiter la consommation en $FeCl_3$. De ce fait, les ratios préconisés sont 80/20 à 70/30.

Le tableau 6 illustre un ratio de répartition variable dont les causes ont été énoncées précédemment. De mars à juin, les ratios de répartitions sont très bons. Les faibles pourcentages obtenus en zone de contact en février et en juin s'expliquent par l'arrêt de l'injection à cet endroit. Le ratio moyen sur cette période est de 67/33, il est donc proche des recommandations de la FNDAE. Cependant, l'injection reste encore une fois tout à fait optimisable. La solution majeure étant de diminuer la quantité de $FeCl_3$ injecté en traitement tertiaire afin de faire diminuer son pourcentage de répartition et de le faire augmenter en zone de contact.

Tableau 6: Répartition du volume de $FeCl_3$.

	févr-14	mars-14	avr-14	mai-14	juin-14	juil-14
Zone de contact	54,75%	70,63%	77,81%	75,81%	52,00%	64,59%
Tertiaire	45,25%	29,37%	22,19%	24,19%	48,00%	35,41%

4.8 Solutions d'optimisation

Les résultats précédents ont montré que l'asservissement au débit entrant en zone de contact est à l'origine d'une surconsommation de réactif du fait des fortes augmentations de débit lors d'évènement pluvieux. Quant à l'injection en traitement tertiaire, une diminution de la consommation de $FeCl_3$ est nécessaire. Cependant, c'est une démarche qui reste difficile à appliquer lors de forts débits car une quantité faible de $FeCl_3$ est synonyme de longue cadence/durée, plus de 15 minutes. Les pas de temps sont donc trop importants par rapport à un temps de séjour des effluents très court. Ces derniers n'ont donc pas le temps d'être traité intégralement par le $FeCl_3$, ce qui peut induire un dépassement de la norme en phosphore. Il est donc nécessaire de trouver des solutions à ces problèmes.

4.8.1 Réglages des consignes d'asservissement

La supervision de la station permet en plus du réglage d'un taux de traitement pour la zone de contact, un réglage des plages de débit correspondant à un temps sec ou un temps pluvieux. Ce réglage s'exprime par un seuil bas et un seuil haut de débit horaire. Au-delà de ces marges, l'injection de $FeCl_3$ se fait selon une cadence-durée, ce qui permet d'éviter une consommation abusive de réactif. Avant février, ces plages étaient réglées pour que la cadence-durée ne soit jamais atteinte et donc que l'injection ne soit que purement asservie au débit entrant. L'optimisation de ces seuils peut donc permettre de minimiser la consommation en $FeCl_3$ lors d'évènement pluvieux continus.

Il a également été constaté que de longues périodes de précipitations diminuent l'efficacité de l'injection en traitement tertiaire. En effet, le temps de séjour des effluents dans le poste de relèvement est trop court par rapport à une durée d'injection d'1 minute toutes les 15 min. Il est donc nécessaire de diminuer la cadence.

Ainsi les réglages suivants ont été effectués :

- Zone de contact : 1 minute d'injection toutes les 15 minutes avec un seuil bas de 30 m^3/h et un seuil haut de 70 m^3/h ;
- Traitement tertiaire : en temps normal 1 minute d'injection toutes les 15 minutes suffit à maintenir l'effluent sous la norme mais en temps de pluie une cadence de 6 minutes est un réglage plus sûr qui permettra le respect de la norme.

4.8.2 Changement de l'asservissement en traitement tertiaire

La première action à entreprendre pour l'injection tertiaire est d'instaurer un suivi plus précis, en créant des bilans horaires du débit entrant en traitement tertiaire et du volume de $FeCl_3$ injecté. Ces données permettraient de constater si l'injection est suffisante par rapport au débit passant à l'échelle de l'heure. Les interventions sur les réglages en cas d'à-coup hydraulique seraient ainsi plus rapides. Néanmoins, cette solution ne permet pas de palier au défaut de la cadence/durée, en l'occurrence, des cadences d'injection trop longue par rapport à un temps de séjour des effluents court en période pluvieuse.

Opter pour un asservissement au débit en traitement tertiaire est donc à envisager. Cette méthode permettrait ainsi d'injecter en fonction du temps de séjour des effluents dans le poste de relevage. Avec une injection effectuée selon un taux de traitement obtenu par jar-test et une injection effectuée au maximum toutes les 15 minutes, les effluents seraient traités en intégralité. Quant aux variations dues à de forts débits (temps de pluie), elles peuvent être limitées par l'instauration de seuils de débit. Lorsque ces marges sont dépassées, l'injection se fait selon une consigne minimum de cadence/durée qui permet le respect de la norme.

4.8.3 Analyseur phosphore total et phosphates en sortie

Un analyseur de phosphore total ou de phosphate installé en sortie de station peut permettre un suivi quasi instantané des concentrations en sortie. Cette solution permet ainsi d'anticiper les dépassements de norme, d'optimiser les réglages d'injection en temps réel et de diminuer les coûts de fonctionnement. La société Hach Lange, leader dans l'équipement électronique d'analyse d'eau, propose deux analyseurs, tous deux basés sur une colorimétrie puis une analyse photométrique. Phosphax SC permet de doser les phosphates sur une plage de concentration allant de 0.05 à 15 mg/L. L'intervalle de mesure est réglable entre 5 et 120 minutes. Quant à Phosphax sigma, sa plage d'analyse se situe entre 0.01 à 5 mg/L et les mesures se font toutes les 10 minutes. L'inconvénient de ce deuxième appareil est qu'il ne peut être installé en extérieur.

Les analyseurs n'étant pas de simple sonde, leur coût d'installation est élevé avec un montant supérieur à 10 k€. De plus, les réactifs utilisés dans ces procédés reviennent à une dépense de 1 000 € par année. D'autres constructeurs proposent le même type d'analyseur photométrique comme Endress Hauser mais il n'existe pas de sonde de mesure direct comme les sondes pH, MES ou NH^{4+}. Cette solution demande donc un investissement important et ne permet pas de s'affranchir des réglages manuels des injections de $FeCl_3$.

4.8.4 Asservissement au flux de phosphore total

L'asservissement le plus optimal reste dans tous les cas un asservissement au flux de phosphore ou de phosphates. Ce réglage prend à la fois en compte le débit et la concentration et permet ainsi de doser le $FeCl_3$ au plus juste car l'injection se fait entièrement par rapport à cette charge exprimée en kg/j.

Pour ce faire, un analyseur phosphates ou phosphore total est nécessaire. A nouveau, Hach Lange propose un dispositif complet basé sur son analyseur Phosphax SC. Comme énoncé précédemment les mesures sont quasi instantanées, ce qui entraine une injection de réactif en temps réel. Le mécanisme, nommé RTC P, nécessite un temps de réglage minimal avec une consigne minimal de flux à atteindre qui peut être changée à tout moment. Deux modes sont possibles : un mode ouvert qui fonctionnera selon les flux entrants et les ratios molaires voulus ou un mode fermé qui se base sur le flux sortant et selon un PID. Ce dernier mode est donc plus sécuritaire surtout sur l'UDEP Nautil'Usses qui a une norme en Pt très basse. Le dispositif s'installe au niveau du bassin d'aération et nécessite un système de filtration et de pompage avant l'analyseur phosphates. Un boitier d'acquisition des données y est relié, puis un régulateur WTOS qui intègre le débit entrant et la concentration, calcule le dosage à injecter et envoie la consigne aux pompes d'injection.

En plus d'un temps de réglages minimal, le dispositif nécessite peu de maintenance avec un nettoyage préconisé toutes les 2 semaines (filtres et sondes). Néanmoins, c'est un procédé très couteux qui revient à environ 30 k€ mise en service comprise, avec en plus 1000 € de réactifs par an. Un investissement aussi conséquent peut être amorti en 4 à 5 ans, si la consommation initiale en réactif avant mise en route du procédé dépassait les 60 tonnes par année.

Cette solution est onéreuse mais ne demande pas de temps de réglages aussi important qu'un analyseur en sortie seul. De plus, elle permet une économie en $FeCl_3$ non négligeable, du fait du caractère instantané du processus. Ce système permet donc une optimisation performante de la déphosphatation. Toutefois, la station étant pourvue de deux BA et de deux points d'injection de $FeCl_3$, l'installation du procédé semble plus complexe. Cela nécessite plus de réflexion sur la mise en place mais reste néanmoins envisageable.

4.9 Surproduction de boues

Selon FNDAE (2004), la déphosphatation physico-chimique des eaux usées produit moins de boues supplémentaires que le procédé biologique. Pour corroborer cette affirmation, des calculs théoriques proposés par ce même organisme (2007) permettent de se faire une idée sur la quantité de boues physico-chimiques produites. Il en découle les résultats suivants pour l'UDEP Nautil'Usses (fig-14). Ces calculs ont été effectués uniquement sur l'injection en zone de contact pour les deux raisons :

- En traitement tertiaire, avec un volume optimal de 27 l/j de $FeCl_3$, très peu de boues sont produites, moins de 10 kg par jour ;
- Les quelques boues produites en tertiaire sont piégées dans les Hydrasand et ne rejoignent pas la filière traitement des boues.

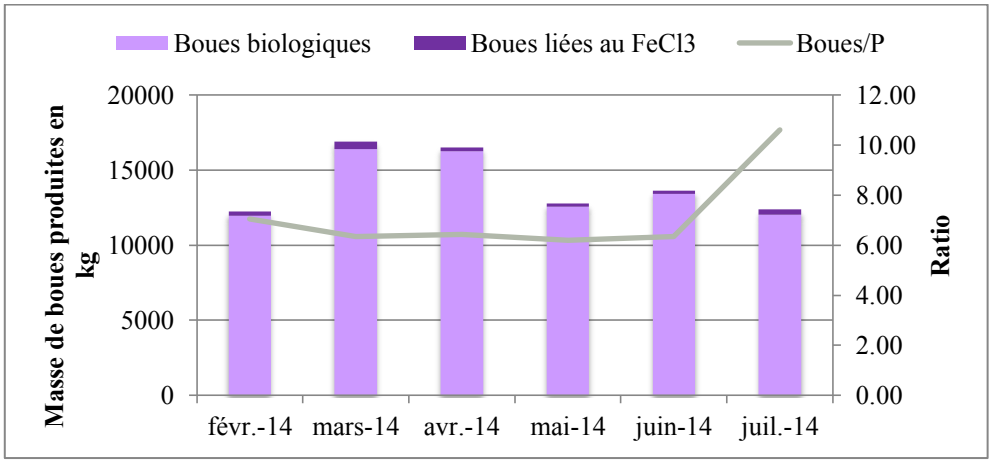


Figure 14: Proportions de boues biologiques et de boues physico-chimiques entre février et juillet 2014.

Les résultats obtenus montrent que la production de boues liées au $FeCl_3$ est négligeable par rapport à la quantité de boues totale. Ces boues minérales représentent moins de 5 % de la masse totale de boues. Le ratio boues physico-chimiques sur phosphore permet d'appréhender les proportions de complexes $FePO_4$ et Fe(OH) et de voir le rendement des réactions entre les ions Fe^{3+} et les ions PO_4^{3-} ou OH^-. Le ratio $FePO_4$/P étant égal à 4.87, plus le ratio boues/P s'en approche moins il y a de boues hydroxydes, ce qui implique que le Fe se lie plutôt au P qu'aux OH^-. Cela traduit donc un volume d'injection en réactif optimal par rapport aux flux de Pt. Les résultats montrent un ratio variant entre 6 et 10 et ayant diminué depuis février 2014. Il y a donc présence de complexes FeOH mais moins que les $FePO_4$. En supposant, que le fer se lie préférentiellement avec le phosphore, cela traduit une baisse du volume d'injection et donc une économie en $FeCl_3$ pour une charge entrante de Pt inchangée. Pourtant, on peut constater une nette hausse du ratio en juillet. Ceci s'explique par une période de précipitations intenses qui a affecté l'injection de $FeCl_3$. Le Fe a ainsi été appliqué en excès par rapport au Pt, induisant la formation d'une quantité plus importante de FeOH.

En conséquence, la déphosphatation physico-chimiques est donc bien peu productrice de boues supplémentaires par rapport à la production de boues dues aux traitements du carbone et de l'azote. Toutefois, un apport modéré de boues physico-chimiques peut être bénéfique pour une STEP. Les boues sont en effet plus minérales, ce qui augmente le taux de matières volatiles sèches des boues épaissies en silo. Ainsi, la déshydratation de ces boues est plus aisée et permet de diminuer l'ajout de réactif (polymère) lors de ce procédé (FNDAE, 2004).

4.10 Coût prévisionnel de la consommation en $FeCl_3$

Les méthodes de calculs pour estimer le coût du à la consommation en $FeCl_3$ peuvent se baser soit sur les ratios molaires, soit sur le ratio massique Fe/P. De plus, les ratios utilisés dans ces opérations peuvent être les ratios à atteindre ou les ratios réels. Ainsi, les calculs ont été effectués selon tous ces facteurs. Le tableau 7 regroupe les résultats obtenus avec les ratios molaires à atteindre, établis à 0.7 pour la zone de contact et à 4 pour le traitement tertiaire et un ratio massique stœchiométrique de 1.8.

Tableau 7: Coût prévisionnel selon les ratios molaires et le ratio massique à atteindre.

Type	Flux	Avec ratio molaire			Avec ratio massique		
		Conso FeCl3	Conso an	Cout an	Conso FeCl3	Conso an	Cout an
	kg/j	*t/j*	*t*	€	*t/j*	*t*	€
2.0 g P/EH	16	0.12	44.73	14 312.93 €	0.06	21.05	6 734.42 €
1.5 g P/EH	12	0.09	31.32	10 023.50 €	0.04	13.39	4 283.31 €
2013/2014	13	0.09	**34.67**	**11 095.86 €**	0.04	**15.30**	**4 896.09 €**
mini	7	0.04	14.57	4 661.70 €	0.01	3.81	1 219.43 €
max	30	0.25	91.64	29 325.97 €	0.13	47.85	15 313.29 €

Quant au tableau 8, il regroupe les résultats correspondant aux ratios moyens obtenus entre les mois de février et juillet 2014 qui sont 0.9 et 6.11 en ratio molaire pour la zone de contact et le traitement tertiaire et 5.86 pour le ratio massique.

Tableau 8: Coût prévisionnel selon les ratios molaires et le ratio massique de février à juillet 2014.

Type	Flux	Avec ratio molaire			Avec ratio massique		
		Conso FeCl3	Conso an	Cout an	Conso FeCl3	Conso an	Cout an
	kg/j	*t/j*	*t*	€	*t/j*	*t*	€
2.0 g P/EH	16	0.16	59.82	19 143.15 €	0.19	68.13	21 803.14 €
1.5 g P/EH	12	0.12	42.59	13 628.16 €	0.12	43.34	13 867.51 €
2013/2014	13	0.13	**46.90**	**15 006.90 €**	0.14	**49.54**	**15 851.42 €**
mini	7	0.06	21.05	6 734.42 €	0.03	12.34	3 947.98 €
max	30	0.33	120.14	38 445.62 €	0.42	154.93	49 577.84 €

Les calculs ont été effectués selon différentes charges entrantes en phosphore. Les cas étudiés sont les suivants : selon la charge par EH moyenne établie par le Cemagref, soit selon la charge moyenne entrante de ces dernières années, soit selon la charge entrante sur les années 2013/2014, soit les charges minimales et maximales constatées ces dernières années.

Dans le 1er cas, les résultats avec ratio molaire et ratio massique divergent grandement. Les plus intéressants pour la station sont ceux obtenus avec la charge moyenne de ces dernières années et celle de 2013/2014. Avec les ratios molaires à atteindre, la consommation en $FeCl_3$ serait de 30 à 35 t/an avec un coût maximum de 11 k€. Alors qu'avec le ratio massique stœchiométrique, la consommation serait moindre avec au maximum 15 t/an et un coût de 5 k€. Il s'avère donc plus rentable d'optimiser selon le ratio massique. Dans le 2ème cas, comme les ratios utilisés sont les ratios réels, les résultats sont plus cohérents. Il en ressort donc une consommation moyenne d'environ 50 t/an pour un coût maximum de 16 k€.

Le fonctionnement d'une UDEP étant très complexe, le moindre changement peut affecter tous les types de process. Cette consommation théorique de 50 t/an de chlorure ferrique est donc à prendre avec des pincettes. Toutefois, à la vue des coûts correspondant aux ratios à atteindre, cette consommation peut être nettement diminuée, en optimisant encore un peu plus les ratios molaires et massique.

Conclusions et perspectives

La déphosphatation physico-chimique est un procédé très efficace mais dont le principal désavantage est le coût en réactif. C'est pourquoi il est nécessaire d'optimiser au mieux l'injection de ce réactant afin d'effectuer des économies. L'UDEP Nautil'Usses est caractérisée par une norme en Pt très base, ce qui rend l'enjeu d'une optimisation encore plus difficile. En effet, il faut diminuer les quantités de chlorure ferrique injectées, tout en prespectant la norme. L'asservissement des pompes d'injection en FeCl3 de la station d'Allonzier-la-Caille nécessite un suivi régulier des flux en phosphore ainsi que des volumes de FeCl3 car malgré un taux de traitement et des cadences/durées d'injection optimisés, un dépassement de la norme n'est pas à exclure en cas de périodes de fortes précipitations. Cela représente un temps non négligeable d'exploitation lié uniquement au traitement du phosphore.

Dans le cas où la CCPC voudrait s'affranchir de ce temps supplémentaire de travail, il existe des solutions d'asservissement plus adaptées comme l'asservissement au flux d'orthophosphates tels que le dispositif proposé par Hach Lange. C'est une solution onéreuse mais qui permet à la fois de palier au temps supplémentaires de réglages et d'optimiser l'injection en FeCl3 instantanément selon le flux de phosphates entrant. Elle permet donc de faire des économies supplémentaires au niveau de la consommation en réactif et au niveau du temps de travail exclusivement dédié à la déphosphatation.

Ce stage de 6 mois au sein de la CCPC fut pour moi une expérience très enrichissante. Réduire l'injection en chlorure ferrique tout en respectant la norme en phosphore de l'UDEP Nautil'Usses ainsi qu'en considérant une injection en deux points fut un vrai enjeu, presque un défi. Travailler au sein de cette station d'épuration m'a également permis de mieux appréhender le fonctionnement du traitement par boues activées ainsi que le fonctionnement du traitement des boues par déshydratation. Il m'a été donné de participer aussi bien au travail administratif qu'au travail de maintenance de cette station, rendant ma première expérience professionnelle très complète. En supplément de mon travail sur la déphosphatation et au sein de la station, j'ai également participé à l'exploitation des stations à filtre planté de roseaux. L'une d'entre elles, présentant un dysfonctionnement, il est m'a été possible d'étudier et d'envisager des solutions à ce problème.

De plus, il m'a été permis de découvrir d'autre attrait de la fonction publique. Comme la participation à des contrôles de branchement d'abonnés me permettant ainsi de voir le travail effectué en amont de la STEP. J'ai également pu appréhender le domaine des marchés publics en participant à l'analyse d'offres et au choix de prestataire pour la mise en place d'un Schéma Directeur d' Assainissement.

Ce fut donc un stage pluridisciplinaire et très passionnant, dans une collectivité dynamique et soucieuse de la protection de son milieu naturel, ce qui est pour moi une notion très importante dans un monde encore trop peu alerté et investit dans la protection de l'environnement.

Bibliographie

Aubert C., janvier/février/mars 2007, Le phosphore, TeMA n°1.

Banas D. et Lata J-C., 2004, Les phosphates, Université Paris-Sud, Laboratoire d'Ecologie.

Bassompierre C., 2007, Procédés à boues activées pour le traitement des effluents papetiers : de la conception de pilotes à la validation des modèles, thèse d'Etat, institut national polytechnique de Grenoble, 230p.

Canler J.P., Perret J.M., Duchêne P., Cotteux E., 1999, Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées, Cemagref édition, 149p.

CEMAGREF, 2010, Phosphore des eaux usées : Etat des lieux et perspectives, Stricker A-E., Héduit A..

Degrémont, 2005, Mémento technique de l'eau, tome 1 & 2, 10ème édition, Lavoisier.

Fond National pour de Développement des Adductions d'eau (FNDAE), 2004, Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, CEMAGREF, n°29.

Fond National pour de Développement des Adductions d'eau (FNDAE), 2007, Les Clari-floculateurs : plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire, CEMAGREF, n° 35, Fiches n° 3 à 7.

Forest Products Association of Canada (fpac), 2008, Meilleures pratiques de gestion dans l'utilisation des nutriments pour le traitement des effluents.

Journal Official de la République Française n°162 (JORF), 14 juillet 2007, www.legifrance.gouv.fr.

Lacroix S., 2008, Étude des mécanismes physiologiques et moléculaires de la filamentation de Sphaerotilus natans, bactérie modèle du foisonnement invasif en boues activées, thèse d'Etat, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), 303p.

Office Internationale de l'Eau (OIEau), 2010, Exploitation d'une station d'épuration –Niveau 1-.

Office Internationale de l'Eau (OIEau), 2011, Boues activées –Niveau 2 : Mesures et diagnostics-.

Pandolfi D., 2006, Caractérisation morphologique et physiologique de la biomasse des boues activées par analyse d'images, thèse d'Etat, institut national polytechnique de Lorraine, 142p.

Ricklefs Robert-E. et Miller Garry-L., 2003, Ecologie, Traduction de la 4ème édition, De Boeck.

Spérandio M., Queinnec I., 2011, Observateur de l'activité biologique et de la charge d'une station en aération alternée, Sciences et technologies de l'automatique, 6 p.

Syndicat Mixte d'Exécution du Contrat de Rivières des Usses (SMECRU), 2014, Dossier de Presse de la signature du contrat du 29 janvier 2014.

Annexes

Table des annexes

ANNEXE 1 : SYNOPTIQUE DE L'UDEP NAUTIL'USSES 2

ANNEXE 2 : DEPHOSPHATATION BIOLOGIQUE 3

ANNEXE 3 : PHOTOS DES DIFFERENTES FILIERES 4

ANNEXE 4 : JAR-TEST 14

ANNEXE 5 : CALCUL THEORIQUE DE LA FNDAE 15

Annexe 1 : Synoptique de l'UDEP Nautil'Usses

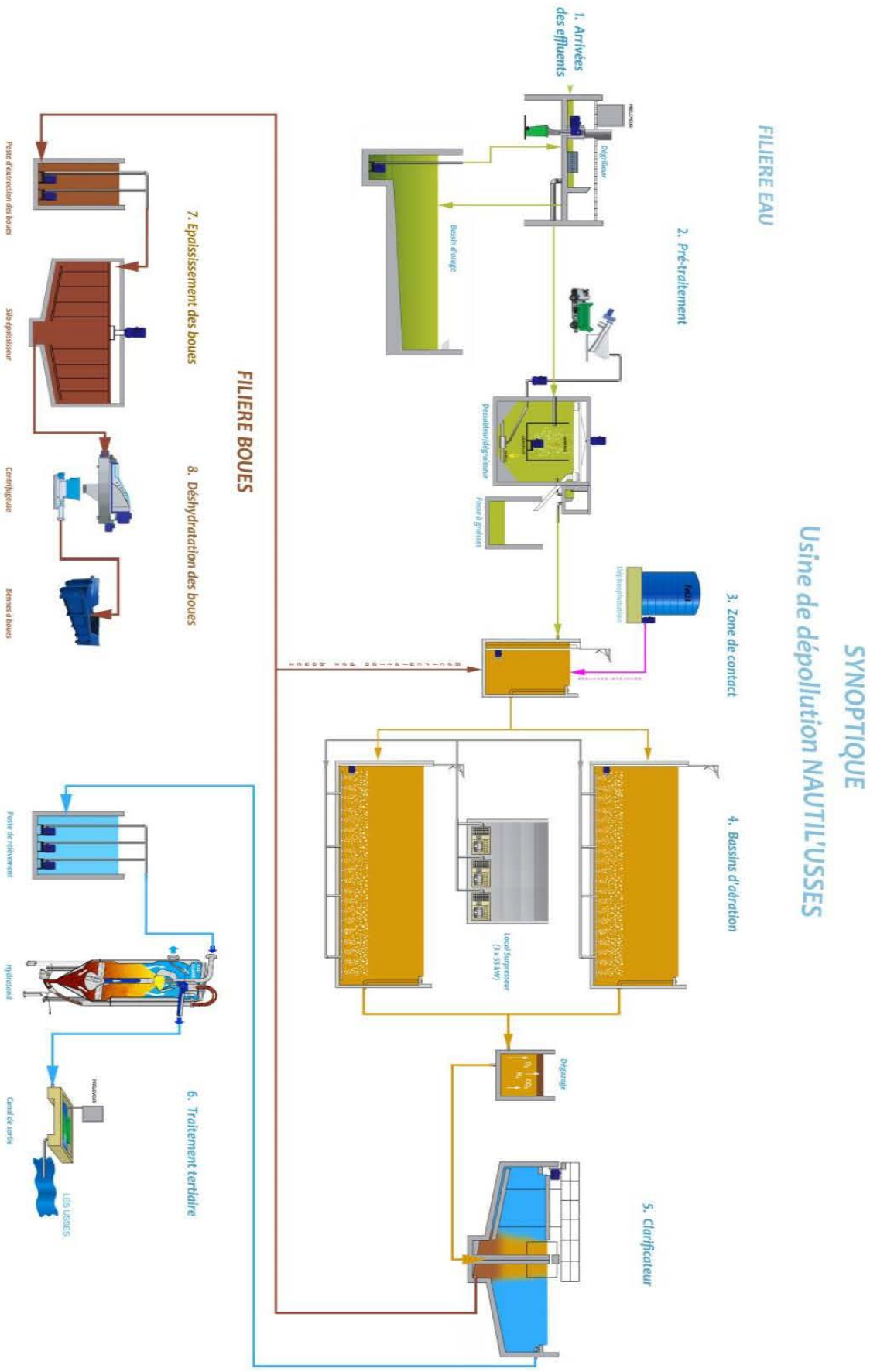


Figure 15: Synoptique de l'UDEP le Nautil'Usses.

Annexe 2 : Déphosphatation biologique

Lors des séquences d'anaérobies, des bactéries acétogènes (*Aeromonas*) vont consommer le substrat carboné des effluents urbains et produire de l'acétate en contrepartie. Ce composé est par la suite réutilisé par les bactéries accumulatrices de poly-P, de type *Acinetobacter* et *Moraxella*, pour être stocké sous forme de polyhydroxybutyrate (PHB). L'énergie nécessaire pour ce processus provient du stock de poly-P des bactéries qui après hydrolyse, est relargué sous forme de phosphate dans le milieu. Cette succession d'évènements est limitée par l'acétogénèse, car lorsque l'acétate vient à manquer, les individus stockeurs de poly-P sont privés de substrat et ne peuvent pas être actifs. De plus, la formation d'acétate ne démarre qu'en l'absence de nitrates car le métabolisme de dénitrification est moins demandeur d'énergie que celui de l'acétogénèse (Degrémont 2005).

Par la suite, pendant la phase d'aérobie, les *Acinetobacter* et *Moraxella* peuvent déclencher leur métabolisme grâce à la présence d'oxygène. Le PHB est alors utilisé comme substrat à la place de l'acétate, permettant ainsi aux bactéries de puiser le phosphore du milieu pour refaire leur réserve de poly-P (fig-1). Cette utilisation du P étant beaucoup plus importante que le relarguage de phosphates en phase anaérobie, une élimination conséquente du phosphore des effluents se met en place. Par la suite, le phosphore se retrouve dans les boues qui sont évacuées pour traitement (Degrémont 2005).

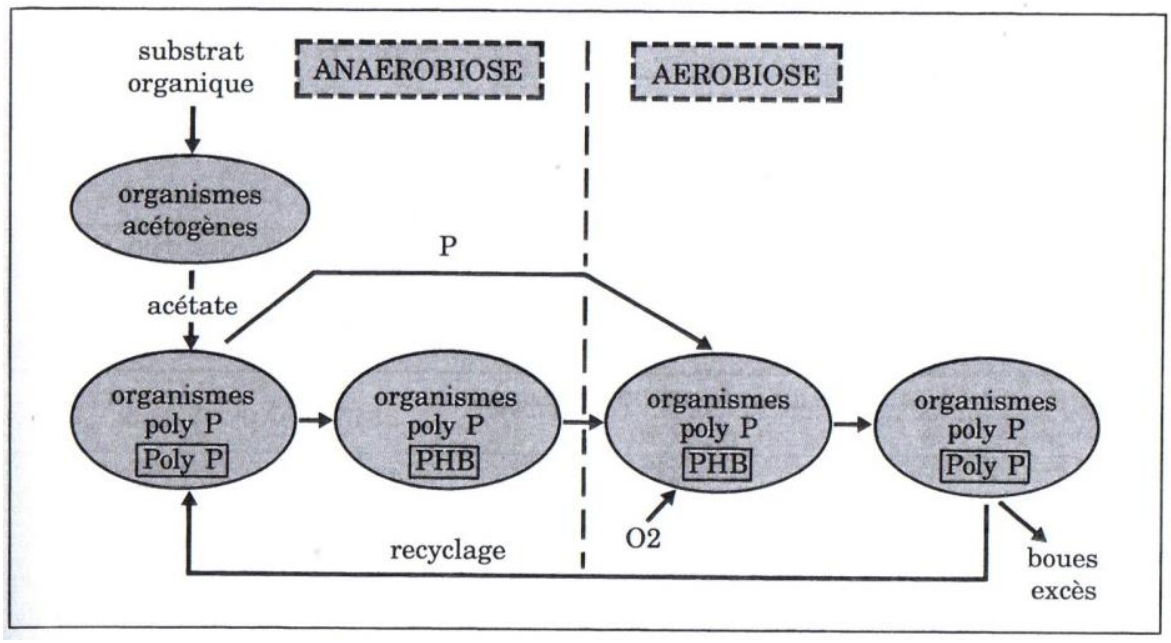


Figure 16: Phénomènes mis en jeu en déphosphatation biologique, d'après Degrémont 2005.

Annexe 3 : Photos des différentes filières

Photo 1: Ouvrage d'acquisition des eaux brutes.

Photo 2: Bassin d'orage.

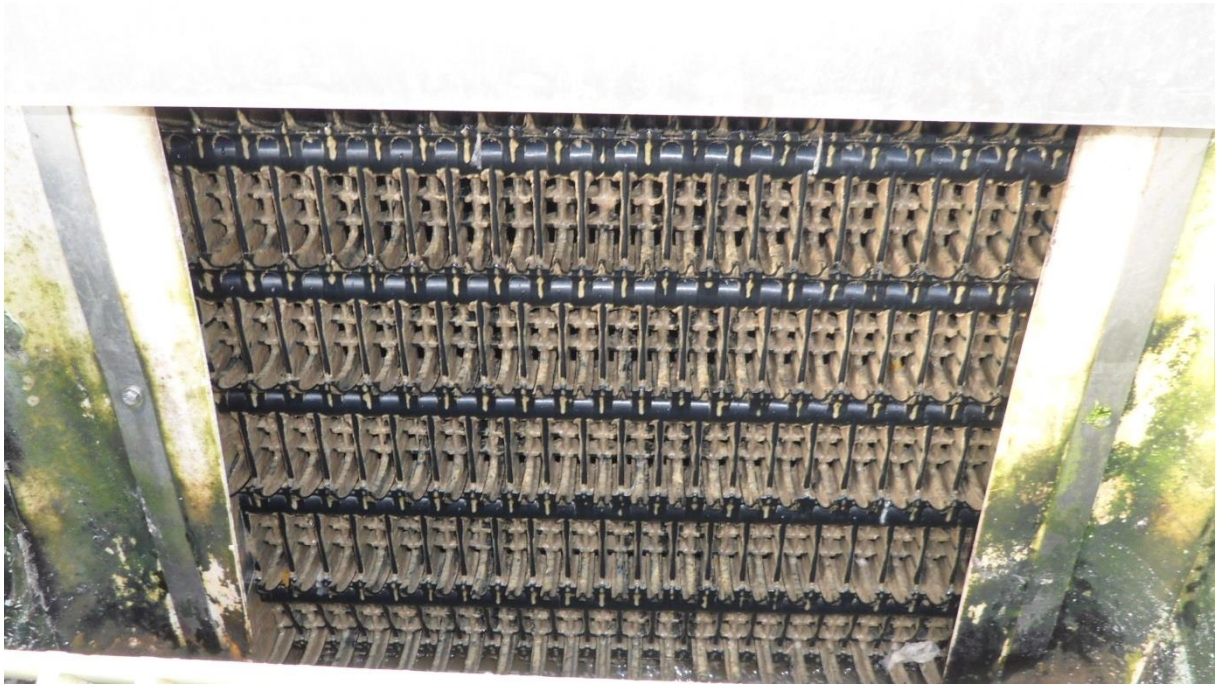


Photo 3: Dégrilleur.

Photo 4: Dégraisseur/dessableur.

Photo 5: Zone de contact (zone tampon et répartition des effluents vers les BA.

Photo 6: Bassin d'aération ancien (rectangulaire).

Photo 7: Bassin d'aération récent (rond).

Photo 8: Dégazeur.

Photo 9: Clarificateur.

Photo 10: Poste de relèvement tertiaire.

Photo 11: Hydrasand (filtres à sable).

Photo 12: Cuve de stockage pour chlorure ferrique.

Photo 13: Coffret et pompes d'injection du chlorure ferrique.

Photo 14: Silo épaississeur.

Photo 15: Cuve et préparation polymère pour la centrifugeuse.

Photo 16: Centrifugeuse (déshydratation des boues).

Photo 17: Benne à boues déshydratées.

Annexe 4 : Jar-test

Les jar-tests sont des expériences qui permettent de définir au mieux le taux de traitement à appliquer pour un réactif physico-chimique. Ce type de test est nécessaire pour optimiser l'injection de $FeCl_3$ en zone de contact de la station. Pour effectuer cette analyse, il est nécessaire de prélever une quantité assez importante d'effluent à traiter (10 litres) sur lequel on mesure le pH et la concentration en P. Pour chaque taux de traitement à tester, on dispose 1 litre d'échantillon dans un bécher que l'on met à agiter. Les doses croissantes de réactifs sont à introduire simultanément dans tous les contenants. Ces doses sont définies préalablement à l'aide de la formule suivante :

$$Vp = \frac{Tx \times V}{Cr}$$

Avec :

Vp = volume à pipeter pour le test en mL

Tx = taux de traitement à appliquer en g/m^3

V = volume d'effluent à traiter en L

Cr = concentration du réactif en g/L

Par la suite, l'agitation est maintenu pendant 3 à 5 minutes pour homogénéiser le mélange, puis les échantillons sont laissés au repos entre 15 et 30 minutes, afin de laisser décanter les flocs physico-chimiques formés et de récupérer le surnageant. Le pH et la concentration en phosphore sont ensuite contrôlés pour choisir le meilleur taux de traitement (OIEau, 2011).

Annexe 5 : Calcul théorique de la FNDAE

Volumes théoriques de chlorure ferrique

Les calculs théoriques de la consommation en chlorure ferrique et ceux permettant le suivi du traitement physico-chimique sont basés sur deux notions essentielles : le ratio massique et le ratio molaire Fe/P. Le premier est constant et vaut 1,81 alors que le second dépendra de la charge de phosphore à traiter, du rendement voulu et donc de la quantité de fer à appliquer. Ainsi selon le ratio molaire choisi, il est possible de vérifier l'écart entre les volumes théoriques de chlorure ferrique à appliquer et les volumes réellement appliqués. Les calculs utilisés sont les suivant :

$$P_{à_éliminer}(kg/j) = P_{entrant}(kg/j) - P_{sortant}(kg/j) - P_{essentiel_à_la-bio}(kg/j)$$

$$Fe_{à_appliquer}(kg/j) = P_{à_éliminer} \times 1.81 \times ratio_molaire_choisi$$

$$Conso_FeCl3(l/j) = \frac{Fe_{à_appliquer}}{0.19596(kg/L)}$$

Avec 0,19596 kg/L la masse de Fe présente dans 1 litre de solution commerciale à 40 % de $FeCl_3$.

Vérification du taux de traitement et du ratio molaire

Les calculs permettant de vérifier le taux de traitement et le ratio molaire appliqués sont basés sur la consommation réelle de chlorure ferrique, ce qui donne les équations suivantes :

$$Fe_{appliqué}(kg/j) = Conso_FeCl3(l/j) \times 0.19599$$

$$Taux_traitement(g/m^3) = \frac{Conso_FeCl3(l/j) \times 40\% \times Densité_FeCl3(g/L)}{Débit_eau_brute(m^3/j)}$$

$$Taux_de_traitement(ml/m^3) = \frac{Taux_traitement(g/m^3)}{Masse_volumique_FeCl3(g/L)} \times 1000$$

$$Ratio_molaire_réel = \frac{Fe_{appliqué} / P_{à_éliminer}}{1.81}$$

Avec la densité du chlorure ferrique équivalente à 1420 g/L et sa masse volumique à 568 g/L.

Boues supplémentaires

$$Boues_FePO(kg/j) = 4.87 \times P_{à_éliminer}(kg/j)$$

$$Boues_Fe(OH)(kg/j) = (Fe_{appliqué}(kg/j) - Fe_{utilisé_P}(kg/j)) \times 1.91$$

$$Boues_pc_totale(kg/j) = Boues_FePO + Boues_Fe(OH)$$

Avec : 4,87 le ratio massique FePO/P ;

1,91 le ratio massique Fe(OH)/Fe ;

$Fe_{utilisé_P} = 37.1\% \times Boues_FePO$.

Les 37,1 % représentent la proportion de Fe dans une molécule de $FePO_4^{3-}$.

Etude sur l'optimisation du process de déphosphatation physico-chimique de l'UDEP Nautil'Usses d'Allonzier-la-Caille

Mise en place d'indicateurs de suivi et régulation de l'injection en réactif

Résumé :

L'Unité de Dépollution des Eaux Usées Nautil'Usses est localisée dans le département de Haute-Savoie entre Annecy et Genève. Elle est exploitée par la Communauté de Communes du Pays de Cruseilles et a une capacité de 12400 Equivalent Habitant. La station a été agrandie en juin 2013 faisant l'objet depuis de nouvelles normes de rejet. Ces normes très basses ont été instaurées du fait de la vulnérabilité du milieu récepteur : les Usses. La norme en phosphore qui en ressort est ainsi de 0.7 mg/L. L'installation s'est ainsi dotée d'une déphosphatation physico-chimique lors de cette rénovation car le procédé basique de traitement par boues activées ne permettait pas d'atteindre la norme. Ce rapport énonce donc l'optimisation de ce nouveau process afin de respecter la norme de sortie tout en minimisant l'injection de réactif de déphosphatation qu'est le chlorure ferrique. Un suivi régulier des flux en phosphore et des consommations en chlorure ferrique a ainsi été instauré. Ajouté à cela, des indices de suivis ont été établis afin de faciliter le travail de suivi de l'exploitant et de maintenir les réglages les plus optimaux. Cette étude a ainsi fait ressortir un temps important d'exploitation lié uniquement à la déphosphatation, dû à une injection asservie au débit et à une cadence-durée. Cet asservissement est tout à fait exploitable mais un asservissement direct au flux de phosphore serait moins gourmand en temps et en réactif permettant des économies certaines. Il en résulte que la déphosphatation physico-chimique des eaux usées est un procédé efficace mais très couteux si la consommation en réactif de déphosphatation n'est pas optimisée.

Mot clés :

phosphore, **déphosphatation**, **épuration**, **eaux usées**, **chlorure ferrique**.