



HAL
open science

Optimisation des traitements de filtration en vue de la réutilisation des eaux usées

Sylvain Dujols

► **To cite this version:**

Sylvain Dujols. Optimisation des traitements de filtration en vue de la réutilisation des eaux usées. Sciences de l'ingénieur [physics]. 2014. dumas-01664656

HAL Id: dumas-01664656

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01664656v1>

Submitted on 10 Jan 2022

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

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



MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

MASTERE SPECIALISE

« EAU POTABLE – ASSAINISSEMENT »

**OPTIMISATION DES TRAITEMENTS DE
FILTRATION EN VUE DE LA
REUTILISATION DES EAUX USEES**

Société SAUR – département recherche et développement

Station d'épuration de MAUGUIO (Hérault – 34)

DUJOLS Sylvain

Date de soutenance : 16 octobre 2014

REMERCIEMENTS

Les premières personnes vers qui vont mes pensées sont ma conjointe Olivia et mes enfants, Lou-Ann et Arthur, qui ont eu à supporter mes absences durant l'année passée. Je leur dédie ce mémoire.

Je tiens également à remercier ma hiérarchie qui m'a accordée sa confiance pour effectuer cette scolarité et m'a laissée partir malgré la lourdeur du plan de charge du service.

Je remercie Fabrice NAULEAU, chef du service recherche et développement de la SAUR, pour m'avoir accepté au sein de son équipe.

Merci à mon maître de stage, Vincent JAUZEIN, de m'avoir accordé sa confiance pour la réalisation de ce travail et d'avoir mis en place les conditions optimales pour effectuer ces 6 mois le plus sereinement possible.

Merci également à Jean PEROT, pour ses nombreux éclairages sur les techniques de filtration sur sable et les méthodes d'exploitation.

Je souhaite également à Julie ARONDEL toute la réussite qu'elle mérite dans la réalisation de ses projets professionnels et personnels. Bon courage, à Geoffrey FROMENT, futur ingénieur ENGEES, dans cette vie professionnel qui l'attend.

Enfin, je tenais à remercier tout particulièrement Frédérique NAKACHE pour avoir appuyé ma candidature au sein du groupe SAUR et transmis mon curriculum vitae au sein de département recherche et développement.

RESUME

La réutilisation des eaux usées traitées est l'une des voies pouvant réduire la pression sur les ressources en eau douce. Elle s'adresse aux usages suivants : agriculture, industrie et urbain. Néanmoins, les eaux usées traitées conservent un potentiel biologique et physico-chimique à risque vis-à-vis de la santé publique. Des traitements tertiaires sont impératifs afin de réduire ces risques. L'étude porte sur l'optimisation d'un pilote de filtration sur média granulaire. Le choix s'est porté sur du sable fin (TE 1,04) et le coagulant employé est du chlorure ferrique. L'optimisation vise à obtenir la meilleure qualité d'eau filtrée possible sur des paramètres cibles (turbidité et matière en suspension) en faisant varier les doses de coagulant et les vitesses de filtration. D'autres indicateurs sont suivis : ultraviolets, demande chimique en oxygène, fer total, nitrates, ammonium et phosphates.

Mots clés : réutilisation des eaux usées ; filtre à sable ; chlorure ferrique ; optimisation.

ABSTRACT

The RE-USE of waste water is one way to reduce pressure on fresh water resources. Applications may be agriculture, industry, and communities. Nevertheless, treated waste water may induce risks for health through microbiological contamination. Tertiary treatment processes are necessary to manage such risk. This study aims to optimize a granular media filtration pilot. Fine sand (TE 1,4) has been selected as media, and iron chloride has been employed as coagulant. The main objective of this optimization is to obtain the highest filtered water quality according to key parameters (turbidity and suspended solids) depending on coagulant concentration and filtration rate. Other parameters followed are : UV, chemical Oxygen demand, total iron, Nitrogen, and Phosphorus.

Key word : RE-USE of waste water ; sand filtration ; iron chloride ; optimization.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	9
I. CONTEXTE ET ETAT DE L'ART	10
I.1. Les eaux résiduaires	10
I.1.1. Origine et réglementation	10
I.1.2. Qualité physico-chimique des eaux résiduaires	11
I.1.3. Qualité microbiologique des eaux résiduaires	13
I.1.4. Traitement des eaux usées brutes par station d'eau usée (STEU) par boue activée	13
I.1.5. Qualité de l'effluent en sortie de STEU	14
I.2. La réutilisation des eaux usées traitées (RE-USE) et le projet NOWMMA	15
I.3. Filtration sur sable	18
1.3.1. Mécanisme de la filtration	18
1.3.2. La granulométrie du média filtrant	19
1.3.3. La vitesse de filtration	20
1.3.4. Suivi des pressions	21
1.3.5. Lavage des filtres à sable	22
1.3.6. Mécanisme de la coagulation	22
1.3.7. Performances attendues	24
II. MATERIEL ET METHODE	25
II.1. Station d'eau usée de MAUGUIO	25
II.1.1. Description de la filière de traitement des eaux usées	25
II.1.2. Qualité des eaux usées	29
II.2. Description du site d'expérimentation	31
II.3. Matériel	32
II.3.1. Description du filtre à sable expérimental	32
II.3.2. Description du filtre à sable industriel	34
II.4. Méthode	35
II.4.1. Conduite des essais	35
II.4.2. Paramètres suivis	36
III. RESULTATS ET DISCUSSION	45
III.1. Filtre à sable expérimental	45
III.1.1. Famille d'essais n°1 : essai sur sable fin, sans chlorure ferrique, sans dopage	45
III.1.2. Famille d'essais n°2 : essai sur sable fin, avec chlorure ferrique, sans dopage	52
III.1.3. Famille d'essais n°3 : essai sur sable fin, avec chlorure ferrique et dopage en ligne	60

III.1.4. Suivi bactériologique	62
III.2. Filtre à sable industriel	63
CONCLUSION.....	66
BIBLIOGRAPHIE	69
ANNEXES.....	71

LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1: fractionnement de la matière organique [3]	12
Figure 2: fractionnement de l'azote.....	13
Figure 3: ressource en eau renouvelable totale par habitant [7].	16
Figure 4: cartes des arrêtés sècheresse au 18 aout 2014 [8].....	16
Figure 5: profil d'élimination de la turbidité en fonction de la profondeur de sable (TE 1mm et V = 13 m/h) [14]	20
Figure 6: abattement de la turbidité pour deux sables (TE 1mm et 1-2,5 mm; V = 10 m/h).....	20
Figure 7: profils théoriques des évolutions des pressions au sein d'une colonne de filtration en fonction du temps [16].....	21
Figure 8: profils réels des évolutions des pressions au sein d'une colonne de filtration en fonction du temps [13]	21
Figure 9: état des colloïdes à l'état naturel [12]	23
Figure 10: état des colloïdes déstabilisés [12]	23
Figure 11: Impact d'une coagulation sur filtre sur l'évolution des pertes de charge et de la turbidité en cycle de filtration à V = 5 m/h sur sable TEN 0,95 mm	23
Figure 12: Evolution de la turbidité des eaux traitées Carboplus P à l'étape de filtration sur sable - Essais avec des sables TEN 0,82 m et 0,95 mm [17]	24
Figure 13: évolution de la qualité du filtrat en fonction de la qualité de l'eau brute [13]	25
Figure 14: Situation géographique du site d'étude.....	26
Figure 15: recensement des activités sur la commune de Mauguio en 2011 [21].	26
Figure 16: aire d'expérimentation.....	31
Figure 17: zone process.....	31
Figure 18: turbidimètre	38
Figure 19: spectrophotomètre Hach Lange DR6000.....	41
Figure 20: abattement de la turbidité en fonction de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	45
Figure 21: abattement des MES en fonction de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	47
Figure 22: MES moyen eau brute et eau traitée, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	48
Figure 23: dosage de la matière organique résiduelle par mesures d'UV et suivi de l'abattement sur filtre à sable, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	49
Figure 24: abattement de la DCO sur filtre à sable, V = 8 m/h et V = 10 m/h, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	50
Figure 25: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=10m/h.....	52
Figure 26: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=8m/h.....	52
Figure 27: évolution des pressions en fonction de la profondeur de sable, V = 8 m/h,TE 1,04	52
Figure 28: évolution des pressions en fonction de la profondeur de sable, V = 10 m/h,TE 1,04	52
Figure 29: qualité de l'eau et abattement de la turbidité en fonction de la vitesse de filtration, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	54
Figure 30: dosage de la matière organique résiduelle par mesures d'UV sur filtre à sable, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	57
Figure 31: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=8m/h.....	59

Figure 32: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=10m/h.....	59
Figure 33: comparaison des abattements en turbidité avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04.....	59
Figure 34: évolution des turbidités avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04	59
Figure 35: comparaison des abattements UV avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04	60
Figure 36: évolution des UV avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04	60
Figure 37: premier essai de filtration sur sable, suivi turbidité, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04.....	61
Figure 38: premier essai de filtration sur sable, suivi MES, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04	61
Figure 39: second essai de filtration sur sable, suivi turbidité, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04	61
Figure 40: second essai de filtration sur sable, suivi MES, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04	61
Figure 41: premier essai de filtration sur sable, évolution des pertes de charge, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04.....	62
Figure 42: second essai de filtration sur sable, évolution des pertes de charge, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04.....	62
Figure 43: comparaison des abattements.....	63
Figure 44: comparaison des abattements UV sur le filtre à sable industriel, V = 10 m/h, sable TE 1,41	64
Figure 45: comparaison des transmittances sur le filtre à sable industriel, V = 10 m/h, sable TE 1,41	64
Figure 46: évolution des pertes de charge, sans chlorure ferrique, sable TE 1,41	65
Figure 47: évolution des pertes de charge, avec chlorure ferrique, sable TE 1,41.....	65

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: composition moyenne d'une eau usée urbaine [2]	11
Tableau 2: microorganismes dans les eaux usées non traitées et traitées [6]	13
Tableau 3: caractéristiques des ouvrages de la STEU de Mauguio [22]	28
Tableau 4: charge brute entrante [26].....	29
Tableau 5: qualité de l'effluent brute en entrée de la STEU de Mauguio - mois de mai et juin 2014..	29
Tableau 6: respect des normes de rejets des effluents traités sur la période mai-juin 2014	30
Tableau 7: séquence d'un lavage du filtre à sable industriel.....	35
Tableau 8: Tableau 8: transmittance et qualité de l'eau	41
Tableau 9: turbidités de l'eau mesurées et effet de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	46
Tableau 10: MES de l'eau traitée en fonction de la vitesse, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	47
Tableau 11: MES moyen eau brute et eau traitée, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	48
Tableau 12: bilan matière des cycles 4 à 8 et 18, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	49
Tableau 13: rétention de la matière organique résiduelle par filtration sur sable par mesure UV et suivi de la transmittance, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	50
Tableau 14: abattement de la DCO sur filtre à sable, V = 8 m/h (cycle 18) et V = 10 m/h (cycle 8), sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	50
Tableau 15: bilan de la filtration sur l'abattement en phosphore, ammonium et nitrates pour des vitesses de 8 m/h (cycle n°18) et 10 m/h (cycle n°8), sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	51
Tableau 16: turbidités de l'eau mesurées et effet de la vitesse de filtration, avec chlorure ferrique, sable TE 1,04.....	53
Tableau 17: évaluation de la qualité de la filtration sur le paramètre MES à partir des mesures en MES moyen, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	54
Tableau 18: MES moyen eau brute et eau traitée, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	55
Tableau 19: bilan matière des cycles 4 à 8 et 18, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	55
Tableau 20: rétention de la matière organique résiduelle par filtration sur sable par mesure UV et suivi de la transmittance, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	57
Tableau 21: abattement de la DCO sur filtre à sable, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04.....	58
Tableau 22: bilan de la filtration sur sable sur l'abattement en phosphore, ammonium et nitrates,, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04	58
Tableau 23: bilan lavage avec dopage	61
Tableau 24: suivi bactériologique	63
Tableau 25: suivi et comparaison de la turbidité et MES, avec ou sans chlorure ferrique V=10 m/h, sable TE 1,41.....	64
Tableau 26: suivi et comparaison des UV et de la transmittance, avec ou sans chlorure ferrique, V=10 m/h, sable TE 1,41	64
Tableau 27: bilan matière du filtre à sable industriel, sable TE 1,41	65

INTRODUCTION

Plusieurs articles parus récemment sur des quotidiens nationaux interpelaient leurs lecteurs sur la probabilité que la planète accueille 11 milliards d'êtres humains d'ici 2100. La conséquence directe de cette explosion démographique est la capacité des pays à nourrir leur population toujours plus nombreuse. L'autosuffisance alimentaire est qualifiée comme l'un des piliers au développement avec la gestion raisonnée des ressources en eau, l'accès durable à l'eau potable et à l'assainissement. Or, la superposition de cartes démographiques avec celles des ressources en eau permet de constater un décalage entre le besoin eau pour le développement et la disponibilité des ressources. L'un des enjeux majeurs pour les pays en voie de développement est alors de se doter d'infrastructures qui permettraient de stocker l'eau au sein de retenues destinées, outre la production d'hydroélectricité, de pouvoir étendre les surfaces agraires. L'agriculture représente 70% de la consommation globale en eau, l'industrie 22%. La part de l'eau domestique n'est que de 8%. Le défi consiste à préserver les ressources potabilisables à des fins de consommation humaine et utiliser des eaux non potables pour des usages n'en nécessitant pas. L'agriculture et l'industrie rentrent dans ce schéma.

La réutilisation des eaux usées peut être une réponse au besoin d'irrigation agricole et d'eau industrielle. Cette pratique est largement rependue dans les pays soumis à stress hydrique permanent (Israël, Etats-Unis, pays du Golf persique, Espagne...). La France semble épargnée. Sa configuration géographique lui confère une pluviométrie garantissant une recharge annuelle des ressources. Néanmoins, certaines de ses régions peuvent présenter des situations de déficit hydrique chronique pour lesquelles de lourdes infrastructures sont nécessaires pour maintenir des activités agricoles ou touristiques. Le cas du projet du barrage de Sivens dans le Tarn pourrait être cité en exemple. Il cristallise des tensions au sein d'une population divisée entre protection des écosystèmes menacés par l'inondation de la vallée et sauvegarde d'une agriculture qui en dépendra à 70%. La réutilisation des eaux usées paraît donc une alternative, en France ou ailleurs, aux développements de projets d'infrastructure lourds et coûteux.

La réutilisation d'eau usée traitée consiste à la stocker puis à la distribuer. Des traitements complémentaires à la STEU, dits traitements tertiaires, sont souvent requis, afin d'éliminer et de maîtriser les pollutions résiduelles, notamment microbiologiques, pouvant avoir un impact sanitaire non négligeable sur les utilisateurs et les populations voisines. Ces traitements tertiaires consistent en une filtration sur sable ou membranaire (microfiltration, ultrafiltration ou osmose inverse) et/ou une désinfection aux ultraviolets.

L'objectif principal du stage de fin d'étude porte sur l'optimisation d'un filtre à sable expérimental par l'approche des coagulants. Le choix s'est porté sur le chlorure ferrique. Le travail doit permettre d'aboutir à l'identification des conditions d'exploitation permettant d'obtenir la meilleure qualité d'eau pour des durées de filtration les plus longues possible. Un filtre à sable de plus grosse capacité a pu être suivi succinctement en fin de projet. Après avoir présenté, dans une première partie, l'état de l'art sur cette technique de traitement, la méthodologie et le matériel employé suivie lors des essais sont décrits dans une seconde partie. La troisième partie s'attachera à décrire et à interpréter les résultats.

I. CONTEXTE ET ETAT DE L'ART

I.1. Les eaux résiduaires

I.1.1. Origine et réglementation

Après usage par l'Homme ou après ruissèlement, les eaux se chargent en polluants dont la nature varie selon sa provenance. Ces eaux usées brutes se classent en trois catégories.

- Les eaux usées domestiques issues des activités humaines qui peuvent être subdivisées en :
 - o les eaux noires provenant des toilettes ;
 - o les eaux grises comprenant les eaux de cuisine, douche, usages domestiques.

Ces eaux sont généralement chargées en matière organique, détergents, graisses, matières azotées, phosphorées et organismes d'origine fécale. Les résidus médicamenteux s'ajoutent à cette liste.

- Les eaux pluviales qui après ruissèlement se chargent en matières en suspension, métaux lourds, hydrocarbures et également organismes de contamination fécal ;
- Les eaux industrielles pouvant contenir selon l'activité des métaux lourds (cadmium, zinc...), de la matière organiques, des éléments nutritifs, des huiles.

Les eaux usées brutes, ou « effluent brut », sont acheminées par un réseau de collecte, soit unitaire ou séparatif, en direction d'une station d'eau usée (STEU) dont l'objectif est de ramener la charge polluante à un niveau garantissant une protection du milieu récepteur et de la santé publique.

Malgré une capacité d'autoépuration des milieux aquatiques, un rejet massif d'effluent brut dans les cours d'eau aurait des conséquences multiples :

- abaissement de l'oxygénation des cours d'eau par la consommation de la matière organique par les bactéries du milieu altérant la richesse faunistique, floristique et favorisant la mortalité piscicole ;
- recrudescence des phénomènes d'eutrophisation liés aux apports en phosphate ;
- envasement du milieu par apport en matière en suspension, notamment lié au rejet d'eau pluviale ;
- réduction de la qualité des ressources d'eau brutes utilisées à des fins de production d'eau destinées à la consommation humaine ou de toutes usages nécessitant une qualité d'eau non dégradée (baignade, aquaculture...).

Depuis plusieurs années, un arsenal législatif important incite les collectivités françaises et plus largement les Etats membres de l'Union Européenne à mettre en place des actions afin de protéger les milieux aquatiques. Le texte fondateur est la **directive sur les eaux résiduaires urbaines du 21 mai 1991 (DERU)** qui fixe aux Etats membres l'obligation de collecter et de traiter leurs eaux usées brutes. Elle impose des niveaux de rejet à respecter selon la taille de l'agglomération d'assainissement¹ et la sensibilité du milieu récepteur. Pour celles dont le milieu récepteur est en

¹ Zone dans laquelle la population et/ou les activités économiques sont suffisamment concentrées pour qu'il soit possible de collecter les eaux urbaines résiduaires pour les acheminer vers un système de traitement des eaux usées ou un point de rejet final

zone normale, un traitement adapté doit être installé pour les STEU dont la charge brute entrante est inférieure à 2000 EH (soit 120 kg DBO₅ /j). Entre 2000 EH et 15000 EH (900 kg DBO₅ /j), un traitement secondaire est obligatoire. Au-delà de 15000 EH, un traitement poussé est requis. Les agglomérations dont le milieu récepteur est classé en zone sensible à l'eutrophisation, le principe de traitement est le même mise à part que le seuil imposant un traitement poussé est abaissé à 10000 EH (soit 600 kg DBO₅ /j).

Les définitions des différents niveaux de traitement sont les suivantes [1] :

- un traitement adapté est défini comme un procédé ou un système d'évacuation permettant de respecter les objectifs de qualité des eaux réceptrices et des usages associés (eau potable, baignade, conchéculture...);
- un traitement secondaire est défini comme les procédés comportant au moins un traitement biologique accompagné d'une clarification secondaire, ou solution équivalente. Il doit permettre un abattement de la matière organique ;
- un traitement plus rigoureux pour lequel un traitement de l'azote et du phosphore est recherché.

La transposition en droit français de la DERU est l'**arrêté du 22 juin 2007** relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO₅. Il fixe notamment les performances minimales des STEU en fonction de la charge brute de l'effluent (annexe I).

I.1.2. Qualité physico-chimique des eaux résiduaires

La composition moyenne d'une eau résiduaire est donnée par le tableau n°1 [2].

Tableau 1: composition moyenne d'une eau usée urbaine [2]

Paramètre	Signification	Valeur
DCO	Demande chimique en oxygène	750 mg/l
DBO ₅	Demande biologique en oxygène sur 5 jours	350 mg/l
MES	Matière en suspension	300 mg/l
NK	Azote Kjeldahl = azote organique et azote ammoniacal N-NH ₄ ⁺	80 mg/l
N-NH ₄ ⁺	azote ammoniacal	60 mg/l
PT	Phosphore total	20 mg/l
P-PO ₄ ³⁻	Phosphore minéral (orthophosphate)	18 mg/l

I.1.2.1. La pollution organique

La pollution organique est la conséquence directe des activités humaines et de ses rejets. La matière organique totale se compose des 3 fractions [3] (figure n°1) :

- **une fraction biodégradable** d'origine biologique (humaine, végétale ou animale) dont la biodégradabilité par les microorganismes dépendra de son accessibilité. La fraction est

rapidement biodégradable lorsque la matière organique est sous forme soluble, qui dans ce cas est un substrat directement assimilable par les bactéries pour leur croissance (catabolisme) et leur besoin énergétique (anabolisme). Une partie de la fraction est lentement biodégradable lorsqu'elle est sous forme particulaire qui nécessite une hydrolyse préalable par les bactéries avant d'être consommée ;

- **une fraction active** constituée de la biomasse contenue dans les eaux usées : les bactéries hétérotrophes consommant les substrats organiques et les bactéries autotrophes consommant les substrats minéraux ;
- **une fraction inerte**, non biodégradable soluble et particulaire. Cette fraction inerte provient de molécules de synthèse carbonée dont la biodégradabilité par la biomasse est tellement lente qu'elle est considérée comme inerte.

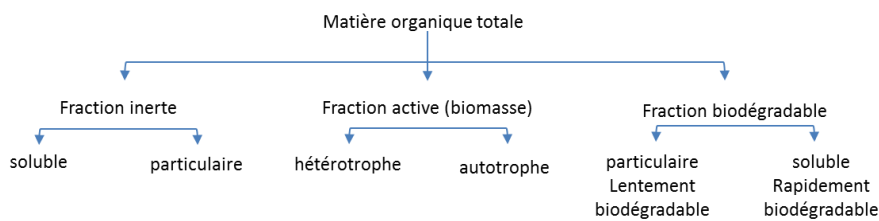


Figure 1: fractionnement de la matière organique [3]

La matière organique totale est mesurée à partir de la DCO. La fraction biodégradable est mesurée à partir de la DBO₅. Enfin des cultures bactériennes permettent de quantifier la biomasse de l'effluent.

1.1.2.1. La pollution azotée

Dans les rejets résiduels urbains, l'azote provient essentiellement des déjections humaines. L'urine contient de l'azote qui est libéré après sa dégradation en urée, ammoniacale et en acide urique. La dégradation des protéines en acides aminés concourt à l'apport en azote dans l'effluent.

L'azote existe sous différentes formes comme indiqué dans la figure n°2 [4].

L'azote rejeté par les habitations se retrouve dans les eaux usées essentiellement sous forme réduite soit organique ou sous forme d'azote ammoniacal. Cette dernière forme est la plus prédominante et représenterait entre 50 et 75% de l'azote globale. La fraction organique de l'azote ammonifiable, capacité à être transformée en azote ammoniacal, est à 5-15% sous forme soluble et 10-35% sous forme particulaire. L'azote réfractaire reste minoritaire : 2 à 3% sous forme particulaire et 2% sous forme soluble [4].

Les formes oxydées de l'azote sont très minoritaires dans les effluents urbains. La transformation de l'azote ammoniacal en nitrates sous l'action des bactéries nitrifiantes s'effectue dans des conditions aérobies qui sont insuffisantes au sein des réseaux d'assainissement. Leur présence en entrée de STEU pourrait être synonyme soit des rejets d'effluent industriel soit d'apport d'eau parasite au sein du réseau de collecte.

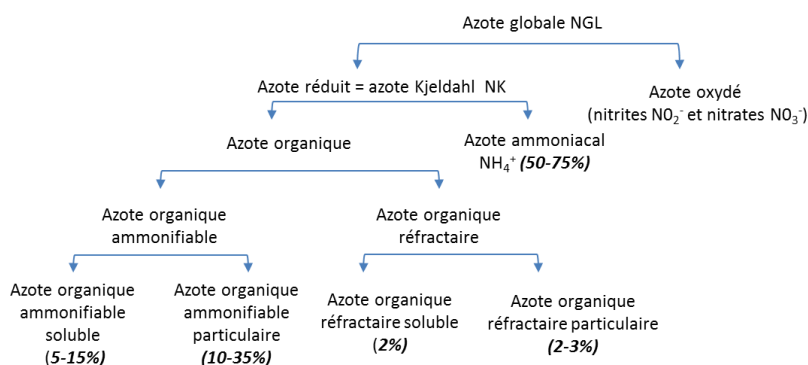


Figure 2: fractionnement de l'azote

I.1.2.1. La pollution phosphorée

Par comparaison avec les autres paramètres cités dans le tableau n°1, le phosphore est un élément présent en bien moindre quantité dans les effluents urbains. Ses origines sont variées [5] :

- le métabolisme humain et animal. Le phosphore est un des constituants de l'ADN et est présent dans les molécules du métabolisme énergétique (ADP et ATP) ;
- les produits ménagers notamment les lessives ;
- les effluents industriels.

Le phosphore, particulaire ou dissous, se retrouve soit sous la forme organique (ADN, ATP et ADP) ou sous une forme inorganique (les polyphosphates et par dégradation, les orthophosphates). 60 à 80% des phosphates totaux des eaux usées sont des orthophosphates.

I.1.3. Qualité microbiologique des eaux résiduaires

La charge microbiologique des eaux usées non traitées est donnée dans le tableau n°2 [6]. Ces valeurs varient selon la configuration du réseau de collecte, l'état sanitaire de la population et la présence d'activités industrielles.

Tableau 2: microorganismes dans les eaux usées non traitées et traitées [6]

microorganisme	Concentration (en nombre par litre)	
	Eau usée non traitée	Eau usée traitée
Virus	10^5	10^3
Bactéries		
Coliformes totaux	10^9 à 10^{11}	10^4 à 10^8
Coliformes thermotolérants	10^6 à 10^{10}	10^2 à 10^7
Streptocoques fécaux	10^5 à 10^8	10^2 à 10^6
Salmonelles	0 à 10^3	0 à 10^2
Aéromonas	10^5 à 10^8	10^1 à 10^3
Parasites		
Giardia (kystes)	10^5 à 10^8	10^1 à 10^2
Cryptosporidium (oocystes)	0 à 10^4	0 à 10^2
Œufs d'helminthes	0 à 10^2	0 à 10^1

I.1.4. Traitement des eaux usées brutes par station d'eau usée (STEU) à boue activée

La description et le principe de fonctionnement d'une STEU à boue activée ont été retenus car cette filière de traitement des eaux usées est celle en place sur le site d'étude.

Ce process est le plus répandu en France. Il représente 60% du parc des STEU de France. Le traitement utilise les bactéries contenues dans les eaux usées qui sont concentrées et qui par la suite sont soumises à des conditions anoxiques, et anaérobie et aérobie en alternance, afin d'éliminer la pollution carbonée, azotée et phosphorée. Plusieurs étapes successives vont retirer progressivement les résidus les plus grossiers jusqu'aux pollutions dissoutes et particulaires. Ainsi, le fractionnement de la pollution carbonée, azotée et phosphorée va évoluer tout au long du process.

La boue activée agira essentiellement sur la fraction biodégradable de la matière organique au sein du réacteur biologique et sur la fraction particulaire de l'effluent par décantation des MES au sein du clarificateur. Les composés minéraux azotés et phosphatés solubles sont également consommés au sein du réacteur par une succession de réactions biologiques ou physico-chimiques.

L'azote ammoniacal et l'azote organique ammonifiable sont oxydés en nitrates (réaction de nitrification en phase aérés) puis éliminés sous forme d'azote gazeux (réaction de dénitrification en phase anoxique).

Les rendements d'élimination biologique du phosphore ne sont que de 25 à 30% [5] si bien qu'une injection de chlorure ferrique complète son élimination.

Le processus biologique ainsi que l'injection de chlorure ferrique favorisent la formation de floccs qui participent à l'élimination des fractions particulaires des pollutions carbonée, azotée et phosphorée, après décantation dans le clarificateur.

Une description plus détaillée de la filière boue activée est donnée dans la chapitre « matériel et méthode ».

I.1.5. Qualité de l'effluent en sortie de STEU

Les rendements d'épuration des STEU n'étant jamais de 100%, il persiste des niveaux de pollution résiduels qui trouve son origine dans les points suivants [6] :

- **une partie de cette pollution est particulaire.** La fraction particulaire biodégradable de la matière organique non consommée s'agglomère en floc avec la biomasse formée lors du process et se retrouve au sein des boues en excès. Les rendements des clarificateurs n'étant jamais totaux, une partie de cette fraction particulaire se retrouve dans les eaux usées traitées auxquelles s'ajoutent la fraction organique particulaire réfractaire, la fraction azotée particulaire réfractaire, la fraction phosphorée particulaire résiduelle. Cela concoure à la fuite en MES au sein des eaux usées traitées ;
- **une partie de cette pollution est dissoute.** Une partie de la pollution organique est sous forme soluble réfractaire. Elle titre en DCO, dite « DCO dure ». Il en est de même pour l'azote organique soluble réfractaire qui ne sera pas biodégradée. Il est possible également de constater des résidus de nitrates ou d'ammonium dont la consommation n'aura été totale au cours du traitement ainsi que du phosphore soluble résiduel ;
- **une partie de cette pollution est bactérienne.** Les eaux usées brutes contiennent des microorganismes dont certains sont pathogènes pour l'homme (bactéries entériques, virus entériques, parasites). Après relargage dans les réseaux de collecte, ils sont soumis à un stress environnemental puis à des actions de prédation au sein de la biomasse présente dans le réacteur biologique. Cette biomasse est un ensemble de microorganismes allant de la

bactérie jusqu'à des organismes protozoaires à métazoaires. Néanmoins, leur élimination n'est pas totale et, associée aux fuites en MES, ces microorganismes pathogènes peuvent se retrouver dans les eaux usées traitées ce qui pose donc un souci dans le cadre de projets de réutilisation des eaux usées ou en cas de présence d'activités à l'aval tel que la production d'eau destinée à la consommation humaine, les zones de baignades. Le tableau n° 2 estime les quantités résiduelles en microorganismes en sortie de station d'eau usée.

I.2. La réutilisation des eaux usées traitées (RE-USE) et le projet NOWMMA

Le projet NOWMMA (New Process for Optimizing Wastewater Reuse from Mauguio to the Mediterranean Area in support of the French Reuse Directive) est l'étude d'une nouvelle filière pour une Réutilisation des eaux usées traitées optimisée à Mauguio (France – département de l'Hérault, 34) et dans le bassin Méditerranéen. Il s'inspire de la réglementation française : **l'arrêté du 02 août 2010 relatif à l'utilisation des eaux issues du traitement des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de culture et d'espace vert** (version consolidée au 17 juillet 2014). Outre les formalités administratives encadrant la pratique, il fixe les usages visés par la RE-USE en fonction du niveau de qualité des eaux usées traitées (annexe II).

Ce projet fait écho au besoin croissant de diversifier les ressources en eau avec pour objectif de conserver les ressources de bonne qualité à des fins de consommations humaines (usages nobles) et pouvoir utiliser les eaux de moindre qualité pour des usages autres que la boisson, la préparation alimentaire et les usages domestiques (douches, ablutions...). Les usages visés par la réutilisation des eaux usées ou RE-USE sont (liste non exhaustive) :

- arrosage d'espaces publics et d'espaces verts ;
- lavage de voirie ;
- usage à des fins industrielles ;
- irrigation de cultures maraichères.

Si la France métropolitaine reste considérée comme un pays non soumis à un stress hydrique permanent, dont le seuil est fixé par l'Organisation des nations Unies à 1700 m³/an/habitant, sa consommation annuelle par habitant est évaluée à moins de 6921 m³ [7]. Cela la place de façon confortable par rapport à d'autres pays dont ce ratio par habitant peut être bien plus faible comme l'indique la figure n°3. Néanmoins, les variabilités spatiales et temporelles des épisodes pluvieux peuvent placer certaines régions françaises en épisodes de sécheresse sévère et pas toujours autour du pourtour méditerranéen.

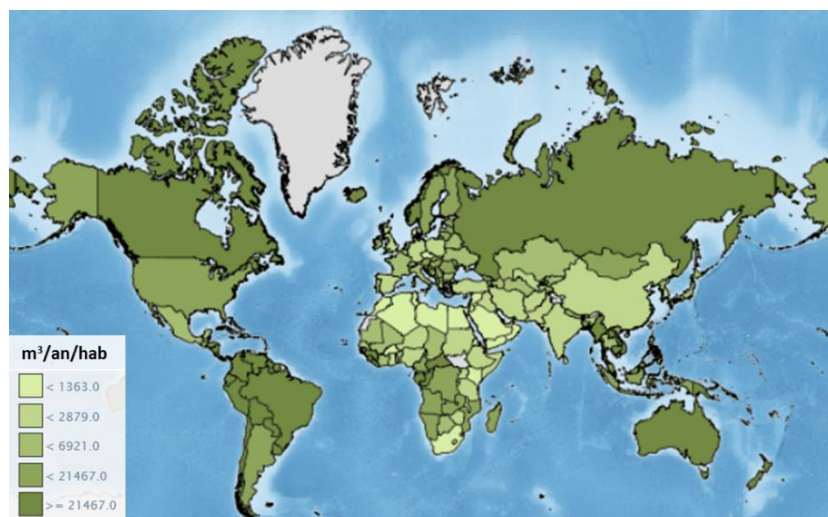


Figure 3: ressource en eau renouvelable totale par habitant [7].

Au 18 août 2014, sur son site internet PROPLUVIA dédié à la consultation des arrêtés de restriction d'eau [8], le ministère de l'environnement et du développement durable publie les départements ayant pris de telles mesures. Il était possible d'y constater qu'à cette date, 39 arrêtés « sécheresse » ont été pris et que 21 départements présentaient au moins une restriction au-delà du niveau de vigilance. La carte associée est la figure n°4 ci-après. Hormis les usages prioritaires (eau potable, sécurité civile, salubrité, santé), ces restrictions peuvent porter sur :

- des réductions voir des interdictions d'irrigation de surfaces agricoles ;
- limitation à interdiction pour l'arrosage des jardins, des golfs, des espaces publics, de laver sa voiture, activités nautiques, manœuvre de vannes...

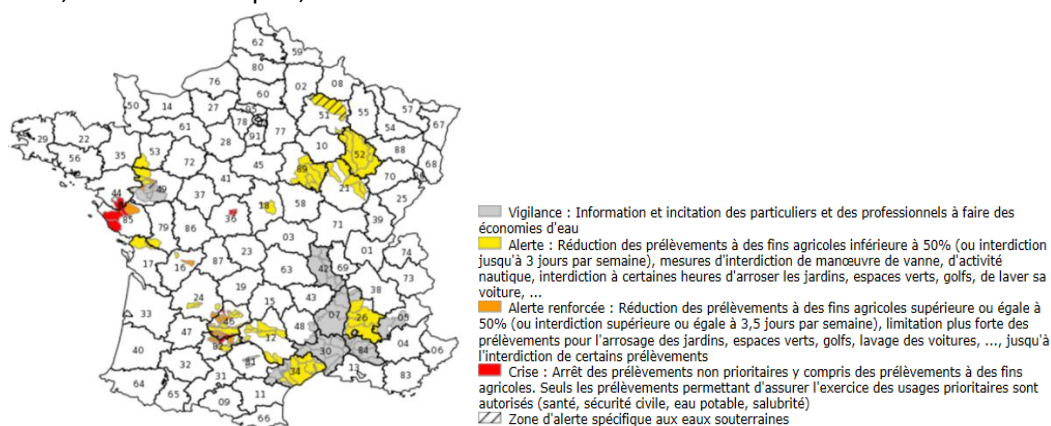


Figure 4: cartes des arrêtés sécheresse au 18 août 2014 [8]

Donc au regard de ces restrictions, il est permis de comprendre l'intérêt que peut prendre la RE-USE afin de préserver les ressources en eau prioritaires en période de sécheresse mais également de maintenir des activités économiques dont un manque d'eau pourrait porter préjudice.

Si la pratique de la RE-USE est bien développée dans les états soumis régulièrement à des pénuries d'eau (Californie, Israël, Espagne, Italie, pays arabo-persiques...), elle l'est beaucoup moins en France compte tenu de son positionnement globalement favorable vis-à-vis de ses ressources en eau. A titre de comparaison entre pays européens, annuellement, l'Italie et l'Espagne réutilisent respectivement 816 300 m³ et 931 000 m³ d'eau usée. Le France ne réutilise que 19 200 m³ [2] et essentiellement pour ses usages agricoles. Seulement une dizaine de projet ont été recensés en France :

- site de Clermont-Ferrand : irrigation de parcelles de maïs et de betterave à partir d'eau usée traitée par une station d'eau usée à boue activée. Avant d'être irriguées, les eaux usées traitées passent dans des lagunes de stabilisation faisant office de traitement tertiaire ;
- site de Andrézé dans le Main et Loire : irrigation de parcelles de maïs dans les mêmes techniques que précédemment décrites ;
- site de l'île de Noirmoutier où les agriculteurs irriguent des champs à partir de pomme de terre à partir d'eau usées traitées.

En France, la pratique de la RE-USE reste encore peu développée tandis que la plupart des pays précédemment cités sont en avance sur ce sujet. Afin de rattraper son retard, il est donc impératif de relancer les études sur ce sujet d'autant plus que de nombreuses interrogations techniques et sanitaires sont soulevées dont en voici certaines de façon non exhaustive [9] :

- **risques technologiques et sanitaires.** La maîtrise sanitaire de l'eau réutilisée est liée à la maîtrise des traitements tertiaires (par opposition des traitements primaires et secondaire d'une STEU). L'exploitant doit être en mesure d'identifier les dysfonctionnements et sa capacité à maintenir une qualité. Elle se compose généralement des éléments suivants :
 - o une filtration sur sable ou membranaire ;
 - o un stockage intermédiaire ;
 - o une désinfection par lampe UV.

Les équipements d'irrigation, goutte à goutte ou pulvérisation, peuvent favoriser la dissémination des pathogènes en cas de mauvais traitement amont. C'est notamment le cas pour la pulvérisation où ce type d'équipement peut influencer sur la taille des gouttelettes et favoriser leur pénétration dans les bronches. Malgré les incertitudes épidémiologiques, on comprendra facilement, par analogie avec le risque légionnelle, le risque d'infection d'une population voisine au projet en cas de diffusion de gouttelettes contaminées par des eaux usées traitées issues d'un traitement défaillant ;

- **risques chimiques.** Les eaux usées brutes peuvent contenir des éléments non traités par les filières existantes d'épuration : résidus médicamenteux, métaux lourds, éléments minéraux favorisant une certaine salinité des eaux usées (activités humaines, lessivage des sols...) ;
- **évolution de la qualité de l'eau au sein des réseaux d'irrigation :** quelle évolution de l'entartrage, comment maîtriser la formation du biofilm et le développement de pathogènes.

Les risques sanitaires microbiologiques concernent [20] :

- o les utilisateurs d'eau usée traitées (agriculteur et exploitant de la filière de traitement) ainsi que les populations voisines aux projets de RE-USE, pour lesquels la contamination par voie respiratoire et par contact cutanéomuqueux est privilégié ;
- o pour le végétal en cas d'apport en eau contaminée par des bactéries ou des virus pouvant présenter un risque pour son développement ;
- o pour le consommateur en cas d'irrigation de végétaux alimentaires à partir d'eau contaminée ;

Le projet NOWMMA ambitionne de répondre à ces problématiques à travers plusieurs axes d'étude répartis en 5 tâches dont voici une description succincte :

- tâche 1 : optimisation d'une filière de traitement tertiaire dont la description est donnée dans le chapitre « matériel et méthode ». Les études portent :
 - o sur une filière de filtration sur sable et une filière membranaire par ultrafiltration et microfiltration ;
 - o le stockage et la désinfection UV des eaux usées traitées et affinées ;
- tâche 2 : étude des technologies de distribution et d'irrigation ;
- tâche 3 : méthodes de suivi alternative par l'emploi de la spectrophotométrie UV pour le suivi de paramètres physico-chimiques (DCO, DBO, MES, COT, nitrates). Le suivi bactériologique est également concerné avec le suivi par des techniques innovantes de comptage sur plaque employant des milieux gélosés déshydratés et de les comparés avec des techniques normalisées ;
- tâche 4 : analyse des risques, évaluation environnementale et acceptabilité sociale.

Ce stage de fin d'étude sur l'optimisation d'une filière de filtration s'intègre dans les travaux de la tâche 1.

I.3. Filtration sur sable

La filtration en profondeur est une technique permettant de retenir les éléments insolubles de l'eau (matière en suspension et matière colloïdale) par passage à travers un média granulaire (sable, gravier, pouzzolane). On distinguera deux types de filtration [10] :

- la clarification pour les écoulements peu chargés (quantité de solides inférieures à une valeur comprise entre 0,10 et 0,15% en masse), les particules sont retenues dans la masse du média de filtration ;
- la rétention ou l'extraction de solides pour les écoulements chargés (quantité de solides supérieures à une valeur comprise entre 0,10 et 0,15% en masse).

La filtration sur sable, largement répandue, se rencontre le plus souvent dans les filières de traitement d'eau potable nécessitant une clarification avant distribution ou pour retenir des oxydes métalliques générés par une oxydation du fer et du manganèse dissous de l'eau brute. La rusticité et la maîtrise de cette technique, ses capacités à traiter l'eau à faibles coûts, font que la filtration sur sable apparait comme une solution attrayante, en traitement tertiaire, afin d'améliorer les rendements épuratoires des filières secondaires des stations d'eau usée.

Des paramètres fondamentaux régissent la filtration et conditionneront sa capacité à traiter plus ou moins l'eau. Il convient donc de les identifier et décrire succinctement les résultats observés dans des études précédemment réalisées.

1.3.1. Mécanisme de la filtration

La rétention des particules est possible grâce aux phénomènes suivants [11] :

- **le transport.** Les particules transportées sont placées sur des lignes de courant. Afin de les retenir, il est impératif de les en faire sortir afin de pouvoir les retenir au niveau des grains de sable. Pour cela, trois phénomènes entrent en jeu :

- la diffusion. Elle affecte les particules de petites tailles qui, soumises à des perturbations thermiques, sortent de la ligne de courant ce qui augmente ainsi la probabilité de capture par les grains de sable ;
- la sédimentation. Des zones de vitesse lente sont présentes dans le média filtrant permettant ainsi aux particules de sédimenter sous l'effet de la gravité (loi de Stokes) ;
- l'inertie. Les lignes de courant s'incurvent au voisinage des grains de sable. Les particules transportées conservent malgré tout une trajectoire rectiligne permettant leur capture ;
- **la fixation**. Elle permet de retenir les particules dont le diamètre est supérieur à celui de l'espace inter-granulaire du sable. La conséquence de la fixation est une évolution de la porosité qui est le rapport entre le volume libre entre les particules et le volume total apparent. La fixation est la résultante de deux phénomènes :
 - l'interception. L'attraction inter-particulaire est liée aux forces de Van der Waals ;
 - la fixation électrostatique. C'est la conséquence de l'injection de coagulant. Le potentiel zéta, traduction de la charge négative recouvrant la surface des particules et des colloïdes, est à l'origine de la répulsion permanente entre les particules, limitant leur agglomération et donc leur dépôt au sein des ouvrages de clarification. Les coagulants (sels ferrique ou d'aluminium, polymères) annuleront ces charges permettant ainsi l'agglomération des particules entre elles. Au sein d'un filtre à sable, la taille de ces agglomérats ainsi formés facilitera leur fixation à la surface du filtre

1.3.2. La granulométrie du média filtrant

Le média filtrant peut être du sable, du gravier ou de la pouzzolane. La connaissance de leur granulométrie est primordiale car elle affectera directement la qualité du filtrat. Leur caractéristique est donnée à partir de deux grandeurs [11] :

- **La taille effective (TE)** qui représente la taille du tamis laissant passer 10 % de la masse de l'échantillon. Les tailles sont comprises entre 0,5 mm et 1,5 mm (0,95 mm le plus souvent). Ce paramètre est important pour les filtres dont les opérations de lavage s'effectuent par flux ascendant et par mélange air et eau. En effet, cette opération génère un reclassement granulométrique portant les particules les plus fines vers le haut ce qui pourrait à terme altérer les propriétés de filtration. C'est la raison pour laquelle, en filtration sur sable, des tailles inférieures à 0,5 mm ne sont jamais employées;
- **La diversité 60%** représente la variété des classes granulométriques composant la totalité de la masse de sable. Cette grandeur renseigne sur l'homogénéité des grains du matériau ;
- **Le coefficient d'uniformité** exprimant l'uniformité de la taille des grains du matériau. Il est compris le plus souvent entre 1,2 et 1,4. Il se calcule par le rapport entre la diversité 60% et la taille effective.

Les hauteurs de sable couramment employées sont de l'ordre de 0,8 à 1 m [12]. Des hauteurs supérieures ne sont pas nécessaires car il a été montré que la filtration s'effectue dans les premiers centimètres du sable. Une étude réalisée par la SAUR en 1998, sur l'étude d'optimisation et de développement du procédé de filtration et déphosphatation tertiaire [13] a montré sur un filtre à sable dont le TE était de 2,5 mm que les matières en suspension avaient tendance à s'accumuler sur les 50 premiers centimètres. **C'est la formation du gâteau de filtration.** Ce phénomène a été constaté par un accroissement des pertes de charges en partie supérieure du média filtrant. Cette tendance a été également mise en évidence dans une étude réalisée par l'INSA dans laquelle la décroissance de la turbidité (figure n°5) est maximale dans les 10 premiers centimètres du filtre à sable [14] pour un sable de TE 1 mm et une vitesse de filtration de 13 m/h.

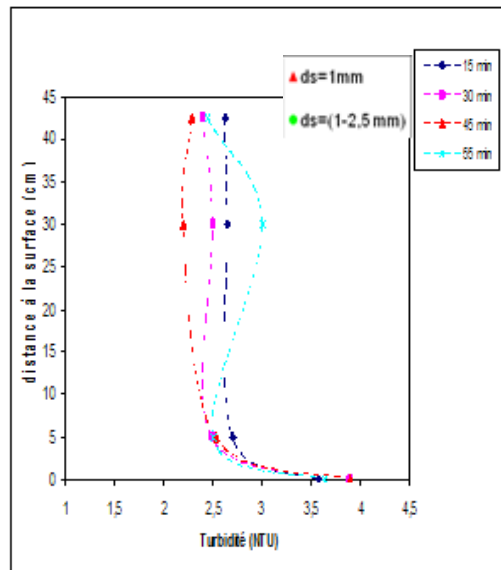


Figure 5: profil d'élimination de la turbidité en fonction de la profondeur de sable (TE 1mm et V = 13 m/h) [14]

La granulométrie influe sur la qualité du filtrat. Plus la taille effective du sable est faible, plus l'espace intergranulaire diminue rendant possible la capture de particules de diamètre plus faible (phénomène de fixation), qui sur des sables de taille effective plus importante auraient pu percoler à travers le média filtrant. La figure n°6 [14] ci-contre traduit ce constat où l'abattement en turbidité a été suivi pour deux granulométries (1 mm et 1-2,5 mm). Les résultats sont meilleurs pour le sable de TE 1 mm que pour celui de 1-2,5 mm. On constatera une chute de la qualité en fin de filtration, signe de colmatage du filtre.

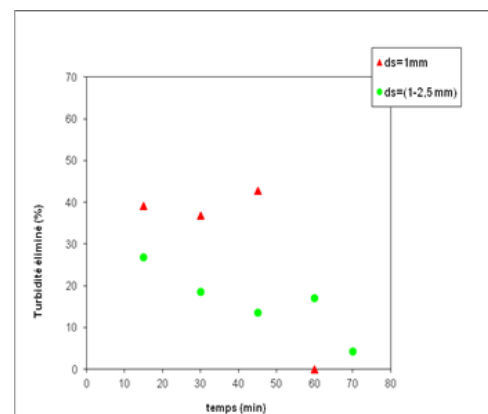


Figure 6: abattement de la turbidité pour deux sables (TE 1mm et 1-2,5 mm; V = 10 m/h) [14]

1.3.3. La vitesse de filtration

Elle s'exprime généralement en mètre par heure (m/h). Selon le domaine d'application, les vitesses de filtration sont comprises entre 5 et 50 m/h. Des vitesses de passage de 8 à 20 m/h sont rencontrées pour des eaux chargées de matières organiques et de matières colmatantes et jusqu'à 30 m/h pour des eaux peu colmatantes [10]. La plupart du temps les flux hydrauliques s'effectuent de façon descendante c'est-à-dire de haut en bas et à flux constant. Les vitesses de filtration sont de l'ordre de 5 à 6 m/h pour les filtres à sable ouvert et de l'ordre de 8 à 20 m/h pour les filtres à sable sous pression. [14].

Contrairement à la granulométrie, il est difficile de prédire les performances de filtration en fonction de la vitesse de filtration. Des tendances différentes ont été mises en avant dans différentes études. Williams et al. (2007) [15] ont constaté que les vitesses élevées en filtration tertiaire n'apportaient pas de résultats positifs sur la qualité d'une eau filtrée à partir d'une eau secondaire clarifiée

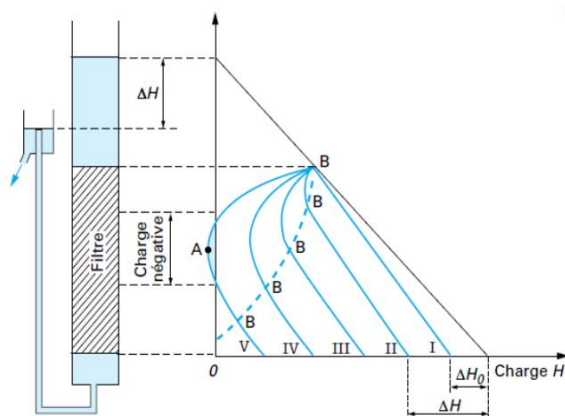
(vitesses entre 12 et 24 m/h). Cette étude est contradictoire avec les résultats du travail de Martinez [14] qui conclue que les meilleures qualités de filtrat sont obtenues pour des vitesses élevées (13 m/h par comparaison avec 7,5 m/h et 10 m/h). Ces résultats doivent être lus avec prudence dans le sens où les conditions expérimentales peuvent être différentes : caractéristiques des sables (taille effective et coefficient d'uniformité), qualité de l'eau brute...

Cette absence de tendance montre l'importance de caler des vitesses de filtration sur pilote expérimental avant de lancer des projets en phases industrielles. La vitesse aura des impacts non négligeables sur le dimensionnement des installations (diamètres des filtres, pompes, diamètre des canalisations...) et sur leur génie civil.

1.3.4. Suivi des pressions

Le suivi régulier des pressions est impératif car il est un indicateur de colmatage du filtre. Il a été vu qu'au cours d'une filtration, les particules dont la taille est supérieure à celle des espaces intergranulaires étaient retenues au sein de média filtrant dont une grande partie l'était sur les 10 premiers centimètres. Les pertes de charges sont donc préférentiellement situées à cet endroit comme indiqué sur les figures n°7, approche théorique [16] et n°8, approche pratique [13].

Au début de la filtration, les profils de pression ou de charge sont linéaires sur toute la hauteur de la colonne de filtration. En cours de filtration, la rétention particulaire augmentant sur les premiers centimètres, une chute de la pression, du fait des pertes de charge, s'observe naturellement sur la partie supérieure du filtre. Puis le profil de pression ré-augmente en partie inférieure du filtre traduisant l'absence de colmatage. En cas de progression du colmatage, la chute de pression peut être telle que sa valeur soit inférieure à la pression atmosphérique. L'eau se vaporise favorisant la création de bulles de gaz au sein du média filtrant diminuant sa section de passage. Le débit restant le même, la vitesse de filtration augmente localement. Cela aura pour effet de générer des passages préférentiels altérant la qualité de l'eau : les survitesses favorisent les forces de cisaillement décrochant les particules retenues dans le sable. Ce phénomène est appelé percement ou crevaison du filtre. Dans la pratique, les filtres se percent rarement car les exploitants fixent des pertes de charge maximales pour lesquelles un lavage automatique du filtre est déclenché afin de le nettoyer.



A point où la charge est minimale, négative
 B points où la pénétration observable des dépôts est maximale ; ils correspondent aux points où la courbe devient rectiligne.
 ΔH variation de pression (Δp) mesurée en hauteur d'eau
 I, II, III, IV, V courbes correspondant à des temps successifs

La zone pour laquelle $H < 0$ est une zone de dépression ou zone de charge négative.

Figure 7: profils théoriques des évolutions des pressions au sein d'une colonne de filtration en fonction du temps [16]

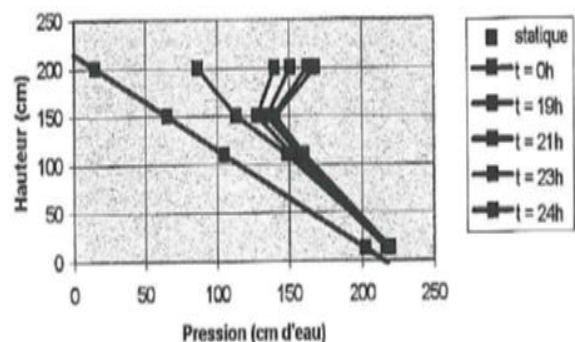


Figure 8: profils réels des évolutions des pressions au sein d'une colonne de filtration en fonction du temps [13]

1.3.5. Lavage des filtres à sable

Le lavage des filtres à sable consiste à retirer les impuretés accumulées dans la masse filtrante pendant le cycle de filtration et d'extraire le gâteau formé à sa surface. Cette opération est déclenchée soit au bout d'un temps de filtration fixée par l'exploitant ou bien lorsqu'une différence de perte de charge maximale dans le filtre est atteinte. La situation idéale serait d'obtenir un temps de filtration équivalent au temps moyen d'atteinte des pertes de charge maximales.

Sur les filtres sous pression, le lavage s'effectue dans des conditions ascendantes en plusieurs phases [12] :

- un abaissement du plan d'eau jusqu'à la surface du filtre ;
- un détassage à l'air seul qui aura pour effet de décrocher les impuretés liées au sable. Le débit d'air est environ de 50 à $60 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$;
- un contre-lavage simultané air et eau filtrée. Les débits d'eau sont compris entre 5 et $10 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$;
- un rinçage à l'eau filtrée seule à des débits de 15 à $20 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$;
- une évacuation des premières eaux filtrées.

Le lavage s'effectue à l'eau filtrée ce qui suggère qu'une cuve de stockage soit placée à proximité du filtre.

Ce mode de filtration est typique des filtres à sable monocouche.

1.3.6. Mécanisme de la coagulation

La coagulation est l'action par laquelle un produit chimique est ajouté à l'eau brute afin d'initier l'agglomération de particules qui à l'état normal ne se lieraient pas : les colloïdes. La suite naturelle de la coagulation est la floculation qui consiste à rassembler les particules entre elles en floc volumineux permettant ainsi leur élimination par sédimentation sous l'effet de leur propre poids ou leur rétention sur des filtres à sable.

Les colloïdes sont des particules d'origine diverses : végétale (acides humique, fulvique, algues), minérale (argiles), animale (zooplancton)... Elles sont chargées électriquement mais dans les eaux naturelles, elles sont électronégatives et composent la couche électrique fixe du colloïde. Elles attirent alors des charges positives qui se fixent à la surface du colloïde composant une couche diffuse (figure n°9). La différence de potentiel entre la couche fixe et la couche diffuse se nomme le potentiel zéta. Ce même état électrique de surface fait que les colloïdes sont en répulsion permanente avec les colloïdes voisins (valeur du potentiel zéta : -35 mV) L'objectif de la coagulation est d'ajouter au liquide un adjuvant chimique qui aura la propriété de réduire ce potentiel zéta voir de l'annuler.

Les coagulants les plus communément utilisés sont des sels de fer (chlorure ferrique FeCl_3) et d'aluminium (chlorure d'aluminium AlCl_3 ou sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Ce sont les ions trivalents ferrique (Fe^{3+}) et d'aluminium (Al^{3+}) qui se lient aux colloïdes, réduisant ainsi le potentiel zéta. Cela déstabilise ainsi la suspension (figure n°10) et forme des ligands favorisant la liaison des particules entre elles. Leur emploi optimal nécessite de respecter des plages de pH : au-delà de 4 pour l'emploi de sel de fer, et entre 6 et 7 pour le sulfate d'aluminium.

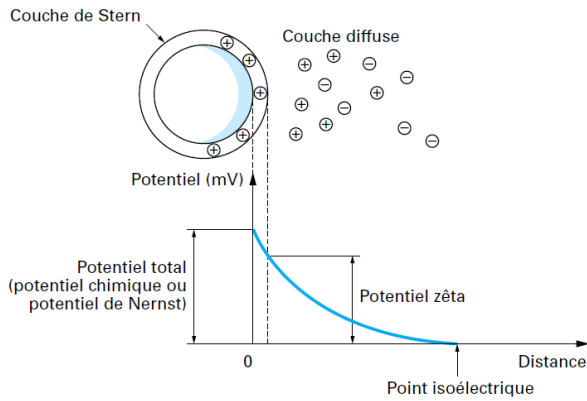


Figure 9: état des colloïdes à l'état naturel [12]

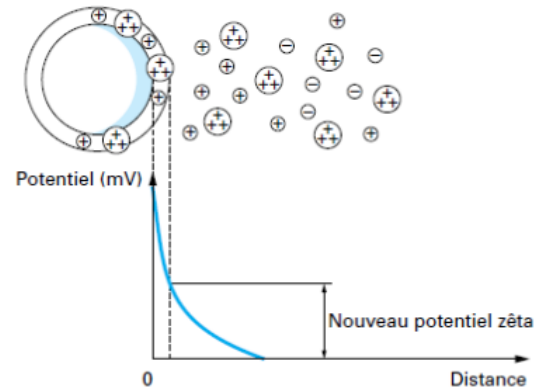


Figure 10: état des colloïdes déstabilisés [12]

L'efficacité de la coagulation est également liée aux conditions de mélange entre le coagulant et l'eau à traiter. Cela doit s'effectuer de façon quasi instantanément (cas des réacteurs parfaitement agités). Le mélange est réalisé dans une cuve de mélange avec agitation rapide. De façon un peu plus rustique, l'injection de coagulant peut être réalisée directement en sortie de pompe de surpression où la turbulence de l'écoulement est suffisante afin d'obtenir un mélange immédiat et homogène.

L'ajout de coagulant en ligne permet donc de pouvoir améliorer la qualité de l'eau filtrée en captant des particules dissoutes à l'état naturel. Réaliser une coagulation en ligne apporte également le bénéfice de pouvoir diminuer les montées en charge au sein du filtre malgré l'amélioration de la rétention de matière. La figure n°11 illustre ce constat. Sur une eau faiblement turbide en sortie d'une filière de charbon actif, les montées en charge dans un filtre à sable, de TE 0,95 mm, ont été suivis avant et après ajout de coagulant (chlorure ferrique). Cette étude a montré l'intérêt d'une coagulation en ligne en diminuant significativement les montées en charges tout en conservant une turbidité faible du filtrat [17].

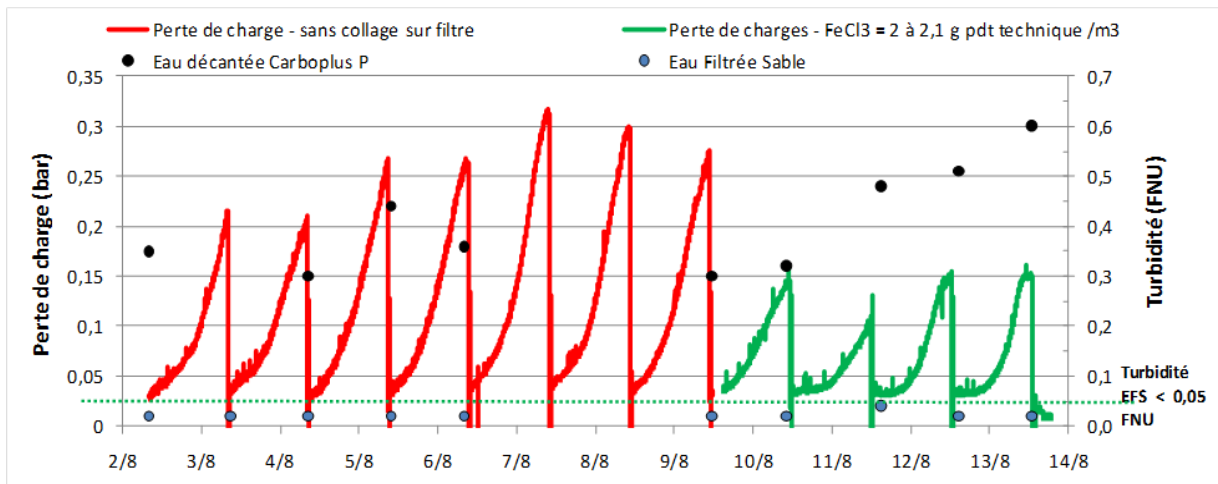


Figure 11: Impact d'une coagulation sur filtre sur l'évolution des pertes de charge et de la turbidité en cycle de filtration à $V = 5 \text{ m/h}$ sur sable TEN 0,95 mm [17]

Il peut alors paraître contradictoire d'améliorer la rétention des particules avec l'ajout de coagulant et de diminuer les montées en charge au sein du filtre. En réalité, la coagulation favorise la création de floccs de grosse taille, taille supérieure à celle des espaces inter-granulaires n'affectant pas la perméabilité du filtre. Une boue d'hydroxyde ferrique ou d'aluminium, peu compact, se

dépose à la surface du sable. Cela ne crée aucun obstacle à l'écoulement, contrairement aux particules plus fines qui pénètrent plus profondément dans le filtre favorisant les pertes de charges.

Les taux de traitements usuels sont compris entre 1,5 et 4 mg/l [12].

1.3.7. Performances attendues

1.3.7.1. Sur la turbidité de l'eau et les matières en suspension

La turbidité rend compte de la limpidité d'une eau. C'est un paramètre qui se suit facilement et qui permet rapidement d'évaluer la qualité de l'eau notamment l'estimation du transport solide au sein d'un liquide. Une étude visant à évaluer la corrélation entre turbidité et matière en suspension (MES) au sein d'un réseau d'assainissement unitaire [18] montre l'existence d'une relation linéaire entre ces deux paramètres.

Sur des sables de 0,8 mm et 0,95 mm, des valeurs en turbidité inférieures à 0,2 NFU ont pu être obtenues sur le filtrat (figure n°12) à partir d'eau sortie filtre à charbon actif en poudre dont la turbidité oscillait entre 0,5 et 3,5 NFU [17].

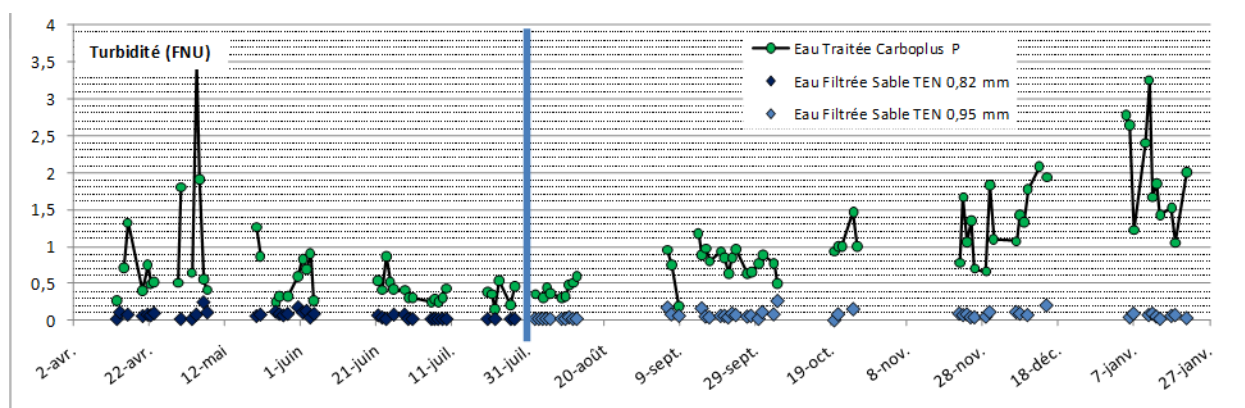


Figure 12: Evolution de la turbidité des eaux traitées Carboplus P à l'étape de filtration sur sable - Essais avec des sables TEN 0,82 m et 0,95 mm [17]

La corrélation MES/turbidité permet de prédire que les filtres à sable auraient au moins d'aussi bons résultats sur la qualité du filtrat vis-à-vis des MES.

Il a été également montré une relation entre la qualité de l'eau brute, sur le paramètre MES, et celle du filtrat. La figure n°13 ci-dessous [13] suit l'évolution du paramètre MES de la qualité du filtrat dans le temps en fonction de la qualité de l'eau brute. On peut constater que les deux courbes évoluent de façon quasi symétrique : une dégradation de la qualité de l'eau brute induit une baisse de la qualité du filtrat. Néanmoins, la bonne rétention des MES sur le filtre à sable peut être montrée à partir de ce graphique. Les courbes convergent en fin de cycle indiquant un colmatage progressif du filtre en fonction du temps.

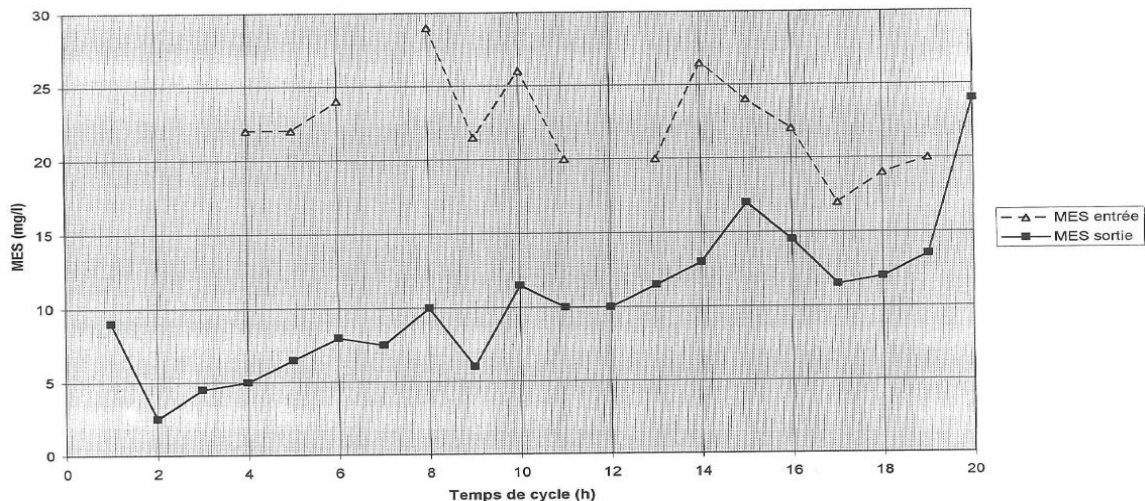


Figure 13: évolution de la qualité du filtrat en fonction de la qualité de l'eau brute [13]

1.3.7.2. Sur le fractionnement des eaux usées secondaires clarifiées

De par ses propriétés de rétention, il est attendu que le filtre à sable ait des performances supplémentaires sur l'amélioration de l'abattement en MES, turbidité, sur les fractions particulières inertes de la matière organique, de l'azote et du phosphore. La colonisation du média filtrant par une biomasse bactérienne peut permettre de réduire le résiduel en matière organique biodégradable non consommé en cours du traitement ainsi que sur les résiduels d'ammonium et de nitrate.

Concernant la bactériologie, les filtres à sable ne sont pas réputés pour assurer un abattement de la charge microbienne de l'eau. Le rapport de l'ANSES relatif à la réutilisation des eaux usées traitées [20] donne un exemple dans lequel l'évolution abattement en microorganismes est suivi au cours de différentes étapes de traitement des eaux usées incluant une filière tertiaire composée d'une filtration, d'une chloration et d'un stockage. Les abattements constatés en sortie de filtration sont de :

- 0,51 log pour les coliformes totaux ;
- 0,05 log pour les *Echerichia Coli* ;
- 3,81 log pour les phages ;
- 0,81 log pour les entérovirus ;
- 2 log pour les *Giardia* ;
- 1,68 log pour les *Cryptospridium*.

II. MATERIEL ET METHODE

II.1. Station d'eau usée de MAUGUIO

II.1.1. Description de la filière de traitement des eaux usées

La station d'eau usée (STEU) de Mauguio, département de l'Hérault (34), d'une capacité de 24 000 équivalent habitant (EH), traite les eaux usées de la commune du même nom, dont le dernier

recensement, 2011, fixe le nombre d'habitant à 16 600 personnes [21]. La figure n°14 situe géographiquement le lieu d'étude.



Figure 14: Situation géographique du site d'étude

Ce secteur est essentiellement résidentiel et peu d'activités industrielles sont à recenser comme l'indique la figure n°15 suivante. Aucun raccordement soumis à convention de déversement n'est à noter.

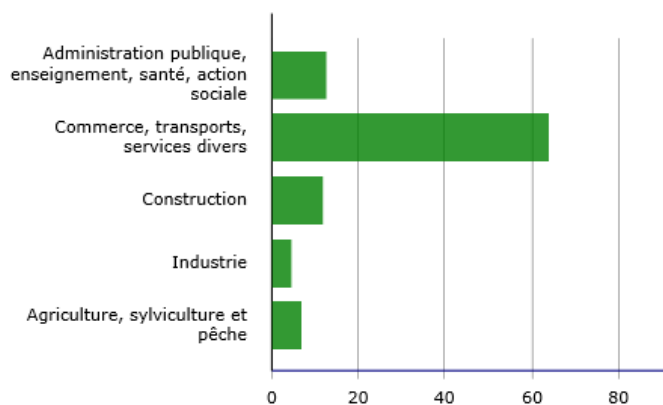


Figure 15: recensement des activités sur la commune de Mauguio en 2011 [21]

Un réseau unitaire de 92,208 km linéaires collecte les eaux usées et les achemine vers la STEU (annexe III). Le taux de raccordement est de 98,4%.

L'installation est sous la responsabilité du Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple (SIVOM) de l'étang d'or. Ce dernier a délégué l'exploitation à la société SAUR.

Le système de traitement est de type boue activée à aération prolongée, avec une zone de transition environnementale composée par un système lagunaire et une zone de marais. Deux sites espacés de 890 m composent la STEU (figure n°14) :

- un site nord où arrivent gravitairement les eaux usées brutes. Les dégrilleurs y sont installés ;
- un site sud sur lequel les autres composants de la STEU sont installés.

Le fil de l'eau de l'installation est composé des étapes suivantes [22].

➤ Prétraitement

Situé sur le site nord, un dégrillage en tête (maille 20 mm) retire les éléments les plus grossiers de l'effluent. Deux dégrilleurs en parallèle ont ainsi été installés. L'eau usée dégrillée est envoyée vers les installations du site sud à partir d'un poste de relevage.

➤ Dessableur – dégraisseur

Préalablement tamisés par deux autres tamiseurs en parallèle (maille 6 mm), l'eau usée est dessablée-dégraissée dans un ouvrage cylindro-conique avec insufflation d'air.

Sables et graviers sont retirés par le dessableur, ce qui permet d'éviter l'abrasion des équipements ou le colmatage des conduites situées à l'aval. Les sables extraits sont envoyés vers un dispositif de lavage des sables. L'intérêt d'un tel dispositif est de pouvoir retirer la matière organique liée à la matière minérale. Il est estimé que les sables retirés contiennent 50 % de matière volatile en suspension (MVS). Les laver permet d'abaisser cette proportion à 30%, voire au-delà, et d'envisager ainsi une revalorisation de ce déchet ou bien une mise en décharge [23].

L'eau usée est ensuite dégraissée afin d'éviter également tout colmatage dans les conduites et les équipements. De plus, cela permet de prévenir les phénomènes de mousse ou « bulkings » au sein du réacteur à boue activée : les graisses sont le substrat privilégié des bactéries filamenteuses. L'excédent est évacué par camion vers un incinérateur.

➤ Le réacteur biologique : la boue activée

Il est composé de 3 bassins, chacun ayant une fonction particulière dans la chaîne de traitement :

- **une zone de contact** dans laquelle est réalisé un mélange intime entre l'effluent à traiter et les bactéries contenues dans les boues recirculées depuis le clarificateur. De faible volume, la zone de contact permet d'obtenir une concentration locale élevée en substrat favorisant ainsi le développement de bactéries non filamenteuses, essentielles pour le traitement du carbone, de l'azote et du phosphore, et cela au détriment des bactéries filamenteuse qui perturberont la décantation des boues [24] ;
- **une zone anaérobie** où s'initie la réaction de traitement du phosphore. Ce bassin est exempt d'oxygène libre (O_2) ou lié (nitrates NO_3^-). Le FNDAE n° 29 [5] préconise les points suivants :
 - réalisation d'un brassage lent afin de faciliter l'absorption des phosphates par les bactéries ;
 - une arrivée de boue recirculée afin de limiter les quantités d'oxygène provenant des eaux usées ;
 - l'installation d'une sonde redox afin de suivre l'état d'oxydation du milieu ;
- **une zone d'aération** où le carbone et l'azote sont traités alternativement en fonction des conditions d'oxygénation du milieu obtenues par syncopage de l'aération :
 - en période d'aération, la DCO et la DBO_5 sont consommées par les bactéries hétérotrophes aérobies strictes du milieu. Egalement, suivant la réaction de nitrification, l'ammonium NH_4^+ est abattu, générant des nitrates NO_3^- . Ce sont des bactéries autotrophes aérobies qui sont en jeu. Le traitement biologique du phosphore y est également finalisé. Des rendements d'à peine 30 % sont à prévoir.

Une injection de chlorure ferrique est souvent associée à la voie biologique du traitement afin de parfaire le traitement du phosphore ;

- en période d'arrêt de l'aération, des conditions anoxiques sont rencontrées permettant la transformation des NO_3^- en azote gazeux N_2 suivant la réaction de dénitrification. Ce sont des bactéries hétérotrophes anaérobies qui catalysent cette réaction.

➤ Le dégazeur

Le dégazeur doit permettre d'évacuer les gaz en excès contenus dans l'effluent à la sortie du bassin biologique. Cette étape doit permettre d'éviter la remontée de floccs au niveau de la jupe Clifford du décanteur, cela à cause de la présence de microbulles de gaz dans le flocc [25]. Cet ouvrage est recommandé lorsque le dénivelé entre le bassin d'aération et le clarificateur est supérieur à 0,5 mètre (cas de la STEU de Maugio) ou lorsque le bassin d'aération est de profondeur supérieure à 7 m.

➤ Le clarificateur

Il assure les fonctions suivantes :

- clarifier l'eau par sédimentation des matières en suspension et des floccs formés dans le bassin biologique ;
- épaissir les boues afin de les recirculer au sein du bassin d'aération, l'excédent étant évacuer vers la filière boue.

➤ Le rejet

Avant d'être rejetées, les eaux usées clarifiées passent à travers un canal venturi permettant d'évaluer les débits à l'exutoire de la STEU. Avant le passage dans ce canal, les eaux usées transitent dans une fosse afin de tranquilliser l'écoulement et éviter les vaguelettes qui pourraient perturber le comptage du débit (*Nota : le débit est évalué à partir d'une mesure de hauteur d'eau par ultrason*).

Le prélèvement de l'effluent alimentant les installations pilotes du projet s'effectue directement à partir de cette fosse de tranquillisation. Le préleveur automatique permettant de réaliser les bilans qualitatifs est positionné à l'aplomb de cette fosse et à l'amont immédiat du canal venturi. Les eaux clarifiées sont ensuite rejetées dans une zone de transition environnementale d'environ 11 hectares composées de lagunes et de marais. Elle est classée zone sensible. Le tableau n°3 suivant donne les caractéristiques principales des différents ouvrages de la STEU.

Tableau 3: caractéristiques des ouvrages de la STEU de Maugio [22]

	REACTEUR BIOLOGIQUE					
	Dessableur Dégraisseur	Zone de contact	Zone anaérobie	Bassin d'aération	Dégazeur	Clarificateur
Volume (m ³)	120	150	1200	4650	84	3426,5
Diamètre(m)	6	/	16,50	Intérieur : 17 Extérieur : 34,70	3,5	35,3
Surface (m ²)	28,3	/	/		24	979

II.1.2. Qualité des eaux usées

Les caractéristiques de l'effluent brut de Mauguio sont données dans le tableau n°4 suivant [26].

Tableau 4: charge brute entrante [26]

Capacité EH	24 000 EH
Débit moyen journalier	4680 m ³ /j
Débit moyen de temps sec	195 m ³ /j
Débit de pointe de temps sec	365 m ³ /j
Débit de pointe admissible	585 m ³ /j
DBO ₅ ²	1440 kg/j
DCO	3240 kg/j
MES	288 kg/j
NTK	48 kg/j
Pt	

Pour compléter ces chiffres, le manuel d'autosurveillance de la STEU [22] apporte les précisions suivantes :

- charge organique de DBO₅ en temps de pluie : 1912 kg/j ;
- charge hydraulique en temps de pluie : 5960 m³/j. Cette charge hydraulique est le débit de référence de la STEU ;
- débit de pointe temps sec : 365 m³/h ;
- débit de pointe temps de pluie : 685 m³/j.

Le tableau n°5 suivant reprend les résultats d'analyse sur les effluents bruts et sur les effluents traités pour les mois de mai et juin.

Tableau 5: qualité de l'effluent brute en entrée de la STEU de Mauguio - mois de mai et juin 2014

		4-mai-2014									
		DB05	DCO	DCO/DBO ₅	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃	N-NO ₂	NTK	P	NGL	MES
		mg O ₂ /l	mg O ₂ /l		mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg N/l	mg/l
Entrée		310	1062	3,4	51	/	/	90,9	10	90,9	540
Sortie		7	30		1	3,9	<0,10	2,07	1,2	6,1	5
Rendement		98	97		98			98	88	93	99
		26-mai-2014									
		DB05	DCO	DCO/DBO ₅	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃	N-NO ₂	NTK	P	NGL	MES
		mg O ₂ /l	mg O ₂ /l		mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg N/l	mg/l
Entrée		300	777	2,6	/	/	/	/	/	/	280
Sortie		3	31		/	/	/	/	/	/	7
Rendement		99	96		/	/	/	/	/	/	98
		4-juin-2014									
		DB05	DCO	DCO/DBO ₅	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃	N-NO ₂	NTK	P	NGL	MES
		mg O ₂ /l	mg O ₂ /l		mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg N/l	mg/l
Entrée		230	877	3,8	55,2			133	11	133	550
Sortie		3	30		1	2,5	2,5	1,3	1,5	3,9	3
Rendement		99	97		98			99	86	97	99
		25-juin-2014									
		DB05	DCO	DCO/DBO ₅	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃	N-NO ₂	NTK	P	NGL	MES
		mg O ₂ /l	mg O ₂ /l		mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg N/l	mg/l
Entrée		310	886	2,9	/	/	/	/	/	/	520
Sortie		3	30		/	/	/	/	/	/	2
Rendement		99	97		/	/	/	/	/	/	100

² Temps sec

Le rapport DCO/DBO₅ indiquant la biodégradabilité de l'effluent³ [27], classe l'effluent brut de la STEU de Mauguio est facilement à moyennement biodégradable selon que l'on réalise le rapport DCO/DBO₅ en temps de pluie (2,25) ou par temps sec (1,69).

La lecture du tableau n°5 permet de dire :

- la pollution est essentiellement sous forme carbonée. Sur les mois de mai et de juin, les valeurs de la DCO et de la DBO₅ de l'effluent brute en entrée de la STEU de Mauguio restent dans les ordres de grandeur données par la littérature. On constate néanmoins des valeurs en DCO supérieures aux valeurs classiques. Elles coïncident avec des augmentations des charges en MES, ce qui peut être lié aux événements pluvieux orageux, générant des flux hydrauliques suffisants pour évacuer les matières organiques et particulaires accumulées au sein du réseau unitaire entre deux épisodes pluvieux ;
- la pollution est d'origine domestique. L'absence de nitrates et de nitrites confirment l'origine domestique des effluents en entrée de la STEU. En effet, les concentrations en azote global NGL sont égales aux concentrations en azote Kjeldahl ou NTK⁴. La présence d'azote est donc essentiellement sous forme d'azote réduit. Les concentrations en ammonium mesurées sont de 51 (56% de l'apport en azote) et 55 mg/l (41% de l'apport) de N-NH₄⁺ sur la période de mai et juin. Ces concentrations sont voisines de celles usuellement rencontrées et confortent l'origine domestique de l'effluent ;
- le phosphore contenu dans l'effluent brut est largement en dessous des valeurs moyennes (cf. tableau n°1). Cela s'explique par le fait que la valeur moyenne de 20 mg/l ne tient plus compte de la réduction des phosphates dans les produits ménagers qui sont l'apport le plus important pour cet élément. Enfin, en réseau unitaire, la quantité de phosphore par équivalent habitant dans les eaux brutes est en moyenne de 2,6 g de P/EH [5]. Ce rapport est de 2,14 g de P/EH dans l'effluent brut de la commune de Mauguio (calculée sur la base du débit moyen journalier et une quantité de phosphore de 11 mg/l mesurée le 4 juin 2014). L'origine domestique de l'effluent brute est confirmée.

Quant à l'effluent traité, celui-ci respecte, sur les analyses en notre possession, les normes de rejet en zone sensible prévues par l'arrêté du 22 juin 2007⁵. Le tableau n°6 reprend les valeurs définies par l'arrêté cité et les compare avec les résultats analytiques sur l'effluent traité de la STEU de Mauguio.

Tableau 6: respect des normes de rejets des effluents traités sur la période mai-juin 2014

	Arrêté du 20 juin 2007		4 mai		26 mai		4 juin		25 juin	
	Concentration	Rendement	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
DBO₅	25 mg/l	80 %	7	98	3	99	3	99	3	99
DCO	125 mg/l	75 %	30	97	31	96	30	97	30	97
MES	35 mg/l	90 %	5	99	7	98	3	99	2	100
NGL	10 mg/l	70 %	6,1	93			3,9	97		
P	1 mg/l	80 %	1,2	88			1,5	86		

³ Rapport DCO/DBO₅ < 2 : effluent facilement biodégradable ;
 2 < rapport DCO/DBO₅ < 4 : effluent moyennement biodégradable ;
 Rapport DCO/DBO₅ > 4 : effluent difficilement biodégradable.

⁴ NGL = NTK + NO₃⁻ + NO₂⁻

⁵ Arrêté du 22/06/07 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO₅

II.2. Description du site d'expérimentation

Le site d'expérimentation est situé sur une enclave de la station d'épuration de Mauguio (figure n°16).



Figure 16: aire d'expérimentation



Figure 17: zone process

Il se décompose de deux ensembles :

- une zone process dans laquelle se trouvent (figure n°17):
 - une installation d'ultrafiltration ;
 - une installation de microfiltration ;
 - un filtre à sable dit « industriel » ;
 - un filtre à sable dit « expérimental » ;
 - divers stockages d'eau brute et d'eau traitée ;
 - deux postes de désinfection d'eau par ultraviolet ;
 - un laboratoire d'analyse ainsi qu'un local administratif.
- un champ d'irrigation de gazon.

Le synoptique et les photos jointes en annexe IV suivant illustrent l'organisation du site expérimental.

L'eau alimentant le site expérimental est de l'eau traitée clarifiée. Elle est prélevée dans une bache située à l'exutoire de la STEU, à l'amont immédiat du canal venturi comptabilisant les eaux usées traitées avant rejet. L'eau est stockée dans une cuve d'eau brute principale de volume 8 m³.

L'eau brute est ensuite répartie vers les quatre traitements en place dont deux seulement traitent les eaux avant irrigation. Il s'agit de l'ultrafiltration et du filtre à sable industriel. Les débits de production sont respectivement de 3 et 10 m³/h.

L'eau filtrée par le filtre à sable industriel alimente une cuve de 8 m³ sans lampe UV. Cette cuve est appelée cuve UV1. L'eau stockée alimente un poste de désinfection UV dit « dynamique » avant d'alimenter les rampes d'irrigation par aspersion et goutte à goutte.

L'eau ultrafiltrée remplit gravitairement une cuve de 8 m³ dans laquelle l'eau est désinfectée par trois lampes UV dites « statiques ». L'eau est ensuite surpressée pour alimenter les postes d'aspersion et de goutte à goutte du gazon. La cuve accueillant ces UV « statiques » est appelée cuve UV2.

L'eau filtrée par la microfiltration n'alimente aucun poste d'irrigation et est rejetée directement dans le poste toutes eaux qui relève les eaux vers le canal venturi de la STEU. Son débit de production est de l'ordre de 0,3 à 0,4 m³/h.

Le filtre à sable expérimental n'alimente également aucun poste d'irrigation. Il sert uniquement d'expérimentation afin de tester différentes conditions d'exploitation et évaluer les gains qualitatifs apportés. Les eaux produites sont renvoyées vers le poste toutes eaux. Son débit est variable, selon les vitesses de filtration étudiée.

Le cœur du stage porte essentiellement sur le suivi du filtre à sable expérimental. Quelques travaux auront pu être menés parallèlement sur le filtre à sable industriel.

II.3. Matériel

II.3.1. Description du filtre à sable expérimental

II.3.1.1. Description technique

Le pilote expérimental (annexe V) est un filtre à sable sous pression composé des éléments suivants :

- un tube en plexiglass d'une hauteur de 2 m et de surface 0,018 m². Une bride y est placée à mi-hauteur (1 m) afin de pouvoir remplir le pilote expérimental en média filtrant ;
 - une pompe volumétrique d'alimentation en eau brute et une pompe volumétrique pour le lavage dont les caractéristiques sont les suivantes :
 - o débit maximal : 660 L/h. Un variateur de fréquence positionné sur le côté du corps de pompe permet d'ajuster le débit en fonction des besoins ;
 - o pression au refoulement : 2 bar.
 - une armoire électrique à partir de laquelle sont pilotées les pompes ;
 - un compteur positionné sur l'arrivée d'eau brute permettant de comptabiliser les volumes consommés ainsi que de contrôler le débit de la pompe d'eau brute ;
 - un système de suivi des pressions composés de :
 - o un capteur sur l'arrivée d'eau brute ;
 - o 3 capteurs placés à différentes profondeurs de média filtrant. Les hauteurs de ces capteurs sont données en fonction de la hauteur du média filtrant dans le filtre.
 - o un panneau de lecture des valeurs de pression.
- Plusieurs prises manuelles de pression sont également positionnées sur l'arrivée d'eau brute, sur la sortie d'eau filtrée et à différentes hauteurs dans la colonne d'eau.
- une cuve d'eau stockant l'eau filtrée nécessaire aux opérations de lavage des filtres. Ses dimensions sont les suivantes :
 - o largeur : 0,48 m ;
 - o longueur : 0,48 m ;
 - o profondeur : 0,93 m ;

- volume : 0,21 m³ ;
- un système d'insufflation d'air nécessaire aux opérations de lavage composé de :
 - une vanne d'arrivée d'air ;
 - un débitmètre d'air ;
- un poste d'injection de chlorure ferrique à l'aval immédiat de la pompe d'eau brute afin d'obtenir un mélange instantané entre le coagulant et l'eau ;
- un poste de dopage en boue placé à plusieurs mètres linéaires en amont de la pompe d'eau brute afin d'obtenir un mélange le plus homogène possible.

Un jeu de vannes manuelles permet de contrôler les écoulements à travers le pilote expérimental selon les besoins de filtration ou de lavage. Elles ont été numérotées et leur fonction est donnée en annexe V.

Une lyre est installée sur le départ de l'eau filtrée, afin d'éviter une vidange de la colonne d'eau du filtre en cas de niveau bas dans la cuve d'eau traitée.

Deux sables de granulométrie différente, dont les courbes granulométriques sont données en annexe V ont été mis dans le filtre à sable expérimental :

- le premier est du sable grossier dont le D10 est de 1,41 pour un coefficient d'uniformité de 1,26. Peu d'essai ont été réalisés avec ce sable, hormis ceux pour une prise en main de l'installation. **Le pilote expérimental a été rempli avec 1 mètre de ce sable ;**
- le second est le sable fin dont le D10 est de 1,04 pour un coefficient d'uniformité de 1,37. Les travaux d'optimisation porte essentiellement sur ce média. **Le pilote expérimental a été rempli avec 90 cm de ce sable** (Nota : 1 mètre de sable avait été installée mais celui-ci s'est tassé lors du lavage initial).

Au commencement du stage, lors de la prise en compte de l'installation, les opérations suivantes ont été effectuées :

- branchement hydraulique de la totalité du pilote (mise en place collier en charge sur alimentation eau brute, pose de vannes, remplacement du compteur d'eau brute défectueux, reprise de la tuyauterie PVC) ;
- installation et mise en route de l'ensemble du poste d'injection de chlorure ferrique (pompe et point d'injection) ;
- installation et mise en route du poste d'injection de boue ;
- maintenance sur chacune des pompes : changement du stator suite au constat de difficultés à maintenir un débit constant. **Lors du démontage du corps de pompe, il a été constaté des détériorations sur chacun des rotors qu'il conviendra de changer ultérieurement afin de garantir une étanchéité parfaite des pompes pour maintenir des débits les plus constants possibles.**

II.3.1.2. Description fonctionnelle

Deux temps de fonctionnement sont à distinguer :

- un temps de filtration ;
- un temps de lavage.

Comme il a été décrit dans la partie sur l'état de l'art, la rétention des matières en suspension au cours du cycle de filtration conduit à un colmatage du filtre dont les indicateurs sont : augmentation de la différence de pression amont/aval (filtre sous pression), augmentation du niveau d'eau au-dessus du sable (filtre à sable ouvert) et dégradation de la qualité de l'eau filtrée. Donc afin de recouvrer les caractéristiques initiales de filtration, des lavages sont effectués : généralement toutes les 24 heures (approche préventive) ou lors de l'atteinte de la différence de pression maximale fixée. **Dans ce dernier cas, l'atteinte d'une perte de charge maximale de 0,15 bar (ou 1,5 mCe) a été retenue pour l'exploitation du pilote expérimental.**

Le positionnement des vannes lors de la filtration est donné en annexe V. Il en est de même pour le lavage pour lequel sont également précisés les différentes séquences d'ouverture et de fermeture des vannes, les différentes étapes avec leur caractéristiques (temps, débits air seul, eau et air...).

II.3.2. Description du filtre à sable industriel

II.3.2.1. Description technique

Le filtre à sable industriel est composé des éléments principaux suivants dont les illustrations sont données en annexe VI.

- Un réservoir dont les caractéristiques métriques sont données en annexe VI. Il est rempli par du sable grossier sur une hauteur d'un mètre. 4 prises de pression manuelles sont positionnées sur le corps du filtre aux hauteurs suivantes (données par rapport au plancher des buselures) : 0,9 m, 0,7 m, 0,5 m, 0,3 m et 0,1 m (non fonctionnelle).
- Trois pompes :
 - o une pompe d'alimentation d'eau brute numérotée PMP 001. Son débit d'alimentation maximale est de 17 m³/h. **Actuellement le débit d'alimentation est réglé pour 10 m³/h, correspondant à une vitesse d'alimentation de 9,5 m/h** (la surface du filtre est de 1,05 m²) ;
 - o une pompe de lavage numérotée PMP 002. Son débit maximal d'alimentation est de 21 m³/h. Elle s'active automatiquement lors des opérations de lavage ;
 - o une soufflante numérotée PMP 003 qui s'active lors des phases d'opérations de lavage.
- Outre les prises de pression manuelles positionnées sur le corps du filtre à sable, deux manomètres doublés de prise de pression manuelle chacun sont placés à l'amont et à l'aval du filtre à sable. La valeur de la pression amont peut également être lue directement sur la panneau de commande de l'automate. Une sonde de pression automatique est également installée afin de suivre le différentiel (ΔP) de pression amont/aval. Elle permet ainsi de déclencher automatiquement un lavage si la différence de pression amont/aval maximale est atteinte. **Sur ce filtre, la ΔP maximale est fixée à 0,3 bar.**

- Deux préleveurs automatiques placés sur l'arrivée d'eau brute et sur l'eau filtrée permettent d'effectuer des prélèvements d'eau soit de façon ponctuelle, soit de façon automatisée rendant possible la réalisation de bilans 24 heures sur l'eau brute et l'eau filtrée.
- Un robinet de prélèvement est positionné sur le circuit d'évacuation des eaux de lavage. Il permet d'échantillonner afin d'effectuer des bilans matières.
- Un poste d'injection de chlorure ferrique est installé afin de réaliser une coagulation en ligne. Dans le cadre de la préparation de l'injection de coagulant, la pompe doseuse a été étalonnée en mesurant, pour différents réglages (deux verriers dont la course de réglage est donnée tous les 10%), le temps nécessaire pour pomper un volume d'eau connu. La courbe d'étalonnage est donnée en annexe VII.

Le fonctionnement du filtre est intégralement automatisé.

II.3.2.2. Description fonctionnelle

Le filtre à sable industriel alterne séquences de filtration et séquences de lavage. Un lavage est déclenché sous deux conditions : au bout de 24 heures de filtration ou lorsque la ΔP maximale est atteinte (0,3 bar).

Les étapes et les caractéristiques du lavage sont reprises dans le tableau n°7 ci-dessous.

Tableau 7: séquence d'un lavage du filtre à sable industriel

Séquence	Durée	Débit
Vidange	4 minutes	
Detassage à l'air	3 minutes	55 Nm ³ /h
Lavage air + eau petit débit	4 minutes	10 m ³ /h
Rinçage eau grand débit	10 minutes	20 m ³ /h
Rejet des 1^{eres} eaux filtrées	10 minutes	10 m ³ /h

II.4. Méthode

II.4.1. Conduite des essais

➤ Conduite des essais sur le filtre à sable expérimental

3 familles d'essai ont été réalisées sur sable fin :

- famille 1 : sans injection de chlorure ferrique, sans dopage en boue (cf. chapitre 1.3.2.4 pour la description du dopage en boue) ;
- famille 2 : avec injection de chlorure ferrique, sans dopage en boue ;
- famille 3 : avec chlorure ferrique et avec dopage en boue.

Pour chaque famille, les essais ont été réalisés afin d'identifier **les conditions optimales de fonctionnement définies comme étant un cycle de filtration, dit cycle représentatif, pour lequel les meilleures qualité d'eau sont observés, sur le paramètre turbidité et MES, sans signe de colmatage du filtre ou de crevaison**. Afin d'atteindre cet objectif, pour chaque famille d'essai, des cycles ont été effectués en faisant varier les vitesses de filtration ou les concentrations en coagulant. Tous les cycles ont été effectués sur une base de 24 heures de filtration sauf ceux représentatifs pour lesquels la durée de filtration a été poussée jusqu'à atteindre la ΔP maximale.

Les cycles sont ponctués par le suivi des plusieurs paramètres, décrits dans les prochains paragraphes, permettant de rendre compte soit de l'état de fonctionnement du filtre ou bien de ses qualités à épurer l'eau. Les deux étant intimement liés.

➤ Conduite des essais sur le filtre à sable industriel

Les essais ont été réalisés en fin de stage. L'objectif est d'évaluer le gain qualitatif apporté par l'injection de chlorure ferrique et de pouvoir évaluer la faisabilité de pouvoir filtrer au-delà de 24 heures selon la marge de manœuvre qui reste avant d'atteindre la ΔP maximale.

Les conditions suivantes ont été testées :

- filtration sur 24 heures, sans injection de chlorure ferrique ;
- filtration sur 30 heures, avec injection de chlorure ferrique ;

Durant les cycles, les paramètres suivis seront identiques à ceux du filtre à sable expérimental.

II.4.2. Paramètres suivis

Les fréquences d'échantillonnage et de prise de mesure sont données en annexe VIII.

II.4.2.1. La pression

La pression, notamment l'évolution des pertes de charge ΔP , est le paramètre qui permet de suivre l'évolution du profil d'encrassement et d'identifier tout signe de percement de ce dernier. Egalement, suivre l'évolution des pressions selon la profondeur du filtre est un moyen d'évaluer l'avancée du front de filtration.

➤ Mesure sur le filtre à sable expérimental

La mesure des pressions est influencée par la présence d'une lyre à l'aval de la colonne de filtration. Elle est à la pression atmosphérique grâce à un tube PVC verticale dont la longueur dépasse le sommet du filtre.

Elle est mesurée à différents endroits :

- à la surface de l'eau à l'aide d'un manomètre portable. Il est relié à un tuyau souple connecté à l'une des prises de pression manuelle (vanne) située sur le tube en plexiglass du pilote (annexe V). En positionnant le manomètre à la hauteur de l'eau, celui-ci indique la pression régnant à sa surface. Ainsi, il est possible de suivre la montée en pression du filtre. Sur la totalité des cycles des difficultés de mise en pression ont été constatées comme l'indique les graphiques en annexe VIII. La pression à la surface de l'eau a rarement excédé les 0,020 bar soit 20 cmCE (cycles 6 et 9 en annexe IX) sauf dans le cas où les niveaux d'eau ont atteint le sommet du filtre (cycle 14 en annexe IX). L'eau étant incompressible la mise en charge du filtre a pu s'effectuer.
- à la surface du sable de la même manière que pour la mesure à la surface de l'eau. **Cette valeur sera représentative de la pression à l'amont du filtre.** Cette pression est essentiellement influencée par le niveau d'eau dans la colonne de filtration, dont lorsque le plafond de la colonne est atteint, une mise en pression dans la colonne s'installe qui

concourt alors à la pression amont **(cycle 14 en annexe IX Lorsque cette pression amont dépassera les 0,15 bar, un lavage sera déclenché ;**

- à chaque capteur fixe de pression positionné à différentes profondeurs du média filtrant (selon hauteur de sable installée dans le filtre) :
 - o 8, 53, 88 cm par rapport à la surface du sable grossier ;
 - o 6, 51 et 83 cm par rapports à la surface du sable fin ;
- à la sortie de l'installation, à l'aide du manomètre portable, qui sera positionné au niveau de la lyre. **La valeur est représentative de la pression à l'aval.**

La ΔP sera calculée selon la formule suivante :

$$\Delta P \text{ (bar)} = P_{\text{amont}} + \Delta H - P_{\text{aval}}$$

Etant donné que la lyre est à la pression atmosphérique, la pression aval est nulle. La ΔP sera alors égale à la somme de la pression à l'amont relevé et de la différence de hauteur ΔH entre la lyre et la surface du sable (15 cm).

$$\Delta P \text{ (bar)} = P_{\text{amont}} + 15$$

➤ Mesure sur le filtre à sable industriel

Le suivi des valeurs de pression s'effectueront de la même manière que pour le filtre à sable expérimental. Les relevés seront réalisés de la façon suivante :

- prise de mesure à l'amont à partir du relevé fourni par l'automate ;
- prise de mesure à différentes profondeurs dans le média filtrant à l'aide du manomètre portable ;
- prise de mesure à l'aval à l'aide du manomètre portable. La mesure de pression à l'aval par l'automate ne pourra être effectuée car un dysfonctionnement de télérelève a été détecté en cours de stage.

La perte de charge maximale admissible par le filtre à sable est fixée à 0,3 bar. L'évolution de cette ΔP est mesurée par deux sondes placées en entrée et sortie du filtre, relevant la différence de pression entre la pression à l'amont du filtre et à l'aval. Lorsque cette sonde mesure une différence au-delà des 0,3 bar, maintenue pendant 20 secondes, un lavage est déclenché. La valeur de la ΔP à un instant donné n'étant pas reportée sur l'automate de mesure, son suivi en cours de filtration s'est effectuée manuellement à l'aide du manomètre portable pour la pression aval et sur l'automate pour la pression amont.

La ΔP sera calculée selon la formule suivante :

$$\Delta P \text{ (bar)} = P_{\text{amont}} - P_{\text{aval}}$$

II.4.2.2. Le volume de filtration

➤ Mesure sur le filtre à sable expérimental

Le suivi du volume de filtration poursuit plusieurs objectifs.

Le premier est de caler le débit de telle sorte à obtenir la vitesse de travail désirée et s'assurer de l'absence de décalage en cours de filtration. Le volume en m³ est relevé au niveau du compteur d'eau brute sur une période de 2 minutes puis ramené à un pas de temps horaire. Connaissant le diamètre du filtre et le débit, la vitesse peut ainsi être déterminée. **Cela nous donne la vitesse instantanée.**

Le second objectif est de pouvoir déterminer :

- le volume filtré entre deux relevés de durée connue afin d'obtenir **une vitesse moyenne horaire**. Comparée à la vitesse instantanée, il est ainsi possible d'identifier les dérives de vitesse et de les corriger rapidement ;
- le volume filtré cumulé par cycle de filtration qui servira au calcul des bilans matières réalisés lors de la séquence de lavage. Ce point sera développé plus loin dans ce rapport.

➤ Mesure sur le filtre à sable industriel

Les vitesses de filtration étant rendue stable par l'automate, le suivi du volume servira uniquement au calcul des bilans matières réalisés lors de la séquence du lavage du filtre.

II.4.2.3. La turbidité

La turbidité est un paramètre qui permet d'évaluer la limpidité d'un liquide. Sa définition stricte est « la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoute » comprendre des matières en suspension tels que les limons, les argiles, la matière organique, minérale, les microorganismes. Elle est mesurée par l'effet néphélométrique, c'est-à-dire la propriété d'une particule à diffuser une partie de lumière incidente. Il a été constaté que cette intensité de lumière diffusée à 90° était proportionnelle à la quantité de particules en suspension (effet Tyndall). Par conséquent, en complément d'analyse des matières en suspension (MES), cette proportionnalité rend le suivi de la turbidité intéressant en routine afin d'évaluer régulièrement la qualité de l'eau [28]. Les mesures ont été effectuées avec un turbidimètre de marque WTW, modèle Turb550 IR. L'unité est le NFU pour Nephelometric Formazine Unit (figure n°18).



Figure 18: turbidimètre

Sur chaque filtre à sable, la turbidité est réalisée sur :

- l'eau brute afin d'en évaluer régulièrement sa qualité ;
- l'eau filtrée afin d'évaluer la qualité de la filtration mais également de détecter des débuts de colmatage ou de percement du filtre qui se traduisent par une dégradation du filtrat ;
- les eaux de lavages en fin de cycle afin d'apprécier la qualité de l'opération avant la relance d'un nouveau cycle de filtration.

Des abattements sont réalisés sur la turbidité afin de comparer :

- les cycles entre eux pour identifier les conditions expérimentales les plus favorables à la clarification de l'eau traitée clarifiée ;
- au sein d'un même cycle, l'évolution de l'abattement en fonction de la durée de filtration afin d'évaluer si les performances du filtre s'améliore au fur et à mesure, notamment grâce à la formation du gâteau de filtration.

II.4.2.4. Les matières en suspension (MES)

Les MES quantifie l'ensemble des particules non dissoutes dans l'eau participant à la turbidité. Elles sont composées de matières minérales ou bien organiques (ce sont les matières volatiles en suspension). Elles sont extraites de l'eau à travers un filtre en cellulose dont les pores font 0,45 µm. Le filtre aura été préalablement pesé « à vide » afin de déterminer le poids initial dit M0 et le volume « V » filtré noté. Puis les échantillons sont placés dans un four à 150 °C pendant deux heures minimum. Au terme de ce temps, le filtre est de nouveau pesé afin de déterminer le poids total à sec, filtre et particules retenues (poids M1). Puis la quantité de MES retenues, en mg/l, est déterminée par la formule suivante.

$$MES = \frac{(M1-M0)}{V}$$

➤ Mesure sur le filtre à sable expérimental

La mesure des MES porte sur les points suivants :

- l'eau brute non dopée puis dopée en boue ;
- l'eau traitée ;
- l'eau brute moyen et l'eau traitée moyen.
- les eaux de lavage. C'est un bilan des MES retenues pendant le cycle de filtration.

Les mesures des MES de l'eau brute et de l'eau traitée sont effectuées directement à partir d'un échantillonnage sur les robinets de prélèvement correspondant. Elle permet de connaître à un instant donné la qualité de l'eau. Sur ces analyses ponctuelles, une valeur moyenne des prélèvements ponctuels peut être calculée.

La connaissance de la qualité moyenne de l'eau brute en MES sur le cycle, dit MES moyen eau brute est réalisé de la façon suivante :

- évaluation de la quantité de matière retenue sur le filtre et récoltée lors du lavage. Cela est représentatif d'une partie des MES contenue dans l'eau brute. Les eaux de lavages sont récupérées dans un bac à partir duquel un volume d'eau est prélevé afin de réaliser la mesure en MES. La quantité de matière mesurée est ramenée au volume total récupéré dans le bac afin d'estimer la quantité de matière retenue sur le filtre au cours du cycle.
- évaluation de la quantité de MES dans l'eau filtrée. Cette mesure consiste à remplir un bidon dans lequel, toutes les heures, un volume d'eau traitée y est déversé (500 ml). A la fin du cycle, le volume récolté est homogénéisé, puis un échantillon d'eau (500 ml) y est prélevé pour effectuer la mesure. La quantité de MES mesurée, ramenée au volume filtré cumulé sur le cycle correspond alors à la quantité moyenne de MES de l'eau traitée sur le cycle.

La quantité de MES contenue dans l'eau brute est alors la somme des MES retenues dans le filtre avec les MES de l'eau filtrée. Cette mesure reflète plus finement la qualité de l'eau moyenne du cycle qu'une moyenne effectuée à partir d'échantillonnages réalisés à différentes périodes du cycle.

Un dopage de l'eau brute en boue a été réalisé à l'amont du pilote expérimental. L'objectif est de pouvoir évaluer la capacité du filtre à sable à maintenir une qualité d'eau malgré une charge en MES élevée (simulation d'une fuite de boue en sortie de STEU). Le dopage a été réalisé en prélevant de la boue à la surface du réacteur biologique qui a été ensuite mélangée avec un volume d'eau potable (10 litres de boue pour 90 litres d'eau). L'homogénéisation a été réalisée manuellement afin de maintenir les boues en suspension. Comme il sera indiqué dans la chapitre résultat et discussion, des concentrations variant entre 17 et 66 mg/l de MES ont été obtenues.

➤ Mesure sur le filtre à sable industriel

Les points de suivi des MES sur le filtre à sable industriel sont les mêmes que pour le filtre à sable expérimental. Deux nuances sont à apporter sur les analyses suivantes :

- les analyses moyennes de MES effectuées sur l'eau brute et l'eau traitées sont des bilans sur 24 heures. Les prises d'échantillons sont automatisées à raison de 1 prélèvement toutes les heures. ;
- la stratégie d'échantillonnage pour l'analyse des MES sur les eaux de lavages est différente. Ici, sur toute la durée du lavage (contre-lavage et rinçage), 100 ml sont prélevés toutes les minutes et déversés dans un bidon à partir duquel, après homogénéisation de son volume, l'analyse MES est réalisée.

Pour chaque filtre, les analyses MES d'eau brute et d'eau traitée permettront, en complément des résultats sur la turbidité, d'évaluer la qualité de la filtration à différents moments du cycle. Les abattements seront également calculés.

Les analyses d'eau brute et traitée moyennes sur 24 heures permettront de dire quelle a été la qualité moyenne des eaux sur le cycle de filtration. Un abattement moyen sera également calculé. Il sera ainsi possible de relativiser les résultats selon la qualité moyenne de l'eau brute sur le cycle.

Les analyses des MES sur les bilans lavages permettront de calculer :

- **g de MES / m²** : c'est la quantité de matière retenue par surface de sable ;
- **g de MES / litre d'eau filtrée** : c'est la quantité de MES retenue par le filtre pendant le cycle.

Ces grandeurs, particulièrement les **kg de MES/m²**, permettent de juger de la performance d'une installation et de pouvoir comparer différents cycles de filtration entre eux sans tenir compte des conditions expérimentales (vitesse, injection de coagulation, durée entre deux lavages). Sur des eaux décantées de bonne qualité des valeurs de 0,3 kg de MES/m² peuvent être retenues sur un filtre entre deux lavages [12]. Le paramètre **g de MES / litre d'eau filtrée** permet de juger de la qualité d'eau brute moyenne sur le cycle passé

II.4.2.5. La mesure ultraviolet (UV) et de la transmittance

Le dosage des matières organiques dans l'eau est réalisable à partir d'une mesure des ultra-violet à 254 nm. C'est une mesure indirecte qui s'appuie sur la capacité de certaines molécules organiques à absorber les UV [29].

Il a été vu que l'un des intérêts de la filtration après une étape de coagulation/floculation était d'améliorer l'abattement de certains paramètres n'ayant pas été éliminée :

- les composés solubles et particuliers inertes ;
- les composés organiques particuliers lentement biodégradables ;
- les composés organiques solubles facilement biodégradables n'ayant pas été traités.

Le suivi des UV permettra d'évaluer la capacité de la filtration sur sable à améliorer l'abattement sur les matières organiques résiduelles solubles présentes dans les eaux usées secondaires clarifiées. Les comparaisons intercycles permettront de mettre en évidence si l'ajout de coagulant ou la modification de paramètres d'exploitation (vitesse notamment) permet d'améliorer les rendements d'élimination de la matière organique.

Améliorer les abattements sur la matière organique est nécessaire afin de limiter toute reviviscence bactérienne dans le réseau d'irrigation ou les stockages. En effet, la matière organique soluble est directement hydrolysable par les bactéries favorisant ainsi leur développement.

Les analyses sont effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre de masse de la marque Hach Lange® (figure n° 19).



Figure 19: spectrophotomètre Hach Lange DR6000

Le spectromètre permettra également, parallèlement à la mesure d'UV, d'effectuer une mesure de la transmittance qui détermine la capacité d'une eau à se faire traverser par les rayonnements UV utilisés en désinfection [30]. Sa valeur est directement liée à la qualité de l'eau (tableau n° 8). Outre une lecture directe sur le spectrophotomètre, elle peut se déterminer par la relation suivante.

$$\text{Pourcentage de transmittance} = 10^{-\text{abs}} \times 100$$

Tableau 8: Tableau 8: transmittance et qualité de l'eau

Qualité de l'eau brute	Transmittance
Excellente	95%
Bonne	85%
Passable	75%

Il est déconseillé d'effectuer une désinfection aux UV pour des valeurs de transmittance inférieures à 75% [30] ou bien le dimensionnement des lampes devra être effectué en conséquence par augmentation de la dose d'UV reçue par ajustement de l'intensité des lampes UV à la transmittance

de l'eau. La dose « D » d'UV (joule par mètre carré (J/m^2)) est égale au produit de l'intensité « I » ($J/m^2/s$) émise par les lampes avec le temps « TSH » de séjour hydraulique dans le réacteur.

II.4.2.6. La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO équivaut à la concentration en oxygène équivalent à la concentration d'un oxydant ayant réagi avec la matière organique. Cette mesure est mise en œuvre par des tests Hach Lange® dont le principe est le suivant. 2 ml d'échantillon à analyser, non filtré, sont mis dans une éprouvette contenant un acide : du bichromate de potassium. Après deux heures de chauffe à 148°C, l'échantillon, après être refroidi et agité, est placé directement dans le spectromètre DR6000 qui donne la valeur en mg/l.

Selon les règles de fractionnement de la matière organique exprimée en DCO, les effluents secondaires clarifiés ne contiennent essentiellement que de la matière organique soluble inerte (vitesse de dégradation suffisamment lente pour la considérer comme biodégradables). Des résidus de matière organique lentement et facilement biodégradables peuvent être également trouvés.

Les analyses DCO sur les deux filtres à sable auront pour objectif d'évaluer, sur les eaux usées secondaires clarifiées, leur capacité à améliorer l'abattement la DCO dure.

II.4.2.7. Le fer et le fer filtré

Des cycles de filtration ont été réalisés avec ajout de chlorure ferrique afin d'évaluer le gain qualitatif obtenu sur les eaux usées secondaires clarifiées. **Pour le filtre à sable expérimental, des doses de chlorure ferrique de 2 ppm, 3 ppm et 1,5 ppm ont été testées, et cela sous différentes vitesses de filtration. L'objectif est de déterminer le meilleur couple « vitesse/dose de coagulant ».** Le choix s'est portée sur une concentration à 2 ppm par retour d'expérience des ingénieurs de la SAUR.

Pour le filtre à sable industriel, uniquement une concentration à 2 ppm a été injectée et pour un seul débit de filtration, 10 m³/h.

Les solutions ont été préparées à partir d'une solution commerciale dont les caractéristiques sont :

- concentration en $FeCl_3$: 195 g/l à 40% ;
- densité 1,40.

Les calculs de préparation des solutions techniques (solution employée pour le traitement) sont donnés en annexe X.

Le suivi du fer et du fer filtré, dans l'eau brute et l'eau traitée est réalisé à partir de kit de mesure Hach Lange® constitué de sachets de FerroZine permettant d'analyser le fer ferrique (Fe^{3+}) et le fer ferreux (Fe^{2+}) à l'état dissous. Provenant de la dissociation du $FeCl_3$, c'est la forme trivalente qui sera suivie.

50 ml d'échantillon à analyser sont prélevés puis répartis comme suit :

- 25 ml non filtré. Le résultat sur cet échantillon comprend essentiellement du fer dissous mais prendra en compte également une part de fer complexé. On considérera que les valeurs obtenues sur cet échantillon sont des valeurs de fer total ;

- 25 ml filtré à l'aide d'un filtre PVDF 0,45 µm. Sur cet échantillon, les valeurs obtenues sont exclusivement représentatives de fer dissous.

A chaque volume est ajouté un sachet de FerroZine afin de doser la quantité de fer présent. Après 5 minutes d'attente, les échantillons sont transvasés dans une cuve de mesure permettant d'effectuer l'analyse à l'aide du spectrophotomètre DR6000. Le résultat est exprimé en mg/l.

Le suivi de ce paramètre poursuit deux objectifs.

Le premier est de s'assurer que la coagulation au chlorure ferrique s'effectue dans de bonnes conditions. Dans un premier temps, le pH est suivi afin de s'assurer qu'il soit supérieur à 4 afin que l'action du coagulant soit la plus optimale possible [12]. A l'issue des différentes analyses réalisées, les quantités de fer mesurées dans l'eau brute et l'eau filtrée sont comparées afin d'évaluer la qualité de la coagulation. Une valeur de fer dans l'eau filtrée inférieure à celle de l'eau brute indique que le fer injecté a réagi avec l'eau pour former des hydroxydes de fer et qu'il s'est également complexé avec les colloïdes.

Le second objectif est de s'assurer que les concentrations résiduelles en fer total dans l'eau filtrée ne portent pas atteinte au bon fonctionnement des lampes UV positionnées à l'aval du traitement. Certains paramètres peuvent altérer la qualité de la désinfection par UV [27] tels que la teneur en MES devant être inférieure à 30 mg/l voir 10 mg/l dans le cas de traitement poussé et la concentration en fer total devant être inférieure à 1 mg/l. Certaines études ont montrées que les ions, notamment, le fer ferrique Fe^{3+} , pouvait absorber les UV et donc diminuer la capacité à désinfecter une eau. La concentration en fer à partir de laquelle un impact sur la désinfection est observé est proche de 0,01 mg/l, avec un seuil d'impact évalué à 0,057 mg/l en fer ferrique Fe^{3+} [19].

II.4.2.8. Les analyses microbiologiques

Les eaux usées brutes contiennent en quantité variables des agents microbiologiques pouvant présenter un caractère pathogène pour l'Homme. Il est possible de citer de façon non exhaustive [20] :

- les bactéries :
 - o *Echérichia coli* (10^6 à 10^7 UFC/l) ;
 - o *Salmonella* (1 à 10^3 UFC/l) ;
 - o *Shigella* ($1-10^4$ UFC/l) ;
 - o *Clostridium* ($10-10^4$ UFC/l)
- les virus :
 - o virus de l'hépatite A (10^2-10^5 UFP/l) et de l'hépatite B ;
 - o adénovirus humain (2.10^4 à 7.10^8 UFP/l) ;
- les protozoaires (Giardia, Amibes) et les helminthes (Ascaris, Taenia) ;
- les champignons.

La recherche d'agents microbiologiques dans les eaux usées secondaires traitées, ainsi qu'en sortie de traitement tertiaire, est une nécessité afin de prévenir tous les risques sanitaires liées à la pratique de la RE-USE.

En effet, les abattements à la sortie d'une filière de traitement ne sont pas suffisants pour réduire les risques de contamination en cas de contact direct (contact cutanéomuqueuse) ou indirect (légumes souillés par exemple). Sur les eaux usées secondaire clarifiées, des abattements de l'ordre 0 à 3 log₁₀ ont pu être observés pour les bactéries, les virus et les protozoaires et de 1-2 log₁₀ pour les helminthes [20]. Les microorganismes étant essentiellement liés à la fraction particulaire de l'effluent, c'est l'abattement en MES qui permet de réduire la charge en microorganisme. Les filières de traitements tertiaires peuvent améliorer ces résultats en diminuant les MES et les pathogènes. Sur une eau usée secondaire clarifiée, les abattements relevés en sortie d'un filtre à sable sont de l'ordre de [20] :

- 0 à 2,5 log₁₀ pour les bactéries ;
- 1-2 log₁₀ pour les helminthes ;
- 0-3 log₁₀ pour les protozoaires ;
- 1-4 log₁₀ pour les virus.

L'évaluation du caractère pathogène de l'effluent secondaire traité par un traitement tertiaire doit pouvoir être évalué afin d'adapter l'usage de l'effluent à sa qualité. C'est dans cet esprit que l'arrêté sur la RE-USE a fixé quatre paramètres microbiologiques rendant compte de la qualité microbiologique de l'eau usée traitée : les entérocoques fécaux (abattement en log), les *Escherichia coli* (UFC/100 ml), les phages ARN-F spécifiques (abattement en log) et els spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices (abattement en log).

Dans le cadre du suivi microbiologique sur les deux filtres à sables, le laboratoire n'étant pas équipé pour effectuer une analyse de virus et de spores, seules les analyses sur les coliformes, les *Escherichia coli* et les entérocoques ont été réalisés. L'objectif est de pouvoir évaluer, selon le média filtrant, les conditions d'exploitation et l'injection de chlorure ferrique, la performance du filtre à sable sur l'abattement bactériologique. Les résultats seront comparés avec les niveaux de qualité de l'arrêté RE-USE.

Les analyses ont été effectuées sur l'eau brute et l'eau traitée de chaque filtre à sable en fin de cycle de filtration. La méthode employée est la méthode normalisée Colilert®/Entérolert®. Les prélèvements ont été réalisés dans des flacons stériles après flambage de la prise d'échantillon. Les échantillons bruts sont ensuite dilués suivant le protocole suivant :

- Entérocoques. Une dilution au 1/10^e est réalisée soit un mélange de 90 ml d'eau stérile avec 10 ml d'échantillon ;
- Coliformes et *Escherichia coli*. Selon la charge microbienne, une dilution au 1/100^e (mélange de 99 ml d'eau stérile avec 1 ml d'échantillon) est réalisée ou au 1/1000^e (mélange de 99,9 ml d'eau stérile avec 0,1 ml d'échantillon).

Une fois la dilution effectuée, les milieux de culture de chaque souche bactérienne sont ajoutés aux dilutions : Colilert-18® pour les coliformes et les *Escherichia coli* et Entérolert-E® pour les entérocoques.

Puis, chaque échantillon est ensuite versé dans une plaque de lecture composée de 49 grands puits et 48 petits puits. Les plaques sont mises en culture en étuve chauffée à 37°C pendant 18 heures

pour les coliformes et les *Escherichia coli* (la mise en culture s'effectue dans la même plaque) et 41°C pendant 24 heures pour les entérocoques.

Une fois ce temps passé, le dénombrement des puits positifs peut être réalisé :

- pour les coliformes, le nombre de puits coloré en jaune est comptabilisé. Puis la plaque est placée sous une lampe UV permettant de révéler les puits colonisés par des *Escherichia coli* qui prennent un aspect phosphorescent ;
- Les entérocoques sont directement lus sous lampes UV. Le nombre de puits phosphorescent est comptabilisé.

La lecture finale du résultat en UFC/100 ml correspond à un « nombre le plus probable » lu dans un tableau d'interprétation fourni avec les kits d'analyse. Cela signifie que le résultat trouvé possède la plus forte probabilité de se rapprocher de la réalité.

II.4.2.9. Autres paramètres

Le phosphore total, l'ammonium et les nitrates seront également suivis afin d'évaluer la capacité des filtres sur sable à pouvoir affiner la qualité de l'eau sur ces paramètres.

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. Filtre à sable expérimental

L'annexe XI donne les conditions de réalisation des différents essais.

III.1.1. Famille d'essais n°1 : essai sur sable fin, sans chlorure ferrique, sans dopage

Cette famille concerne les cycles 4, 5, 7, 8 et 18. Les cycles n° 4 et 18 ont été effectués à une vitesse de 8 m/h. Les cycles n° 5, 7 et 8 ont été réalisés à 10 m/h.

III.1.1.1. Effet de la vitesse sur la qualité de l'eau.

➤ Turbidité

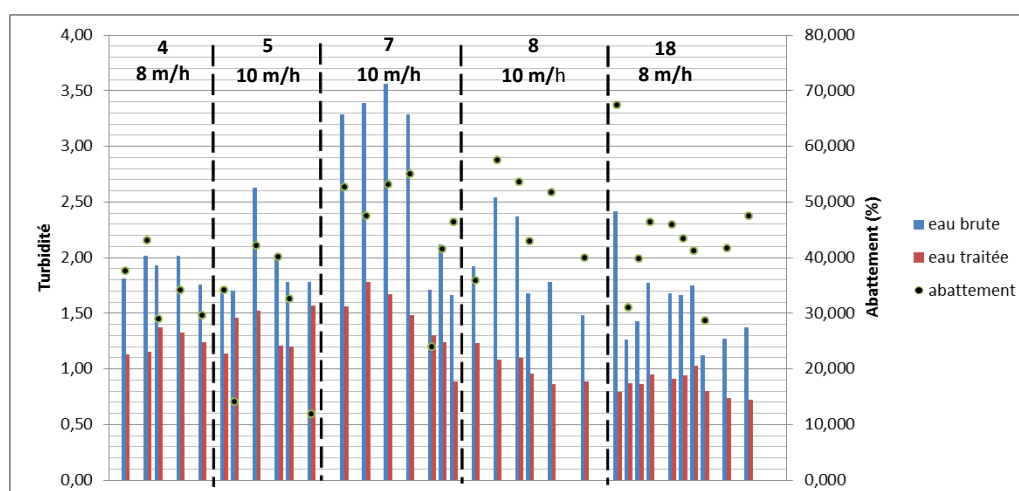


Figure 20: abatement de la turbidité en fonction de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

La figure n° 20 ci-dessus illustre les variations de turbidité observées sur les échantillonnages réalisés à différents temps de filtration. On peut constater visuellement que le filtre à sable a un impact sur la turbidité : les turbidités de l'eau traitée étant inférieures à celles de l'eau brute.

Le tableau n°9 exprime les variations de turbidité moyenne calculée à partir des différents prélèvements réalisées lors de chaque cycle. Les valeurs de turbidité minimales et maximales sont précisées.

En première approche, il semble que les meilleures qualités d'eau sont obtenues pour une vitesse de 8 m/h, notamment le cycle n°18 où pour une turbidité moyenne de l'eau brute de 1,57 NFU, la turbidité moyenne du filtrat est de 0,86 NFU⁶, avec une turbidité minimale atteinte de 0,72 NFU. L'abattement moyen des turbidités correspondant est de 43%. Les résultats du cycle 18 sont bien meilleurs que ceux du cycle 4, réalisés dans les mêmes conditions. La différence s'explique par le fait que le cycle n°4 est le premier des cycles effectués à partir de sable fin et que malgré un lavage préalable du sable neuf, certaines particules fines auraient pu continuer à s'échapper en cours de filtration.

Tableau 9: turbidités de l'eau mesurées et effet de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	Vitesse	Turbidité eau brute moyenne [min – max]	Turbidité eau traitée moyenne [min – max]	Abattements moyen [min – max]
Cycles	m/h	NFU	NFU	%
4	8	1,91 [1,76- 2,02]	1,24 [1,13 - 1,37]	35 [29 - 43]
18	8	1,57 [1,12 - 2,42]	0,86 [0,72 - 1,03]	43 [29 – 67]
5	10	1,94 [1,70 -2,63]	1,35 [1,14 - 1,57]	29 [12 – 42]
7	10	2,72 [1,66 -3,56]	1,42 [0,89 - 1,78]	46 [24 – 55]
8	10	1,96 [1,48 - 2,54]	1,02 [0,86 - 1,23]	47 [36 – 57]

Sur les cycles effectués à 10 m/h, les abattements des cycles n° 7 et 8 sont sensiblement les mêmes que pour le cycle 18. Mais la turbidité moyenne des eaux filtrées pour chaque cycle est inférieure, ce qui pourrait être lié aux valeurs moyennes des turbidités des eaux brutes plus élevées que pour celle du cycle n°18. **Ces résultats ne mettent pas en évidence de différence significative de performance du filtre sur la turbidité entre les vitesses à 8 m/h et 10 m/h.**

➤ Matières en suspension

La figure n°21 montre les résultats des analyses ponctuelles en MES réalisées sur l'eau brute et l'eau traitée, en début, milieu et fin de cycle de filtration. Les abattements sont également présentés.

On peut constater que la qualité de l'eau usée traitée par la STEU est d'excellente qualité vis-à-vis des MES. La majorité des mesures donnent des teneurs en MES sous les 6 mg/l avec des pics à 7,4 mg/l (cycle 7), 10,2 mg/l (cycle 8) et 13,7 (cycle 5). Rappelons que les rendements de la STEU de Manguio sur le paramètre MES avoisine les 99%, ce qui est un inconvénient dans le cadre des expérimentations : plus la qualité de l'eau brute sera bonne, plus il sera difficile de mettre en évidence la capacité du filtre à affiner la qualité de l'eau et d'obtenir des abattements significatifs.

⁶ Moyenne des turbidités mesurées sur le cycle.

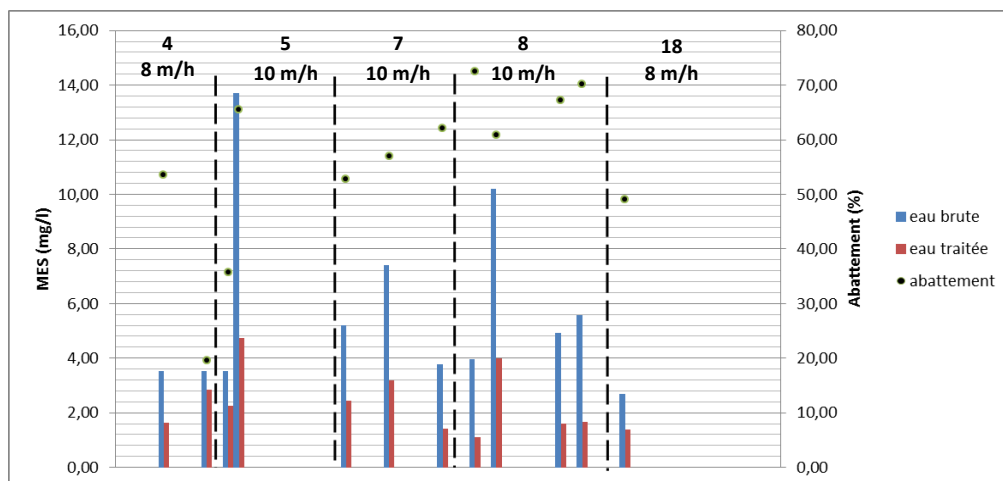


Figure 21: abatement des MES en fonction de la vitesse de filtration, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Le tableau n°10 présentent les qualités moyennes des eaux obtenues à partir des mesures ponctuelles en MES. **On constate que la meilleure qualité moyenne de filtrat est obtenue pour une vitesse de 8 m/h (cycle 18).** A partir d'une eau brute dont la quantité moyenne résiduelle de MES est de 2,7 mg/l, les MES résiduelles dans l'eau traitée obtenue sont de 1,4 mg/l. L'abattement correspondant est de 49%. Le cycle 4, effectué également à 8 m/h, présente des résultats de moindre qualité. L'explication est identique à celle pour la turbidité : le sable relargue des particules fines résiduelles.

Tableau 10: MES de l'eau traitée en fonction de la vitesse, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Vitesse (m/h)	Moyenne des MES ponctuels eau brute [min – max]	Moyenne des MES ponctuels eau traitée [min – max]	Abattement moyen sur les prélèvements ponctuels [min – max]
4	8	3,5 [3,5 – 3,5]	2,2 [1,6 – 2,8]	36 [19 – 53]
18	8	2,7 [2,7 – 2,7]	1,4 [1,7 – 1,3]	49 [49 – 49]
5	10	8,6 [3,5 – 13,7]	3,5 [2,2 – 4,7]	50 [35 – 65]
7	10	5,4 [3,8 – 7,4]	2,3 [1,4 – 3,1]	57 [53 – 62]
8	10	6,1 [3,96 – 10,2]	2,1 [1,1 – 4]	67 [60 – 72]

Pour les vitesses à 10 m/h, ces cycles présentent des qualités d'eau traitée moyennes moindre par rapport à 8 m/h (cycle n°18), tandis que les abattements moyens sont supérieurs. Or, on peut constater que les valeurs en MES de l'eau brute sur les cycles n° 5, 7 et 8 sont supérieures à celui du cycle n°18. Une dégradation de la qualité de l'eau brute a une influence directe sur les valeurs en abattement.

Il a été décrit dans le chapitre « matériel et méthode » que la qualité moyenne de l'eau brute sur l'ensemble du cycle pouvait être également présentées à partir de la quantité de MES récupérées au cours du lavage, augmentée de la quantité en MES récupérées sur un échantillon moyen d'eau traitée. L'échantillon moyen d'eau traitée étant obtenu par le mélange de 500 ml d'eau filtrée prélevés à chaque heure d'échantillonnage. Le tableau n°11 et la figure n°22 présentent les résultats de la quantité moyenne de MES de l'eau brute pour chaque cycle ainsi que la qualité moyenne du filtrat et les abattements moyens correspondants.

Tableau 11: MES moyen eau brute et eau traitée, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycles	MES moyen eau brute par cycle (mg/l)	MES moyen eau traitée par cycle (mg/l)	abattement moyen par cycle (%)
4	1,0	0,7	27
18	1,8	0,4	77
5	0,9	0,5	39
7	1,2	0,7	43
8	1,4	0,4	73

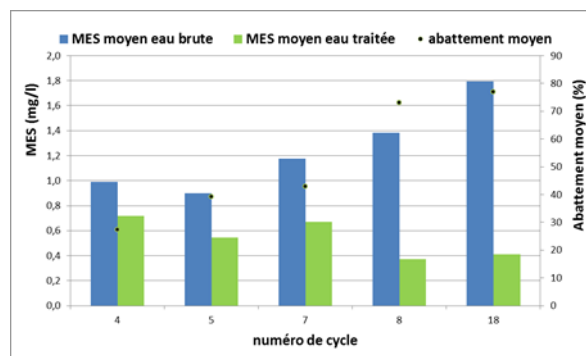


Figure 22: MES moyen eau brute et eau traitée, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Les valeurs moyennes sur l'eau brute sont comprises entre 0,9 mg/l et 1,8 mg/l. Les valeurs moyennes sur l'eau traitée oscillent entre 0,4 mg/l et 0,7 mg/l. Les cycles à 8 m/h présentent des qualités moyennes d'eau vis-à-vis des MES de 0,7 mg/l (cycle 4) et 0,4 mg/l (cycle 18). Pour les cycles à 10 m/h, les valeurs moyennes sur l'eau traitée sont de 0,5 mg/l (cycle 5), 0,7 mg/l (cycle 7) et 0,4 mg/l (cycle 8). L'observation des qualités d'eau moyenne sur les MES ne permet pas de dégager une différence significative entre les deux vitesses. Seule l'observation des abattements permet de dégager une différence. Hormis pour le cycle n°4 pénalisé par une probable fuite de particules fines résiduelles, une filtration à 8 m/h semble plus favorable à l'abattement des MES que pour les vitesses à 10 m/h. Un abattement de 77% est relevé pour le cycle n°18 à 8 m/h tandis que des valeurs de 39%, 43% et 73% ont été obtenues pour les trois cycles à 10 m/h.

On peut constater que les valeurs moyennes en MES, eau brute et eau traitée, diffèrent de façon importante entre les deux approches d'évaluation des qualités d'eau moyenne en MES. Cela s'explique par le fait que les résultats présentés à partir de mesures ponctuelles en MES ne reflètent pas nécessairement la qualité globale de l'eau sur la totalité du cycle. Il faudrait réaliser des analyses en MES à une fréquence plus élevée si l'on souhaiterait pouvoir mettre en évidence l'effet de la vitesse de filtration sur les abattements en MES. **Donc évaluer la performance du filtre à sable à partir des valeurs moyennes en MES sur le cycle semble une approche plus juste que l'évaluation des valeurs moyennes réalisées sur des résultats ponctuels.** Mais, sur les eaux de la STEU de Mauguio, cette approche a une limite dans le sens où en eau brute comme en eau traitée, l'intégralité des valeurs sont sous la limite inférieure de dosage en MES. Elle permet alors de donner une tendance.

Donc, sans coagulant, une filtration à 8 m/h permet d'obtenir un affinage en MES sensiblement plus fin que pour des vitesses à 10 m/h. Le suivi des performances de la filtration à partir des MES moyen du cycle semble être la méthode la plus appropriée. Sur les eaux sortie STEU de Mauguio, la question de la fidélité de la mesure se pose si bien qu'évaluer également les performances du filtre à partir des MES ponctuelles doit compléter la démarche.

Les résultats des bilans matières présentés ci-après permettront d'affirmer ou réfuter cette première conclusion.

➤ Bilan matière

Le tableau n°12 donne les bilans matières effectués à l'issue de chaque lavage de fin de cycle.

Tableau 12: bilan matière des cycles 4 à 8 et 18, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	Vitesse (m/h)	Durée du cycle	Quantité de MES du lavage	Quantité de MES retenue par m ² de sable	Quantité de MES retenu par volume filtré
Cycle		heures	g	g MES / m ²	mg MES / l
4	8	24	1,1	59	0,27
18	8	27	5,4	302	1,08
5	10	24	1,4	77	0,33
7	10	24	2,0	110	0,44
8	10	36	4,0	221	0,55

Ces résultats montrent :

- plus le temps de filtration est long, plus la quantité de matière retenue sur le filtre augmente. Par comparaison entre les cycles 8 et 7, effectués tous deux à 10 m/h, avec une qualité d'eau brute proche, le cycle 8 dont la durée de filtration a duré 36 heures a permis de retenir près de 50% de MES en plus que le cycle 7 dont la durée était de 24 heures, soit 30% plus courte ;
- la vitesse de filtration influe sur la quantité de matière retenue. A 8 m/h, le cycle 18 a retenu 302 g MES/ m² et 335 g MES/ m³, pour une durée de filtration de 27 heures, tandis que pour 10 m/h, le cycle 8 a retenu 221 g MES/ m² et 245 g MES/ m³, pour une durée de filtration plus importante (36 heures). **Les capacités de rétention du filtre à sable sont meilleures pour des vitesses de 8 m/h que pour 10 m/h.**

➤ Matière organique : UV et DCO

La figure n° 23 présente le suivi des UV non filtré (254 nm) et les abattements correspondants sur l'eau brute et l'eau traitée pour les différents prélèvements réalisés pour chaque cycle. Les valeurs mesurées représentent le résiduel en matière organique soluble réfractaire et biodégradable présents dans les eaux usées traitées.

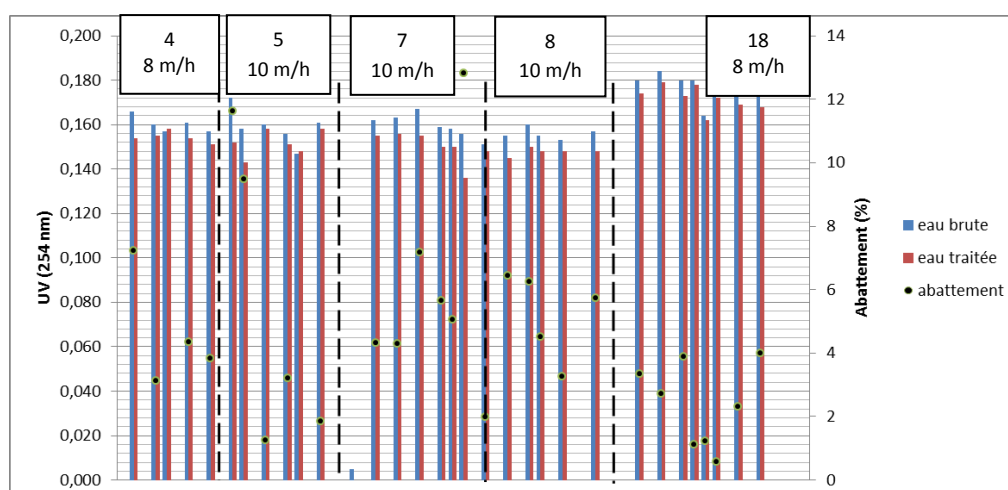


Figure 23: dosage de la matière organique résiduelle par mesures d'UV et suivi de l'abattement sur filtre à sable, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Un léger abattement, compris entre 2 et 6%, sur la matière organique peut être constaté lié à la consommation de la matière organique biodégradable résiduelle par les bactéries ayant colonisées le

filtre. Les résultats (tableau n°13) montrent une constance dans la qualité de l'eau usée clarifiée vis-à-vis des UV ainsi que pour la qualité de l'eau filtrée quelle que soit la vitesse de filtration. Il ne semble pas avoir de différence significative sur l'abattement de la matière organique (figure n°24). Cette même tendance s'observe avec les mesures de transmittances dont les valeurs, quelle que soit la vitesse de filtration, avoisine les 70%.

Tableau 13: rétention de la matière organique résiduelle par filtration sur sable par mesure UV et suivi de la transmittance, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	Vitesse (m/h)	UV eau brute (mg/l)	UV eau traitée (mg/l)	Abattements UV (%)	Transmittance eau brute (%)	Transmittance eau traitée (%)
Cycle		Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]
4	8	0,16 [0,16 – 0,17]	0,15 [0,16 – 0,16]	5 [3,1 – 7,2]	69 [68 – 70]	70 [70 – 71]
18	8	0,18 [0,16 – 0,18]	0,17 [0,16 – 0,18]	2,4 [0,6 – 4]	67 [65 – 68]	67 [66 – 69]
5	10	0,16 [0,15 – 0,17]	0,15 [0,14 – 0,16]	5,5 [1,2 – 11,6]	69 [67 – 71]	71 [70 – 72]
7	10	0,14 [0,01 – 0,17]	0,13 [0 – 0,16]	6,6 [4,3 – 13]	73 [68 – 99]	71 [70 – 73]
8	10	0,16 [0,15 – 0,16]	0,15 [0,15 – 0,15]	4,7 [2 – 6,4]	70 [69 – 71]	71 [71 – 72]

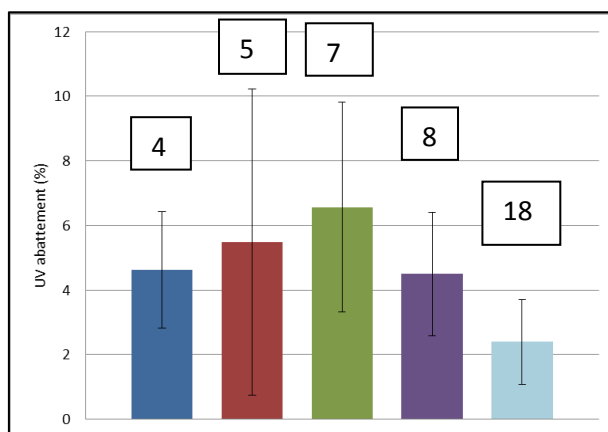


Figure 24: abattement de la DCO sur filtre à sable, V = 8 m/h et V = 10 m/h, sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cette tendance du filtre à sable à affiner l'abattement sur la matière organique ne se retrouve pas sur le suivi de la DCO. Les abattements moyens sur le cycle, calculé à partir des analyses début, milieu et fin de cycle, sont faibles et sans différence significative. D'ailleurs des abattements négatifs s'observent liés à un décrochage de biofilm (tableau n°14).

Tableau 14: abattement de la DCO sur filtre à sable, V = 8 m/h (cycle 18) et V = 10 m/h (cycle 8), sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Vitesse	DCO eau brute (mg/l)	DCO eau traitée (mg/l)	Abattement (%)
8	10	23	26	-13
18	8	26	26	0

➤ Azote et phosphore

Le tableau n°15 présente, pour les vitesses 8 m/h (cycle n°18) et 10 m/h (cycle n°8), les quantités résiduelles en phosphore, ammonium et nitrates en sortie de filtre à sable.

Tableau 15: bilan de la filtration sur l'abatement en phosphore, ammonium et nitrates pour des vitesses de 8 m/h (cycle n°18) et 10 m/h (cycle n°8), sans chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Phosphore (mg/l)			N-NH ₄ ⁺ (mg/l)			N-NO ₃ ⁻ (mg/l)			Fer total	
	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traité
8	0,565	0,533	5,66	0,042	0,04	4,76	2,9	0,159	94,52	0,083	0,032
8	0,693	0,690	0,43	0,059	0,044	25,42	3,44	0,649	81,13		
18	0,27	0,242	10,37	0,038	0,022	42,11	2,2	2,19	0,45	0,091	0,041
18	0,267	0,238	10,86	0,036	0,023	36,11	1,94	1,93	0,52		

Le phosphore est mieux retenue à 8 m/h, où des abattements de 10% sont atteints (cycle 18). Pour une vitesse de 10 m/h, l'abattement est de 5% (cycle 8). Le phosphore soluble résiduel est retenu principalement de façon physico-chimique grâce au résiduel de chlorure ferrique présent dans l'eau usée secondaire de la STEU (rappelons que ces cycles sont effectués sans injection de coagulant). La différence entre le fer total dosé dans l'eau brute et l'eau traité montre que :

- le passage du phosphore dissous en phosphore particulaire par complexation du fer avec le phosphore ;
- une réaction de complexation s'est produite avec l'eau pour former une couche d'hydroxyde de fer à la surface du sable facilitant la rétention du phosphore particulaire.

L'ammonium est mieux retenue à 8 m/h, où des abattements compris entre 36% et 42% sont relevés. Ils sont compris entre 5 et 25% pour une vitesse de 10 m/h. Ces abattements sont possibles grâce aux bactéries nitrifiantes (autotrophes aérobies strictes) ayant colonisées le filtre dont le milieu aéré leur garantie les conditions optimales de développement. La meilleure rétention pour des faibles vitesses s'explique par un temps de contact plus important entre la bactérie et son substrat azoté. La hauteur de sable dans le filtre étant de 0,90 m, à 8 m/h, le temps de contact est de 7 minutes contre 5 minutes à 10 m/h. La différence de résultat peut également s'expliquer par l'état de colonisation du filtre à sable par la biomasse nitrifiante. En effet, 1,5 mois séparent le cycle 8 du cycle 18, si bien que ce dernier présente un état de colonisation plus favorable pour une nitrification efficace.

La rétention des nitrates au sein d'un filtre à sable est négligeable quelle que soit la vitesse de filtration. Les rendements élevés obtenus sur le cycle n°8 (10 m/h) proviennent vraisemblablement d'une erreur d'analyse. Des abattements inférieurs à 1% sont à noter pour une vitesse de filtration de 8 m/h. En effet, la dénitrification s'effectue dans des conditions d'anoxie qui ne sont pas rencontrées dans un filtre à sable.

III.1.1.2. Suivi des pressions.

Le relevé des pressions durant chaque cycle a permis de déterminer les pertes de charges amont/aval (ΔP) et d'en suivre l'évolution synonyme d'encrassement du filtre. Les figures n° 25 et

n° 26 donnent l'évolution des montées en charge en cours de filtration pour les vitesses 10 m/h et 8 m/h.

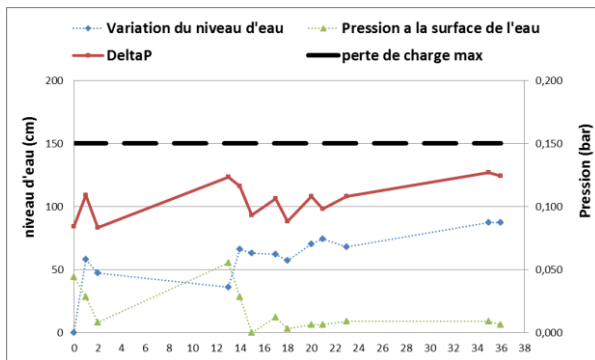


Figure 25: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=10m/h

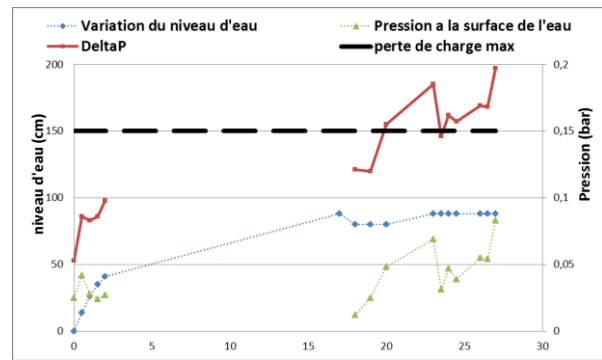


Figure 26: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=8m/h

Pour chacune des vitesses, une augmentation des pertes de charge est à constater ce qui indique un colmatage progressif en cours de filtration. Au terme de 36 heures de filtration, la pression maximale n'est pas atteinte pour une vitesse de filtration de 10 m/h, tandis qu'elle est atteinte en 24 heures pour une vitesse de 8 m/h. **Ce constat reflète la capacité du filtre à mieux retenir à 8 m/h les matières en suspensions encore présentes dans les eaux usées secondaires de la STEU.**

Le suivi des pressions en fonction de la profondeur montre que pour 8 m/h, les pertes de charge s'installent dans les 5 premiers centimètres, puis les profils sont tous confondus au-delà. Le profil est différent à 10 m/h. Un décalage s'observe en cours de cycle avec une diminution des valeurs en pression : les pertes de charge sont réparties sur toute la hauteur de filtration et diminuent avec la profondeur. **Cette différence de profil montre que la vitesse de 8 m/h est plus favorable à l'instauration du gâteau de filtration (donc à la rétention) tandis que la filtration s'effectuera plus en profondeur pour des vitesses de 10 m/h.**

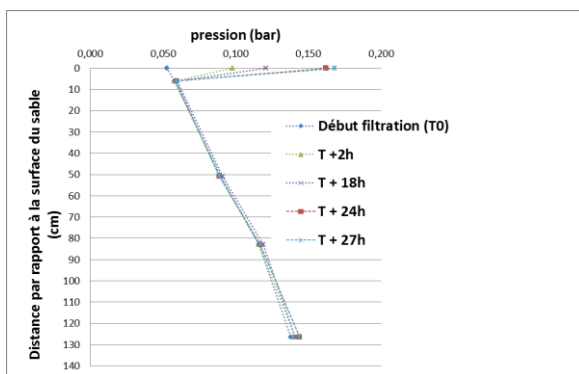


Figure 27: évolution des pressions en fonction de la profondeur de sable, V = 8 m/h, TE 1,04

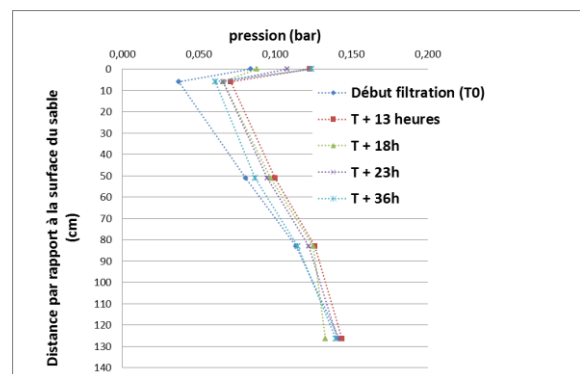


Figure 28: évolution des pressions en fonction de la profondeur de sable, V = 10 m/h, TE 1,04

III.1.2. Famille d'essais n°2 : essai sur sable fin, avec chlorure ferrique, sans dopage

Cette famille concerne les cycles 9 à 14, 19 et 20. Un dopage a été réalisé en fin du cycle 20 mais les résultats présentés ne portent que sur la partie non dopée du cycle.

III.1.2.1. Effet de la vitesse et de la concentration en chlorure ferrique sur la qualité de l'eau.

➤ Turbidité

Le tableau n°16 exprime les variations de turbidité moyenne et donne les plages de résultats pour les différents cycles effectués pour différentes vitesses et concentration en chlorure ferrique technique. Les données sont illustrées dans la figure n°29.

Tableau 16: turbidités de l'eau mesurées et effet de la vitesse de filtration, avec chlorure ferrique, sable TE 1,04

	Vitesse	Turbidité eau brute	Turbidité eau traitée	Abattements	Concentration en chlorure ferrique technique
Cycles	m/h	moy. [min – max]	moy. [min – max]	moy. [min – max]	mg/l
12	8	2,91 [2,24 - 4,06]	1,43 [1,15 - 2,30]	50 [27 - 64]	2
13	8	1,99 [1,30 - 2,90]	0,69 [0,29 - 1,15]	66 [54 - 83]	2
20	8	1,33 [0,98- 1,80]	0,52 [0,41- 0,62]	60 [37 - 73]	2
14	8	1,90 [1,41 - 3,71]	0,75 [0,55 - 0,89]	59 [40 - 76]	1,5
9	10	2,07 [1,84 - 2,27]	1,38 [0,86- 2,07]	33 [9 - 60]	2
11	10	2,43 [2,15 - 2,81]	1,36 [1,09 - 1,55]	44 [33 - 49]	3
19	10	1,51 [1,21 - 1,86]	0,81 [0,66 - 0,92]	46 [32 - 58]	2
10	12	2,43 [1,99 - 2,80]	1,41 [1,00 - 2,05]	41 [5 - 63]	2

Les meilleures qualités d'eau et abattements ont été obtenues pour des vitesses de 8 m/h et des concentrations en chlorure ferrique technique de 2 mg/l (cycle n°13 et n°20). Pour une turbidité moyenne de l'eau brute de 1,33 NFU, dont la plage de qualité était comprise entre 0,98 NFU et 1,80 NFU, une turbidité moyenne d'eau traitée de 0,52 NFU avec des valeurs variant de 0,41 NFU à 0,62 NFU, a été atteinte (cycle n°20). L'abattement moyen est de 60%. Le cycle n°13 présente des résultats assez proches avec une turbidité moyenne de l'eau filtrée de 0,69 NFU avec un minimum à 0,29 NFU. L'abattement est de 66%.

Le cycle n°14, réalisé à 8 m/h, mais dont la concentration en chlorure ferrique technique a été abaissée à 1,5 mg/l, présente des qualités d'eau filtrée moyenne (0,75 NFU) et une plage de qualité (0,55 à 0,89 NFU), assez proche des cycles n°13 et n°20 à 2 mg/l. L'abattement est de 59%. **Pour une même vitesse, il semble que le chlorure ferrique n'apporte pas de gain significatif vis-à-vis de l'abattement en turbidité.**

Les performances du filtre à sable, vis-à-vis de la turbidité, sont inférieures pour des vitesses de filtration à 10 m/h par rapport aux cycles à 8 m/h. Cette différence est visible sur la figure n°29 par comparaison entre les cycles n°19 (10 m/h à 2 mg/l de chlorure ferrique) et n°20 (8 m/h à 2 mg/l). A cette vitesse, l'apport en chlorure ferrique à des concentrations différentes n'apporte pas de différence sur l'abattement en turbidité : pour 10 m/h, à des concentrations de 2 mg/l (cycle n° 9 et 19) ou 3 mg/l (cycle n°11) de chlorure ferrique, les abattements restent voisins.

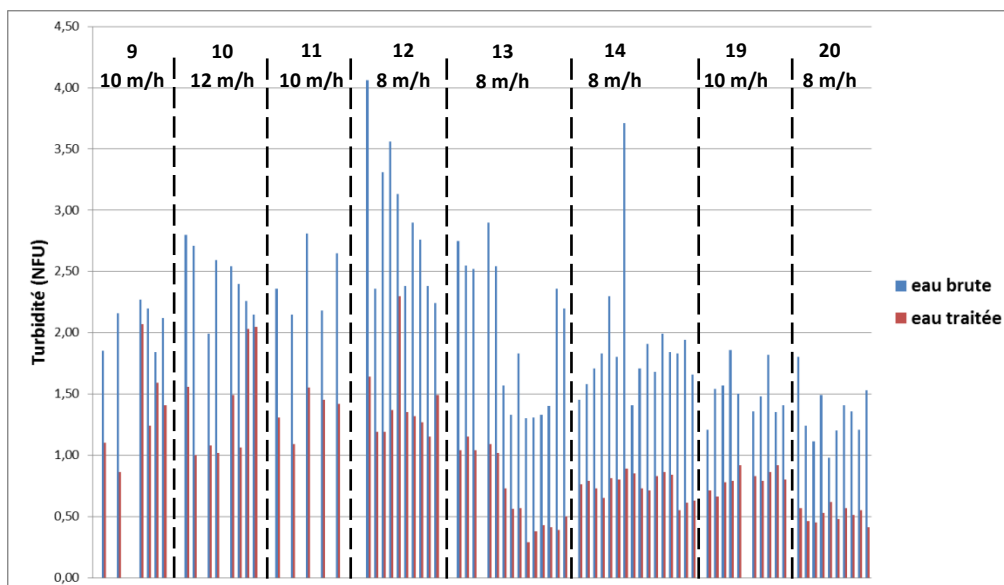


Figure 29: qualité de l'eau et abattement de la turbidité en fonction de la vitesse de filtration, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Le cycle n°13 présente, en milieu de cycle, une amélioration soudaine de la qualité de l'eau filtrée qui est due à un re-étalonnage du turbidimètre. Ce gain en qualité de lecture s'observe (figure n°29) par la comparaison entre les performances du filtre entre le cycle n°12 (avant étalonnage) et le cycle 20 dont les paramètres d'essai sont identiques.

Les résultats confirment l'effet vitesse dans l'abattement de la turbidité. Les concentrations en chlorure ferrique ne semblent pas apporter de gains significatifs.

➤ Matières en suspension

Le tableau n° 17 présente les résultats sur les MES obtenus à partir d'échantillons prélevés ponctuellement en cours de cycle et cela pour différentes vitesses et concentration en chlorure ferrique technique.

Tableau 17: évaluation de la qualité de la filtration sur le paramètre MES à partir des mesures en MES moyen, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	Vitesse	Moyenne des MES ponctuels eau brute [min – max]	Moyenne des MES ponctuels eau traitée [min – max]	Abattement moyen sur les prélèvements ponctuels [min – max]	Concentration en chlorure ferrique technique
Cycles	m/h	moy.	moy.	moy.	mg/l
12	8	5,0 [3,6 - 6,3]	3,0 [0,5 - 5,5]	49 [13 - 85]	2
13	8	4,9 [4,9 - 5,00]	2,3 [2,3 - 2,3]	53 [53 - 54]	2
20	8	5,6 [4,6 - 6,2]	2,6 [0,2 - 5,2]	53 [16 - 96]	2
14	8	4,0 [0,7 - 6,3]	2,5 [0,7 - 4,0]	30 [2 - 44]	1,5
9	10	5,4 [4,8 - 6,4]	3,7 [1,8 - 5,8]	33 [8 - 61]	2
11	10	11,4 [1,8 - 20,3]	4,7 [0,7 - 7,6]	56 [37 - 70]	3
19	10	4,0 [3,0 - 5,5]	3,1 [2,6 - 3,9]	22 [14 - 28]	2
10	12	6,2 [4,5 - 8,5]	3,8 [1,4 - 6,7]	42 [8 - 70]	2

Les meilleures abattements vis-à-vis des MES sont obtenues pour des vitesses de 8m/h et pour des concentrations en chlorure ferrique de 2 mg/l : de 49% (cycle n°12) et 53% (cycle n°20). Les cycles

n°12 et 20 ont permis d'obtenir sur certains échantillons des valeurs en MES résiduelles de 0,5 mg/l et 0,2 mg/l avec des valeurs résiduelles moyennes respectives de 3,0 mg/l et 2,6 mg/l. A partir des prélèvements effectués, les vitesses à 10 m/h et 2 mg/l de chlorure ferrique ne permettent pas de dépasser des valeurs d'abattement moyen de l'ordre de 30% et les valeurs en MES les plus basses obtenues dans l'eau filtrée restent en dessus de 1 mg/l.

On notera le bon abattement moyen obtenu (56% avec un pic à 70%) pour une vitesse de 10 m/h avec une concentration en chlorure ferrique de 3 mg/l obtenu sur les prélèvements effectués sur ce cycle. **La dose de chlorure ferrique injecté influe positivement sur l'abattement lorsque les concentrations augmentent.** Cela se retrouve sur les cycles à 8 m/h entre une dose de 1,5 mg/l et 2 mg/l.

Tableau 18: MES moyen eau brute et eau traitée, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	Vitesse (m/h)	MES moyen eau brute par cycle (mg/l)	MES moyen eau traitée par cycle (mg/l)	abattement moyen par cycle (%)	Concentration en chlorure ferrique technique (mg/l)
12	8	2,6	0,7	72	2
13	8	3,0	0,3	89	2
20	8	3,2	1,1	67	2
14	8	1,9	0,1	97	1,5
9	10	2,2	1,3	42	2
11	10	4,0	1,8	54	3
19	10	2,5	1,1	57	2
10	12	2,9	1,0	65	2

Le tableau n°18 représente les valeurs moyennes en MES sur les cycles. Il confirme les observations faites sur les analyses en MES effectuées à différentes périodes dans les cycles : les abattements sont meilleurs à 8 m/h. Les valeurs moyennes sur les MES dans l'eau traitée obtenues pour des vitesses à 8 m/h sont sous les 1 NFU, avec des abattements au-delà de 60%. Mais une attention particulière doit être prise sur l'interprétation des résiduels en MES dans le sens où la norme relative au dosage des matière en suspension (NF EN 872 d'avril 1996) précise que la limite inférieure de dosage est de 2 mg/l.

➤ Bilan matière

Le tableau n°19 donne les bilans matières effectués à l'issue de chaque lavage de fin de cycle.

Tableau 19: bilan matière des cycles 4 à 8 et 18, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Vitesse	Durée du cycle	Vitesse (m/h)	Quantité de MES du lavage	Quantité de MES retenue par m ² de sable	Quantité de MES retenu par volume filtré	Concentration en chlorure ferrique technique (mg/l)
	m/h	heures		g	g MES / m ²	mg MES / l	
12	8	24	8	7,4	412	1,9	2
13	8	41	8	10,6	590	1,9	2
20	8	27	8	8,3	462	2	2
14	8	43	8	7,3	408	1,2	1,5
9	10	24	10	3,6	201	0,9	2
11	10	25	10	8,5	470	1,5	3
19	10	24	10	5,6	310	1,3	2
10	12	24	12	7,5	416	1,4	2

Les mêmes conclusions sur les résultats des bilans matières des cycles peuvent être effectuées sans injection de chlorure ferrique.

Plus le temps de filtration augmente, plus le bilan matière est important. A conditions expérimentales identiques, les 41 heures de filtration du cycle n°13 ont permis de retenir 590 g de MES / m² de sable contre 412 g de MES / m² de sable pour le cycle n°12 dont la durée est de 24 heures.

La quantité de matière récupérée par lavage augmente lorsque la vitesse diminue. A durée de filtration et concentration en chlorure ferrique identiques, le cycle n°12 à 8 m/h a retenu 25% de matière en plus que le cycle n°19 à 10 m/h, les concentrations moyennes en MES dans l'eau brute étant sensiblement voisines 2,6 mg/l et 2,5 mg/l (tableau n°18). On remarquera qu'une contradiction apparaît si l'on compare les cycles précédemment abordés avec le cycle n°10 à 12 m/h. Ce dernier, dont l'essai a été réalisé dans les mêmes conditions, présente un bilan matière voisin du cycle n°12 à 8 m/h. Il n'y aurait pas de différence sur la rétention de matière entre 8 m/h et 12 m/h. De plus, on retiendrait 25% de matière en plus à 12 m/h qu'à 10 m/h. Ce résultat s'explique par une qualité moyenne d'eau brute sur les MES plus mauvaise sur le cycle n°19 (2,9 mg/l) que les cycles n°12 et 10 dont les valeurs sont respectivement de 2,6 mg/l et 2,2 mg/l.

Une rétention accrue de matière dans le filtre pour des vitesses de filtration faibles est la conséquence d'un temps de contact plus important dans la canalisation d'eau brute entre les ions Fe³⁺ et les particules colloïdales avant d'atteindre la surface du filtre. Ainsi le nombre de particules colloïdales qui s'agglomèrent est plus important. Ce réseau réticulaire a plus de temps pour se densifier améliorant la rétention à la surface du filtre. La quantité de matière récupérée au lavage est alors plus importante. La comparaison des cycles n°12, 14 et 11 montre que **les quantités de matière retenues augmentent avec des doses croissantes en chlorure ferrique.** La quantité d'ions Fe³⁺ émise dans l'eau brute est plus importante ce qui accroît la formation des complexes d'hydroxyde de fer en surface du filtre à sable améliorant la rétention des colloïdes complexées avec le fer. De plus, plus d'ions Fe³⁺ sont présents dans le milieu, plus de colloïdes peuvent ainsi être captées.

➤ Matière organique : UV et DCO

La figure n° 30 présente le suivi des UV non filtré (254 nm) et les abattements correspondants sur l'eau brute et l'eau traitée pour les différents cycles réalisés avec injection de coagulant.

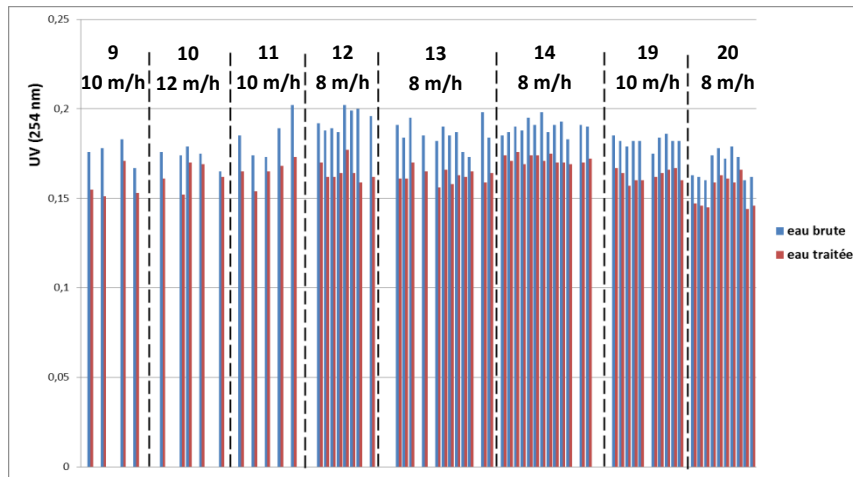


Figure 30: dosage de la matière organique résiduelle par mesures d'UV sur filtre à sable, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Les résultats du tableau n°20 montrent qu'avec injection de chlorure, une amélioration des abattements sur la matière organique peut être constatée par rapport aux résultats d'abattement sans injection de coagulant (2 à 6%). Les valeurs moyennes sont comprises entre 6 et 15% sans pouvoir observer de différence significative entre les vitesses. Une constance des résultats en eau brute comme en eau traitée s'observe sur la figure n°30. Quant à la transmittance, le filtre à sable ne semble apporter qu'une légère amélioration entre l'eau brute et l'eau traitée.

Tableau 20: rétention de la matière organique résiduelle par filtration sur sable par mesure UV et suivi de la transmittance, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

	UV eau brute (nm)	UV eau traitée (nm)	Abattements UV (%)	Transmittance eau brute (%)	Transmittance eau traitée (%)
Cycle	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]	Moyen [min – max]
9	0,18 [0,17 – 0,18]	0,16 [0,15 – 0,17]	11 [7 – 15]	67 [66 – 68]	70 [67 – 71]
10	0,18 [0,17 – 0,18]	0,16 [0,15 – 0,17]	6 [2 – 13]	67 [66 – 68]	69 [68 – 70]
11	0,18 [0,17 – 0,20]	0,17 [0,15 – 0,17]	10 [5 – 14]	65 [63 – 67]	68 [67 – 70]
12	0,19 [0,19 – 0,20]	0,15 [0,16 – 0,18]	15 [11 – 21]	64 [63 – 65]	68 [67 – 69]
13	0,19 [0,17 – 0,20]	0,16 [0,16 – 0,17]	12 [5 – 20]	65 [63 – 67]	69 [68 – 70]
14	0,19 [0,18 – 0,20]	0,17 [0,17 – 0,18]	9 [6 – 14]	65 [63 – 66]	67 [67 – 68]
19	0,18 [0,18 – 0,19]	0,16 [0,16 – 0,17]	11 [7 – 12]	66 [65 – 67]	69 [68 – 70]
20	0,17 [0,16 – 0,18]	0,15 [0,14 – 0,17]	9 [4 – 11]	68 [66 – 69]	70 [68 – 72]

Le tableau n° 21 compare les valeurs moyenne des DCO effectuée en cours de cycle pour trois vitesses : 12 m/h (cycle n°10), 8 m/h (cycles n°13 et n°20) et 10 m/h (cycle n°19). Toutes les concentrations en chlorure ferrique sont à 2 mg/l.

Les meilleurs abattements en DCO sont observés pour des vitesses de 8 m/h où des valeurs de l'ordre de 10% ont été atteintes. Des abattements nuls sont observés pour les vitesses à 10 m/h et 12 m/h.

Tableau 21: abattement de la DCO sur filtre à sable, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Vitesse (m/h)	DCO eau brute (mg/l)	DCO eau traitée (mg/l)	Abattement (%)
10	12	26	26	0
19	10	25,2	25,5	1
13	8	22,3	20	11,5
20	8	24,8	21,6	13

➤ Azote et phosphore

Le tableau n°22 présente, pour les vitesses 8 m/h (cycles n°13 et n°20) et 10 m/h (cycle n°19), les quantités résiduelles en phosphore, ammonium et nitrates en sortie de filtre à sable. Toutes les concentrations en chlorure ferrique sont à 2 mg/l.

Tableau 22: bilan de la filtration sur sable sur l'abattement en phosphore, ammonium et nitrates,, avec chlorure ferrique, sans dopage, sable TE 1,04

Cycle	Phosphore (mg/l)			N-NH ₄ ⁺ (mg/l)			N-NO ₃ ⁻ (mg/l)			Fer total	
	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traitée	Abatt. %	Eau brute	Eau traité
13	1,4	1,35	4	0,053	0,034	36	2,51	2,67	-6	0,277	0,051
13	1,53	1,4	8	0,064	0,038	41	3,33	2,81	16	0,235	0,02
19	0,2	0,18	10	0,024	0,013	46	2,21	2,16	2	0,247	0,056
19	0,25	0,223	11	0,023	0,018	22	2,09	2,21	-6	0,226	0,037
20	0,245	0,168	31	0,018	0,017	6	2,98	3,02	-1	0,242	0,048

Les résultats pour le phosphore ne permettent pas de tirer une tendance quant à l'influence de la vitesse sur son abattement. Leur rétention observée doit être liée l'abattement en MES compte tenu qu'en sortie de STEU, le phosphore résiduel dissous est passé sous forme particulaire.

Les vitesses de filtration à 8 m/h semblent plus favorables à la nitrification de l'ammonium. Des abattements de 36% et 41% ont été obtenus (cycle n°13). A 10 m/h, des abattements de 46 et 22% ont été atteints (cycle n°19). Le cycle 20, pourtant à 8 m/h, n'abat que 6% de l'ammonium contenu dans l'eau brute. Ce manque de substrat est insuffisant pour être dégradé par la biomasse bactérienne. Les abattements en nitrate sont faibles et percolent à travers le filtre à sable qui n'offre pas les conditions de dénitrification.

Enfin, le suivi des concentrations en fer total dans l'eau brute et l'eau traitée montrent une différence qui indique que la coagulation s'effectue correctement. A 2 mg/l, le résiduel en fer total est compatible avec l'usage de lampe UV pour une désinfection des eaux usées traitées, dont le seuil d'impact a été évalué à 0,057 mg/l [19].

III.1.2.2. Suivi des pressions.

Les figures n° 31 et 32 donnent l'évolution des montées en charge en cours de filtration pour les vitesses 8 m/h (cycle n°13), 10 m/h (cycle n°19).

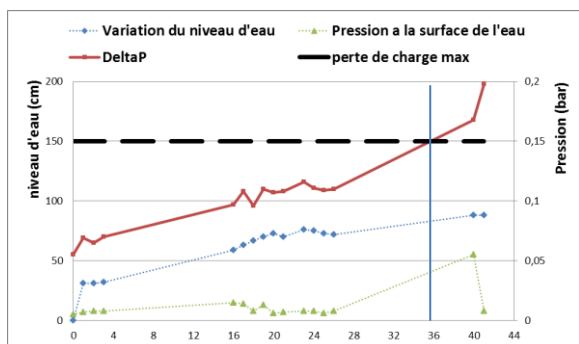


Figure 31: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=8m/h

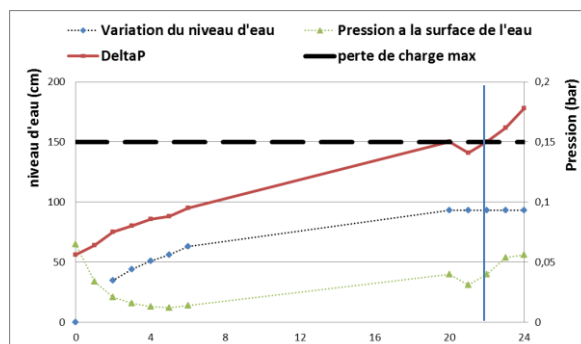


Figure 32: évolution pertes de charges, sable TE 1,04, V=10m/h

Les profils d'évolution des pertes de charge confirment les observations faites sur les performances du filtre à sable expérimental : les montées en charge sont plus lentes à 8 m/h que pour 10 m/h. La formation du gâteau de filtration, composé de boues d'hydroxyde à la surface du filtre permet d'améliorer la rétention des matières particulaires par la formation de complexes ferriques. Ces matières particulaires agglomérées entre elles sous l'action du chlorure ferrique ont une taille supérieure à l'espace inter-granulaire du média filtrant si bien qu'elles ne créent aucun obstacle à l'écoulement de l'eau. Au fur et à mesure du cycle, ce gâteau se compacte générant les montées en charge en fin de cycle. A l'inverse, pour des vitesses plus élevées réduisant le temps nécessaire pour une coagulation efficace, les particules fines migrent plus profondément dans le filtre favorisant des montées en charge prématurées. C'est pour cette raison que la perte de charge maximale est atteinte au bout de 36 heures à 8 m/h et à 22 heures pour 10 m/h.

III.1.2.3. Effet du chlorure ferrique sur les performances de la filtration

Il a été montré que les meilleures performances avec ou sans injection de coagulant étaient atteintes pour des vitesses de filtration de 8 m/h. Les comparaisons s'effectueront entre cycles effectués à cette vitesse.

Le chlorure ferrique apporte un gain sur la qualité de l'eau filtrée (figure n°33) sans pouvoir observer une différence significative. Sans, la turbidité de l'eau filtrée reste comprise entre 0,8 et 1 NFU. Avec ajout, ces valeurs oscillent entre 0,4 et 0,6 NFU (figure n°34).

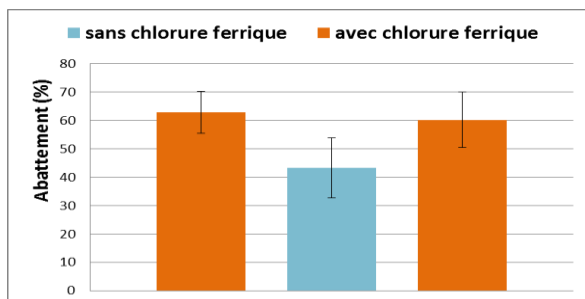


Figure 33: comparaison des abattements en turbidité avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04

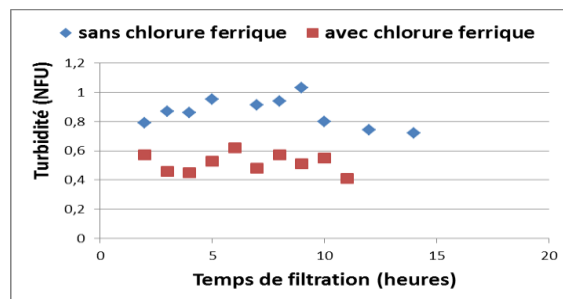


Figure 34: évolution des turbidités avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04

Ce gain significatif est également observé pour les abattements en UV (figure n°35). Les valeurs d'UV avec chlorure ferrique sont inférieures à celles sans injection de coagulant (figure n°36), ce qui indique qu'une part de la matière organique particulaire coagule puis est retenue sur le filtre. Cette

réétention améliore les valeurs de transmittance de l'eau filtrée facilitant la pénétration des rayonnements UV dans l'eau dans le cadre d'une désinfection de l'eau. Des valeurs de 70% en transmittance ont été obtenues avec ajout de chlorure ferrique.

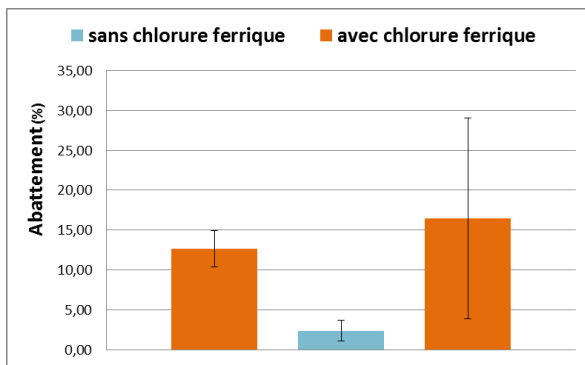


Figure 35: comparaison des abattements UV avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04

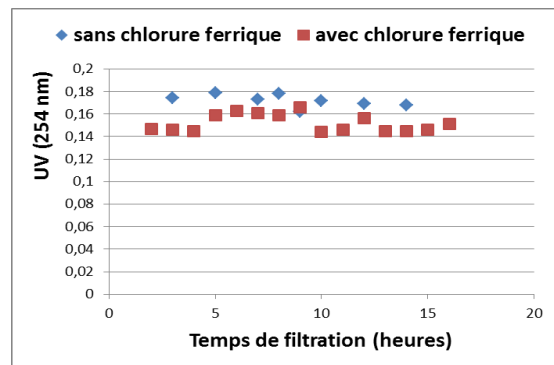


Figure 36: évolution des UV avec ou sans ajout de chlorure ferrique, V= 8m/h, sable TE 1,04

Enfin, la lecture des profils de charge sans ajout de chlorure ferrique (figure n° 27) et avec chlorure ferrique (figure n°31) montrent l'intérêt d'effectuer des coagulations sur filtre. Cela a pour effet de réduire les montées en charge et d'allonger ainsi les cycles de filtration entre deux lavages.

III.1.3. Famille d'essais n°3 : essai sur sable fin, avec chlorure ferrique et dopage en ligne

Cette famille concerne les cycles n°15, 16 et 17. Les résultats étant similaires entre eux, deux cycles sont présentés. Un dopage en boue a été réalisé dès le démarrage des cycles afin d'évaluer la capacité du filtre à sable à maintenir une qualité d'eau en fonctionnement dégradé. Les montées en charge ont été suivies afin d'évaluer la durée de filtration possible dans un tel contexte. Ensuite, un cycle sans dopage initial a été lancé. L'injection de boue a été réalisée en fin de ce cycle afin de simuler un dysfonctionnement de STEU avec fuite de MES.

➤ Turbidité et MES

Les figures n° 37 et n°39 présentent les valeurs de turbidité mesurées sur l'eau brute dopée et l'eau filtrée. Les figures n°38 et n°40 présentent les valeurs en MES. Les prélèvements ont été réalisés en tenant compte du temps de séjour hydraulique dans le filtre afin d'avoir une bonne correspondance entre les résultats eau brute dopée et eau filtrée. On peut constater que sur des eaux brutes dégradées avec des turbidités variables, entre 8 et 38 NFU, le filtre à sable permet dès les premières heures d'atteindre et de maintenir des valeurs en eau filtrée sous les 0,5 NFU avec des minimums atteints sous les 0,2 NFU, ceci grâce à la formation rapide du gâteau de filtration favorisant la rétention des matières particulaires. Les abattements sont au-delà des 95%. Les mesures de MES confirment celles de turbidité : abattements supérieurs à 90% avec une quantité en MES résiduelle faible de 0,8 mg/l, 1,1 mg/l et 2,4 mg/l pour des concentrations respectives dans l'eau brute.

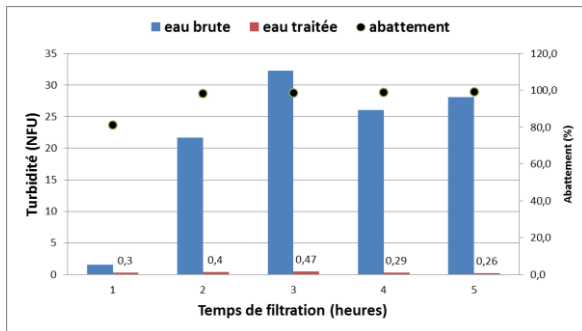


Figure 37: premier essai de filtration sur sable, suivi turbidité, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

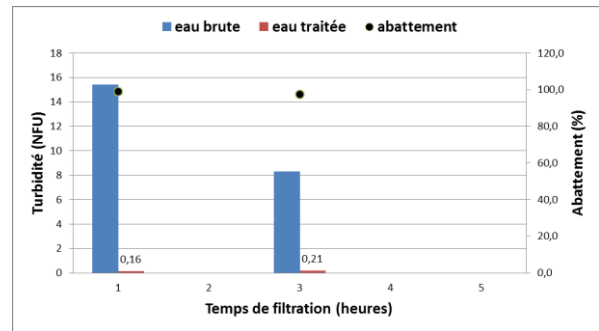


Figure 39: second essai de filtration sur sable, suivi turbidité, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

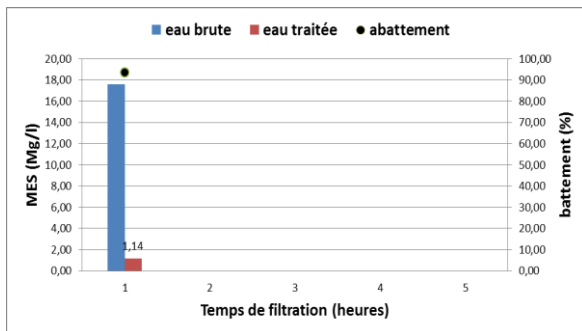


Figure 38: premier essai de filtration sur sable, suivi MES, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

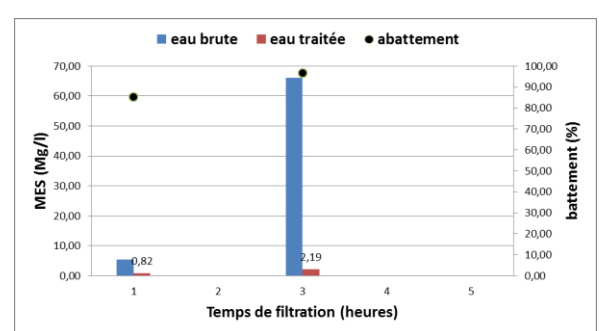


Figure 40: second essai de filtration sur sable, suivi MES, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

➤ Bilan matière et profils de pression

Le tableau n°23 présente les résultats du bilan matière réalisés en fin de cycle dopé en boue.

Tableau 23: bilan lavage avec dopage

	Durée du cycle	Vitesse (m/h)	Quantité de MES du lavage	Quantité de MES retenue par m ² de sable	Quantité de MES retenu par volume filtré	Concentration en chlorure ferrique technique (mg/l)
Cycle	heures		g	g MES / m ²	mg MES / l	
16	3	8	10,1	562	34	2
17	5	8	12,4	688	25	2

Les quantités de MES retenues par surface de sable sont de 562 et 688 g de MES / m² et les quantités retenues par volume filtré sont de 34 et 25 g de MES / l. Les cycles effectués avec dopage ont atteint assez rapidement la perte de charge maximale, au bout de 3 heures de filtration (figure n°41 et n°42). Ces rapides montées en charge étaient attendues compte tenu de l'amélioration des conditions des rétentions par apparition d'un gâteau de filtration compact.

Ces résultats montrent la nécessité de constituer la gâteau de filtration dès les premiers temps afin d'effectuer un tamisage plus fin des particules à la surface du média. Doper volontairement en amont d'une filtration tertiaire, comme il a été effectué parait peu envisageable. Mais réaliser une injection de chlorure ferrique à des concentrations élevées au départ puis les abaisser à des concentrations de routine parait être une piste à explorer.

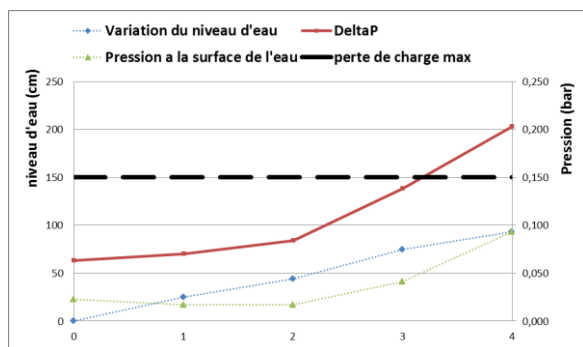


Figure 41: premier essai de filtration sur sable, évolution des pertes de charge, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

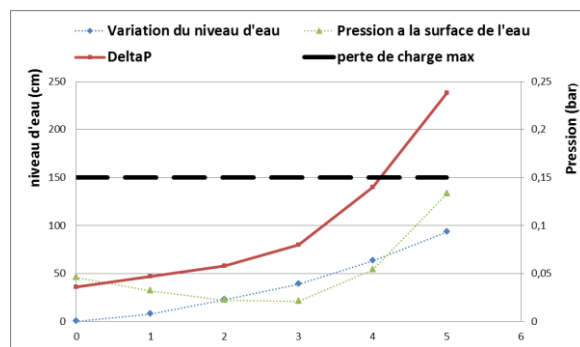


Figure 42: second essai de filtration sur sable, évolution des pertes de charge, avec dopage en boue, chlorure ferrique technique 2 mg/l, V = 8 m/h, sable TE 1,04

III.1.4. Suivi bactériologique

Le tableau n° 24 donne le niveau de contamination bactérienne dans l'eau brute et l'eau traitée pour les bactéries indicatrices de contamination fécale. **Les variations de vitesse ou l'injection de chlorure ferrique n'ont aucun effet sur la rétention bactérienne.** Les abattements sont pour l'ensemble sous les 0,5 log soit à peine 50 % de rétention dans le meilleur des cas. Un focus sur le cycle n°17 ayant été dopée en boue montre des abattements faibles sur les bactéries suivies (0,26 log pour les coliformes, et 0,47 log pour les entérocoques ; le résultat pour les *Escherichia.coli* n'étant pas exploitable) tandis que les performances du filtre à sable vis-à-vis de la rétention de la turbidité et des MES étaient au-delà des 90%.

Cela semble indiquer que les bactéries, sur les eaux traitées par la STEU, ne sont pas liées à la fraction particulaire de l'eau. Elles seraient présentes dans la phase dissoute et percoleraient à travers le média filtrant, confirmant la nécessité sur des projets de RE-USE de placer une désinfection à l'aval d'une filtration sur sable. Cela s'explique par le fait qu'il est reconnu que les bactéries soient principalement liées à la fraction particulaire. C'est pour cette raison que dans les filières de potabilisation d'eau de surface, une désinfection finale de l'eau produite n'est efficace que si une clarification à l'amont garantit une rétention des MES et de la microbiologie associée. Des taux de rétentions de l'ordre de 74 à 97% ont été observés sur des filières de coagulation-floculation et décantation. Ces chiffres sont de 50 à 98% pour une filtration seule [31]. Donc, après l'étape de clarification de la STEU, en retenant et concentrant les MES et la biomasse associée, les bactéries encore présente dans les eaux de sortie dans la fraction dissoute de l'effluent.

Tableau 24: suivi bactériologique

cycle	Coliformes (log)			E.coli (log)			Entérocoques (log)		
	eau brute	eau traitée	abattement	eau brute	eau traitée	abattement	eau brute	eau traitée	abattement
4	5	4,8	0,18	4,2	4,16	0,03	3,25	3,3	-0,04
7	5,19	5,2	-0,05	4,7	4,8	-0,07	4	3,7	0,28
9	4,8	4,5	0,27	4,4	4,1	0,37	3,7	3,4	0,29
10	4,9	4,3	0,62	4,8	4,2	0,59	3,49	3,44	0,05
11	4,8	4,6	0,15	4,2	4,1	0,04	3,5	3,2	0,26
12	5	4,9	0,06	4,5	4,46	0,05	3,74	3,66	0,07
13	5,3	5	0,31	4,8	4,5	0,31	3,8	3,6	0,17
13	5,4	5	0,27	5	4,7	0,33	4,2	4	0,13
14	0,04	0,07	0,04	4,7	4,6	0,15	3,9	3,8	0,15
19	5,4	5,2	0,21	4,3	4	0,38	3	2,7	0,30
20	4,9	5,2	-0,34	3,7	3,7	0,00	2,9	2,6	0,26
16	5	4,5	0,48	4,1	4,4	0,11	3,7	0,47	0,35
17	5,1	4,8	0,26	3,7	4,4	-0,34	3,3	0,26	0,47

III.2. Filtre à sable industriel

Deux cycles de filtration, **de vitesse 10 m/h chacun**, ont été suivis sur le filtre à sable industriel :

- un cycle d'une durée de 24 heures, sans injection de chlorure ferrique ;
- un cycle d'une durée de 30 heures avec une injection de 2 mg/l de chlorure ferrique technique.

Le lavage se déclenche au bout du temps de consigne (24 heures ou 30 heures) ou à l'atteinte de la perte de charge maximale (0,3 bar).

Les performances sur la turbidité, la rétention en MES, l'abattement en UV et transmittance sont présentés, ainsi que les profils d'évolution de perte de charge. L'objectif principal poursuivi est de voir si l'ajout de coagulant permettait de limiter les montées en charge, donc rallonger les cycles de filtrations entre deux lavages. Les gains qualitatifs sont également évalués.

➤ Turbidité et MES

Le tableau n°25 compare les performances du filtre à sable industriel avec et sans injection de chlorure ferrique. Les résultats sont assez proches avec pour chaque cas, des turbidités moyennes eau brute et des turbidités moyennes eau traitée quasiment similaires. On notera une légère différence non significative entre l'abattement sans injection de chlorure ferrique (55%) et celui avec injection (51%) (figure n°43). Les résultats sur les prélèvements ponctuels en MES confirment cette constatation où 45% d'abattement ont été obtenus sans coagulant pour 37% avec chlorure ferrique.

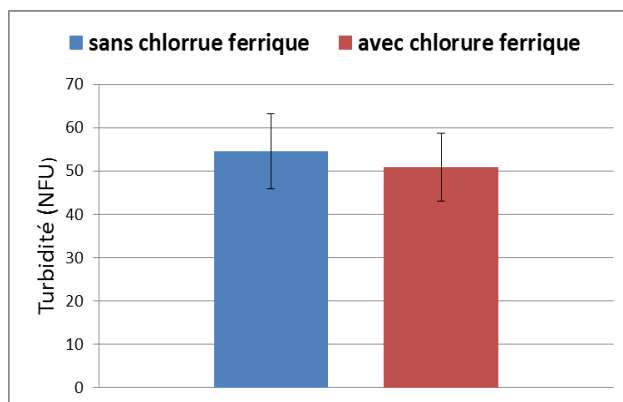


Figure 43: comparaison des abattements

Tableau 25: suivi et comparaison de la turbidité et MES, avec ou sans chlorure ferrique V=10 m/h, sable TE 1,41

	Turbidité eau brute (NFU)	Turbidité eau traitée (NFU)	Abattements (%)	MES eau brute (NFU)	MES eau traitée (NFU)	Abattements (%)
	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]
sans coagulant	1,6 [1,2 - 2,1]	0,7 [0,6 - 0,9]	55 [43 - 68]	5,9 [4 - 7,5]	3,2 [1,6 - 6,2]	45 [18 - 75]
avec coagulant	1,5 [1,3 - 1,9]	0,7 [0,5 - 1,0]	51 [38 - 64]	6,2 [5,7 - 6,8]	3,9 [3 - 4,7]	37 [17 - 56]

➤ UV et transmittance

Le tableau n°26 compare les performances du filtre à sable vis-à-vis des UV et leur abattement en fonction de l'injection de chlorure ferrique. La transmittance a été suivie également. Pour des valeurs d'UV en eau brute sensiblement proche, on peut constater que la performance du filtre à sable industriel vis-à-vis des UV avec injection de chlorure ferrique (UV moyen à 0,156) est meilleure que sans injection de coagulant (UV moyen 0,169). L'abattement moyen en UV du filtre sous chlorure ferrique est significativement meilleure (11%) que sans injection de chlorure ferrique (5%) comme indiqué dans la figure n°44. Cette différence significative se retrouve également pour la transmittance (figure n°45). Les performances du filtre à sable sous chlorure ferrique vis-à-vis de la matière organique sont meilleures que sans chlorure ferrique.

Tableau 26: suivi et comparaison des UV et de la transmittance, avec ou sans chlorure ferrique, V=10 m/h, sable TE 1,41

	UV eau brute (nm)	UV eau traitée (nm)	Abattements (%)	transmittance eau brute (%)	transmittance eau traitée (%)
	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]	Moyenne [min - max]
sans coagulant	0,179 [0,172 - 0,186]	0,169 [0,160 - 0,178]	5 [2 - 7]	66 [65 - 67]	68 [66 - 69]
avec coagulant	0,177 [0,167 - 0,192]	0,156 [0,145 - 0,167]	11 [5 - 2]	67 [64 - 68]	70 [68 - 72]

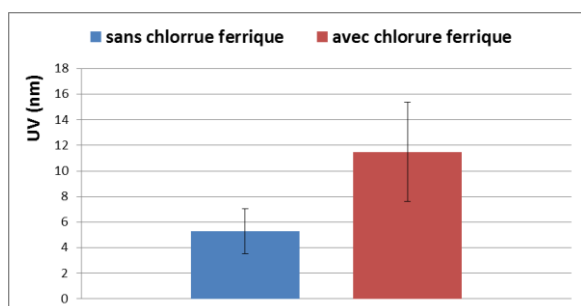


Figure 44: comparaison des abattements UV sur le filtre à sable industriel, V = 10 m/h, sable TE 1,41

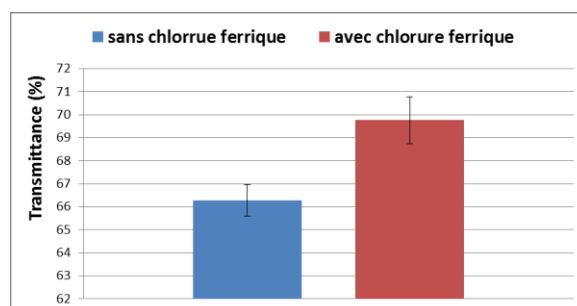


Figure 45: comparaison des transmittances sur le filtre à sable industriel, V = 10 m/h, sable TE 1,41

➤ Bilan matière et profils de pression

Le tableau n°27 compare les bilans matières réalisés en fin de cycle de filtration sans ajout de chlorure ferrique puis avec ajout. Le premier constat porte sur l'abattement moyen en MES qui confirme les observations faites sur les performances du filtre en cours de cycle sur les paramètres

turbidité et MES. Sans chlorure ferrique l'abattement moyen sur le cycle est de 78% pour seulement 54% avec ajout de chlorure ferrique. Ce résultat est contradictoire avec les travaux effectués sur le filtre à sable expérimental où il avait été montré un gain significatif des performances de filtration avec l'ajout de chlorure ferrique.

Tableau 27: bilan matière du filtre à sable industriel, sable TE 1,41

Durée du cycle	Concentration en chlorure ferrique technique	Quantité de MES du lavage	MES eau brute 24h	MES eau traitée 24h	Abattement moyen en MES	Quantité de MES retenue par m ² de sable	Quantité de MES retenu par volume filtré	Rendement hydraulique %
heures	mg/l	g	mg/l	mg/l	%	g MES / m ²	mg MES / l	
24	0	432,4	2,6	0,6	77	409	1,5	45
30	2	691,2	4,6	2,1	54	654	2	50

A la lecture du tableau n°27, plusieurs hypothèses peuvent être émises :

- la coagulation ne se serait pas effectuée correctement, mais la différence de concentrations en fer total dosée dans l'eau brute (0,258 mg/l et 0,219 mg/l) et l'eau traitée (0,079 mg/l et 0,073 mg/l) montre que le fer s'est bien complexé avec les colloïdes et a formé des composés d'hydroxydes de fer. Cette hypothèse ne peut donc être retenue ;
- le gâteau de filtration ne serait pas formé correctement. L'observation des profils de montée en charge pour chaque cycle (figures n° 46 et 47) ne montrent aucune différence. Pour chaque cycle, le lavage s'est déclenché au bout du temps de filtration de consigne, malgré un dépassement de la ΔP pendant 6 heures pour le cycle avec injection de coagulant (figure n°47). Ce non déclenchement est dû à la sensibilité du capteur de ΔP dont la valeur de consigne doit être légèrement au-delà de 0,3 bar. Cette ΔP maximale a été atteinte pour la même durée de filtration (22h30) pour chacun des cycles. Or avec ajout de coagulant, le dépassement de la ΔP maximale aurait été attendu bien plus tardivement dans le cycle comme il a été observé sur le filtre à sable expérimental. Ce diagnostic semble montrer que le gâteau de filtration formé sous ajout de chlorure ferrique, à l'origine de la diminution des montées en charge et de l'affinage de la qualité de l'eau, ne se serait pas formé totalement et que certains composés d'hydroxydes ferrique et colloïdes complexés auraient pu percoler à travers le média filtrant ;
- la différence de qualité moyenne de l'eau brute sur le cycle avec chlorure ferrique (5mg/l) par rapport au cycle sans injection (3 mg/l) pourrait également être la cause de la différence de qualité entre un cycle qui aurait dû présenter une qualité d'eau filtrée de moindre qualité par rapport au cycle sous chlorure ferrique.

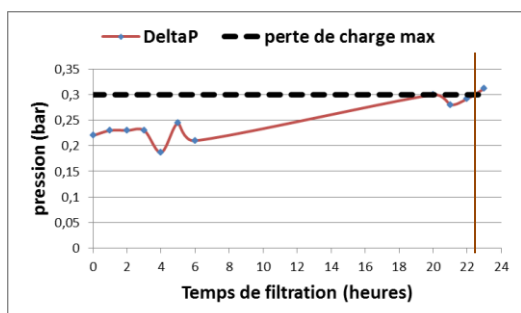


Figure 46: évolution des pertes de charge, sans chlorure ferrique, sable TE 1,41

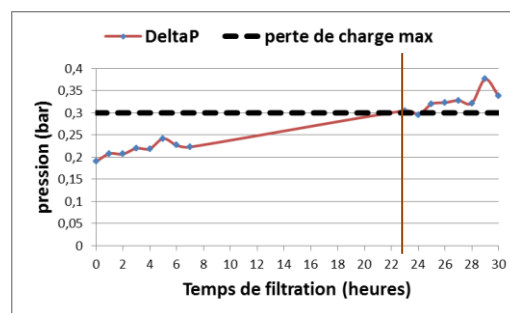


Figure 47: évolution des pertes de charge, avec chlorure ferrique, sable TE 1,41

CONCLUSION

Les essais sur le filtre à sable expérimental, rempli de sable de taille effective 1,04 mm, ont été réalisés suivant trois conditions expérimentales :

- première condition : essais réalisés sans injection de chlorure ferrique, ni réalisation de dopage en tête de filière ;
- seconde condition : essais réalisés en injectant du chlorure ferrique à partir d'une solution technique à 2 mg/l. Quelques essais ont été effectués pour des concentrations de 1,5 mg/l et 3 mg/l ;
- troisième condition : essais réalisés en effectuant un dopage en boue provenant du réacteur biologique. Une injection de chlorure ferrique à 2 mg/l a été réalisée.

L'objectif d'optimisation portait sur l'identification des conditions permettant d'obtenir les meilleures qualités d'eau sur les paramètres turbidité et MES tout allongeant les cycles de filtration. L'impact de la filtration sur sable sur l'affinage des eaux traitées par la STEU de Manguio a été évalué sur la matière organique, l'azote, le phosphore et l'abattement bactérien.

Les cycles de filtration réalisés suivant la première condition ont permis de montrer que les performances du filtre à sable expérimental étaient meilleures pour des vitesses de 8 m/h que pour 10 m/h. A partir des prélèvements réalisés en cours de cycle, des turbidités moyennes sous les 1 NFU et des valeurs moyennes en MES de 1,4 mg/l ont pu être obtenues sur l'eau filtrée. Dans les mêmes conditions, pour des vitesses de 10 m/h, des valeurs moyennes en turbidité de l'eau traitée entre 1 et 1,4 NFU ont été atteintes avec des valeurs moyennes en MES comprises entre 2 et 3,5 mg/l. L'examen des bilans matières réalisés en fin de cycle montre que la quantité de matière retenue est supérieure à 8 m/h (302 g MES / m²) que pour 10 m/h (221 g MES / m²). On précise que les qualités d'eau brute observées sur les prélèvements en cours de cycle ou bien à partir du bilan moyen montrent une qualité d'eau brute plus dégradée sur les cycles 8 m/h (1,1 mg MES / l) que pour ceux à 10 m/h (0,5 mg MES / l). Cette meilleure rétention se traduit par des cycles de filtration plus courts à 8 m/h (27 heures) qu'à 10 m/h (36 heures). Les performances du filtre à sable vis à vis du phosphore et de l'ammonium sont également meilleures à 8 m/h. Pour le phosphore, 10% d'abattements ont été obtenus à 8 m/h pour 5% à 10 m/h. Les abattements sur l'ammonium sont de 42% et 36% à 8 m/h, et 4 et 25% à 10 m/h. Il y'a une activité d'une biomasse dénitrifiante au sein du filtre à sable qui croit avec les temps de contacts (fonction de la vitesse) entre les bactéries et le substrat. Aucune dénitrification n'a été observée : les conditions d'anaérobie n'étant pas rencontrées dans un filtre à sable.

Les cycles de filtration réalisées suivant la seconde condition ont permis de montrer l'intérêt de réaliser une coagulation en ligne pour une vitesse optimale de 8 m/h. A cette vitesse, des turbidités moyennes résiduelles de 0,5 NFU avec des valeurs ponctuelles jusqu'à 0,4 NFU et des concentrations en MES de 0,2 mg/l ont pu être obtenus. Des abattements en turbidité et MES, respectivement de 60% et 50% ont été atteints. A 10 m/h, Les valeurs moyennes en turbidités sont de 1,3 mg/l avec une valeur à 0,8 NFU observée. Les concentrations en MES sont toutes au-delà de 1 mg/l. Les abattements en turbidité et MES correspondant sont respectivement de 33 à 41% et 30%.

Les bilans matières confirment les meilleures performances du filtre à sable pour 8 m/h pour lequel 412 à 590 g MES / m² ont été retenus pour 201 à 310 g MES / m² retenus à 10 m/h. Enfin, l'optimisation de la dose en chlorure ferrique n'a pas été atteinte. **Les essais réalisés à 8 m/h et à des concentrations de 2 mg/ et 1,5 mg/l n'ont pas permis de dégager de différence significative.** Travailler à une concentration de 1,5 mg/l est la plus économique mais, il serait risqué de tirer une conclusion définitive car un seul cycle a été effectué à cette condition. Pour les UV, les abattements obtenus à partir de la moyenne des valeurs sont compris entre 6 et 15%. Les meilleurs résultats étant obtenus pour les vitesses de 8 m/h. Aucune tendance n'a pu être dégagée pour la transmittance où quelle que soit la vitesse de filtration ou les doses de chlorure ferrique injecté, les valeurs sont proches des 70%.

La comparaison des résultats entre les cycles à 8 m/h, avec chlorure ferrique et sans, montre que la qualité de l'eau pour la turbidité et les UV est significativement meilleure lorsque ce coagulant est ajouté. Il en est de même pour la rétention des matières organiques et colloïdales résiduelles. La lecture des profils de charge sans ajout de chlorure ferrique et avec chlorure ferrique montrent l'intérêt d'effectuer des coagulations sur filtre ayant pour effet de réduire les montées en charge et d'allonger ainsi les cycles de filtration entre deux lavages. Les travaux ont permis de caler la vitesse de filtration à 8 m/h sans réussir à optimiser la dose de chlorure ferrique à injecter. Des études complémentaires pourraient être menées en réalisant d'autres cycles à 8 m/h et 1,5 mg/l pour confirmer ou infirmer les résultats sur cette étude. Si c'est le cas, des doses inférieures à 1,5 mg/l seraient à envisager.

La réalisation des cycles de filtration selon la troisième condition a permis de constater que le filtre à sable permettait d'absorber sur quelques heures une charge en turbidité et MES supérieures à la normale tout en maintenant un résiduel faible sur ces paramètres. La perte de charge maximale est atteinte au bout de 3 à 4 heures. Pour des turbidités dans l'eau brute variant de 8 à 38 NFU, les turbidités du filtrat sont sous les 0,5 NFU avec des valeurs atteintes à 0,2 NFU dès les premières heures de filtration. Les abattements sont supérieurs à 95%. La rétention des MES suit la même logique avec des concentrations dans l'eau filtrée de 0,8 mg/l, 1,1 mg/l et 2,4 mg/l pour des concentrations dans l'eau brute respectives de 5 mg/l, 18 mg/l et 75 mg/l. Les abattements sont au-delà de 90%. **Ces résultats montrent la nécessité de constituer la gâteau de filtration dès les premiers temps afin d'effectuer un tamisage plus fin des particules à la surface du média. Doper volontairement en amont d'une filtration tertiaire, comme il a été effectué paraît peu envisageable. Mais réaliser une injection de chlorure ferrique à des concentrations élevées au départ puis les abaisser à des concentrations de routine paraît être une piste à explorer.**

Sur sable à TE 1,04, il est donc préconiser d'effectuer des cycles de filtration supplémentaires à une vitesse de 8 m/h en injectant en continue une solution technique entre 1,5 mg/l de chlorure ferrique puis d'évaluer les performances pour des concentrations plus basses. Un surdosage en début de cycle pourrait être appliqué afin de constituer rapidement un tamis plus fin à la surface du sable.

Les deux essais réalisés sur le filtre à sable industriel, rempli par du sable plus grossier (TE 1,41), sans et avec chlorure ferrique (2 mg/l), ne permettent pas de mettre en évidence une différence significative sur la qualité de l'eau vis-à-vis de la turbidité et des MES. Les abattements moyens

calculés à partir des bilans 24 heures eau brute et eau traitée sont supérieures pour le cycle effectué sans injection chlorure ferrique (77%) qu'avec (54%). La différence de qualité moyenne de l'eau brute pourrait en être la cause où le meilleur abattement correspond à une qualité moyenne d'eau brute (4,6 mg/l) meilleure que le cycle effectué avec chlorure ferrique (2,6 mg/l). Une percolation de complexes ferriques formés lors de la coagulation auraient pu percoler à travers le filtre suite à un gâteau de filtration insuffisamment dense ou bien lié à la granulométrie du sable pas assez fines pour assurer une bonne rétention des composés formés. La dose en chlorure ferrique injecté pourrait être trop faible également pour du sable TE 1,41.

D'autres cycles de filtration sur le filtre à sable industriel, avec le sable grossier TE 1,41, en injectant 2 mg/l de chlorure ferrique devraient être effectuée pour évaluer la répétabilité des résultats observés. Si besoin, la dose en coagulant pourrait être augmentée pour évaluer les performances dans ces conditions. Puis dans un second temps, remplacer le sable TE 1,41 par le sable plus fin TE 1,04 permettrait d'étudier ses performances à une échelle industrielle.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Agence de l'eau Loire Bretagne – Directive eaux résiduaires urbaines, 20 ans après.
- [2] BOUTIN Catherine, HEDUIT Alain, HELMER Jean-Michel. Technologie d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT), Rapport final. ONEMA – CEMAGREF (novembre 2009)
- [3] CHOUBERT Jean-Marc, DRUILHE Céline, BELINE Fabrice, GILLOT Sylvie. Techniques de fractionnement de la matière organique des déchets liquides pour la modélisation des bioprocédés. Techniques de l'ingénieur (2010).
- [4] DERONZIER Gaëlle, SCHETRITE Sylvie, RACAULT Yvan, CANLER Jean-Pierre, LIENARD Alain, HEDUIT Alain, DUCHENE Philippe. Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. FNDAE n° 25 (2002).
- [5] DERONZIER Gaëlle, CHOUBERT Jean-Marc. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boue activée. FNDAE n°29 (2004).
- [6] GILLES Pierre. Lutte contre la pollution des eaux – Finitions à haute performance. Techniques de l'ingénieur (janvier 1999).
- [7] Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Aquastat (www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/indexfra.stm).
- [8] Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie et Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. PROLUVIA – La consultation des arrêtés de restriction d'eau (<http://propluvia.developpement-durable.gouv.fr/propluvia/faces/index.jsp>)
- [9] Ecoindustries. Appel à projet. Dossier de demande d'aide projet NOWMMA. Annexe V.
- [10] MERIGUET Georges. Filtration – Technologie. Techniques de l'ingénieur (septembre 1997).
- [11] MASSCHELEIN W.J. Processus unitaires du traitement de l'eau potable. Editions CEBEDOC (1996).
- [12] MOUCHET Pierre. Traitement des eaux avant utilisation - Matières particulaires. Techniques de l'ingénieur (janvier 2010).
- [13] PARIS Olivier. Etude d'optimisation et de développement du procédé de filtration et de déphosphatation tertiaire. Mémoire de fin d'étude. Ecole de biologie industrielle (novembre 1998).
- [14] MARTINEZ Ninoska. Filière de réutilisation pour les eaux usées : prétraitement par filtration. Mémoire de fin d'étude. Mastère recherche « Génie des procédés et de l'environnement ». Université Paul Sabatier – Toulouse (juin 2012).
- [15] Gordon J. Williams, Bahman Sheikh, Robert B. Holden. The impact of increased loading rate on granular media, rapid depth filtration of wastewater, USA (2007).
- [16] LECLERC Dominique. Filtration en profondeur – Aspects théoriques. Techniques de l'ingénieur (mars 1998).

- [17] Une nouvelle technologie a base de charbon actif fluidisé dérivée du procédé CARBOFLUX. La procédé CARBOPLUS 4eme phase. Rapport d'étude de la SAUR (août 2011).
- [18] HANNOUCHE A. Relation entre la turbidité et les matières en suspension en réseau unitaire. Techniques sciences et méthodes (2010).
- [19] Linden, K. G., & Rosenfeldt, E. J. Ultraviolet light processes. In J. Edzwald & American Water Work Association (Eds.), *Water quality & treatment : a handbook on drinking water* (pp. 18.1–18.45). New York: McGraw Hill (2011).
- [20] Agence nationale de sécurité sanitaire, alimentation, environnement, travail. Reutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et lavage de voiries. Rapport d'expertise collective (mars 2012).
- [21] www.INSEE.fr
- [22] Manuel d'autosurveillance de la STEU de MAUGUIO. Document SAUR
- [23] CANLER Jean-Pierre, PERRET Jean-Marc. Etude des pré-traitements compacts basés uniquement sur le tamisage fin. FNDAE n°28 (2004).
- [24] PUJOL Roger, VACHON Alain, MARTIN Guy. Guide technique sur le foisonnement des boues activées. FNDAE n°8 (1990).
- [25] CANLER Jean-Pierre. Dysfonctionnement des stations d'épuration : origine et solution. FNDAE n° 33 (2005)
- [26] Arrêté préfectoral n° n°2006-01-1992 – Préfecture du Languedoc Roussillon.
- [27] TRUC Alain. Traitement tertiaire des effluents industriels. Techniques de l'ingénieur (octobre 2007).
- [28] PELLETIER Claude. Mesure de la turbidité. Techniques de l'ingénieur (mars 2009).
- [29] Groupe d'étude sur les pollutions par les matières organiques dans l'eau. Dosage des matières organiques par spectrométrie UV. Fiche n°3 (décembre 2010).
- [30] Détermination du pourcentage de transmittance UV : méthode par spectrophotométrie UV-visible, lecture à 254 nm. Centre d'expertise environnemental du Québec (avril 2007).
- [31] NAKACHE Frédérique. Elimination des micro-organismes pendant la clarification d'une eau destinée à la potabilisation. Technique sciences et méthode, n°3 (1995).

ANNEXE I

Performance minimale d'épuration exigée par l'arrêté du 22 juin 2007

- Performances minimales des stations d'épuration des agglomérations devant traiter une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 120 kg/j de DBO₅

PARAMETRES	CONCENTRATION à ne pas dépasser	RENDEMENT minimum à atteindre
DBO ₅	35 mg/l	60 %
DCO		60 %
MES		50 %

- Performances minimales des stations d'épuration des agglomérations devant traiter une charge brute de pollution organique supérieur ou égale à 120 kg/j de DBO₅

Les performances sont à respecter soit sur les concentrations ou sur les rendements, sur un échantillon moyen journalier,

Zone normale

PARAMETRES	CONCENTRATION maximale à en pas dépasser
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l

PARAMETRES	CHARGE BRUTE de pollution organique reçue en kg/j de DBO ₅	RENDEMENT minimum à atteindre
DBO ₅	120 exclu à 600 inclus	70 %
	> 600	80%
DCO	Toutes charges	75%
MES	Toutes charges	90 %

Zone sensible

REJET EN ZONE SENSIBLE à l'eutrophisation	PARAMETRES	CHARGE BRUTE DE POLLUTION organique reçue en kg/j de DBO ₅	CONCENTRATION MAXIMALE à ne pas dépasser
Azote	NGL	6000 exclu à 6 000 inclus	15mg/l
		> 6000	10 mg/l
Phosphore	PT	6000 exclu à 6 000 inclus	2mg/l
		> 6000	1 mg/l

ANNEXE II

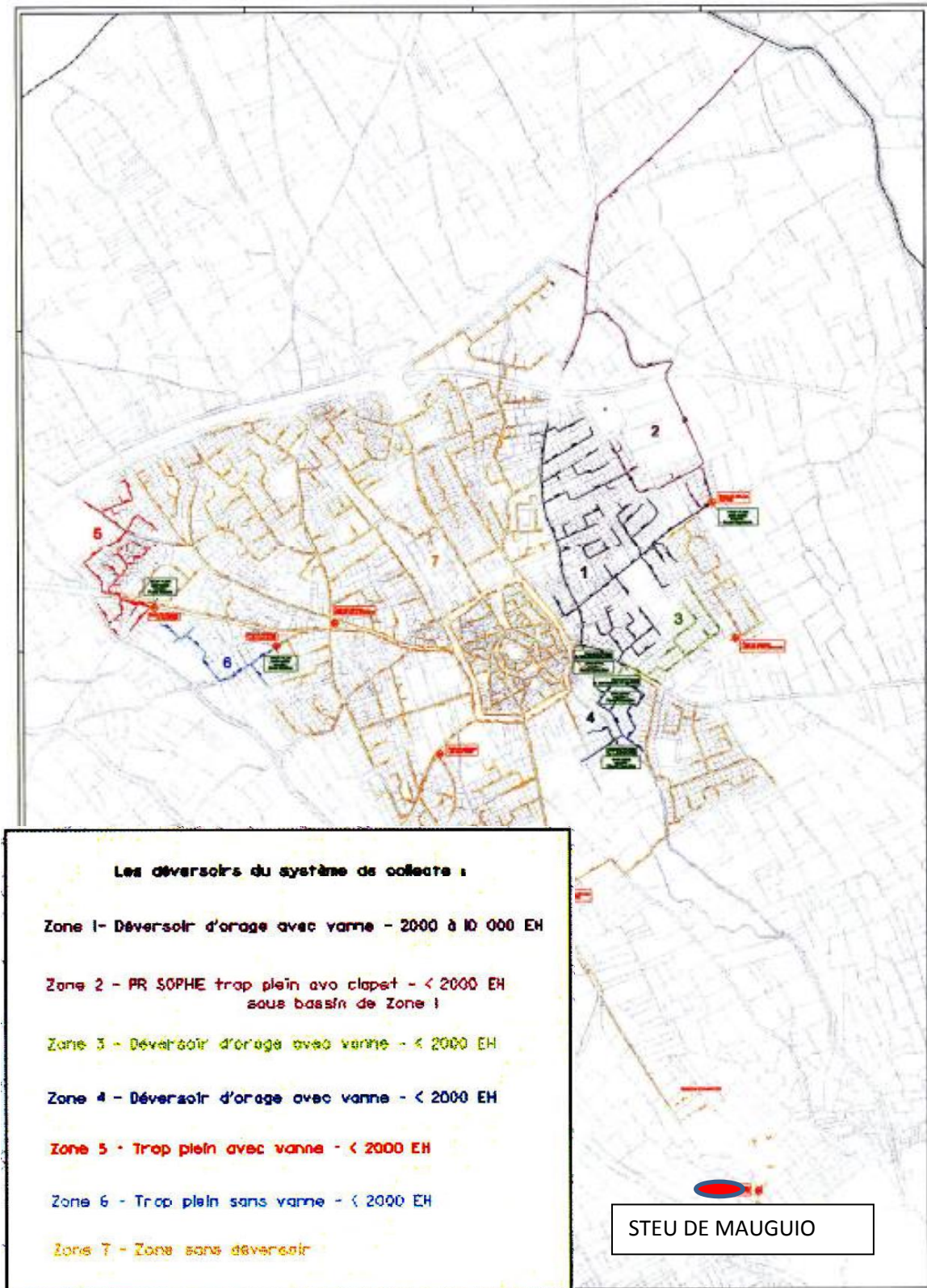
Niveaux de qualité exigé et usages autorisés par l'arrêté du 2 aout 2010

PARAMÈTRES	NIVEAU DE QUALITÉ SANITAIRE DES EAUX USÉES TRAITÉES			
	A	B	C	D
Matières en suspension (mg/l)	< 15	Conforme à la réglementation des rejets d'eaux usées traitées pour l'exutoire de la station hors période d'irrigation		
Demande chimique en oxygène (mg/l)	< 60			
Entérocoques fécaux (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Phages ARN F-spécifiques (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)	≤ 250	≤ 10 000	≤ 100 000	-

TYPE D'USAGE	NIVEAU DE QUALITÉ SANITAIRE DES EAUX USÉES TRAITÉES			
	A	B	C	D
Cultures maraîchères, fruitières et légumières non transformées par un traitement thermique industriel adapté	+	-	-	-
Cultures maraîchères, fruitières, légumières transformées par un traitement thermique industriel adapté	+	+	-	-
Pâturage	+	+(1)	-	-
Espaces verts et forêts ouverts au public (notamment golfs)	+(2)	-	-	-
Fleurs vendues coupées	+	+	-	-
Autres cultures florales	+	+	+(3)	-
Pépinières et arbustes	+	+	+(3)	-
Fourrage frais	+	+(1)	-	-
Autres cultures céréalières et fourragères	+	+	+(3)	-
Arboriculture fruitière	+	+	+(3)	-
Forêt d'exploitation avec accès contrôlé du public	+	+	+(3)	+(3)

ANNEXE III

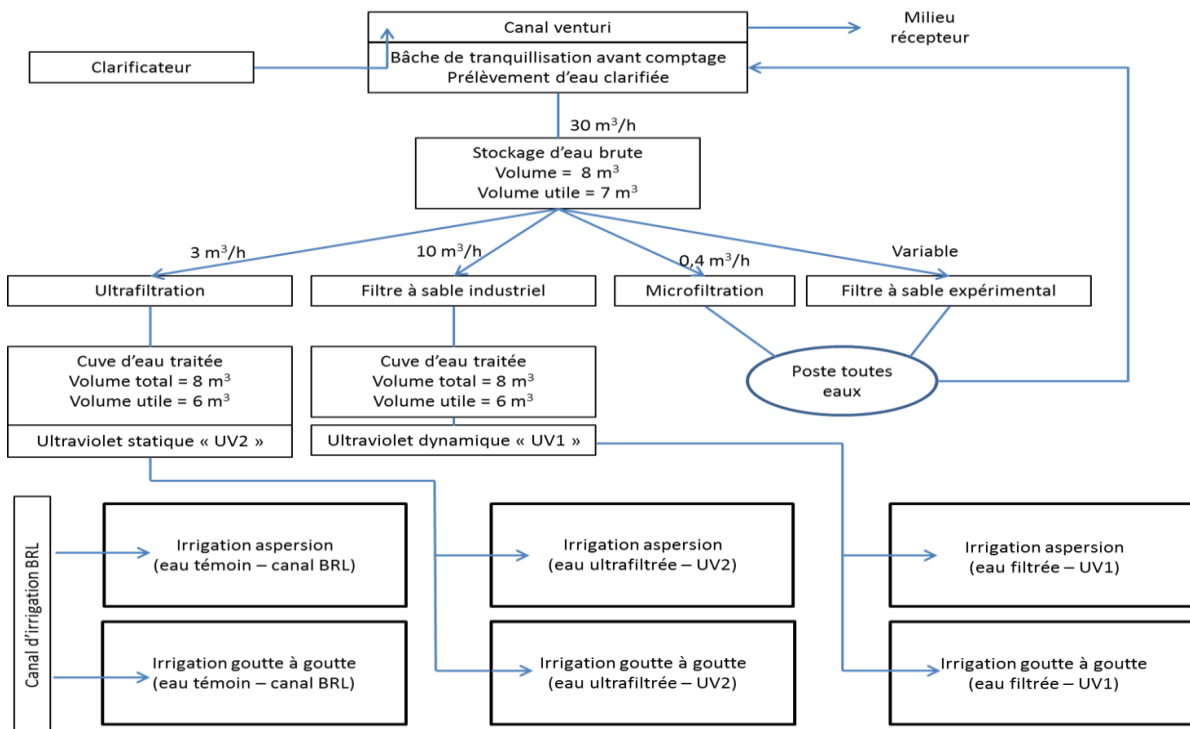
Réseau de collecte des eaux usées de la commune de Mauguio



Plan du réseau collecte des eaux usées de la commune de Mauguio

ANNEXE IV

Illustration des différents éléments composant la zone process



Synoptique de la zone process du site expérimental



Stockage d'eau traitée clarifiée



Ultrafiltration



Filtre à sable expérimental



Filtre à sable industriel



Microfiltration



Cuves d'eau traitée (celle en second plan contient le poste d'UV statique)



Poste UV dynamique



Aire d'irrigation du gazon

ANNEXE V

Pilote expérimental : illustration et fonctionnement








Photos du pilote expérimentale



Vue d'ensemble du pilote expérimental





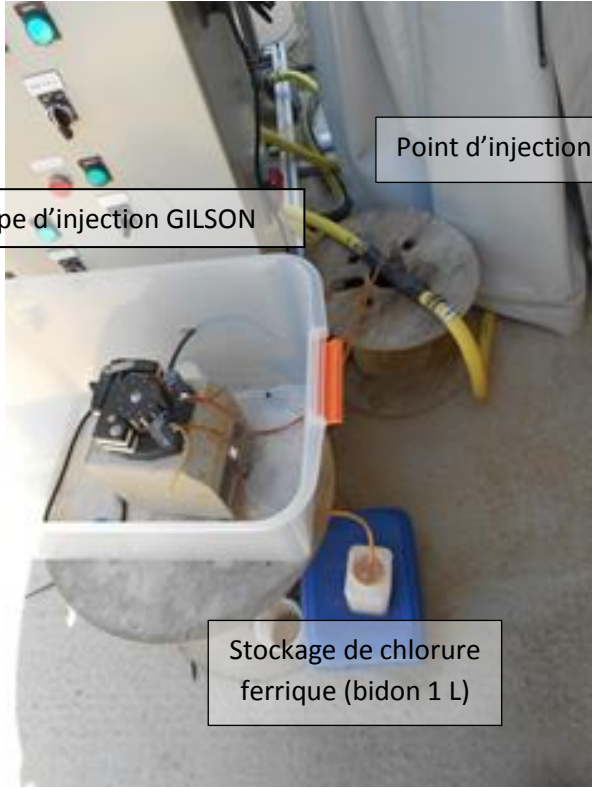
Fonction des principales vannes

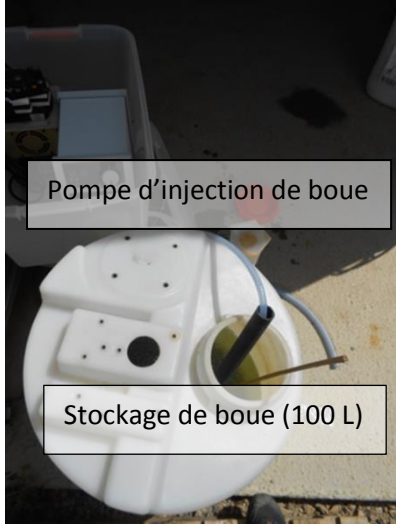


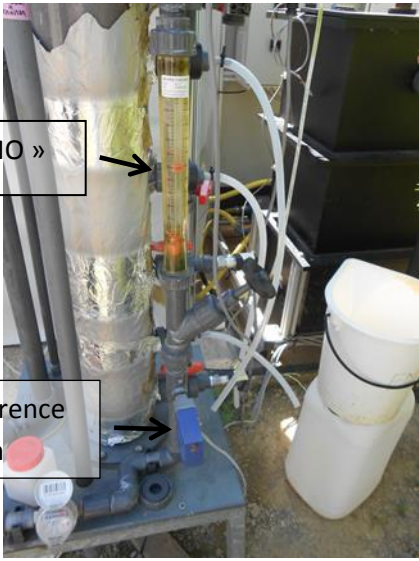
Numéro de vanne et fonction	illustration	Numéro de vanne et fonction	illustration
<p>EV1 Vanne de branchement eau brute</p>		<p>EV6 Vanne de vidange cuve d'eau traitée</p>	
<p>EV2 Vanne d'alimentation eau brute</p>		<p>EV7 Vanne eau traitée rétrolavage</p>	

<p>EV3 Vanne bi-pass du pilote</p>		<p>EV8 Vanne de trop plein du pilote</p>	
<p>EV4 Vanne sortie eau filtrée</p>		<p>EV9 Prise d'échantillon eau filtrée</p>	
<p>EV5 Vanne entrée cuve eau traitée</p>		<p>EV10 Prise d'échantillon eau brute</p>	
		<p>EV11 Vanne d'alimentation d'air</p>	

Fonction des vannes du pilote expérimental

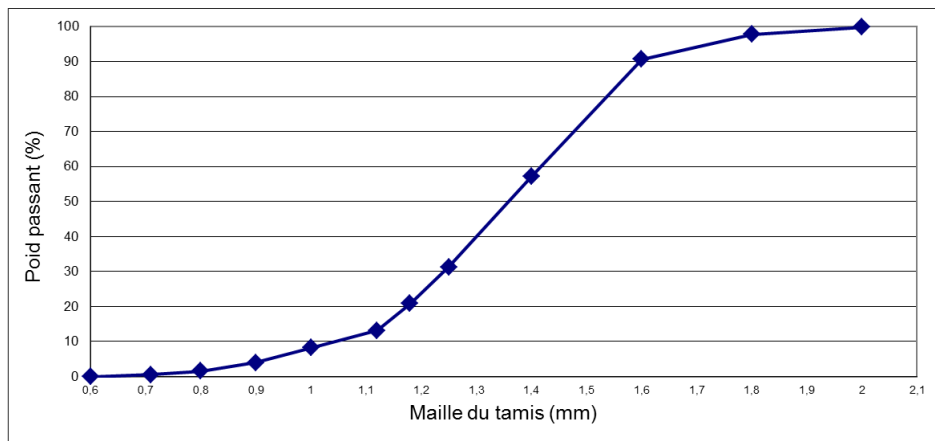
Fonction des principales vannes

Equipement	illustration	Equipement	illustration
Pompe eau brute (droite) Pompe lavage (gauche)		Capteur de pression	
Prise de pression manuelle		Manomètre portable	
Poste d'injection de chlorure ferrique			

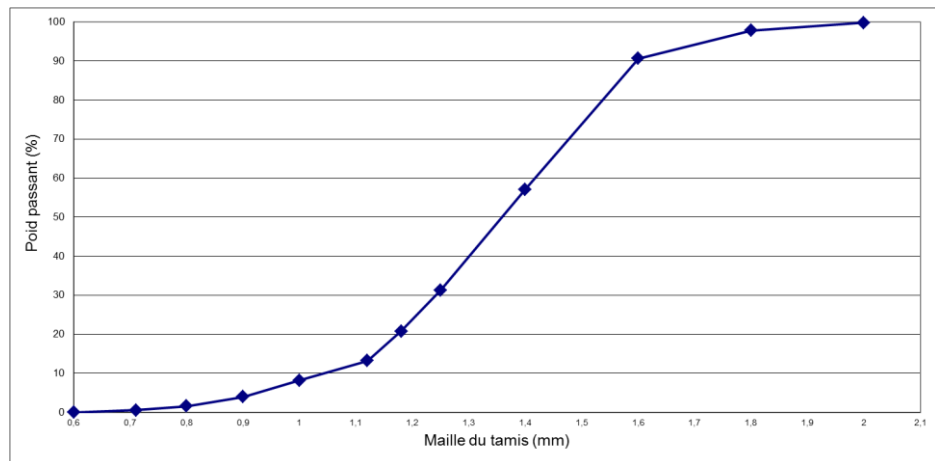
<p>Poste d'injection de boue</p>	 <p>Pompe d'injection de boue</p> <p>Stockage de boue (100 L)</p>	
<p>Cuve eau traitée (pour rétrolavage)</p>		<p>Panneau de contrôle des pressions</p> 
<p>Débitmètre BAMO et capteur de différence de pression</p>	 <p>Débitmètre « BAMO »</p> <p>Capteur de différence de pression</p>	

Appareillages du filtre à sable expérimental

Courbes granulométriques des sables employés



Courbe granulométrique du sable grossier



Courbe granulométrique du sable fin

Les séquences d'un cycle de filtration

➤ Cycle de filtration.

Avant le lancement du cycle de filtration, les vannes devront être positionnées comme indiqué dans le tableau suivant.

Numéro de vanne	Fonction
EV1	Ouverte
EV2	Ouverte
EV3	Ouverte
EV4	Ouverte
EV5	Ouverte
EV6	Fermée
EV7	Fermée
EV8	Fermée
EV9	Fermée
EV10	Fermée
EV11	Fermée
Pompe eau brute	Fonctionnement
Pompe de lavage	Arrêt

Position des vannes pendant le cycle de filtration

Le filtre devant être en pression, le vanne EV8 de trop plein du pilote, devra être impérativement fermée afin d'éviter une mise à l'atmosphère qui fera fonctionner le filtre comme un filtre ouvert ou à encrassement.

➤ Lavage.

La séquence de lavage est décomposée dans le tableau suivant. La chronologie des étapes est à suivre scrupuleusement. Elle comprend :

- un abaissement du plan d'eau ;
- un lavage à l'air seul ;
- un lavage air + eau ;
- un rinçage grand débit.

Les 3 dernières étapes décrites s'effectuent à contre-courant par rapport au sens de filtration de l'eau.

Séquence de lavage	Durée / débit / Réglage pompe	Actions
2 heures avant la séquence		Fermeture EV6
Arrêt de la filtration		Arrêt de la pompe d'eau brute Fermeture EV2 et EV3
Abaissement du plan d'eau jusqu'à la surface du sable (quelques centimètres de hauteur d'eau)		<i>(dans l'ordre)</i> Ouvrir EV9 (fermer dès niveau atteint) Ouvrir EV8 Ouvrir EV4
Injection d'air	2 min à 50 Nm ³ /m ² /h soit un débit d'air de 0,9 Nm ³ /h	Fermer EV4 Ouverture et réglage débit d'air avec EV11
Air + eau <i>(jusqu'à atteinte du seuil du point de vidange. Ne pas dépasser ce point pour éviter les pertes de sable)</i>	Débit eau : 10 m/h (variateur de vitesse à 30%) Débit d'air : 0,9 Nm ³ /h	<i>(dans l'ordre)</i> Ouverture EV7 Mise en marche pompe lavage (30%)
Eau seule	10 min Débit eau : 21 m/h (variateur de fréquence à 55%)	Fermeture vanne d'air EV11 Réglage variateur de vitesse à 55% Arrêt pompe lavage en fin d'opération + fermeture EV7
Abaissement du plan d'eau jusqu'à la lyre		EV8 toujours ouverte Ouverture EV9 (fermer dès niveau atteint)
Reprise filtration		Ouverture EV2, EV3, EV4 et EV6 Fermeture EV8

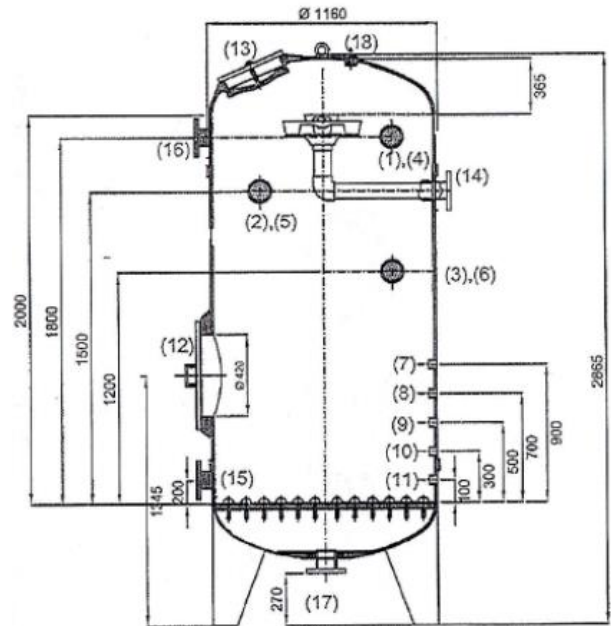
Séquence d'un lavage du filtre à sable expérimental

ANNEXE VI

Illustration du pilote à sable industriel







Vue d'ensemble du filtre à sable industriel



Dimension du filtre à sable industriel

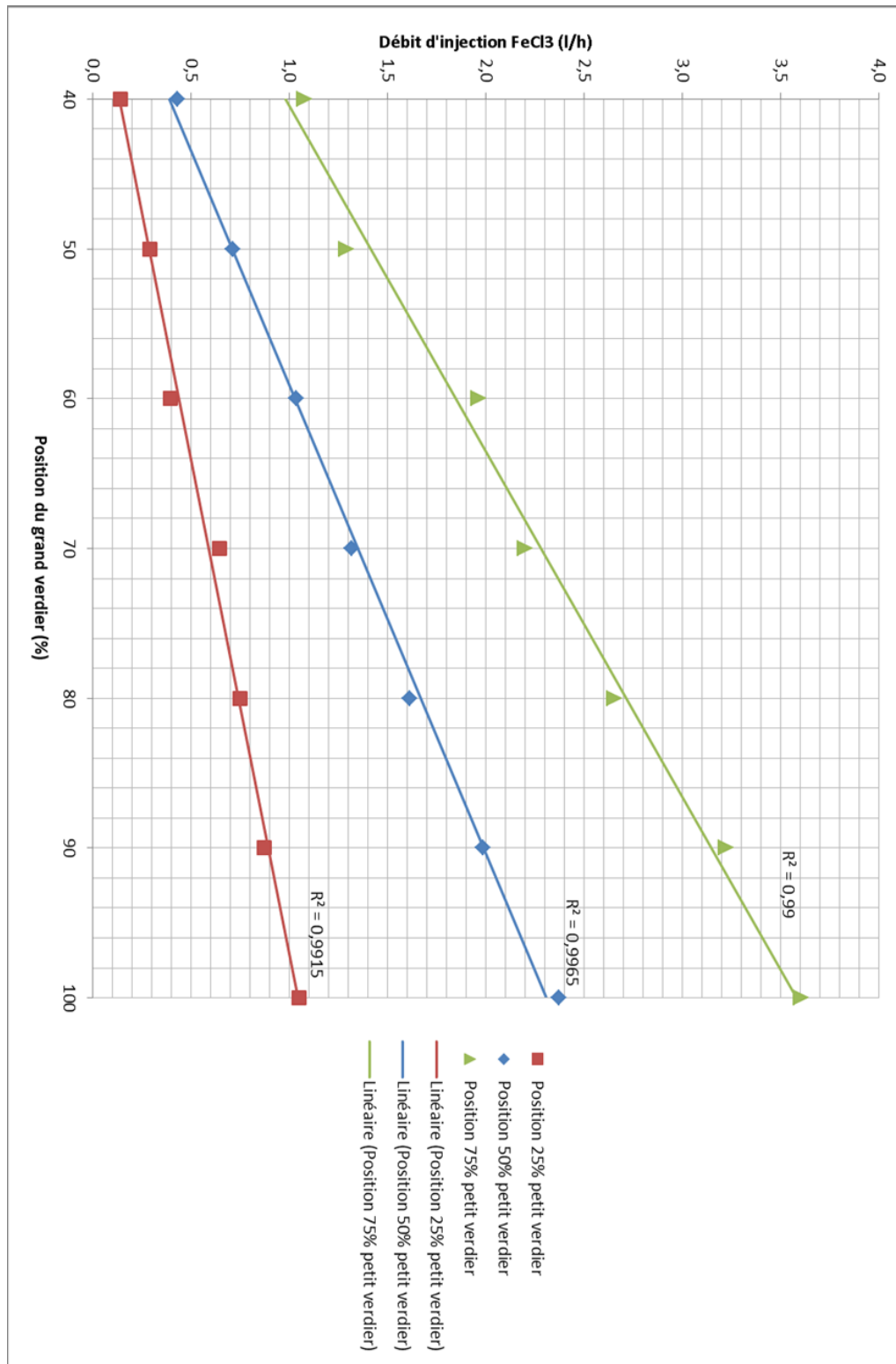
Equipement	illustration	Equipement	illustration
Pompe eau brute PMP 001 Et eau de lavage PMP002		Prise de pression amont/aval	
Soufflante PMP003		Prise de pression dans le filtre	

<p>Prise échantillon eau traitée</p>		<p>Prise d'échantillon eau brute</p>	
<p>Poste d'injection de chlorure ferrique</p>		<p>Prise d'échantillon eau de lavage</p>	

Illustrations des équipements du filtre à sable industriel

ANNEXE VII

Courbe d'étalonnage de la pompe doseuse de chlorure ferrique



Courbe d'étalonnage de la pompe de chlorure ferrique

ANNEXE VIII

Fréquence d'échantillonnage et de prélèvement

Pour chaque cycle de filtration, lavage inclus, les paramètres précédemment décrits et leur fréquence d'analyse sont repris dans le tableau ci-dessous.

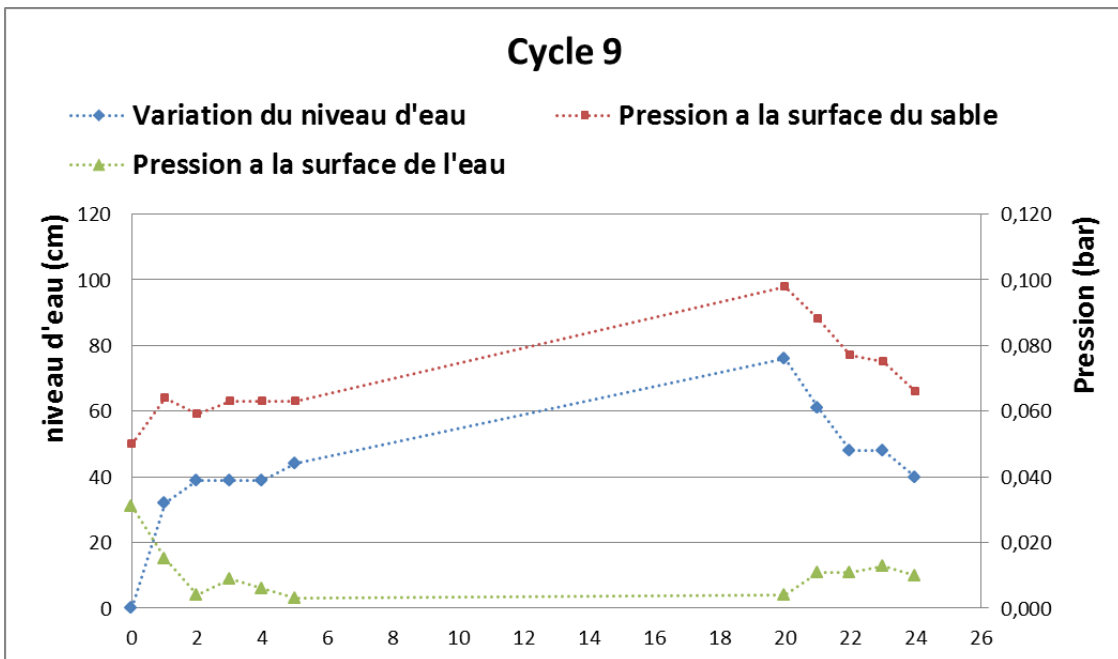
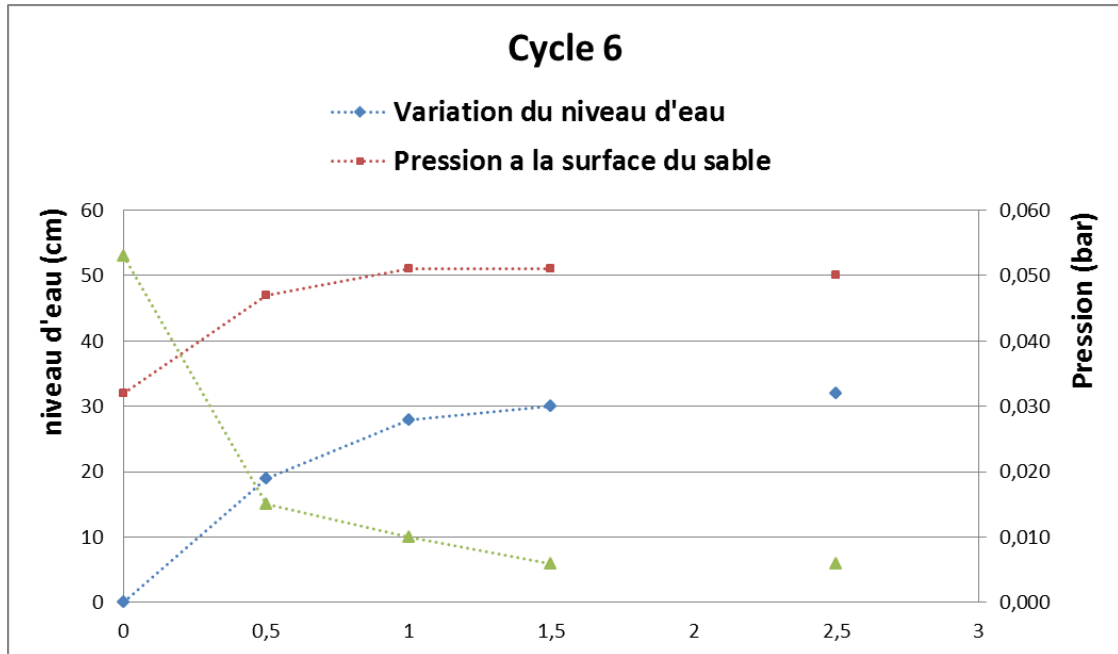
Paramètres	Points de prélèvement	Fréquence
Pression	Amont Aval Différente hauteur sable	Toutes les heures
MES	Eau brute Eau filtrée Eau de lavage Eau brute moyen ou 24h Eau traitée moyen ou 24h	Début – milieu – fin de cycle Début – milieu – fin de cycle En fin de lavage sur volume total récolté
Turbidité	Eau brute Eau filtrée	Toutes les heures
UV	Eau brute Eau filtrée	Toutes les heures
Entérocoques / coliformes / E. coli	Eau brute Eau filtrée	Fin de filtration
Fer et fer filtré	Eau brute Eau filtrée	2 à 3 fois par cycles
Nitrates	Eau brute Eau filtrée	2 à 3 fois par cycle représentatif
N-NH4	Eau brute Eau filtrée	2 à 3 fois par cycle représentatif
P total	Eau brute Eau filtrée	2 à 3 fois par cycle représentatif
DCO	Eau brute Eau filtrée	2 à 3 fois par cycle représentatif

Paramètres suivis sur les filtres à sable

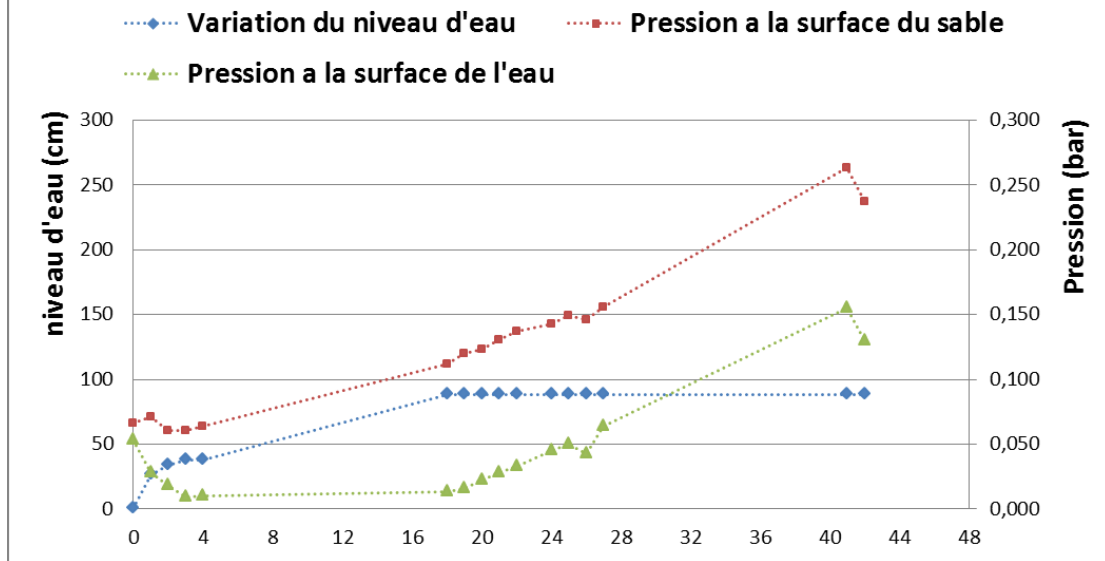
ANNEXE IX

Mise en pression du filtre à sable expérimental

Difficultés de mise en pression du filtre à sable



Cycle 14



ANNEXE X

Calcul de la dose d'injection de chlorure ferrique technique

FILTRE A SABLE EXPERIMENTAL

Le détail du calcul est réalisé pour une concentration en FeCl_3 de 2 ppm et pour une vitesse de 8 m/h.

Données :

- diamètre du filtre $0,018 \text{ m}^2$;
- Vitesse de filtration = 8 m/h ;
- Concentration souhaitée : 2 ppm soit 2 mg/l ;
- Densité de la solution commerciale de chlorure ferrique 1,42 g/ml à 40% ;
- Concentration de la solution commerciale de chlorure ferrique : 195 g/l ;
- Débit minimal de la pompe Q_{pompe} 15 ml/h.

Débit de filtration « $Q_{\text{filtration}}$ »

$$Q_{\text{filtration}} = [\text{Diamètre du filtre}] \times [\text{vitesse de filtration}]$$

$$Q_{\text{filtration}} = 0,018 \times 8 = \mathbf{0,144 \text{ m}^3/\text{h}}$$

Taux de traitement

$$\text{Taux de traitement} = \frac{[\text{Concentration souhaitée}] \times [\text{débit}]}{\text{densité}}$$

$$\text{Taux de traitement} = \frac{2 \times 0,144}{1,42} = \mathbf{0,2 \text{ ml/h}}$$

Le débit minimal de la pompe étant de 15 ml/h, une dilution sera effectuée.

Préparation de la solution technique à injecter

➤ Facteur de dilution F

$$F = \frac{Q_{\text{pompe}}}{\text{taux de traitement}}$$

$$F = \frac{0,15}{0,2} = \mathbf{75}$$

➤ Préparation de la solution de stockage de chlorure ferrique

Une autonomie couvrant 50 heures est choisie. Cela représente un volume de :

$$50 \text{ heures} \times Q_{\text{pompe}} \text{ soit } \mathbf{50 \times 15 = 761 \text{ ml}}$$

La dilution sera effectuée dans un bidon de 1 litre à raison de 10,1 ml de FeCl_3 complété jusqu'à 761 ml d'eau

Pour les autres conditions expérimentales, le tableau suivant donne les résultats des calculs précédemment décrit.

DONNEES FILTRATION						DONNEES POMPE GILSON					PREPARATION DILLUTION						
Vitesse	DN filtre	Débit filtration	Concentration FeCl souhaitée	densité FeCl	Taux de traitement souhaité	Réglage pompe	Débit pompé	Temps de pompage			Débit horaire pompe	taux de traitement souhaité	facteur de dilution	autonomie	autonomie	Quantité de FeCl commercial à injecter	Complément en eau
m/h	m ²	l/h	mg/l	g/ml	ml/h	%	ml	min	sec	total (sec)	ml/h	ml/h		heures	ml		ml
12	0,018	216	2	1,42	0,30	1	27,5	108	26	6506	15	0,30	50	50	761	15,2	746
10	0,018	180	2	1,42	0,25	1	27,5	108	26	6506	15	0,25	60	72	1096	18,3	1077
8	0,018	144	2	1,42	0,20	1	27,5	108	26	6506	15	0,20	75	50	761	10,1	751
8	0,018	144	1,5	1,42	0,15	1	27,5	108	26	6506	15	0,15	100	50	761	7,6	753

FILTRE A SABLE industriel

Données :

- Débit de filtration, $Q_{\text{filtration}} = 10 \text{ m}^3/\text{h}$;
- Concentration souhaitée : 2 ppm soit 2 mg/l ;
- Densité de la solution commerciale de chlorure ferrique 1,42 g/ml à 40% ;
- Concentration de la solution commerciale de chlorure ferrique : 195 g/l.

Taux de traitement

$$\text{Taux de traitement} = \frac{[\text{Concentration souhaitée}] \times [\text{débit}]}{\text{densité}}$$

$$\text{Taux de traitement} = \frac{2 \times 10}{1,42} = \mathbf{14,08 \text{ ml/h}}$$

Préparation de la solution technique à injecter

Un facteur de dilution au $1/50^{\text{e}}$ est choisie.

- Recherche du débit d'injection de la pompe de chlorure ferrique Q_{pompe}

Il a été vu que le facteur de dilution est le rapport entre le débit d'injection de la pompe de coagulant et le taux de traitement. Donc le débit de la pompe est le produit entre le facteur de dilution et le taux de traitement :

$$Q_{\text{pompe}} = [\text{facteur de dilution}] \times [\text{taux de traitement}]$$

$$Q_{\text{pompe}} = 50 \times 14,08 = \mathbf{0,7 \text{ l/h}}$$

Ainsi le réglage des verriers sur la pompe d'injection de coagulant peut être fixé. Chaque verrier sera positionné sur la valeur 50% (cf. annexe VII).

- Préparation de la solution technique à injecter

Un bidon de 100 litres est mis à disposition afin de stocker la solution de chlorure ferrique. Une autonomie de 4 jours est fixée ce qui représente un volume de 67,2 litre de solution technique. Le calcul effectué est le suivant :

$$0,7 \text{ l/h} \times 24 \text{ heures} \times 4 \text{ jours} = 67,2 \text{ l.}$$

Ainsi, avec un facteur de dilution de $1/50^{\text{e}}$, **1,34 litres de solution commerciale complété jusqu'à 67,2 litres d'eau** constituera le stockage en solution technique à injecter.

ANNEXE XI

Condition de réalisation des essais

Cycle	Type de sable	Vitesse (m/h)	Injection de FeCl	Injection de boue
1	Grossier	10	non	non
2	Grossier	10	non	non
3	Grossier	12	non	non
4	Fin	8	non	non
5	Fin	10	non	non
6	Fin	10	non	non
7	Fin	10	non	non
8	Fin	10	non	non
9	Fin	10	oui (2 mg/l)	non
10	Fin	12	oui (2 mg/l)	non
11	Fin	10	oui (2 mg/l)	non
12	Fin	8	oui (2 mg/l)	non
13	Fin	8	oui (2 mg/l)	non
14	Fin	8	oui (1,5 mg/l)	non
15	Fin	8	oui (2 mg/l)	oui
16	Fin	8	oui (2 mg/l)	oui
17	Fin	8	non	oui
18	Fin	8	non	non
19	Fin	10	oui (2 mg/l)	non
20	Fin	8	oui (2 mg/l)	Oui (en fin de cycle)