

L a u s a n n e



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Office fédéral de l'environnement OFEV

TRAITEMENT DES MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX USÉES

RAPPORT FINAL SUR LES ESSAIS PILOTES À LA STEP DE VIDY (LAUSANNE)



ETUDE RÉALISÉE PAR LE SERVICE D'ASSAINISSEMENT DE LA VILLE DE LAUSANNE
SOUS MANDAT DE L'OFFICE FÉDÉRAL DE L'ENVIRONNEMENT (OFEV)
AVEC LE SOUTIEN DU SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD (SESA)



LAUSANNE, JANVIER 2011

Impressum

Editeur

Ville de Lausanne

Groupe de rédaction

Jonas Margot (EPFL), Anoÿs Magnet, Denis Thonney (Service d'assainissement, Ville de Lausanne), Nathalie Chèvre (Université de Lausanne), Felipe de Alencastro, Luca Rossi (EPFL)

Groupe de coordination du projet

Fadi Kadri, Gregor Maurer, Yves Duperrex, Denis Thonney, Anoÿs Magnet (Service d'assainissement, Ville de Lausanne), Henri Burnier, Brigitte Schmidt (**eauservice**, Ville de Lausanne), Philippe Vioget, Claude-Alain Jaquerod (Service cantonal des eaux, sols et assainissement (SESA)), Christian Abegglen (Eawag), Michael Schärer, Sébastien Lehmann (Office fédéral de l'environnement (OFEV))

Personnes chargées de la mise en place et de l'exploitation des installations pilotes

Anoÿs Magnet, Denis Thonney (Service d'assainissement, Ville de Lausanne)

Illustrations

Tous les schémas du rapport ont été réalisés par Thierry Grimplet (Service d'assainissement, Ville de Lausanne)

Remerciements

Au personnel de la STEP de Vidy pour son aide pour la réalisation du projet : Stéphanie Héritier (laborantine), David Clavien (collaborateur scientifique) et le personnel d'exploitation

Au groupe d'analyse : Khajehnouri Fereidoun, Brigitte Schmidt (**eauservice**, Ville de Lausanne), Felipe de Alencastro (EPFL), Andrés Strawczynski (SESA), Christian Abegglen (Eawag), Sébastien Lehmann (OFEV), Anoÿs Magnet, Denis Thonney (Service d'assainissement, Ville de Lausanne)

A Lydie Cheseaux et Julien Omlin (EPFL) pour les expérimentations d'adsorption sur CAP réalisées en laboratoire

Au Centre Ecotox Eawag/EPFL pour l'interprétation des résultats écotoxicologiques : Cornelia Kienle et Robert Kase

Au groupe d'experts pour la relecture du rapport : Adriano Joss, Hansruedi Siegrist, Urs von Gunten, Julianne Hollender (Eawag), Jeanne Garric, Benoît Ferrari, Jean-Marc Choubert (Cemagref, France), Jean-Philippe Houriet (OFEV) et Daniel Urfer (RWB Jura SA)

A la confédération (OFEV), au canton de Vaud (SESA), à la Ville de Lausanne et aux 15 autres communes reliées à la STEP de Vidy pour le financement des essais pilotes

Aux laboratoires d'**eauservice** et du SESA pour les nombreuses analyses effectuées

Aux bureaux d'ingénieurs Holinger SA et Triform SA pour les prestations d'ingénierie pour la conception et la réalisation des filières de traitement

Ainsi qu'aux entreprises, fournisseurs, laboratoires et toutes les autres personnes qui ont contribué à la réussite de ce projet

Photo de couverture

Vue sur les installations pilotes de la STEP de Vidy (J. Margot)

Citation de ce document

Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., de Alencastro, F., Rossi, L. 2011. *Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne)*. Ed. Ville de Lausanne.

Ce document et des documents complémentaires sont téléchargeables sur www.lausanne.ch/micropolluants

Lausanne, le 28 janvier 2011

RÉSUMÉ

De nombreux micropolluants organiques présents dans les eaux usées sont mal éliminés dans les stations d'épuration (STEP) conventionnelles. Pour réduire l'apport de ces substances dans les eaux de surface, des traitements avancés sont nécessaires. **Deux traitements biologiques et deux traitements avancés ont été testés à grande échelle à la STEP de Vidy** (Lausanne) (220'000 équivalents-habitants) pendant plus d'une année. Ces essais s'inscrivent dans le cadre du projet « Stratégie Micropoll » de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).

Un nouveau traitement biologique à **lit fluidisé avec nitrification totale** (capacité de 80 l/s) a été construit en parallèle au procédé à **boues activées forte charge** (sans nitrification) actuellement en place (capacité de 1'200 l/s). Ceci a permis de comparer l'efficacité d'élimination des micropolluants dans ces deux types de biologie et d'étudier leur influence sur les traitements avancés qui suivent.

Les deux traitements avancés testés sont l'**ozonation** suivie d'une **filtration sur sable** (ozonation-FS) (capacité de l'installation de 100 l/s) et le **traitement au charbon actif en poudre** suivi d'une filtration membranaire (**ultrafiltration**) (CAP-UF) (capacité de 10 l/s).

Conçue sur la base de précédentes études du projet « Stratégie Micropoll », l'**installation d'ozonation** a été maîtrisée en quelques mois, et seuls quelques paramètres ont dû être améliorés. En revanche, beaucoup d'éléments techniques ont dû être corrigés sur l'**installation CAP-UF** (procédé nouveau pour le traitement des eaux usées). La phase de séparation du CAP par ultrafiltration n'est pas encore maîtrisée et nécessite des optimisations, notamment pour réduire le colmatage (réversible) des membranes, responsable d'une capacité hydraulique inférieure à la moitié de la capacité espérée. La séparation du CAP par un filtre à sable est une alternative possible.

Sur une sélection de plus de **50 micropolluants organiques** (produits pharmaceutiques, pesticides, substances à effet hormonal), le traitement biologique à **boues activées forte charge** a permis d'atteindre un **abattement moyen de 23%**. Avec un traitement biologique permettant une **nitrification**, le taux d'élimination a augmenté à **44% en moyenne**, confirmant les résultats d'autres études.

Le traitement **ozonation-FS** a permis d'éliminer à **plus de 80%** la plupart des substances analysées, avec un dosage d'ozone moyen d'environ **5.5 mgO₃/l** (équivalent à environ 0.9 gO₃/gCOD), pour des coûts d'exploitation d'environ **6 ct./m³** traité. Une désinfection partielle de l'effluent a également pu être atteinte, conduisant ainsi au respect des normes suisses et européennes de qualité pour les eaux de baignade.

Le traitement **CAP-UF** a permis d'éliminer à **plus de 80%** la plupart des micropolluants, avec un dosage de CAP compris entre **10 et 20 mg/l**. La séparation du CAP par ultrafiltration permet une désinfection totale de l'effluent. A cause des faibles débits de l'installation CAP-UF (colmatage des membranes), les coûts d'exploitation étaient proches de **50 ct./m³** traité. L'alternative avec la **séparation du CAP sur un filtre à sable** (testée dans des essais complémentaires) coûterait entre **6 et 9 ct./m³**.

Sur la majorité des 25 tests écotoxicologiques effectués, une **nette réduction de la toxicité** a été observée en sortie des deux traitements avancés. Aucune toxicité liée aux sous-produits de réaction potentiellement formés durant l'ozonation n'a été observée.

Ces deux procédés (ozonation et adsorption sur CAP) sont efficaces pour réduire l'apport de micropolluants dans les eaux de surface. Les technologies ozonation-FS et CAP-FS sont réalistes autant du point de vue de leur implantation dans les STEP que de leur exploitation, pour des coûts d'investissement et d'exploitation relativement similaires (environ 20 centimes par mètre cube d'eau traitée lors des essais). Chaque technique ayant ses avantages, le choix du procédé doit être fait au cas par cas en fonction des contraintes locales (espace à disposition, type de traitement existant, sécurité, qualifications du personnel, coûts des réactifs, lieu et type de traitement des boues, etc.), de la qualité de l'eau entrante et de la qualité voulue en sortie.

ABSTRACT

Many organic micropollutants present in wastewater are poorly removed by conventional wastewater treatment plants (WWTP). To reduce the release of such substances into the aquatic environment, advanced treatments are necessary. Consequently, **two biological treatments and two advanced treatments were tested on a large scale in the municipal WWTP of Vidy** (Lausanne) (220,000 population equivalent) over more than one year. These tests are part of the “MicroPoll Strategy” project of the Federal Office for the Environment (FOEN).

A new **moving bed bioreactor (MBBR) with nitrification** (capacity 80 l/s) was constructed in parallel to the existing **activated sludge treatment without nitrification** (capacity 1'200 l/s). This enabled the efficiency of micropollutant removal to be compared between these two biological processes as well as their influence on the advanced treatments to be studied.

The two advanced treatments tested were **ozonation with sand filtration** (ozonation-SF) (capacity of installation 100 l/s) and **powdered activated carbon** treatment with membrane filtration (**ultrafiltration**) (PAC-UF) (capacity 10 l/s).

Based on previous studies within the “MicroPoll Strategy” project framework, the **ozonation installation** was mastered in a few months so that only a few parameters finally required improvements. On the other hand, the **PAC-UF installation** required numerous technical corrections, since the process is new for wastewater treatment. The PAC separation by ultrafiltration membranes still requires optimization to reduce the (reversible) clogging of the membranes, responsible for hydraulic capacity being less than half of the expected capacity. PAC separation by sand filtration is a possible alternative.

On a selection of more than **50 organic micropollutants** (pharmaceuticals, pesticides, hormonally active substances), **biological treatment without nitrification** achieved an **average removal of 23%**, while **biological treatment with nitrification**, resulted in the removal percentage **increasing to 44%**, confirming other studies.

The **ozonation-SF** treatment enabled **more than 80%** of most of the substances analyzed to be eliminated, with an average ozone dose of about **5.5 mgO₃/l** (equivalent to approx. 0.9 gO₃/gCOD), and with an operating cost of **6 cts/treated m³**. A partial disinfection of the effluent could also be performed, leading to compliance with Swiss and European regulations for bathing waters.

The **PAC-UF** treatment also removed **more than 80%** of most of the micropollutants, with a PAC dose between **10 and 20 mg/l**. The PAC separation by ultrafiltration results in a total disinfection of the effluent. Because of the low flows of the PAC-UF installation (membranes clogging), operating costs are close to **50 cts/m³**. The alternative treatment using **PAC separation with sand filtration** (tested in complementary experiments) would cost between **6 and 9 cts/m³**.

A **clear reduction in toxicity** has been observed over most of the 25 ecotoxicological tests performed at the outlet of both advanced treatments. No toxicity related to byproducts potentially formed during ozonation was observed.

These two processes (ozonation and PAC adsorption) are therefore effective to reduce the release of micropollutants into surface waters. Ozonation-FS and PAC-FS proved to be feasible in terms of implementation and operation on a large scale in WWTP, for relatively similar investment and operation costs (approx. 20 cents by treated cubic meter during the test). Each technique has its advantages. Technology selection should therefore be made on a case-by-case basis for each WWTP, depending on local constraints (e.g. space, existing treatment processes, security, staff qualifications, product costs, sludge disposal process, etc.), on the incoming water quality and the quality desired at the outlet.

ZUSAMMENFASSUNG

Viele organische Spurenstoffe werden durch die heutigen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) nur ungenügend aus dem kommunalen Abwasser entfernt. Um den Eintrag solcher Stoffe in die Oberflächengewässer zu reduzieren, sind daher weitergehende Verfahren nötig. Auf der STEP de Vidy (ARA Lausanne, 220'000 Einwohnerwerte) wurden während mehr als einem Jahr **zwei biologische und zwei weitergehende Verfahren im Grossmasstab** getestet. Diese Versuche wurden im Rahmen des Projekts „Strategie Micropoll“ des Bundesamts für Umwelt (BAFU) durchgeführt.

Parallel zur bestehenden **Hochlastbiologie** (Kapazität 1'200 L/s, Belebtschlammverfahren ohne Nitrifikation) wurde eine **biologische Stufe mit Nitrifikation im Wirbelbettverfahren** (Kapazität 80 L/s) erstellt. Dies erlaubte, die Eliminationsleistung der beiden biologischen Verfahren bezüglich organischer Spurenstoffe zu vergleichen sowie deren Einfluss auf die nachfolgenden weitergehenden Verfahren zu untersuchen.

Die beiden getesteten weitergehenden Verfahren waren einerseits die **Ozonung mit anschliessender Sandfiltration** (Ozonung-SF, Kapazität 100 L/s) sowie die **Behandlung mit Pulveraktivkohle (PAK)** gefolgt von einer **Membranfiltration** (Ultrafiltration, Kapazität 10 L/s, PAK-UF).

Die Ozonung konnte dank bestehender Erfahrungen im Projekt „Strategie Micropoll“ innerhalb weniger Monate installiert und betrieben werden, es waren nur kleinere Anpassungen nötig. Im Gegensatz dazu mussten beim PAK-UF-Verfahren verschiedene technische Elemente angepasst werden, da dafür noch keine Erfahrungen mit kommunalem Abwasser vorlagen. Vor allem die Abtrennung der PAK mit der Ultrafiltrationsmembran funktioniert noch nicht wunschgemäss und muss weiter optimiert werden. Das Hauptproblem dabei sind (reversible) Ablagerungen auf der Membran, die den hydraulischen Durchsatz um etwa die Hälfte der Auslegung vermindern. Eine mögliche Alternative ist die Abtrennung der Aktivkohle mittels Sandfilter.

Die Eliminationsleistung der verschiedenen Verfahren bezüglich organischer Spurenstoffe wurde anhand einer Auswahl von über 50 Substanzen (Pharmazeutika, Pestizide, hormonaktive Substanzen) überprüft. In der bestehenden **Hochlastbiologie ohne Nitrifikation** wurde eine **mittlere Elimination von 23%** erreicht, mit dem **nitrifizierenden Wirbelbett** stieg die Elimination auf **44%**, was auch in anderen Studien schon beobachtet worden war.

Mit der **Ozonung und dem Sandfilter** wurde bei einer Ozondosis von **5.5 mgO₃/L** (entspricht ca. 0.9 gO₃/gDOC) der Grossteil der untersuchten Stoffe zu **über 80%** eliminiert. Die Betriebskosten belaufen sich dafür auf ca. **6 Rp/m³**. Die Keimbelastung des Abwasser wird ebenfalls deutlich reduziert, so dass das behandelte Abwasser den Vorgaben der schweizerischen und europäischen Badewasserrichtlinien entspricht.

Mit dem **PAK-UF-Verfahren** wurde bei einer Dosierung von **10-20 mgPAK/L** der Grossteil der untersuchten Stoffe zu **über 80%** entfernt. Die Ultrafiltration führt zu einer vollständigen Desinfektion des Ablaufs. Weil jedoch der Durchsatz aufgrund von Ablagerungen auf der Membran reduziert war, lagen die Betriebskosten im Bereich von 50 Rp/m³. Die Abtrennung der **PAK mit einem Sandfilter**, die in ergänzenden Versuchen untersucht wurde, führt zu Betriebskosten von **6-9 Rp/m³**.

Mit den meisten der 25 durchgeführten ökotoxikologischen Testsystemen konnte eine **Reduktion der Toxizität** im Ablauf der weitergehenden Verfahren nachgewiesen werden. Es wurde keine Toxizitätszunahme durch Reaktionsprodukte aus der Ozonung beobachtet.

Die beiden getesteten Verfahren (Ozonung, PAK-Adsorption) sind geeignet, den Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer zu reduzieren. Sowohl die Ozonung mit Sandfilter als auch die PAK-Adsorption mit Abtrennung im Sandfilter können mit vertretbarem Aufwand in bestehende Anlagen integriert werden. Die Kosten sind vergleichbar und bewegten sich für die untersuchten Varianten im Bereich von 20 Rp/m³. Beide Verfahren haben Vor- und Nachteile, die Wahl des Verfahrens hängt daher von den lokalen Verhältnissen (verfügbare Flächen, bestehende Verfahrenstechnik, Sicherheit, Betriebspersonal, Kosten der Betriebsmittel, Schlammbehandlung etc.), der Abwasserzusammensetzung und der gewünschten Ablaufqualität ab.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des abréviations	VIII
1 Introduction	1
1.1 Contexte.....	1
1.2 Objectifs des essais pilotes	1
2 Informations sur la STEP de Vidy	2
2.1 Situation de la STEP – caractéristiques du bassin versant	2
2.2 Installations existantes	3
3 Installations pilotes pour l'élimination des micropolluants	4
3.1 Sélection des procédés	4
3.2 Traitement biologique	6
3.2.1 Bases théoriques	6
3.2.2 Concept de dimensionnement	7
3.2.3 Fonctionnement du système et installations techniques.....	8
3.2.4 Contrôle et régulation	9
3.3 Procédé « ozonation-filtration ».....	9
3.3.1 Bases théoriques	9
3.3.2 Concept de dimensionnement	10
3.3.3 Fonctionnement du système et installations techniques.....	11
3.3.4 Contrôle et régulation	12
3.3.5 Sécurité.....	13
3.4 Procédé « charbon actif-membranes »	14
3.4.1 Bases théoriques	14
3.4.2 Concept de dimensionnement	15
3.4.3 Fonctionnement du système et installations techniques.....	17
3.4.4 Contrôle et régulation	19
3.4.5 Sécurité.....	19
3.5 Points clés des installations pilotes.....	20
4 Construction – Réalisation – Mise en service.....	21
4.1 Matériaux.....	21
4.2 Emplacement	21
4.3 Réalisation	21
4.3.1 Bioréacteurs à lit fluidisé	21
4.3.2 Installation « ozonation-filtration ».....	22
4.3.3 Installation « charbon actif-membranes »	23
5 Exploitation.....	24
5.1 Traitement biologique	24
5.1.1 Conditions et phases d'exploitation	24
5.1.2 Stabilité du système	24
5.1.3 Mesures correctives mises en place	25
5.1.4 Potentiels d'amélioration	25
5.1.5 Personnel.....	26
5.2 Traitement par ozonation-filtration.....	26
5.2.1 Conditions et phases d'exploitation	26
5.2.2 Stabilité du système	30
5.2.3 Mesures correctives mises en place	31
5.2.4 Potentiels d'amélioration	31
5.2.5 Sécurité.....	32

5.2.6	Personnel.....	32
5.3	Traitement par charbon actif-membranes	33
5.3.1	Conditions et phases d'exploitation	33
5.3.2	Stabilité du système	34
5.3.3	Mesures correctives mises en place.....	35
5.3.4	Potentiels d'amélioration	35
5.3.5	Sécurité.....	36
5.3.6	Personnel.....	36
5.4	Points clés de l'exploitation des installations pilotes	37
6	Analyses et mesures	38
6.1	Objectifs et concept du monitoring.....	38
6.2	Points d'échantillonnage.....	38
6.3	Paramètres analysés.....	40
6.3.1	Analyses en ligne	40
6.3.2	Paramètres classiques	40
6.3.3	Micropolluants	40
6.3.4	Tests écotoxicologiques.....	42
6.3.5	Autres paramètres.....	43
6.3.6	Résumé des paramètres analysés	44
6.4	Campagnes réalisées.....	44
6.5	Points clés du monitoring	46
7	Résultats.....	47
7.1	Paramètres « classiques ».....	47
7.1.1	Traitements biologiques.....	47
7.1.2	Traitements avancés.....	47
7.1.3	Incertitudes sur les analyses de COD et d'azote.....	48
7.2	Micropolluants.....	49
7.2.1	Concentrations dans les eaux usées.....	49
7.2.2	Variation de la charge en entrée de STEP	52
7.2.3	Elimination des micropolluants	52
7.2.4	Influence des filtrations sur l'élimination des micropolluants	55
7.2.5	Résultats des screening sur 120 substances.....	57
7.2.6	Elimination des substances à effet hormonal	58
7.3	Ecotoxicologie	58
7.3.1	Tests basés sur des mécanismes cellulaires spécifiques (<i>in vitro</i>) avec concentration des échantillons	59
7.3.2	Tests <i>in vivo</i>	60
7.3.3	Effets génotoxiques et potentiel mutagène.....	63
7.3.4	Synthèse des tests écotoxicologiques	63
7.3.5	Analyse du risque environnemental.....	64
7.4	Autres résultats.....	65
7.4.1	Organismes pathogènes - Désinfection.....	65
7.4.2	Sous-produits de réaction	66
7.5	Résultats complémentaires : variante CAP - Filtre à sable	67
7.6	Points clés des résultats.....	68
8	Interprétation.....	69
8.1	Traitement biologique	69
8.1.1	Comparaison entre les deux traitements biologiques.....	69
8.1.2	Influence de la nitrification sur l'élimination des micropolluants.....	70
8.2	Traitement par ozonation-filtration.....	70

8.2.1	Influence de la qualité de l'eau sur le dosage d'ozone.....	70
8.2.2	Influence du type de traitement biologique sur l'efficacité de l'ozonation	72
8.2.3	Influence du dosage d'ozone et de la méthode de régulation du dosage sur l'élimination des micropolluants	73
8.2.4	Influence des autres conditions d'exploitation sur l'élimination des micropolluants.....	74
8.2.5	Choix des substances pour le calcul de l'abattement moyen.....	75
8.2.6	Dosage d'ozone nécessaire pour atteindre 80% d'élimination	75
8.2.7	Dimensionnement du générateur d'ozone	76
8.3	Traitement par charbon actif-membranes	77
8.3.1	Influence des conditions d'exploitation sur l'élimination des micropolluants.....	77
8.3.2	Influence du dosage et du type de CAP : expériences en laboratoire.....	79
8.3.3	Synthèse de l'influence des conditions d'exploitation	80
8.3.4	Choix des substances pour le calcul de l'abattement moyen.....	81
8.3.5	Dosage de charbon nécessaire pour atteindre 80% d'élimination.....	81
8.4	Comparaison ozonation-FS / CAP-UF.....	82
8.5	Points clés de l'interprétation.....	84
9	Coûts d'exploitation/investissement	85
9.1	Traitement biologique	86
9.1.1	Coûts d'exploitation	86
9.1.2	Frais d'investissement	86
9.1.3	Coûts spécifiques totaux	87
9.2	Traitement par ozonation-filtration.....	87
9.2.1	Coûts d'exploitation	87
9.2.2	Frais d'investissement	88
9.2.3	Coûts spécifiques totaux	89
9.3	Traitement par charbon actif-membranes	90
9.3.1	Coûts d'exploitation	90
9.3.2	Frais d'investissement	91
9.3.3	Coûts spécifiques totaux	92
9.4	Comparaison des coûts entre les installations pilotes.....	92
9.5	Implications pour les STEP	93
9.6	Points clés des coûts d'exploitation/investissement	94
10	Synthèse et recommandations.....	95
10.1	Synthèse.....	95
10.2	Recommandations pour la conception et l'exploitation.....	96
10.2.1	Réflexion sur les matériaux pour la construction	96
10.2.2	Traitement biologique.....	96
10.2.3	Installation d'ozonation	96
10.2.4	Installation CAP-UF.....	97
10.3	Questions ouvertes et perspectives	98
11	Conclusion.....	100
12	Glossaire	101
13	Bibliographie.....	103
14	Table des Annexes	106

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BA	Boues activées
CAG	Charbon actif granulaire
CAP	Charbon actif en poudre
CE ₂₀ /CE ₅₀	Concentration ayant un effet sur respectivement 20% ou 50% des organismes testés
CIPEL	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
CIPR	Commission internationale pour la protection du Rhin
COD/COT	Carbone organique dissous/total
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène sur 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
Eawag	Institut de recherche de l'eau du domaine des EPF
EH	Equivalent habitant
EPFL	Ecole polytechnique fédérale de Lausanne
FeCl ₃	Chlorure ferrique
FS	Filtre à sable
GC	Grande campagne d'analyse (7 jours)
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IC	Indicateur de changement
LD	Limite de détection
LF	Lit fluidisé (réacteur biologique)
LQ	Limite de quantification
MBBR	Moving bed biofilm reactor (bioréacteur à lit fluidisé)
MBR	Membrane bioreactor (bioréacteur à membranes)
MCC/MCR	Mesure, contrôle et commande / Mesure, commande et régulation
MES	Matières en suspension (non dissoutes >0.45 µm)
MP	Micropolluant
N-NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal (ammonium + ammoniac)
N-NO ₂ ⁻	Azote sous forme de nitrite
N-NO ₃ ⁻	Azote sous forme de nitrate
O ₂ , O ₃	Oxygène, Ozone
OEaux	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux
OFEV	Office fédéral de l'environnement
OPAM	Ordonnance fédérale sur la protection contre les accidents majeurs
OPPh	Ordonnance fédérale sur les produits phytosanitaires
ORRChim	Ordonnance fédérale sur la réduction des risques liés aux produits chimiques
PC	Petite campagne d'analyse (24h)
PCB	Polychlorobiphényles
P _{total} , P _{dissous}	Phosphore total, phosphore dissous
PVDF	Polyvinylidène fluoride (polyfluorure de vinylidène)
SBR	Sequencing batch reactor (réacteur à cuvées séquentielles)
SESA	Service des eaux, sol et assainissement du canton de Vaud
s.l.	Sine loco (sans lieu de publication)
SPE	Solid phase extraction (extraction sur phase solide)
STEP	Station d'épuration des eaux usées
TEQ	Toxic equivalent quantity (quantité d'équivalent toxique)
TSB	Temps de séjour des boues (âge des boues)
TSH	Temps de séjour hydraulique
UF	Ultrafiltration
UFC / UFP	Unité formant colonie / Unité formant plaque
UPLC-MS/MS	Ultra Performance Liquid Chromatograph connected to mass spectrometers (chromatographie liquide à haute performance couplée à des spectromètres de masse en tandem)
YES	Yeast estrogen screen (test d'oestrogénicité sur levure)

Les termes spécifiques utilisés dans ce rapport sont définis dans le glossaire (chapitre 12).

1 INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Plus de 30'000 substances organiques de synthèse sont couramment utilisées en Suisse. Beaucoup d'entre elles, notamment des résidus de médicaments, des produits de soins corporels, des détergents, des biocides et des pesticides sont directement évacuées dans les eaux usées. Ces substances, modifiant la nature des réactions biochimiques fondamentales de la vie, peuvent être toxiques à très faibles concentrations, d'où leur appellation de « micropolluants ». L'éthinylestradiol (principe actif de la pilule contraceptive) peut par exemple avoir un effet néfaste sur les poissons (perturbations hormonales, féminisation) au-delà d'une concentration de 0.1 ng/l (Pawlowski, et al., 2004), soit l'équivalent de 9 kg de la substance dilués dans le lac Léman !

De nombreuses études ont montré que ces substances organiques ne sont qu'en partie retenues ou dégradées dans les stations d'épuration (STEP) conventionnelles et se retrouvent ainsi dans les eaux de surface. Des concentrations élevées de micropolluants ont été observées dans des petits cours d'eau récepteurs de STEP (faible dilution) (Gälli, et al., 2009). Si des effets néfastes à certaines concentrations ont été observés sur les organismes aquatiques (par exemple une activité hormonale féminine chez les poissons mâles à l'aval de certaines STEP (PNR 50, 2008)), les effets à long terme sur la santé humaine ne sont pas encore connus. Les eaux de surface étant utilisées pour la consommation humaine, le principe de précaution doit donc être appliqué. Il est par conséquent nécessaire d'identifier des solutions pour réduire l'apport de micropolluants dans les eaux, soit en améliorant les procédés d'épuration existants dans les STEP, soit en ajoutant des traitements complémentaires (traitements avancés des micropolluants). Ces mesures centralisées sont à combiner avec d'autres mesures, telles que des réglementations sur l'utilisation de certaines substances problématiques, l'information et la sensibilisation de la population, des traitements directement à la source ou la réduction des apports par les déversoirs d'orage.

Dans le cadre de la rénovation complète de la STEP de Vidy initiée en 2004, le service d'assainissement de la Ville de Lausanne a souhaité prendre les devants concernant cette nouvelle problématique des micropolluants. Avec l'aide du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud (SESA), la Ville de Lausanne s'est jointe au projet « Stratégie Micropoll » de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Ce projet, lancé en 2006, vise à réunir les bases de décision pour définir une stratégie permettant de réduire l'apport de micropolluants dans le milieu aquatique lié à l'évacuation des eaux urbaines.

1.2 OBJECTIFS DES ESSAIS PILOTES

Un des objectifs de la « Stratégie Micropoll » est d'évaluer les procédés techniques les plus efficaces pour éliminer les micropolluants dans les STEP communales. Pour ce faire, elle se base sur les résultats de plusieurs essais pilotes. Les essais à la STEP de Vidy sont donc complémentaires à des essais comme ceux d'ozonation menés à Regensdorf (ZH) en 2007 et 2008 ou ceux actuellement menés à Kloten-Opfikon et à l'Eawag (ZH) utilisant du charbon actif.

Les objectifs des essais menés à Vidy sont :

1. Identifier des procédés performants pour l'élimination des micropolluants dans les eaux usées ;
2. Evaluer l'efficacité de ces procédés sur la base d'analyses des concentrations de divers micropolluants en entrée et en sortie de la STEP, complétées par des études écotoxicologiques ;
3. Déterminer les conditions opératoires les plus favorables, les exigences techniques et les compétences requises du personnel d'exploitation ;
4. Déterminer les coûts et les besoins énergétiques de ces procédés.

2 INFORMATIONS SUR LA STEP DE VIDY

2.1 SITUATION DE LA STEP – CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN VERSANT

La STEP de Vidy est la plus importante station d'épuration du bassin lémanique. Les eaux collectées sont issues de la commune de Lausanne et de 15 autres communes voisines (cf. Figure 1). Le réseau est partiellement séparatif. Ainsi une partie des eaux pluviales urbaines et occasionnellement celles de deux rivières (le Flon et la Louve) sont aussi dirigées vers la STEP. La station traite en moyenne 110'000 m³ d'eaux usées par jour, représentant environ 220'000 équivalents-habitants (EH). Les eaux traitées sont rejetées dans le lac Léman à 700 m de la côte. Ce lac est utilisé aujourd'hui comme réservoir d'eau potable pour plus de 500'000 habitants (nombre en constante augmentation) (www.cipel.org).

Les analyses préliminaires menées sur les eaux usées de la STEP ont montré la présence de nombreux micropolluants (médicaments, biocides/pesticides, etc.) à des concentrations mesurables. Ceci peut s'expliquer premièrement par la présence dans le bassin versant de 210'000 habitants, qui utilisent régulièrement des médicaments, des produits de soins corporels, des détergents, et d'autres produits d'usage courant ; deuxièmement, par la présence d'un grand hôpital universitaire (CHUV) et de plusieurs polycliniques (représentant 9.8 lits pour 1000 habitants, soit près du double de la moyenne suisse (www.scris-lausanne.vd.ch)), et finalement par la présence d'industries, de nombreux bâtiments, et d'espaces verts.

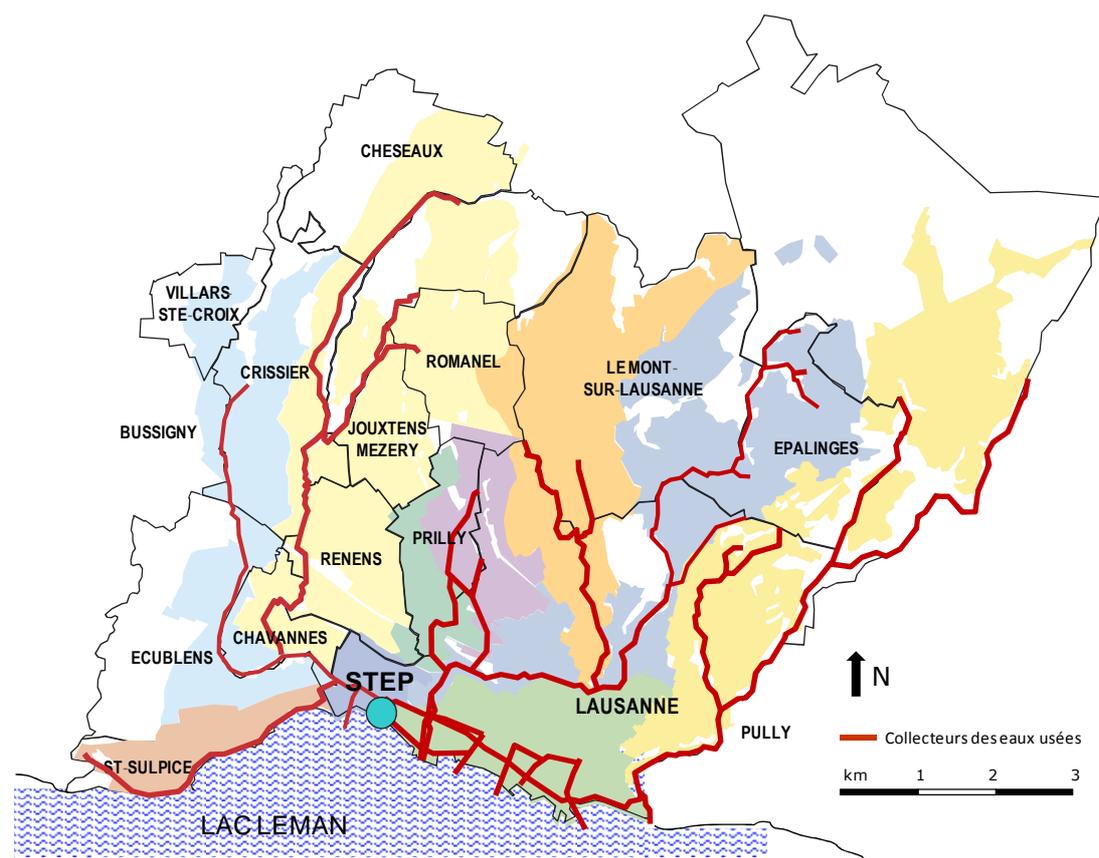


Figure 1 : Bassins versants (zones de couleur) et communes raccordés à la STEP de Vidy, représentant 74 km².

Le nombre et la variété des substances synthétiques se trouvant dans les eaux usées font de cette STEP un excellent cas pour une étude sur les micropolluants organiques. De plus, la proximité de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) offre une grande flexibilité pour la partie analytique du projet.

2.2 INSTALLATIONS EXISTANTES

Conçus dans les années 50, les traitements primaire et biologique de la STEP ont été mis en service à l'occasion de l'exposition nationale en 1964. L'ajout en 1976 d'une chaîne de traitement physico-chimique a permis d'étendre les capacités de la STEP. Ces traitements sont conçus pour l'élimination du carbone organique biodégradable, des matières en suspension (MES) et du phosphore (précipitation par ajout de chlorure ferrique). Les installations (présentées dans la Figure 2) ont été dimensionnées pour respecter les normes de l'époque, à savoir 20 mgDBO₅/l, 20 mgMES/l et 0.8 mgP_{tot}/l en sortie.

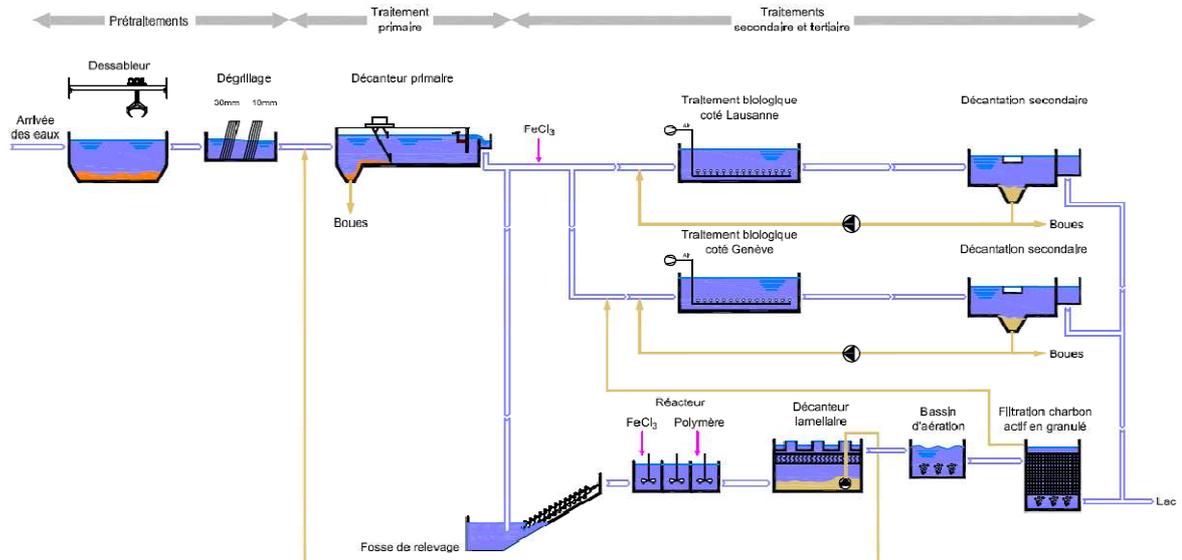


Figure 2 : Schéma général de la STEP de Vidy (hors installations pilotes)

Les prétraitements se composent d'un dessablage par ralentissement de la vitesse de l'eau brute et de deux dégrillages successifs de 30 et 10 mm. Après ces étapes, une décantation primaire permet d'extraire les éléments sédimentés ou flottants. Une partie des eaux décantées est traitée biologiquement dans deux bassins à boues activées forte charge avec un âge de boues d'environ 2 jours, suivis chacun d'une décantation secondaire. L'autre partie des eaux décantées est acheminée vers un traitement physico-chimique composé d'une coagulation (par FeCl₃), d'une floculation, d'une décantation puis d'un affinage sur des filtres à charbon actif granulaire (renouvelé tous les 4 ans). Toutes les boues produites par ces procédés sont déshydratées et incinérées sur place.

3 INSTALLATIONS PILOTES POUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

Ce chapitre présente la sélection des procédés testés à la STEP de Vidy pour éliminer les micropolluants, avec une description des installations mises en place et de leur fonctionnement.

3.1 SÉLECTION DES PROCÉDÉS

Classiquement, le traitement des eaux usées se compose de quatre phases successives (cf. Figure 3) que sont les **prétraitements**, le **traitement primaire**, le **traitement biologique (secondaire)**, lié à un **traitement tertiaire** pour l'élimination du phosphore. Si les deux premiers traitements permettent d'éliminer une partie des micropolluants (plutôt hydrophobes) adsorbés sur les particules, un traitement biologique optimisé (âge des boues élevé, traitements étagés) permet en outre d'éliminer la plupart des micropolluants biodégradables (Ternes, et al., 2004). Cependant, pour une meilleure élimination des micropolluants dissous et difficilement biodégradables, un **traitement complémentaire (dit traitement avancé)** est nécessaire.

Les essais pilotes se sont concentrés sur les étapes prépondérantes de l'élimination des micropolluants, c'est-à-dire le traitement secondaire et les traitements avancés. Le choix des procédés s'est fait sur la base de plusieurs critères comme la capacité d'élimination des micropolluants (selon l'étude européenne POSEIDON (Ternes, et al., 2004)), les conditions et coûts d'exploitation, l'emprise au sol, la capacité d'adaptation aux variations de charges et la possibilité d'appliquer ces technologies aux STEP vaudoises (souvent de petites capacités). De plus, la capacité à désinfecter l'effluent a été considérée, sachant que la STEP rejette les eaux traitées dans le lac Léman proche d'une zone de baignade (plage de Vidy).

Un traitement biologique avec un âge des boues d'au moins 10 jours en condition de nitrification totale permet une élimination efficace des micropolluants biodégradables (Clara, et al., 2005). Les bassins à boues activées forte charge utilisés à la STEP de Vidy ne permettent pas d'atteindre cet âge des boues. Un nouveau traitement biologique a donc été construit pour obtenir une nitrification totale.

Parmi les procédés de **traitement biologique** étudiés (Tableau 1), le **traitement par lit fluidisé (LF)** a été sélectionné. Il permet d'obtenir une diversité bactérienne importante (similaire à celle de boues âgées) grâce à la fixation de la biomasse sur des garnissages. Cette technique a une plus faible emprise au sol que les autres traitements biologiques et une bonne capacité d'adaptation aux variations de charges. Par ailleurs, ce procédé a l'intérêt d'être facile à installer dans les bassins existants des STEP par ajout de garnissage. Les équipements, en particulier le garnissage, ont cependant des coûts d'achat élevés.

Tableau 1 : Comparaison de différents traitements biologiques par rapport au traitement à LF (tous les procédés garantissant une nitrification totale) (selon les informations reçues de divers bureaux d'ingénieurs)

Critères \ Procédés	Boues activées (BA)	Bioréacteur à membranes (MBR)	Réacteur biologique séquentiel (SBR)
<i>Emprise au sol</i>	Jusqu'à 3 fois plus importante	Similaire	Jusqu'à 3 fois plus importante
<i>Coûts d'exploitation</i>	Inférieurs pour les nouvelles installations	Plus importants, en particulier à cause de la consommation d'énergie plus élevée et du renouvellement des membranes	Inférieurs pour les nouvelles installations
<i>Capacité à fonctionner avec des variations de charges</i>	Reconnu comme étant plus sensible	Meilleure par la variation du nombre de modules membranaires mis en service	Similaire par arrêts ou enclenchement de lignes

Parmi les concepts connus pour le **traitement avancé des micropolluants** (par exemple dans le domaine du traitement des eaux potables ou des eaux usées industrielles), l'oxydation et l'adsorption sont régulièrement mis en avant (Rosenstiel, et al., 2006). La comparaison des traitements avancés a donc permis de sélectionner deux concepts : le **traitement par ozonation** suivi d'une filtration sur sable (FS), déjà étudié pour l'élimination des micropolluants à la STEP de Regensdorf (Zurich) (Abegglen, et al., 2009), et le **traitement par adsorption sur charbon actif en poudre (CAP)** suivi d'une filtration membranaire (ultrafiltration UF). L'ultrafiltration a pour but d'assurer, en une seule étape, une séparation totale du CAP,

ainsi qu'une désinfection de l'effluent (rejet dans une zone de baignade). Les caractéristiques de ces procédés sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Caractéristiques des procédés de traitement avancé sélectionnés selon les critères d'évaluations

Critères \ Procédés	Ozonation + FS	CAP + UF
Efficacité de traitement des micropolluants	Basé sur le pouvoir oxydant de l'ozone	Basé sur le pouvoir adsorbant du CAP
Emprise au sol (l'emprise des réacteurs de contact est relativement similaire dans les 2 cas)	Nécessite une grande surface pour la filtration sur sable (env. 500 m ² /(m ³ /s))	L'emprise des membranes dépend fortement de la configuration choisie (modules externes ou immergés, etc.)
Concept de dimensionnement pour des installations de plus grande capacité	Par augmentation du nombre de lignes de traitement	Par augmentation du nombre de modules membranaires
Capacité à fonctionner avec des variations de débit	Par variation de la vitesse de filtration ou du nombre de lignes utilisées	Par variation du nombre de modules membranaires utilisés
Désinfection de l'effluent	L'ozone permet une désinfection partielle	Désinfection totale garantie par la membrane

Par rapport aux autres traitements possibles proposés dans des études européennes (charbon actif granulaire, oxydation au dioxyde de chlore, procédés d'oxydation avancés (O₃ et H₂O₂/UV), nanofiltration ou osmose inverse) (Ternes, et al., 2004) (Siegrist, et al., 2010), les deux concepts sélectionnés ont l'avantage de permettre une bonne élimination de nombreux micropolluants, tout en étant exploitables à des coûts raisonnables pour le traitement des eaux usées dans une STEP avec du personnel permanent (selon l'étude du bureau Hunziker (Rosenstiel, et al., 2006)).

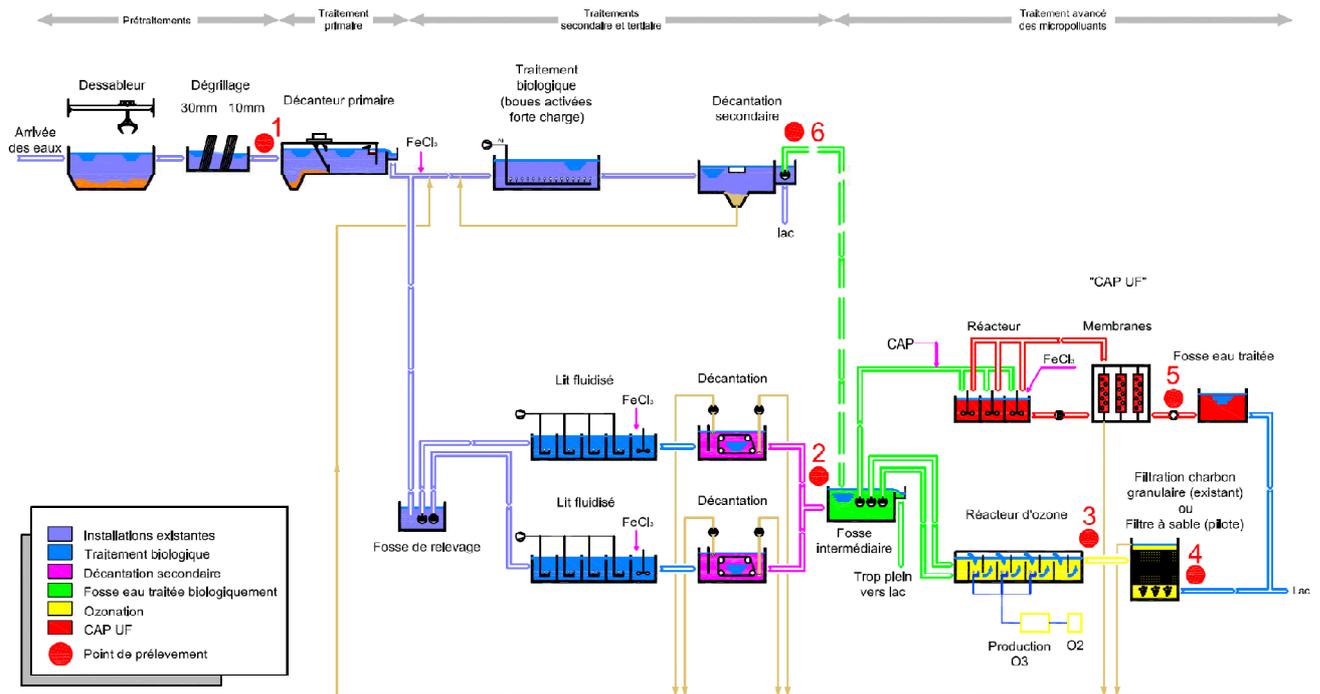


Figure 3 : Schéma général des installations existantes et des nouvelles constructions réalisées dans le cadre des essais pilotes à la STEP de Vidy.

La chaîne de traitement étudiée pour l'élimination des micropolluants (Figure 3) comprend :

- Des prétraitements et un traitement primaire (installations existantes) ;
- Deux types de traitements secondaires (et tertiaires) en parallèle :
 - la biologie actuelle à boues activées forte charge,
 - la nouvelle biologie à LF avec possibilité de nitrification partielle ou totale ;
- Deux traitements avancés des micropolluants en parallèle :

- l'ozonation suivie d'une filtration granulaire (filtre à sable ou filtre à charbon¹),
- l'injection de charbon actif en poudre suivi d'une filtration membranaire (CAP-UF).

Le lit fluidisé et les traitements avancés ont été construits spécialement pour ces essais.

3.2 TRAITEMENT BIOLOGIQUE

3.2.1 BASES THÉORIQUES

L'élimination des micropolluants dans le traitement biologique est essentiellement due à deux phénomènes : la dégradation biologique grâce aux microorganismes présents dans les boues, et la sorption sur les particules ou les boues, lesquelles sont ensuite incinérées. La volatilisation (stripping) lors de l'aération n'est pas considérée comme étant un procédé significatif pour les substances étudiées (composés peu volatiles) (Joss, et al., 2008).

Biodégradation

Etant donné que les concentrations en micropolluants dans les eaux usées sont généralement très faibles (de l'ordre du microgramme ou du nanogramme par litre), leur biodégradation peut se produire uniquement si les bactéries disposent d'un autre substrat nutritif. Deux processus de biodégradation sont possibles (Siegrist, et al., 2003):

1. La croissance sur substrat mixte, dans laquelle les bactéries se servent des micropolluants comme source de carbone et d'énergie ;
2. Le cométabolisme, dans lequel les bactéries transforment ou dégradent partiellement les polluants, mais ne s'en servent pas comme source de carbone.

La dégradation peut avoir lieu en conditions aérobies comme anaérobies. En conditions aérobies ou anoxiques (présence de nitrate), les microorganismes peuvent transformer par oxydation les composés organiques en composés plus simples, ou les minéraliser totalement en CO₂.

La probabilité qu'une substance soit dégradée augmente avec l'âge des boues. En effet, plus l'âge des boues est élevé, plus la communauté bactérienne qui les compose se diversifie (apparition de bactéries à croissance lente), augmentant ainsi le nombre de voies métaboliques pour la dégradation de composés plus complexes et plus difficiles à dégrader (développement d'enzymes spécifiques, adaptation au substrat, etc.) (Cirja, et al., 2008). Par exemple, le bisphénol A, le bézafibrate, l'éthinylestradiol, l'ibuprofène, le ketoprofène et le naproxène sont dégradés de manière significative avec un âge des boues de plus de 10 jours alors qu'ils ne sont pas dégradés par des boues de 2 jours (Joss, et al., 2008). Le fait d'atteindre une nitrification avancée de l'ammonium est un signe que les boues sont diversifiées (bactéries hétéro- et autotrophes), permettant ainsi la dégradation d'un plus grand nombre de composés. L'activité biologique, et donc la biodégradation, augmentent également avec la température de l'eau (Cirja, et al., 2008).

Dans un bioréacteur à lit fluidisé, l'âge des boues ne peut pas être facilement déterminé (biomasse fixée). Cependant, des études montrent que l'élimination des micropolluants par ce procédé est comparable à celle d'un système conventionnel à boues activées avec nitrification totale (<2 mgN-NH₄/l) (Joss, et al., 2008).

Sorption sur les boues

La sorption se différencie en deux phénomènes (Siegrist, et al., 2003) :

1. L'absorption, qui consiste en une relation hydrophobe d'un composé avec les membranes cellulaires lipophiles des microorganismes et les fractions lipidiques des boues (les substances sont piégées dans les boues) ;

¹ Les filtres à charbon ont rapidement été abandonnés à cause de leur contamination par les eaux de rétro-lavage provenant du traitement physico-chimique (non ozonées)

2. L'adsorption, qui consiste en une relation électrostatique entre les groupements à charge positive des substances polaires et la surface des microorganismes chargée négativement (les composés sont fixés de manière plus ou moins réversible).

La quantité d'une substance liée par sorption dépend essentiellement de sa concentration dans la phase dissoute, de la concentration en matières en suspension, ainsi que de sa constante de sorption. Cette dernière varie en fonction du type de matière en suspension (microorganismes ou matières inertes), des caractéristiques physico-chimiques de la substance (hydrophobe, hydrophile, etc.) et du type de sorption (absorption hydrophobe ou adsorption électrostatique).

3.2.2 CONCEPT DE DIMENSIONNEMENT

Le traitement biologique par LF doit être dimensionné pour respecter les normes en vigueur pour la qualité des effluents (OEaux, 1998) (voir Tableau 3). De plus, le temps de séjour des microorganismes dans le réacteur biologique doit être élevé afin d'obtenir une communauté bactérienne diversifiée et de rendre possible la dégradation de certains micropolluants. Dans un LF, cette diversité peut être obtenue lorsqu'une nitrification totale de l'ammonium a lieu. Pour ce faire, la matière organique facilement dégradable doit être fortement abattue, permettant aux bactéries nitrifiantes (autotrophes) d'être compétitives face aux bactéries hétérotrophes. Ainsi, l'aération et le volume des réacteurs doivent être dimensionnés pour satisfaire les besoins en oxygène, et également pour permettre une fluidisation et la circulation des supports (cf. chapitre 3.2.3).

Comme présenté dans les chapitres 3.3 et 3.4, le nitrite et le carbone organique dissous entrent en compétition pour l'ozone et les sites d'adsorption du charbon actif, et doivent donc être réduits dans la mesure du possible.

Tableau 3 : Objectif pour la qualité d'eau en sortie du LF, correspondant aux exigences de l'OEaux (1998) concernant le déversement d'eaux polluées communales dans les eaux (pour des STEP de 10'000 EH et plus), et influence de ces valeurs sur l'élimination des micropolluants

Paramètres	Unité	Objectifs	Influence sur l'élimination des micropolluants (MP)
Matières en suspension (MES) ¹	[mg MES/l]	< 15	- Elimination des MP adsorbés
Demande chimique en oxygène (DCO) ²	[mg O ₂ /l]	< 30	- Permet de rendre possible une nitrification et donc une meilleure biodégradation des MP
Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO ₅)	[mg O ₂ /l]	< 15	- Permet de rendre possible une nitrification et donc une meilleure biodégradation des MP
Carbone organique dissous (COD)	[mg COD/l]	< 10	- Entre en compétition avec les MP pour la consommation d'ozone et les sites d'adsorption du CAP
Ammonium (NH ₄ ⁺)	[mg N-NH ₄ ⁺ /l]	< 2	- Permet une meilleure biodégradation des MP
Nitrite (NO ₂ ⁻)	[mg N-NO ₂ ⁻ /l]	< 0.3	- Entre en compétition avec les MP pour la consommation d'ozone
Phosphore total (P _{tot})	[mg P _{total} /l]	< 0.8	

¹ Nommées "Substances non dissoutes totales" dans l'OEaux

² La DCO n'est pas réglementée dans l'OEaux

Le dimensionnement du bioréacteur à LF est basé sur le procédé « Moving bed biofilm reactor (MBBR) » avec des supports de type « Kaldness BiofilmChip™ M » pour le traitement du carbone et la nitrification, suivi d'une précipitation chimique du phosphore. Il a été réalisé par les entreprises AlphaUmwelttechnik AG et JS Umwelttechnik AG. La place à disposition étant limitée, le dimensionnement a été effectué pour un débit moyen de 60 l/s et un débit maximum de 80 l/s, en tenant compte de la charge en entrée des différents polluants. Le traitement des eaux usées ainsi mis en place correspond à environ 10'000 équivalents-habitants (EH).

Le volume des réacteurs pour l'abattement du carbone est de 294 m³ avec un taux de garnissage de 55%, et le volume pour la nitrification est de 280 m³ avec un taux de garnissage de 60% (volume total de la biologie de 570 m³). Ce taux de remplissage correspond au maximum (défini par le fournisseur) permettant aux supports de se mouvoir librement.

3.2.3 FONCTIONNEMENT DU SYSTÈME ET INSTALLATIONS TECHNIQUES

La technologie du LF est basée sur le principe d'un biofilm actif se développant sur de petits supports en polypropylène maintenus en suspension dans le réacteur. Ceux-ci sont conçus pour fournir une grande surface protégée (canaux internes) pour la croissance du biofilm (de 500-1200 m²/m³ suivant la forme du support) (Figure 4). Retenus dans le réacteur par une crépine (grille), les supports ont une densité proche de celle de l'eau, ce qui leur permet de rester en suspension grâce à l'agitation produite par le système d'aération (tubes perforés à moyennes bulles). La fixation de la biomasse permet d'atteindre un temps de séjour élevé des microorganismes dans le réacteur, et ne nécessite pas de recirculation des boues. Seule la biomasse en excès est évacuée.

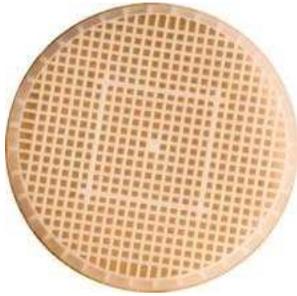


Figure 4 : Photo d'un support de type « AnoxKaldnes BiofilmChip M » tel qu'utilisé dans le lit fluidisé, et permettant la croissance des microorganismes. Diamètre de 48 mm et épaisseur de 2.2 mm. Surface spécifique protégée de 1200 m²/m³.

Les microorganismes se développant dans le biofilm vont, comme dans le procédé des boues activées, utiliser la matière organique dissoute biodégradable comme source de nourriture. La diffusion de ces composés dans le biofilm joue un rôle clé pour l'épuration. Il est ainsi nécessaire que le biofilm reste d'une épaisseur réduite. L'agitation générée par l'aération dans le réacteur permet d'apporter les substrats au biofilm et de maintenir une faible épaisseur de biofilm par les forces de cisaillement (érosion lors des collisions).

La spécialisation des microorganismes dans le biofilm assure la dégradation d'un large spectre de composés organiques, ainsi qu'une nitrification de l'ammonium lorsque le volume aéré est suffisant.

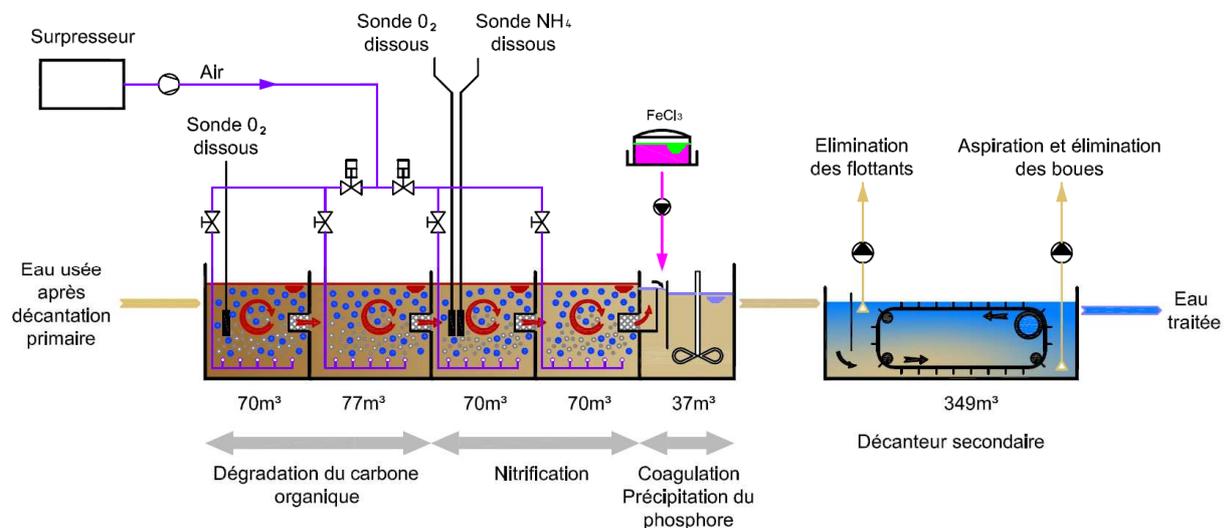


Figure 5 : Schéma général du traitement biologique par bioréacteurs à lit fluidisé. Une ligne de traitement est composée de bioréacteurs aérés remplis de supports plastiques (pastilles bleues sur le schéma) pour la croissance du biofilm. Le volume total du lit fluidisé (partie aérée) est de 287 m³ par ligne, pour une hauteur des bassins de 2.7 m.

Le schéma des bioréacteurs à LF est présenté dans la Figure 5. Le traitement biologique est séparé en deux lignes identiques, afin de pouvoir faire varier les différents paramètres. Chaque ligne est composée de deux réacteurs aérés pour l'abatement de la matière organique biodégradable, et de deux réacteurs aérés pour la nitrification de l'ammonium, suivis d'un réacteur de coagulation et de précipitation du phosphore, puis d'une décantation finale.

La précipitation du phosphore s'effectue dans un bassin agité à l'aide de chlorure ferrique (15 à 30 mgFeCl₃/l), qui sert aussi de coagulant pour l'agglomération des floccs de boue en excès.

Le décanteur secondaire est équipé de racleurs à chaîne permettant de récupérer les boues sédimentées et les flottants, qui sont ensuite épaissis et incinérés.

3.2.4 CONTRÔLE ET RÉGULATION

L'apport d'air est assuré par deux surpresseurs à piston rotatif (capacité de 3'650 Nm³/h chacun). L'aération est régulée en fonction des besoins en oxygène propres à chaque réacteur (actions sur le régime des surpresseurs et sur la position des vannes de distribution d'air). La régulation se base sur des mesures en continu d'oxygène dissous (2 sondes immergées par ligne, cf. Figure 5). Dans les bassins de nitrification, la consigne d'aération est en plus modulée en fonction de la concentration en ammonium (mesurée également en continu par une sonde à NH₄ par ligne). Les consignes d'oxygène dissous sont fixées à 2.5 mgO₂/l dans le premier bassin pour assurer une bonne dégradation du carbone, et entre 4 à 5.5 mgO₂/l selon la concentration de NH₄ dans le troisième bassin pour permettre une nitrification totale.

Le contrôle du bon fonctionnement hydraulique du LF se base sur la mesure du niveau d'eau dans le premier bassin par une sonde de pression. En cas de colmatage des crépines par les supports de garnissage, le niveau d'eau monte, ce qui déclenche une aération forcée. Les fortes turbulences ainsi créées permettent d'éloigner les supports des crépines et de retrouver une perte de charge acceptable.

3.3 PROCÉDÉ « OZONATION-FILTRATION »

Le traitement biologique permet d'éliminer uniquement les substances biodégradables ou adsorbables sur les MES. La première technologie étudiée pour l'élimination des micropolluants restants (polaires et difficilement dégradables) est le procédé d'oxydation par l'ozone suivi d'une filtration sur sable. Cette technologie a déjà fait l'objet d'essais pilotes à la STEP de Regensdorf dans le cas du projet « Stratégie Micropoll » (Abegglen, et al., 2009). Les essais menés à Lausanne doivent confirmer ces résultats et ont pour objectifs de :

- Reproduire les tests de Regensdorf et tester d'autres contraintes (différentes qualités d'eau) ;
- Confirmer les bases de dimensionnement du réacteur ;
- Confirmer et développer des principes de régulation du dosage d'ozone ;
- Développer une expérience d'exploitation et détecter les points faibles.

3.3.1 BASES THÉORIQUES

L'ozone, molécule composée de trois atomes d'oxygène (à l'état gazeux dans les conditions normales de température et de pression), est un puissant oxydant qui permet de transformer et de dégrader de nombreuses substances organiques. Il est notamment utilisé à grande échelle pour l'élimination des goûts, des odeurs et de la couleur et pour la désinfection des eaux potables. L'ozone est électrophile et réagit rapidement et de manière sélective principalement avec les amines, phénols, composés aromatiques et doubles liaisons (von Gunten, 2003). L'ozone est très instable et se décompose rapidement dans l'eau. Sa durée de vie dépend de nombreux paramètres tels que le pH, la température, l'alcalinité des eaux et le type et la quantité de matière organique présents (Elovitz, et al., 2000). La décomposition de l'ozone dans l'eau et sa réaction avec la matière organique entraînent la formation du radical hydroxyle (·OH), lui aussi puissant oxydant qui réagit très rapidement de manière non sélective avec la plupart des molécules organiques (von Gunten, 2003). Malgré sa durée de vie très courte et sa très faible concentration, le radical hydroxyle permet d'améliorer de manière significative l'oxydation de certains micropolluants.

La réactivité d'une substance avec l'ozone dépend de sa structure moléculaire et peut être caractérisée par ses constantes de vitesse de réaction de second ordre k_{O_3} et $k_{OH\cdot}$, respectivement avec l'ozone et le radical hydroxyle (exemples de valeurs disponibles dans le rapport d'Abegglen et al. (2009)). La concentration d'une substance en sortie d'un réacteur d'ozonation (à flux piston) avec un certain temps de séjour hydraulique (TSH en minutes) peut être calculée par l'équation suivante (Elovitz, et al., 2000):

$$C_{out} = C_{in} \cdot e^{-(k_{O_3} + k_{OH} \cdot R_{ct}) \cdot \int_0^{TSH} [O_3] dt} \quad [1]$$

Avec :	C_{out} :	concentration de la substance en sortie du réacteur d'ozonation [ng/l]
	C_{in} :	concentration de la substance en entrée de traitement [ng/l]
	k_{O_3} et k_{OH} :	constantes de vitesse de réaction de second ordre [(mol/l) ⁻¹ s ⁻¹], respectivement avec l'ozone et le radical hydroxyle
	R_{ct} :	ratio entre les concentrations [OH] et [O ₃] (constant durant la réaction) [-]
	$\int_0^{TSH} [O_3] dt$:	exposition à l'ozone [min-mol/l] pendant un temps équivalent au TSH (valeur variable suivant les conditions de réaction et la qualité de l'eau).

Plus la concentration d'ozone [O₃] est élevée et plus le temps d'exposition (dépendant du TSH) est grand, meilleure sera l'élimination des polluants.

L'ozone réagit non seulement avec les micropolluants, mais aussi avec la matière organique en général, le nitrite et d'autres composés inorganiques. En plus de l'augmentation de la consommation d'ozone, cela engendre un risque de formation de sous-produits de réaction indésirables comme des nitrosamines ou du bromate. Pour un traitement efficace, il est préférable d'avoir de faibles concentrations en COD et en nitrite, ce qui peut être obtenu par une étape de nitrification totale avant l'ozonation (Abegglen, et al., 2009).

Les substances oxydées ne sont généralement pas complètement minéralisées, et des sous-produits sont formés. Même si certains de ces produits de transformation peuvent présenter une toxicité plus élevée que la substance d'origine (par exemple le formaldéhyde et les nitrosamines) (Hollender, et al., 2009) (Richardson, 2003), ces substances sont pour la plupart facilement biodégradables (von Gunten, 2003). L'ozonation doit ainsi être complétée d'un traitement biologiquement actif, comme une filtration sur sable, pour neutraliser ces sous-produits réactifs (Abegglen, 2009) (Droste, 1997).

L'ajout d'ozone dans les conditions nécessaires à l'oxydation des micropolluants permet également de désinfecter partiellement les effluents (Abegglen, et al., 2009).

L'ozone est un gaz chimiquement instable qui peut être explosif à concentration élevée ou sous pression. Ne pouvant pas être transporté, il doit être fabriqué sur site. Il est généralement produit par décharge électrique dans un mélange gazeux contenant de l'oxygène, à partir soit d'air sec, soit d'oxygène gazeux pur. La décharge dissocie une molécule d'oxygène (O₂) qui se recombine avec deux autres molécules d'O₂ pour former deux molécules d'ozone (O₃). Le mélange gazeux contient ainsi entre 1 et 15 % (massiques) d'ozone, selon l'utilisation d'air sec ou d'oxygène pur (Metcalf & Eddy, 2003). Il est ensuite injecté dans les eaux à traiter, permettant à l'ozone de se dissoudre et de réagir avec les micropolluants.

3.3.2 CONCEPT DE DIMENSIONNEMENT

Le dimensionnement du procédé d'ozonation se base sur les résultats des essais réalisés à la STEP de Regensdorf (Abegglen, et al., 2009) et a été réalisé par les intervenants impliqués dans le projet « Stratégie Micropoll » à Lausanne (STEP de Vidy, OFEV, bureaux Hunziker et Hollinger-Triform). Selon ces essais, un dosage d'ozone d'au moins 0.6 à 0.8 gO₃/gCOD est nécessaire pour une élimination de 80% des micropolluants, et le réacteur d'ozonation devrait être dimensionné pour un temps de séjour par temps sec d'au moins 20 minutes.

La capacité du générateur d'ozone (maximum de 5 kgO₃/h), repris à la fin des essais menés à Regensdorf, a conditionné les dimensions de l'installation. Pour traiter une qualité d'eau variable (voir Tableau 4), un débit maximum de 100 l/s a été fixé pour permettre un dosage d'ozone compris entre 0.6 et 0.8 gO₃/gCOD. Afin d'avoir un temps de contact d'au minimum 20 minutes, le volume du réacteur a été fixé à environ 130 m³. L'installation traite un débit correspondant à environ 13'000 équivalents-habitants.

Tableau 4 : Variation de la qualité d'eau (valeur maximum suivant le traitement biologique) en entrée de l'installation d'ozonation, influençant le dimensionnement du générateur d'ozone.

Qualité d'eau en entrée de l'ozonation	Unité	Max BA	Max LF	Remarque
COD	[mg COD/l]	20	10	Influence le dosage d'ozone
NO ₂ ⁻	[mg N-NO ₂ ⁻ /l]	5	0.3	

Le transfert de l'ozone gazeux dans la phase liquide est un paramètre déterminant pour l'élimination des micropolluants ainsi que pour la consommation énergétique et d'oxygène. Raison pour laquelle les chambres de contact doivent être profondes (entre 4 à 7 m, pour augmenter le temps de contact entre le gaz et le liquide (Droste, 1997)) et couvertes (étanches). De plus, l'ozone doit être injecté sous forme de fines bulles au fond des chambres, à contre courant du flux d'eau. Si le diffuseur est correctement dimensionné, un transfert d'ozone $\geq 90\%$ peut être attendu.

Pour une bonne efficacité de traitement, le réacteur de contact doit être composé d'un minimum de trois chambres, chaque chambre étant composée de deux compartiments (un pour l'injection, l'autre pour la réaction). Dans la première, l'ozone est injecté à contre courant et réagit rapidement. Puis, le mélange d'eau usée et d'ozone entre dans une deuxième chambre où de l'ozone est également injecté, et où les réactions plus lentes et les processus de désinfection ont lieu. La troisième chambre est utilisée pour compléter les réactions lentes et pour permettre à l'ozone de se décomposer avant que les eaux soient stabilisées sur le filtre à sable et rejetées dans le milieu naturel. L'eau rejetée est généralement proche de la saturation en oxygène (Metcalf & Eddy, 2003).

Pour les essais pilotes, trois chambres d'injection d'ozone (au lieu de deux), plus une chambre de stabilisation ont été prévues (cf. Figure 6). Le but était d'avoir un temps de séjour hydraulique plus ou moins similaire par temps sec et par temps de pluie. En effet, lorsque les débits sont élevés (pluie), les deux premières rampes peuvent être utilisées, et lors de faibles débits, l'ozone peut être injecté dans les deux dernières rampes (ce qui diminue la taille effective du réacteur). Le changement du lieu d'injection en fonction du débit a été effectué seulement au début des essais (peu approprié pour une régulation du dosage d'ozone en fonction de l'ozone résiduel, cf. chapitre 3.3.4). Ce système permet également de faire varier le temps de contact avec l'ozone pour trouver une configuration optimale du réacteur.

Le gaz résiduel sortant du réacteur de contact (mélange d'oxygène, d'ozone et d'air) peut être soit réutilisé pour la production d'ozone ou pour l'aération de la biologie, soit être libéré dans l'atmosphère après traitement (l'ozone, très irritant et toxique, doit être détruit avant le rejet (Metcalf & Eddy, 2003)).

3.3.3 FONCTIONNEMENT DU SYSTÈME ET INSTALLATIONS TECHNIQUES

L'installation d'ozonation est composée d'un générateur d'ozone, d'un réacteur de contact, d'un destructeur d'ozone et d'un filtre à charbon ou à sable (Figure 6).

L'ozone est produit à partir d'oxygène pur. L'oxygène est stocké sous forme liquide dans une citerne de 21 m³. Après évaporation et détente, l'oxygène est acheminé sous forme gazeuse vers le générateur d'ozone. Dans celui-ci, l'ozone est produit par décharge électrique silencieuse à partir d'un courant alternatif à haute tension. La production d'ozone peut être variée par modification du débit d'oxygène ou de la concentration d'ozone (production maximale de 5 kgO₃/h et 29 Nm³/h, ou 178 gO₃/Nm³). Le mélange gazeux (2-14% massique d'ozone) est ensuite injecté dans un réacteur fermé pour être mis en contact avec les eaux provenant de la biologie.

Le réacteur d'ozonation fonctionne en flux piston et se compose de neuf compartiments (quatre chambres) permettant d'assurer des conditions hydrauliques optimales et un temps de contact suffisant pour l'oxydation des micropolluants et les processus de désinfection (cf. Figure 6). La hauteur d'eau dans le réacteur est déterminée par la place disponible sur le site, soit 4.6 m (4.2 m au-dessus des rampes d'injection). L'eau est pompée vers le compartiment 1. L'injection de l'ozone par des diffuseurs en céramiques à fines buses, à contre courant du flux d'eaux usées, peut se faire à choix dans trois

compartiments différents (2, 4 et 6). La dernière chambre (compartiments 8 et 9), deux fois plus grande que les autres, permet à l'ozone dissous de se décomposer avant la filtration. Si la concentration d'ozone est encore trop élevée en sortie du réacteur, du bisulfite de sodium est injecté pour neutraliser l'ozone (cf. chapitre 3.3.5). Les gaz sont récupérés en surface du réacteur et passent dans un destructeur d'ozone (transformation catalytique de l'ozone en oxygène moléculaire, capacité de 73 Nm³/h (surdimensionné car récupéré des essais de Regensdorf)) avant d'être rejetés dans l'atmosphère.

Les eaux traitées sont ensuite filtrées sur du charbon granulaire (filtres existants) ou sur sable pour faciliter la dégradation biologique des composés partiellement oxydés et éliminer si nécessaire l'ozone résiduel. Le filtre à charbon granulaire existant n'a été utilisé qu'un certain temps car il était contaminé par les eaux de rétro-lavage non traitées. Il a ensuite été remplacé par un filtre à sable pilote, composé d'une couche d'environ 1.2 m de schiste expansé (granulométrie entre 1.6 et 2.4 mm) et d'une couche d'environ 60 cm de sable de quartz (granulométrie entre 0.7 et 1.2 mm) (vitesse de filtration de 8 m/h, temps de séjour dans le filtre de 10 à 15 minutes, un rétro-lavage par jour). Les boues de rétro-lavage finissent à l'incinération.

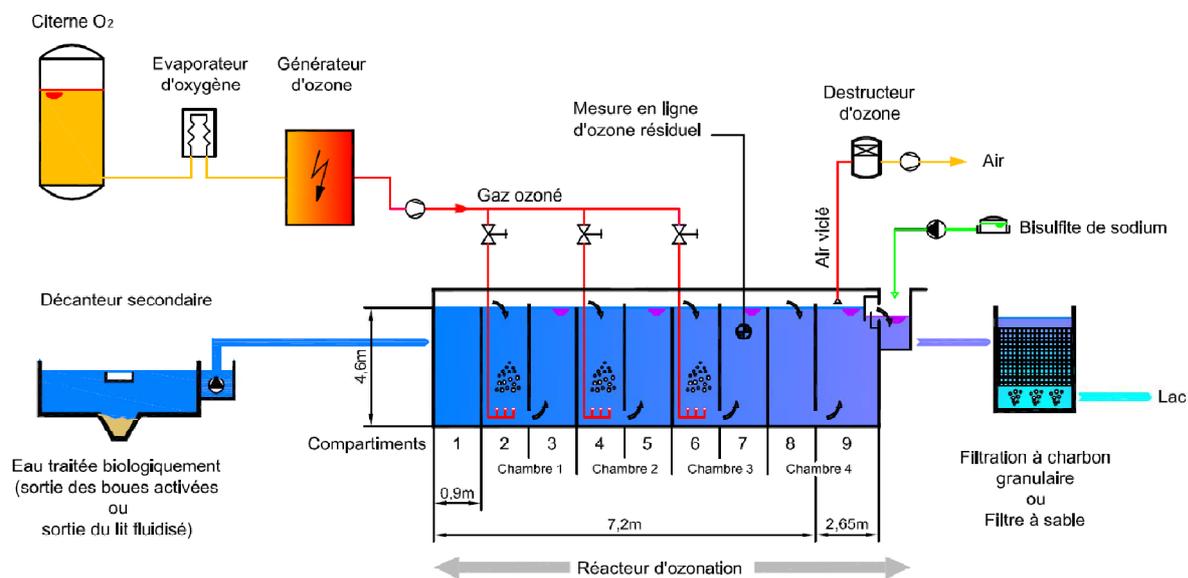


Figure 6 : Schéma général de l'installation d'ozonation. Le réacteur d'ozonation, d'un volume total immergé de 129 m³, est composé de 8 compartiments de 11.8 m³ et d'un dernier compartiment de 34.7 m³. L'ozone est injecté à choix par les rampes 1, 2 et 3, respectivement dans les compartiments 2, 4 et 6.

3.3.4 CONTRÔLE ET RÉGULATION

Un dosage d'ozone proportionnel au débit (par exemple 5 mgO₃/l) ne tient pas compte de la demande oxydative et n'est donc pas approprié pour l'élimination des micropolluants. La régulation du dosage s'est donc faite de deux autres manières : en fonction de la concentration en COD dans les eaux à traiter en entrée du réacteur, ou en fonction de la concentration d'ozone résiduel dans l'effluent du réacteur.

Dosage en fonction du COD

Comme mentionné au chapitre 3.3.1, plus la concentration en COD est élevée, plus l'ozone est « consommé » rapidement, diminuant son efficacité pour oxyder les micropolluants. Lorsque la concentration en COD augmente, le dosage d'ozone doit donc aussi augmenter afin d'assurer une quantité d'ozone suffisante pour l'élimination des micropolluants. La concentration en COD est ainsi mesurée en continu en sortie de la biologie et le dosage de l'ozone se fait en fonction d'une consigne prédéfinie (par ex. 0.9 gO₃/gCOD).

Dosage en fonction de l'ozone résiduel

La consommation d'ozone n'est pas due uniquement au COD. En effet, la présence de nitrite, le type de matière organique ou la température vont aussi influencer la quantité d'ozone à injecter (Elovitz, et al.,

2000). La deuxième méthode de dosage tient compte de ces différents facteurs puisqu'elle est basée sur la concentration d'ozone dissous résiduel proche de la sortie du réacteur. Lorsque celle-ci est élevée, cela signifie que trop d'ozone a été injecté par rapport à la « demande oxydative ». Si elle est proche de zéro, c'est que tout l'ozone a réagi, et on ne peut pas garantir une bonne oxydation des micropolluants. Ainsi, en maintenant une concentration d'ozone résiduel à un certain niveau, on s'assure qu'il y a suffisamment d'ozone pour éliminer les substances indésirables.

La concentration d'ozone résiduel est mesurée en continu par une sonde située dans le 7^{ème} compartiment du réacteur (la prise d'eau se fait au niveau de la paroi du réacteur car le mélange est considéré comme homogène dans cette section). Le dosage d'ozone est régulé de façon à maintenir constante la concentration d'ozone résiduel. La consigne à respecter pour cette concentration a été fixée autour de 0.1 mgO₃/l. Elle dépend cependant fortement de la configuration du réacteur, du nombre de rampes utilisées, du temps de séjour hydraulique (TSH) et du lieu de la mesure. En effet, l'ozone est très rapidement décomposé dans l'eau (durée de vie de 5 à 20 minutes dans les effluents de STEP (Zimmermann, et al., 2010) (Wert, et al., 2007)). Si seules les rampes d'injection 1 et 2 sont utilisées alors que le débit traité est faible (grand TSH), la concentration d'ozone résiduel risque d'être inférieure à la limite de détection des appareils de mesure dans le 7^{ème} compartiment. D'où la nécessité de mesurer cette concentration peu après la dernière rampe d'injection (après environ 5 minutes de temps de séjour hydraulique pour un résiduel de 0.05 mgO₃/l).

Cette méthode de régulation est fréquemment utilisée pour la désinfection des eaux de boissons et le traitement des eaux de piscines, car elle permet d'assurer un temps de contact suffisant pour la désinfection.

3.3.5 SÉCURITÉ

L'ozone est un gaz comburant très irritant et très toxique (potentiellement mortel). Sa manipulation nécessite des mesures de sécurité importantes pour protéger le personnel en cas de défaillances. La manipulation d'oxygène pur nécessite également des mesures de sécurité particulières pour éviter tout risque d'incendie ou d'explosion.

Le stockage d'oxygène liquide nécessite des autorisations cantonales et doit respecter les consignes de sécurité SUVA et de défense incendie.

Mesures techniques mises en place :

Des mesures d'oxygène et d'ozone dans l'air sont faites en continu dans tous les locaux peu aérés potentiellement à risque (container de production d'ozone et gaine technique d'analyses). En cas de dépassement des valeurs limites d'exposition (0.2 mgO₃/m³, maximum 15 minutes par jour selon la SUVA), l'installation s'arrête automatiquement et des signaux d'alarmes s'enclenchent. Les sondes de mesures doivent être contrôlées et entretenues régulièrement (tous les 6 mois).

Pour éviter toute émission d'ozone dans l'atmosphère, le générateur d'ozone, les conduites ainsi que le réacteur de contact doivent être totalement étanches à l'air. Le réacteur est maintenu en légère dépression pour éviter les fuites. Si le destructeur d'ozone tombe en panne, l'installation est automatiquement arrêtée.

En cas de surdosage d'ozone dans les eaux, celui-ci n'aura pas le temps de se décomposer totalement dans le réacteur. Pour une concentration d'ozone résiduel dépassant 0.2 mgO₃/l en sortie du réacteur, un produit neutralisant l'ozone, le bisulfite de sodium (NaHSO₃), est automatiquement ajouté pour éviter un dégazage depuis l'effluent (2.2 mg de NaHSO₃ neutralisant 1 mg d'ozone : SO₃²⁻ + O₃ → SO₄²⁻ + O₂).

Mesures organisationnelles mises en place:

Le personnel en charge de l'exploitation de l'installation a été spécialement formé pour travailler avec ces composés, et seul le personnel formé peut accéder à l'installation.

3.4 PROCÉDÉ « CHARBON ACTIF-MEMBRANES »

La deuxième technologie étudiée pour éliminer les micropolluants est le procédé d'adsorption sur du CAP suivi d'une filtration membranaire (UF) (abrégé CAP-UF).

3.4.1 BASES THÉORIQUES

Le charbon actif est un carbone microporeux possédant une très grande surface spécifique, pouvant aller de 500 à 1500 m²/g. Il a ainsi une grande capacité d'adsorption et peut être le catalyseur de réactions chimiques. Il est produit par pyrolyse de matière organique végétale (bois, écorces, coques de noix de coco, noyaux d'olive, etc.) ou de matières organiques fossiles (houille, tourbe, lignite, résidus pétroliers), puis il est activé (développement de la structure poreuse), soit par des gaz oxydants à haute température (environ 1000°C), soit à l'aide d'acide phosphorique (Rodriguez-Reinoso, 2008). Le charbon actif peut être séparé en différentes granulométries : le charbon actif en poudre (CAP) avec des diamètres compris entre 5 et 50 µm, et le charbon actif granulaire (CAG) avec des diamètres supérieurs à 0.1 mm (Metcalf & Eddy, 2003). Pour le traitement des eaux usées, le CAP est généralement préféré, car sa capacité d'adsorption et la vitesse d'adsorption sont plus élevées que pour le CAG (Nowotny, et al., 2007).

L'efficacité d'élimination des micropolluants est basée sur la capacité d'adsorption du CAP. L'adsorption est un phénomène de surface par lequel des molécules se fixent sur la surface du charbon actif grâce à différentes forces (charges électriques, interaction dipôle-dipôle, forces de Van der Waals, liaisons covalentes, liaisons hydrogènes, etc.). Les processus d'interaction hydrophobes sur la surface du charbon sont les mécanismes dominants pour l'élimination des micropolluants. Après un temps de contact suffisant (quelques heures à quelques jours), un équilibre est atteint (le taux de sorption égalant le taux de désorption) (Metcalf & Eddy, 2003). La concentration adsorbée d'une substance à l'équilibre peut être calculée empiriquement par l'isotherme de Freundlich (le plus utilisé pour décrire l'adsorption dans les eaux usées) (Metcalf & Eddy, 2003):

$$C_{liée} = C_{CAP} \cdot K_F \cdot C_{dissoute}^{1/n} \quad [2]$$

Avec :

- $C_{liée}$: concentration de la substance adsorbée [ng/l]
- C_{CAP} : concentration en charbon actif en poudre [mg/l]
- $C_{dissoute}$: concentration de la substance dissoute [ng/l]
- K_f : constante d'adsorption de Freundlich $[(ng_{MP}/mg_{CAP}) \cdot (l/ng_{MP})^{1/n}]$
- $1/n$: paramètre d'intensité de Freundlich (généralement <1) [-]

Les paramètres K_f et n doivent être déterminés expérimentalement pour chaque substance et chaque CAP (ils varient en fonction des propriétés physico-chimiques de la substance et du CAP, de la température et de la qualité des eaux).

Plusieurs paramètres influencent le degré d'adsorption des micropolluants (Omlin, et al., 2010) :

- Le type de charbon actif : selon son degré d'activation (porosité et distribution de la taille des pores), sa surface spécifique (indice d'iode, etc.), sa granulométrie, son hydrophobicité, ses groupes organiques fonctionnels de surface, sa charge superficielle, etc. Il est cependant difficile de déterminer l'efficacité des charbons sans effectuer des tests sur les eaux à traiter ;
- Le dosage de CAP (généralement entre 10 et 20 mgCAP/l dans les eaux usées) : plus il est élevé, plus la quantité de substances adsorbées sera élevée ;
- Le temps de contact entre le CAP et la solution à traiter : s'il est trop court, tous les sites du charbon n'ont pas le temps de se charger. Par contre une fois que l'équilibre est atteint (sites saturés), le temps n'influence plus l'adsorption ;
- La structure moléculaire des micropolluants. Vont diminuer l'adsorption : les groupes fonctionnels OH, NH₂, SO₂, COOH ; les molécules de moins de 6 carbones ; la ionisation. Vont augmenter

l'adsorption : les groupes fonctionnels NO_2 , NOH , COOR , halogènes ; les doubles liaisons ; la coplanarité ; la symétrie ; la délocalisation d'électrons ;

- Le poids moléculaire des micropolluants (les plus légers étant adsorbés mais aussi désorbés en premier) et la taille moléculaire (elle ne doit pas excéder la taille maximum des pores) ;
- La solubilité du micropolluant : plus elle est élevée, moins l'adsorption est importante. Les molécules hydrophobes ($\log K_{ow}$ élevé) sont mieux adsorbées, et les composés hautement polaires sont difficiles à éliminer ;
- La concentration du micropolluant : l'équilibre dépend de la concentration en phase dissoute. Plus elle est élevée, plus la part adsorbée est importante (le pourcentage d'abattement reste cependant relativement constant) ;
- La compétition entre les molécules. En cas de mélange, les substances les plus difficilement adsorbables sont encore moins adsorbées que lorsqu'elles sont testées séparément. La présence de matière organique naturelle de petite taille (comparable aux micropolluants) dans les eaux diminue l'efficacité de l'adsorption des micropolluants, car elle entre en compétition pour les sites de liaisons ou peut bloquer les pores de la structure ;
- La température de l'eau : son augmentation décale l'équilibre de sorption et diminue l'adsorption des micropolluants.

L'utilisation de charbon actif en poudre (<50 μm), dosé directement dans les eaux à traiter dans un bassin de contact, nécessite ensuite une séparation de la phase solide soit par coagulation/floculation puis sédimentation, soit directement par filtration (filtre à sable, filtration membranaire, etc.). Les boues collectées devront ensuite être éliminées (incinérées) avec les micropolluants qu'elles contiennent.

3.4.2 CONCEPT DE DIMENSIONNEMENT

Le dimensionnement du procédé à charbon actif en poudre se base en partie sur les résultats des essais réalisés en Allemagne à la STEP de Ulm-Steinhäule (Metzger, 2007), et a été réalisé en collaboration avec l'entreprise Membratéc. L'installation a été dimensionnée pour traiter un débit moyen de 10 l/s (max 15 l/s), ce qui correspond à la quantité d'eau produite par environ 1'700 EH.

L'installation CAP-UF a été conçue pour fonctionner avec une qualité d'eau variable. Les paramètres qui influencent le dimensionnement sont présentés dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Influence de la qualité d'eau en entrée de l'installation CAP-UF sur le dimensionnement et l'exploitation de l'installation

Paramètres	Influence de la qualité d'eau sur le dimensionnement
MES	Influence le dimensionnement des membranes
DBO ₅	Influence le colmatage biologique des membranes (biofilm)
COD	Entre en compétition pour les sites de liaisons du CAP, influence le dosage de CAP et le colmatage des membranes

Afin d'optimiser l'adsorption des micropolluants sur le charbon actif, il est théoriquement nécessaire de laisser le CAP suffisamment de temps en contact avec les eaux usées (jusqu'à saturation complète) et d'avoir une concentration élevée de CAP dans le réacteur (2 à 4 gCAP/l soit entre 6-10 gMES/l) (plus grande surface de contact favorisant une adsorption plus rapide (Sterkele, et al., 2009)). Un découplage des temps de séjour de l'eau et du CAP est donc nécessaire, lequel est réalisé grâce à la séparation et la recirculation du CAP. Pour ce faire, le choix s'est porté sur un bioréacteur à membrane avec filtration tangentielle (technologie UF Airlift de la société Norit), avec des modules de filtrations externes au réacteur afin de faciliter l'exploitation (cf. Figure 7).

L'objectif de ce système de traitement est de créer un volume de réaction dans lequel le CAP est fortement concentré et peut donc théoriquement adsorber plus efficacement les micropolluants. Le dimensionnement du réacteur a été réalisé pour avoir un temps de séjour du CAP d'environ 7 jours à une concentration de 3

gCAP/l, avec un dosage de 15 mgCAP/l et un débit de 10 l/s, tout en assurant un temps de contact (hydraulique) de plus de 30 minutes. Le volume ainsi nécessaire est de 30 m³.

Le réacteur CAP est séparé en trois volumes similaires d'environ 10 m³ (cf. Figure 7). Par un système de vannes, il est ainsi possible de faire varier le temps de séjour hydraulique et le temps de contact avec les eaux usées.

Choix des membranes et du système membranaire

Le diamètre des pores (seuil de coupure) des membranes est déterminé par la taille des éléments que l'on souhaite extraire de l'eau. Pour une clarification et une désinfection de l'eau, l'ultrafiltration est le procédé le plus approprié. La microfiltration ne permet en effet pas d'éliminer correctement les virus et n'apporte pas plus d'avantages que l'ultrafiltration en termes d'exploitation. La nanofiltration et l'osmose inverse permettent une bonne élimination de la plupart des substances, même celles dissoutes, mais engendrent des frais d'exploitation élevés (grande consommation d'énergie). L'ultrafiltration est donc le procédé qui permet une élimination complète des MES, bactéries et virus pathogènes, en limitant les coûts d'exploitation.

Le choix du matériau de la membrane influence la durée de vie, le coût d'exploitation et le coût de remplacement de l'installation. La membrane doit être robuste pour éviter au maximum les ruptures et doit résister aux produits chimiques (utilisés pour le traitement des eaux et pour le nettoyage chimique) et à l'abrasion du CAP. Le choix d'une membrane en polyfluorure de vinylidène (PVDF) a été considéré car ce matériau est approprié pour le traitement des eaux usées, il possède une grande perméabilité, il supporte des températures jusqu'à 80°C et résiste à un large choix de solutions de nettoyage. Ces membranes ont une durée de vie d'environ 7 ans (selon les fournisseurs).

Connaissant les concentrations de COD, de MES et de CAP dans les eaux à traiter, et en fonction de la température des eaux (entre 10 et 20°C), Membratéc a estimé qu'un flux moyen de 54.5 l/h·m² au travers des membranes était réalisable, et donc qu'il fallait 660 m² de surface membranaire pour traiter les 10 l/s souhaités.

L'installation d'ultrafiltration consiste ainsi en 20 modules verticaux de 3 mètres de haut, composés chacun d'environ 600 membranes tubulaires d'un diamètre interne de 5.2 mm, totalisant une surface de filtration de 660 m². Le seuil de coupure de ces membranes en PVDF est de 30 nm.

Choix du charbon actif

Comme présenté au chapitre 3.4.1, le type de charbon actif peut influencer l'élimination des micropolluants. La sélection des CAP s'est basée sur leurs caractéristiques techniques (taille des pores, surface spécifique, indice de iode, etc.), ainsi que sur les résultats d'études menées en Allemagne et à l'Eawag. Une méthode expérimentale de sélection a été mise en place, et des essais en laboratoire sur les eaux usées de la STEP ont été menés avec l'EPFL sur 5 CAP différents (Tableau 6) afin de déterminer leur efficacité (Omlin, et al., 2010) (disponible sur www.lausanne.ch/micropolluants). Les essais sur les pilotes à la STEP ont été faits avec deux types de CAP : le Norit SAE Super et le Sorbopor MV-125 (diamètre moyen d₅₀ d'environ 15-20 µm, surface spécifique d'environ 1100 m²/g).

Tableau 6 : CAP testés lors d'expériences en laboratoire ou sur le pilote CAP-UF (les 2 premiers CAP)

Nom du CAP	Fournisseur	Nom simplifié	Matériau brut	Surface spécifique BET [m ² /g]	Indice de iode [mgI/gCAP]	Teneur en cendre [%]
Norit SAE SUPER	Norit Activated Carbon	Norit	Non spécifié	1150	1050	12
Sorbopor MV-125	Envirolink	Sorbopor	Bois carbonisé	1100	> 1000	< 6
Picahydro MP 23	PICA	MP23	Végétaux	1050	1000	< 7
Picahydro SP 23	PICA	SP23	Non spécifié	1200	1100	< 5
Pulsorb PLN	Chemviron Carbon	PLN	Non spécifié	-	> 900	< 10

3.4.3 FONCTIONNEMENT DU SYSTÈME ET INSTALLATIONS TECHNIQUES

L'installation CAP-UF regroupe une installation de préparation et de dosage du CAP, des réacteurs de contact pour permettre l'adsorption des micropolluants et un système de filtration membranaire pour séparer la poudre de charbon de l'eau (Figure 7).

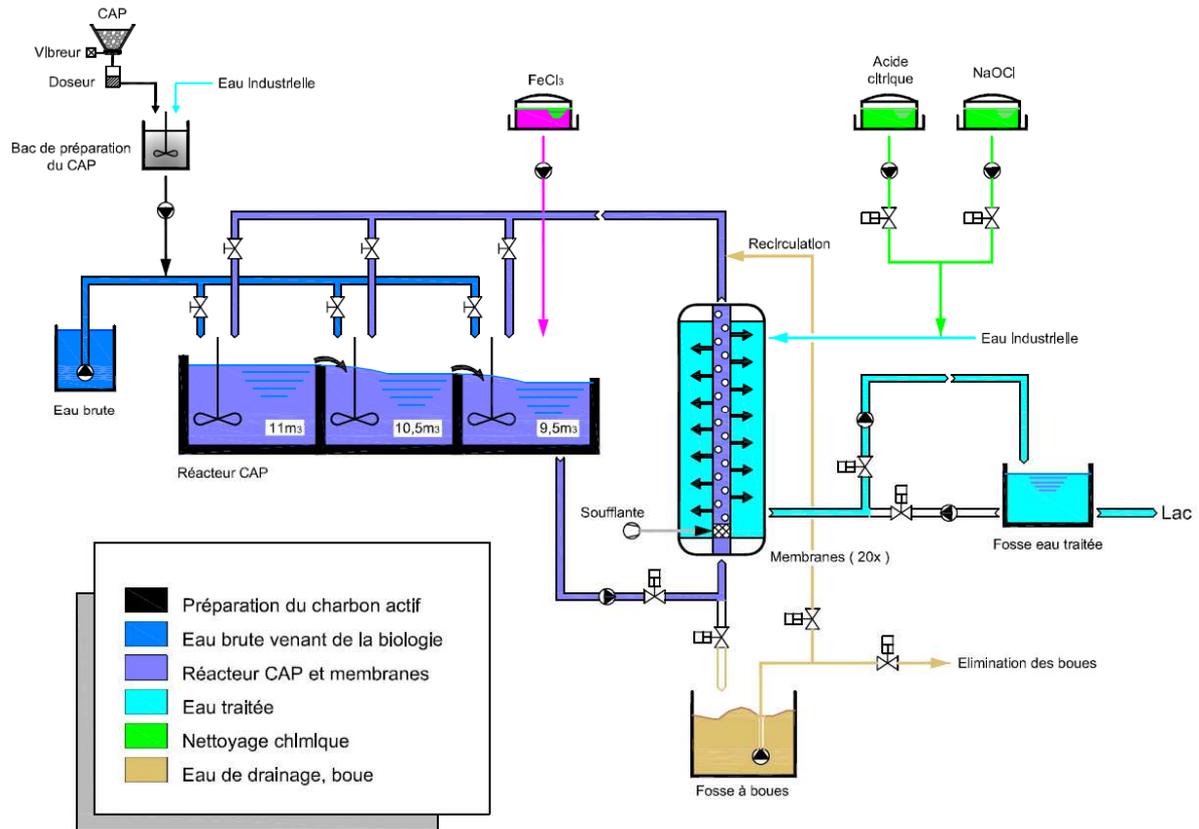


Figure 7 : Schéma général de l'installation CAP-UF. Le CAP est préparé dans un stand de dosage avant d'être injecté dans les eaux usées. Il réagit ensuite avec les micropolluants dans les réacteurs de contacts avant d'être séparé de l'eau traitée par filtration membranaire.

L'exploitation de l'installation CAP-UF se décompose en deux étapes successives : l'adsorption sur le CAP et la filtration membranaire. Cette deuxième étape nécessite l'exécution en boucle de phases bien distinctes. Il s'agit de la filtration, du rétrolavage, du drainage et du nettoyage chimique (illustration du texte dans la Figure 8).

Adsorption sur le CAP (voir Figure 7)

La poudre de charbon actif, stockée en « big bag » de 200 à 500 kg, est préparée dans un réservoir de 500 l (dosage de la poudre à l'aide d'une vis sans fin) avec de l'eau provenant du réservoir d'eau filtrée pour obtenir une solution de charbon concentré à 3-5% (30-50 gCAP/l). Cette solution est ensuite injectée par une pompe à membrane dans la conduite d'eau brute venant du traitement secondaire, selon un dosage déterminé (entre 10 et 20 mgCAP/l d'eau brute). Puis le tout est mélangé dans un réacteur agité afin de permettre l'adsorption des micropolluants.

L'ajout supplémentaire d'un coagulant (4-15 mg FeCl_3/l) dans le réacteur permet de coaguler/floculer le CAP et les MES et de réduire le nombre de petits floccs (en partie responsables du colmatage rapide de la membrane).

Filtration (voir schéma sur la Figure 8)

Le mélange d'eau brute et de CAP est ensuite pompé dans l'installation d'ultrafiltration (modules externes). Celle-ci permet de retenir les matières en suspension (y compris le CAP), les bactéries et les virus pathogènes. La filtration tangentielle (mode cross flow) se fait de l'intérieur vers l'extérieur des membranes tubulaires. Le perméat est ensuite dirigé vers le réservoir d'eau filtrée.

Seule une fraction de l'eau traverse les membranes. La majorité retourne directement au réacteur CAP, créant un mouvement turbulent à la surface des membranes et réduisant ainsi le colmatage. La recirculation permet également de concentrer et d'augmenter le temps de séjour du CAP dans le système.

L'extrémité inférieure de chaque module de filtration est équipée, en plus de l'arrivée de l'effluent du réacteur CAP, d'une injection d'air. Les fortes turbulences engendrées par l'aération à la surface des membranes provoquent une action nettoyante (et assurent un flux plus constant à une pression transmembranaire très basse entre 0.1 et 0.3 bar). Une recirculation en boucle est maintenue pendant des cycles d'environ 200 minutes.

Rétrolavage (voir schéma sur la Figure 8)

Pendant la filtration, une partie des MES s'accumule sur les membranes et diminue leur perméabilité. Afin de maintenir les performances du système, ces matières accumulées doivent être périodiquement enlevées à l'aide de rétrolavages. Durant ceux-ci, la direction du flux est inversée à l'aide d'une pompe, qui repousse à contresens un volume d'eau filtrée. Pendant le rétrolavage, la recirculation depuis le réacteur CAP ainsi que l'injection d'air restent activées pour entraîner les solides et améliorer le nettoyage des membranes. Les rejets du rétrolavage retournent donc au réacteur CAP (augmentant le volume à traiter d'environ 15 à 30%). Les rétrolavages se font toutes les 8 à 10 minutes et durent environ 10 secondes (flux de 250 à 300 l/h·m² avec une pression transmembranaire de 0.5 à 1 bar).

Drainage (voir schéma sur la Figure 8)

Afin d'éliminer les éléments bloqués à l'entrée des modules, des drainages sont périodiquement réalisés. Le rétrolavage plus long qui s'effectue ensuite sur un module vide est particulièrement efficace. Les boues (y compris du CAP) et les déchets sont collectés dans la fosse des eaux sales. Une partie des eaux drainées (environ 1% du débit traité) est éliminée dans le système de traitement des boues (pressage et incinération) afin de maintenir la concentration voulue de solides (CAP et MES) dans le réacteur. Le reste des eaux sales retourne dans le réacteur CAP. Ces drainages ont lieu toutes les 200 minutes environ.

Nettoyage chimique (voir schéma sur la Figure 8)

Les rétrolavages ne permettent pas de retrouver la perméabilité initiale des membranes. En effet, certaines substances s'adsorbent fortement sur les membranes et s'y accumulent malgré les rétrolavages, réduisant ainsi leur perméabilité.

Lorsque la perméabilité devient trop faible (< 100-150 l/hm²bar), des séquences de nettoyage chimique sont nécessaires pour rétablir les performances initiales des membranes. Le lavage chimique consiste à remplir les modules d'un mélange d'eau propre et de réactifs, de laisser tremper les membranes durant 1 à 12 heures, puis de vidanger la solution de lavage dans la fosse à boues, qui sont ensuite éliminées. Les réactifs utilisés sont généralement de l'hypochlorite de sodium (eau de Javel à une concentration de 250 mgCl/l) pour l'élimination des substances organiques, et de l'acide citrique (1%, pH 3) pour la dissolution des dépôts minéraux. Les nettoyages chimiques se font toutes les 2 à 6 semaines en fonction des débits traités et de la qualité de l'eau.

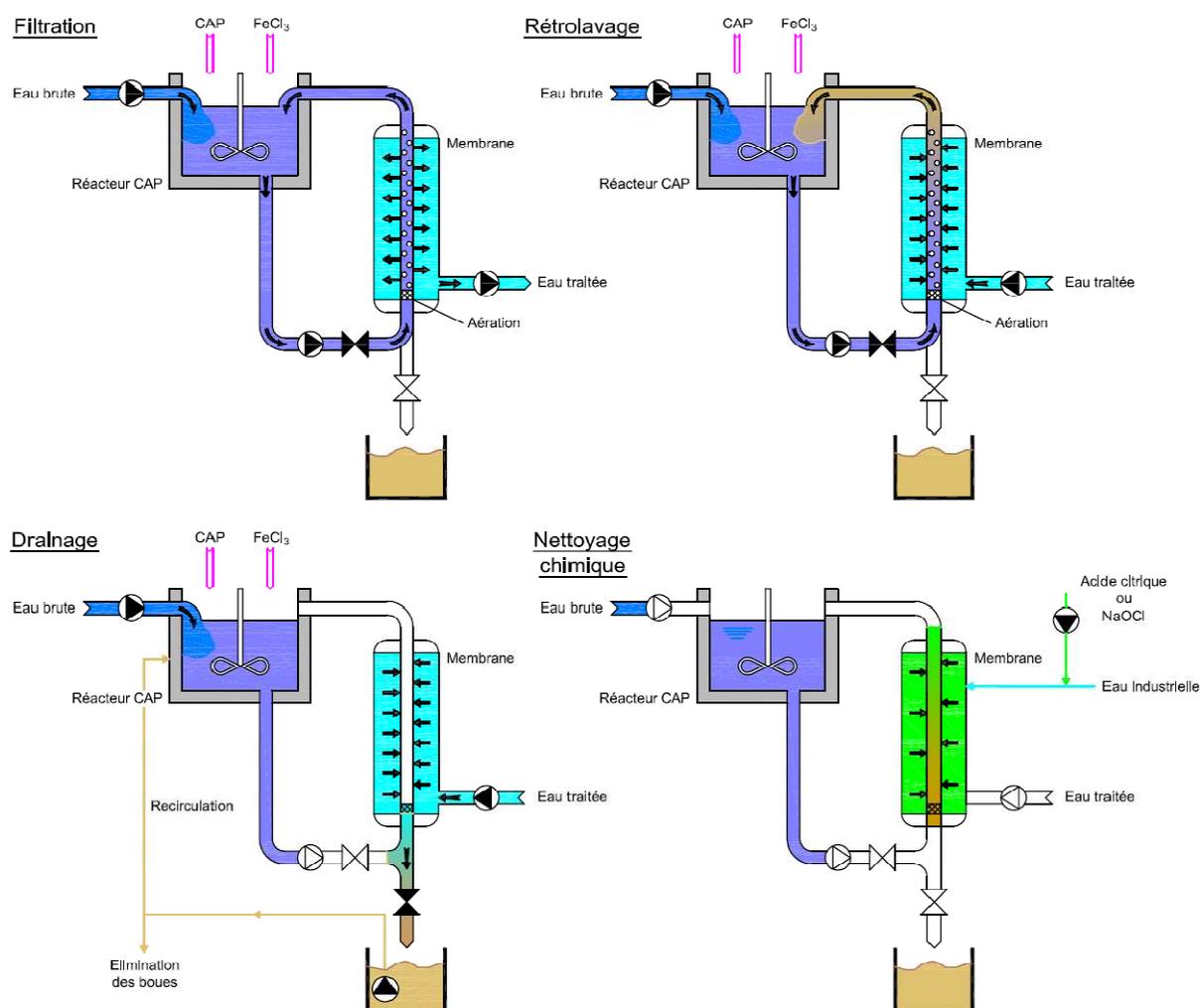


Figure 8 : Principe de fonctionnement de l'installation CAP-UF selon les différentes phases d'exploitation du système membranaire. Le code de couleur est identique à celui de la Figure 7.

Les paramètres d'exploitation (débit d'air, débit de recirculation, flux membranaire, rendement hydraulique, etc.) sont détaillés dans le chapitre 5.3.1

3.4.4 CONTRÔLE ET RÉGULATION

Les dosages de CAP et de $FeCl_3$ sont régulés en fonction du débit entrant dans l'installation (valeurs fixes déterminées à l'avance, par ex. 10 mg par litre d'eau à traiter). La préparation et le dosage du CAP se fait de manière automatique.

Tous les paramètres d'exploitation de la filtration membranaire sont fixés par l'opérateur (fréquence et durée des rétrolavages et des drainages, débit d'air, débit de recirculation, etc.). Afin d'éviter l'endommagement des membranes, le système est arrêté automatiquement en cas de pression transmembranaire supérieure à 400 mbar. Les nettoyages chimiques, réalisés manuellement par l'opérateur, sont effectués lorsque la perméabilité des membranes devient inférieure à un certain seuil (< 100-150 l/hm²bar).

3.4.5 SÉCURITÉ

L'utilisation de réactifs chimiques nécessite des mesures de précaution particulières, notamment lors de la manipulation de l'acide citrique, de l'eau de Javel et du chlorure ferrique. Ces substances doivent être

stockées et manipulées conformément à leur fiche de sécurité et aux normes en vigueur (bac de rétention, local aéré).

Le CAP peut être explosif s'il est dispersé dans l'air. Le lieu de stockage et de préparation de CAP doit donc respecter les consignes de sécurité pour les zones à risque d'explosion (locaux Ex.). La manipulation de la poudre de charbon doit se faire avec le port d'un masque pour éviter une inhalation par le personnel (risque lié aux particules fines (<10 µm) pouvant parvenir jusqu'aux alvéoles pulmonaires).

En cas de stockage du CAP dans un silo, un dispositif d'injection d'azote gazeux doit être prévu pour stopper un éventuel début de combustion (réactions exothermiques détectées par des sondes de température).

3.5 POINTS CLÉS DES INSTALLATIONS PILOTES

Les installations pilotes construites à la STEP de Vidy pour l'élimination des micropolluants se composent de :

- Un **traitement biologique à lit fluidisé**, d'une capacité de 80 l/s, permettant une nitrification totale de l'ammonium (<2 mgN-NH₄/l). Ce procédé doit permettre une meilleure élimination des micropolluants biodégradables que les **boues activées forte charge** actuelles, ainsi qu'une bonne élimination du carbone organique dissous afin d'améliorer l'efficacité des traitements avancés ;
- Une installation d'**ozonation** des effluents de la biologie, suivie d'une filtration sur sable, d'une capacité de 100 l/s, permettant en principe d'éliminer la plupart des micropolluants non éliminés dans le traitement biologique et de désinfecter partiellement l'effluent ;
- Une installation de traitement par adsorption sur **charbon actif en poudre** suivi d'une **ultrafiltration**, d'une capacité de 10 l/s et traitant les effluents de la biologie. Ce procédé, en parallèle à l'ozonation, a également pour but d'éliminer les micropolluants non dégradables, et doit permettre en plus une désinfection totale de l'effluent grâce à l'ultrafiltration.

4 CONSTRUCTION – RÉALISATION – MISE EN SERVICE

Ce chapitre présente brièvement le déroulement des travaux de construction des installations pilotes, les choix qui ont été faits ainsi que les problèmes rencontrés lors de la réalisation et de la mise en service des installations.

4.1 MATÉRIAUX

Les matériaux utilisés dans les installations pilotes ont été spécialement choisis pour éviter tout relargage de micropolluants organiques dans les eaux. Les joints et les peintures en contact avec l'eau doivent être exempts de biocides (fongicide, algicide) ou d'anticorrosifs organiques. Les plastiques, les résines et les colles contenant certains additifs (plastifiants, ignifugeants, bisphénol A, phtalates, etc.) ont été évités. Les adjuvants organiques dans les bétons et les matériaux d'étanchéité (plastifiants, retardateurs de prise, antigels, inhibiteurs de corrosion, etc.) ont été proscrits pour éviter toute contamination dans les réacteurs.

Le béton constituant les réacteurs répond aux exigences définies pour les bassins biologiques des STEP (normes SIA 262, 270 et 272 synthétisées dans le cahier technique cemsuisse (2010)). Les ciments bruts ne contiennent pas de micropolluants organiques, mais peuvent contenir des métaux lourds (non étudiés ici).

Les réactifs utilisés (FeCl_3 , etc.) peuvent également contenir des impuretés (métaux lourds, solvants, etc.). Dans cette étude, ces classes de polluants n'ont pas été prises en compte.

Les matériaux en contact avec l'ozone (réacteur d'ozonation et conduites du gaz ozoné) doivent être résistants ou inertes à l'oxydation. Seuls des équipements en acier inoxydable, des joints en téflon et des matériaux à base de mortier minéral pour l'étanchéité des parois ont été utilisés. Certaines matières plastiques (PVC, polycarbonate, caoutchouc, etc.) et l'acier galvanisé sont en effet détériorés par l'ozone et ne doivent pas être utilisés.

Les matériaux constituant les membranes d'ultrafiltration doivent résister aux substances pouvant se trouver (même accidentellement) dans les eaux usées traitées (dans une certaine gamme de concentrations), ainsi qu'aux produits chimiques de nettoyage et à l'abrasion du CAP. Des membranes en polyfluorure de vinylidène (PVDF) ont été utilisées.

4.2 EMBLACEMENT

Les installations pilotes ont été construites à la place de deux lignes de traitements physico-chimiques (cf. plan dans l'annexe 1). Les infrastructures existantes ont pu être en partie réutilisées (notamment les fondations, certaines parois, les filtres à charbon granulaire), et le reste a été démonté pour permettre la construction des nouvelles installations. La place disponible a conditionné le choix des technologies et les capacités des installations, ainsi que les dimensions des réacteurs (hauteur limitée).

4.3 RÉALISATION

Les études détaillées, les appels d'offre, le suivi de la réalisation des travaux et la mise en service ont été réalisés par le consortium de bureaux d'ingénieurs Holinger-Triform. La partie génie civil a été attribuée à l'entreprise Martin&Co. La réalisation des lits fluidisés a été attribuée au consortium d'entreprises Alpha Umwelttechnik – JS Umwelttechnik. L'installation d'ozonation a été réalisée par l'entreprise Wedeco, et l'installation CAP-UF a été réalisée par l'entreprise Membratec.

4.3.1 BIORÉACTEURS À LIT FLUIDISÉ

La construction des bioréacteurs à lit fluidisé et des décanteurs secondaires (génie civil) a débuté en avril 2009 et s'est déroulée sans problème. Seul le fond des décanteurs a dû être aplani afin de permettre le passage des racleurs. Les éléments électromécaniques ont été installés fin juin. La mise en eau du lit fluidisé et l'introduction des éléments de garnissage (supports AnoxKaldness) ont eu lieu le 27 juillet 2009. Lors de la

mise en service, l'introduction des supports en une seule fois dans les réacteurs n'a pas permis une bonne immersion du garnissage à cause du fort taux de remplissage (55 à 60%), provoquant des débordements. Il a fallu ensuite environ deux mois pour que les supports s'homogénéisent (système d'aération pas optimal, cf. chapitre 5.1.4). L'introduction des supports devrait se faire en plusieurs étapes afin de laisser le temps au garnissage de complètement s'immerger. De nombreux réglages ont été également effectués sur les sondes à oxygène pour avoir des valeurs représentatives (modification de la profondeur d'immersion et de la position dans les bassins, protection par un cache contre les chocs avec le garnissage).



Figure 9 : à gauche : bassins du lit fluidisé vide, avec les tuyaux perforés pour l'aération et les crépines pour retenir les supports ; au milieu : problèmes de débordements des supports lors du remplissage des bassins ; et à droite : lit fluidisé en fonctionnement normal.

4.3.2 INSTALLATION « OZONATION-FILTRATION »

La construction du réacteur d'ozonation (partie génie civil) a été réalisée en janvier et février 2009 et s'est déroulée sans problème. Le container contenant le générateur d'ozone a été installé fin février et a été raccordé début avril à l'installation de stockage et de détente de l'oxygène liquide. Durant le mois de mars, les équipements du réacteur d'ozonation (cloisons, instruments de mesure, etc.) ont été montés. L'installation d'ozonation a été mise en service le 17 avril 2009, une fois la puissance électrique nécessaire disponible (max. 80 kW). Lors de la phase de tests, le 5 mai, un dysfonctionnement de la soupape de pression a provoqué une dépression trop importante dans le réacteur, engendrant une déformation de la structure de la toiture (tôle en inox). Cet incident a rendu l'installation non exploitable jusqu'au 18 mai. Le pilote a pu par la suite être exploité pour l'élimination des micropolluants. Des pannes successives des automates et équipements de contrôle (système de sécurité) ont également dû être corrigées durant la phase de mise en service.

L'utilisation d'ozone et d'oxygène pur a posé des contraintes de construction : d'une part une tuyauterie double enveloppe pour l'ozone obligatoire dans le canton de Vaud, et d'autre part la nécessité de faire une étude de risque (distance de sécurité, risque d'explosion, etc. selon l'OPAM).

Les fortes turbulences dans le réacteur ont provoqué au début des essais l'apparition de mousse pouvant compromettre le bon fonctionnement des soupapes de sécurité et du destructeur d'ozone. Un dispositif empêchant le destructeur d'ozone d'aspirer de la mousse peut être envisagé en fonction de la qualité des eaux (système d'arrosage, ou aspiration de l'air suffisamment loin de la surface d'eau). L'utilisation d'agents antimousse n'est pas conseillée (substances organiques augmentant la consommation d'ozone et risque d'introduire des polluants en fin de traitement).



Figure 10 : à gauche : citerne d'oxygène avec le container du générateur d'ozone ; au milieu : réacteur d'ozonation avec le destructeur d'ozone ; et à droite : vue d'un compartiment du réacteur avec une des rampes d'injection.

Pour la filtration, les filtres CAG existants (du traitement physico-chimique) ont été réutilisés tels quels dans un premier temps, puis un filtre à sable pilote (dans un container mobile) a été installé en février 2010.

4.3.3 INSTALLATION « CHARBON ACTIF-MEMBRANES »

Le démontage des installations existantes a débuté en mars 2009. Suite à des difficultés techniques liées à la configuration et à la qualité des matériaux en place (dalles non conformes aux plans, nécessité de renforcer des parois), la construction des réacteurs de contact s'est terminée mi-juin 2009. Les installations électromécaniques ont ensuite été montées et l'installation a été mise en service le 20 juillet. Dès le 6 août, le pilote a été alimenté avec l'eau du lit fluidisé et le CAP a été introduit. Aucun problème spécifique à la mise en service n'a eu lieu.



Figure 11 : Photo 1 (à gauche) : « big bag » de CAP sur un support vibreur qui amène la poudre dans le bac de préparation de la solution de CAP (photo 2) ; photo 3 : réacteurs de contact du CAP avec les eaux usées ; photo 4 : membranes d'ultrafiltration pour la séparation du CAP.

5 EXPLOITATION

Ce chapitre décrit les conditions d'exploitation de la nouvelle biologie, de l'ozonation et de l'installation CAP-UF. L'objectif est de s'assurer que ces technologies, en partie « novatrices », fonctionnent sur le long terme (stabilité), et qu'elles sont réalisables en termes d'exploitation à large échelle.

Les installations pilotes ont été exploitées sous différentes conditions afin de trouver un fonctionnement optimal, notamment pour l'élimination des micropolluants.

5.1 TRAITEMENT BIOLOGIQUE

5.1.1 CONDITIONS ET PHASES D'EXPLOITATION

Le traitement biologique à boues activées forte charge a été exploité de manière conventionnelle, sans modifications des conditions d'exploitation (âge des boues de 2 jours, pas de nitrification).

L'installation à lit fluidisé a été mise en service le 27 juillet 2009. Après une phase de développement des microorganismes, elle a été alimentée dès le 5 août avec un débit d'eau usée proportionnel à celui en entrée de la STEP (afin que le pilote soit dans des conditions similaires à une installation normale). Il a fallu ensuite environ 2 mois pour atteindre une exploitation stable du LF (bon taux d'épuration de la DCO, NH_4 et NO_2). Les conditions d'exploitation n'ont pas été fortement modifiées durant la durée des essais, mis à part des tests de quelques jours avec une alimentation à débit constant.

Deux phases principales d'exploitation peuvent être distinguées :

1. D'août 2009 à juin 2010 (sauf le mois d'avril) : traitement d'un débit moyen d'environ 60 l/s (débit maximum de 80 l/s) permettant un bon abattement de la DCO mais une nitrification seulement partielle (variable) de l'ammonium ;
2. Du 8 au 28 avril 2010 : traitement d'un débit moyen plus faible, d'environ 40 l/s (débit maximum de 60 l/s), afin d'atteindre une nitrification totale de l'ammonium (<2 mgN- NH_4 /l).

Les différentes conditions d'exploitation sont résumées dans le Tableau 7. La température moyenne journalière des eaux, influençant le taux de croissance des bactéries, a varié entre 9°C (en février) et 24°C (en août). Les concentrations moyennes de DCO, de DBO_5 et d'azote ammoniacal en entrée du traitement étaient respectivement de 208 mgDCO/l, 101 mg DBO_5 /l et 21 mg N- NH_4 /l.

Tableau 7 : Paramètres d'exploitation du bioréacteur à lit fluidisé (y compris la décantation secondaire)

Phases d'exploitation	Débit max [l/s]	Débit moyen [l/s]	Dosage FeCl_3 [mg FeCl_3 /l]	Temps de séjour hydraulique minimum dans la biologie [h]	Consommation électrique moyenne [kWh/m ³]
1) août 09 - juin 10 sans avril (nitrification variable)	80	60	15-30	2h	0.25
2) 8 au 28 avril 10 (nitrification totale)	60	40	28	2h40	0.30

5.1.2 STABILITÉ DU SYSTÈME

Le traitement biologique par LF est une technologie éprouvée, utilisée à grande échelle dans de nombreuses STEP. L'utilisation de ce procédé lors des essais pilotes n'a donc pas comme objectif de tester cette technologie, mais d'avoir un traitement biologique performant permettant une bonne élimination des micropolluants biodégradables et un bon abattement du COD, afin d'améliorer l'efficacité des traitements avancés.

Bien que les charges de dimensionnement aient été sous-estimées, obligeant une réduction de la capacité hydraulique du lit fluidisé, le bioréacteur a pu fonctionner correctement durant les 10 mois de test.

La Figure 12 donne un aperçu du fonctionnement du pilote durant la phase d'exploitation du 20 juillet 2009 au 2 juin 2010, avec indications des pannes les plus importantes (arrêt pendant plus de 12 heures).

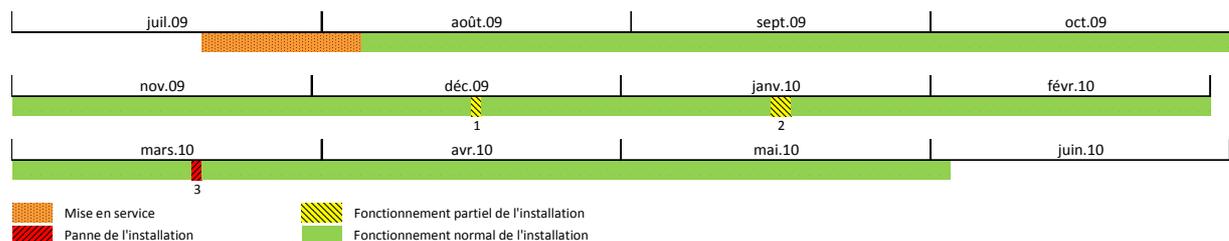


Figure 12 : Fonctionnement du bioréacteur à lit fluidisé pendant la phase d'essais et indication des pannes importantes (numérotées)

Causes des arrêts ou pannes (numéros faisant référence à la Figure 12) :

- 1 et 2. Panne de l'extraction des boues dans l'un des deux décanteurs secondaires. La ligne 2 de traitement est arrêtée pour vidanger le décanteur non fonctionnel et nettoyer le tube d'aspiration des boues. La ligne 2 a fonctionné avec un tiers du débit de la ligne 1 entre le 17.12.09 et le 04.01.10.
3. Arrêt de l'installation. Vidange des deux décanteurs pour modifier le système d'aspiration des boues en excès.

L'exploitation de l'installation a pu se faire en continu. Son fonctionnement est donc considéré comme maîtrisé et les quelques problèmes rencontrés n'influencent pas l'interprétation des résultats (analyses des micropolluants).

5.1.3 MESURES CORRECTIVES MISES EN PLACE

Afin d'améliorer le fonctionnement de l'installation, des mesures correctives ont été portées pour combler les lacunes du système initial :

- Le système d'aspiration des boues dans les décanteurs secondaires a été modifié le 19 mars 2010 pour éviter le colmatage du tube et les pannes de l'installation (agrandissement des perforations dans le tuyau, optimisation de la fréquence d'aspiration) ;
- Le mode de dosage du chlorure ferrique dans le bassin de floculation a été modifié pour être directement proportionnel au débit ;
- Pour avoir une meilleure homogénéisation des supports Kaldness, un brassage forcé par une forte aération est effectué automatiquement une fois par jour.

5.1.4 POTENTIELS D'AMÉLIORATION

Les mesures correctives n'ont pas permis de résoudre tous les problèmes. Certains points sont notamment encore problématiques :

- Malgré une agitation forcée une fois par jour, le brassage des supports Kaldness n'est toujours pas optimal. Des zones d'accumulation de supports se forment au-dessus des crépines de sortie, diminuant la capacité de traitement aérobie de l'installation. La conception du système de brassage (ajout d'une rampe d'aération sous les crépines), le nombre de crépines ou le taux de remplissage sont donc à revoir. Pour celui-ci, une valeur de 45% de remplissage est conseillée au lieu de la valeur actuelle de 55% recommandée par le fournisseur (non satisfaisante). Le type de support utilisé n'est pas non plus le plus approprié pour le traitement du carbone (risque de colmatage des canaux intérieurs par un développement important de biomasse) ;
- Le dimensionnement des crépines entre les bassins est trop restreint au niveau hydraulique, empêchant de passer des débits élevés (100 l/s) sur de longues périodes. Deux crépines par bassin seraient nécessaires ;

- La représentativité des mesures d'oxygène dissous utilisées pour la régulation de l'aération n'est pas bonne (variations selon la position des sondes dans le bassin, le mélange n'étant pas homogène). Pour optimiser l'aération, il est nécessaire d'optimiser le positionnement et le nombre de sondes dans les bassins aérés, d'améliorer l'agitation ou d'augmenter la profondeur d'eau pour un meilleur transfert d'oxygène (plus de 4 m au lieu des 2.7 m actuels) ;
- Une nitrification totale (<2 mgN-NH₄/l) n'a pu être atteinte que lors du traitement d'un faible débit (moyenne de 40 l/s au lieu des 60 l/s prévus). En effet, la conception de l'installation a été réalisée pour maximiser la charge et le débit traités dans un volume (disponible) restreint, engendrant des risques au niveau du fonctionnement. Un dimensionnement plus sécuritaire est nécessaire pour assurer une bonne nitrification.

5.1.5 PERSONNEL

Les besoins en personnel pour l'exploitation de l'installation à LF sont résumés dans le Tableau 8 en fonction des principales tâches de suivi et d'entretien. Le temps de travail n'est pas directement proportionnel au débit traité, mais dépend essentiellement du nombre d'équipements utilisés. Dans une certaine fourchette de débit, le même équipement peut être utilisé (une ligne de traitement). Au-delà d'une certaine capacité, une deuxième ligne de traitement est cependant nécessaire, impliquant de doubler une partie de l'équipement. Le temps nécessaire pour chaque tâche a donc été estimé par ligne de traitement (débit entre 50 et 200 l/s), en fonction du temps passé sur l'installation par le personnel de la STEP. Il dépend de la configuration de l'installation, de sa capacité et de la qualification du personnel. Le temps consacré à l'optimisation de l'installation et aux campagnes d'analyses n'est pas compté dans les tâches d'exploitation.

Les principales tâches consistent au contrôle visuel quotidien/hebdomadaire de l'installation, au contrôle et au calibrage toutes les 2 à 4 semaines des sondes d'oxygène et d'ammonium, et surtout à l'entretien (contrôle, vidange, remplacement des pièces) des soufflantes, des pompes et des autres moteurs.

Tableau 8 : Besoins en personnel pour l'exploitation des bioréacteurs à lit fluidisé avec nitrification (y compris les décanteurs secondaires). Le temps a été estimé pour une ligne de traitement d'une capacité se situant entre 50 et 200 l/s.

Tâches	Périodicité	Temps	Remarques
Contrôle visuel et élimination des flottants	Hebdomadaire	7.5 h/mois	Par ligne
Entretien, contrôle et calibrage des sondes d'O ₂ et NH ₄	Mensuel	5 h/mois	Par ligne
Commande et préparation des réactifs	Mensuel	1 h/mois	Indépendamment du débit traité
Entretiens mécaniques (pompes, moteurs, ...)	Semestriel	9 h/mois	Par ligne
Contrôle annuel avec vidange et nettoyage du décanteur	Annuel	1.5 h/mois	Par ligne
Total		24 h/mois	Par ligne

5.2 TRAITEMENT PAR OZONATION-FILTRATION

5.2.1 CONDITIONS ET PHASES D'EXPLOITATION

L'installation d'ozonation a été mise en service le 17 avril 2009. Dès début juin, l'installation a pu traiter un débit proportionnel au débit d'entrée de la STEP. Le débit traité moyen journalier a varié entre 30 et 90 l/s lorsque l'eau venait de la biologie forte charge ; et entre 15 et 60 l/s lorsqu'elle provenait du LF (correspondant au débit du LF, soustrait de la part allouée à l'installation CAP-UF et de la part éliminée avec les boues du décanteur secondaire).

Plusieurs paramètres ont été modifiés lors des essais pour déterminer des conditions optimales d'exploitation :

- Le dosage de l'ozone a été régulé soit en fonction de la concentration en COD dans les eaux à traiter, soit en fonction de la concentration d'ozone résiduel dans l'effluent (cf. chapitre 5.2.1.2). Dans chaque cas, plusieurs valeurs différentes ont été testées ;

- L'ozone a été injecté dans le réacteur de plusieurs façons, en variant le nombre et la disposition des rampes d'injection utilisées ;
- L'eau à traiter venait soit des boues activées forte charge, soit du lit fluidisé avec nitrification partielle ou totale. Les essais sur l'eau de la biologie forte charge ont pour objectif d'évaluer si l'ozonation est également efficace sur une eau de moindre qualité (scénario a priori le plus défavorable).

La filtration des effluents s'est faite jusqu'au 21 février 2010 sur les filtres à charbon granulaire existants. Puis, pour des raisons de contamination par les eaux de rétrolavage de ces filtres (eau non ozonée provenant du traitement physico-chimique en place), un filtre à sable pilote traitant une partie du débit a été installé.

Les valeurs testées pour les différents paramètres sont présentés dans le Tableau 9. L'influence de ces conditions d'exploitation sur l'élimination des micropolluants est discutée dans le chapitre 8.2

Tableau 9 : Paramètres d'exploitation testés pour l'ozonation

Paramètres	Unité	Valeurs testées	
Dosage de l'ozone	f(COD)	[gO ₃ /gCOD]	0.6 / 0.9 / 1.2
	f(O ₃ résiduel)	[mgO ₃ résiduel/l]	0.05 à 0.12
Rampes d'injection	% sur rampes 1-2-3	60-40-0 / 0-60-40 / 60-0-40 / 30-30-40	
Type de biologie	(source d'eau brute)	BA forte charge / LF avec nitrification partielle ou totale	
Type de filtration		Filtre à charbon granulaire / filtre à sable	

Les conditions générales d'exploitation sont présentées dans le Tableau 10. L'alcalinité peut influencer la décomposition de l'ozone, laquelle augmente si l'alcalinité diminue (Elovitz, et al., 2000). L'alcalinité de l'eau totalement nitrifiée se situe autour de 100 mgCaCO₃ équivalent/l (résultat d'une seule analyse ponctuelle). Sur une eau non nitrifiée on peut s'attendre à une alcalinité >200 mgCaCO₃ équivalent/l.

Tableau 10 : Conditions générales d'exploitation du pilote d'ozonation (variations basées sur des valeurs journalières moyennes)

Conditions d'exploitation	Unité	Valeur moyenne	Variation typique
Débit traité	[l/s]	40	15-60
Débit de gaz ozoné injecté	[Nm ³ /h]	6.5	4-10
Concentration d'ozone dans le gaz	[gO ₃ /Nm ³]	120	20-180
Dosage d'ozone	[mgO ₃ /l]	5.4	2-13
Temps de contact de l'eau avec l'ozone	[minute]	45	25-120
Consommation électrique moyenne	[kWh/m ³]	0.094	0.08-0.12
pH des eaux	[-]	7.2	6-8
Température des eaux (minima/maxima: février/août)	[°C]	-	9-24
Conductivité des eaux	[µS/cm]	900	500-1200

5.2.1.1 RÉGULATION DE LA PRODUCTION D'OZONE

La production d'ozone s'est faite en continu à partir d'oxygène pur stocké sur site. Pour diminuer la consommation d'oxygène et les coûts énergétiques, le générateur d'ozone a été réglé pour atteindre des concentrations proches du maximum technique de 180 gO₃/Nm³ de gaz, comme préconisé par les études menées à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009). La régulation de la quantité d'ozone injectée dans le réacteur s'est faite en maintenant cette concentration constante et en variant le débit de gaz insufflé. Quand ce débit atteignait un minimum défini, la concentration d'ozone était abaissée automatiquement, afin de garantir un « brassage » suffisant par l'aération. Sur la durée totale des essais, un mètre cube (normalisé) d'oxygène gazeux a permis de produire en moyenne environ 120 g d'ozone, permettant de traiter 22 m³ d'eaux usées (dans les conditions testées).

La production d'ozone (moyenne journalière) a varié entre 200 et 2000 gO₃/h, avec une moyenne sur l'ensemble des essais autour de 700-800 gO₃/h, permettant de traiter environ 40 l/s d'eaux usées à un

dosage de 5 mgO₃/l. Le taux de transfert de l'ozone dans l'eau se situait entre 70 et 90% selon les conditions d'exploitation (concentration d'ozone dans le gaz et débit de gaz).

5.2.1.2 RÉGULATION DU DOSAGE D'OZONE

Le dosage² de l'ozone dans le réacteur a été régulé de deux manières différentes (voir aussi chapitre 3.3.4) :

1. Régulation en fonction du COD

Pour ce type de régulation, la concentration en COD est mesurée en continu en sortie de la biologie par une sonde « on-line » (Shimadzu TOC 4110, méthode de combustion catalytique) et l'ozone est dosé en fonction de cette concentration (entre 0.6 et 1.2 gO₃/gCOD, valeurs basées sur les résultats des tests menés à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009)) (voir chapitre 3.3.4). Cette méthode de régulation n'a été testée que durant un mois (du 15 juin au 16 juillet 2009), l'autre méthode de dosage en fonction de l'ozone résiduel semblant plus prometteuse. La Figure 13 illustre ce mode de dosage. On remarque la bonne adéquation entre les variations de la concentration de COD et du dosage d'ozone.

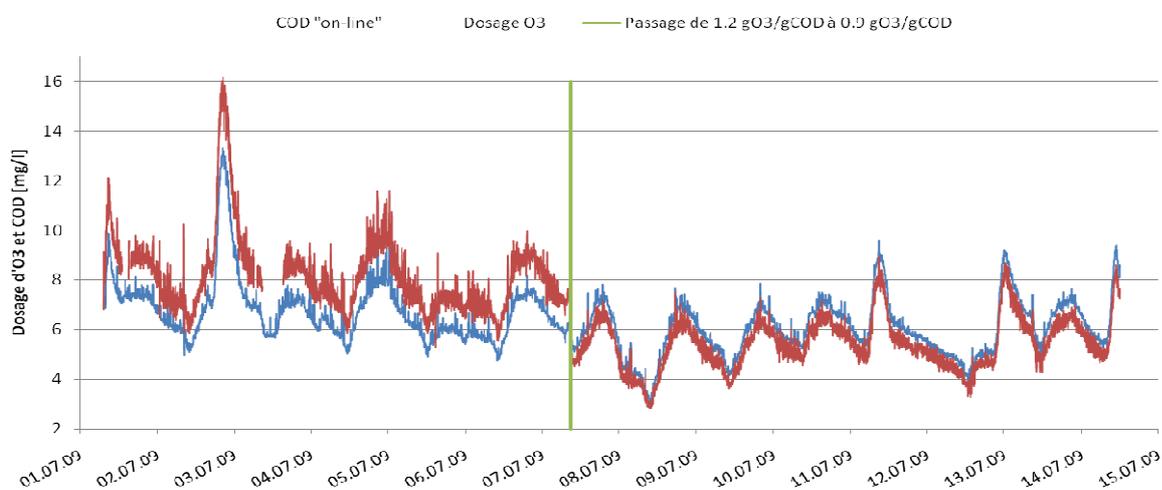


Figure 13 : Exemple de dosage de l'ozone en fonction de la concentration en COD (mesures "on-line") pour 2 semaines de juillet 2009. Le dosage a été fait à 1.2 gO₃/gCOD jusqu'au 7 juillet, puis à 0.9 gO₃/gCOD. On remarque une fluctuation journalière (classique) de la concentration de COD, avec un maximum entre 17h et 20h et un minimum entre 8h et 10h. Le dosage d'ozone suit parfaitement la courbe du COD.

Avantages de la régulation en fonction du COD

- Permet une régulation directe (sonde à l'amont du réacteur) ;
- Permet de connaître à l'avance la quantité d'ozone qui devra être générée (sur la base des concentrations moyennes en COD dans les eaux traitées biologiquement).

Inconvénients de la régulation en fonction du COD

- Les appareils de mesure de COD « on-line » sont complexes et demandent beaucoup d'entretien (plusieurs pannes lors des essais, difficulté de les faire fonctionner correctement) ;
- La fiabilité des mesures de COD n'est pas très grande (voir chapitre 7.1). De plus, une erreur sur la mesure de COD entraîne un sur ou sous-dosage d'ozone proportionnel à l'erreur de mesure ;
- Pour éviter d'avoir des concentrations d'ozone trop élevées dans l'effluent (risques de dégazage ou de toxicité), un système de sécurité doit être mis en place. A Lausanne, il se fait à l'aide d'une sonde de mesure d'ozone dissous résiduel en sortie du réacteur (celle-ci doit être entretenue afin d'être toujours opérationnelle) ;

² Le dosage d'ozone correspond à la quantité d'ozone injectée sous forme gazeuse dans un certain volume d'eau (exprimé en mgO₃/l). Le dosage est supérieur à la concentration d'ozone dissous résultante, le taux de transfert dans la phase liquide étant compris entre 70 et 90%.

- Ce système n'apporte pas de preuve de son efficacité (sous-dosage possible, spécialement s'il y a du nitrite consommant beaucoup d'ozone (env. 3.4 mg O₃/mg N-NO₂)).

2. Régulation en fonction de l'ozone résiduel

Avec ce deuxième mode de régulation, a priori plus adapté, le dosage d'ozone est régulé pour atteindre en tout temps une certaine consigne d'ozone dissous résiduel dans le 7^{ème} compartiment du réacteur (cf. chapitre 3.3.4).

Ce système de régulation se base sur l'hypothèse que l'ozone réagit très vite. L'ozone résiduel mesuré proche de la sortie du traitement est donc un surplus non nécessaire. Une concentration d'ozone résiduel supérieure à 0.2 mg O₃/l entraînerait des risques de dégazage. Une concentration en sortie légèrement supérieure à 0 mg/l serait donc optimale. Les sondes de mesure « on-line » permettant de détecter des concentrations à partir de 0.02 mgO₃/l, la régulation s'est donc faite pour une concentration d'ozone résiduel entre 0.05 et 0.12 mgO₃/l.

La quantité d'ozone injectée par ce mode de régulation correspond à un dosage par rapport au COD compris généralement entre 0.5 et 1.5 gO₃ /gCOD (moyenne de 0.85 gO₃ /gCOD lors des campagnes d'analyses).

La régulation en fonction de la concentration d'ozone résiduel permet d'obtenir des dosages d'ozone moyens relativement similaires à ceux de la régulation en fonction du COD ; avec en général une augmentation du dosage lors de l'augmentation de la concentration de COD (Figure 14), ce qui montre que celui-ci réagit en effet avec l'ozone. La variation du dosage d'ozone n'est cependant pas corrélée linéairement à la variation de la concentration en COD, comme on peut le voir sur la Figure 14. Les amplitudes du dosage sont généralement plus grandes que celle du COD, indiquant que ce paramètre n'est pas le seul qui influence la consommation d'ozone (effet du nitrite, du pH, etc. cf. chapitre 8.2.1).

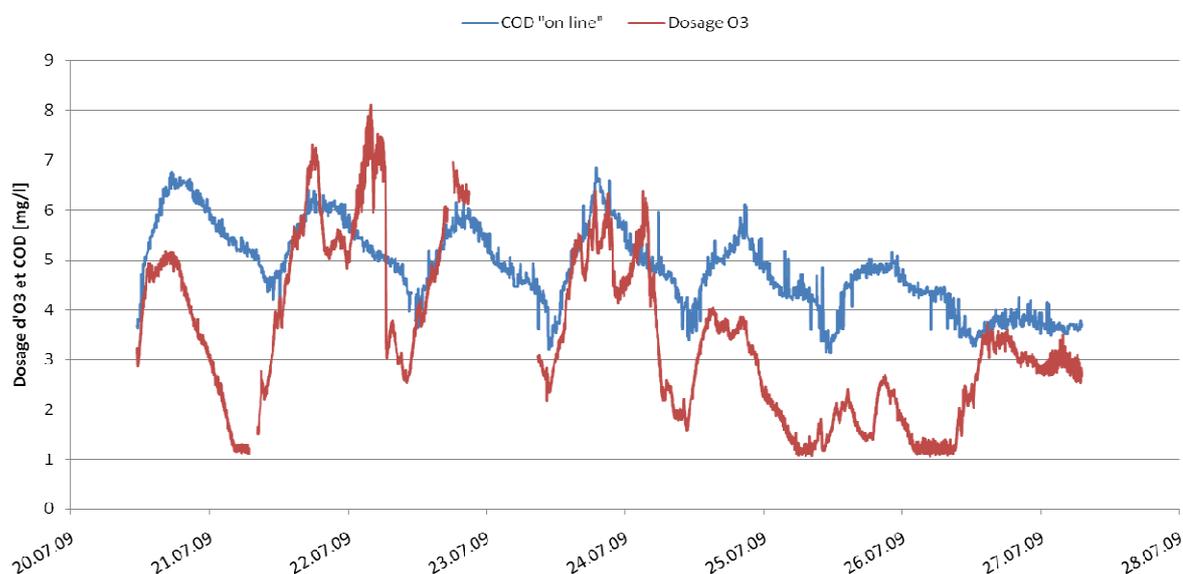


Figure 14 : Exemple de dosage de l'ozone en fonction de la concentration d'ozone résiduel (fixée à 0.05 mg/l) pour une semaine de juillet 2009. Le dosage moyen sur cette période correspond à 0.7 gO₃/gCOD. On remarque une variation journalière du dosage d'ozone qui a tendance à suivre les variations de concentrations en COD, mais de manière amplifiée.

Avantages de la régulation en fonction de l'ozone résiduel

- Permet de répondre à la « vraie » demande oxydative de l'eau (tient compte du COD, mais aussi de l'effet du nitrite, de la nature de la matière organique, du pH, etc.). Permet donc un dosage optimal ;
- Permet un autocontrôle (certitude d'avoir suffisamment d'ozone pour l'oxydation des micropolluants) ;
- Ne nécessite qu'un seul type de sonde « on-line », pour la mesure de l'ozone résiduel ;

- Une erreur sur la mesure de la concentration d’ozone résiduel n’a qu’une faible incidence sur le dosage. En effet, même si la précision de la mesure d’ozone résiduel ($\pm 0.01-0.02 \text{ mgO}_3/\text{l}$) n’est pas très différente de la gamme mesurée ($0.05-0.12 \text{ mgO}_3/\text{l}$), une variation du résiduel n’entraîne qu’une variation 2 à 5 fois plus faible du dosage d’ozone.

Inconvénients de la régulation en fonction de l’ozone résiduel

- Ne permet pas de connaître à l’avance les besoins en ozone ;
- La décomposition de l’ozone dans le réacteur est généralement très rapide (durée de vie dans l’eau usée très courte à cause des réactions avec les composés de la matrice). L’emplacement de la sonde de mesure d’ozone résiduel dans le réacteur est donc crucial pour permettre un dosage correct. Pour une valeur d’ozone résiduel fixée entre 0.05 et $0.1 \text{ mgO}_3/\text{l}$, elle devrait se trouver environ 5 minutes (temps de séjour hydraulique moyen) après la dernière rampe d’injection. La mesure de l’ozone résiduel va donc être influencée par le débit traité (variation du temps de séjour entraînant un surdosage lors de faibles débits et un sous-dosage lors de forts débits). De plus, le temps de séjour dans les tuyaux d’échantillonnage, de la prise d’eau jusqu’à l’appareil de mesure (entre 5 et 10 secondes lors des essais) va également influencer la décomposition de l’ozone et donc la concentration mesurée. La conception de ce système de régulation est donc plus compliquée que pour la régulation en fonction du COD et des phases de réglages sont nécessaires lors de la mise en service.

Choisir entre ces deux méthodes de dosage dépend donc du type et de la qualité des sondes de mesure en ligne disponibles, du temps à consacrer à l’entretien des sondes (le dosage en fonction du COD pouvant nécessiter également une sonde d’ozone résiduel pour le système de sécurité), du temps à consacrer à la conception et à l’optimisation de la régulation en fonction de l’ozone résiduel, et du taux d’élimination des micropolluants atteint. Selon les résultats des essais pilotes, la régulation de dosage d’ozone en fonction de l’ozone résiduel s’est révélée plus simple à exploiter et semble être mieux adaptée pour garantir le traitement qu’une régulation en fonction du COD.

5.2.2 STABILITÉ DU SYSTÈME

Cette technologie a été testée et optimisée lors des essais menés en 2007-2008 à Regensdorf pour l’élimination des micropolluants. Les essais d’ozonation menés à Lausanne ont pour objectif de confirmer les conditions d’exploitation, la fiabilité et l’efficacité de ce procédé à l’échelle préindustrielle.

De mi-avril jusqu’à fin mai 2009, l’installation n’a été mise en service qu’avec de faibles débits. Plusieurs dysfonctionnements ont eu lieu et des interventions ont été nécessaires. Dès début juin, l’installation a pu traiter les débits projetés (proportionnels au débit d’entrée de la STEP).

La Figure 15 donne un aperçu du fonctionnement du pilote durant la phase d’exploitation du 17 avril 2009 au 2 juin 2010, avec indications des pannes les plus importantes (arrêt pendant plus de 12 heures).

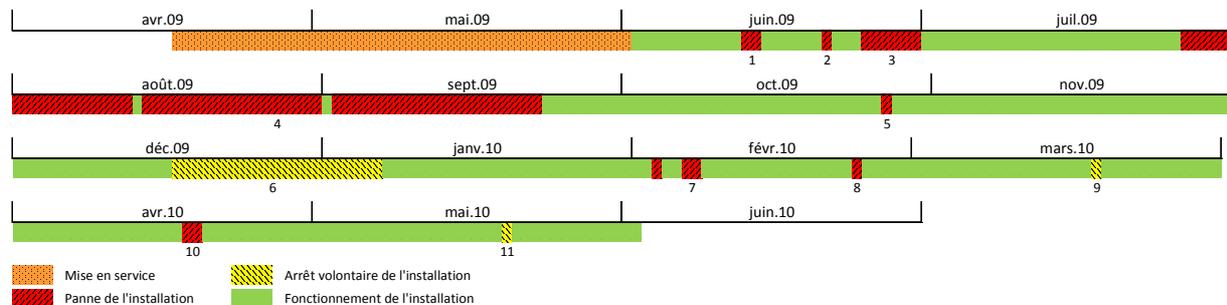


Figure 15 : Fonctionnement de l’installation d’ozonation et indication des pannes importantes (numérotées)

Causes des arrêts ou pannes (numéros faisant référence à la Figure 15) :

- 1, 2, 7, 8 et 10. Arrêt automatique de l'installation suite à une alarme du système de production d'ozone.
- 3 et 5. Arrêt du pilote pour des travaux correctifs.
4. Panne de la pompe principale d'alimentation du réacteur et diverses autres pannes. L'installation n'a pas pu fonctionner correctement pendant deux mois.
6. Arrêt volontaire de l'installation pour les fêtes de fin d'année.
9. Arrêt volontaire de l'installation suite à la vidange des décanteurs secondaires du lit fluidisé.
11. Vidange du réacteur pour effectuer un nettoyage avant la grande campagne d'analyse de mai.

Après une phase d'adaptation, l'installation d'ozonation a fonctionné de manière stable pendant 8.5 mois (depuis mi-septembre 2009). Pendant les cinq premiers mois des essais, le fonctionnement du système a cependant subi de nombreuses interruptions suite à plusieurs pannes du système de production d'ozone et du système d'alimentation.

Du 2 juin au 22 septembre 2009 (113 jours d'exploitation) le pilote a été en panne pendant 65 jours, soit 58% du temps. Cependant, du 23 septembre 2009 au 2 juin 2010 (230 jours d'exploitation), le pilote n'a été en panne que 7 jours, soit 3% du temps. Durant cette deuxième phase de 8.5 mois, le fonctionnement de l'installation d'ozonation peut être considéré comme maîtrisé.

Les campagnes d'analyses des micropolluants ont été réalisées durant les phases de fonctionnement de l'installation. Les différentes pannes n'influencent donc pas l'interprétation des résultats.

5.2.3 MESURES CORRECTIVES MISES EN PLACE

Afin d'améliorer le fonctionnement de l'installation, des mesures correctives ont été mises en place :

- Ajout d'une sonde de mesure d'ozone résiduel en parallèle à la sonde existante, afin de confirmer les valeurs obtenues et de valider la robustesse de la régulation du dosage d'ozone ;
- Amélioration de la régulation du dosage d'ozone en fonction de la concentration d'ozone résiduel (augmentation de la rapidité de réaction afin de diminuer les oscillations de dosage dues au décalage entre la mesure d'ozone résiduel et la commande (PID); modification de la mesure de la concentration en ozone dans le gaz) ;
- Protection des appareils de mesure d'ozone dissous contre le soleil. En effet, des variations de la mesure ont été observées en cas d'insolation directe des appareils.

5.2.4 POTENTIELS D'AMÉLIORATION

La plupart des dysfonctionnements ont pu être réparés. Aucun problème majeur empêchant le bon fonctionnement de l'installation n'est à signaler. Aucun problème de corrosion n'a non plus été observé dans le réacteur à cause de l'ozone.

Pour assurer que les concentrations d'ozone résiduel mesurées par la sonde sont bien représentatives des concentrations dans le réacteur, la longueur des tuyaux d'échantillonnage devrait être la plus courte possible (TSH dans la conduite de max. 5 à 10 secondes pour éviter la décomposition de l'ozone). A cause de la configuration du réacteur, la prise d'échantillon se fait au ras du mur afin de diminuer la longueur des tubes d'aspiration. Cependant, une prise d'échantillon (par un tube de Pitot) au centre du réacteur serait probablement plus représentative, ce qui nécessite de modifier l'emplacement des appareils de mesures afin de raccourcir les conduites et de diminuer le temps de séjour entre la prise d'eau et l'analyse.

5.2.5 SÉCURITÉ

L'utilisation d'ozone et d'oxygène pur comporte des risques de sécurité importants. L'exploitation de l'installation n'a pas entraîné d'accidents ayant un impact sur la santé du personnel, cependant certains incidents sont à déplorer :

- Mai 2009 : lors de la mise en service de l'installation, un dysfonctionnement d'une soupape de sécurité a provoqué une forte dépression dans le réacteur entraînant l'endommagement de la toiture et la libération de gaz ozoné dans la zone du réacteur. Celui-ci étant étanche à l'air, deux soupapes de sécurité auraient été nécessaires pour éviter les sur ou sous pressions en cas de défaillance d'une des soupapes ;
- Janvier 2010 : dysfonctionnement du destructeur d'ozone. Plusieurs dégagements d'ozone ont eu lieu dans la zone du réacteur ;
- Des microfuites de gaz ozoné ont été détectées sur certains tuyaux et sur le réacteur.

Ces fuites d'ozone n'ont pas présenté de danger pour le personnel car elles ont eu lieu dans des espaces ventilés.

Certaines sondes de mesures d'oxygène et d'ozone dans l'air étaient défectueuses, entraînant fréquemment l'arrêt automatique de l'installation.

Une cristallisation du bisulfite de sodium a été observée (conditions de stockage non optimales), provoquant une panne de ce dispositif de sécurité (cf. chapitre 3.3.5). La conception de ce système doit être améliorée pour éviter les risques de dysfonctionnement (par exemple isoler le réservoir pour éviter un dégazage excessif de dioxyde de soufre ou une cristallisation par température inférieure à 15°C (Rakness, 2005)).

5.2.6 PERSONNEL

Le personnel de la STEP, formé par l'entreprise ayant fourni le système, a géré l'exploitation du pilote d'ozonation.

Les besoins en personnel pour l'exploitation de l'installation d'ozonation sont résumés dans le Tableau 11 en fonction des principales tâches de suivi et d'entretien. Le temps nécessaire pour chaque tâche a été estimé en fonction du temps passé sur l'installation par le personnel de la STEP. Il dépend de la configuration de l'installation, de sa capacité et de la qualification du personnel. Le temps consacré à l'optimisation de l'installation et aux campagnes d'analyses n'est pas compté dans les tâches d'exploitation.

Les principales tâches consistent au contrôle visuel hebdomadaire de l'installation et de l'ozonneur, au nettoyage et calibrage hebdomadaire des sondes d'ozone résiduel, à l'entretien des pompes et soufflantes du réacteur et du filtre à sable et à la commande et réception de l'oxygène.

Tableau 11 : Besoin en personnel pour l'exploitation de l'installation d'ozonation. Le temps a été estimé pour une ligne de traitement d'une capacité d'environ 100 à 300 l/s.

Tâches	Périodicité	Temps	Remarques
Contrôle visuel, entretien et calibrage des sondes d'O ₃ résiduel	Hebdomadaire	8 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s
Contrôle de l'ozonneur et du destructeur d'ozone	Hebdomadaire	2 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s
Commande et réception des réactifs	Mensuel	2 h/mois	Indépendamment du débit traité
Entretiens mécaniques (pompes, moteurs, ...)	Semestriel	2 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s
Entretiens mécaniques (pompes, moteurs, ...) du filtre à sable	Semestriel	2 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s
Contrôle annuel avec vidange et nettoyage du réacteur	Annuel	1 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s
Total		17 h/mois	Pour traiter 100-300 l/s

5.3 TRAITEMENT PAR CHARBON ACTIF-MEMBRANES

5.3.1 CONDITIONS ET PHASES D'EXPLOITATION

L'installation CAP-UF a été mise en service le 20 juillet 2009. Du 18 août au 11 octobre, le pilote a traité un débit (entre 5 et 10 l/s) proportionnel au débit entrant dans la STEP, puis l'installation a traité un débit constant d'environ 5 l/s. Afin d'optimiser son fonctionnement, plusieurs paramètres d'exploitation ont été modifiés durant la période d'essais :

- La quantité de CAP injectée
- La concentration de CAP dans le réacteur
- Le dosage du FeCl₃ (dans l'objectif d'améliorer la perméabilité des membranes)
- Le type de CAP : test de deux fournisseurs
- Le volume du réacteur de contact (déterminant le temps de contact du CAP avec l'eau usée)

Les valeurs testées pour les différents paramètres sont présentées dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Paramètres d'exploitation testés pour le pilote CAP-UF

Paramètres	Unité	Valeurs testées
Dosage du CAP	[mg/l]	0 / 10 / 12 / 15 / 20
Concentration de CAP dans le réacteur	[mg/l]	0 / 500 / 1000 / 1500 / 2000
Dosage du FeCl ₃	[mg FeCl ₃ /l]	3 / 4 / 5 / 6 / 8 / 10 / 15
Volume du réacteur de contact	[m ³]	10 / 20 / 30
Type de charbon actif		Pas de CAP / Norit SAE Super / Sorbopor

Les conditions générales d'exploitation sont présentées dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Conditions d'exploitation du pilote CAP-UF. Seule une fourchette de valeurs est indiquée, la plupart des paramètres ayant été significativement modifiés durant les tests (recherche de conditions d'exploitation optimales)

Conditions d'exploitation	Unité	Variation
Flux membranaire	[l/h*m ²]	16-45
Débit d'eaux usées traité	[l/s]	2-7
Débit du perméat	[l/s]	3-8
Débit de recirculation	[l/s]	120-130
Débit d'air (système airlift)	[Nm ³ /h]	60-70
Durée de la phase de filtration	[minute]	8-12
Pression transmembranaire durant la filtration	[bar]	0.1-0.3
Débit de rétrolavage	[l/s]	45-55
Durée du rétrolavage	[s]	7-12
Pression transmembranaire durant le rétrolavage	[bar]	0.5-1
Intervalle entre les drainages	[h]	3-5
Durée des drainages	[s]	40-60
Durée du nettoyage chimique 1: NaOCl, 250mgCl/l	[minute]	60-90
Durée du nettoyage chimique 2: acide citrique, 1%w	[h]	1-12
Intervalle entre les nettoyages chimiques	[jour]	15-45
Temps de séjour de l'eau dans le réacteur de contact	[minute]	30-100
Temps de séjour du CAP dans le réacteur de contact	[jour]	2-17
Consommation électrique	[kWh/m ³]	0.9-1.9

Les conditions de température, pH et conductivité de l'eau étaient les mêmes que pour l'ozonation (cf. chapitre 5.2.1). Les paramètres liés à la filtration membranaire n'ont pas été fortement modifiés durant les essais, mis à part la fréquence et la durée des nettoyages chimiques. Le temps de séjour de l'eau dans les réacteurs de contact dépend du nombre de réacteurs en service et du débit traité. Le temps de séjour du CAP dans le système dépend en plus du dosage de CAP et de sa concentration dans les réacteurs.

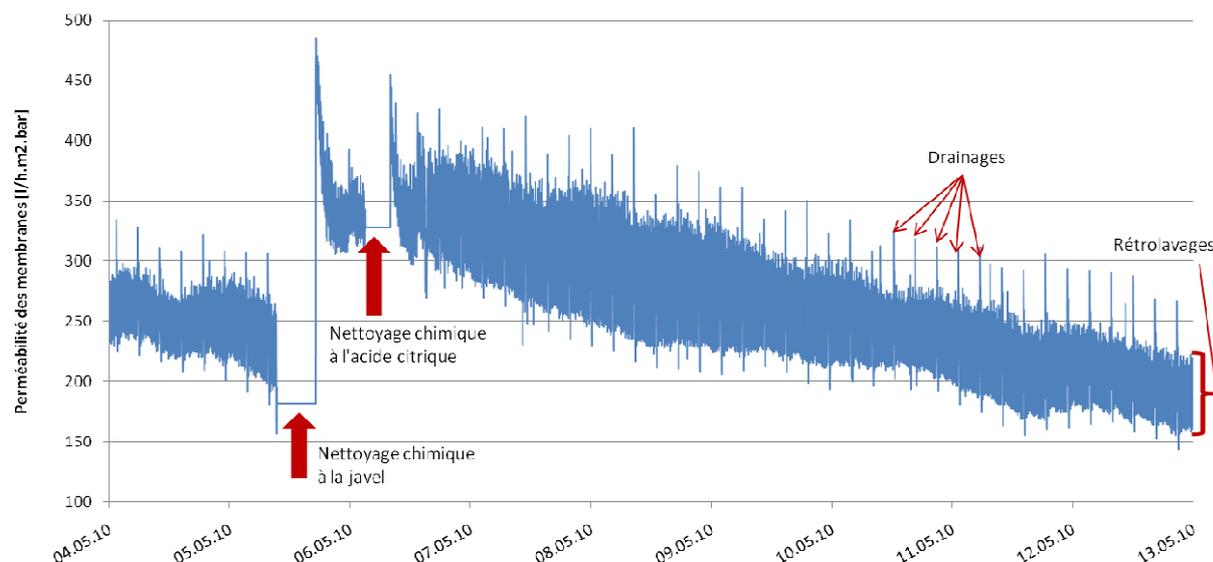


Figure 16 : Exemple d'évolution de la perméabilité des membranes début mai 2010. Deux nettoyages chimiques (trempage de 1h20) ont été faits les 5 et 6 mai afin d'améliorer la perméabilité. La forte fluctuation est due aux rétrolavages et aux drainages (pics) qui augmentent fortement la perméabilité, laquelle chute ensuite de nouveau rapidement.

Afin de maintenir une perméabilité des membranes convenable, des rétrolavages ont été effectués automatiquement toutes les 10 minutes environ. Leur effet est visible sur la Figure 16, chaque rétrolavage permettant d'augmenter la perméabilité de plusieurs dizaines de l/h.m².bar. Celle-ci retourne cependant rapidement à sa valeur initiale, d'où la forte oscillation visible sur la Figure 16. Les drainages permettent d'augmenter la perméabilité seulement de manière ponctuelle et ne semblent pas avoir, sur le moyen terme, plus d'effet que les rétrolavages. Malgré ces nettoyages physiques, la perméabilité baisse en continu et une à deux fois par mois, des nettoyages chimiques puissants ont été nécessaires afin de retrouver une meilleure perméabilité. L'installation n'a cependant pu traiter en moyenne que 4 à 5 l/s d'eaux usées (au lieu des 10 l/s initialement prévus) à cause du colmatage rapide des membranes.

Les rétrolavages augmentent le volume à traiter d'un facteur 1.15 à 1.35 suivant le débit entrant, la fréquence et la durée des rétrolavage. La capacité des membranes doit ainsi être de 15 à 35% plus élevée que le débit à traiter. Lors des essais, le flux membranaire moyen de l'installation (capacité des membranes) était d'environ 30 l/h.m².

5.3.2 STABILITÉ DU SYSTÈME

Le traitement CAP-UF pour les eaux usées n'est pas une technologie utilisée à l'échelle industrielle. Les installations (innovantes) mises en place à Lausanne font office de pilotes de tests pour déterminer si la combinaison de ces technologies est réalisable à grande échelle, et pour trouver les paramètres d'exploitation optimaux. De nombreux réglages et tests différents ont été effectués, ne permettant cependant pas de définir en moins d'une année les conditions optimales d'exploitation (et donc la stabilité du procédé sur le long terme).

Le pilote a commencé à traiter les débits souhaités le 18 août 2009, après un mois de tests et de réglages. Plusieurs pannes ont toutefois interrompu le bon fonctionnement de l'installation fin août et début septembre. De plus, un colmatage des membranes est rapidement apparu, réduisant de plus de moitié les débits pouvant être traités et nécessitant de fréquents nettoyages chimiques.

La Figure 17 donne un aperçu du fonctionnement du pilote durant la phase d'exploitation du 20 juillet 2009 au 2 juin 2010, avec indications des pannes les plus importantes (arrêt pendant plus de 12 heures).

CAP-UF est due à la pompe de recirculation (47%) et à la soufflante (système Airlift, 23%), d'autres configurations (recirculation plus faible, filtration frontale, membranes immergées) pourraient avoir de meilleurs rendements;

- Le colmatage des membranes ne permet pas de passer les débits souhaités et la stabilité de fonctionnement des membranes sur le long terme doit encore être démontrée.

Les principaux problèmes d'exploitation de l'installation sont dus à la filtration membranaire. Un autre système de séparation du CAP, comme par exemple sur un filtre à sable, est donc aujourd'hui recommandé (cf. chapitre 7.5).

Certains problèmes liés à la préparation et au dosage du CAP ne sont cependant pas encore résolus, et la fiabilité du système de dosage doit être améliorée afin de garantir que la dose injectée est bien celle souhaitée. Par exemple, pour éviter un colmatage des conduites, une solution de CAP à plus faible concentration (0.5% au lieu de 5%) et l'utilisation de pompes péristaltiques au lieu de pompes à membranes seraient peut-être plus appropriées (selon des études menées en Allemagne, H. Kapp, Biberach Hochschule, communication personnelle). Un système de mouillage du CAP par aspiration (dépression par effet Venturi dans une trompe à eau) est également possible (ce procédé est notamment utilisé dans les essais menés à Kloten). De plus, certains corps étrangers (morceaux de bois, de papier, etc.) ont été trouvés dans certains CAP, entraînant un blocage des vannes et des pompes. Une garantie de la qualité du CAP est donc nécessaire (tamisage préalable, etc.)

5.3.5 SÉCURITÉ

La manutention des produits chimiques (acides, eau de Javel) et du charbon actif en poudre n'a pas entraîné d'accident ou d'atteinte à la santé du personnel.

5.3.6 PERSONNEL

Comme pour l'ozonation, le pilote CAP-UF a été exploité par le personnel de la STEP, après une brève formation par l'entreprise fournissant l'installation.

Les besoins en personnel pour l'exploitation de l'installation CAP-UF sont résumés dans le Tableau 14. Le temps nécessaire pour chaque tâche a été estimé en fonction du temps consacré par le personnel sur le pilote pour l'exploitation d'une installation comportant une batterie de 20 à 30 membranes. Le temps consacré à l'optimisation de l'installation et aux campagnes d'analyses n'est pas compté dans les tâches d'exploitation.

Les principales tâches consistent au contrôle du bon fonctionnement de l'installation, à la commande et préparation du CAP, des produits de nettoyage chimique et du chlorure ferrique, ainsi qu'à l'entretien des pompes et soufflantes, et aux réparations/remplacements des membranes.

Tableau 14 : Besoin en personnel pour l'exploitation de l'installation CAP-UF. Le temps a été estimé pour une batterie de 20 à 30 membranes d'une capacité de 5 à 15 l/s.

Tâches	Périodicité	Temps	Remarques
Contrôle visuel de l'installation	Hebdomadaire	7.5 h/mois	Pour 1-10 batteries de 20-30 membranes
Commande, réception et préparation des réactifs	Mensuel	3 h/mois	Indépendamment du débit traité
Nettoyages chimiques	Mensuel	1 h/mois	Pour une batterie de 20-30 membranes
Entretiens mécaniques (pompes, moteurs, membranes, ...)	Semestriel	2 h/mois	Pour une batterie de 20-30 membranes
Contrôle annuel avec vidange et nettoyage des réacteurs	Annuel	0.5 h/mois	Pour une batterie de 20-30 membranes
Total		14 h/mois	Pour traiter 5-15 l/s

5.4 POINTS CLÉS DE L'EXPLOITATION DES INSTALLATIONS PILOTES

- Le fonctionnement du **bioréacteur à lit fluidisé** est stable et maîtrisé, et son exploitation peut se faire par le personnel de la STEP. Cependant, le dimensionnement de l'installation n'est pas suffisant pour assurer en tout temps une nitrification totale. Des optimisations (du système d'aération, du taux de remplissage du garnissage, etc.) sont encore nécessaires;
- Après une phase d'adaptation, le fonctionnement de **l'installation d'ozonation** a pu être maîtrisé et s'est déroulé sans panne majeure durant plus de huit mois. L'exploitation a été gérée par le personnel de la STEP, lequel a été spécialement formé pour travailler avec ce composé dangereux ;
- La **régulation du dosage d'ozone** s'est principalement faite en fonction de la concentration d'ozone résiduel en sortie du réacteur. Ce système de régulation, facile à exploiter, s'avère approprié pour ce type d'installation (meilleure prise en compte de la demande oxydative qu'une régulation en fonction du COD, garantie de traitement) ;
- **L'installation CAP-UF** n'a pas pu fonctionner en continu à cause du **colmatage rapide des membranes**, nécessitant de puissants nettoyages chimiques. La faible perméabilité des membranes n'a permis de fonctionner qu'à la moitié de la capacité prévue, augmentant fortement la consommation énergétique par m³ traité. La filtration membranaire doit être encore optimisée pour permettre une exploitation sur le long terme de ce procédé, ou être remplacée par un filtre à sable. Le système de **dosage du CAP** et les réacteurs de contact ont fonctionné de manière beaucoup plus stable. Les campagnes d'analyses ont pu se réaliser lors du bon fonctionnement de l'installation ; les différentes pannes n'influencent donc pas l'interprétation des résultats. Le pilote a été exploité par le personnel de la STEP après une brève formation.

6 ANALYSES ET MESURES

6.1 OBJECTIFS ET CONCEPT DU MONITORING

Lors de cette étude, l'efficacité des installations a été évaluée en fonction de l'élimination des micropolluants. Les concentrations de ces substances ont donc été mesurées régulièrement dans les différentes étapes du traitement. Ce monitoring consiste essentiellement en l'analyse de 58 micropolluants organiques potentiellement présents en quantité mesurable dans les eaux usées. La toxicité des eaux a aussi été évaluée par plusieurs tests écotoxicologiques, qui permettent de s'assurer que la toxicité est bien réduite, celle-ci pouvant être causée par des substances non analysées, par l'effet du mélange des substances, ou par des produits de transformation.

Les objectifs de ce monitoring sont :

- Evaluer l'efficacité des traitements par ozonation et adsorption sur charbon actif pour éliminer les micropolluants (détermination des abattements par des analyses chimiques et écotoxicologiques) ;
- Déterminer l'influence des traitements sur la qualité des effluents par le biais de tests écotoxicologiques ;
- Evaluer les éventuels effets secondaires de ces traitements (produits de transformation, hygiène).

L'efficacité des traitements a été contrôlée régulièrement par des campagnes d'analyses sur des échantillons moyens journaliers (24h) représentatifs, prélevés en différents points (voir chapitre 6.2), si possible par temps sec (pour éviter une dilution par la pluie donnant des concentrations inférieures à la limite de quantification). Deux types de campagnes ont été effectués :

- **Petites campagnes d'une journée (PC)** : hebdomadaires (généralement le mardi (75% des cas), éventuellement le lundi ou le mercredi), elles permettent de mesurer l'effet des différents réglages sur les installations et de trouver un optimum de fonctionnement pour les grandes campagnes. Les échantillons moyens journaliers (24 h) sont analysés pour déterminer les paramètres classiques des eaux usées ainsi que les concentrations d'une liste réduite de 21 micropolluants.
- **Grandes campagnes d'une semaine (GC)** : saisonnières, ces campagnes d'échantillonnage de sept jours consécutifs ont pour objectif de déterminer l'abattement des micropolluants et de la toxicité dans les effluents par les différents procédés. Divers paramètres généraux et la liste complète des 58 micropolluants sont analysés. De plus, de nombreux tests écotoxicologiques sont effectués. Pour limiter le nombre d'analyses de micropolluants (capacité limitée du laboratoire), les échantillons journaliers sont ensuite regroupés en trois lots : lundi et mardi, mercredi et jeudi, et du vendredi au dimanche. Ces regroupements se basent sur une précampagne d'analyses d'une semaine, durant laquelle aucune tendance significative n'a été observée (ainsi la période du vendredi 7h au lundi 7h a été considérée comme représentative du week-end). Les tests écotoxicologiques se font sur un échantillon composite de 7 jours.

6.2 POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE

Des échantillons sont prélevés de manière automatique toutes les 15 minutes (afin de détecter tout événement important comme les livraisons par camions de différents liquides), indépendamment du débit (conformément au plan d'échantillonnage défini entre la STEP de Vidy et le SESA pour les installations existantes), sur une période de 24h (de 7h à 7h) afin d'obtenir des échantillons composites journaliers (env. 5 litres). Les échantillonneurs en entrée de STEP et en sortie de la biologie forte charge fonctionnent avec des pompes à vide, les autres avec des pompes péristaltiques. Les échantillons sont prélevés dans des bouteilles en polyéthylène (PE), puis stockés à 4°C dans des bouteilles en verre. Ils sont ensuite transférés rapidement (généralement dans la demi-journée) aux différents laboratoires qui se chargent des analyses.

Les points de prélèvement sont les suivants (voir Figure 18) :

1. A l'entrée de la STEP après le dessableur et le dégrilleur, afin d'éviter un colmatage des échantillonneurs par des déchets grossiers ;
2. Après le traitement biologique sur lit fluidisé et le décanteur secondaire ;
3. Après l'ozonation ;
4. Après la filtration suivant l'ozonation (filtre à charbon granulaire ou à sable) ;
5. Après l'ultrafiltration du système à charbon actif en poudre ;
6. Après le traitement biologique actuel (boues activées) de la STEP (sortie actuelle vers le lac).

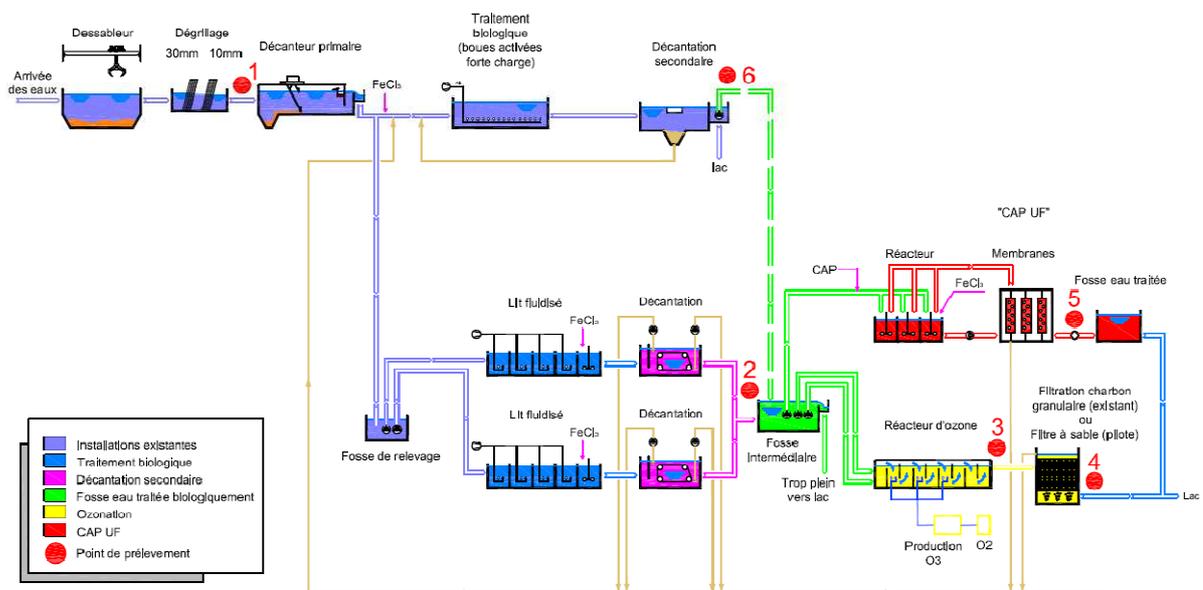


Figure 18 : Schéma général avec les points d'échantillonnage (en rouge)

Le point 1 représente les eaux usées brutes, alors que les points 4 et 5 sont représentatifs des effluents traités rejetés dans le lac.

La configuration du système CAP-UF (recirculation du concentrat) entraîne des concentrations élevées de MES dans le réacteur, rendant compliquées les analyses entre le réacteur CAP et les membranes. Afin d'avoir une idée de l'effet du système membranaire seul, une campagne d'analyse a été faite sans ajout de CAP dans l'installation.

Les matériaux utilisés pour l'échantillonnage (tuyaux de prélèvement, bouteilles, etc.) doivent faire l'objet d'un choix judicieux, afin d'éviter toute contamination (par exemple, libération de phtalates, de bisphénol A ou d'autres additifs dans certains plastiques). L'utilisation de tuyaux d'arrosage traditionnels est à proscrire. En effet, lors des deux premières grandes campagnes, un tuyau d'arrosage classique a été utilisé pour les prélèvements aux points 4 et 5 et l'on a observé une forte contamination par le bisphénol A et le nonylphénol.

6.3 PARAMÈTRES ANALYSÉS

Pour le monitoring des installations pilotes, une sélection de micropolluants ainsi que les paramètres classiques des eaux usées ont été analysés. Plusieurs tests écotoxicologiques, ainsi que d'autres mesures ponctuelles ont été effectués.

6.3.1 ANALYSES EN LIGNE

Pour le contrôle et la régulation des installations, certains paramètres ont été mesurés en continu (chaque minute) grâce à des sondes en ligne (cf. annexe 9) :

- **Lit fluidisé** : débits, concentrations en oxygène dissous et en ammonium, température de l'eau et consommation électrique ;
- **Ozonation** : débits, concentration d'ozone résiduel dans le réacteur, concentration d'ozone dans le gaz injecté et en sortie du réacteur, conductivité, pH, consommation électrique, et pendant certaines périodes, concentration en COD ;
- **CAP-UF** : débits, pression, température de l'eau, perméabilité des membranes et consommation électrique.

6.3.2 PARAMÈTRES CLASSIQUES

Les paramètres classiques des eaux usées, tels que la DCO et la DBO₅, les MES, la matière azotée (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻), le phosphore, le pH, la conductivité et le carbone organique dissous (COD) et total (COT) ont été mesurés régulièrement par les laboratoires de la ville de Lausanne (STEP et **eauservice**) et du canton (SESA) (sur des échantillons composites de 24h proportionnels au temps).

6.3.3 MICROPOLLUANTS

58 substances organiques dissoutes ont été analysées (voir Tableau 15). La plupart de ces substances sont régulièrement détectées dans les eaux de surface en Suisse et proviennent essentiellement des eaux usées communales (Götz, et al., 2010b). Elles se divisent en trois catégories : produits pharmaceutiques, biocides et pesticides, et substances à effet hormonal. Le choix des substances, décrit dans les études de Perazzolo et al. (2010) et Morasch et al. (2010), s'est basé sur plusieurs critères :

- Substances les plus vendues en Suisse et donc se retrouvant potentiellement en quantité mesurable dans les eaux usées ;
- Substances relativement polaires, qui ont une plus grande probabilité de se retrouver dans la phase aqueuse ;
- Substances bioactives sur les organismes aquatiques : biocides, pesticides, produits pharmaceutiques et substances hormonales ;
- Substances peu ou pas dégradées dans une STEP conventionnelle (persistantes) ;
- Substances analysables par une méthode de screening (analyse de plusieurs substances simultanément par UPLC-MS/MS) ;
- Substances déjà analysées lors de précédentes campagnes de mesures (notamment dans le Léman) ou lors des essais similaires menés à Regensdorf.

Ainsi 36 produits pharmaceutiques, 13 biocides et pesticides, 2 inhibiteurs de corrosion et 7 substances à effet hormonal ont été sélectionnés (Tableau 15). D'autres substances prioritaires n'ont cependant pas pu être analysées à défaut de méthodes analytiques. La plupart de ces substances (31 composés) font également parties de la liste des 47 principaux micropolluants provenant des eaux usées communales en Suisse, définie dernièrement par Götz et al. (2010c) (sur 250 substances candidates).

Tableau 15 : Micropolluants analysés pour le monitoring des installations de Vidy.

Substances	LD (ng/l)	Substances	LD (ng/l)	Substances	LD (ng/l)
Produits pharmaceutiques		Antibiotiques		Fongicides	
<i>Anticholestérol / Hypolipémiant</i>		<i>Antibiotiques</i>		<i>Fongicides</i>	
Acipimox	45	Azithromycine	76	Carbendazime	16
Bézafibrate	1.5	Ciprofloxacine	37	IPBC	7
Acide clofibrigue (métabolite du clofibrate)	30	Clarithromycine	0.4	Propiconazole	7
Fénofibrate	0.9	Clindamycine	0.2	Insecticides	
Gemfibrozil	2.9	Métronidazole	21	Diazinon	1.8
Pravastatine	164	Norfloxacine	1.9	Algicides	
Simvastatine	30	Ofloxacine	0.4	Irgarol	1.0
Antiépileptiques		Sulfadiméthoxine	0.3	Terbutryne	0.1
Carbamazépine	0.1	Sulfaméthoxazole	0.2	Inhibiteurs de corrosion	
Gabapentine	1.8	Triméthoprime	0.2	Benzotriazole	4.1
Primidone	0.7	Analgésiques / Anti-inflammatoires		Méthylbenzotriazole	49
Bêta-bloquant		Diclofénac	1.2	Biocide	
Aténolol	1.2	Ibuprofène	13	Triclosan	45
Métoprolol	4.4	Ketoprofène	6	Substances à effet hormonal	
Nadolol	52	Acide méfénamique	2.6	Hormones stéroïdiennes	
Propranolol	0.3	Naproxène	9	β-Estradiol	180 (5.2)
Sotalol	0.5	Paracétamol	8	α-Estradiol	90 (3.1)
Produits de contraste radiographiques		Biocides/ Pesticides		Estriol	98 (5.2)
Acide diatrizoïque + acide iotalamique	33	Herbicides		Estrone	16 (0.9)
Iohexol	2177	Atrazine	0.2	17α-Éthinylestradiol	137 (11)
Ioméprol	307	Chloridazone	214	Disrupteurs endocriniens	
Iopamidol	145	Diuron	14	Bisphénol A	49
Iopromide	2045	Isoproturon	17	Nonylphénol	301
		Mécoprop	10		
		Tébufénozide	1.0		

LD: Limite de détection (entre parenthèses, nouvelles LD pour la dernière grande campagne)

En rouge, les 21 substances analysées lors des petites campagnes

En gras italique, les 5 substances indicatrices proposées dans le projet de modification de l'OEaux

Il a été choisi de ne pas étudier les micropolluants plus hydrophobes (métaux lourds, HAP, PCB, pesticides organochlorés, etc.), des régulations chiffrées existant déjà pour la plupart de ces composés (OEaux, ORRChim, OPPh, directive européenne 2008/105/CE). Ceux-ci se retrouvent généralement majoritairement adsorbés sur les particules et sont donc déjà en partie éliminés (40-100%) lors du traitement conventionnel des eaux usées (Karvelas, et al., 2003) (Katsoyiannis, et al., 2005). L'apport principal de ces substances dans les eaux superficielles n'est donc généralement pas dû aux rejets des STEP municipales, mais plutôt aux eaux de ruissellements, aux rejets industriels ou aux lixiviats de décharges.

L'analyse des 58 micropolluants s'est faite au laboratoire central environnemental (CEL) de l'EPFL suivant la méthodologie de screening décrite dans Morasch et al. (2010). Tous les échantillons ont été acidifiés (pH 2.5) et filtrés à 0.7 µm et les analyses chimiques ont été effectuées seulement sur le filtrat. (Certaines substances peuvent cependant se retrouver en partie adsorbées aux particules, ce qui peut modifier le calcul de la charge en entrée). Ils ont ensuite été concentrés par « extraction sur phase solide (SPE) » puis quantifiés par chromatographie liquide à haute performance couplée à des spectromètres de masse en tandem (UPLC-MS/MS). Les métabolites, les conjugués ou les produits de transformation des substances n'ont pas été recherchés.

Pour diminuer le temps nécessaire pour les analyses, une liste réduite de 21 substances (cf. Tableau 15) a été utilisée pour le suivi régulier de l'installation (petites campagnes). Parmi ces substances se trouvent les 5 micropolluants indicateurs qui ont été proposés dans le projet de modification de l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux)³ pour contrôler le bon fonctionnement des traitements avancés (DETEC, 2009) (Götz, et al., 2010a).

³ Disponible sur : www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/17613.pdf

Pour une évaluation plus globale, en juin 2008 avant le début des essais, 138 substances ont été analysées à l'entrée et à la sortie de la STEP par le Technologiezentrum Wasser (TZW, Karlsruhe, Allemagne) (61 pesticides, 64 médicaments et 13 autres substances). L'Eawag a également analysé environ 120 substances lors de deux grandes campagnes (extraction sur phase solide, suivie d'une chromatographie liquide, d'une ionisation positive ou négative par électronébuliseur, et d'une détection par spectrométrie de masse (LC-ESI-MS/MS)). Ces screenings ont porté sur 12 biocides, 9 produits industriels, 4 produits domestiques, 75 produits pharmaceutiques et 19 métabolites de médicaments. La liste de ces substances est disponible dans l'annexe 3.

Les analyses ont une incertitude estimée à environ 30%, laquelle est cependant variable selon les substances analysées, leurs concentrations et le type de matrice (de Alencastro, EPFL, communication personnelle). En effet, la méthode de screening utilisée permet d'analyser de nombreuses substances en une seule fois, mais ne peut pas garantir des valeurs exactes pour tous les composés. Lorsque les concentrations mesurées sont proches de la limite de quantification (moins de 2.5 à 5 fois la LQ), l'expérience montre que l'incertitude analytique se situe plutôt entre 50 et 100% (Martin, et al., 2011). Les variations interlaboratoires peuvent être cependant nettement plus importantes (coefficient de variation entre 0.3 et 0.8) comme l'ont montré certaines études européennes (Farré, et al., 2008) (Heath, et al., 2010) ou l'interlaboratoire effectué lors de ces essais (cf. chapitre 7.2.5). L'incertitude sur l'analyse des micropolluants n'a pas été considérée dans la présentation et l'interprétation des résultats (difficile à quantifier).

6.3.4 TESTS ÉCOTOXICOLOGIQUES

Les analyses effectuées permettent de mesurer seulement les composés recherchés. Cependant d'autres substances peuvent s'avérer problématique pour les milieux aquatiques. Pour détecter les effets nocifs de substances non mesurées et évaluer la toxicité globale des effluents (effet de mélanges complexes), des tests écotoxicologiques ont été effectués. Ces tests ont pour objectifs d'évaluer l'efficacité des traitements en termes de toxicité, ainsi que la qualité des effluents.

Le choix des tests écotoxicologiques s'est basé sur des études préliminaires et sur les résultats d'essais similaires menés à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009). Les méthodes ont été discutées et choisies par un groupe international d'experts en écotoxicologie. La sélection des tests s'est basée sur plusieurs critères (Abegglen, et al., 2009):

- Les tests doivent être **sensibles**. Ils doivent être capables de réagir aux micropolluants dans les concentrations habituellement mesurées en sortie de STEP ;
- Ils doivent être si possible **reconnus internationalement** (certification ISO, OCDE, DIN) et les résultats devraient pouvoir être comparés avec d'autres études similaires ;
- Ils doivent s'effectuer sur plusieurs niveaux trophiques (bactéries, algues, macrophytes, microcrustacés, poissons) afin d'être **représentatifs du milieu récepteur**.
- Ils doivent permettre l'analyse **d'effets spécifiques et généraux**, soit sur des échantillons intacts, soit sur des échantillons concentrés, ou dans des systèmes à débit continu (canaux, microcosmes).

Les différents tests sélectionnés, leurs spécificités, ainsi que les laboratoires chargés de les effectuer sont présentés dans le Tableau 16. Certains tests ont été effectués sur des échantillons concentrés (extraction sur phase solide SPE) afin d'augmenter leur sensibilité pour certaines classes de substances. 9 tests *in vivo* (directement sur les organismes, toxicité générale ou spécifique) et 16 tests basés sur des mécanismes cellulaires spécifiques (*in vitro*) (étude des effets de certaines classes de substances avec un mode d'action similaire) ont été choisis. Dans de précédentes études (Abegglen, et al., 2009), certains tests *in vivo* (*C.dubia*, *L.minor*, *P.subcapitata*, microtox) se sont montrés pas suffisamment sensibles pour évaluer l'efficacité des traitements avancés. Ces tests ont cependant été sélectionnés car ils sont applicables sur des échantillons inaltérés (sans extraction SPE) et donnent une indication en cas d'une augmentation de la toxicité après les traitements avancés. Une description plus détaillée des tests est disponible dans le rapport du Centre Ecotox (Kienle, et al., 2011).

Tableau 16 : Tests écotoxicologiques effectués sur différents niveaux trophiques, ainsi que pour différents effets spécifiques

Tests utilisés	Effets toxiques	Niveaux trophiques	Standards	Laboratoires, lieux
<i>Tests sur des mécanismes cellulaires spécifiques (in vitro) sur échantillons non concentrés</i>				
- Test d'Ames	Potentiel mutagène /cancérigène	Test sur cellules bactériennes	ISO 16240	Hydrotox, Freiburg (D) (www.hydrotox.de)
- Test Micronucleus VC79 avec activation S9	Effets génotoxiques (cancérigènes)	Test sur cellules de mammifères	ISO 21427-2	
<i>Tests sur des mécanismes cellulaires spécifiques (in vitro) sur échantillons concentrés</i>				
- Test de génotoxicité UmuC-test	Effets génotoxiques	Test sur cellules bactériennes	ISO 13829	
- Test d'oestrogénicité sur levure (YES-test)	Effets oestrogéniques	Test sur cellules de levures		Centre Ecotox EAWAG, Dübendorf (CH) (www.oekotoxzentrum.ch)
- Test algues combiné sur <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Toxicité non spécifique (inhibition de la croissance) et spécifique (inhibition de la photosynthèse II)	Algues, producteurs primaires		
- Panel de tests CALUX 10	Divers effets (activités oestrogénique, androgénique, glucocorticoïde et progestérone et prolifération de peroxyosome)	Test sur cellules humaines		BDS (Biodetection System) (NL) (www.bds.nl)
- Essais de stéroïdogenèse sur la lignée cellulaire H295R	Effets hormonaux (production d'estradiol et de testostérone)	Test sur cellules humaines		RWTH, Aachen (D) (www.rwth-aachen.de), Enrinx Inc. (CA)
<i>Tests in vivo en laboratoire sur échantillons non concentrés</i>				
- Test de reproduction sur le gastéropode aquatique <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Toxicité chronique (56 j) : reprotoxicité, mortalité	Gastéropode, consommateur primaire	Duft et al. 2007	RWTH, Aachen (D) (www.rwth-aachen.de)
- Test Microtox® de bioluminescence bactérienne (<i>Vibrio fischeri</i>)	Toxicité aiguë non spécifique (30 min): inhibition de la luminescence	Bactéries, décomposeurs	ISO 11348-3	
- Test de reproduction sur microcrustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicité chronique (8 j) : reprotoxicité et mortalité	Zooplancton, consommateurs primaires	ISO 20665	Soluval Santiago, Couvet (CH)
- Test de croissance des macrophytes <i>Lemna minor</i>	Toxicité chronique non spécifique (7 j): inhibition de la croissance	Plantes aquatiques, producteurs primaires	ISO 20079	
- Test de croissance des algues vertes <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Toxicité chronique non spécifique (3 j): inhibition de la croissance	Algues, producteurs primaires	ISO 8692	
- Test sur les microcrustacés <i>Gammarus fossarum</i>	Impact sur le comportement (baisse du taux d'alimentation, mortalité) (7 j)	Zooplancton, consommateurs primaires		IUW, Université de Koblenz-Landau (D) (www.uni-koblenz-landau.de)
- Test sur les œufs de poisson <i>Danio rerio</i> (DarT) (poisson zèbre)	Toxicité aiguë (2 j) : mortalité, déformation	Poissons, consommateurs secondaires	DIN 38415-T6	ECT Oekotoxikologie, Flörsheim (D) (www.ect.de)
<i>Tests in vivo en continu effectués à la STEP</i>				
- Test sur les vers d'eau douce <i>Lumbriculus variegatus</i>	Toxicité chronique des sédiments (28 j) : reprotoxicité et biomasse	Vers, décomposeurs	OCDE 225	ECT Oekotoxikologie, Flörsheim (D) (www.ect.de)
- Test FELST (Fish early life stage test) sur <i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	Toxicité chronique (69 j) : mortalité, éclosion des œufs, comportement, effets hormonaux	Poissons, consommateurs secondaires	OCDE 210	

6.3.5 AUTRES PARAMÈTRES

6.3.5.1 MICROBIOLOGIE

Dans l'objectif d'hygiéniser les eaux rejetées, un suivi microbiologique (*E.Coli*, germes totaux, entérocoques) a été effectué afin de déterminer la capacité de désinfection des installations pilotes. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire **ea**uservice de la ville de Lausanne pour chaque grande campagne.

La capacité d'élimination des virus a aussi été étudiée lors d'une grande campagne par le laboratoire de chimie environnementale (LCE) de l'EPFL.

6.3.5.2 SOUS-PRODUITS DE RÉACTION

En fonction de la composition de l'eau brute, l'ozonation peut s'accompagner de la formation de nitrosamines ou de bromate (substances cancérigènes), suite à la dégradation des composés organiques

azotés et à l'oxydation du bromure. Des analyses de bromate et de nitrosamines ont donc été effectuées par l'Eawag lors de certaines grandes campagnes.

D'autres sous-produits potentiellement toxiques peuvent être formés lors de l'ozonation. Comme il est compliqué d'analyser toutes ces substances, leur impact potentiel a été déterminé par des tests écotoxicologiques.

6.3.6 RÉSUMÉ DES PARAMÈTRES ANALYSÉS

Le Tableau 17 synthétise toutes les analyses effectuées lors des campagnes.

Tableau 17 : Paramètres analysés lors des campagnes de monitoring, laboratoires concernés, types de campagnes et d'échantillons. La majorité des analyses ont été faites pour tous les points d'échantillonnage (1, 2, 3, 4 et 5, éventuellement 6, cf. Figure 18). Seuls certains tests écotoxicologiques in vivo n'ont pas été réalisés sur les eaux en entrée de STEP.

	Analyses	Laboratoires	Petites campagnes	Grandes campagnes	Hors campagnes	Type d'échantillon
Analyses classiques	DCO, DBO ₅ , MES, NH ₄ , NO ₂ , NO ₃ , P _{total} , P _{sol} , pH, conductivité, COD, COT	STEP de Vidy, Eauservice, SESA (CH)	Toutes	1, 2, 3, 4		24h
Micropolluants	58 substances (produits pharmaceutiques, pesticides, substances hormonales)	Laboratoire central environnemental EPFL (CH)	Toutes, avec 21 substances	1, 2, 3, 4		24-72h
	Screening env. 120 substances	Département de chimie environnementale EAWAG (CH)		2, 3		168h
	4 substances à effet hormonal	Centre Ecotox EAWAG (CH)		3, 4		168h
	-Test algues combiné sur <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>					
	-Test d'oestrogénicité sur levure (YES-test)	Centre Ecotox EAWAG (CH)		1, 2, 3, 4		168h
	-Test de génotoxicité UmuC-test					
	-Panel de tests CALUX	BDS (NL)		1, 2, 3, 4		168h
	-Essais de stéroïdogenèse sur la lignée cellulaire H295R					
	-Test de reproduction sur le gastéropode aquatique <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	RWTH Aachen (D), Entrix Inc. (CA)		1, 2, 3, 4		168h
	-Test Microtox® de bioluminescence bactérienne <i>Vibrio fischeri</i>			1, 2, 3		168h
Tests écotoxicologiques	- Test de reproduction sur microcrustacés <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Soluval Santiago (CH)				
	- Test de croissance des macrophytes <i>Lemna minor</i>			1, 2, 3, 4		168h
	- Test de croissance des algues vertes					
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>					
	-Test sur les œufs de poisson <i>Danio rerio</i> (DarT)			1, 2, 3, 4		168h
	-Test sur les vers <i>Lumbriculus variegatus</i>	ECT (D)			mars, avril, mai.10	En continu pendant 11 semaines
	-Test FELST (Fish early life stage test) sur <i>Oncorhynchus mykiss</i>					
	-Test d'Ames et V79-Micronucleus (génotoxicité)	Hydrotox (D)		2, 3, 4		168h
	-Test sur <i>Gammarus fossarum</i>	Université de Landau (D)			janvier/mars /mai/juin.10	24-48h
Microbiologie	<i>E. Coli</i> , germes totaux, entérocoques	Eauservice (CH)		1, 2, 3, 4		Ponctuel
	Virus	Laboratoire de chimie environnementale EPFL (CH)		4		24h
Produits de réaction	Bromates	Départements W+T et de chimie environnementale EAWAG (CH)		3	sept.10	168h
	Nitrosamines			2, 3		168h
Nanoparticules*		Nanotion AG (CH)			mai/août.10	Ponctuel

* Les analyses exploratoires de nanoparticules n'ont pas apporté d'éléments exploitables. Les résultats ne sont donc pas présentés dans ce rapport

6.4 CAMPAGNES RÉALISÉES

Durant la période d'essais, du 2 juin 2009 au 2 juin 2010, 4 grandes campagnes d'analyses (GC) ont été effectuées sur l'ozone, trois GC ont été effectuées sur le LF et le traitement CAP-UF, et une GC et une précampagne ont eu lieu sur les boues activées forte charge. Au total, 24 petites campagnes ont également été réalisées.

Le Tableau 18 présente les dates des différentes campagnes avec leurs conditions d'exploitation et les conditions météorologiques. En cas de pluie, un facteur de dilution des eaux usées a été estimé. Il représente le ratio entre le volume total mesuré (par temps de pluie) et le volume par temps sec (estimé sur la base du débit temps sec des jours précédant la pluie) entrant dans la STEP durant la période de l'échantillonnage.

Les conditions météorologiques entre juin 2009 et juin 2010 sont dans l'ensemble légèrement plus sèches et plus chaudes que les moyennes (1970-2009) pour l'arc lémanique. Selon les données météorologiques de la

station de Pully⁴ (estimée représentative de la région), la moyenne des précipitations sur cette période (925 mm/an à Pully, 940 mm/an à la STEP de Vidy) était inférieure à la moyenne pour les années 1970-2009 (1138 mm/an). Les mois d'août, septembre, octobre 2009, janvier, mars et avril 2010 ont été plus secs que la moyenne. Et les mois de novembre et décembre 2009 plus pluvieux. Aucune précipitation exceptionnelle n'a eu lieu pendant la durée des essais. La température moyenne sur cette période (11.1°C) était légèrement supérieure à la moyenne entre 1970 et 2009 (10.5°C), avec notamment les mois d'août, septembre, novembre 2009 et avril 2010 plus chauds et les mois de janvier et février plus froids. Des grandes chaleurs journalières (proche du maximum relevé depuis 1864) ont été observées à la mi-août 2009, début octobre 2009 et fin avril 2010. Et des jours de grands froids (proche du minimum relevé depuis 1864) ont été observés à la mi-décembre 2009.

Tableau 18 : Campagnes d'analyses avec les conditions d'exploitation (moyenne journalière)

Date	Type de campagne	Météo d: facteur de dilution = V_{tot}/V_{Ts}	OZONE			CHARBON ACTIF		
			Débit _{entrée} [l/s]	Dosage O ₃ [mg/l]	Dosage équivalent [gO ₃ /gCOD]	Débit _{entrée} [l/s]	Dosage CAP _{inject} [mg/l]	Dosage FeCl ₃ [mg/l]
09.06.2009	Petite campagne	Après la pluie (d:1.15)	43	17.35	2.3	-	-	-
23.06.2009	Petite campagne	Sec	60	4.73	0.6	-	-	-
06.07.2009	Petite campagne	Pluie (d:1.3)	60	7.79	1.2	-	-	-
13.07.2009	Petite campagne	Sec	60	5.72	0.9	-	-	-
20-21.07.2009	Grande campagne 1 (de juillet 2009)	Sec	56	4.25	0.70	-	-	-
22-23.07.2009		Sec	60	5.23	0.55	-	-	-
24-26.07.2009		Pluie (d:1.05)	55	2.35	0.30	-	-	-
25.08.2009	Petite campagne	Pluie (d:2.5)	-	-	-	6.8	10	?
08.09.2009	Petite campagne	Sec	-	-	-	6.5	15	10
15.09.2009	Petite campagne	Sec	-	-	-	6.1	15	5.5
22.09.2009	Petite campagne	Sec	-	-	-	6.1	10	5
05.10.2009	Petite campagne	Sec	33	13.22	1.5	6.6	10	10
12.10.2009	Petite campagne	Pluie (d:1.15)	42	10.93	1.2	7.4	10	10
30.10-01.11.2009	Grande campagne 2 (d'octobre 2009)	Pluie (d:1.5)	13	3.26	0.65	5.0	10	10
02-03.11.2009		Pluie (d:2.6)	20	3.32	0.65	5.4	10	7
04-05.11.2009		Pluie (d:1.15)	26	3.92	0.87	5.5	10	6
23.11.2009	Petite campagne	Pluie (d:2.8)	38	3.93	0.8	5.0	0	3
01.12.2009	Petite campagne	Pluie (d:1.3)	47	3.93	0.5	5.0	0	3
08.12.2009	Petite campagne	Pluie (d:1.5)	52	4.01	0.7	5.0	20	8
15.12.2009	Petite campagne	Sec	31	9.13	1.1	-	-	-
12.01.2010	Petite campagne	Sec	35	7.66	0.8	2.5	10	5
19.01.2010	Petite campagne	Après la pluie (d:1.2)	46	6.13	0.7	2.4	10	5
26.01.2010	Petite campagne	Sec	57	8.86	0.8	2.3	15	5
09.02.2010	Petite campagne	Après la pluie (d:1.2)	47	4.46	0.6	-	-	-
16.02.2010	Petite campagne	Sec	35	6.31	0.7	-	-	-
02.03.2010	Petite campagne	Après la pluie (d:1.2)	48	4.59	0.7	3.3	10	5
10-11.03.2010	Grande campagne 3 (de mars 2010)	Sec	41	5.78	0.72	3.0	12	5
12-14.03.2010		Sec	37	5.84	0.73	3.0	12	5
15-16.03.2010		Sec	39	6.16	0.94	3.0	12	5
20.04.2010	Petite campagne	Sec	24	4.24	0.9	3.0	12	4
27.04.2010	Petite campagne	Sec	21	3.83	0.7	3.0	20	4
04.05.2010	Petite campagne	Sec	37	6.06	0.8	4.3	10	8
19.05.2010	Petite campagne	Sec	36	6.95	1.0	-	-	-
26-27.05.2010	Grande campagne 4 (de mai 2010)	Pluie (d: 1.4)	44	6.98	1.01	4.2	20	15
28-29.05.2010		Pluie (d: 1.15)	34	6.76	1.24	4.1	20	15
30.05.2010		Pluie (d:2.2)	55	3.79	0.81	4.2	20	15
31.05-01.06.2010		Après la pluie (1.15)	35	6.21	1.04	4.2	20	15

⁴ Source : MeteoSuisse sur www.scris.vd.ch

6.5 POINTS CLÉS DU MONITORING

Les principaux objectifs du monitoring sont :

1. Evaluer l'efficacité des traitements pour l'élimination de certains micropolluants (produits pharmaceutiques, pesticides, substances à effet hormonal) ;
2. Evaluer la qualité des effluents en sortie des traitements avancés.

L'efficacité des installations pilotes a été mesurée grâce à des campagnes d'échantillonnage et d'analyses :

- 24 petites campagnes de 24h ont été réalisées pour déterminer la concentration de 21 micropolluants dans les différents points d'échantillonnage, ainsi que les paramètres classiques des eaux usées (DCO, COD, azote, phosphore, ...). Ces campagnes ont été utilisées pour optimiser le fonctionnement des installations ;
- 4 grandes campagnes de 7 jours ont été réalisées afin de déterminer l'élimination des micropolluants et la toxicité dans les effluents. En plus des analyses faites lors des petites campagnes, 37 micropolluants supplémentaires ont été analysés, et une vingtaine de tests écotoxicologiques ont été effectués. La qualité hygiénique des eaux a également été étudiée.

Les échantillons ont été prélevés en entrée de STEP, à la sortie du traitement biologique, à la sortie de l'ozonation, à la sortie de la filtration sur sable suivant l'ozonation et à la sortie de l'installation CAP-UF. L'échantillonnage s'est fait proportionnellement au temps (automatiquement toutes les 15 minutes) afin d'obtenir des échantillons composites de 24h.

7 RÉSULTATS

Les résultats obtenus lors des campagnes d'analyses sont présentés dans ce chapitre.

7.1 PARAMÈTRES « CLASSIQUES »

7.1.1 TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

L'efficacité des traitements biologiques pour éliminer les matières en suspension, la charge organique et les nutriments est présentée dans la Figure 19. Les résultats pour le LF sont séparés en deux parties : les périodes où une nitrification totale a pu être atteinte (soit en novembre 2009, avril et juillet 2010) ; et le reste du temps où seule une nitrification partielle (entre 2 et 10 mgN-NH₄/l) a eu lieu. Les trois types de traitements permettent une bonne élimination de la plupart des composés, la nitrification totale permettant également d'améliorer l'élimination de la matière organique (DCO, DBO₅ et COD).

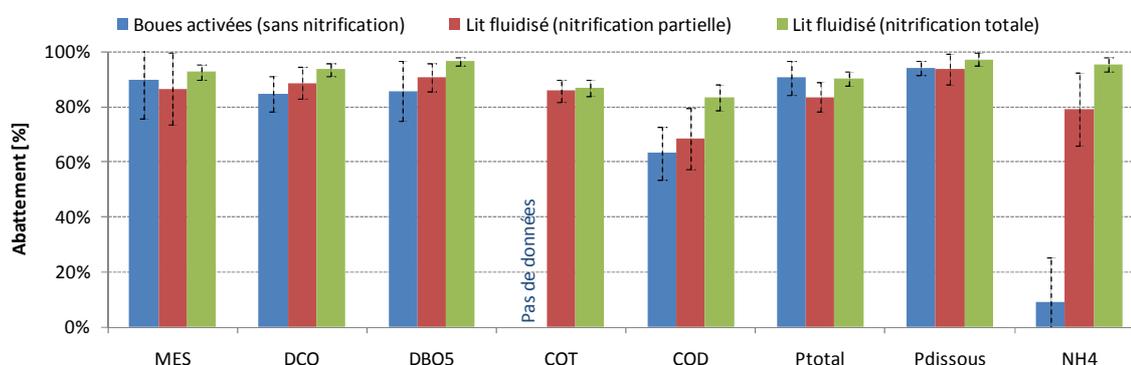


Figure 19 : Efficacité des traitements biologiques pour l'élimination des paramètres classiques des eaux usées (entre l'entrée de la STEP et la sortie du décanteur secondaire). Valeurs moyennes sur la période du 20.08.2009 au 31.07.2010, avec 235 analyses (échantillons composites 24h) pour les boues activées, 196 analyses pour le LF avec nitrification partielle (21 pour le COT/COD) et 70 analyses pour le LF avec nitrification totale (8 pour le COT/COD). Les barres d'erreur représentent l'écart-type.

La qualité de l'eau en sortie des traitements est présentée dans le Tableau 19. Tous les procédés produisent du nitrite, dont la concentration dans les effluents est en moyenne plus élevée en sortie du LF avec nitrification partielle (0.6 mgN-NO₂/l) que dans les autres procédés (0.3 mgN-NO₂/l pour les BA et 0.2 mgN-NO₂/l pour le LF avec nitrification totale). Les exigences de l'OEaux sont généralement respectées, sauf en sortie des BA forte charge pour la DBO₅, et en sortie du LF avec nitrification partielle pour les MES et le nitrite.

Tableau 19 : Qualité d'eau en sortie des traitements biologiques (après le décanteur secondaire). Valeur moyenne (± l'écart-type) de 239 analyses (11 pour le COD) pour les BA forte charge, de 200 analyses (31 pour le COD) pour le LF avec nitrification partielle et de 73 analyses (10 pour le COD) pour le LF avec nitrification totale.

Qualité d'eau en sortie de la biologie	MES [mg/l]	DCO [mg/l]	DBO ₅ [mg/l]	COD [mg/l]	P _{total} [mg/l]	P _{dissois} [mg/l]	NH ₄ [mgN/l]	NO ₃ [mgN/l]	NO ₂ [mgN/l]	pH [-]
BA forte charge	13 (±10)	36 (±13)	17 (±11)	8.5 (±2.5)	0.4 (±0.3)	0.15 (±0.08)	17.6 (±4.1)	2.3 (±1.2)	0.3 (±0.3)	7.8 (±0.14)
LF nitrification partielle	18 (±6)	26 (±10)	10 (±5)	7.5 (±1.5)	0.8 (±0.2)	0.16 (±0.15)	4.0 (±2.5)	11.0 (±3.2)	0.6 (±0.6)	7.2 (±0.14)
LF nitrification totale	12 (±4)	18 (±8)	5 (±2)	5.7 (±1.1)	0.5 (±0.2)	0.07 (±0.07)	1.0 (±0.6)	15.3 (±3.5)	0.2 (±0.1)	7.0 (±0.26)

7.1.2 TRAITEMENTS AVANCÉS

La Figure 20 montre l'influence des traitements avancés sur les paramètres « classiques » des eaux usées.

L'ozonation n'a une influence significative que sur la DBO₅ et le phosphore dissous. L'augmentation de la DBO₅ observée est due à une oxydation partielle de certaines molécules complexes, qui les rend plus facilement biodégradables (Ternes, et al., 2004). Le phosphore dissous et, dans une moindre mesure, le nitrite (oxydation en nitrate), sont en partie éliminés. Le COD n'est pas éliminé durant l'ozonation, ce qui confirme que ce procédé ne mène pas à une minéralisation complète de carbone organique (formation de

sous-produits de réaction, également observé à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009)). En ajoutant un filtre à sable après l'ozonation, on observe une meilleure élimination de la plupart des composés, excepté pour le nitrite (concentration très variable selon les analyses) et le phosphore dissous.

Le traitement CAP-UF permet une très bonne élimination de la plupart des composés, qui peuvent être soit retenus par les membranes (MES), soit biodégradés (NH_4 et DBO_5) ou précipités dans le système ($\text{P}_{\text{dissous}}$), soit adsorbé sur le charbon actif (une partie du COD, cf. chapitre 8.3.1).

Les deux traitements avancés (ozonation-FS et CAP-UF) permettent ainsi d'améliorer significativement la qualité de l'eau après le traitement biologique.

Les traitements avancés n'ont pas d'influence notable sur la conductivité et le pH.

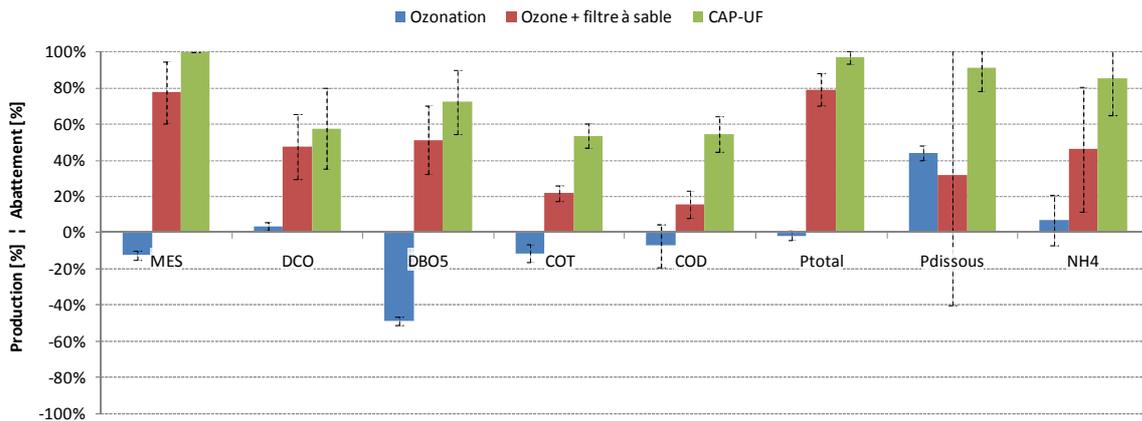


Figure 20 : Influence des traitements avancés (ozonation, ozonation suivie d'une filtration sur sable et CAP-UF) sur les paramètres classiques des eaux usées (entre la sortie du décanteur secondaire du lit fluidisé avec nitrification partielle, et la sortie du traitement avancé). Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'élimination ou de la production sur 14 analyses.

7.1.3 INCERTITUDES SUR LES ANALYSES DE COD ET D'AZOTE

Comme présenté aux chapitres 3.3.4 et 5.2.1.2, une des méthodes de dosage de l'ozone se base sur la concentration en COD en entrée de traitement. Le COD est donc mesuré « on-line » pour permettre cette régulation. Ce paramètre a été également mesuré par deux laboratoires lors de chaque campagne d'analyse. La valeur de COD étant utilisée pour l'interprétation des résultats, l'incertitude sur ce paramètre a été étudiée.

L'incertitude sur le COD est élevée, comme le montre la Figure 21. Sur les 49 échantillons analysés en parallèle, un écart moyen de 20% est observé entre les deux laboratoires, dont 1/5 des valeurs avec un écart supérieur à 30% et quelques analyses avec un écart supérieur à 50%. Une dispersion des résultats de l'ordre de 10% a été observée dans d'autres études interlaboratoires (Strawczynski, 2009), mais pour un nombre de laboratoires participants plus important.

Les méthodes d'analyses diffèrent selon les laboratoires. Le premier utilise une méthode sensible (chimie humide) généralement adaptée aux eaux claires. Le second, comme l'appareil « on-line », utilise la méthode de combustion catalytique, plus appropriée pour les eaux usées.

Plusieurs pannes importantes ont eu lieu sur l'appareil de mesure « on-line », qui n'a donc pas fonctionné de manière satisfaisante. Toutefois, pendant la période de mai-juin 2010, l'appareil « on-line » a pu être correctement exploité et calibré. La Figure 22 compare les résultats « on-line » avec ceux des deux laboratoires. Sur les 9 échantillons, on observe une relativement bonne concordance entre l'appareil en ligne et le laboratoire 1. Pour cette raison, seules les valeurs du premier laboratoire sont utilisées pour l'interprétation des résultats.

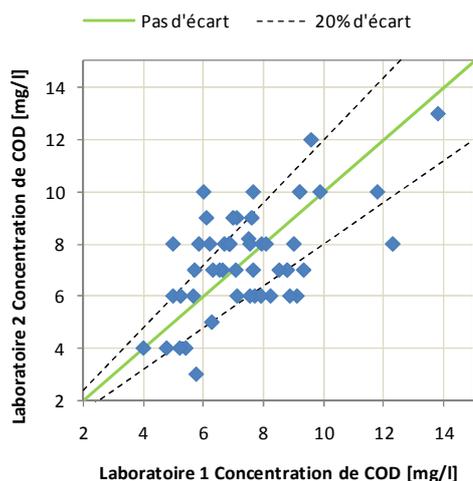


Figure 21 : Incertitudes sur la mesure du carbone organique dissous (COD) en sortie du lit fluidisé. Chaque point représente un échantillon analysé par deux laboratoires en parallèle. Les lignes en traitsillés représentent 20% d'écart par rapport au laboratoire 1.

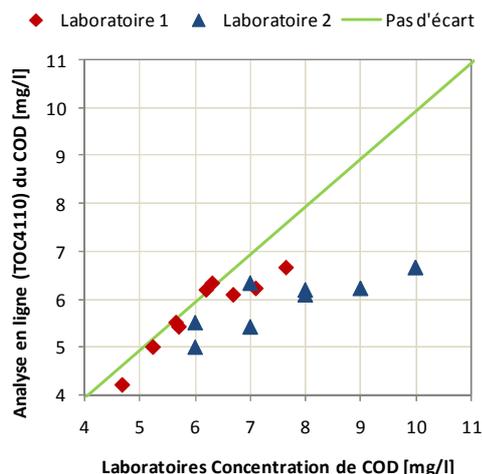


Figure 22 : Comparaison entre les analyses de COD « on-line » (moyenne journalière par l'appareil Shimadzu TOC4110) et celles effectuées dans deux laboratoires sur les échantillons composites journaliers correspondants (période du 26 mai au 22 juin 2010 lorsque l'appareil en ligne était correctement calibré).

Les concentrations de nitrite et d'ammonium étant utilisées dans l'interprétation des résultats, l'incertitude sur les mesures d'azote a également été étudiée. Une comparaison interlaboratoire sur 20 échantillons à montré un écart moyen de 0.3 mgN-NH₄/l pour l'ammonium, de 0.08 mgN-NO₂/l pour le nitrite et de 3.7 mgN-NO₃/l pour le nitrate. Cette précision (environ 30% d'écart) est suffisante pour cette étude.

7.2 MICROPOLLUANTS

L'abattement d'une substance (pourcentage éliminé durant le traitement) se rapporte à la fraction dissoute (<0.7 µm) en entrée et sortie du traitement. Pour le calcul de l'abattement, les résultats ont été adaptés comme suit :

- Lorsque la substance n'est pas détectée en sortie de traitement (concentration inférieure à la limite de détection LD), alors la valeur de la LD est utilisée pour le calcul (représentant l'abattement minimum) ;
- Si la concentration en sortie est inférieure à la limite de quantification (LQ valant 3.33 fois LD) et que l'abattement est inférieur à 80%, alors l'abattement n'est pas considéré. Ce critère permet de supprimer les substances dont l'élimination n'est pas quantifiable.

7.2.1 CONCENTRATIONS DANS LES EAUX USÉES

Sur les 58 substances analysées, 47 composés ont été régulièrement détectés dans les eaux usées. Leurs concentrations en entrée de STEP sont présentées dans la Figure 23. Dans les dix substances les plus présentes (>2'500 ng/l), on trouve deux analgésiques (le paracétamol et l'ibuprofène), quatre produits de contraste radiographiques (sur les cinq analysés), deux inhibiteurs de corrosion, un additif chimique (nonylphénol) et un antiépileptique (gabapentine). Cinq de ces médicaments font partie des 16 substances les plus vendues en Suisse (>4'000 kg/an) (Perazzolo, 2008).

Les concentrations moyennes observées dans les eaux usées de Lausanne sont relativement similaires (ratio <3) à celles observées dans les eaux usées de Regensdorf (Abegglen, et al., 2009). Seuls les produits de contraste radiographiques sont plus concentrés à Lausanne qu'à Regensdorf, à savoir de 240 fois pour le ioméprol, de 50 fois pour le iopamidol et de 10 fois pour le iohexol. La présence de grands hôpitaux et de nombreuses cliniques semble ainsi influencer la composition des eaux pour certains produits très spécifiques.

On observe de fortes fluctuations de la concentration moyenne journalière d'une même substance entre les différentes campagnes de mesures. La moitié des substances a ainsi une fluctuation de sa concentration supérieure à un facteur 4 (calculé entre les centiles 10 et 90%), laquelle n'est pas due à des variations de débit (cf. chapitre 7.2.2), mais probablement à des variations de l'utilisation de ces substances. Par comparaison, la fluctuation des moyennes journalières pour les paramètres classiques (DCO, COD, MES, P, NH₄) se situe autour d'un facteur 2 (calculé entre les centiles 10 et 90%). Ces variations montrent l'importance d'avoir de nombreuses campagnes d'analyses pour avoir une image représentative de la situation.

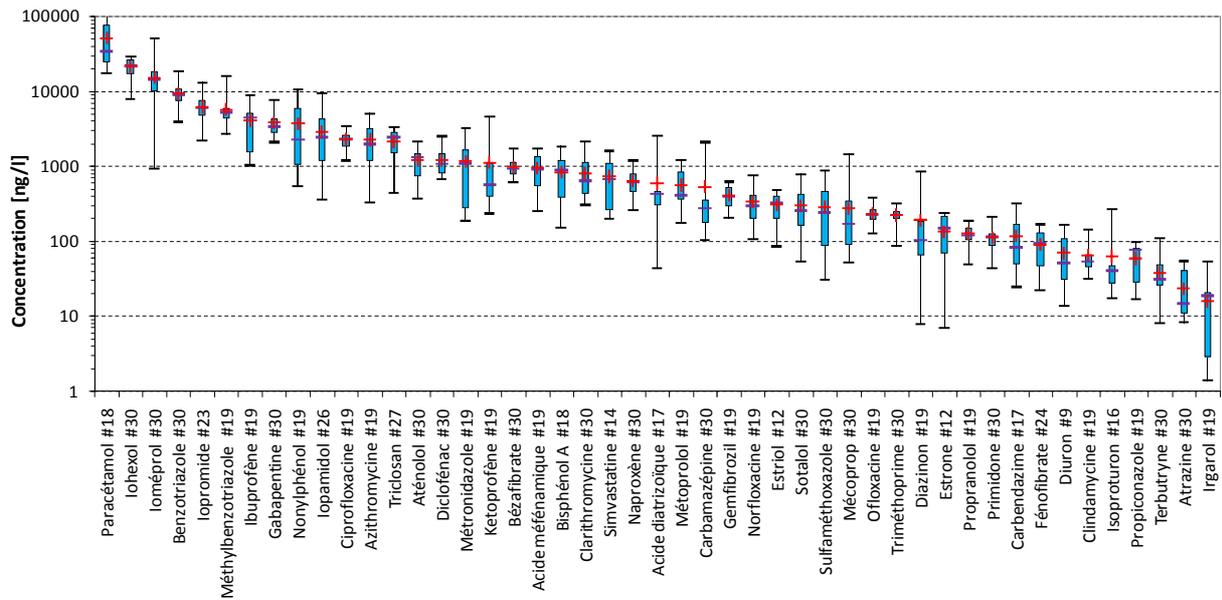


Figure 23 : Concentration moyenne journalière en entrée de STEP des 47 substances détectées (échelle logarithmique). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses effectuées pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum, la médiane (-) et la moyenne (+).

Lors d'événements pluvieux, aucune variation importante de la concentration n'a été mesurée en entrée de STEP, et ce malgré la dilution par des eaux claires. Seuls certains pesticides (isoproturon, carbendazime, terbuthryne) augmentent de manière significative (p -value < 0.05 pour la corrélation avec le facteur de dilution). Ces augmentations sont probablement dues à un lessivage des zones agricoles ou des façades et jardins des zones urbaines.

La concentration de la majorité des substances diminue significativement dans les traitements. Lors de la GC de mai 2010, sur les 39 substances avec une concentration supérieure à 100 ng/l en entrée de STEP, il en reste 30 après le traitement biologique, mais plus que 10 en sortie de l'ozonation et du traitement CAP-UF (voir Tableau 20 ou annexe 2). La plupart des produits pharmaceutiques et des pesticides sont éliminés au-dessous du seuil de 0.1 µg/l (exigence pour les pesticides dans les cours d'eau ; OEaux, 1998). Cependant, certains groupes de substances (comme les produits de contraste radiographiques, le gabapentine, et pour l'ozone, les inhibiteurs de corrosion) sont très mal éliminés et restent en concentrations élevées (> 1 µg/l) dans les effluents des traitements avancés (cf. Tableau 20) (résultats également observés dans d'autres études (Abegglen, et al., 2009) (Nowotny, et al., 2007)).

Tableau 20 : Nombre de substances (classées par groupes) détectées à une concentration supérieure à 0.1 µg/l en sortie des différents traitements lors de la grande campagne de mai 2010 (moyenne sur une semaine). Le dosage d’ozone était de 6.7 mgO₃/l (1.1 gO₃/gCOD) et le dosage de charbon actif de 20 mgCAP/l.

Groupes de substances	# de substances en entrée	# sortie LF >100 ng/l	# sortie O ₃ >100 ng/l	# sortie CAP-UF >100 ng/l	Substances >100 ng/l	
					Sortie O ₃	Sortie CAP-UF
Pharmaceutiques	17	13	1	2	Gabapentine	Gabapentine, diclofénac
Antibiotiques	9	6	1	1	Ciprofloxacine	Azithromycine*
Produits de contraste	5	5	5	5	Acide diatrizoïque/iotalamique, iohexol, ioméprol, iopamidol, iopromide	
Inhibiteurs de corrosion	2	2	2	1	(Méthyl) Benzotriazole	Benzotriazole
Pesticides	10	3	0	0		
Substances à effet hormonal	4	1	1	1	Nonylphénol	Nonylphénol
Total	47	30	10	10		

* Concentration d'environ 100 ng/l mais inférieure à la LQ.

Sept substances (deux produits de contraste radiographiques, quatre pesticides et un produit de dégradation d'un détergent) ont une concentration moyenne en entrée de STEP inférieure à cinq fois la LQ (cf. annexe 4). Pour ces substances, il ne sera donc pas possible de calculer un abattement supérieur à 80% (comme proposé dans le projet de modification de l'OEaux (DETEC, 2009)), la concentration en sortie devant être inférieure à la limite de quantification. Des méthodes analytiques suffisamment sensibles sont donc nécessaires pour l'analyse des substances indicatrices (cf. annexe 8).

Certaines substances se retrouvent à une concentration dissoute plus élevée en sortie des traitements qu'en entrée. En effet, pour la majorité des campagnes, les concentrations de 4 substances (diclofénac, carbendazime, diazinon et clindamycine) ont augmenté de plus de 20% dans le traitement biologique. Durant l'ozonation, les concentrations de deux substances (nonylphénol et diazinon) ont également augmenté de plus de 20% lors de la majorité des campagnes.

Ces augmentations dans les traitements ont plusieurs causes possibles :

- Contamination lors de l'échantillonnage (relargage dans la tuyauterie ou dans les préleveurs, etc.) ou lors des analyses (probable pour certains composés présents dans de nombreux produits, comme le bisphénol A, le nonylphénol et le diclofénac, les deux derniers se retrouvant également dans les blancs lors des analyses) ;
- Incertitudes liées à la méthodologie d'analyse (le taux d'extraction et l'intensité du signal du spectromètre de masse étant dépendants de la matrice (Morasch, et al., 2010), par ex. grandes incertitudes sur l'analyse du diazinon qui a un très faible taux de récupération (<20%) et qui peut être dégradé lors de l'acidification) ;
- Désorption des molécules présentes sur les matières en suspension (possible pour les substances plutôt hydrophobes comme le nonylphénol (Jelic, et al., 2010)) ;
- Dans la biologie, transformation de molécules conjuguées ou de métabolites (non recherchées) en molécules originales (Joss, et al., 2005) (par ex. transformation des nonylphénol éthoxylates en nonylphénol (Soares, et al., 2008), ou du N₄-acétyl-sulfaméthoxazole en sulfaméthoxazole (Götz, et al., 2010a)) ;
- Mode d'échantillonnage ne tenant pas compte du temps de transit dans la chaîne de traitement, estimé entre 9h et 12h par temps sec, comparé à des échantillons de 24 à 72h.

L'augmentation du nonylphénol durant l'ozonation est surprenante, ce composé ayant une forte réactivité avec l'ozone (Ning, et al., 2007). L'explication la plus probable est une contamination dans la tuyauterie ou dans les préleveurs, ou des incertitudes analytiques (les concentrations mesurées étant très proches de la limite de quantification). Les valeurs pour cette substance doivent donc être considérées avec précaution. D'autres études montrent cependant que le nonylphénol n'est que faiblement éliminé (6 à 67%) lors de l'ozonation des eaux usées (Nakada, et al., 2007) (Schaar, et al., 2010) (Martin, et al., 2011).

7.2.2 VARIATION DE LA CHARGE EN ENTRÉE DE STEP

Lors des campagnes d'analyses, le débit journalier entrant dans la STEP était relativement stable par temps sec, avec une légère variation saisonnière (entre 63'000 m³/j lors des campagnes de septembre 2009 et 85'000 m³/j lors des campagnes de janvier-février 2010) (cf. Figure 24). Les variations hebdomadaires du débit journalier sont faibles, même si le débit instantané fluctue de manière importante dans la journée (cf. annexe 5). La fluctuation maximale des débits journaliers par temps sec⁵ est d'un facteur 1.35. Par comparaison, on observe par temps sec une fluctuation des concentrations en entrée de STEP d'un facteur supérieur à 3.6 pour la moitié des substances. La charge journalière (quantité journalière de substance entrant dans la STEP) fluctue ainsi dans les mêmes proportions que la concentration moyenne journalière.

La charge moyenne entrant dans la STEP de la plupart des 58 micropolluants analysés se situe entre 10 et 1000 g/j. Une majorité des pesticides arrivent cependant en quantité inférieure à 10 g/j, et certains produits de contraste, les inhibiteurs de corrosion, le nonylphénol et le paracétamol peuvent avoir une charge supérieure à 1 kg/j en entrée de STEP.

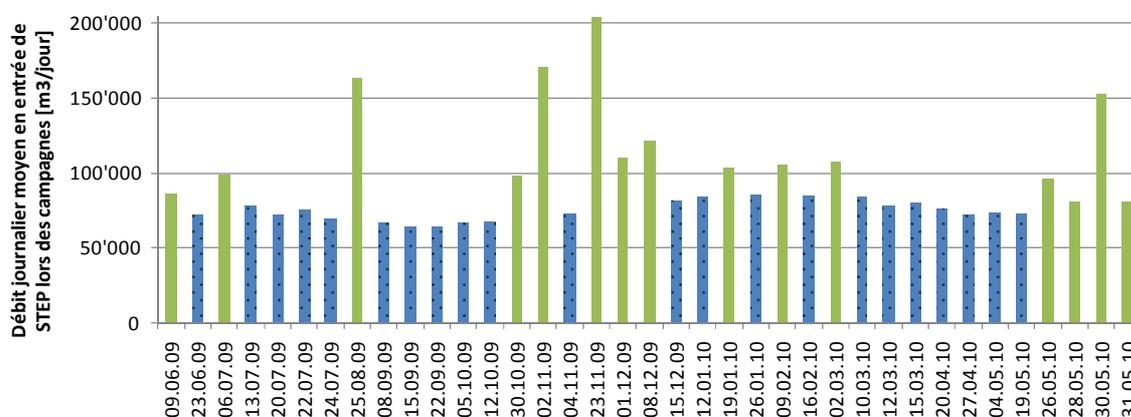


Figure 24 : Variation du débit journalier moyen entrant dans la STEP lors des campagnes d'analyses. Les colonnes bleues (avec motifs) correspondent aux jours de temps sec, et les colonnes vertes aux jours de pluies ou juste après une pluie. Les débits par temps sec sont relativement constants, bien que l'on observe une variation saisonnière, avec un minimum en septembre 2009 et un maximum en janvier-février 2010.

7.2.3 ELIMINATION DES MICROPOLLUANTS

L'abattement des micropolluants est présenté pour toutes les substances pour lesquelles il peut être calculé (cf. paragraphe 7.2), soit pour 40 à 46 substances selon les traitements et les campagnes.

L'élimination des micropolluants dans les **traitements biologiques** est illustrée dans la Figure 25 pour les BA forte charge et dans la Figure 26 pour le LF avec nitrification partielle à totale. Dans les BA forte charge, seules 4 substances sont éliminées à plus de 80% (objectif du projet de modification de l'OEaux) lors d'au moins une des campagnes, alors que dans le LF, 19 substances sont éliminées à plus de 80% lors d'au moins une des campagnes. Les abattements moyens des 45 micropolluants dans les différents biologiques sont présentés dans le Tableau 21.

Tableau 21 : Abattement moyen des 45 micropolluants (\pm l'écart-type) dans les différents traitements biologiques (moyenne de la précampagne de mars 2009 et de la GC de juillet 2009 pour les BA, moyenne des GC de mars et mai 2010 pour la nitrification partielle et moyenne de la GC d'octobre 2010 pour la nitrification totale)

Type de biologie	BA forte charge	LF nitrification partielle	LF nitrification totale
Nombre d'analyses (échantillons composites 24h-72h)	10	6	3
Abattement moyen des 45 micropolluants	23% (\pm 3%)	41% (\pm 4%)	48% (\pm 4%)

⁵ Lors de pluies, la charge n'a pas été calculée car des déversements en amont de la STEP peuvent avoir lieu.

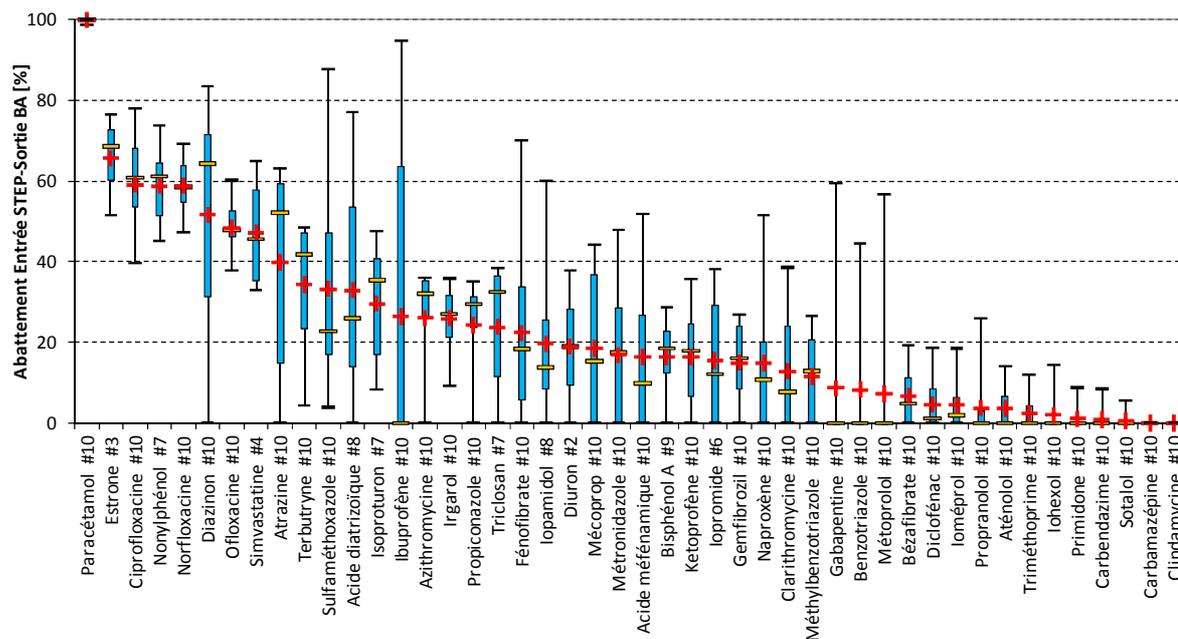


Figure 25 : Abatement de 46 micropolluants détectés entre l'entrée de la STEP et la sortie des BA forte charge lors de la GC de juillet 2009 et d'une précampagne en mars 2009 (10 analyses). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum, la médiane (-) et la moyenne (+). (L'abatement moyen des 46 micropolluants sur les 10 analyses est de 23%).

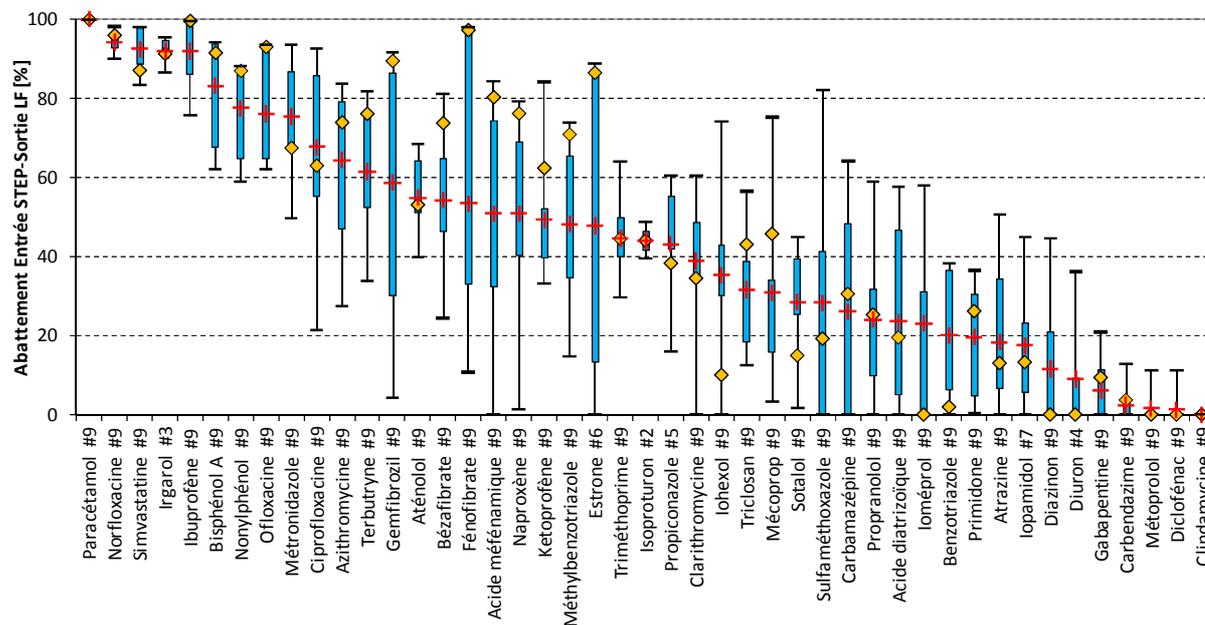


Figure 26 : Abatement de 45 micropolluants détectés entre l'entrée de la STEP et la sortie du lit fluidisé (nitrification partielle à totale) lors de 3 GC (9 analyses). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum et la moyenne (+). Le losange orange (◊) représente la moyenne de la GC d'octobre 2009 (bonne biologie avec une nitrification totale). (L'abatement moyen des 45 micropolluants sur les 3 GC est de 44%).

La Figure 27 illustre l'élimination de 45 micropolluants en sortie de l'ozonation lors des 4 GC. Le degré d'élimination est fortement amélioré pour presque toutes les substances comparé à l'effet du traitement biologique seul. 18 substances sont cependant encore régulièrement (dans plus de 25% des analyses) éliminées à moins de 80%. Les résultats de la campagne de mai 2010, lors de laquelle le traitement était optimisé, sont mis en évidence à titre d'exemple.

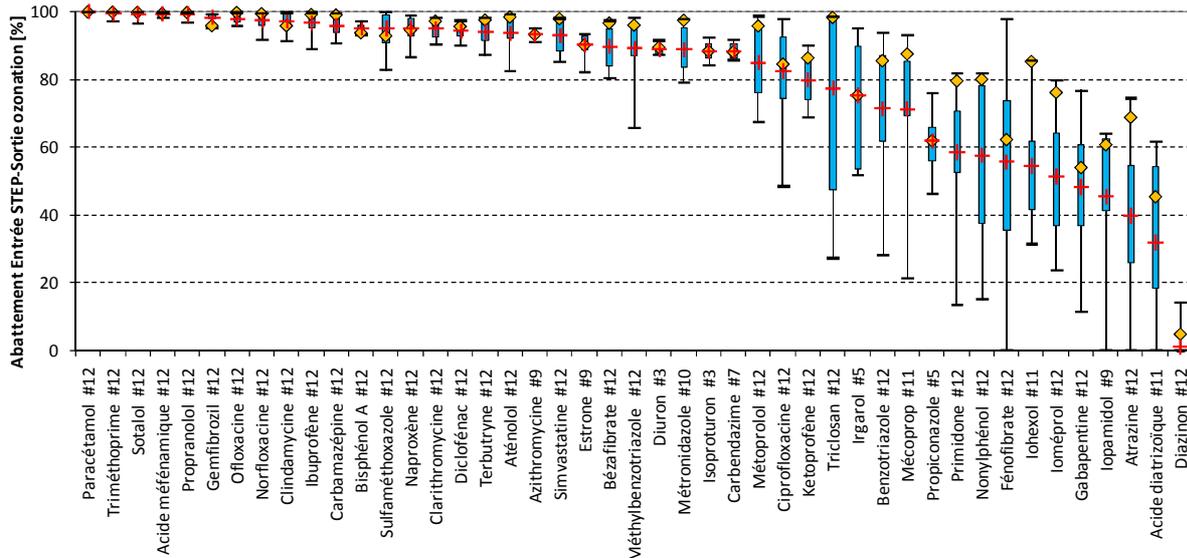


Figure 27 : Abatement de 45 micropolluants détectés entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation (y compris l'effet du traitement biologique) lors des 4 GC (12 analyses, dosage d'ozone entre 3 et 7 mgO₃/l). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum et la moyenne (+). Le losange orange (o) représente la moyenne de la GC de mai, lors de laquelle l'ozonation était optimisée (6.7 mgO₃/l, 87% d'élimination sur les 45 substances). (L'abatement moyen des 45 micropolluants sur les 4 GC est de 80%)

La Figure 28 illustre l'élimination de 46 micropolluants en sortie du **traitement CAP-UF** lors des 3 GC. Comme pour l'ozonation, on observe une nette amélioration des taux d'épuration comparés au traitement biologique seul. Dans 25% des analyses, 16 substances n'atteignent cependant pas le taux d'abatement de 80%. Les résultats de la GC de mai 2010, lors de laquelle tous les paramètres d'exploitation avaient été optimisés, sont mis en évidence à titre d'exemple.

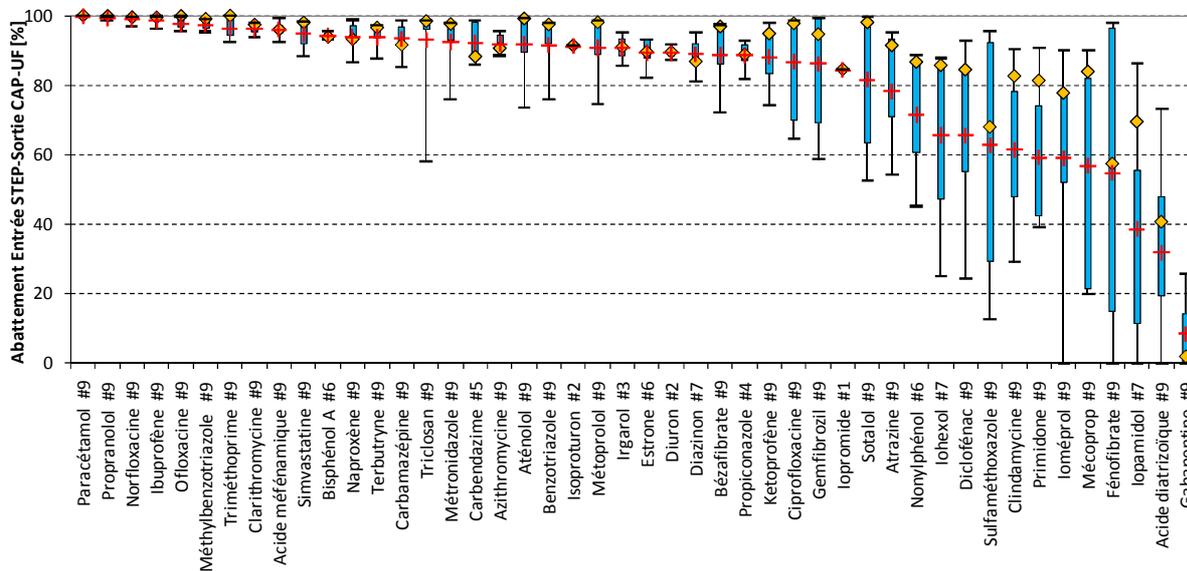


Figure 28 : Abatement de 46 micropolluants détectés entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'installation CAP-UF (y compris l'effet du traitement biologique) lors de 3 GC (9 analyses, dosage de CAP entre 10 et 20 mg/l). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum et la moyenne (+). Le losange orange (o) représente la moyenne de la GC de mai, lors de laquelle le traitement CAP-UF était optimisé (20 mgCAP/l, 88% d'élimination sur les 46 substances). (L'abatement moyen des 46 micropolluants sur les 3 GC est de 82%)

L'élimination de certaines substances (sulfaméthoxazole, mécoprop, fénofibrate, etc.) par le traitement biologique suivi du traitement CAP-UF est très variable, allant de moins de 20% à plus de 80% suivant les campagnes. Ces variations peuvent être dues à des conditions opératoires différentes, ou à d'autres

phénomènes comme la présence de composés conjugués. Par exemple, pour le sulfaméthoxazole (une des 5 substances indicatrices), le métabolite humain N⁴-acétyl-sulfaméthoxazole n'a pas été mesuré. Or cette molécule peut perdre son groupe acétyle lors des traitements pour redonner du sulfaméthoxazole (Joss, et al., 2005) (Götz, et al., 2010a).

La concentration des substances en entrée de traitement n'a pas d'influence significative sur leur élimination comparée à d'autres facteurs (conditions d'exploitation, qualité de l'eau, etc.). Aucune tendance (corrélation) ne peut être observée sur l'ensemble des campagnes d'analyses.

Le Tableau 22 regroupe d'une part les substances bien éliminées dans le traitement biologique, et d'autre part les substances réfractaires aux traitements avancés. Les produits de contraste radiographiques et le gabapentine sont mal éliminés par les deux traitements avancés (résultat également observé dans d'autres études (Reungoat, et al., 2010)). Le diazinon n'est pas éliminé durant l'ozonation, mais ceci est probablement dû à un autre phénomène non identifié (cf. chapitre 7.2.1). Le mauvais abattement du nonylphénol durant l'ozonation peut être dû à une contamination, bien qu'une faible élimination ait été également observée dans d'autres études (cf. chapitre 7.2.1). Dans l'ensemble, 11 substances sont relativement réfractaires à l'ozonation et 6 au traitement CAP-UF.

Tableau 22 : Substances (potentiellement) fortement éliminées par le traitement biologique (lit fluidisé) et substances difficilement éliminées malgré les post traitements par ozonation ou charbon actif. Liste basée sur les résultats des 4 GC (9 à 12 analyses par substance). Dosage d'ozone variant entre 3 et 7 mgO₃/l. Dosage de CAP entre 10 et 20 mgCAP/l. Classement des substances par ordre décroissant d'élimination.

Substances bien éliminées dans le traitement biologique		Substances réfractaires aux traitements avancés	
Lit fluidisé LF		LF + ozonation	LF + CAP-UF
>80% d'abattement dans minimum 25% des analyses	>80% d'abattement dans minimum 75% des analyses	<80% d'abattement dans minimum 75% des analyses	<80% d'abattement dans minimum 75% des analyses
Paracétamol (M)	Paracétamol (M)	Propiconazole (P)	Clindamycine (A)
Norfloxacine (A)	Norfloxacine (A)	Primidone (M)	Primidone (M)
Simvastatine (M)	Simvastatine (M)	Nonylphénol (H)*	Ioméprol (X)
Irgarol (P)	Irgarol (P)	Fénofibrate (M)	Iopamidol (X)
Ibuprofène (M)	Ibuprofène (M)	Iohexol (X)	Acide diatrizoïque/iotalamique (X)
Bisphénol A (H)		Ioméprol (X)	Gabapentine (M)
Nonylphénol (H)		Gabapentine (M)	
Ofloxacine (A)		Iopamidol (X)	
Métronidazole (A)		Atrazine (P)	
Ciprofloxacine (A)		Acide diatrizoïque/iotalamique (X)	
Gemfibrozil (M)		Diazinon (P)	
Fénofibrate (M)			
Estrone (H)			

M: Produits pharmaceutiques

A: Antibiotiques

X: Produits de contraste radiographiques

C: Inhibiteurs de corrosion

P: Pesticides

H: Substances à effet hormonal

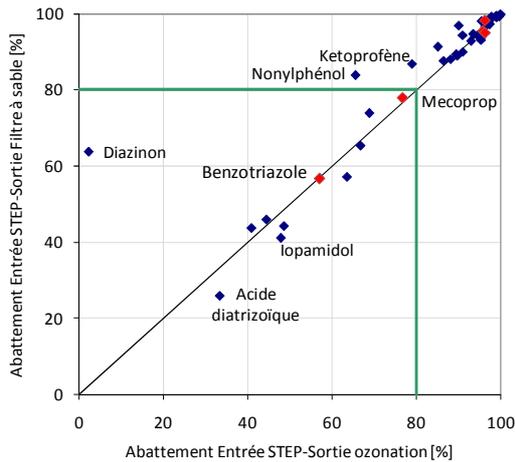
* Le nonylphénol a généralement une forte réactivité avec l'ozone. Son faible taux d'élimination peut être dû à une contamination.

7.2.4 INFLUENCE DES FILTRATIONS SUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

Les deux traitements avancés sont dotés d'une étape finale de filtration. L'influence de celle-ci sur l'élimination des micropolluants est présentée ci-dessous.

Pour l'ozonation, une filtration granulaire a été utilisée, laquelle a été faite dans un premier temps sur un ancien filtre à charbon granulaire, puis dans un deuxième temps sur un filtre à sable. Lors de l'exploitation du filtre à charbon granulaire, les concentrations de la majorité des micropolluants ont augmenté, probablement à cause d'une contamination par les eaux de rétrolavage ou un relargage (ancien charbon). Seuls les résultats du filtre à sable sont donc présentés.

Dans la Figure 29, l'abattement de l'ozonation seule est comparé à l'abattement de l'ozonation suivie du filtre à sable. On observe que l'élimination est relativement similaire dans les deux cas pour la plupart des substances. Dans l'ensemble, la filtration sur sable n'apporte pas d'amélioration (<1%) de l'abattement des



micropolluants. Le but de cette filtration n'est cependant pas d'éliminer ces substances mais de dégrader les composés partiellement oxydés (produits de transformation).

Figure 29 : Comparaison des abattements de 42 micropolluants par un traitement biologique suivi d'une ozonation, ou du même traitement avec en plus une filtration sur sable. Valeurs moyennes des GC de mars et mai (6 analyses). Les 5 substances indicatrices sont représentées en rouge. Pour le diazinon, de grandes incertitudes analytiques existent.

Pour le traitement au charbon actif, la séparation du CAP se fait au moyen d'une filtration membranaire (ultrafiltration). Pour étudier l'impact des membranes sur les micropolluants, deux petites campagnes (PC) ont été faites sans ajout de CAP dans le système. Les pourcentages d'abattement obtenus (Figure 30) sont dus seulement à l'effet des membranes, du coagulant (FeCl₃), de la dégradation biologique dans l'installation (bioréacteur à membranes avec aération) ou de la combinaison de ceux-ci.

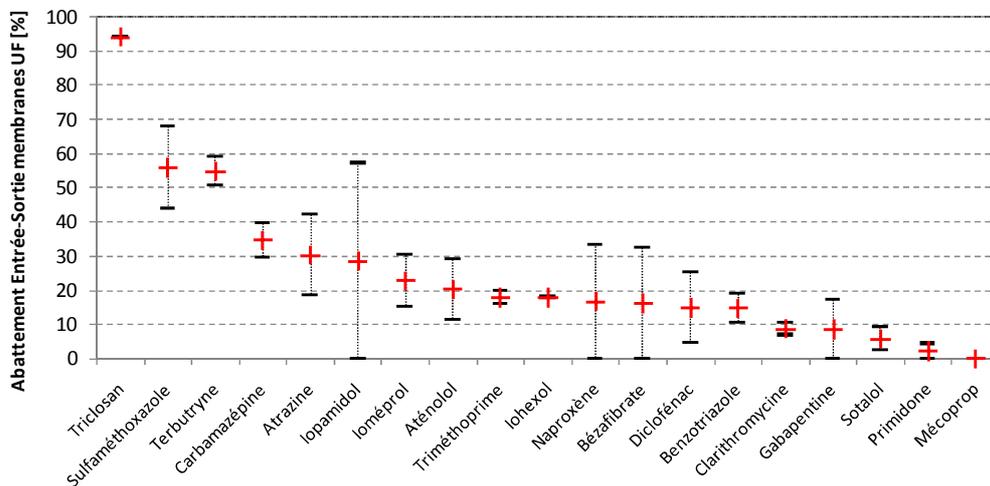


Figure 30 : Influence des membranes d'ultrafiltration (UF) sur l'élimination de 19 micropolluants. Valeur moyenne (+) d'abattement entre l'entrée et la sortie de l'installation CAP-UF pour deux petites campagnes (-) sans ajout de CAP dans l'installation CAP-UF.

Les membranes d'ultrafiltration permettent de retenir les composés d'une taille plus grande que 30 nm, soit tous les microorganismes et les matières en suspension, les colloïdes ainsi que les macromolécules dont le poids moléculaire est élevé (>100-300 kDa). Les micropolluants analysés sont de trop petite taille pour être retenus par les membranes (poids moléculaire < 1 kDa), mais ils peuvent être éliminés s'ils sont adsorbés sur les matières en suspension, sur des colloïdes ou s'ils s'adsorbent sur les membranes. L'adsorption sur les particules est probablement la cause principale de la forte élimination du triclosan (Singer, et al., 2002).

Lors de ces deux campagnes, l'installation membranaire a permis d'abattre les concentrations des 19 micropolluants analysés en moyenne de 15 à 30% (comparé à un abattement supérieur à 60% avec ajout de CAP).

L'installation membranaire permet également de réduire les MES, le phosphore (ajout de FeCl₃), la DBO₅ et l'ammonium (Tableau 23). L'ajout de CAP permet d'améliorer l'élimination du COD.

Tableau 23 : Elimination des paramètres classiques dans l'installation d'ultrafiltration, avec ou sans ajout de CAP

Procédé	Elimination des paramètres classiques				
	MES	P _{total}	DBO ₅	NH ₄	COD
UF (moyenne de 2 PC)	100%	85%	67%	30%	21%
CAP-UF (moyenne de 3 GC)	100%	86%	74%	30-99%	46%

7.2.5 RÉSULTATS DES SCREENING SUR 120 SUBSTANCES

Afin d'avoir un aperçu plus global des substances présentes dans les eaux et de l'efficacité des traitements, des analyses d'un grand nombre de composés ont été réalisées lors des GC d'octobre 2009 et de mars 2010 par l'Eawag. Sur les 119 substances recherchées, seules 56 ont été détectées (cf. annexe 3). Parmi ces substances, 36 nouveaux composés (non analysés par l'EPFL) ont été trouvés.

Le Tableau 24 présente les 25 nouvelles substances qui sont détectées soit à plus de 1'000 ng/l en entrée de STEP, soit à plus de 100 ng/l en sortie de l'ozonation ou du traitement CAP-UF. La plupart des substances sont éliminées à plus de 80% dans les traitements avancés. Quelques composés sont cependant mal éliminés. Par exemple, l'antidiabétique metformine (un des médicaments les plus vendus en Suisse), l'édulcorant aspartame et l'additif industriel benzothiazole sont mal éliminés dans les traitements avancés, et peuvent se retrouver en concentration élevée (>1 µg/l) en sortie de STEP. Plusieurs métabolites de médicaments sont également mal éliminés dans les traitements avancés (notamment le traitement CAP-UF).

Tableau 24 : Concentrations et abattements de substances supplémentaires détectées soit à plus de 1'000 ng/l en entrée de STEP, soit à plus de 100 ng/l en sortie des traitements avancés lors des grandes campagnes d'octobre 2009 et mars 2010. Résultats du screening de l'Eawag.

Substances	Catégorie	GC d'octobre 2009						GC de mars 2010					
		Entrée STEP [ng/l]	Sortie lit fluidisé [ng/l]	Sortie ozonation [ng/l]	Sortie CAP-UF [ng/l]	Abattement Entrée STEP-Sortie ozonation	Abattement Entrée STEP-Sortie CAP-UF	Entrée STEP [ng/l]	Sortie lit fluidisé [ng/l]	Sortie ozonation [ng/l]	Sortie CAP-UF [ng/l]	Abattement Entrée STEP-Sortie ozonation	Abattement Entrée STEP-Sortie CAP-UF
Metformine	Antidiabétique	>10'000	3'600	>2'000	>4'000	ND	ND	>10'000	>4'000	>2000	1'800	ND	>82%
Irbésartan	Antihypertenseur	1'300	690	380	100	71%	92%	8'100	1'700	840	40	90%	100%
Losartan	Antihypertenseur	810	25	<20	<40	>98%	>95%	4'000	510	<20	100	100%	98%
Valsartan	Antihypertenseur	2'000	180	60	<5	97%	100%	2'500	2'100	820	730	67%	71%
Lévétiracétam	Antiépileptique	1'700	110*	190	240	89%	86%	2'500	330*	270	<10	89%	100%
Eprosartan	Antihypertenseur	710	170	<20	140	>97%	80%	1'400	880	<20	310	>99%	78%
Tramadol+		900	ND	140	ND	84%	ND	1'240	1'200	50	ND	96%	ND
O-Desmethyl-Venlafaxine	Analgésique + métabolite	210	120	210	80	0%	62%	400	350	320	110	20%	73%
Oxazépam	Anxiolytique	220	130	68	150	69%	32%	250	150	37	81	85%	68%
Venlafaxine	Antidépresseur-	86*	82	170	70	0%	19%	80*	420	300	40	0%	50%
Lamotrigine	Antiépileptique	<250	110	<20	160	>92%	<36%	<250	300	<20	90	>92%	<64%
Codéine	Analgésique	<50	<10	120	120	0%	0%	<50	300	<10	<10	ND	ND
N-Desvenlafaxine	Antidépresseur,	1'400	580	480	950	66%	32%	1'700	1'700	480	<10	72%	>99%
Acide aténolol	Métabolite de l'aténolol	1'050	260	390	720	63%	31%	900	1'000	530*	480	41%	47%
Carbamazépine-10,11-dihydro-10,11-dihydroxy	Métabolite de la carbamazépine	940	160	<20	760	>98%	19%	900	1'200	<20	790	>98%	12%
N-Acetyl-4-aminoantipyrine	Métabolite de	460	<20	<20	<20	>96%	>96%	680	50	25	<40	96%	>94%
Acetylsulfaméthoxazole	Métabolite du sulfaméthoxazole	380	110	<10	12	>97%	97%	510	700	<10	290	>98%	43%
Formyl-4-aminoantipyrine	Métabolite de	350	50	90	70	74%	80%	430	490	210	110	51%	74%
Acide fénofibrique	Métabolite du fénofibrate	250	95	<10	170	>96%	32%	<50	330	<10	130	>80%	0%
N,N-Didesvenlafaxine	Métabolite du venlafaxine	110	120	130	100	0%	9%	140	150	91	86	35%	39%
Acide valsartan	Métabolite du valsartan	>10'000	>4'000	>2'000	>4'000	ND	ND	>10'000	>4'000	>2'000	>4'000	ND	ND
Aspartame	Edulcorant	>10'000	200	22	20	100%	100%	>10'000	820	220	290	>98%	>97%
Caféine	Composant alimentaire	6'100	>4'000	770	1'040	87%	83%	6'900	1'400	1'300	<400	81%	>94%
Benzothiazole	Additif industriel	490	50	50	50	90%	90%	1'120	290	150	100	87%	91%
N,N-diéthyl-3-méthylbenzamide (DEET)	Répulsif contre les insectes	210	290	250	<40	0%	>81%	460	220	330	50	28%	89%
Galaxolidon	Métabolite du galaxolide (HHCB), parfum												

ND: non déterminable

* Valeurs indicatives. Difficultés analytiques liées à la matrice.

Lors des GC d'octobre 2009 et mars 2010, l'Eawag a détecté 20 substances également mesurées par l'EPFL, ce qui a permis de faire une comparaison interlaboratoire (mêmes échantillons, mais avec des conditions de préparation et de stockage différentes). Les résultats présentent de grandes différences, avec pour 7 substances des concentrations variant d'un facteur 2 à 9 entre les deux laboratoires. Ces différences se retrouvent également dans les abattements totaux, mais de façon moins prononcée, avec par exemple plus de 20% d'écart (par rapport à l'EPFL) pour le mécoprop, le diclofénac, le benzotriazole, le gabapentine, le primidone et le sulfaméthoxazole.

Ces variations peuvent être dues à un problème d'homogénéité des échantillons, ainsi qu'à des conditions différentes de stockage, de préparation (acidification, filtration) et d'analyse. Etant donné les difficultés

analytiques (dus à la matrice), des procédures normalisées d'échantillonnage, de préparation et d'analyse semblent nécessaires. Le contrôle des installations devrait être réalisé par des laboratoires accrédités (participant régulièrement à des intercalibrations). La reproductibilité et la comparabilité des résultats sont améliorées en utilisant toujours le même laboratoire. Toutes les interprétations dans ce rapport se font sur les résultats de l'EPFL (laboratoire choisi pour effectuer le monitoring).

Un autre screening a également été fait par l'entreprise DVGW-TZW (Karlsruhe) lors d'une précampagne en juin 2008 sur les eaux en entrée de STEP et en sortie de la biologie à BA forte charge. Sur les 138 substances analysées (LD entre 50 et 500 ng/l), seules 34 ont été détectées, dont 3 nouvelles substances (non analysées par l'EPFL ou l'Eawag). Il s'agit de l'herbicide glyphosate (très utilisé en agriculture), de son métabolite l'AMPA (tous deux très mal dégradés dans la biologie et se retrouvant en concentration supérieure 350 ng/l dans l'effluent), et de l'octylphénol (produit de dégradation de détergents, 50 ng/l dans l'effluent).

7.2.6 ELIMINATION DES SUBSTANCES À EFFET HORMONAL

La méthode d'analyse utilisée pour le monitoring a, pour certaines substances à effet hormonal, des limites de quantification supérieures aux concentrations pouvant avoir un effet sur les organismes aquatiques. D'autres analyses ont donc été menées au Centre Ecotox à l'Eawag, avec des seuils de quantification 15 à 200 fois inférieurs.

Tableau 25 : Concentration moyenne sur une semaine de quelques substances à effet hormonal lors de la GC de mai 2010.

Substances	Concentration moyenne en [ng/l] (GC de mai 2010)					
	LQ [ng/l]	Entrée STEP	Sortie LF	Sortie ozonation	Sortie FS	Sortie CAP-UF
Bisphénol A (BPA)	0.7	558.6	37.0	15.5	8.7	8.8
Estrone (E1)	0.2	55.3	5.8	0.9	0.7	0.6
17β-Estradiole (E2)	0.5	13.5	1.3	<0.5	<0.5	<0.5
17α-Ethinylestradiole (EE2)	1.9	2.3	<1.9	<1.9	<1.9	<1.9

LQ: Limite de quantification

Les concentrations moyennes de quelques substances à effet hormonal lors de la GC de mai 2010 sont présentées dans le Tableau 25. Une forte élimination (>90%) du BPA et des hormones naturelles E1 et E2 est observée dans le traitement biologique. L'abattement augmente encore après l'ozonation et le procédé CAP-UF, pour parvenir à une élimination globale d'environ 98% pour le BPA et l'E1. L'hormone de synthèse EE2 se retrouve en concentration inférieure à la LQ en sortie de tous les traitements.

7.3 ECOTOXICOLOGIE

Une vingtaine de tests écotoxicologiques ont été effectués sur les effluents des différents traitements. Les résultats présentés ici sont issus du rapport de synthèse du centre Ecotox Eawag/EPFL. **Les résultats détaillés (chiffrés) sont disponibles dans le rapport de Kienle et al. (2011).**

Pour évaluer l'efficacité des traitements et comparer les différents tests, l'indicateur de changement (IC) a été utilisé. Il représente le ratio entre les toxicités en entrée et en sortie du traitement, permettant ainsi de visualiser une diminution ou augmentation de la toxicité dans les différentes étapes. Une différence de toxicité supérieure à 25% est considérée comme significative. L'IC augmente lorsque la toxicité diminue :

$$IC = \frac{\text{Toxicité avant le traitement}}{\text{Toxicité après le traitement}} \quad [3]$$

- IC >1.25 : diminution de la toxicité (représentée par une flèche ↓)
- 0.75 < IC < 1.25 : toxicité considérée comme équivalente (différence de toxicité <25%)
- IC < 0.75 : augmentation de la toxicité (représentée par une flèche ↑)

Pour les tests *in vitro*, la valeur de toxicité utilisée pour calculer l'IC se rapporte à la concentration d'équivalent toxique (TEQ), c'est-à-dire la concentration d'une substance de référence qui aurait le même effet spécifique que l'échantillon testé.

Pour les tests *in vivo*, la valeur de toxicité utilisée pour calculer l'IC se rapporte à la concentration d'effet CE₂₀ ou CE₅₀, c'est-à-dire le pourcentage d'échantillon contenu dans le volume total testé (dilution) provoquant des effets sur 20% ou respectivement 50% des organismes testés. Par exemple, une CE₂₀ de 25% signifie que des effets sont observés sur 20% des organismes lors d'une dilution de l'échantillon de 4 fois (25% d'échantillon brut). Si l'un des échantillons est non toxique (pas d'effets observables à une concentration de 100%), une concentration d'effet (CE₂₀ ou CE₅₀) de 110% a été considérée pour cet échantillon pour calculer l'IC (Kienle, et al., 2011).

Pour certains tests (FELST, *L. variegatus*, *P. antipodarum* et *G. fossarum*), l'absence de série de dilutions ne permet pas de calculer une concentration d'effet. Les paramètres mesurés (biomasse, nombre de larves, etc.) ont donc été utilisés pour calculer l'IC. Pour ces tests, au lieu de considérer une différence de toxicité supérieure à 25% pour déterminer l'effet des traitements, la significativité des différences de toxicité entre l'entrée et la sortie a été testée statistiquement (t-test de Students avec correction de Bonferroni-Holm).

7.3.1 TESTS BASÉS SUR DES MÉCANISMES CELLULAIRES SPÉCIFIQUES (*IN VITRO*) AVEC CONCENTRATION DES ÉCHANTILLONS

Les tests *in vitro*⁶ ont été effectués pour détecter des effets spécifiques par rapport à des classes de substances avec un mode d'action similaire (herbicides, perturbateurs endocriniens, substances génotoxiques, etc.). Ils sont réalisés sur des échantillons concentrés (extraction sur phase solide SPE), ce qui permet d'augmenter leur sensibilité et de limiter l'effet de cofacteurs (les métaux et les composés de la matrice sont en partie séparés lors de l'extraction (Macova, et al., 2010)). Ces tests sont très sensibles pour certaines catégories de substances mais ne permettent pas de conclure facilement sur les conséquences réelles sur les milieux récepteurs. Une synthèse des résultats des tests *in vitro* (avec concentration) est présentée dans le Tableau 26.

Tableau 26 : Synthèse des résultats des tests basés sur des mécanismes cellulaires spécifiques (*in vitro*, avec concentration de l'échantillon). Les flèches illustrent une augmentation (↑, en rouge) ou une diminution (↓, en vert) des effets entre l'entrée et la sortie du traitement dans la majorité des GC (points d'échantillonnage PE numérotés selon la Figure 18). Le signe (≈, en gris) signifie aucun changement significatif dans le traitement. « var » indique des résultats variables entre les différentes campagnes. Les cases barrées signifient que l'IC n'a pas pu être calculé (pas de données pour l'entrée du traitement).

Tests <i>in vitro</i> (échantillons concentrés)	Classes de substances (effets spécifiques)	Effet du traitement biologique (PE 1→2 et 1→6)	Effet de l'ozonation (PE 2→3 et 6→3)	Effet du FS (GC 3 et 4) (PE 3→4)	Effet de l'ozonation + FS (GC 3 et 4) (PE 2→4)	Effet du traitement CAP-UF (PE 2→5)
Algues vertes	Herbicides (inhibition de la photosynthèse) (équivalents diuron)	var.	↓	≈	↓	↓
	Toxicité générale (inhibition de la croissance)	↓	↓	↓	↓	↓
YES test	Œstrogènes (équivalents estradiol)	↓	↓	var.	↓	↓
ER CALU	Œstrogènes (équivalents estradiol)	↓	↓	var.	var.	↓
AR CALUX	Androgènes (équivalents dihydrotestostérone)	↓	↓	var.	↓	↓
GR CALUX	Glucocorticoïdes (équivalents dexaméthasone)	≈	↓	↓	↓	↓
PR CALUX	Progestérones (équivalents Org-2058)	↑	↓	↑	↓	↓
PPARG1 CALUX	Prolifération des peroxysomes (équivalents rosiglitazone)	↓	↓	var.	var.	↓
H295R	Production d'estradiol	/	↓	≈	↓	↓
	Production de testostérone	/	≈	≈	≈	≈

⁶ Le terme « *in vitro* » est utilisé ici également pour des tests réalisés sur des échantillons concentrés non basés sur des mécanismes cellulaires spécifiques (toxicité générale sur les algues).

Le **traitement biologique** forte charge réduit d'environ 75% l'activité oestrogénique (mimétique d'hormones sexuelles féminines) des effluents. Ce taux d'élimination est amélioré avec une nitrification totale (98%) (cf. Figure 31). Les traitements biologiques permettent également de réduire fortement (>90%) l'activité androgénique (mimétique d'hormones masculines), et de réduire significativement (>70%) la toxicité générale sur les algues, ainsi que l'action sur le récepteur responsable de la prolifération de peroxyosomes (organites chargés de la détoxification de la cellule). Ce dernier récepteur est également responsable de la régulation du métabolisme des acides gras et du glucose.

L'inhibition de la photosynthèse (herbicides), l'activité glucocorticoïde (action sur le métabolisme des protéines et des glucides) et l'activité de la progestérone (mimétique de l'hormone féminine impliquée dans le cycle menstruel ou la grossesse) restent élevées (voir augmentent) dans l'effluent du traitement biologique. Les concentrations équivalentes de progestérone sont cependant faibles (entre 0.12 et 2.6 ng/l). L'effluent du traitement biologique induit une légère inhibition de la production de testostérone (test H295R), laquelle n'est pas réduite dans les traitements avancés, et une production significative d'estradiol, laquelle diminue à un niveau similaire au contrôle en sortie des traitements avancés. Les eaux en entrée de STEP sont cytotoxiques (test H295R).

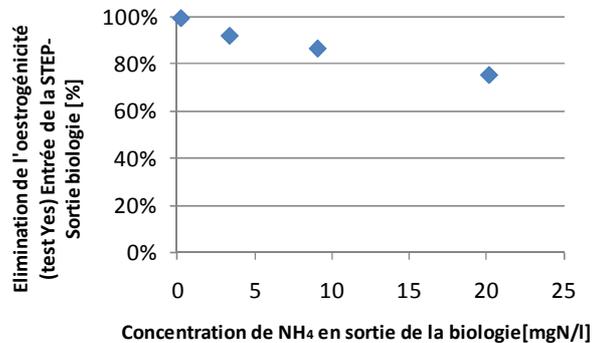


Figure 31 : Influence du niveau de nitrification (exprimé par la concentration d'ammonium en sortie des traitements biologiques) sur l'élimination de l'activité oestrogénique dans la biologie (selon le test YES). (Résultat des 4 GC représentées chacune par un point).

L'**ozonation** permet une réduction supplémentaire de la toxicité, variant de 14 à 87% suivant les effets spécifiques. Sur l'ensemble de la chaîne de traitement (traitement biologique suivi de l'ozonation), la plupart des effets spécifiques sont éliminés à plus de 80%, mis à part les activités glucocorticoïdes (<60%) et liées à la progestérone (pas d'élimination). La filtration sur sable permet de diminuer la toxicité pour certaines catégories de substances mais provoque une augmentation de l'effet de la progestérone et, lors de la GC de mars, une augmentation de l'oestrogénicité. Les analyses chimiques confirment une légère augmentation des substances à effet hormonal (BPA et estrone) en mars après le filtre à sable (attribuée à un probable relargage depuis le préleveur neuf). L'effet global de l'ozone suivi du filtre à sable permet cependant une diminution de la plupart des effets toxiques.

Le **traitement CAP-UF** permet une élimination supplémentaire de 60 à 100% des effets spécifiques, avec, sur l'ensemble de la chaîne de traitement (traitement biologique suivi du CAP-UF), une très bonne élimination (>90%) de toutes les classes de toxicité.

Les traitements avancés permettent ainsi de diminuer la toxicité mesurée dans tous les tests *in vitro*.

7.3.2 TESTS *IN VIVO*

Pour une meilleure évaluation des effets globaux sur les organismes, des tests *in vivo* standardisés ont été réalisés sur des organismes de différents niveaux trophiques. Les tests *in vivo* se font sur les eaux brutes, sans concentration préalable. Ils intègrent l'effet de l'ensemble des substances (micropolluants, nutriments, etc.) et permettent d'évaluer les conséquences des rejets sur le milieu récepteur (effets sur les organismes : croissance, reproduction, mortalité, etc.). Ces tests ne donnent pas d'informations sur les substances responsables des effets (micropolluants ou composés de la matrice).

Une synthèse des résultats des tests *in vivo* est présentée dans le Tableau 27 (essais en laboratoires) et le Tableau 28 (essais alimentés par débit continu directement à la STEP Vidy).

Tableau 27 : Synthèse des résultats des tests *in vivo* (en laboratoire). Les flèches illustrent une augmentation (↑, en rouge) ou une diminution (↓, en vert) de la toxicité entre l'entrée et la sortie du traitement dans la majorité des GC (points d'échantillonnage PE numérotés selon la Figure 18). Le signe (≈, en gris) signifie aucun changement significatif de toxicité dans le traitement. « var » indique des résultats variables entre les différentes campagnes et « n.t. » signifie non toxique (en blanc). Les cases barrées signifient que l'IC n'a pas pu être calculé (pas de données pour l'entrée ou la sortie du traitement).

Organismes testés	Paramètres mesurés	Effet du traitement biologique (PE 1→2 et 1→6)	Effet de l'ozonation (PE 2→3 et 6→3)	Effet du FS (GC 3 et 4) (PE 3→4)	Effet de l'ozonation + FS (GC 3 et 4) (PE 2→4)	Effet du traitement CAP-UF (PE 2→5)
<i>Vibrio fischeri</i> (bactérie)	Inhibition de la luminescence (CE ₂₀)	↓	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algue verte) sans concentré nutritif	Nombre de cellules (CE ₂₀)	≈	≈	var.	var.	≈
	(CE ₅₀)	≈	≈	≈	≈	≈
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algue verte) avec concentré nutritif	Nombre de cellules (CE ₂₀)	↓	n.t.	var.	var.	n.t.
	(CE ₅₀)	↓	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
<i>Lemna minor</i> (macrophyte)	Nombre de frondes (CE ₂₀)	↓	var.	var.	var.	n.t.
	(CE ₅₀)	var.	n.t.	≈	≈	n.t.
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (microcrustacé) ¹	Nombre de juvéniles (CE ₂₀)	↓	var.	var.	↑	n.t.
	(CE ₅₀)	↓	n.t.	var.	var.	n.t.
	Mortalité (CL ₅₀)	var.	n.t.	≈	≈	n.t.
<i>Gammarus fossarum</i> (crustacé)	Taux d'alimentation	/	/	/	≈	≈
<i>P. antipodarum</i> (escargot)	Mortalité	/	≈	≈	≈	↓
<i>Danio rerio</i> (poisson zèbre)	Mortalité	↓	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.

¹ Résultats après 7 jours d'exposition

Les tests *in vivo* faits en laboratoire montrent une baisse de toxicité dans le **traitement biologique** (LF) pour la majorité des organismes testés. L'effluent du traitement biologique est, suivant les campagnes, soit non toxique, soit légèrement toxique pour certains organismes, notamment pour les microcrustacés *Gammarus fossarum* (taux d'alimentation environ 50% plus faible que dans le contrôle) et les escargots.

Les **traitements avancés** n'ont dans l'ensemble pas d'influence sur l'éventuelle toxicité observée en sortie de la biologie. Aucune augmentation significative de la toxicité n'a été observée durant l'ozonation ou le traitement CAP-UF. Les effluents sont non toxiques dans la plupart des tests, sauf pour les escargots (après l'ozonation), les algues vertes (les effets disparaissent lorsque l'on ajoute un concentré nutritif), et les microcrustacés *Gammarus fossarum*, où l'on observe un taux d'alimentation plus faible que dans le contrôle. Pour ce dernier test, lors d'expériences en laboratoire sur les eaux de la STEP, ces effets ont été éliminés avec un dosage d'ozone plus élevé, et avec l'ajout de micronutriments essentiels dans l'effluent du traitement CAP-UF (Schulz, et al., 2010). Le filtre à sable produit en moyenne une légère augmentation de la toxicité notamment pour les microcrustacés dans les 2 GC. La cause de cette augmentation n'est pas expliquée. Des recherches complémentaires seraient nécessaires pour vérifier qu'elle n'est pas due à la production biologique dans le filtre à sable de métabolites toxiques à partir des sous-produits d'oxydation de l'ozonation.

Le test de reproduction sur les escargots *Potamopyrgus antipodarum* a montré une grande mortalité non expliquée (26 à 64%) en sortie du traitement biologique, de l'ozonation et du filtre à sable. L'impact sur la reproduction n'a donc pas pu être mesuré. Des études complémentaires seraient nécessaires pour déterminer la cause de cette toxicité. Seul l'effluent du traitement CAP-UF n'a engendré aucune mortalité, ni aucune influence sur la reproduction des escargots comparé au contrôle.

Ces tests *in vivo* montrent une diminution de la toxicité des eaux usées grâce au traitement biologique. Mais leur sensibilité est trop faible pour pouvoir évaluer l'effet des traitements avancés (faible concentration de micropolluants). Dans l'ensemble, aucune augmentation de toxicité due aux produits de transformation n'a été observée.

Tableau 28 : Synthèse des résultats des tests *in vivo* (alimentés par débit continu à la STEP de Vidy). Les flèches illustrent une augmentation (↑, en rouge) ou une diminution (↓, en vert) de la toxicité entre l'entrée et la sortie du traitement (points d'échantillonnage PE numérotés selon la Figure 18). Le signe (≈, en gris) signifie aucun changement significatif de toxicité dans le traitement. Les cases barrées signifient que l'IC n'a pas pu être calculé (pas de données pour l'entrée du traitement).

Organismes testés	Paramètres mesurés	Effet du traitement biologique (PE 1→2)	Effet de l'ozonation (PE 2→3)	Effet du FS (PE 3→4)	Effet de l'ozonation + FS (PE 2→4)	Effet du traitement CAP-UF (PE 2→5)
<i>Lumbriculus variegatus</i> (vers d'eau douce)	Reproduction		≈	≈	≈	≈
	Biomasse		↑	≈	≈	↑
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (premiers stades de développement de la truite arc-en-ciel, test FELST)	Survie totale		↓	≈	↓	↓
	Survie des embryons		≈	≈	≈	↓
	Survie des larves et des juvéniles		↓	≈	↓	↓
	Taux d'éclosion		≈	≈	≈	↓
	Capacité de natation des larves écloses		↓	≈	↓	↓
	Poids frais des larves à la fin du test		↓	≈	↓	↓
	Longueur des larves à la fin du test		≈	≈	≈	↓
	Concentration en vitellogénine dans les larves		↓	≈	↓	↓

Le test *in vivo* effectué en continu à la STEP sur des vers (*Lumbriculus variegatus*) montre une diminution de la biomasse en sortie de l'ozonation et du traitement CAP-UF comparé à l'effluent du traitement biologique (lequel provoque une augmentation de la biomasse). Les résultats de ce test sont difficiles à interpréter. L'effet négatif de l'ozonation pourrait éventuellement être causé par des sous-produits d'oxydation toxiques, lesquels seraient ensuite éliminés dans le filtre à sable. Cependant, ceci n'a pas été observé dans les autres tests. On observe également une diminution de la reproduction (non significative selon la correction de Bonferroni-Holm) après le filtre à sable et le traitement CAP-UF. Ce phénomène pourrait être dû à une plus faible concentration de substances nutritives en sortie de ces traitements. Des résultats similaires ont également été observés dans d'autres études (Stalter, et al., 2010b).

Le test *in vivo* sur le développement de la truite arc-en-ciel (test FELST) montre une nette diminution de la toxicité après les traitements avancés par rapport à l'effluent du traitement biologique. En sortie de l'ozonation et du filtre à sable, le poids et la taille des poissons sont cependant encore significativement réduits comparé au contrôle (effet également observé dans d'autres études (Stalter, et al., 2010)). Les effets en sortie du CAP-UF sont similaires à ceux observés dans le contrôle (eau du Léman).

L'effluent du traitement biologique a un impact sur tous les stades de développement de la truite⁷, entraînant un retard de plus de 6 jours de l'éclosion des œufs, 40 à 50% de mortalité totale, une diminution de la capacité de natation des larves et une augmentation importante de la concentration de vitellogénine dans les truites (60 ng/ml). La vitellogénine est un précurseur des jaunes d'œuf et ne se trouve

⁷ Les œufs et les larves de salmonidés sont très sensibles à l'ammoniac. Les concentrations d'ammoniac observées durant le test (maximum autour de 0.04 mgN-NH₃/l) pourraient, selon certaines études, expliquer une partie de la toxicité observée (CE₇₀ de 0.025 mgN-NH₃/l selon (Solbé, et al., 1989)). Mais ceci n'est pas confirmé par d'autres études (CE₂₀ de 0.09 mgN-NH₃/l selon (Brinkman, et al., 2009)).

généralement que dans les truites femelles. Une augmentation de ce composé dans tous les individus indique la présence de substances œstrogéniques dans l'eau. Les traitements avancés permettent de réduire la concentration de vitellogénine à un niveau comparable au contrôle (env. 10 ng/ml), indiquant une bonne élimination des substances mimétiques d'hormones féminines. Ces effets sont également observés dans les tests *in vitro* YES et ER-CALUX, où la concentration équivalente d'œstrogène passe de 0.9-3 ng/l en sortie du traitement biologique à moins de 0.3 ng/l en sortie des traitements avancés. La diminution générale de toxicité observée sur les truites indique que les traitements avancés réduisent les risques pour les poissons dans les eaux de surfaces.

7.3.3 EFFETS GÉNOTOXIQUES ET POTENTIEL MUTAGÈNE

Le test de génotoxicité (UmuC, avec activation métabolique S9) sur les échantillons concentrés a montré des effets génotoxiques dans les eaux usées brutes (entrée de STEP) et dans les eaux en sortie du lit fluidisé, mais seulement lors de fortes pré-concentrations des échantillons (entre 15 et 37 fois). Dans une GC, un léger effet génotoxique a été observé en sortie du traitement CAP-UF, mais lors d'une pré-concentration de l'échantillon de 74 fois.

Aucun potentiel mutagène (test de Ames) et aucune génotoxicité (test Micronucleus, avec ou sans activation métabolique S9) n'ont été détectés après l'ozonation et le traitement CAP-UF sur les échantillons non concentrés.

7.3.4 SYNTHÈSE DES TESTS ÉCOTOXICOLOGIQUES

La toxicité des eaux usées est fortement réduite durant le **traitement biologique**. L'effluent du traitement biologique reste cependant légèrement toxique (impacts sur le développement de la truite, activité hormonale, inhibition de la photosynthèse, effet génotoxique, etc.). Des traitements complémentaires sont donc nécessaires en cas de dilution insuffisante de l'effluent.

La toxicité est encore nettement réduite après **l'ozonation et le traitement CAP-UF** sur tous les tests *in vitro* (échantillons concentrés) et sur quelques tests *in vivo* (test FELST, ainsi que sur les escargots pour le CAP-UF) (les autres tests *in vivo* ne sont pas assez sensibles pour voir l'effet des traitements). Les effluents des traitements avancés sont **non toxiques** dans la majorité des tests. Certains légers effets sont cependant encore observés en sortie de l'ozonation sur les truites et les escargots comparés au contrôle, ainsi que sur les gammarés et les vers en sortie de l'ozonation et du CAP-UF (résultats cependant difficiles à interpréter).

La chaîne de traitement biologie-ozonation permet d'éliminer à plus de 80% la plupart des effets spécifiques (tests *in vitro*). La chaîne de traitement biologie-CAP-UF permet de réduire de plus de 90% tous les effets spécifiques.

Aucune nette augmentation de toxicité due à la formation de sous-produits de réaction n'est observée après les traitements avancés. Les tests écotoxicologiques ne sont cependant peut-être pas assez sensibles pour détecter ces effets. En effet, les sous-produits d'oxydation de l'ozonation sont souvent fortement polaires et ne sont donc pas bien extraits lors de la concentration des échantillons (pour les tests *in vitro*) (Stalter, et al., 2010c). De plus, certaines études ont montré que la toxicité observée (sur des bactéries) après l'ozonation diminuait en fonction de la durée de stockage des effluents (non toxiques après 48h), probablement à cause d'une dégradation des sous-produits toxiques (Petala, et al., 2006). Or, les tests en laboratoires ont été effectués après un stockage de plusieurs jours. Dans d'autres études, des augmentations de la toxicité non spécifique (sur les truites arc-en-ciel, les moules zébrées et les vers) et du potentiel mutagène ont été observées en sortie de l'ozonation, attribuées aux sous-produits de transformation (Stalter, et al., 2010) (Stalter, et al., 2010b) (Petala, et al., 2008). Ces effets étaient significativement réduits après une filtration sur sable. Comme la production de sous-produits réactifs ne peut pas être exclue durant l'ozonation, la présence d'un **traitement biologiquement actif** (telle une filtration sur sable) est **recommandée après l'ozonation**.

Ces résultats montrent que l’ozonation et le traitement CAP-UF sont des procédés efficaces pour réduire les effets des micropolluants. Ils permettent ainsi d’améliorer la qualité des eaux de surface.

7.3.5 ANALYSE DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

L’évaluation de la qualité des effluents par rapport aux micropolluants peut également se faire par comparaison entre les concentrations mesurées (MEC) dans les eaux et les concentrations n’ayant pas d’effets sur les organismes aquatiques. Des critères de qualité environnementale (CQ) pour la protection des écosystèmes aquatique sur le long terme ont été proposés pour certaines substances pour la Suisse (Götz, et al., 2010c). Le ratio de risque $RQ = MEC/CQ$ définit si la qualité des eaux est bonne ($RQ < 1$) ou mauvaise ($RQ > 1$). La qualité des effluents en sortie des traitements est présentée dans le Tableau 29. Sur les 15 substances proposées, 6 présentent un risque dans l’effluent en sortie du LF, dont l’azithromycine, la clarithromycine et le diclofénac avec un RQ supérieur à 10. Le risque pour l’ibuprofène peut être totalement éliminé si une nitrification totale a lieu (< 30 ng/l d’ibuprofène en sortie du LF). En cas de dilution insuffisante dans le milieu récepteur, une dégradation du milieu aquatique est donc possible. Les risques sont fortement réduits après les traitements avancés, avec seulement 2 à 3 substances (azithromycine, diclofénac⁸, et pour l’ozone l’ibuprofène) avec un RQ > 1 . Le risque individuel pour ces substances est négligeable pour les écosystèmes aquatiques si l’effluent des traitements avancés est dilué plus de 6 fois dans le milieu récepteur. La dilution dans la baie de Vidy (Léman) est estimée à 50 fois (Morasch, et al., 2010) ; mais pour certaines STEP qui rejettent dans de petits cours d’eau (comme à Regensdorf), l’effluent n’est parfois dilué que d’un facteur 2.

Tableau 29 : Comparaison des concentrations mesurées (MEC) dans les effluents des traitements avec les critères de qualité pour la protection des écosystèmes aquatiques dans le long terme (CQ chronique) définis pour 15 substances dans (Götz, et al., 2010c)⁹. Les valeurs de MEC correspondent au 90^{ème} centile (« worst case »), calculé sur toutes les campagnes en sortie du LF, et sur toutes les campagnes où l’abattement des 5 substances indicatrices était $> 80\%$ en sortie des traitements avancés. Un ratio de risque $RQ > 1$ signifie que la concentration dans l’effluent dépasse le critère de qualité (risque dans l’effluent, en rouge dans le tableau). Le RQ représente le facteur de dilution de l’effluent nécessaire pour éviter un risque dans le milieu récepteur.

Substances	CQ chronique [ng/l]	MEC (90 ^{ème} centile*) [ng/l]			Ratio de risque de l’effluent RQ [-]		
		Sortie LF	Sortie ozonation	Sortie CAP-UF	Sortie LF	Sortie ozonation	Sortie CAP-UF
		nitrification partielle	$> 80\%$ d’abattement	moyen	nitrification partielle	$> 80\%$ d’abattement	moyen
17 α -Éthinylestradiol	0.04	<1.9	<1.9	<1.9	?	?	?
Aténolol	150'000	1'144	158	84	0.01	0.00	0.00
Azithromycine	90	914	243	251	10.15	2.70	2.78
Béazafibrate	460	865	170	69	1.88	0.37	0.15
Carbamazépine	500	887	80	43	1.77	0.16	0.09
Clarithromycine	60	835	41	18	13.92	0.68	0.30
Diclofénac	50	1'701	98	304	34.02	1.96	6.08
Ibuprofène	300	1'714	332	32	5.71	1.11	0.11
Acide méfénamique	4'000	942	14	22	0.24	0.00	0.01
Métoprolol	64'000	1'384	178	107	0.02	0.00	0.00
Naproxène	1'700	771	92	110	0.45	0.05	0.06
Sulfaméthoxazole	600	387	38	52	0.65	0.06	0.09
Triméthoprim	60'000	138	7	12	0.00	0.00	0.00
Benzotriazole	30'000	9'440	2'827	513	0.31	0.09	0.02
Méthylbenzotriazole	75'000	3'731	593	80	0.05	0.01	0.00

* Calculé sur toutes les campagnes pour le LF (9 à 36 valeurs), et sur toutes les campagnes avec un abattement moyen des 5 substances indicatrices $> 80\%$ pour les traitements avancés (ozonation: 5 à 18 valeurs, CAP-UF: 2 à 7 valeurs)

⁸ Les quelques comparaisons interlaboratoires effectuées montrent que les concentrations de diclofénac et de bézafibrate sont systématiquement surévaluées d’un facteur 2 environ. Ce facteur n’étant pas clairement défini, les données n’ont pas été corrigées, mais le ratio de risque pour ces deux substances est probablement environ 2 fois inférieur à ce qui est mentionné dans le Tableau 29.

⁹ Les critères de qualité actuellement proposés (pas encore définitifs) sont également disponibles sur : www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index

7.4 AUTRES RÉSULTATS

7.4.1 ORGANISMES PATHOGÈNES - DÉSINFECTION

L'impact des traitements sur l'élimination des pathogènes (désinfection) a été étudié sur deux groupes d'organismes : les bactéries et les virus. L'élimination des protozoaires et des parasites pouvant présenter des effets pathogènes n'a pas été évaluée. Les études de désinfection ont été effectuées sur des organismes indicateurs, plus faciles à analyser, et représentatifs des organismes pathogènes d'origine fécale.

7.4.1.1 ELIMINATION DES BACTÉRIES

L'élimination des bactéries pathogènes s'est basée sur l'étude de trois groupes d'organismes indicateurs, généralement utilisés pour le contrôle des eaux potables et des eaux de baignade : les germes totaux, les entérocoques et *Escherichia coli* (*E.coli*). Les analyses ont été faites lors des 4 GC (sur des échantillons ponctuels). Les résultats sont donnés à titre indicatif (pas de désinfection des éléments de prélèvement lors de l'échantillonnage). Lors de la GC de mai 2010 (Figure 32), le traitement biologique sur lit fluidisé a permis d'éliminer plus de 98% des germes totaux, d'*E.coli* et des entérocoques entrant dans la STEP. L'ozonation a éliminé 92% des germes totaux et plus de 97% d'*E.coli* et des entérocoques sortant du lit fluidisé. Le filtre à sable suivant l'ozonation a une influence positive sur l'élimination des pathogènes (diminution des bactéries fécales), mais il peut favoriser la croissance des germes totaux. L'installation CAP-UF a permis d'éliminer 100% d'*E.coli* et des entérocoques sortant du lit fluidisé, mais seulement 98% des germes totaux, probablement à cause d'une contamination par l'environnement (biofilm observé sur les parois de la cuve de rétrolavage). Les membranes d'ultrafiltration permettent donc d'hygiéniser totalement l'effluent.

Lors des campagnes de mars et mai 2010, les effluents des traitements CAP-UF et ozonation-FS respectaient les normes hygiéniques en vigueur pour les eaux de baignade dans les lacs et cours d'eau (<1'000 UFC/100ml pour *E.coli*, <400 UFC/100ml pour les entérocoques fécaux) (OFEV., 1991) (directive européenne 2006/7/CE).

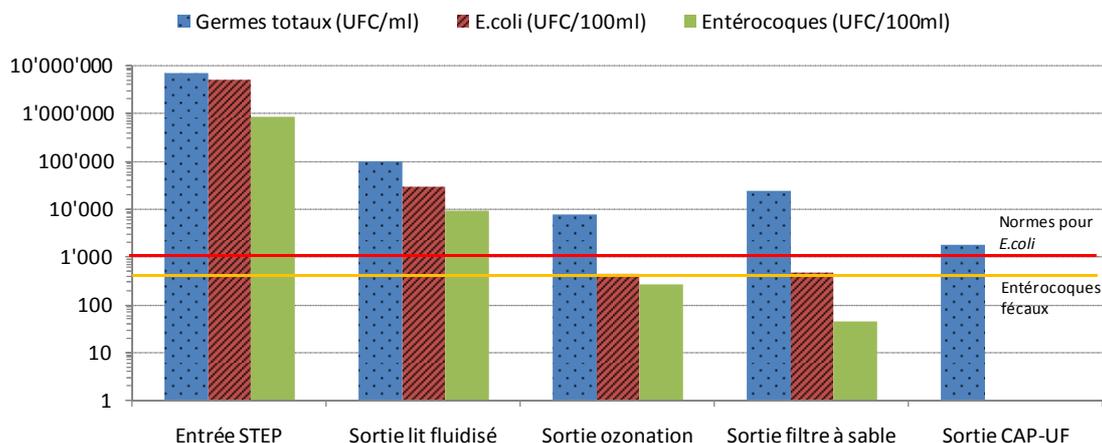


Figure 32 : Influence des différents traitements sur la quantité de microorganismes indicateurs dans les eaux. Moyenne de deux analyses lors de la GC de mai 2010. Dosage d'ozone moyen de 7.1 mgO₃/l (soit entre 0.9 et 1.25 gO₃/gCOD). Les valeurs limites pour les eaux de baignade de bonne qualité sont données à titre indicatif.

7.4.1.2 ELIMINATION DES VIRUS

L'élimination des virus pathogènes s'est basée sur l'étude des coliphages (virus infectant la bactérie *E.coli*), inoffensifs pour l'homme, mais présents dans les excréments et donc dans les eaux usées en grandes quantités. Ils sont similaires à de nombreux virus humains et sont donc considérés comme de bons indicateurs. Deux types de coliphages (virus F-spécifiques (ARN) et virus somatiques) ont été analysés sur des échantillons composites de 24h lors de 2 jours de la GC de mai 2010. Les résultats obtenus indiquent

une élimination modérée des deux types de virus (env. 90%) entre l'entrée de la STEP et la sortie des traitements biologiques (boues activées ou lit fluidisé). Par contre, en sortie du traitement ozonation-FS ou du traitement CAP-UF, aucun coliphage n'a été détecté (limite de détection de 5 UFP/ml). L'élimination des virus est donc supérieure à 95% dans les deux traitements avancés. Ceci confirme que le dosage d'ozone utilisé est suffisant pour inactiver les phages et que les membranes permettent une désinfection totale de l'effluent.

7.4.2 SOUS-PRODUITS DE RÉACTION

Le bromure présent dans les eaux usées réagit avec l'ozone pour former du bromate cancérigène. En mars, les concentrations en bromure dans les eaux usées lausannoises étaient d'environ 350 µg/l, soit 10 fois plus élevées que les valeurs trouvées à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009).

Les concentrations en bromate en sortie de biologie et en sortie de l'installation CAP-UF étaient inférieures à la LD (1 µg/l). En sortie de l'ozonation (6 mgO₃/l, 0.8 gO₃/gCOD), et en sortie du filtre à sable, les concentrations en bromate atteignaient respectivement 3.7 et 5.1 µg/l, ce qui est inférieur à la valeur de tolérance de 10 µg/l pour l'eau potable (OSEC, 1995) ou du seuil d'écotoxicité de 3 mg/l proposé dans (Hutchinson, et al., 1997).

Des essais d'ozonation des effluents du LF faits en laboratoire (W+T, Eawag) en septembre 2010 ont montré que la formation de bromate est étroitement liée à la dose d'ozone (Figure 33). Pour une concentration de bromure d'environ 70 µg/l dans l'eau brute, le seuil des 10 µg/l de bromate est atteint pour un dosage spécifique d'environ 1.4 gO₃/gCOD (7 mgO₃/l). Ces essais ont également montré la production d'iodate (env. 40 µg/l), même pour un très faible dosage d'ozone. Ce composé est cependant non problématique (von Gunten, 2003b).

L'ozonation des eaux usées peut aussi entraîner la formation de nitrosamines (substances mutagènes et cancérigènes). Les analyses de nitrosamines faites à Vidy ont montrés que les concentrations sont inférieures à la limite de détection de 100 ng/l dans tous les échantillons (LD élevée suite à des problèmes analytiques). Lors des essais menées à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009), une formation de N-nitrosodiméthylamine (NDMA) jusqu'à une concentration de 21 ng/l a été observée durant l'ozonation, le filtre à sable permettant de réduire ensuite cette concentration en dessous des 10 ng/l (seuil pour les eaux potables en Californie). Une production de nitrosamines (notamment du NDMA) lors de l'ozonation ne peut donc pas être écartée durant les essais de Vidy et une filtration sur sable est recommandée pour limiter ces substances dans l'effluent.

Selon d'autres études, de nombreux autres sous-produits sont formés durant l'ozonation, dont principalement des aldéhydes (formaldéhyde (cancérigène), acétaldéhyde, glyoxal, etc.), des acides carboxyliques (formate, oxalate, acétate, etc.) et des cétones (Wert, et al., 2007) (Huang, et al., 2005) (Richardson, et al., 1999). Ces substances peuvent avoir des effets toxiques sur les organismes aquatiques (Stalter, et al., 2010), mais elles sont généralement éliminées en grande partie lors de filtration biologique (filtre à sable) (Richardson, et al., 1999).

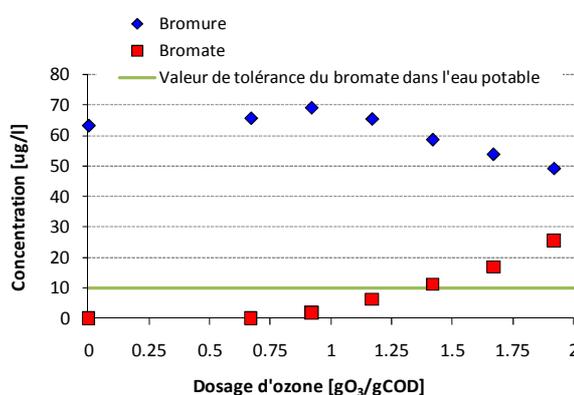


Figure 33 : Influence du dosage d'ozone sur la formation de bromate (ozonation de l'effluent du LF en nitrification totale, 5 mgCOD/l, 0.6 mgN-NO₂/l. Expérience réalisée à l'Eawag, département W+T). A faible dose (<1 gO₃/gCOD), l'oxydation du bromure en bromate est négligeable à cause de la consommation rapide de l'ozone par le nitrite et le COD réactif. Au-dessus de 0.9 gO₃/gCOD, on observe une relation linéaire entre le dosage et la formation de bromate (également observée dans l'étude de Wert et al. (2007)).

7.5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES : VARIANTE CAP - FILTRE À SABLE

Comme présenté au chapitre 9.3, les faibles flux obtenus sur l'installation d'ultrafiltration pour la séparation du CAP entraînent des coûts d'exploitation élevés. Des essais complémentaires ont donc été réalisés de juin à octobre 2010 pour tester la séparation du CAP sur un filtre à sable pilote (capacité d'environ 1 l/s, composé d'environ 1.2 m de schiste expansé (granulométrie entre 1.6 et 2.4 mm) et d'environ 60 cm de sable de quartz (entre 0.7 et 1.2 mm)). Comme pour l'installation CAP-UF, le CAP est dosé dans un réacteur de contact (temps de séjour de 30 à 120 minutes), puis le mélange est directement pompé et filtré sur le filtre à sable (vitesse de filtration de 8 à 16 m/h) sans recirculation ou concentration du CAP et sans ajout de coagulant (Figure 34). Un seul rétrolavage est effectué par jour.

Les résultats montrent que les concentrations de MES en sortie du filtre étaient toujours inférieures à 5 mgMES/l (généralement entre 2 et 3 mg/l sur des échantillons composites de 24h), même lorsque la concentration de CAP en entrée du filtre était supérieure à 60 mg/l (soit 75 mgMES/l). La séparation du CAP par filtre à sable fonctionne même avec des vitesses de filtrations rapides (jusqu'à 16 m/h).

Même sans recirculation ou concentration du CAP (10 à 20 mgCAP/l dans le réacteur de contact au lieu des 1000 à 2000 mgCAP/l dans l'installation CAP-UF), les taux d'abattement des micropolluants dans l'installation CAP-FS sont tout à fait comparables à ceux obtenus dans l'installation CAP-UF. Lors de la petite campagne du 8 juin 2010, pour exactement le même dosage de CAP (10 mgCAP/l) et la même eau à traiter, l'élimination moyenne des 20 micropolluants entre la sortie du LF et la sortie du traitement était de 74% dans l'installation CAP-UF et de 82% dans l'installation CAP-FS (Figure 35). Une forte concentration du CAP dans le système ne semble donc pas forcément nécessaire pour atteindre une bonne élimination des micropolluants.

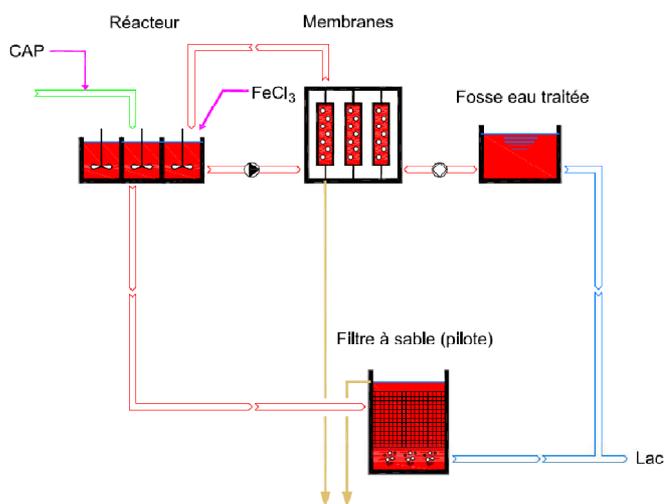


Figure 34 : Schéma des installations CAP-UF (en haut) et CAP-FS (en bas). Le traitement CAP-FS s'est fait sans recirculation du CAP ni ajout de coagulant.

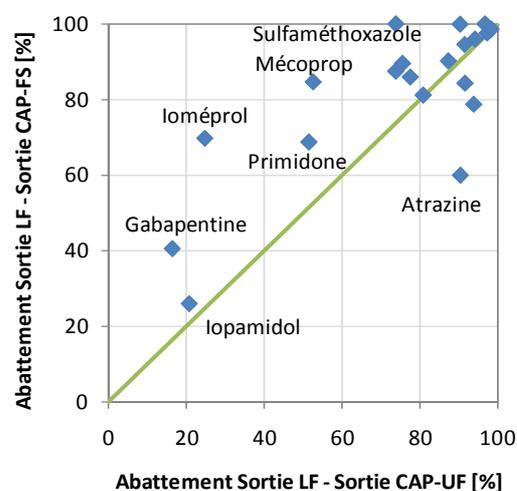


Figure 35 : Comparaison des abattements de 20 micropolluants (représentés chacun par un point) dans l'installation CAP-UF et dans l'installation CAP-FS, avec un dosage de CAP de 10 mg/l sur l'eau sortant du LF (même eau pour les 2 traitements).

Lors de l'utilisation d'un dosage de CAP très élevé, le traitement CAP-FS est également capable d'éliminer les composés les plus réfractaires. En effet, un dosage de 60 mgCAP/l a permis d'éliminer à plus de 95% la plupart des 21 substances étudiées, sauf le sulfaméthoxazole (élimination de 94%), le iohexol (92%), le iopromide (90%) et le gabapentine (56%). Un fort dosage entraîne cependant des coûts d'exploitation plus élevés.

7.6 POINTS CLÉS DES RÉSULTATS

Les résultats des différentes analyses chimiques et écotoxicologiques ont permis de mettre en évidence différents points :

- Sur les 58 **micropolluants** analysés, 47 sont régulièrement détectés dans les eaux usées en entrée de STEP. Leur concentration varie entre 0.001 et 100 µg/l suivant les composés. La concentration d'une même substance peut varier fortement suivant les jours (d'un facteur supérieur à 4 pour 50% des substances analysées), et cela indépendamment de la pluviométrie ;
- Le **traitement biologique à forte charge** permet d'atteindre un abattement moyen de 23% de l'ensemble des substances. Il ne permet de garantir l'élimination à plus de 80% (objectif du projet de modification de l'OEaux) que d'un seul composé ;
- Le **traitement biologique avec nitrification** permet d'éliminer certaines substances à plus de 80%, mais d'autres sont éliminées à moins de 20%. Un abattement moyen de 44% de l'ensemble des substances est atteint. Un traitement complémentaire est donc nécessaire ;
- Les traitements avancés (ozone-FS et CAP-UF) permettent d'**améliorer** significativement la **qualité de l'eau** en sortie du traitement biologique ;
 - Les **traitements avancés** (ozone-FS et CAP-UF) permettent d'éliminer la plupart des micropolluants analysés en-dessous de 0.1 µg/l (exigence de l'OEaux pour les pesticides). Sur plus de 200 substances analysées dans les divers screening, moins d'une dizaine se retrouve encore à une concentration supérieure à 1 µg/l en sortie des traitements ;
 - Les traitements **biologie-ozonation** permettent d'éliminer la plupart des substances analysées à plus de 80%. Seuls 11 micropolluants sont généralement éliminés à moins de 80% dans la chaîne de traitements. Le filtre à sable permet la dégradation de sous-produits d'oxydation mais n'apporte aucune amélioration significative pour l'élimination des micropolluants ;
 - Les traitements **biologie-CAP-UF** permettent d'éliminer la plupart des substances analysées à plus de 80%. Seules 6 substances, dont 3 produits de contraste radiographiques, ne sont que moyennement éliminées dans les traitements. Les membranes d'ultrafiltration retiennent le CAP mais n'ont pratiquement pas d'effet sur l'abattement des micropolluants ;
 - Le **traitement CAP-FS** (testé dans des essais complémentaires) a une efficacité similaire au traitement CAP-UF pour l'élimination des micropolluants. La filtration sur sable permet de retenir efficacement le CAP (2 à 3 mgMES/l en sortie) ;
 - Une nette **réduction de la toxicité** en sortie des traitements avancés est observée dans tous les tests *in vitro* et dans un test *in vivo* (sur le développement des poissons). Les autres tests *in vivo* ont montré soit aucune toxicité (dans la majorité des cas), soit aucune diminution de la toxicité.
 - Le traitement biologie-ozonation permet d'éliminer à plus de 80% la plupart des effets spécifiques (test *in vitro*), et le traitement biologie-CAP-UF permet d'éliminer à plus de 90% tous les effets spécifiques.
- Une **désinfection** partielle de l'effluent grâce à l'ozonation-FS et une désinfection totale grâce à l'installation CAP-UF ont été observées ;
- Des **sous-produits de réactions** cancérigènes (bromate) sont formés durant l'ozonation, mais dans des concentrations inférieures aux valeurs réglementaires. Aucun effet mutagène ou génotoxique n'a cependant été observé en sortie de l'ozonation ;
- Des **variations interlaboratoires** importantes ont été observées sur les résultats des analyses de certains micropolluants (plus de 20% d'écart sur les abattements de 6 substances) et du COD. Ces différences montrent la nécessité pour les laboratoires chargés du suivi des installations de participer fréquemment à des intercalibrations.

8 INTERPRÉTATION

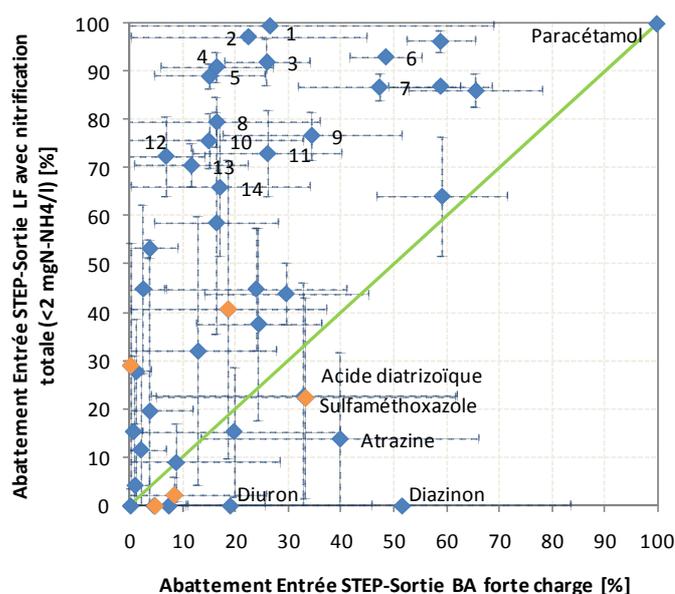
Ce chapitre traite de l'influence des paramètres et des conditions d'exploitation sur l'élimination des micropolluants dans les différents traitements.

8.1 TRAITEMENT BIOLOGIQUE

Lors de la conception du projet, la diversité de la communauté bactérienne présente dans le traitement biologique a été considérée (sur la base d'autres études) comme étant un facteur important pour l'abattement des micropolluants. Cette diversité augmente avec l'âge des boues et le degré de nitrification. Pour confirmer cette hypothèse de base, deux types de procédés ont donc été testés : le traitement par BA forte charge (âge des boues de 2 jours) et le traitement sur LF avec nitrification. Avec ce dernier, des niveaux différents de nitrification ont été recherchés (de partielle à totale). L'influence de la biologie sur l'élimination des micropolluants a ainsi été étudiée.

8.1.1 COMPARAISON ENTRE LES DEUX TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

Pour mettre en évidence l'action des différents traitements biologiques sur l'élimination des micropolluants, les abattements de 45 substances dans la biologie à BA forte charge sont comparés aux abattements dans le LF avec nitrification totale (Figure 36).



Liste des substances

1	Ibuprofène	8	Acide méfénamique
2	Fénofibrate	9	Terbutryne
3	Irgarol	10	Naproxène
4	Bisphénol A	11	Azithromycine
5	Gemfibrozil	12	Bézafibrate
6	Ofloxacine	13	Méthylbenzotriazole
7	Simvastatine	14	Métronidazole

Figure 36 : Comparaison des abattements moyens de 45 substances entre le traitement à BA forte charge (10 analyses, moyennes de la précampagne de mars 2009 et de la GC de juillet 2009) et le traitement à LF avec nitrification totale (3 analyses, moyennes de la GC d'octobre 2009). Les barres d'erreurs représentent les écart-types. Les points oranges correspondent aux 5 substances indicatrices. Les substances numérotées (cf. liste au-dessus) sont éliminées à plus de 65% dans le LF et à moins de 50% dans les BA.

Le LF avec nitrification totale est plus efficace que les BA forte charge, avec en moyenne (pour les 45 substances) 48% d'élimination pour le LF et seulement 23% pour les BA. La plupart des substances (76%) sont mieux éliminées par le LF. Mis à part le paracétamol, éliminé à plus de 99.8% dans les deux procédés, les BA forte charge ne parviennent à abattre généralement aucune autre substance à plus de 70%.

Une biologie avec nitrification totale est donc mieux adaptée pour éliminer les micropolluants analysés qu'une biologie forte charge, ce qui est également confirmé dans d'autres études (Ternes, et al., 2004) (Clara, et al., 2005) (Joss, et al., 2008), où par exemple le bisphénol A, le bézafibrate, l'ibuprofène et le naproxène sont très bien éliminés dans une biologie avec un âge des boues de plus de 10 jours, mais peu éliminés pour un âge des boues de 2 jours.

8.1.2 INFLUENCE DE LA NITRIFICATION SUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

L'influence du taux de nitrification sur l'élimination des micropolluants a été testée avec le LF. La Figure 37 montre que l'élimination de certaines substances est fortement influencée par le niveau de nitrification (même si d'autres paramètres entrent également en jeu). Un objectif de nitrification totale est donc favorable pour l'élimination des micropolluants dans les STEP sans traitements avancés. On observe en effet que tout un groupe de substances est clairement mieux éliminé avec une nitrification totale (en rouge dans la Figure 38), comparé à une nitrification partielle. Pour les 42 substances détectées, une nitrification partielle (8 à 10 mgN-NH₄/l) a permis un abattement moyen de 39%, alors que la nitrification totale a permis un abattement moyen de 48%.

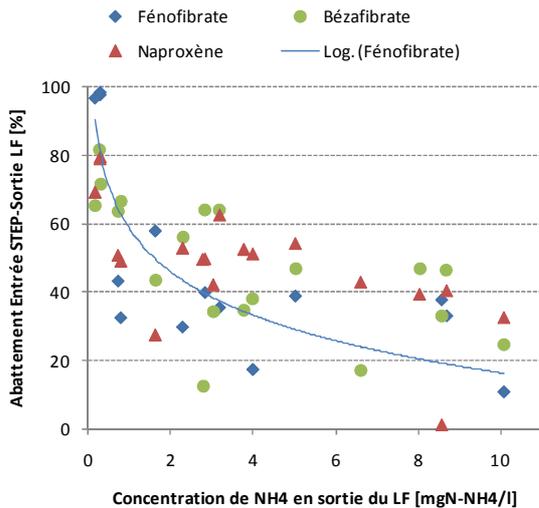


Figure 37 : Influence du niveau de nitrification (inversement proportionnel à la concentration de NH₄ en sortie du LF) sur l'abattement de trois substances entre l'entrée de la STEP et la sortie du LF. Résultats de 19 analyses représentées chacune par un point. Une courbe de tendance (log) est illustrée pour le fénofibrate.

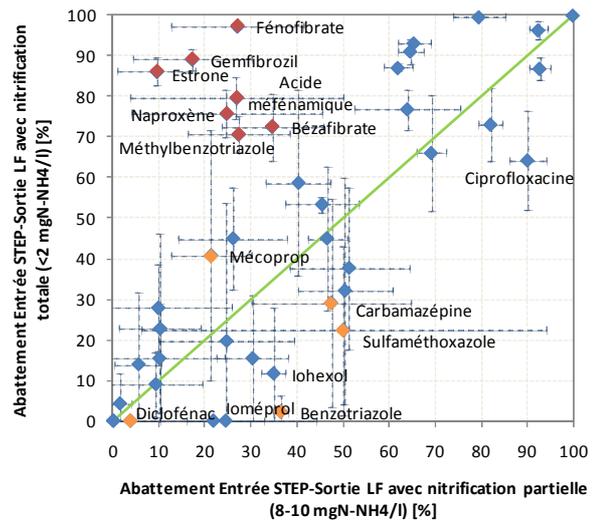


Figure 38 : Comparaison des abattements moyens de 42 substances (chacune représentée par un point) dans le LF entre la GC de mars 2010 (3 analyses, nitrification partielle à 8-10 mg N-NH₄/l) et la GC d'octobre 2009 (3 analyses, nitrification totale). Les barres d'erreur représentent les écart-types. Les points rouges représentent les substances éliminées à plus de 70% avec une nitrification totale et à moins de 35% avec une nitrification partielle. Les points oranges correspondent aux 5 substances indicatrices.

8.2 TRAITEMENT PAR OZONATION-FILTRATION

Lors de la conception du projet, la qualité de l'eau (teneur en COD et en nitrite), ainsi que le dosage d'ozone et le mode de dosage étaient considérés comme les principaux paramètres pouvant influencer l'efficacité de l'ozonation pour éliminer les micropolluants. Ainsi, l'ozonation a été effectuée sur les effluents de deux biologies différentes : les BA forte charge et le LF avec nitrification partielle ou totale.

8.2.1 INFLUENCE DE LA QUALITÉ DE L'EAU SUR LE DOSAGE D'OZONE

Comme expliqué au chapitre 5.2.1.2, la régulation du dosage d'ozone a été principalement basée sur la mesure de l'ozone résiduel. On observe que pour une même concentration d'ozone résiduel, le dosage doit être plus important en présence d'une concentration élevée de COD (ou de DCO) (Figure 39) ou de nitrite (Figure 40). Le pH semble conduire à la même conclusion, toutefois ceci peut être dû à une corrélation indirecte avec le taux de nitrification responsable d'une acidification des eaux. Comme le montre l'analyse de corrélation de la Figure 41, les autres paramètres physico-chimiques de l'eau en entrée d'ozonation n'ont pas d'influence marquée sur le dosage d'ozone (pas de fortes corrélations directes, mis à part éventuellement pour le phosphore dissous).

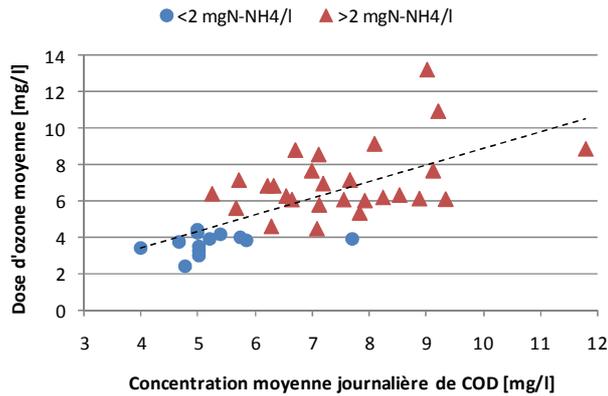


Figure 39 : Corrélation entre la concentration en COD et le dosage d’ozone (en fonction de la concentration d’ozone résiduel). Chaque point représente la valeur journalière moyenne lors des campagnes d’analyses (eau provenant de la biologie à LF). Les séries de formes différentes représentent l’efficacité du traitement biologique avec soit une nitrification totale (<math>< 2 \text{ mgN-NH}_4/\text{l}</math>), soit une nitrification partielle (entre 2 et 11 $\text{mgN-NH}_4/\text{l}$).

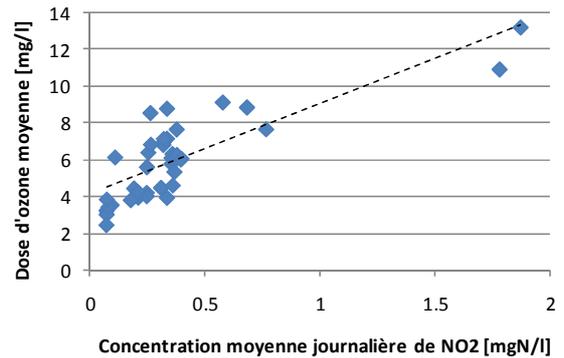
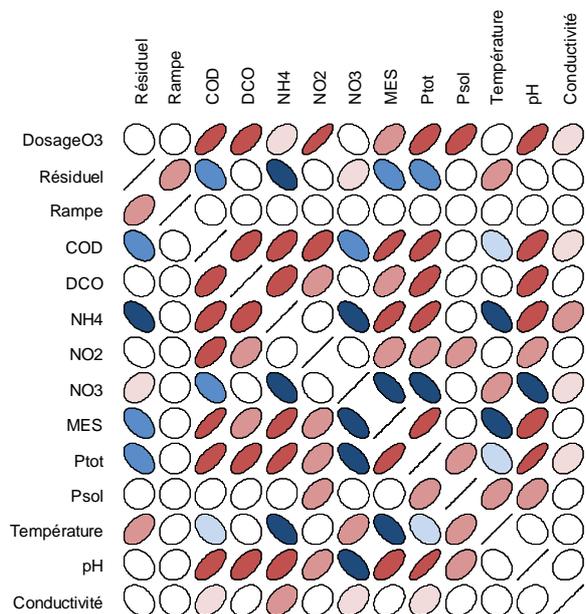


Figure 40 : Corrélation entre la concentration en nitrite et le dosage d’ozone. Chaque point représente la valeur journalière moyenne lors des campagnes d’analyses (eaux provenant du LF). Théoriquement, l’oxydation de 1 mg N-NO_2 consomme 3.43 mg d’ O_3 . L’augmentation observée est supérieure (4-5 $\text{gO}_3/\text{gN-NO}_2$), d’autres facteurs influençant également la consommation d’ozone (concentration de COD élevée lorsque la concentration de nitrite est élevée).

Ainsi, lorsque le traitement biologique permet une bonne élimination du COD, notamment lors d’une nitrification totale, le dosage d’ozone nécessaire pour atteindre une certaine valeur d’ozone résiduel est plus faible que dans le cas d’une biologie moins performante (nitrification partielle) (Figure 39). Il est donc intéressant d’avoir un traitement biologique efficace (faibles concentrations de COD et de nitrite) afin de diminuer la consommation d’ozone.

Figure 41 : Corrélations entre le dosage d’ozone et les paramètres physico-chimiques de l’eau en entrée de l’ozonation. Calcul basé sur 40 analyses lors du dosage en fonction de la concentration d’ozone résiduel (eau provenant du LF). Une forte corrélation est représentée par une ellipse fortement aplatie, montant de gauche à droite pour les corrélations positives (en rouge), l’inverse pour les négatives (en bleu) (un cercle indiquant une corrélation nulle). L’intensité de la couleur représente le seuil de significativité (foncé si $p < 0.001$, clair si $p < 0.01$, pale si $p < 0.05$ et en blanc si non significatif $p > 0.05$)

La consigne pour la concentration d’ozone résiduel dans la gamme testée, soit entre 0.02 et 0.14 mgO_3/l , n’a pas d’influence visible sur le dosage d’ozone. Un doublement ou un triplement de la consigne pour l’ozone résiduel n’aura donc pas une grande influence sur la quantité d’ozone consommée (cf. Figure 42). Les grandes variations de dosage observées sur la Figure 42 (facteur 2 à 3) sont dues à l’influence du COD et du nitrite, et non à l’excès d’ozone nécessaire pour atteindre une concentration résiduelle plus élevée.



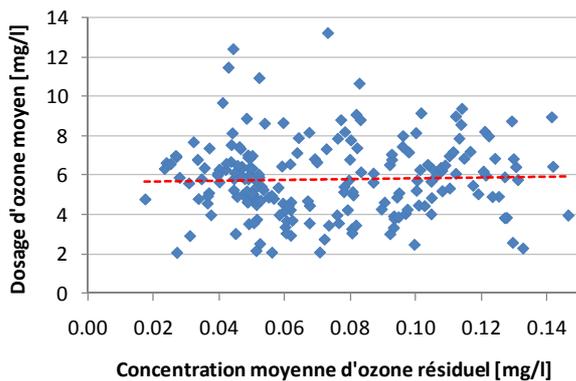


Figure 42: Dosage d'ozone en fonction de la concentration (consigne) en ozone résiduel en sortie du réacteur. Résultat de 200 jours d'exploitation (moyennes journalières) avec différentes consignes d'ozone résiduel.

8.2.2 INFLUENCE DU TYPE DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE SUR L'EFFICACITÉ DE L'OZONATION

Comme présenté au chapitre 8.1.1, le traitement à BA forte charge est moins performant pour l'élimination des micropolluants que le LF. En revanche, l'efficacité totale de la chaîne de traitement (soit biologie et ozonation) n'est pas fortement affectée par le type de biologie. En effet, pour des conditions de dosage d'ozone relativement similaires, le traitement « LF avec nitrification totale + ozonation » a eu une efficacité globale de 78.3% d'élimination en moyenne sur les 41 substances détectées, alors que l'efficacité du traitement « BA forte charge + ozonation » était de 77.5% (cf. Figure 43). L'efficacité globale est donc relativement similaire quelque soit le traitement biologique. Certaines substances sont cependant mieux éliminées avec l'un ou l'autre des traitements. Par exemple, le fénofibrate est bien éliminé (>90%) dans une biologie nitrifiante, mais mal éliminé (<50%) par l'ozonation ou dans une biologie forte charge.

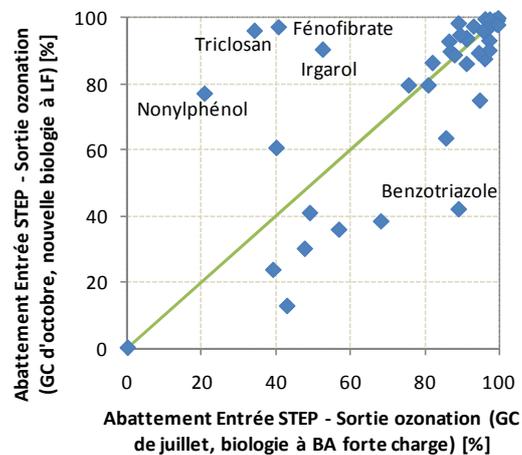


Figure 43 : Comparaison de l'élimination de 41 micropolluants (représentés chacun par un point bleu) entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation, lors de la GC de juillet 2009 (avec traitement biologique à BA forte charge, 3 analyses) et celle d'octobre 2009 (avec traitement biologique sur LF avec nitrification totale, 3 analyses). Dosage moyen d'ozone de 3.9 mgO₃/l en juillet (eq. 0.5 gO₃/gCOD) et 3.5 mgO₃/l en octobre (eq. 0.7 gO₃/gCOD).

Lors d'un dosage en fonction de l'ozone résiduel, la variation de la qualité de l'eau en sortie du LF ne semble pas non plus influencer significativement l'abattement des micropolluants (aucune corrélation significative sur les résultats de 26 campagnes d'analyses, cf. annexe 6). L'efficacité du traitement biologique (nitrification partielle ou totale) n'est ainsi pas déterminante pour le bon fonctionnement de l'ozonation (laquelle fonctionne même en cas de problème sur le traitement biologique).

Ces essais ont donc montré que l'ozonation fonctionne efficacement sur les effluents de tous les types de biologie testés (boues activées forte charge ou LF avec nitrification partielle ou totale). L'effluent d'une biologie forte ou moyenne charge a cependant plus de risques de contenir des concentrations élevées de nitrite et de COD que l'effluent d'une biologie totalement nitrifiante, ces composés augmentant la consommation d'ozone et donc les coûts d'exploitation du traitement avancé.

8.2.3 INFLUENCE DU DOSAGE D'OZONE ET DE LA MÉTHODE DE RÉGULATION DU DOSAGE SUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

Lors de la **régulation du dosage d'ozone en fonction de la concentration en COD** (mesurée en continu « on-line »), on observe en moyenne une meilleure élimination lorsque le dosage relatif au COD augmente (Figure 46). Cette tendance a également été observée lors des essais de Regensdorf (Abegglen, et al., 2009). Cette relation n'est cependant plus visible en utilisant les valeurs de COD mesurées en laboratoire sur les échantillons composites de 24h. Compte tenu des grandes incertitudes sur le COD (cf. chapitre 7.1.3), les valeurs de dosage en fonction du COD doivent donc être considérées avec précaution. Certaines substances (sotalol, triméthoprim, diclofénac, carbamazépine, clarithromycine, naproxène) sont éliminées à plus de 85% même avec le plus faible dosage. Ce qui confirme leur forte réactivité avec l'ozone, comme décrit dans d'autres études (Abegglen, et al., 2009). L'élimination de certaines substances moins réactives (aténolol, bézafibrate, benzotriazole, mécoprop, etc.) est directement proportionnelle à la dose d'ozone. D'autres substances (iohexol, ioméprol, triclosan, atrazine, gabapentine et fénofibrate) sont mal éliminées durant l'ozonation, même avec un dosage élevé. Ces substances (mis à part le triclosan en théorie généralement bien éliminé (Suarez, et al., 2007)) ont en effet une faible réactivité avec l'ozone (Abegglen, et al., 2009) (Reungoat, et al., 2010) (Ikehata, et al., 2006).

Lors de la **régulation du dosage d'ozone en fonction de la concentration d'ozone résiduel**, l'abattement des micropolluants n'est pas étroitement lié au dosage d'ozone (mgO_3/l) (pas de tendance claire, cf. Figure 44). Si l'on exclut les deux campagnes où le nitrite était très élevé, le lien entre l'élimination des substances et le dosage relatif au COD (gO_3/gCOD) semble être plus prononcé (Figure 45), ce qui confirme les résultats obtenus avec l'autre méthode de régulation (Figure 46).

Lors d'un dosage très élevé, l'ozone est capable d'éliminer les micropolluants les plus réfractaires. En effet, lors de la campagne du 9 juin 2009, un fort dosage d'ozone ($17.4 \text{ mgO}_3/\text{l}$, eq. $2.6 \text{ gO}_3/\text{gCOD}$) a été utilisé, permettant de réduire de plus de 95% la plupart des 18 substances étudiées, à l'exception du gabapentine (éliminé à 88%), du iopamidol (84%), du iohexol (82%), du ioméprol (81%), de l'atrazine (66%) et du fénofibrate (52%) (résultats non illustrés). Un fort dosage est cependant lié à des coûts d'exploitation élevés, et sans informations écotoxicologiques, il n'est pas possible de discuter ici de l'intérêt d'un tel dosage.

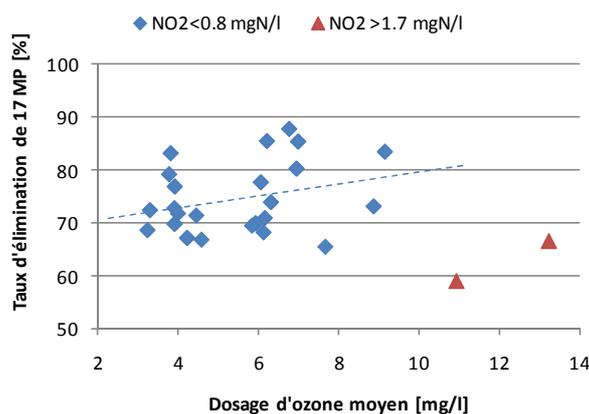


Figure 44 : Abattement moyen (de 17 substances détectées dans toutes les campagnes, cf. annexe 6) entre l'entrée et la sortie de l'ozonation (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF) en fonction du dosage moyen d'ozone. Le faible abattement des deux points en rouge (Δ) est probablement dû à la concentration élevée en nitrite.

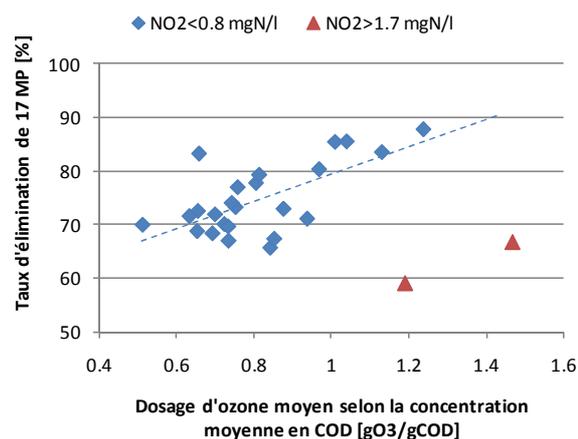


Figure 45 : Abattement moyen (de 17 substances détectées dans toutes les campagnes, cf. annexe 6) entre l'entrée et la sortie de l'ozonation (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF) en fonction de la dose moyenne d'ozone. Le faible abattement des deux points en rouge (Δ) est probablement dû à la concentration élevée en nitrite.

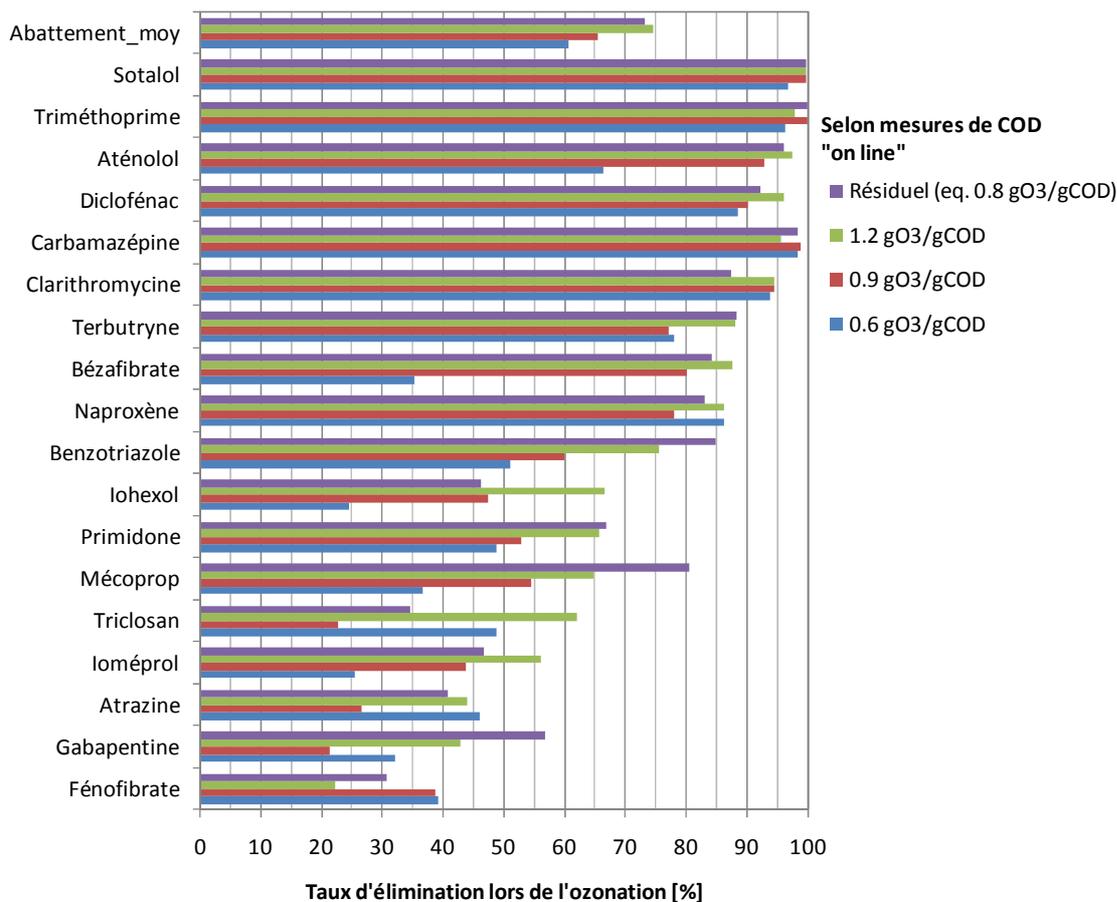


Figure 46 : Elimination de 18 micropolluants entre l'entrée et la sortie de l'ozonation pour différents dosages d'ozone régulés en fonction de la concentration en COD (0.6, 0.9 et 1.2 gO₃/gCOD, testé en juin et juillet 2009); et comparaison avec l'abattement moyen (sur 3 analyses) durant la GC de juillet 2009 avec un dosage en fonction de la concentration d'ozone résiduel (fixée à 0.05 mgO₃/l). Pour cette dernière, le dosage moyen équivalait à 0.8 gO₃/gCOD. (Eau provenant de la biologie à boue activée forte charge, COD mesuré en ligne. Si on utilise les valeurs de COD mesurées en laboratoire sur les échantillons journaliers, relativement différentes, aucune augmentation de l'abattement en fonction du dosage n'est observée. D'où les grandes incertitudes liées à la mesure du COD).

La méthode de régulation du dosage semble influencer légèrement l'efficacité de l'ozonation. En effet, en juillet 2009, l'élimination moyenne obtenue avec un dosage en fonction de la concentration d'ozone résiduel, fixée à 0.05 mgO₃/l (correspondant à 0.8 gO₃/gCOD ou 3.9 mgO₃/l), était très proche de celle obtenue avec un dosage en fonction du COD (avec 1.2 gO₃/gCOD, 7.8 mgO₃/l), avec une dose d'ozone cependant inférieure (Figure 46). Même si ceci doit être confirmé, le dosage en fonction de l'ozone résiduel semble être légèrement plus efficace grâce à une meilleure prise en compte de la « demande oxydative » (cf. chapitre 5.2.1.2).

8.2.4 INFLUENCE DES AUTRES CONDITIONS D'EXPLOITATION SUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

Outre le dosage d'ozone, le mode de dosage et le type de biologie, étudiés dans les chapitres précédents, l'influence d'autres paramètres d'exploitation a été testée (consigne d'ozone résiduel, choix des rampes d'injection, temps de contact dans le réacteur, etc.). Pour identifier l'influence de ces paramètres sur l'abattement de 17 micropolluants (détectés dans toutes les campagnes), une matrice de corrélation a été calculée sur la base des résultats de 26 campagnes d'analyses (cf. annexe 6). Les seuls paramètres qui sont corrélés de manière significative (et directe) avec l'abattement moyen des 17 substances sont la concentration d'ozone résiduel ($r : 0.58$, $p : 0.002$) et le choix des rampes ($r : 0.72$, $p < 0.0001$) (Figure 47). Plus la consigne d'ozone résiduel est élevée, plus l'abattement augmente.

L'influence du choix des rampes d'injection est difficile à évaluer, puisque la combinaison 60/0/40% (injectés respectivement sur la rampe 1/2/3) a été principalement utilisée en même temps qu'une concentration élevée d'ozone résiduel (Figure 47). Cette combinaison semble être légèrement plus efficace (5 à 10%) que la combinaison 0/60/40%, car elle laisse plus de temps à l'ozone pour réagir entre les injections.

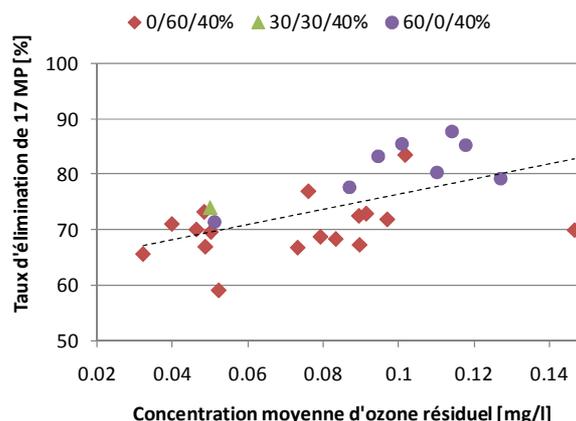


Figure 47 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie de l'ozonation (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF) en fonction de la valeur (consigne) d'ozone résiduel en sortie du réacteur. Les différentes couleurs représentent le choix des rampes d'injection d'ozone (% injecté sur les rampes 1, 2 et 3).

8.2.5 CHOIX DES SUBSTANCES POUR LE CALCUL DE L'ABATTEMENT MOYEN

Le projet de modification de l'ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux) exige un taux d'élimination moyen de 80% des micropolluants (basé sur l'analyse de substances indicatrices). Le choix des substances pour calculer l'abattement moyen peut influencer fortement le résultat (certaines étant fortement éliminées, d'autres très peu). La Figure 48 compare l'élimination moyenne (par rapport aux eaux brutes) des 45 substances détectées lors des grandes campagnes, avec d'une part l'élimination moyenne des 17 substances toujours détectées dans toutes les campagnes (cf. annexe 6), et d'autre part l'élimination moyenne des 5 substances indicatrices proposées pour la modification de l'OEaux (cf. chapitre 6.3.3). L'abattement moyen des 17 substances est comparable à celui des 45 substances. L'abattement moyen des 5 substances semble être légèrement supérieur à celui des 45 (notamment avec un traitement biologique forte charge). Les 17 substances, et dans une moindre mesure les 5 indicateurs (sauf avec une biologie à BA forte charge), sont dans l'ensemble représentatifs de l'élimination des 45 micropolluants.

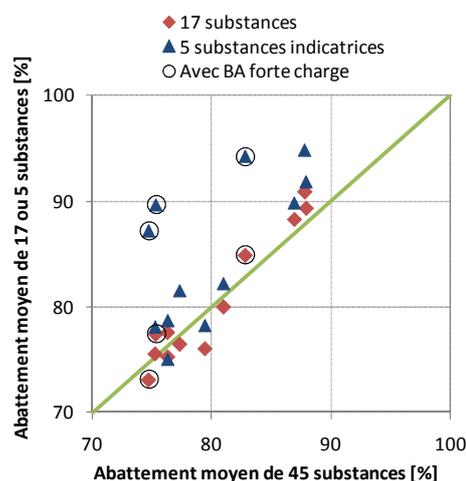


Figure 48 : Comparaison entre l'abattement moyen (entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation) des 45 substances détectées lors des grandes campagnes avec l'abattement moyen des 17 substances détectées lors de toutes les campagnes, ou des 5 substances indicatrices. Résultats de 12 analyses représentées chacune par un point, dont 3 analyses avec un traitement biologique à BA forte charge et 9 analyses avec le LF avec nitrification.

8.2.6 DOSAGE D'OZONE NÉCESSAIRE POUR ATTEINDRE 80% D'ÉLIMINATION

Les seuls paramètres d'exploitation qui influencent l'élimination des micropolluants lors d'un dosage en fonction de l'ozone résiduel sont le choix de la concentration d'ozone résiduel et le choix des rampes d'injection. Dans le cas du réacteur utilisé à Lausanne, la configuration la plus efficace semble être d'injecter 60% de l'ozone dans la première chambre et 40% dans la troisième, en fixant une valeur d'ozone résiduel de 0.09 mgO₃/l (mesurée après environ 5 minutes de temps de séjour hydraulique après la dernière rampe d'injection). Cette consigne semble permettre une élimination moyenne de plus de 80% des micropolluants par rapport aux eaux brutes (cf. Figure 49), que la moyenne soit calculée sur les 17 substances ou sur les 5 substances indicatrices.

Compte tenu de la qualité d'eau sortant du LF lors des essais pilotes, le dosage d'ozone moyen nécessaire pour éliminer 80% des micropolluants se trouve ainsi entre 4 et 7 mgO₃/l (eq. 0.7 à 1.2 gO₃/gCOD), avec une moyenne lors des campagnes autour de 5.5 mgO₃/l (0.9 gO₃/gCOD).

Pour les eaux sortant des BA forte charge (5 analyses), ces recommandations sont également applicables pour l'abattement moyen des 17 substances (cf. Figure 48), mais pas pour l'élimination moyenne des 5 substances. Celle-ci était en effet toujours supérieure à 80% (entre 87 et 95%) même pour une faible concentration d'ozone résiduel (0.05 mgO₃/l).

Pour éliminer à plus de 80% les substances réfractaires telles que le gabapentine et les produits de contraste iodés, un dosage d'ozone deux à trois fois plus élevé est nécessaire (environ 15 mgO₃/l, 2.5 gO₃/gCOD, cf. chapitre 8.2.2). Le dosage d'ozone doit donc être différent selon les substances que l'on souhaite éliminer.

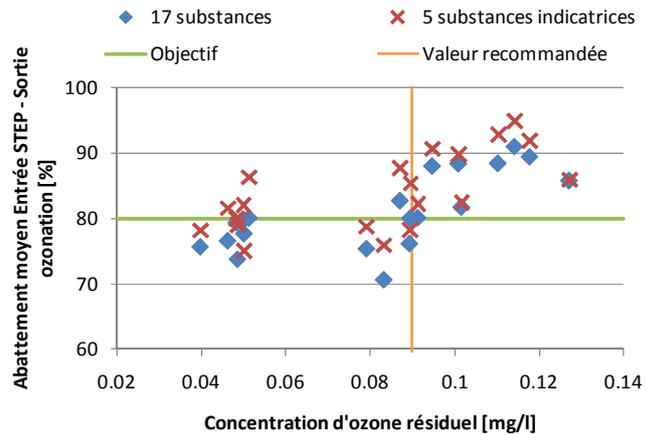


Figure 49 : Influence de la concentration d'ozone résiduel sur l'élimination moyenne de 17 substances (cf. annexe 6), ou des 5 substances indicatrices, entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation. Résultats basés sur 20 analyses (représentées chacune par un point) avec l'eau provenant du lit fluidisé. Une valeur d'ozone résiduel supérieure à 0.09 mg/l semble permettre d'atteindre l'objectif de 80% d'abattement.

8.2.7 DIMENSIONNEMENT DU GÉNÉRATEUR D'OZONE

En première approximation, le dimensionnement de la capacité du générateur d'ozone peut se baser sur la concentration moyenne de COD en sortie du traitement biologique. Un dosage moyen minimum de 0.8 gO₃/gCOD semble permettre un abattement moyen supérieur à 80% (Figure 50). Lors d'une régulation en fonction de la concentration d'ozone résiduel, le dosage (gO₃/gCOD) n'est cependant pas fixe et varie durant la journée (avec un maximum observé de 1.5 à 2 fois la valeur moyenne) selon la présence d'autres substances oxydables (nitrite, type de matière organique). Le générateur d'ozone doit donc être capable de produire environ 1.6 gO₃/gCOD, basé sur la concentration moyenne¹⁰ de COD dans les eaux (valable pour une concentration en nitrite inférieure à 0.6 mgN-NO₂/l). Pour une concentration en nitrite supérieure à 0.6 mgN-NO₂/l, la capacité du générateur devra être augmentée sur le principe stœchiométrique de 3.43 mgO₃/mgN-NO₂.

Pour un débit maximum de 100 l/s, une concentration moyenne en COD de 8 mg/l et une concentration en nitrite inférieure à 0.6 mgN-NO₂/l, la capacité du générateur devrait donc être de 4.6 kgO₃/h, soit environ la capacité du générateur utilisé pour les essais.

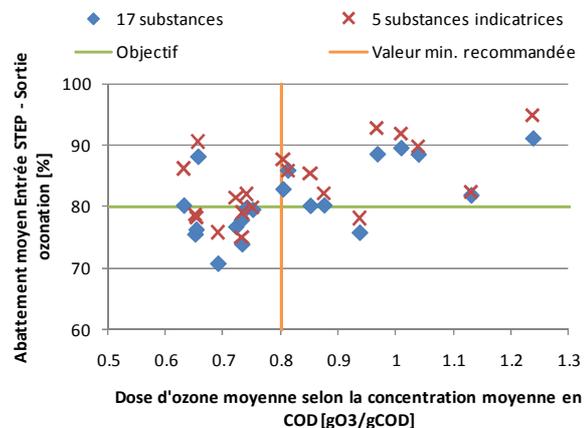


Figure 50 : Influence de la dose d'ozone moyenne rapportée à la concentration de COD moyenne sur l'élimination moyenne de 17 substances (cf. annexe 6), ou des 5 substances indicatrices, entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation. Résultats basés sur 20 campagnes (représentées chacune par un point) avec l'eau provenant du LF. Un ratio minimum de 0.8 gO₃/gCOD semble être nécessaire pour atteindre l'objectif de 80% d'abattement.

¹⁰ Le pic journalier du dosage d'ozone (en gO₃/gCOD) est généralement décalé par rapport au pic journalier de COD. Le ratio maximum (en gO₃/gCOD) correspond à une concentration de COD proche de la moyenne journalière.

8.3 TRAITEMENT PAR CHARBON ACTIF-MEMBRANES

Contrairement à l'ozonation, où des conditions d'exploitation optimales avaient déjà été plus ou moins identifiées lors des essais à Regensdorf (Abegglen, et al., 2009), le traitement par charbon actif a nécessité de nombreux tests pour définir une mise en œuvre efficace pour l'élimination des micropolluants. Parti sur des hypothèses basées sur les essais menés à Ulm (Allemagne) (Metzger, 2007), l'optimisation du procédé s'est focalisée sur certains paramètres comme le dosage de CAP, le temps de séjour du CAP dans le réacteur et la concentration de CAP.

8.3.1 INFLUENCE DES CONDITIONS D'EXPLOITATION SUR L'ÉLIMINATION DES MICROPOLLUANTS

Pour identifier l'influence des différents paramètres d'exploitation (dosage de CAP et de FeCl_3 , concentration et temps de séjour du CAP dans le réacteur, type de CAP et temps de contact avec les eaux) et de la qualité de l'eau sur l'abattement de 17 micropolluants détectés dans toutes les campagnes, une matrice de corrélation a été calculée (cf. annexe 7). On observe de fortes corrélations significatives entre le dosage de CAP (Figure 51), le dosage de chlorure ferrique (Figure 52) et l'abattement des 17 substances.

Les paramètres classiques pris individuellement ne semblent pas influencer de manière significative l'action du CAP sur l'élimination moyenne des 17 micropolluants ; mais le COD, le nitrite, et dans une moindre mesure la DCO et les MES sont corrélés (généralement négativement) avec l'abattement de certaines substances. De même, le type de CAP utilisé (Norit SAE Super ou Sorbopor MV125) n'a pas une grande influence sur l'élimination des 17 substances, même si le Sorbopor semble être en moyenne légèrement (5-10%) plus efficace.

La valeur du dosage du CAP est soumise à plusieurs sources d'erreurs, comme des bourrages du système de dosage ou le colmatage des conduites, conduisant à une incertitude globale estimée à $\pm 20\%$. En tenant compte de cette incertitude, les valeurs de 10 à 15 mgCAP/l ont été regroupées. L'abattement moyen des 17 micropolluants est plus élevé avec un dosage de 20 mgCAP/l qu'avec un dosage de 10 à 15 mgCAP/l (Figure 51).

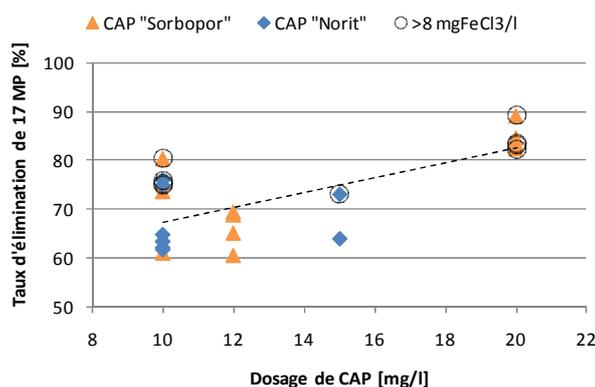


Figure 51 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction de la dose de CAP (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent le type de CAP utilisé (Norit ou Sorbopor). Les points entourés correspondent à un dosage de coagulant $>8 \text{ mgFeCl}_3/\text{l}$

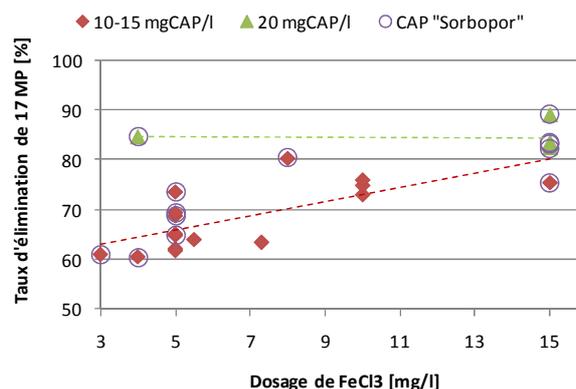


Figure 52 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction de la dose de chlorure ferrique (coagulant) (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent le dosage de CAP correspondant. Les points entourés correspondent au type de CAP « Sorbopor », les autres points au CAP « Norit ».

Pour un dosage de 10 mgCAP/l, l'abattement dans le traitement CAP-UF présente de grandes variations, allant de 60% à 80%. Ces différences peuvent être en partie expliquées d'une part par la variation de la qualité de l'eau (cf. chapitre 8.3.2), et d'autre part par le dosage de chlorure ferrique appliqué (coagulant

utilisé pour réduire le colmatage des membranes). Ce dernier semble en effet avoir une incidence sur l'élimination des micropolluants lorsque le dosage de CAP est inférieur à 20 mg/l (Figure 52). Au-delà de 8 mgFeCl₃/l, pour un même dosage de CAP, l'abattement moyen dans le traitement est toujours supérieur à 70%. L'effet du chlorure ferrique sur l'élimination des micropolluants n'est cependant pas confirmé par d'autres études (Sterkele, et al., 2009) (Ternes, et al., 2004) (Bolong, et al., 2009), lors desquelles aucune élimination significative des micropolluants polaires n'a été observée par coagulation/floculation avec du chlorure ferrique. Ainsi, l'influence du chlorure ferrique est soit indirecte, soit liée au traitement au CAP (diminution de la compétition avec les composés de la matrice), soit en lien avec la filtration membranaire.

Si l'on exclut l'effet de la dose de CAP (valeurs de 20 mg/l) et de la dose de FeCl₃ (valeurs > 8 mg/l), le temps de séjour du CAP dans le réacteur n'a pas une grande influence sur l'élimination des micropolluants (dans la gamme testée, soit entre 2 et 17 jours) (Figure 53). En effet, lorsque le CAP est neuf, les micropolluants peuvent être adsorbés rapidement grâce à la grande disponibilité des sites de liaison. Mais une fois que ces sites de liaison sont saturés (équilibre atteint en quelques heures à quelques jours), une augmentation du temps de séjour du CAP n'apporte théoriquement aucune amélioration de l'élimination, une éventuelle lente désorption de ces substances pouvant même avoir lieu (compétition possible avec la matière organique) (Lefebvre, et al., 2010). Ainsi, la dose de CAP ou la dose de coagulant ont un effet bien plus marqué que l'augmentation de la concentration de CAP dans le réacteur. Ces résultats sont confirmés dans l'étude de Sterkele et al. (2009), qui montre que la concentration du CAP dans le réacteur n'a pas d'effet significatif sur l'équilibre d'adsorption.

Le temps de contact (de l'eau avec le CAP) n'influence pas de manière déterminante l'élimination des micropolluants (Figure 54). De très bons abattements ont pu être atteints pour un temps de contact de 40 minutes. Un temps plus court n'a cependant pas pu être testé avec la configuration des installations à disposition.

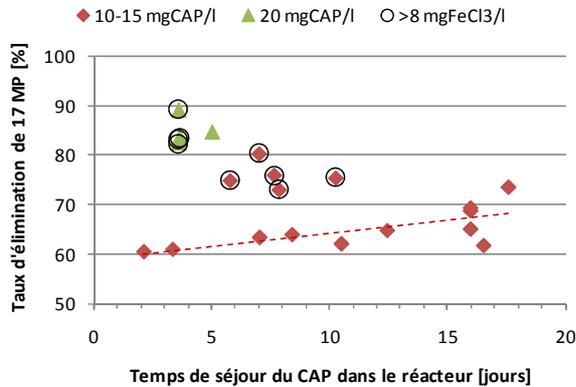


Figure 53 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction du temps de séjour du CAP dans le réacteur (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent la dose de CAP correspondante. Les points entourés correspondent à un dosage de FeCl₃ >8 mg/l. La droite de régression est calculée sans tenir compte des valeurs correspondant à un dosage de CAP de 20 mg/l, et/ou un dosage de FeCl₃ >8 mg/l.

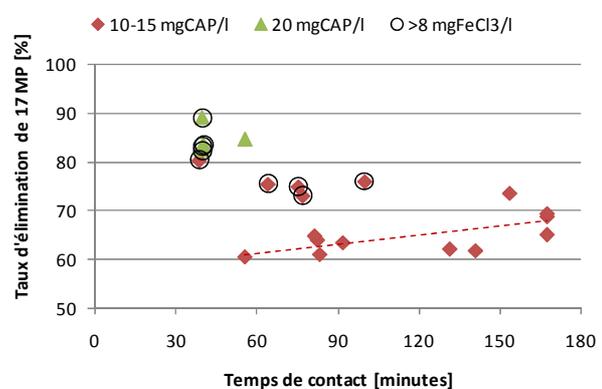


Figure 54 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction du temps de contact des eaux avec le CAP (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent la dose de CAP correspondante. Les points entourés correspondent à un dosage de FeCl₃ >8 mg/l. La droite de régression est calculée sans tenir compte des valeurs correspondant à un dosage de CAP de 20 mg/l, et/ou un dosage de FeCl₃ >8 mg/l.

De nombreux auteurs ont observé une compétition pour les sites d'adsorption du charbon actif entre les micropolluants et la matière organique présente naturellement dans les eaux de surface (mesurée en COD) (Matsui, et al., 2003) (Ebie, et al., 2001) (Nowotny, et al., 2007). Cette compétition est plus forte si le poids moléculaire des composés organiques est proche de celui des micropolluants (Newcombe, et al., 1997). En fonction de la concentration de matière organique dans les eaux usées, la dose de CAP doit être augmentée pour atteindre une même efficacité (Sterkele, et al., 2009) (Zwickenpflug, et al., 2009) (Neuenschwander, 2009). La Figure 55 montre cependant que dans le cas de ces essais, l'abattement moyen des 17

micropolluants n'est pas corrélé à la concentration en COD dans les eaux en entrée de traitement. Ceci peut être en partie dû au temps de séjour élevé du CAP dans le réacteur (2 à 17 jours), qui atténue l'effet des variations de la concentration en COD.

Le traitement CAP-UF permet d'éliminer entre 20 et 70% du COD (Figure 56), et ceci indépendamment de la dose de coagulant (FeCl_3). On observe une élimination moyenne d'environ 40% pour 10 à 15 mgCAP/l et d'environ 50% pour 20 mgCAP/l. La Figure 56 compare le taux d'élimination du COD lors du traitement CAP-UF au taux d'élimination moyen des 17 micropolluants. L'abattement du COD semble être légèrement lié à l'élimination des micropolluants, mais la tendance n'est pas très marquée. L'abattement du COD n'est donc pas un bon indicateur de l'élimination des micropolluants.

Ainsi, la concentration en COD en entrée du traitement n'est pas recommandée pour asservir le dosage du CAP, et l'abattement du COD dans le traitement ne peut pas garantir un taux d'élimination des micropolluants.

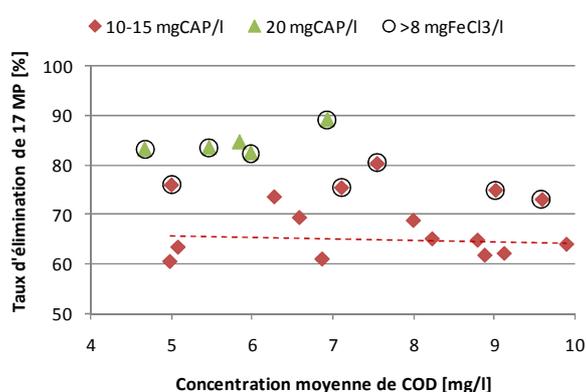


Figure 55 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction de la concentration moyenne de COD en entrée de traitement (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent la dose de CAP correspondante. Les points entourés correspondent à un dosage de $\text{FeCl}_3 > 8$ mg/l. La droite de régression est calculée sans tenir compte des valeurs correspondant à un dosage de CAP de 20 mg/l, et/ou un dosage de $\text{FeCl}_3 > 8$ mg/l.

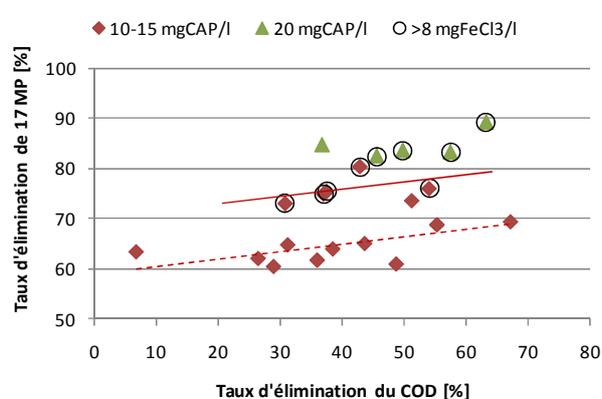


Figure 56 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie du traitement CAP-UF en fonction de l'élimination du COD dans le traitement (21 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF). Les différentes couleurs représentent le dosage de CAP correspondant. Les points entourés correspondent à un dosage de $\text{FeCl}_3 > 8$ mg/l. Les droites de régression sont calculées pour un dosage de 10-15 mgCAP/l et pour un dosage < 8 mg FeCl_3 /l (trait tillé) ou > 8 mg FeCl_3 /l (trait plein).

8.3.2 INFLUENCE DU DOSAGE ET DU TYPE DE CAP : EXPÉRIENCES EN LABORATOIRE

L'étude de l'influence d'un paramètre d'exploitation est difficile sur l'installation pilote. Pour tester de manière contrôlée l'influence du type de CAP, du dosage et du temps de contact du CAP avec l'eau à traiter, des expériences en laboratoire ont été menées en collaboration avec l'EPFL (Omlin, et al., 2010). Les échantillons d'eau servant aux analyses ont été pris ponctuellement en sortie du décanteur du LF.

Concernant le type de CAP, bien que son influence soit peu visible sur l'installation pilote, on constate en laboratoire une grande différence d'efficacité entre les différents charbons testés, le « Sorbopor MV125 » étant plus efficace que le « Norit SAE Super » (1.6 fois plus efficace lors du premier test (Figure 57) et 1.1 fois lors du deuxième (Figure 58)). La différence d'efficacité entre les deux charbons est cependant très variable d'une campagne à une autre. Cette variabilité pourrait expliquer pourquoi cet effet est moins visible sur l'installation pilote, la comparaison ne pouvant pas être faite sur la même eau.

La dose de CAP a une influence très marquée sur l'élimination des micropolluants, autant sur l'installation pilote qu'en laboratoire. Lorsqu'elle passe de 10 à 20 mg/l, on observe en laboratoire presque un doublement de l'abattement moyen (facteur de 1.8 lors du premier test et de 2.1 lors du deuxième). Cet effet est observable sur l'élimination de chacune des 17 substances (à part l'ioméprol qui présente un abattement très variable).

Les essais effectués en batch (sans recirculation) en laboratoire montrent que l'augmentation du temps de contact de 30 à 60 minutes entraîne un accroissement de l'abattement d'un facteur 1.1 dans les deux expériences (Figure 57), mais qu'au-delà d'une heure de contact, une stabilisation progressive de l'abattement (saturation du CAP) est observée. Dans un système batch, un temps de contact supérieur à une heure n'améliorera donc pas fortement l'efficacité moyenne du traitement. Lors d'une recirculation du CAP usagé, l'équilibre d'adsorption est atteint beaucoup plus rapidement que dans un batch (Sterkele, et al., 2009). Sur l'installation pilote, bien qu'il n'ait pas été testé, un temps de contact inférieur à 40 minutes est donc envisageable (les essais ayant montré qu'un temps de contact supérieur à 40 minutes n'apportait pas d'amélioration notable de l'efficacité).

Les essais en laboratoire ont montré de grandes différences d'abattement d'une expérience à l'autre malgré des conditions de dosage similaires (facteur de 1.35 entre les abattements avec 20 mg/l de CAP « Norit » avec un temps de contact de 30 minutes). Ces variations sont probablement dues à l'influence d'autres facteurs non contrôlés (composition de la matrice, conditions d'expérimentation, etc.), ce qui pourrait également expliquer la grande variation des résultats obtenus sur l'installation pilote. Pour un même dosage de CAP, de grandes variations d'efficacité ont également été observées dans d'autres études (Zwickenpflug, et al., 2010), attribuées notamment à des variations de la concentration en COD.

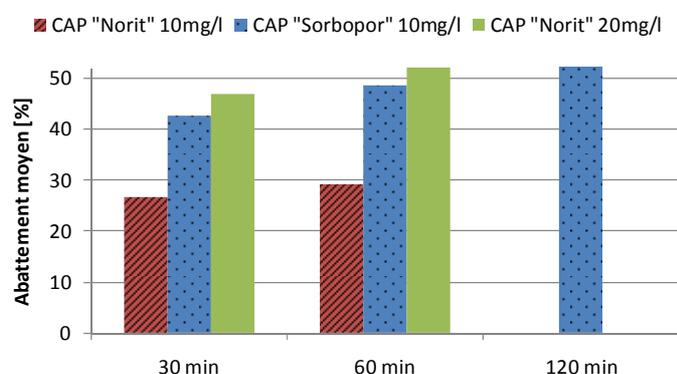


Figure 57 : Abattement moyen de 17 substances (cf. annexe 7) en fonction du temps de contact, de la dose et du type de CAP. Résultat d'une première expérience en laboratoire sur un échantillon ponctuel (09.03.2010) d'eau décantée sortant du LF (adapté de Omlin et al. (2010)).

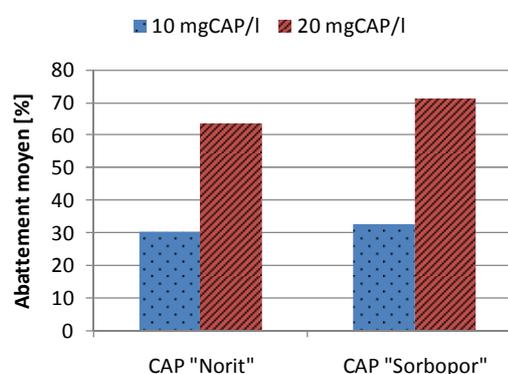


Figure 58 : Abattement moyen de 17 substances en fonction de la dose et du type de CAP (temps de contact de 30 minutes). Résultat d'une deuxième expérience en laboratoire sur un échantillon ponctuel (23.03.2010) d'eau décantée sortant du LF (adapté de Omlin et al. (2010)).

Les abattements obtenus en laboratoire sont inférieurs à ceux obtenus sur l'installation pilote. Ceci peut s'expliquer par des conditions d'expérimentation en laboratoire différentes (pas de concentration du CAP, filtration à 1 µm contre 30 nm sur le pilote, pas d'ajout de chlorure ferrique, pas de biologie contrairement à ce que l'on observe dans le réacteur pilote, etc.).

L'influence des différents paramètres sur l'abattement des micropolluants est nettement plus visible en laboratoire, car les comparaisons peuvent se faire sur le même échantillon d'eau. De plus, les abattements étant plus faibles en laboratoire, l'influence des conditions opératoires est plus marquée. Ces résultats confirment les tendances observées sur l'installation pilote.

8.3.3 SYNTHÈSE DE L'INFLUENCE DES CONDITIONS D'EXPLOITATION

Les essais pilotes, complétés par les essais en laboratoire, ont permis d'identifier trois paramètres qui peuvent significativement influencer l'élimination des micropolluants, à savoir :

1. La **dose de charbon actif** : un doublement de celle-ci entraînant une forte augmentation de l'élimination des 17 micropolluants ;
2. La **dose de chlorure ferrique** : l'effet sur l'élimination des micropolluants est clairement visible, mais n'est pas expliqué ;

3. Le **type de charbon actif** : les expériences en laboratoire montrent clairement une différence d'efficacité entre les types de CAP testés, même si ceci est moins visible sur les pilotes.

Les autres paramètres d'exploitation (temps de contact, concentration dans le réacteur, temps de séjour du CAP), ainsi que la qualité de l'eau en entrée du traitement n'ont eu qu'une faible incidence sur l'élimination des 17 substances.

8.3.4 CHOIX DES SUBSTANCES POUR LE CALCUL DE L'ABATTEMENT MOYEN

Le choix des substances pour calculer l'abattement moyen peut influencer le résultat. La Figure 59 compare l'élimination moyenne (par rapport aux eaux brutes) soit des 46 substances détectées lors des grandes campagnes, soit des 17 substances toujours détectées dans toutes les campagnes (cf. annexe 7), soit des 5 substances indicatrices proposées dans la modification de l'OEaux. L'abattement moyen des 46 substances est toujours légèrement plus élevé que celui des 17 substances, mais semble suivre la même tendance. L'abattement moyen des 5 substances indicatrices est plus variable, avec quelques fois de grandes différences par rapport à l'abattement des 46 substances. Ces grandes fluctuations sont essentiellement dues à l'abattement très variable du sulfaméthoxazole, et au très faible abattement du mécoprop lors des campagnes de janvier à mars 2010. Les 17 substances, et dans une moindre mesure les 5 indicateurs, sont cependant dans l'ensemble représentatifs de l'élimination des 45 micropolluants.

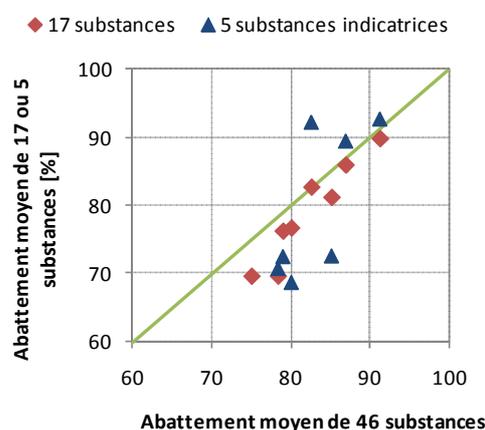


Figure 59 : Comparaison entre l'abattement moyen (entre l'entrée de la STEP et la sortie du CAP-UF) des 46 substances détectées lors des grandes campagnes avec l'abattement moyen des 17 substances détectées lors de toutes les campagnes ou des 5 substances indicatrices. Résultats de 8 analyses représentées chacune par un point.

8.3.5 DOSAGE DE CHARBON NÉCESSAIRE POUR ATTEINDRE 80% D'ÉLIMINATION

L'incertitude sur le dosage du CAP (cf. chapitre 8.3.1) et les fortes variations d'abattement obtenues ne permettent pas de déterminer précisément le dosage nécessaire pour une élimination moyenne de 80% des micropolluants. D'autres paramètres comme la dose de coagulant et la composition de la matrice semblent également avoir un effet. La Figure 60 regroupe l'ensemble des campagnes où l'abattement a pu être calculé entre l'entrée de la STEP et la sortie du traitement CAP-UF.

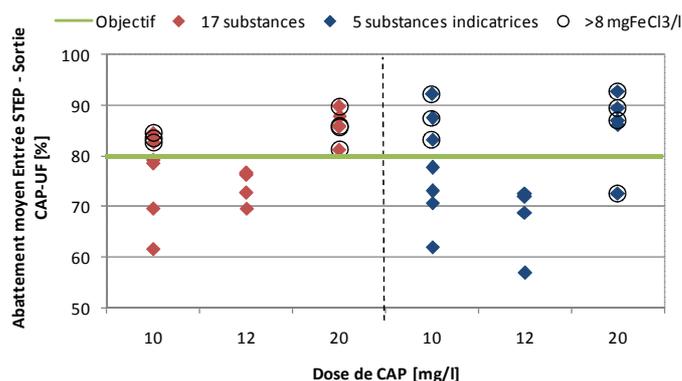


Figure 60 : Influence du dosage de CAP sur l'abattement moyen de 17 substances (cf. annexe 7) (à gauche), ou des 5 substances indicatrices (à droite), entre l'entrée de la STEP et la sortie du traitement CAP-UF. Résultats basés sur 16 analyses (représentées chacune par un point).

Pour un dosage autour de 20 mg/l, l'objectif de 80% d'élimination a pu être atteint dans toutes les campagnes pour la moyenne des 17 substances, et dans 4 campagnes sur 5 pour les 5 substances indicatrices. Pour un dosage autour de 10 mg/l, l'objectif est atteint dans 3 campagnes sur 7 dans les deux cas, et uniquement lorsque le dosage de chlorure ferrique était supérieur à 8 mgFeCl₃/l.

Le procédé CAP-UF est donc capable d'atteindre l'objectif avec un dosage compris entre 10 et 20 mgCAP/l, les garanties étant plus élevées lorsque les dosages de CAP et de FeCl₃ augmentent. Des tests complémentaires sont nécessaires pour définir clairement une recommandation d'exploitation pour garantir une épuration moyenne de 80% des micropolluants. La composition de la matrice semblant influencer l'efficacité du traitement, le dosage de CAP pourrait être éventuellement régulé en fonction d'un paramètre de qualité des eaux (composé de la matrice encore à définir, entrant en compétition avec les micropolluants pour les sites d'adsorption).

Ces résultats sont confirmés par d'autres études (Sterkele, et al., 2009) (Nowotny, et al., 2007) qui montrent qu'un dosage de 10 mgCAP/l dans les eaux usées permet une bonne élimination (>70-80%) de tous les composés étudiés sauf les produits de contraste iodés et le sulfaméthoxazole.

Pour éliminer à plus de 80% des substances réfractaires telles que les produits de contraste iodés, un dosage de CAP cinq à dix fois plus élevé serait nécessaire (>50 mgCAP/l, cf. chapitre 7.5 ou l'étude de Nowotny et al. (2007)). Il est à noter que même avec des dosages élevés, le gabapentine n'est pas bien éliminé. Le dosage de CAP varie donc selon les substances que l'on souhaite éliminer.

8.4 COMPARAISON OZONATION-FS / CAP-UF

Les essais pilotes montrent que les taux d'élimination moyens (pour les 40/41 substances détectées à chaque GC) sont relativement similaires entre le traitement par ozonation-FS et le traitement CAP-UF. En effet, on observe une réduction moyenne des micropolluants (entre l'entrée de la STEP et la sortie du traitement avancé) de 78% pour le CAP-UF et de 79% pour l'ozonation-FS lors de la GC de mars (sur 40 substances). Pour la GC de mai, un abattement moyen de 88% pour le CAP-UF et 89% pour l'ozonation-FS a été atteint (sur 41 substances). L'efficacité des traitements dépend cependant fortement des conditions d'exploitation (notamment des dosages d'ozone et de CAP).

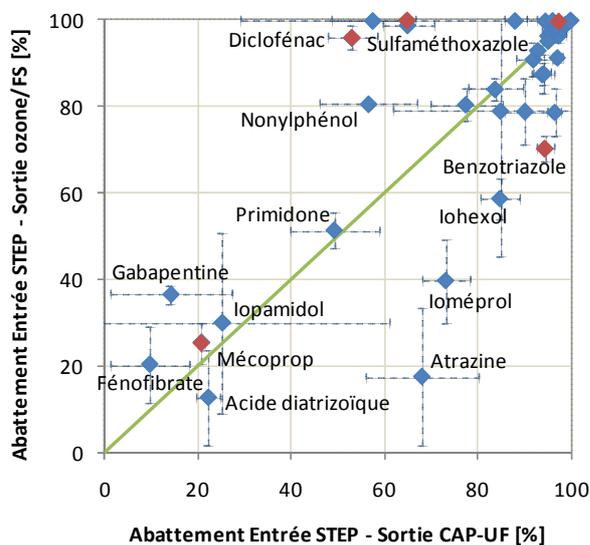


Figure 61 : Comparaison de l'élimination de 40 substances entre l'entrée de la STEP et la sortie soit de l'ozonation-FS, soit du traitement CAP-UF, lors de la GC de mars (3 analyses). Dosage de CAP de 12 mg/l. Dosage d'ozone de 6.0 mgO₃/l. Eau provenant d'une biologie avec faible nitrification (>8 mgN-NH₄/l). Les barres d'erreur illustrent l'écart-type. Les points rouges correspondent aux 5 substances indicatrices.

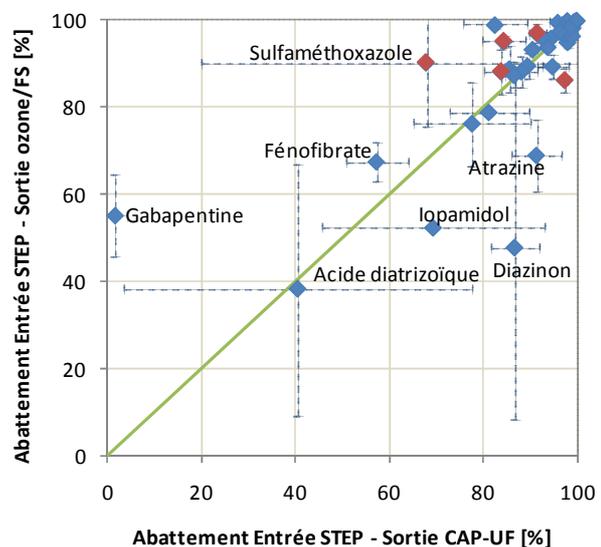


Figure 62 : Comparaison de l'élimination de 41 substances entre l'entrée de la STEP et la sortie soit de l'ozonation-FS, soit du traitement CAP-UF, lors de la GC de mai (3 analyses). Dosage de CAP de 20 mg/l. Dosage d'ozone de 6.7 mgO₃/l. Eau provenant d'une biologie avec une nitrification moyenne (2-5 mgN-NH₄/l). Les barres d'erreur illustrent l'écart-type. Les points rouges correspondent aux 5 substances indicatrices.

Si l'élimination moyenne des 40/41 substances est très proche entre les deux procédés, certaines substances sont cependant mieux éliminées par l'un ou l'autre traitement, comme le montre la Figure 61 pour la GC de mars et sur la Figure 62 pour la GC de mai. En mars, pour des dosages d'ozone et de CAP plus faibles qu'en

mai, l'élimination des micropolluants a été également moins bonne, avec une très faible élimination des produits de contraste (iopamidol, acides diatrizoïque et iotalamique), du fénofibrate, du gabapentine et du mécoprop. Plusieurs substances (par exemple l'atrazine, l'ioméprol, l'iohexol, le benzotriazole) sont nettement mieux éliminées par le CAP-UF, alors que d'autres (comme le sulfaméthoxazole, le diclofénac, le gemfibrozil, la clindamycine et le nonylphénol) sont clairement mieux éliminées par l'ozonation. Lors de la GC de mai, la plupart des substances sont éliminées à plus de 80% par les deux procédés, sauf le fénofibrate et les acides diatrizoïque et iotalamique (moins bien éliminés dans les deux traitements), le gabapentine (nettement mieux éliminées par l'ozonation), et le diazinon, l'atrazine et le iopamidol (mieux éliminés par le CAP-UF). Le relativement mauvais abattement du sulfaméthoxazole par le CAP-UF (et de manière moins visible par l'ozonation) est dû à une augmentation de sa concentration d'un facteur 5 dans le traitement biologique durant l'un des jours de la campagne de mai, d'où la faible réduction par rapport à la concentration d'entrée.

Tableau 30 : Abattements moyens des 40, 17 et 5 substances lors des grandes campagnes d'analyses.

Abattement moyen	GC juillet	GC octobre		GC mars		GC mai	
	Ozone (0.5 gO ₃ /gCOD)	Ozone (0.7 gO ₃ /gCOD)	CAP-UF (10 mg/l)	Ozone-FS (0.8 gO ₃ /gCOD)	CAP-UF (12 mg/l)	Ozone-FS (1.1 gO ₃ /gCOD)	CAP-UF (20 mg/l)
des 40 substances	81%	80%	80%	79%	78%	89%	88%
des 17 substances	78%	77%	76%	75%	74%	89%	86%
des 5 substances indicatrices	90%	80%	82%	78%	66%	91%	85%

Lors de la plupart des campagnes (notamment les GC de mars et de mai), l'abattement moyen des cinq substances indicatrices était meilleur pour l'ozonation que pour le CAP, alors que l'abattement moyen des 40 ou des 17 substances était tout à fait comparable dans les deux procédés (cf. Tableau 30 et Figure 63). Le choix des substances pour le calcul d'un abattement moyen peut donc influencer les résultats, favorisant un procédé par rapport à l'autre. Les 5 substances proposées sont cependant, dans l'ensemble, relativement bien représentatives de l'efficacité des deux traitements. Les deux traitements sont capables d'éliminer ces substances à plus de 80% en moyenne. Une présentation plus détaillée de l'abattement des 5 substances indicatrices est faite dans l'annexe 8.

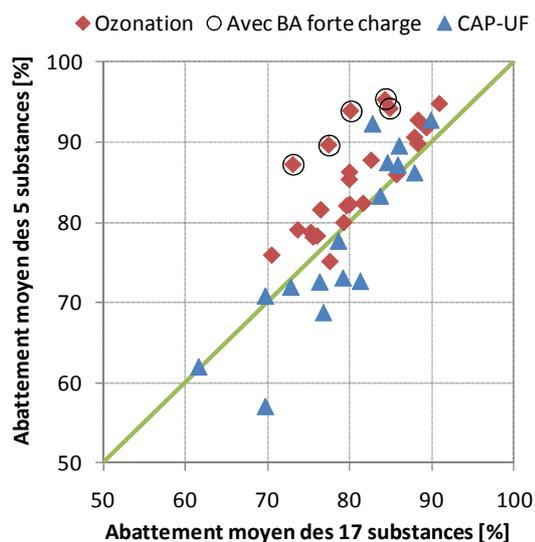


Figure 63 : Comparaison entre les abattements moyens entre l'entrée de la STEP et la sortie des traitements des 17 substances et des 5 substances indicatrices (25 analyses pour l'ozonation et 16 analyses pour le CAP-UF représentées chacune par un point).

8.5 POINTS CLÉS DE L'INTERPRÉTATION

L'interprétation des résultats des analyses de micropolluants a permis de mettre en évidence différents points :

- Un **traitement biologique** (ici sur LF) avec nitrification totale est nettement plus performant qu'une biologie à boues activées forte charge pour éliminer la plupart des micropolluants. Plus la nitrification est avancée, plus l'élimination des micropolluants biodégradables est élevée ;
- **L'ozonation** fonctionne efficacement sur les effluents de tous les **types de biologie** testés (boues activées forte charge ou LF avec nitrification partielle ou totale). Une nitrification totale n'est donc pas indispensable pour l'élimination des micropolluants par ozonation, mais elle permet de réduire la concentration de COD et le risque de formation de nitrite, lesquels augmentent la consommation d'ozone et les coûts d'exploitation du traitement avancé ;
- La **méthode de régulation du dosage** d'ozone en fonction de la concentration d'ozone résiduel permet de mieux répondre à la demande oxydative de l'eau à traiter (présence de COD, de nitrite), d'où une efficacité légèrement meilleure pour l'élimination des micropolluants comparé à une régulation en fonction du COD ;
- **L'efficacité de l'ozonation** est influencée par la consigne fixée pour la **concentration d'ozone résiduel**. Avec une consigne supérieure à 0.09 mgO₃/l, un abattement moyen des micropolluants supérieur à 80% a été atteint.
- Comme **prédimensionnement du générateur d'ozone**, un ratio de 1.6 gO₃/gCOD_{moy} (concentration moyenne de COD) peut être utilisé. Pour une concentration de nitrite supérieure à 0.6 mgN-NO₂/l, il faut prévoir un générateur de plus grande capacité ;
- **L'efficacité du traitement CAP-UF** semble être principalement influencée par les **dosages de CAP, de FeCl₃** et le **type de CAP**. Un abattement moyen supérieur à 80% a été atteint avec un dosage entre 10 et 20 mgCAP/l. La méthode de dosage et la dose CAP optimales n'ont cependant pas encore été trouvées. L'abattement est également influencé de manière significative (mais non expliquée) par la dose de coagulant (FeCl₃). Un test en laboratoire est conseillé pour sélectionner le type de CAP le plus approprié aux caractéristiques des eaux usées ;
- Les deux traitements avancés (ozone-FS et CAP-UF) ont une **efficacité moyenne similaire** pour éliminer les micropolluants (dans les conditions testées). Certaines substances sont cependant mieux éliminées par l'un ou l'autre de ces traitements.
- L'élimination moyenne des 5 **substances indicatrices** discutées dans le projet de modification de l'OEaux (carbamazépine, diclofénac, sulfaméthoxazole, benzotriazole et mécoprop) représente relativement bien l'élimination moyenne des 45 substances mesurées.

9 COÛTS D'EXPLOITATION/INVESTISSEMENT

Ce chapitre traite des coûts d'exploitation des trois installations pilotes, déterminés sur la base de leur consommation électrique et de réactifs, ainsi que sur une estimation des besoins en personnel. Les coûts annuels totaux tiennent aussi compte de l'amortissement des investissements nécessaires à la réalisation des pilotes.

L'évaluation des **coûts d'exploitation** se base sur les prix des réactifs et de l'électricité payés en 2010 à la STEP de Vidy (Tableau 31). Les frais de personnel ont été estimés en tenant compte des charges sociales et en incluant les coûts des consommables de maintenance (huiles, etc.).

Tableau 31 : Prix unitaires (hors taxes) utilisés pour le calcul des coûts d'exploitation

Coûts unitaires		Hors taxes
Electricité	[CHF/kWh]	0.20
Chlorure ferrique (solution à 40%)	[CHF/l FeCl ₃]	0.28
Oxygène	[CHF/Nm ³ O ₂]	0.3
CAP	[CHF/kg CAP]	2.4
Acide citrique (solution 50%)	[CHF/l]	2.5
Hypochlorite de sodium (solution à 7%)	[CHF/l NaOCl]	0.23
Personnel	[CHF/h]	80
Spécialistes	[CHF/h]	150

L'évaluation des **frais d'investissement** se base sur les coûts de construction des installations pilotes (sans les coûts d'acquisition du terrain), adaptés pour représenter les coûts de constructions d'une nouvelle installation de capacité comparable. Les honoraires (bureau d'ingénieur pour l'élaboration du projet et le suivi du chantier) sont estimés à 10% des frais de construction. Le calcul des coûts annuels d'investissement se base sur un amortissement à annuité constante, avec les paramètres présentés dans le Tableau 32 (basés sur les recommandations du VSA (2007) et du rapport Hunziker (2008)).

Tableau 32 : Paramètres utilisés pour le calcul de l'amortissement des installations à annuité constante (approximations)

Calcul des amortissements et frais financiers		
Taux d'intérêt de calcul	[%/an]	4.5
Durée d'amortissement (d'utilisation)		
Equipements électromécaniques et installations de mesures, commandes et régulation (MCC/MCR)	[an]	10
Génie civil	[an]	30
Second œuvre et partie mécanique	[an]	20

L'extrapolation des frais d'investissement pour des installations de plus grande capacité ne peut pas se faire directement (relation non linéaire, facteurs d'échelle entrant en jeu). Tous les coûts présentés ci-dessous ne sont donc valables que pour les installations pilotes de Vidy ou pour des installations de même capacité dans des conditions similaires.

9.1 TRAITEMENT BIOLOGIQUE

Les coûts du traitement biologique tiennent compte de la construction et de l'exploitation des bioréacteurs à lit fluidisé (relevage des eaux inclus), de la précipitation chimique du phosphore et de la construction et de l'exploitation des décanteurs secondaires. Les coûts liés au prétraitement, au traitement primaire et au traitement des boues ne sont pas considérés ici.

9.1.1 COÛTS D'EXPLOITATION

La consommation d'électricité est influencée par le degré de nitrification atteint (aération plus ou moins élevée). Les coûts d'exploitation sont donc séparés pour un débit traité de 60 l/s où seule une nitrification partielle a été atteinte, et pour un débit traité de 40 l/s où une nitrification totale a pu être garantie. Les conditions d'exploitation moyennes pour atteindre ces deux degrés de nitrification sont présentées dans le Tableau 33. Les besoins en personnel se basent sur les estimations présentées au chapitre 5.1.5. Le remplacement des pièces à courte durée de vie comprend le renouvellement des sondes d'oxygène et d'ammonium tous les ans (estimations). Le Tableau 34 présente ces coûts par mètre cube d'eau traité, selon les relevés faits pendant les essais.

Tableau 33 : Conditions d'exploitation lorsque seule une nitrification partielle a été atteinte (2 à 10 mgN-NH₄/l) (moyenne sur 5 mois) ou lorsqu'une nitrification totale a pu être garantie (<2 mgN-NH₄/l) (moyenne sur 2 mois).

Lit fluidisé	Débit [l/s]	Electricité [kWh/m ³]	Coagulant (FeCl ₃) [mgFeCl ₃ /l]	Remplacement des pièces à courte durée de vie [CHF/mois]	Personnel [h/mois]	Experts [h/mois]
Nitrification partielle	60	0.24	20	100	24	2
Nitrification totale	40	0.31	20	100	24	2

Tableau 34 : Coûts d'exploitation du traitement biologique par m³ traité.

Lit fluidisé - Coûts par m ³ traité	Nitrification	
	Partielle	Totale
Electricité	0.048	0.062
Coagulant (FeCl ₃)	[CHF/m ³]	0.020
Remplacement des pièces à courte durée de vie	0.001	0.001
Coût total des consommables (HT)	[CHF/m³]	0.069
Personnel	[CHF/m ³]	0.012
Experts	0.002	0.003
Coût total d'exploitation brut (HT)	[CHF/m³]	0.083
TVA 7.6%	[CHF/m ³]	0.006
Coût total d'exploitation net (TVA 7.6%)	[CHF/m³]	0.089

L'exploitation de l'installation à lit fluidisé (de la STEP de Vidy) coûte ainsi entre 9 et 11 centimes de francs suisses par mètre cube traité selon le degré de nitrification atteint.

9.1.2 FRAIS D'INVESTISSEMENT

Le Tableau 35 donne un aperçu des coûts d'investissement pour la construction de l'installation à LF d'une capacité maximum de 80 l/s. Ces coûts sont spécifiques à la situation de la STEP mais apportent un ordre de grandeur pour une autre installation de capacité comparable. L'amortissement par annuité constante est calculé sur la base des valeurs du Tableau 32.

Tableau 35 : Frais d'investissement pour la construction de l'installation à LF. Le coût par mètre cube se rapporte à un débit moyen de 60 l/s (nitrification partielle) ou de 40 l/s (nitrification totale).

Traitement biologique	Prix	Durée de vie	Annuité	Coût par m ³ (60 l/s)	Coût par m ³ (40 l/s)
<i>Fourniture, montage, mise en service et réception</i>	[CHF]	[an]	[CHF/an]	[CHF/m ³]	[CHF/m ³]
Pompage des eaux usées	32'970	10	4'167	0.002	0.003
Système à lit fluidisé	1'279'114	20	98'333	0.052	0.078
Équipement de décantation finale	251'159	20	19'308	0.010	0.015
Travaux de serrurerie	62'864	20	4'833	0.003	0.004
MCC/MCR	469'728	10	59'364	0.031	0.047
Génie civil	500'000	30	30'696	0.016	0.024
Honoraires	259'584	30	15'936	0.008	0.013
Total brut	2'855'419		232'637	0.122	0.184
TVA 7.6%	217'012		17'680	0.009	0.014
Total net (TVA 7.6%)	3'072'430		250'317	0.13	0.20

L'amortissement des investissements pour la construction du traitement biologique à lit fluidisé se situe entre 13 et 20 centimes par mètre cube traité selon le degré de nitrification (lié au débit traité).

9.1.3 COÛTS SPÉCIFIQUES TOTAUX

Les coûts totaux de traitement se composent de la somme des coûts d'exploitation et d'investissement. Les coûts totaux spécifiques par mètre cube traité sont présentés dans le Tableau 36.

Tableau 36 : Coûts spécifiques totaux pour le traitement biologique par LF des eaux usées

Coûts	Nitrification partielle	Nitrification totale
	[CHF/m ³]	[CHF/m ³]
Exploitation	0.08	0.11
Investissement	0.12	0.18
Total (HT)	0.21	0.29
TVA (7.6%)	0.016	0.022
Total (TTC)	0.23	0.31

Le coût du mètre cube traité se situe ainsi entre 20 et 30 centimes de francs suisses. En se basant sur 500 l/j·EH, cela correspond entre 36 et 55 CHF par année et par équivalent-habitant.

9.2 TRAITEMENT PAR OZONATION-FILTRATION

Les coûts de l'ozonation tiennent compte de l'achat et de l'utilisation de l'installation de génération d'ozone, de la construction et de l'exploitation du réacteur de contact, et de la construction et de l'exploitation des filtres à sable. Pour la filtration sur sable, les coûts sont estimés selon les données des fournisseurs (absence de données sur le pilote).

9.2.1 COÛTS D'EXPLOITATION

Les coûts d'exploitation (Tableau 38) se basent sur des conditions d'exploitation moyenne sur sept mois (Tableau 37), avec un dosage en fonction de la concentration d'ozone résiduel. La consommation d'électricité inclut la production et l'injection d'ozone (en moyenne 14.7 kWh/kgO₃) et le relevage des eaux depuis le décanteur secondaire (13 à 17% de la consommation, env. 0.014 kWh/m³). Les besoins en personnel se basent sur les estimations présentées au chapitre 5.2.6. Le remplacement des pièces à courte durée de vie comprend le renouvellement de deux sondes d'ozone gazeux et une d'ozone dissous chaque année (estimations). Les coûts d'exploitation des filtres à sables sont basés sur une consommation électrique moyenne (sans relevage) de 0.02 kWh/m³ et un besoin en personnel de 2 h/mois (données des fournisseurs).

Tableau 37 : Conditions d'exploitation moyenne sur sept mois pour l'ozonation (dosage en fonction de la concentration d'ozone résiduel).

Ozonation	Débit [l/s]	Dose d'ozone [mgO ₃ /l]	Concentration d'ozone gazeux [gO ₃ /Nm ³]	Electricité [kWh/m ³]	Remplacement des pièces à courte durée de vie [CHF/mois]	Personnel [h/mois]	Experts [h/mois]
Valeur moyenne	40	5.5	120	0.094	300	17	3

Tableau 38 : Coûts d'exploitation par mètre cube traité de l'ozonation suivie d'une filtration sur sable en fonction du débit traité : débit moyen lors des essais de 40 l/s et capacité moyenne de l'installation de 60 l/s.

Ozonation - Coûts par m ³ traité	40 l/s	60 l/s
	[CHF/m ³]	[CHF/m ³]
Electricité	0.019	0.019
Oxygène	0.014	0.014
Remplacement des pièces à courte durée de vie	0.003	0.002
Coût total des consommables (HT)	0.036	0.035
Personnel	0.013	0.009
Experts	0.004	0.003
Filtre à sable	0.005	0.005
Coût total d'exploitation brut (HT)	0.058	0.052
TVA 7.6%	0.004	0.004
Coût total d'exploitation net (TVA 7.6%)	0.062	0.056

L'exploitation de l'installation d'ozonation coûte environ 6 centimes de francs suisses par mètre cube traité. Cette valeur est un peu plus élevée que les coûts d'exploitation calculés pour l'installation de Regensdorf (3.4 ct./m³ sans filtre à sable) (Abegglen, et al., 2009). Ceci est en partie dû à un dosage d'ozone plus élevé à Lausanne (à cause de la concentration en COD plus élevée), et donc d'une consommation d'oxygène et surtout d'électricité plus importante. D'autre part, le coût de l'électricité est environ deux fois plus cher à Lausanne (20 ct./kWh contre 9 ct./kWh à Regensdorf).

Ces coûts sont basés sur un dosage d'ozone moyen durant les essais de 5.5 mgO₃/l. Après une biologie avec nitrification totale, un dosage moyen de seulement 4 mgO₃/l est nécessaire, entraînant des coûts d'exploitation de 4.7 ct./m³. Après une biologie forte charge, un dosage moyen jusqu'à 8 mgO₃/l est nécessaire, pour des coûts d'exploitation de 7 ct./m³. Par conséquent, sans compter les investissements supplémentaires pour un générateur d'ozone de plus grande capacité, l'ozonation des effluents d'une biologie forte charge coûte 2.3 ct./m³ plus cher que l'ozonation des effluents d'une biologie avec nitrification totale. Cette différence de prix est cependant inférieure au coût de la nitrification (plus de 10 ct./m³).

Le filtre à sable permet de réduire les MES dans l'effluent, mais produit environ 10 gMS/m³ traité, boues qu'il faudra éliminer. Cette surproduction correspond à une augmentation d'environ 5% du volume total de boues produites à la STEP, et engendre un surcoût d'environ 0.5 ct./m³ d'eau traité (selon les prix facturés pour l'élimination des boues à la STEP de Vidy (environ 50 ct/kgMS sans le transport)). Ces coûts ne sont pas inclus dans les calculs.

Des coûts d'exploitation plus bas sont possibles si l'on traite des débits plus importants. La consommation d'oxygène peut diminuer si l'on arrive à maintenir une concentration d'ozone de 180 gO₃/Nm³O₂, ce qui n'était pas possible avec un débit de 40 l/s (moyenne de 120 gO₃/Nm³). L'exploitation de cette installation à un débit moyen de 100 l/s coûterait **4.4 ct./m³** (avec filtre à sable).

9.2.2 FRAIS D'INVESTISSEMENT

Le Tableau 39 donne un aperçu des coûts d'investissement pour la construction de l'installation d'ozonation d'une capacité maximum de 100 l/s à la STEP de Vidy. Ces coûts ont été adaptés pour représenter la construction d'une nouvelle installation de capacité comparable. Dans le cas des essais de Lausanne, le

générateur d'ozone et la citerne d'oxygène étaient en location. Pour le calcul des frais d'investissement, ces deux éléments sont considérés comme achetés (prix provenant de Abegglen et al. (2009)).

Les coûts d'investissement dépendent fortement du débit traité. Lors des essais, avec un débit moyen de 40 l/s, on atteint un coût de 26 centimes par mètre cube traité avec le filtre à sable. Celui-ci représente environ 40% des coûts totaux. L'installation a été dimensionnée pour traiter un débit moyen de 60 l/s et dans ce cas on arrive à un coût de 17 ct./m³. Avec quelques modifications sans grands frais supplémentaires, cette installation pourrait traiter un débit moyen de 100 l/s, ce qui engendrerait des frais d'investissement d'environ **10 à 15 ct./m³** (TTC) avec filtre à sable (environ 5 ct./m³).

Tableau 39 : Frais d'investissement pour la construction d'une nouvelle installation d'ozonation de capacité comparable à celle construite à Vidy. Le coût par mètre cube se rapporte à un débit moyen lors des essais de 40 l/s et à une capacité moyenne de l'installation de 60 l/s. Sont inclus dans le tableau les coûts hypothétiques de construction d'un filtre à sable de même capacité, selon (Hunziker, 2008).

Installation d'ozonation	Prix	Durée de vie	Annuité	Coût par m ³	
				avec 40 l/s	avec 60 l/s
	[CHF]	[an]	[CHF/an]	[CHF/m ³]	[CHF/m ³]
<i>Fourniture, montage et mise en service</i>					
Réacteur d'ozonation	258'823	20	19'897	0.016	0.011
MCC/MCR	282'848	10	35'746	0.028	0.019
Autres éléments	75'000	10	9'478	0.008	0.005
Génie civil	220'000	30	13'506	0.011	0.007
Générateur d'ozone et stockage d'oxygène	950'000	15	88'458	0.070	0.047
Montage, mise en service	32'868	30	2'018	0.002	0.001
Honoraires	181'954	30	11'170	0.009	0.006
Total brut (STEP de Vidy)	2'001'493		180'273	0.144	0.096
Filtre à sable (Hunziker, 2008)	1'600'000	20	123'000	0.098	0.065
Total brut et filtre à sable	3'601'493		303'273	0.242	0.161
TVA 7.6%	273'713		23'049	0.018	0.012
Total net (TVA 7.6%)	3'875'206		326'322	0.26	0.17

9.2.3 COÛTS SPÉCIFIQUES TOTAUX

Les coûts totaux spécifiques par mètre cube traité sont présentés dans le Tableau 40.

Tableau 40 : Coûts spécifiques totaux pour le traitement par ozonation-FS

Coûts	Débit moyen de 40 l/s			Débit moyen de 60 l/s		
	Ozonation	Filtre à sable	Total	Ozonation	Filtre à sable	Total
	[CHF/m ³]					
Exploitation	0.053	0.005	0.058	0.047	0.005	0.052
Investissement	0.144	0.098	0.242	0.096	0.065	0.161
Total (HT)	0.197	0.103	0.300	0.143	0.070	0.213
TVA (7.6%)	0.015	0.008	0.023	0.011	0.005	0.016
Total (TTC)	0.21	0.11	0.32	0.15	0.08	0.23

Le prix total du mètre cube traité par ozonation revient entre 20 et 30 centimes dans le cas des essais pilotes à Vidy, dont 80% sont dus aux frais d'investissement. Ces coûts sont comparables à ceux du bioréacteur à LF. Dans l'hypothèse (réaliste) du traitement d'un débit moyen de 100 l/s avec la même installation légèrement modifiée, le coût total du mètre cube traité reviendrait entre **15 et 20 ct./m³** (TTC) (dont env. 70% en frais d'investissement). En se basant sur 500 l/j-EH, cela correspond à environ 30 CHF par année et par équivalent-habitant.

9.3 TRAITEMENT PAR CHARBON ACTIF-MEMBRANES

Les coûts du traitement CAP-UF tiennent compte de la construction et de l'exploitation de l'installation de dosage du CAP et des réacteurs de contact, et de la construction et de l'exploitation de l'installation d'ultrafiltration.

9.3.1 COÛTS D'EXPLOITATION

Des conditions d'exploitation optimales de l'installation CAP-UF n'ont pas pu être déterminées et une phase d'optimisation est encore nécessaire (cf. chapitre 5.3). Les coûts d'exploitation (Tableau 42) se basent donc sur des conditions d'exploitation réalisables actuellement pour l'installation de Vidy (Tableau 41), avec un dosage de 10 ou 20 mgCAP/l. Une amélioration est cependant possible. La consommation d'électricité inclut le relevage des eaux depuis le décanteur secondaire (8 à 10% de la consommation). Les besoins en personnel se basent sur les estimations présentées au chapitre 5.3.6. Les membranes d'ultrafiltration doivent être changées régulièrement (tous les 7 ans environ selon les fournisseurs). Leurs frais de remplacement sont donc inclus dans les coûts d'exploitation.

Tableau 41 : Conditions d'exploitation réalisables actuellement pour l'installation CAP-UF

CAP-UF	Débit [l/s]	Dosage de CAP [mgCAP/l]	Dosage de FeCl ₃ [mgFeCl ₃ /l]	Electricité [kWh/m ³]	Remplacement des membranes [CHF/mois]	Personnel [h/mois]	Experts [h/mois]
Valeurs réalisables	5	10-20	8	0.9	1786	14	3

La consommation électrique très élevée du procédé (0.9 kWh/m³) est due à 85% à la filtration membranaire, et seulement à 15% au traitement au charbon actif (pompe d'alimentation ou agitation (10%), et système de dosage (5%)). La partie de traitement au CAP (pompes, agitation, dosage) est cependant surdimensionnée par rapport au débit traité (capacité de 15 l/s pour un débit traité de 5 l/s).

Tableau 42 : Coûts d'exploitation par mètre cube traité de l'installation CAP-UF, en fonction de la dose de CAP

CAP-UF - Coûts par m ³ traité	10 mgCAP/l [CHF/m ³]	20 mgCAP/l [CHF/m ³]
Electricité	0.180	0.180
CAP	0.024	0.048
Coagulant (FeCl ₃)	0.008	0.008
Acide citrique	0.006	0.006
Hypochlorite de sodium	0.0003	0.0003
Coût total des consommables (HT)	0.218	0.242
Renouvellement des membranes	0.138	0.138
Personnel	0.086	0.086
Experts	0.035	0.035
Coût total d'exploitation brut (HT)	0.477	0.501
TVA 7.6%	0.036	0.038
Coût total d'exploitation net (TVA 7.6%)	0.51	0.54

Les coûts d'exploitation du pilote CAP-UF sont très élevés (environ 50 centimes par mètre cube traité). La cause principale est due au colmatage des membranes qui ne permet pas de filtrer plus de 5 l/s sur le long terme (flux moyen de 27 l/h·m²). Pour un débit (planifié) de 10 l/s (moyenne de 55 l/h·m², pointe à 80 l/h·m²), les coûts seraient d'environ 28 centimes par m³ (avec 10 mgCAP/l).

Puisque c'est la filtration membranaire qui engendre une forte augmentation des coûts, les coûts d'exploitation ont été évalués pour un traitement au CAP suivi d'une filtration sur sable (CAP-FS) (Tableau 44). La consommation électrique a été estimée sur la base des puissances moyennes absorbées pour la pompe de relevage (34% du total), le système de dosage (26% du total) et l'agitateur (40% du total). Les besoins en personnel se basent sur des estimations. Les coûts du filtre à sable proviennent d'offres de

différents fournisseurs et sont les mêmes que ceux utilisés pour les coûts de l'ozonation. Afin d'avoir une désinfection de l'effluent pour comparer avec l'ozonation ou les membranes, les coûts d'un traitement UV postérieur ont également été considérés (valeurs provenant d'offres de fournisseurs pour des installations de capacités supérieures à 100 l/s (avec 400 J/m², transmission de 80%). La consommation électrique est cependant fortement dépendante de la capacité de l'installation et serait probablement 3 à 4 fois plus élevée pour traiter 15 l/s). Le traitement UV peut également améliorer sensiblement l'élimination de certains micropolluants (par photolyse) (Bolong, et al., 2009).

Tableau 43 : Conditions d'exploitation estimées pour une installation CAP-FS-UV (le traitement UV est utilisé pour la désinfection des eaux)

CAP-FS-UV	Débit [l/s]	Dose de CAP [mgCAP/l]	Electricité CAP [kWh/m ³]	Electricité FS [kWh/m ³]	Electricité UV [kWh/m ³]	Personnel CAP [h/mois]	Personnel FS [h/mois]	Personnel UV [h/mois]
Valeurs réalisables	15	10-20	0.06	0.02	0.015	6	0.6	0.6

Tableau 44 : Coûts d'exploitation par mètre cube traité estimé pour l'installation CAP-FS-UV, en fonction de la dose de CAP

CAP-FS-UV Coûts par m ³ traité	10 mgCAP/l	20 mgCAP/l
	[CHF/m ³]	[CHF/m ³]
Electricité	0.012	0.012
CAP	0.024	0.048
Coût total des consommables (HT)	0.036	0.060
Personnel	0.012	0.012
Filtre à sable	0.005	0.005
Traitement UV	0.006	0.006
Coût total d'exploitation brut (HT)	0.059	0.083
TVA 7.6%	0.004	0.006
Coût total d'exploitation net (TVA 7.6%)	0.063	0.089
<i>Coût total d'exploitation net sans UV</i>	0.057	0.083

Cette variante permet d'atteindre des coûts d'exploitation (estimés) de l'ordre de 6 à 9 centimes par m³ pour un dosage de 10 respectivement 20 mgCAP/l, soit 6 à 8 fois moins que la variante avec filtration membranaire. La consommation d'énergie et de réactif est fortement réduite et le système étant moins sophistiqué, il nécessite moins de personnel pour l'exploiter. Sans traitement UV, on obtient des coûts d'exploitation inférieurs à 6 ct./m³ pour 10 mgCAP/l.

L'ajout de CAP, éventuellement de FeCl₃, et l'élimination supplémentaire des MES lors des traitements engendre une production de boues (entre 20 à 30 gMS/m³ traité) qu'il faudra éliminer. Cette surproduction correspond à une augmentation d'environ 10 à 15% du volume total de boues produites à la STEP, et engendre un surcoût de 1 à 1.5 ct./m³ d'eau traitée si ces boues sont éliminées à l'extérieur et sont facturées selon le prix courant d'élimination (environ 50 ct/kgMS sans le transport). Si l'incinération se fait sur place, comme c'est le cas à la STEP de Vidy, les bénéfices issus de la production de chaleur et d'électricité liés à l'incinération de ces boues à pouvoir calorifique élevé (charbon) pourraient éventuellement compenser voir surpasser l'augmentation des coûts de traitement des boues. Ces coûts ne sont pas inclus dans les calculs.

9.3.2 FRAIS D'INVESTISSEMENT

Le Tableau 45 donne un aperçu des coûts d'investissement pour la construction de l'installation CAP-UF d'une capacité de 5 l/s. Ces coûts sont spécifiques à cette installation pilote et ne peuvent pas être directement transposés à une autre installation.

Pour un débit actuellement réalisable de 5 l/s, le prix du mètre cube atteint 50 centimes. Si l'optimisation du procédé permettait d'atteindre un débit de dimensionnement de 10 l/s, on arriverait à un coût par mètre cube de 25 centimes, soit une valeur similaire au coût du pilote d'ozonation (à 40 l/s).

Tableau 45 : Frais d'investissement pour la construction de l'installation CAP-UF. Le coût par mètre cube se rapporte à un débit moyen de 5 l/s. Le coût des membranes est inclus dans les coûts d'exploitation (cf. Tableau 42).

Installation CAP-UF	Prix	Durée de vie	Annuité	Coût par m ³
<i>Fourniture, montage, mise en service</i>	[CHF]	[an]	[CHF/an]	[CHF/m ³]
Dosage CAP	47'300	10	5'978	0.038
Dosage précipitant	6'800	10	859	0.005
Brassage réacteur CAP	27'280	10	3'448	0.022
Support des membranes	103'930	20	7'990	0.051
Serrurerie	90'730	20	6'975	0.044
MCR/MCC	233'170	10	29'468	0.187
Autres éléments	51'990	10	6'570	0.042
Génie civil	100'000	30	6'139	0.039
Montage et mise en service	70'600	30	4'334	0.027
Honoraire	73'180	30	4'493	0.028
Total brut	804'980		76'254	0.483
TVA 7.6%	61'178		5'795	0.037
Total net (TVA 7.6%)	866'158		82'049	0.52

Sur la base d'estimations (pré-études), les frais d'investissement d'une installation CAP-FS-UV (avec filtre à sable et désinfection UV) traitant un débit moyen de 15 l/s seraient d'environ 15 centimes par m³ traité (environ 5 ct./m³ pour l'installation CAP et environ 10 ct./m³ pour le filtre à sable et le traitement UV). Pour une installation de 100 l/s, ces coûts pourraient probablement baisser en-dessous de **10 ct./m³**.

9.3.3 COÛTS SPÉCIFIQUES TOTAUX

Les coûts totaux spécifiques par mètre cube traité sont présentés dans le Tableau 46.

Tableau 46 : Coûts spécifiques totaux pour le traitement CAP-UF (5 l/s) et estimation des coûts pour le traitement CAP-FS avec ou sans UV (15 l/s) (dosage de 10 ou 20 mgCAP/l).

Coûts totaux	10 mgCAP/l			20 mgCAP/l		
	CAP-UF [CHF/m ³]	CAP-FS [CHF/m ³]	CAP-FS-UV [CHF/m ³]	CAP-UF [CHF/m ³]	CAP-FS [CHF/m ³]	CAP-FS-UV [CHF/m ³]
Exploitation	0.477	0.053	0.059	0.501	0.077	0.083
Investissement	0.483	0.130	0.150	0.483	0.130	0.150
Total (HT)	0.960	0.183	0.209	0.984	0.207	0.233
TVA (7.6%)	0.073	0.014	0.016	0.075	0.016	0.018
Total (TTC)	1.03	0.20	0.22	1.06	0.22	0.25

L'installation pilote CAP-UF telle qu'exploitée durant les essais engendre des coûts relativement élevés (1 CHF/m³). Une optimisation est possible mais la technologie membranaire reste chère comparée aux autres procédés. Elle permet cependant d'atteindre une eau de très bonne qualité en sortie de l'installation. Le coût total d'une variante avec filtre à sable et désinfection UV (CAP-FS-UV) est dans le même ordre de grandeur que pour l'ozonation. Pour un débit traité de 100 l/s avec cette variante, le coût total du mètre cube traité serait probablement également autour de **15 à 20 centimes**. En se basant sur 500 l/j-EH, cela correspond à environ 30 CHF par année et par équivalent-habitant.

9.4 COMPARAISON DES COÛTS ENTRE LES INSTALLATIONS PILOTES

Les frais d'investissement (coûts au m³) sont fortement liés à la capacité de traitement des installations. Une comparaison des coûts d'investissement entre les trois installations pilotes n'est donc pas appropriée (débits traités très différents). D'après les estimations, il semble cependant possible d'atteindre des frais d'investissement relativement proche entre l'ozonation-FS et le traitement CAP-FS-UV. Les coûts d'exploitation sont par contre essentiellement proportionnels au débit traité. La Figure 64 compare les coûts d'exploitation des installations à LF (avec nitrification totale), d'ozonation-FS (60 l/s) et CAP-FS-UV (15 l/s).

Le procédé CAP-UF n'est pas encore suffisamment mature (instabilité de l'exploitation), ce qui entraîne des coûts d'exploitation de presque 50 ct./m³. Il n'est donc pas comparé aux autres traitements. La qualité de l'eau en sortie de ce traitement (MES, NH₄, COD, pathogènes, etc.) est cependant meilleure qu'en sortie des autres procédés.

La comparaison des traitements avancés se fait pour une élimination moyenne de 80% des 58 micropolluants analysés. Pour l'ozone, un dosage moyen de 5.5 mgO₃/l est nécessaire, et pour le traitement au charbon actif, il faut un dosage compris entre 10 et 20 mgCAP/l (cf. chapitres 8.2.5 et 8.3.4).

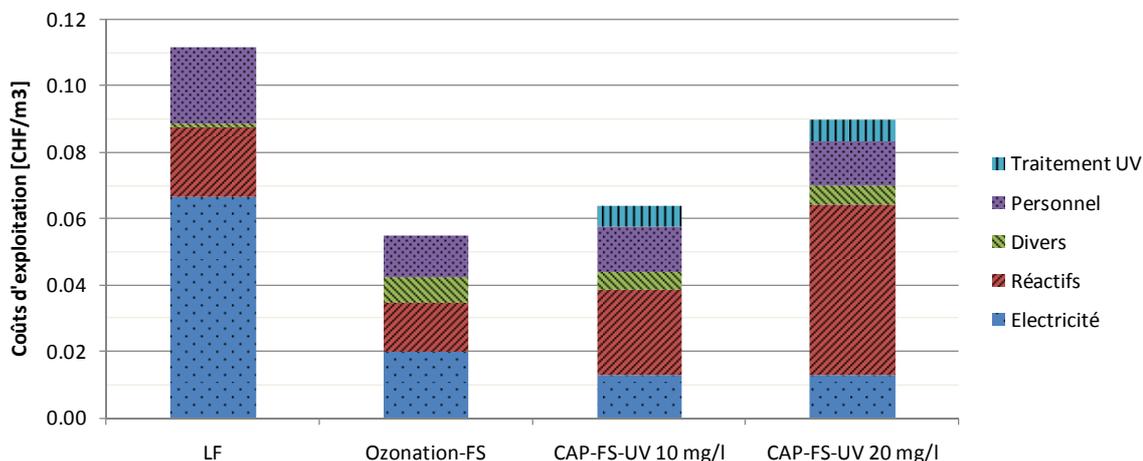


Figure 64 : Coûts d'exploitation (TTC) du LF en condition de nitrification totale, de l'ozonation (5.5 mgO₃/l) avec filtre à sable (60 l/s) et du CAP-FS-UV (10 ou 20 mgCAP/l) avec filtre à sable et désinfection UV (15 l/s).

Les traitements avancés coûtent moins chers que le traitement biologique. Les coûts d'exploitation sont relativement similaires entre l'ozonation-FS et le traitement CAP-FS-UV (dosage de 10 mgCAP/l), avec respectivement 5.5 et 6.3 centimes/m³ (5.8 ct./m³ sans traitement UV). L'ozonation consomme plus d'électricité et l'installation CAP-FS-UV plus de réactif (CAP). Si l'on augmente le dosage de CAP, le coût d'exploitation de l'installation CAP-FS-UV augmente de manière importante (8.9 ct./m³ avec 20 mgCAP/l). Pour une même efficacité d'élimination, la méthode ozonation-FS est légèrement moins chère. En tenant compte du traitement des boues produites par les procédés, les coûts d'exploitation augmenteraient d'environ 0.5 ct./m³ pour l'ozonation-FS et entre 1 et 1.5 ct./m³ pour le traitement CAP-FS-UV. Les coûts dépendent cependant fortement de la spécificité du site (prix de l'électricité, du CAP, du personnel, traitement des boues sur place, relevage des eaux, etc.).

9.5 IMPLICATIONS POUR LES STEP

L'ajout d'un procédé d'ozonation ou d'adsorption sur charbon actif suivi d'une filtration sur sable pour éliminer les micropolluants en sortie de STEP augmenterait la consommation électrique de 0.09 kWh/m³ pour l'installation CAP-FS-UV et de 0.11 kWh/m³ pour l'installation d'ozonation-FS. Ces traitements avancés augmenteraient donc d'environ 25 à 30% la consommation électrique d'une STEP conventionnelle (moyenne vaudoise de 0.37 kWh/m³ (Jaquerod, et al., 2010)). Sur la base d'estimations, l'ajout d'une installation ozone-FS ou CAP-FS-UV (capacité d'environ 100 l/s) augmenterait le coût total du traitement des eaux usées d'environ 15 à 20 centimes/m³, soit environ 27 à 37 CHF par année par équivalent-habitant (sur la base de 500 l/j·EH_{DCO,120}).

9.6 POINTS CLÉS DES COÛTS D'EXPLOITATION/INVESTISSEMENT

L'évaluation des coûts des installations pilotes a permis de mettre en évidence différents points :

- Les **coûts d'exploitation du lit fluidisé** sont de 11 ct./m³ pour une nitrification totale, avec une consommation d'électricité de 0.31 kWh/m³. Les **frais d'investissement** pour le pilote sont évalués à 20 ct./m³ pour un débit moyen de 40 l/s.
- Les **coûts d'exploitation de l'installation d'ozonation-FS** sont d'environ 6 ct./m³, avec une consommation d'électricité de 0.11 kWh/m³. Les **frais d'investissement** pour le pilote sont évalués à 17 ct./m³ pour un débit traité de 60 l/s.
- Les **coûts d'exploitation de l'installation CAP-UF** sont d'environ 50 ct./m³, avec une consommation d'électricité de 0.9 kWh/m³. Ces valeurs élevées sont dues au colmatage des membranes qui ne permet pas de filtrer en moyenne plus de 27 l/h·m² (au lieu des 55 l/h·m² prévus, avec des pointes à 80 l/h·m²). Les **frais d'investissement** pour le pilote sont d'environ 50 ct./m³ pour le débit traité de 5 l/s.
- En cas de remplacement des membranes par un filtre à sable et des UV, les **coûts d'exploitation d'une installation CAP-FS-UV** sont évalués entre 6 et 9 ct./m³ selon la dose de CAP (10 ou 20 mg/l), avec une consommation d'électricité de 0.09 kWh/m³. Les **frais d'investissement** seraient d'environ 15 ct./m³.
- Sur la base de ces résultats, l'ajout d'un traitement avancé par ozonation-FS ou CAP-FS-UV (capacité d'environ 100 l/s) augmenterait les coûts du traitement des eaux usées d'environ 20 ct./m³, soit environ 37 CHF/an/équivalent-habitant (sur la base de 500 l/j·EH).

Les coûts d'exploitation peuvent être relativement aisément extrapolés sur des installations de capacité plus importante. Les frais d'investissement sont quant à eux spécifiques aux installations pilotes et ne peuvent pas être extrapolés directement (facteurs d'échelle entrant en jeu).

10 SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

10.1 SYNTHÈSE

Sur la base des résultats obtenus lors de l'exploitation des installations pilotes, une comparaison entre les deux traitements avancés est présentée dans le Tableau 47 en fonction de critères d'exploitation. Un troisième traitement CAP-FS est présenté comme solution alternative (résultats basés sur des essais complémentaires, cf. chapitre 7.5). Des synthèses plus détaillées sont présentées à la fin de chaque chapitre.

Tableau 47 : Comparaison des traitements avancés des micropolluants pour différents critères d'exploitation (sur la base des résultats des essais pilotes). Les valeurs (rapportées au m³ d'eau traité) sont pour certaines des estimations données à titre indicatif.

Critères	Ozone + FS	CAP + UF	CAP + FS
Mesurés/observés lors des essais pilotes			
Efficacité de traitement des micropolluants	>80% en moyenne. Substances pas totalement dégradées (sous-produits)	>80% en moyenne. Si le CAP est incinéré, les substances piégées sont totalement détruites. Efficacité dépendante du type de CAP	
Réduction de la toxicité	Bonne (> 80% dans la plupart des tests <i>in vitro</i>)	Très bonne (> 90% dans tous les tests <i>in vitro</i>)	Non testée
Consommation électrique	0.11 kWh/m ³	0.5 - 0.9 kWh/m ³	0.08 kWh/m ³
Consommation de réactif	0.04-0.05 Nm ³ O ₂ /m ³	10-20 gCAP/m ³ + env. 10 gFeCl ₃ /m ³ + produits de nettoyage chimique	10-20 gCAP/m ³ + évent. coagulant (FeCl ₃)
Désinfection des eaux	Oui, partiellement	Oui, totalement	Non
Production de déchets	Non, mis à part les boues retenues dans le filtre à sable	Production de boues supplémentaires (env. 10%), à valeur énergétique élevée. Désavantage si un transport est nécessaire avant l'incinération	
Amélioration de la qualité de l'eau (paramètres classiques)	Oui, grâce au filtre à sable	Réduction du COD grâce au CAP et forte amélioration globale grâce aux membranes d'ultrafiltration	Réduction du COD grâce au CAP et amélioration globale grâce au filtre à sable
Estimés sur la base des essais pilotes de Vidy (valeur indicative)			
Besoins en personnel	Env. 0.2 heure/1000m ³	0.5-1 heure/1000m ³	Env. 0.2 heure/1000m ³
Coûts d'exploitation	Env. 5 à 6 centimes/m ³	Env. 30 à 50 centimes/m ³	Env. 6 à 8 centimes/m ³
Emprise au sol (pour un Q_{djm-max} >1 m³/s)	Env. 1000 m ² /(m ³ /s)	Env. 5000-7000 m ² /(m ³ /s)	Env. 1400 m ² /(m ³ /s)
Considérations générales			
Garantie du traitement des MP	Oui, avec un dosage en fonction de l'ozone résiduel	Non, en particulier lors de pics de pollution (car pas de régulation du dosage en fonction d'une référence)	
Filtration	Nécessaire pour dégrader une partie des produits de transformation (filtration biologiquement active)	Nécessaire pour séparer le CAP. Filtration totale garantie par les membranes	Nécessaire pour séparer le CAP. Risque de libération de CAP dans l'effluent en cas de mauvaise filtration
Contraintes de construction	Matériaux résistants à l'ozone, réacteur étanche, etc	Zone EX dans le local de préparation du CAP (risque d'explosion)	
Disponibilité des réactifs	Peu de fournisseurs d'O ₂ . Production en Europe	Nombreux fournisseurs de CAP. Production principalement en Asie du sud-est	
Possibilités d'évolution	Combinaison à d'autres oxydants (H ₂ O ₂ , UV, etc.)	Possibilité d'adapter le CAP aux besoins (degré d'activation, granulométrie). Possibilité de recycler le CAP usagé dans la biologie pour améliorer l'efficacité globale	
Risques pour le personnel	Formation du personnel nécessaire (substance toxique). Système de sécurité obligatoire	Peu de risques (en l'état actuel des connaissances sur les particules fines)	
Risques pour l'environnement	Risque de formation de sous-produits potentiellement cancérigènes (mais pas de génotoxicité observée à Vidy)	Peu de connaissances de l'impact des particules fines (dont les nanoparticules) ajoutées dans l'eau avec le CAP. Technique pas adaptée en cas d'épandage des boues (pas le cas en Suisse)	
Type de STEP pouvant utiliser ce procédé	Besoin de personnel permanent et formé	Mise en œuvre possible dans des STEP de toutes capacités	

Les trois technologies permettent d'atteindre l'objectif de 80% d'élimination des micropolluants. Le choix du procédé dépend donc essentiellement des exigences des STEP en terme de coûts d'exploitation, de risques pour le personnel, des conditions locales (incinération des boues sur place, capacité de la STEP, place disponible, type de traitement existant, etc.) ou de recherche d'effets complémentaires des traitements (désinfection, abattement du COD, etc.). Pour compléter cette comparaison, des critères écologiques pourraient être intégrés à l'aide d'analyses de cycle de vie (écobilans) incluant toutes les différentes étapes, de la production (réactifs, équipements) jusqu'à l'élimination des déchets.

10.2 RECOMMANDATIONS POUR LA CONCEPTION ET L'EXPLOITATION

Les essais pilotes ont permis de déterminer des conditions opératoires favorables, des exigences techniques et des améliorations nécessaires concernant la construction et l'exploitation des installations. Ces réflexions et recommandations sont synthétisées dans ce chapitre.

10.2.1 RÉFLEXION SUR LES MATÉRIAUX POUR LA CONSTRUCTION

Les matériaux utilisés pour la construction ainsi que les réactifs (coagulants, etc.) doivent être spécialement choisis pour éviter toute contamination supplémentaire des eaux. Les adjuvants organiques dans les bétons ou autres matériaux d'étanchéités, les biocides utilisés dans les peintures ou les joints, les substances anticorrosives et les plastiques contenant beaucoup d'additifs (BPA, phtalates, etc.) doivent donc être proscrits. Les matériaux utilisés pour les prélèvements (tubes d'aspiration, bouteilles, etc.) doivent également être exempts de substances pouvant contaminer les échantillons et perturber l'interprétation des analyses chimiques.

Tous les matériaux en contact avec l'ozone doivent être résistants à l'oxydation (acier inoxydable, téflon, etc.). Il est nécessaire d'utiliser des membranes d'ultrafiltration résistantes à toutes les substances non éliminées dans les prétraitements et le traitement biologique.

10.2.2 TRAITEMENT BIOLOGIQUE

Une biologie avec nitrification totale permet de mieux éliminer les micropolluants biodégradables qu'une biologie forte charge. Même si la nitrification n'est pas indispensable pour le bon fonctionnement des traitements avancés, elle permet de limiter le risque d'avoir des concentrations élevées en nitrite et en COD dans l'effluent, lesquels augmentent la consommation de réactif (et les coûts) des traitements avancés.

10.2.3 INSTALLATION D'OZONATION

L'installation d'ozonation doit être dimensionnée pour garantir un temps de séjour de 20 minutes par temps sec et un minimum de 10 minutes par temps de pluie (Q_{max}). Un temps de séjour plus faible peut engendrer des pertes d'ozone dans l'effluent.

La hauteur du réacteur doit être la plus grande possible (conseillée entre 6 et 7 m) afin d'optimiser le transfert d'ozone de la phase gazeuse à la phase liquide.

Pour une élimination moyenne des micropolluants supérieure à 80%, le dimensionnement du générateur d'ozone peut se faire en première approximation sur la base de $1.6 \text{ gO}_3/\text{gCOD}_{moy}$ (basé sur la concentration moyenne de COD et le débit maximum, pour une eau avec env. 0.3 à $0.6 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$). Si la concentration en nitrite est supérieure, il faut prévoir une capacité plus élevée (consommation théorique supplémentaire de $3.43 \text{ mgO}_3/\text{mgN-NO}_2$).

Dans ces essais, un réacteur composé de 4 chambres (8 compartiments) et de deux rampes d'injection (60% du gaz injecté dans la chambre 1 et 40% dans la chambre 3) a présenté la plus grande efficacité pour l'élimination des micropolluants. Une alternative avec 3 chambres (injection de 60% du gaz dans la chambre

1 et de 40% dans la chambre 2) permet de gagner de la place mais avec une efficacité légèrement inférieure (taux d'élimination 5 à 10% plus faible pour un même dosage).

La méthode de régulation du dosage d'ozone en fonction de la concentration d'ozone résiduel permet de garantir l'efficacité de traitement. Pour atteindre une élimination moyenne des micropolluants supérieure à 80%, une valeur d'ozone résiduel supérieure à 0.09 mgO₃/l est recommandée. La prise d'eau pour la mesure de cette concentration résiduelle doit se faire dans les 5 minutes (temps de séjour hydraulique moyen) après la dernière rampe d'injection. Les appareils de mesures doivent également se trouver le plus près possible de la prise d'eau (1 à 1.5 m, temps de séjour dans les conduites de 5 à 10 secondes).

Afin d'éviter de fortes variations du temps de séjour hydraulique dans le réacteur, influençant la valeur d'ozone résiduel et donc le dosage (plus élevé lors de faible débit), le fonctionnement par ligne de traitement est conseillé (arrêt d'une ligne en cas de faible débit afin de maintenir un temps de séjour optimal sur les autres lignes). Sur de petites installations, différentes prises d'eau pourraient être utilisées en fonction du débit afin d'avoir toujours un temps de séjour hydraulique d'environ 5 minutes après la dernière rampe.

Pour limiter l'encrassement des sondes d'ozone résiduel, responsable d'un dérèglement de la mesure, un nettoyage est à prévoir au minimum une fois par semaine. En cas d'arrêt de l'installation (ou de lignes), il faut tenir compte que certains types de sondes (ampérométriques) nécessitent environ 24h après un arrêt pour fonctionner de nouveau de manière fiable.

Un traitement biologiquement actif (par exemple un filtre à sable) est recommandé après l'ozonation pour faciliter la dégradation biologique des composés partiellement oxydés et réduire les risques engendrés par les sous-produits de réaction.

10.2.4 INSTALLATION CAP-UF

Un temps de séjour hydraulique d'environ 40 minutes dans le réacteur de contact est suffisant pour éliminer 80% des micropolluants. Lors de ces essais, un temps de séjour plus court n'a néanmoins pas été testé (à cause de la dimension des réacteurs).

Un dosage de CAP de 20 mg/l (ou de 10 mg/l selon le dosage de coagulant et la qualité de l'eau) permet d'atteindre une élimination moyenne des micropolluants supérieure à 80%. Le taux d'élimination étant dépendant du type de CAP et de la qualité de l'eau, un test d'adsorption en laboratoire est conseillé pour choisir le CAP le plus approprié pour l'eau à traiter.

En réduisant de 17 jours à 2 jours le temps de séjour du CAP dans l'installation, l'élimination des micropolluants n'a pas été significativement influencée. Ainsi, ces essais n'ont pas permis de définir un temps de séjour minimum. Selon les résultats d'autres études (Sterkele, et al., 2009), il est toutefois recommandé de maintenir le CAP plusieurs heures (min. 12 à 24h) dans l'installation afin de le saturer. Ce temps de séjour peut être obtenu par recirculation dans l'installation membranaire, ou, dans le cas d'une filtration sur sable, par une fréquence de seulement un à deux rétrolavages par jour.

Une solution de base de CAP concentrée à moins de 10 g/l (au lieu des 30 à 50 g/l lors des essais) est recommandée pour réduire les risques de colmatage des conduites de dosage. De même, l'utilisation de pompes péristaltiques ou de système de mouillage du CAP par aspiration (effet Venturi dans une trompe à eau) sont à privilégier vis-à-vis des pompes à membranes. Il faut également tenir compte dans la conception du système de dosage que des objets grossiers peuvent se retrouver dans le CAP et bloquer les pompes ou les vannes.

Une filtration membranaire est recommandée pour garantir une séparation totale du CAP. Une filtration sur sable est cependant également efficace (2 à 3 mgMES/l en sortie) pour des coûts d'exploitation beaucoup plus faibles.

10.3 QUESTIONS OUVERTES ET PERSPECTIVES

Si cette étude a permis de répondre à de nombreuses questions, elle a également soulevé certaines interrogations qui devraient être étudiées dans d'autres projets.

Questions et perspectives concernant le traitement au charbon actif

Il serait intéressant d'identifier un paramètre mesurable en continu permettant de **réguler le dosage de CAP** de manière économique et de garantir l'efficacité de traitement en cas de pic de pollution. De nombreuses études ont montré l'influence de la concentration en COD sur l'élimination des micropolluants (Zwickenpflug, et al., 2010). Les concentrations de COD et de micropolluants peuvent fortement varier durant la journée ou d'un jour à l'autre. Un dosage de CAP constant n'est donc pas optimal puisqu'il ne tient pas compte de ces variations.

Si une désinfection totale de l'eau est désirée pour par exemple une réutilisation de l'eau (arrosage, eau industrielle, eau garantie sans CAP, etc.), l'**ultrafiltration** est une solution intéressante. Afin d'optimiser ce procédé pour réduire le colmatage et les coûts d'exploitation, d'autres configurations (filtration externe-interne, modules immergés, utilisation de préfiltres, filtration frontale, etc.) ou d'autres membranes doivent être testées.

Dans le cas d'utilisation d'un **filtre à sable pour la séparation du CAP**, il est nécessaire d'identifier les caractéristiques du filtre (granulométrie, nombre et épaisseur des couches, etc.) et le mode d'exploitation (rétrolavage, flux, etc.) permettant une rétention optimale du CAP. Lors des essais pilotes, le filtre à sable utilisé a retenu efficacement le CAP (2 à 3 mgMES/l en sortie). Ces résultats sont confirmés par des expériences menées en laboratoire à l'Eawag (plus de 90% du CAP étant retenu dans le filtre), et par les essais menés à grande échelle à Klotten (1 à 2 mgMES/l en sortie des filtres à sable). Une meilleure compréhension de la filtration et des processus d'adsorption dans le filtre permettrait cependant d'optimiser l'exploitation de ces filtres et de diminuer les risques de rejet de CAP dans l'effluent.

Le CAP a été injecté dans ces essais uniquement en sortie du traitement biologique. Les configurations suivantes peuvent présenter des intérêts :

- Le CAP pourrait être dosé directement dans ou en sortie de la biologie, avant la décantation secondaire. Il pourrait être ainsi séparé avec les boues au niveau du décanteur. Cette solution permettrait de supprimer les équipements du traitement avancé (réacteur de contact et filtration). Ces configurations font partie des tests complémentaires prévus à la STEP de Vidy.
- Les eaux de rétrolavage des membranes ou du filtre à sable pourraient être réintroduites en tête de biologie. La recirculation du CAP usagé au niveau de la biologie permettrait en effet d'améliorer le rendement global et ainsi de réduire le dosage dans le traitement avancé (Zwickenpflug, et al., 2010). La recirculation du CAP, testée lors d'essais à l'Eawag, n'a pas eu d'influence sur l'efficacité de la biologie et a permis d'améliorer le traitement des boues (Zwickenpflug, et al., 2010).
- Pour la séparation du CAP, d'autres techniques comme une filtration sur tissu sont à développer. Ces techniques peuvent être plus simples à exploiter pour des STEP de petite capacité.

Le charbon étant incorporé aux boues, il est nécessaire de vérifier que le CAP conserve les substances adsorbées au cours des différents traitements (digestion, épaissement ou déshydratation) avant l'incinération. En effet, les équilibres d'adsorption peuvent être modifiés lors du traitement des boues et entraîner une désorption des micropolluants. Des expériences menées à l'Eawag (Zwickenpflug, et al., 2010) montrent qu'aucune désorption n'a lieu durant une digestion.

Questions et perspectives générales

Afin de comparer d'un point de vue environnemental les solutions permettant l'élimination des micropolluants dans les eaux, des **analyses de cycle de vie** (écobilans) peuvent être réalisées. Ces dernières permettraient également de mettre en évidence une étape polluante du processus, qui pourrait être corrigée ou améliorée. Les premiers résultats de l'étude européenne NEPTUNE (Siegrist, et al., 2010) (à confirmer pour d'autres contextes) semblent indiquer un impact environnemental plus faible pour l'ozonation que pour le CAP. En effet, la production du CAP consomme aujourd'hui de grandes quantités d'énergie fossile, pénalisant son bilan écologique.

Lors de ces essais, un taux d'élimination moyen des micropolluants de 80% a pu être obtenu. Si certaines substances sont éliminées à 100% en sortie des traitements avancés, d'autres sont éliminées au mieux à 60%. Il serait intéressant d'identifier les modifications à apporter aux traitements avancés (augmentation des dosages, combinaison avec d'autres traitements, etc.) pour réduire en cas de besoin la concentration de ces substances en sortie des STEP. Ce besoin pourrait se justifier vis-à-vis de milieux récepteur très sensibles dans lesquels les critères de qualité seraient dépassés (cf. chapitre 7.3.5).

Aucune baisse du COD n'est observée durant l'ozonation. Ceci prouve que l'oxydation des micropolluants organiques analysés ne mène pas à une minéralisation complète. Ainsi, **l'identification des sous-produits d'oxydation** permettrait de mesurer leur toxicité, d'évaluer leur danger, et en cas de besoin, d'adapter les traitements pour parvenir à la dégradation complète de ces substances.

Actuellement, le contrôle de l'efficacité des traitements avancés nécessite des laboratoires spécialisés. Il serait intéressant **d'identifier des méthodes d'analyses chimiques ou écotoxicologiques simples** pouvant être effectuées par le personnel des laboratoires des STEP pour le contrôle de routine des installations.

11 CONCLUSION

La construction et l'exploitation à grande échelle de deux procédés pour l'élimination des micropolluants (ozonation + filtre à sable et CAP + ultrafiltration) ont permis d'évaluer leur efficacité, leurs coûts et les exigences techniques et opératoires pour leur exploitation.

Ces essais ont confirmé que les traitements conventionnels (décantation et biologie) n'éliminent que partiellement (moins de 50% en moyenne) les micropolluants analysés, quel que soit le type de biologie. Les deux traitements avancés testés permettent d'éliminer la plupart des micropolluants analysés à plus de 80% avec des doses de réactifs raisonnables (4 à 7 mgO₃/l ou 10 à 20 mgCAP/l, soit env. 3 à 6 ct./m³). Certaines catégories de substances, notamment les produits de contraste radiographiques, sont cependant moins bien éliminées et nécessiteraient des doses de réactifs beaucoup plus élevées pour atteindre 80% d'abattement (augmentation des coûts d'exploitation).

Les tests écotoxicologiques ont montré une réduction globale de la toxicité en sortie des deux traitements avancés. Aucune toxicité liée aux sous-produits de réaction formés durant l'ozonation n'a été observée.

La mise en place de ces traitements dans les STEP permettrait de réduire significativement la contamination des milieux récepteurs par les micropolluants. Ces procédés améliorent également le rendement global de la STEP concernant les paramètres classiques (nutriments, MES, matière organique).

L'ozonation est réalisable dans les STEP tant au niveau technique que de l'exploitation, avec des coûts totaux raisonnables (env. 20 ct./m³ traité). La régulation du dosage d'ozone en fonction de la qualité de l'eau (ozone résiduel) permet de garantir le traitement des micropolluants. L'ozonation permet également de désinfecter partiellement l'effluent. Ce procédé doit cependant être suivi d'un traitement biologiquement actif (par exemple un filtre à sable) pour neutraliser les sous-produits d'oxydation formés. Des mesures de sécurité particulières doivent être prises lors de l'exploitation pour éviter des accidents en cas de fuite d'ozone toxique.

Le traitement au charbon actif en poudre est également réalisable dans les STEP, tant au niveau technique, de l'exploitation, que des coûts. La séparation du CAP par ultrafiltration n'est cependant pas encore totalement maîtrisée (colmatage rapide), engendrant des coûts d'exploitation très élevés (> 50 ct./m³) (consommation énergétique, renouvellement des membranes). Bien que l'ultrafiltration garantisse une séparation complète du CAP et permette une désinfection totale de l'effluent, elle n'est aujourd'hui pas concurrentielle comparée aux autres procédés. Une séparation sur filtre à sable permettrait d'atteindre des coûts relativement similaires à l'ozonation + filtre à sable.

Cette étude a montré que l'ozonation et l'adsorption sur charbon actif sont tous les deux des procédés efficaces pour le traitement avancé des micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines. Ces deux technologies sont réalisables et exploitables à grande échelle dans les STEP, même si des optimisations sont possibles. Chaque technologie ayant ses avantages, le choix du procédé doit être fait au cas par cas en fonction des contraintes locales, de la composition des eaux usées, de la qualité nécessaire dans le milieu récepteur, des impératifs économiques et du contexte politique.

12 GLOSSAIRE

Absorption (chimique) : phénomène lors duquel une substance pénètre au sein de la structure interne d'un autre composé (solide ou liquide) et est retenue dans la totalité du volume.

Adsorption : phénomène généralement réversible par lequel des molécules se fixent à la surface de particules solides, telles que le CAP ou les boues.

Age des boues : temps de séjour moyen des boues (des microorganismes) dans le traitement biologique.

Bêtabloquant : médicament utilisé en cardiologie qui bloque l'action des médiateurs adrénérgiques, afin notamment de réduire la fréquence cardiaque, de stabiliser l'hypertension artérielle, ou en cas d'insuffisance cardiaque.

Biocides / pesticides / substances phytosanitaires : substances actives destinées à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes non désirés. Les substances phytosanitaires sont utilisées en agriculture (protection des plantes). Les biocides sont utilisés dans les secteurs non agricoles, pour la protection des revêtements (peinture, étanchéification, etc.), la protection du bois, la désinfection (locaux, surfaces, réservoirs, etc.), ou pour aider à la conservation (aliments, produits d'usage courant, etc.). Le terme pesticide désigne un groupe de substances actives luttant contre les plantes, ravageurs, etc. qui peuvent à la fois être utilisées comme phytosanitaire ou comme biocide.

Biologie forte charge, moyenne charge, faible charge : traitement permettant respectivement d'éliminer seulement le carbone organique (forte charge) ; ou permettant en plus une nitrification occasionnelle (moyenne charge), ou une nitrification totale (faible charge).

Boues activées : microorganismes floculés maintenus en suspension et en contact avec les eaux usées dans un bassin mélangé et aéré, afin de permettre la dégradation de la matière organique et des nutriments.

Boues biologiques : composés solides produits par les traitements biologiques. Elles sont composées essentiellement de bactéries et de leur sécrétion, ainsi que d'une partie des matières en suspension.

Charge polluante : quantité d'un polluant entrant ou sortant d'un traitement pendant une période donnée (par exemple en kg/jour). La charge se calcule en multipliant le débit d'eau par la concentration de la substance dans cette eau.

Corrélation (de Pearson) : permet d'établir l'existence de liens (directs ou indirects) entre deux variables. Elle mesure la liaison linéaire entre deux variables et est bornée entre -1 et 1. Le coefficient de corrélation r entre les échantillons X et Y se calcule en divisant la covariance de X et Y par le produit de leur écart-type. Une corrélation négative signifie que Y diminue lorsque X augmente. Par convention, on dit que la corrélation est très forte si $r > 0.8$, forte si $0.5 < r < 0.8$, moyenne si $0.2 < r < 0.5$ et faible si $r < 0.2$. La significativité du lien entre les deux variables peut être testée par un test de Fischer (seuil de significativité p-value), afin de décider si la relation ne peut pas être attribuée au hasard. La **p-value** correspond à la probabilité de rejeter à tort l'hypothèse que la relation entre les variables est due au hasard. Plus cette probabilité est faible (< 0.05), plus la corrélation est significative.

Ecotoxicologie : étude des effets toxiques des agents chimiques et physiques sur les organismes vivant formant les communautés et les populations d'écosystèmes définis. Elle inclut l'étude des voies de transfert et les interactions de ces agents avec l'environnement.

Equivalent-habitant (EH) : Unité de mesure de la charge polluante. L'EH représente la quantité journalière de pollution produite en moyenne par un habitant. Un EH correspond à une charge de 60 gDBO₅/j ou 120 gDCO/j dans les eaux brutes (basé sur une moyenne annuelle) (OFEV, 2003) (VSA, 2006). Dans ce rapport, un EH correspond à 120 gDCO/j.

Génotoxique : se dit d'une substance pouvant compromettre l'intégrité du génome (code génétique). Les modifications de la structure du génome peuvent engendrer des cancers.

Inhibiteurs de corrosion : composés chimiques qui, ajoutés à faible concentration dans un milieu corrosif, ralentissent ou stoppent le processus de corrosion d'un métal placé dans ce milieu. Ils sont utilisés dans les liquides de refroidissement, les antigels, les produits dégivrants, les produits lave-vaisselle, etc.

Limite de détection (LD) : fait référence dans ce rapport à la plus petite concentration d'une substance pouvant être mesurée (signal 3 fois supérieur à l'écart-type des fluctuations du bruit de fond), prouvant ainsi sa présence dans le milieu. La LD dépend de la substance recherchée, de la matrice et de la méthode analytique.

Limite de quantification (LQ) : fait référence dans ce rapport à la concentration d'une substance à partir de laquelle un résultat fiable (quantification) peut être fourni (signal 10 fois supérieur à l'écart-type des fluctuations du bruit de fond). Ainsi, la LQ vaut 3.33 fois la LD.

Lit fluidisé : réacteur biologique contenant des supports mouvants (généralement en plastique) sur lesquels se développe un biofilm permettant de dégrader le carbone organique, l'ammonium et éventuellement d'autres nutriments dans les eaux usées.

Micropolluants : molécules d'origine anthropique modifiant la nature des réactions biochimiques fondamentales de la vie, et pouvant être toxiques à de très faibles concentrations (de l'ordre du ng/l au µg/l) (de Alencastro, et al., 2004). Font notamment partie de cette catégorie les pesticides, les médicaments, les détergents, les disrupteurs endocriniens, les produits cosmétiques, les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les solvants aromatiques légers (benzène, etc.), les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines, etc. Actuellement, on tend de plus en plus à faire une différence entre substances traces et micropolluants. Les **substances traces** sont appelées micropolluants dès que leur toxicité à faible concentration est avérée. Ces définitions étant encore débattues, nous emploierons dans ce rapport le terme micropolluants (conformément à la définition de la CIPR (2010)) pour toutes les *substances traces organiques* (indépendamment que leur toxicité soit prouvée ou non) en référence notamment aux **polluants émergents** (composés organiques polaires, non dégradables et biologiquement actifs).

Mutagène : se dit d'une substance modifiant le génome d'un organisme et augmentant le nombre de mutations génétiques au-dessus du taux naturel. Les agents mutagènes peuvent parfois provoquer des cancers.

Nitrification : oxydation biologique de l'ammonium NH_4^+ en nitrite NO_2^- puis en nitrate NO_3^- .

Nitrification partielle : terme utilisé lorsqu'une nitrification a lieu, mais que la concentration en ammonium en sortie du traitement biologique reste supérieure à 2 mgN-NH₄/l.

Nitrification totale : terme utilisé lorsque la concentration en ammonium en sortie du traitement biologique est inférieure à 2 mgN-NH₄/l.

Oxydation : réaction chimique au cours de laquelle une molécule perd des électrons. L'oxydation complète des substances organiques produit principalement du CO₂ et de l'eau.

Perturbateur endocrinien (substance à effet hormonal) : substance d'origine naturelle ou synthétique pouvant interférer avec le système hormonal des êtres vivants.

Prétraitement : élimination des éléments grossiers dans les eaux usées brutes par dégrillage, dessablage et dégraissage.

Produit de transformation, produit de réaction, métabolite : composés chimiques résultant du processus de transformation chimique ou biologique d'une substance. Un produit de transformation peut être issu d'une réaction ou d'une dégradation. Lors d'une transformation biologique, les produits de transformation sont nommés métabolites.

Substance active : substance produisant une réaction sur les organismes vivants (effet thérapeutique pour les principes actifs des médicaments ou action destructive pour les pesticides et les biocides).

Temps de séjour : temps estimé pour qu'un élément puisse passer au travers d'un système à l'équilibre. Le **temps de séjour hydraulique** correspond au temps nécessaire pour renouveler complètement l'eau d'un bassin. Le **temps de séjour des boues** correspond au temps moyen pour que les boues transitent dans les différents bassins. Cette valeur est théorique (temps moyen).

Traitement avancé des micropolluants: traitement complémentaire pour l'élimination des micropolluants non éliminés dans les traitements secondaires (par exemple par ozonation ou adsorption sur du charbon actif).

Traitement primaire : élimination des matières en suspension par décantation ou flottation.

Traitement secondaire : élimination des substances dissoutes par dégradation biologique (ou parfois par procédés physico-chimiques).

Traitement tertiaire : élimination du phosphore (généralement par précipitation chimique).

Ultrafiltration : technique de filtration membranaire avec des pores compris entre 1 et 100 nm.

13 BIBLIOGRAPHIE

- Abegglen, C. 2009.** Eliminer des micropolluants : techniques d'épuration. *Eawag News*. Octobre 2009, Vol. 67f.
- Abegglen, C., et al. 2009.** *Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf*. Dübendorf : Eawag, 2009.
- Behra, R. 2009.** Micropolluants anthropiques dans l'eau. Effets-Risques-Moyens de lutte. Les nanoparticules synthétiques et leurs effets. *Eawag News*. 2009, Vol. 67f.
- Blanc, L. 2010.** *Characterisation and Management of Hospital Wastewater: the Case of the CHUV. Master thesis*. s.l. : Cranfield University and EPFL, 2010.
- Böhler, M., et al. 2009.** *Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon. Zwischenbericht*. Dübendorf : Eawag, 2009.
- Böhler, M., Siegrist, H. et Dorusch, F. 2010.** *Vergleichender Test von verschiedenen Pulveraktivkohlen zur Elimination von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser*. Dübendorf : Eawag, 2010.
- Bolong, N., et al. 2009.** A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination*. 2009, Vol. 239, 229-246.
- Brinkman, S.F., et al. 2009.** Chronic Toxicity of Ammonia to Early Life Stage Rainbow Trout. *Transactions of the American Fisheries Society*. 2009, Vol. 138, 433-440.
- cemsuisse. 2010.** *Erosion du béton dans les bassins biologiques des stations d'épuration - Cahier technique CT 01 cemsuisse*. 2010.
- CIPR, Commission Internationale pour la Protection du Rhin. 2010.** *Stratégie sur les micropolluants - stratégie sur le volet des eaux usées urbaines et industrielles*. Coblenz : CIPR, www.iksr.org, 2010. Rapport n° 181.
- Cirja, M., et al. 2008.** Factors affecting the removal of organic micropollutants from wastewater in conventional treatment plants and membrane bioreactors. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 2008, Vol. 7, 61-78.
- Clara, M., et al. 2005.** The solid retention time - a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Research*. 2005, Vol. 39, 97-106.
- de Alencastro, F., et al. 2004.** *Chimie environnementale et écotoxicologie. Support de cours*. Lausanne : EPFL, Section sciences et ingénierie de l'environnement, 2004.
- DETEC. 2009.** *Déversement de substances organiques en traces dans les eaux. Rapport explicatif relatif à la modification de l'ordonnance sur la protection des eaux (OEaux)*. Berne : OFEV, 2009. www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/17613.pdf.
- Droste, R. L. 1997.** *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. Singapore : John Wiley & Sons, Inc., 1997. ISBN 9812-53-098-3.
- Ebie, K., et al. 2001.** Pore distribution effect of activated carbon in adsorbing organic micropollutants from natural water. *Water Research*. 2001, Vol. 35 (1), 167-179.
- Elovitz, M., von Gunten, U. et Kaiser, H.P. 2000.** Hydroxyl radical/ozone ratios during ozonation processes. II. The effect of temperature, pH, alkalinity and DOM properties. *Ozone: Science & Engineering*. 2000, Vol. 22:2, 123-150.
- Ergüder, T.H. et Demirel, G.N. 2010.** *Biological treatment of micropollutants. Chapter 7 of "Treatment of micropollutants in water and wastewater"*. London : IWA Publishing, 2010.
- Farré, M. et al. 2008.** First interlaboratory exercise on non-steroidal anti-inflammatory drugs analysis in environmental samples. *Talanta*. 2008, Vol. 76, 580-590.
- Gälli, R., et al. 2009.** *Micropolluants dans les eaux. Evaluation et réduction de la charge polluante des eaux usées urbaines. Connaissance de l'environnement n° 0917*. Berne : Office fédéral de l'environnement, 2009.
- Götz, C.W., et al. 2010a.** Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen. *GWA*. 2010a, Vol. 4, 1-9.
- Götz, C.W., et al. 2010b.** Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. *GWA*. 2010b, Vol. 7, 575-585.
- Götz, C.W., Hollender, J. et Kase, R. 2010c.** *Mikroverunreinigungen Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)*. Dübendorf : Eawag, 2010c.
- Heath, E. et al. 2010.** Second interlaboratory exercise on non-steroidal anti-inflammatory drug analysis in environmental aqueous samples. *Talanta*. 2010, Vol. 81, 1189-1196.
- Hollender, J., et al. 2009.** Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science & Technology*. 2009, Vol. 43, 7862-7869.

- Huang, W.-J., Fang, G.-C. et Wang, C.-C. 2005. The determination and fate of disinfection by-products from ozonation of polluted raw water. *Science of the Total Environment*. 2005, Vol. 345, 261-272.
- Hunziker, AG. 2008. *Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen - Kostenstudie*. Winterthur : Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2008.
- Hutchinson, T.H., Hutchings, M.J. et Moore, K.W. 1997. A review of the effects of bromate on aquatic organisms and toxicity of bromate to Oyster (*Crassostrea gigas*) embryos. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1997, Vol. 38, 238-243.
- Ikehata, K., Naghashkar, N.J. et El-Din, M.G. 2006. Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: a review. *Ozone: Science & Engineering*. 2006, Vol. 28:6, 353-414.
- Jaquerod, C.A., Ruegg, E. et Vioget, P. 2010. *Bilan 2009 de l'épuration vaudoise*. s.l. : Etat de Vaud, Service des eaux, sols et assainissement (SESA), 2010.
- Jelic, A., et al. 2010. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*. 2010, doi: 10.1016/j.waters.2010.11.010.
- Joss, A., et al. 2005. Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*. 2005, Vol. 39, 3139-3152.
- Joss, A., Siegrist, H. et Ternes, T.A. 2008. Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science & Technology*. 2008, Vol. 57 (2), 251-255.
- Karvelas, M., Katsoyiannis, A. et Samara, C. 2003. Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere*. 2003, Vol. 53, 1201-1210.
- Katsoyiannis, A. et Samara, C. 2005. Persistent organic pollutants (POPs) in the conventional activated sludge treatment process: fate and mass balance. *Environmental Research*. 2005, Vol. 97, 245-257.
- Kienle, C., Kase, R. et Werner, I. 2011. *Evaluation of bioassays and wastewater quality. In vitro and in vivo bioassays for the performance review in the Project "Strategy MicroPoll". Summary*. Dübendorf : Centre ecotox Eawag/EPFL, 2011.
- Krauss, M., et al. 2009. Occurrence and removal of N-nitrosamines in wastewater treatment plants. *Water Research*. 2009, Vol. 43, 4381-4391.
- Lefebvre, O., Lee, L.Y. et Ng, H.Y. 2010. *Physico-chemical treatment of micropollutants: coagulation and membrane processes. Chapter 6 of "Treatment of micropollutants in water and wastewater"*. Londres : IWA Publishing, 2010.
- Macova, M., et al. 2010. Monitoring the biological activity of micropollutants during advanced wastewater treatment with ozonation and activated carbon filtration. *Water Research*. 2010, Vol. 44, 477-492.
- Martin, S., et al. 2011. On-site evaluation of the removal of 100 micro-pollutants through advanced treatments for reuse applications. *Water Science and Technology*. 2011, Submitted.
- Matsui, Y., et al. 2003. Effect of natural organic matter on powdered activated carbon adsorption of trace contaminants: characteristics and mechanism of competitive adsorption. *Water Research*. 2003, Vol. 37 (18), 4413-4424.
- Metcalf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and reuse. 4th ed*. New Dehli : McGraw-Hill Compagnies, 2003. ISBN 0-07-041878.
- Metzger, S. 2007. Verfahrenstechnik, Dimensionierung und Leistung einer Adsorptionsstufe. *DWA-Aktivkohlefachtagung*. 26 Juin 2007.
- Morasch, B., et al. 2010. Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland. Part II: Micropollutant removal between wastewater and raw drinking water. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2010, Vol. 29 (8), 1658-1668.
- Nakada, N., et al. 2007. Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. *Water Research*. 2007, Vol. 41, 4373-4382.
- Neuenschwander, S. 2009. *Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Spurenstoffen im Ablauf kommunaler Kläranlagen - Bachelor Thesis*. Wädenswil : ZHAW, Institut für Biotechnologie, 2009.
- Newcombe, G., Drikas, M. et Hayes, R. 1997. Influence of characterised natural organic matter on activated carbon adsorption : II. Effect on pore volume distribution and adsorption of 2-methylisoborneol. *Water Research*. 1997, Vol. 31 (5), 1065-1073.
- Ning, B., Graham, N.J.D. et Zhang, Y. 2007. Degradation of octylphenol and nonylphenol by ozone - Part I: Direct reaction. *Chemosphere*. 2007, Vol. 68, 1163-1172.
- Nowotny, N., et al. 2007. Quantification and modeling of the elimination behavior of ecologically problematic wastewater micropollutants by adsorption on powdered and granulated activated carbon. *Environmental Science & Technology*. 2007, Vol. 41 (6), 2050-2055.
- OEaux. 1998. *Ordonnance fédérale sur la protection des eaux. Etat juillet 2008*. s.l. : Conseil fédéral suisse, 1998.

- OFEV. 2003.** *Coûts de l'assainissement*. s.l. : OFEV, 2003. L'Environnement pratique - Information concernant la protection des eaux N° 42.
- OFEV. 1991.** *Recommandations pour l'évaluation de la qualité hygiénique des eaux de baignade de lacs et de rivières. Informations concernant la protection des eaux n°7*. 1991.
- Omlin, J. et Chesaux, L. 2010.** *Evaluation de charbons actifs en poudre (CAP) pour l'élimination des micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines. Design project, SIE, EPFL*. Lausanne : www.lausanne.ch/micropolluants, 2010.
- OSEC. 1995.** *Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires. Etat octobre 2010*. s.l. : Département fédéral de l'intérieur, 1995.
- Parlement et conseil européen. 2006.** *Directive 2006/7/CE concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade*. 2006.
- Pawlowski, S., et al. 2004.** Effects of 17 α -ethinylestradiol in a fathead minnow (*Pimephales promelas*) gonadal recrudescence assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2004, Vol. 57, 330-345.
- Perazzolo, C. 2008.** *Détermination d'une liste prioritaire de médicaments. Application à quelques groupes de substances*. Lausanne : Faculté de Géosciences et Environnement, UNIL, 2008.
- Perazzolo, C., et al. 2010.** Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland. Part I: Priority list for environmental risk assessment of pharmaceuticals. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2010, Vol. 29 (8), 1649-1657.
- Petala, M., et al. 2006.** Ecotoxicological Properties of Wastewater Treated Using Tertiary Methods. *Environmental Toxicology*. 2006, Vol. 21 (4), 417-424.
- Petala, M., et al. 2008.** Influence of ozonation on the in vitro mutagenic and toxic potential of secondary effluents. *Water Research*. 2008, Vol. 42, 4929-4940.
- PNR 50. 2008.** *Programme national de recherche "Perturbateurs endocriniens : importance pour les êtres humains, les animaux et les écosystèmes". Rapport de synthèse*. s.l. : Fond National Suisse FNS www.nrp50.ch, 2008.
- Poté, J., et al. 2008.** Effects of a sewage treatment plant outlet pipe extension on the distribution of contaminants in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Bioresource Technology*. 2008, Vol. 99, 7122-7131.
- Rakness, K.L. 2005.** *Ozone in drinking water treatment: process design, operation and optimization*. s.l. : American Water Works Association, 2005.
- Reungoat, J., et al. 2010.** Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. *Water Research*. 2010, Vol. 44, 625-637.
- Richardson, S.D. 2003.** Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water. *Trends in Analytical Chemistry*. 2003, Vol. 22 (10), 666-684.
- Richardson, S.D., et al. 1999.** Identification of New Ozone Disinfection Byproducts in Drinking Water. *Environmental Science & Technology*. 1999, Vol. 33, 3368-3377.
- Rodriguez-Reinoso, F. 2008.** Activated Carbon and Adsorption. *Encyclopedia of Materials: Science and Technology*. s.l. : Elsevier Science Ltd, 2008, pp. 22-35.
- Rosenstiel, R. et Moser, R. 2006.** *MicroPoll: Evaluation Eliminationsverfahren*. Winterthur : Hunziker AG, 2006.
- Schaar, H., et al. 2010.** Micropollutant removal during biological wastewater treatment and a subsequent ozonation step. *Environmental Pollution*. 2010, Vol. 158, 1399-1404.
- Schneider, E. 2009.** *Étude de la mise en service d'une biologie sur lit fluidisé. Rapport de Stage à la station d'épuration de Vidy*. Lausanne : EPFL, 2009.
- Schulz, R. et Bundschuh, M. 2010.** *Pilot experiments STEP Vidy - investigations using amphipods. Final report, to the attention of FOEN, Strategy MicroPoll*. Landau, Germany : Institute for Environmental Sciences, 2010.
- Siegrist, H. et al. 2010.** *New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment. EU project Neptune. Final activity report*. s.l. : www.eu-neptune.org, 2010.
- Siegrist, H., et al. 2003.** Micropolluants - Le traitement des eaux usées face à un nouveau défi ? *Eawag News*. 2003, Vol. 57.
- Singer, H., et al. 2002.** Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in a aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plant, surface waters, and lake sediments. *Environmental Science & Technology*. 2002, Vol. 36:23, 4998-5004.
- Soares, A., et al. 2008.** Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*. 2008, Vol. 34, 1033-1049.
- Solbé, J.F.L.G. et Shurben, D.G. 1989.** Toxicity of ammonia to early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Research*. 1989, Vol. 23, 127-129.

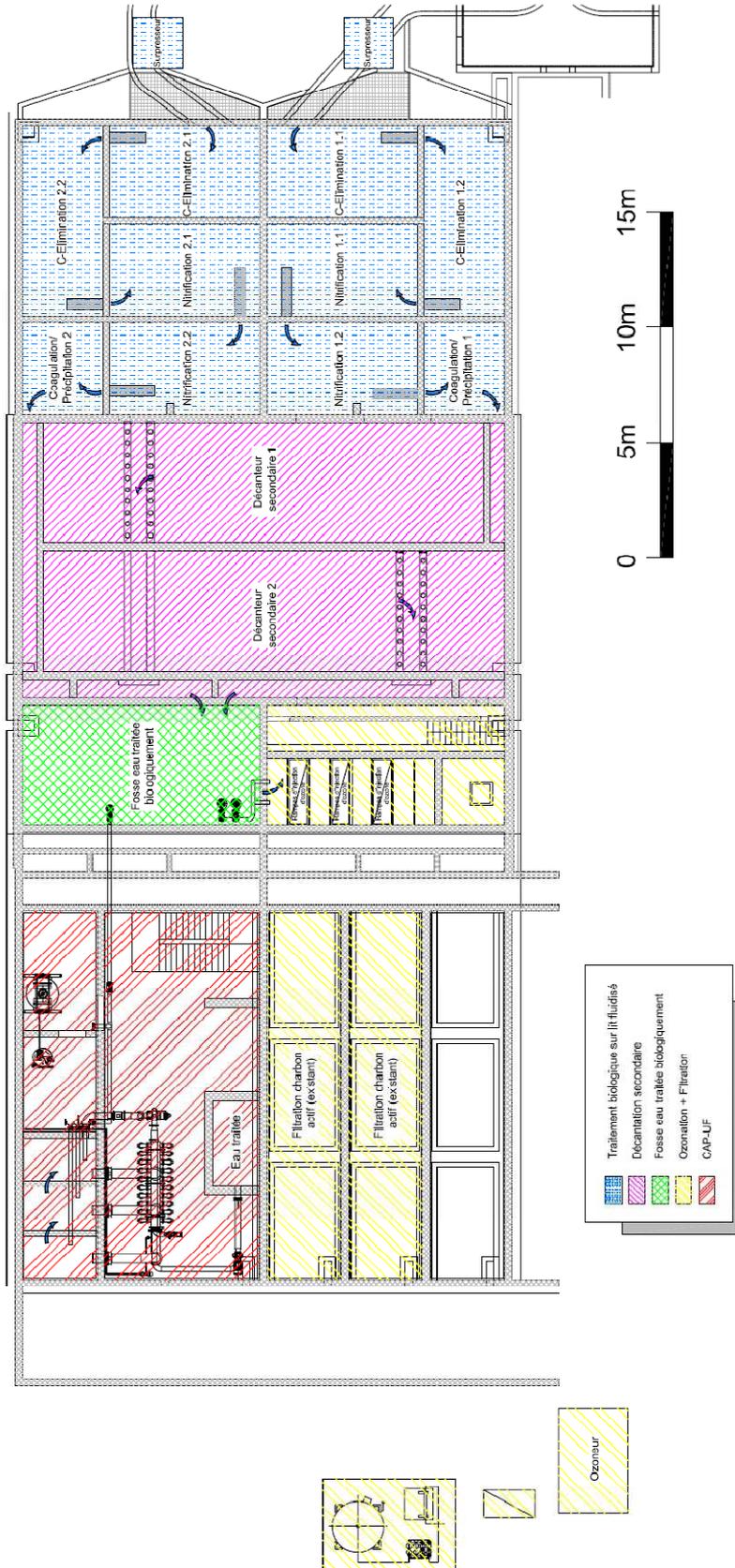
- Stalter, D., et al. 2010c.** Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: Removal of endocrine activity and cytotoxicity. *Water Research*. 2010c, doi: 10.1016/j.watres.2010.10.008.
- Stalter, D., et al. 2010.** Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Research*. 2010, Vol. 44, 439-448.
- Stalter, D., Magdeburg, A. et Oehlmann, J. 2010b.** Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. *Water Research*. 2010b, Vol. 44, 2610-2620.
- Sterkele, B. et Gujer, W. 2009.** *Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser. 2. Zwischenbericht.* Dübendorf : Eawag, 2009.
- Strawczynski, A. 2009.** *Rapport 2009 de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. Campagne 2008. Analyses comparatives interlaboratoires.* s.l. : Cipel. www.cipel.org, 2009.
- Suarez, S., Dodd, M.C. et von Gunten, U. 2007.** Kinetics of triclosan oxidation by aqueous ozone and consequent loss of antibacterial activity: relevance to municipal wastewater ozonation. *Water Research*. 2007, Vol. 41:12, 2481-2490.
- Suter, M., et al. 2004.** *Fischnetz. Rapport final : "Réseau suisse poissons en diminution". Partie 5.4 Pollution chimique.* 2004.
- SUVA, Caisse nationale suisse d'assurance en cas d'accidents. 2009.** *Valeurs limites d'exposition aux postes de travail.* Lucerne : www.suva.ch, 2009.
- Ternes, T.A. et al. 2004.** *Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care product in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. EU project POSEIDON. Detailed Report January 2001-June 2004.* s.l. : www.eu-poseidon.com, 2004.
- von Gunten, U. 2003.** Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*. 2003, Vol. 37, 1143-1467.
- von Gunten, U. 2003b.** Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research*. 2003b, Vol. 37, 1469-1487.
- VSA. 2006.** *Coûts de l'assainissement - Résultats du projet pilote sur les indicateurs de l'assainissement.* s.l. : VSA, 2006.
- VSA. 2007.** *Rejets pluviaux urbains dans les eaux de surface (STORM) - Directive pour la planification conceptuelle de mesures de protection.* Zürich : VSA, Association suisse des professionnels de la protection des eaux, 2007.
- Wert, E.C., et al. 2007.** Formation of oxydation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Research*. 2007, Vol. 41, 1481-1490.
- Zimmermann, S.G., et al. 2010.** Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutants oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Research*. doi: 10.1016/j. 2010.07.080, 2010.
- Zwickenpflug, B., et al. 2009.** *Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - 3. Zwischenbericht.* Dübendorf : Eawag, 2009.
- Zwickenpflug, B., et al. 2010.** *Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Abschlussbericht.* Dübendorf : Eawag, 2010.

14 TABLE DES ANNEXES

A.1	Plan des installations pilotes.....	i
A.2	Résultats des analyses de micropolluants : Exemple pour la GC de mai.....	ii
A.3	Résultats du screening de l'Eawag sur 119 substances.....	iv
A.4	Concentration en entrée de STEP et limite de quantification.....	vi
A.5	Exemple de variation journalière du débit en entrée de STEP.....	vi
A.6	Corrélation entre différents paramètres et l'abattement des micropolluants durant l'ozonation ...	vii
A.7	Corrélation entre différents paramètres et l'abattement des micropolluants dans l'installation CAP-UF.....	ix
A.8	Elimination des 5 substances indicatrices	x
A.9	Caractéristiques des sondes de mesures.....	xii

A. ANNEXES

A.1 PLAN DES INSTALLATIONS PILOTES



A.2 RÉSULTATS DES ANALYSES DE MICROPOLLUANTS : EXEMPLE POUR LA GC DE MAI

Les résultats des analyses des 58 micropolluants sont présentés dans les tableaux ci-dessous pour la grande campagne de mai 2010, lors de laquelle les paramètres d'exploitation ont été réglés pour une bonne élimination de ces substances. Le dosage d'ozone était de 6.7 mgO₃/l (eq. 1.1 gO₃/gCOD) et le dosage de CAP de 20 mgCAP/l.

Tableau 48 : Résultats des analyses de produits pharmaceutiques lors de la GC de mai (moyenne et écart-type de 3 analyses sur des échantillons composites de 48h)

Substances	Entrée STEP [ng/l]	Sortie LF [ng/l]	Sortie O ₃ [ng/l]	Sortie FS [ng/l]	Sortie CAP-UF [ng/l]	Abattement Entrée STEP Sortie LF [%]	Abattement Entrée STEP Sortie O ₃ /FS [%]	Abattement Entrée STEP Sortie CAP-UF [%]
Anticholesterol / Hypolipémiant								
Acipimox	<45	<45	<45	<45	<45	ND	ND	ND
Bézafibrate	788 (±25)	349 (±61)	26 (±5)	23 (±5)	25 (±6)	56 (±9)	97 (±1)	97 (±1)
Acide clofibrrique	<30	<30	<30	<30	<30	ND	ND	ND
Fénofibrate	110 (±19)	69 (±8)	42 (±12)	36 (±8)	47 (±9)	36 (±6)	67 (±5)	57 (±7)
Gemfibrozil	331 (±46)	100 (±18)	13 (±1)	13 (±3)	18 (±2)	70 (±2)	96 (±1)	95 (±1)
Pravastatine	<164	<164	<164	<164	<164	ND	ND	ND
Simvastatine	1'468 (±126)	<30	<30	<30	<30	> 98	> 98	> 98
Antiépileptiques								
Carbamazépine	259 (±41)	316 (±47)	3 (±2)	7 (±5)	22 (±4)	2 (±3)	97 (±2)	92 (±2)
Gabapentine	2'817 (±350)	3'457 (±42)	1'277 (±136)	1'246 (±108)	2'795 (±414)	0 (±0)	55 (±9)	2 (±3)
Primidone	106 (±4)	84 (±14)	22 (±2)	23 (±1)	20 (±8)	21 (±14)	79 (±0)	81 (±8)
Analgésiques / Anti-inflammatoires								
Diclofénac	1'063 (±86)	1'268 (±101)	46 (±4)	52 (±14)	164 (±38)	0 (±0)	95 (±1)	84 (±4)
Ibuprofène	4'697 (±274)	151 (±102)	36 (±17)	17	27 (±8)	97 (±2)	100	99 (±0)
Ketoprofène	415 (±28)	210 (±33)	56 (±9)	44 (±9)	22 (±13)	49 (±11)	89 (±3)	95 (±3)
Acide méfénamique	601 (±277)	282 (±58)	<2.6	<2.6	22 (±4)	46 (±24)	> 99	96 (±2)
Naproxène	659 (±53)	316 (±41)	35 (±10)	30 (±14)	45 (±10)	52 (±2)	96 (±2)	93 (±1)
Paracétamol	79'088 (±7322)	<7.9	<7.9	<7.9	<7.9	100	100	100
Bêta-bloquant								
Aténolol	1'365 (±65)	466 (±40)	21 (±5)	23 (±3)	12 (±4)	66 (±2)	98 (±0)	99 (±0)
Métoprolol	400 (±16)	402 (±58)	16 (±4)	20 (±4)	8 (±1)	5 (±6)	95 (±1)	98 (±0)
Nadolol	<52	<52	<52	<52	<52	ND	ND	ND
Propranolol	160 (±21)	115 (±10)	<0.3	<0.3	<0.3	28 (±3)	100	100
Sotalol	417 (±21)	252 (±36)	<0.5	<0.5	9 (±6)	40 (±7)	100	98 (±1)
Antibiotiques								
Azithromycine	1'137 (±142)	694 (±29)	<76	<76	108 (±19)	38 (±10)	> 93	91 (±1)
Ciprofloxacine	2'448 (±588)	1190 (±512)	349 (±132)	76 (±12)	60 (±23)	49 (±26)	97 (±1)	97 (±2)
Clarithromycine	350 (±59)	230 (±32)	9 (±2)	6 (±1)	9 (±1)	34 (±3)	98 (±1)	97 (±1)
Clindamycine	44 (±4)	186 (±31)	2 (±0)	1	8 (±3)	0 (±0)	98	83 (±7)
Métronidazole	877 (±193)	72 (±17)	<21	<21	<21	91 (±4)	> 98	> 98
Norfloxacine	372 (±64)	24 (±11)	<1.9	<1.9	<1.9	94 (±3)	> 98	> 98
Ofloxacine	223 (±33)	68 (±15)	<0.4	<0.4	<0.4	70 (±5)	100	100
Sulfadiméthoxine	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	ND	ND	ND
Sulfaméthoxazole	281 (±297)	255 (±113)	6 (±1)	6 (±2)	21 (±10)	13 (±22)	97 (±2)	68 (±48)
Triméthoprime	221 (±20)	127 (±6)	<0.2	<0.2	<0.2	42 (±7)	100	100
Produits de contraste radiographiques								
Acide diatrizoïque + acide iotalamique	1'778 (±670)	1'044 (±373)	931 (±303)	1'026 (±358)	945 (±450)	38 (±28)	38 (±29)	41 (±37)
Iohexol	24'931 (±6'716)	9'515 (±1'882)	4'194 (±124)	3'962 (±455)	4'674 (±1'081)	59 (±16)	82 (±4)	79 (±11)
Ioméprol	12'475 (±3'198)	6'583 (±1'397)	2'888 (±505)	2'835 (±737)	2'539 (±947)	45 (±20)	76 (±10)	78 (±12)
Iopamidol	2'085 (±469)	1'556 (±838)	652 (±421)	761 (±557)	694 (±637)	28 (±24)	66 (±19)	69 (±24)
Iopromide	9'274 (±3'474)	4'785 (±841)	3'541 (±320)	3'033 (±50)	<2'045	42 (±29)	64 (±13)	> 78

ND : non déterminable

Tableau 49 : Résultats des analyses de biocides/pesticides et de substances à effet hormonal lors de la GC de mai (moyenne et écart-type de 3 analyses sur des échantillons composites de 48h)

Substances	Entrée STEP [ng/l]	Sortie LF [ng/l]	Sortie O ₃ [ng/l]	Sortie FS [ng/l]	Sortie CAP-UF [ng/l]	Abattement Entrée STEP - Sortie LF [%]	Abattement Entrée STEP - Sortie O ₃ /FS [%]	Abattement Entrée STEP - Sortie CAP-UF [%]
Inhibiteurs de corrosion								
Benzotriazole	8'477 (±841)	6'575 (±684)	1'211 (±130)	1'157 (±124)	224 (±63)	21 (±16)	86 (±3)	97 (±1)
Méthylbenzotriazole	5'309 (±686)	2'787 (±296)	208 (±31)	193 (±36)	53 (±2)	47 (±11)	96 (±1)	99 (±0)
Biocide								
Triclosan	2'760 (±298)	2'084 (±171)	<45	<45	<45	24 (±13)	> 98	> 98
Herbicides								
Atrazine	14 (±4)	9 (±1)	4 (±0)	4 (±0)	1 (±0)	36 (±25)	69 (±8)	91 (±5)
Chloridazone	<214	<214	<214	<214	<214	ND	ND	ND
Diuron	101 (±67)	99 (±61)	<14	<14	<14	12 (±21)	> 86	> 86
Isoproturon	45 (±4)	29 (±1)	<17	<17	<17	35 (±8)	> 62	> 62
Mécoprop	589 (±467)	473 (±524)	77 (±77)	77 (±84)	84 (±46)	31 (±26)	88 (±5)	84 (±4)
Tébufénozide	<1	<1	<1	<1	<1	ND	ND	ND
Fongicides								
Carbendazime	111 (±60)	129 (±51)	<16	<16	<16	1 (±2)	> 86	> 86
IPBC	<7	<7	<7	<7	<7	ND	ND	ND
Propiconazole	19 (±2)	16 (±1)	10 (±0)	10 (±1)	8 (±0)	16 (±11)	47 (±8)	59 (±4)
Insecticides								
Diazinon	66 (±51)	71 (±60)	91 (±44)	32 (±34)	7 (±5)	13 (±22)	55 (±31)	87 (±5)
Algicides								
Irgarol	2 (±1)	2 (±1)	<1	<1	<1	24 (±18)	> 50	> 50
Terbutryne	36 (±12)	20 (±7)	1 (±0)	1 (±0)	1 (±0)	44 (±9)	97 (±0)	96 (±1)
Hormones stéroïdiennes								
β-Estradiole	<5.2	<5.2	<5.2	<5.2	<5.2	ND	ND	ND
α-Estradiole	<3.1	<3.1	<3.1	<3.1	<3.1	ND	ND	ND
Estriol	122 (±32)	<5.2	<5.2	<5.2	<5.2	> 96	> 96	> 96
Estrone	11 (±4)	3 (±0)	<0.9	<0.9	<0.9	70 (±11)	> 93	> 93
17α-Éthinylestradiole	<11	<11	<11	<11	<11	ND	ND	ND
Disrupteurs endocriniens								
Bisphénol A	793 (±60)	<49	<49	<49	<49	> 94	> 94	> 94
Nonylphénol	6'473 (±1'022)	1'056 (±227)	1'294 (±254)	810 (±165)	856 (±45)	84 (±1)	87 (±3)	87 (±2)

ND : non déterminable

A.3 RÉSULTATS DU SCREENING DE L'EAWAG SUR 119 SUBSTANCES

Tableau 50 : Résultats du screening sur 119 substances lors des GC d'octobre 2009 et mars 2010. 56 substances ont été détectées.

Stoffname	Wirkstoffgruppe	CAS-Nr.	Probenahme November 2009 (ng/L)					Elimination* (%)			Probenahme März 2010 (ng/L)					Elimination* (%)			
			Rohwasser "Entree"	Ablauf Biologie "Sortie Lit fluidisee"	Ablauf Ozonung "Sortie O3"	Ablauf Pulveraktivkohle "Sortie CAP (1) Vidy"	Ablauf Aktivkohlefilter "Sortie CAG filtre Vidy"	Biologie (Entree -> LF)	Ozonung (LF -> O3)	Pulveraktivkohle (LF -> CAP)	Rohwasser "Entree"	Ablauf Biologie "Sortie Lit fluidisee"	Ablauf Ozonung "Sortie O3"	Ablauf Sandfilter "Filtre Sablee 4 Vidy"	Ablauf Pulveraktivkohle "Sortie CAP (1) Vidy"	Biologie (Entree -> LF)	Ozonung (LF -> O3)	Ozonung-Sandfilter (LF -> O3 -> FS)	Pulveraktivkohle (LF -> CAP)
Benzothiazol	Additiv	95-16-9	6100	(6800)	770	1040	2900	n.b.	89	85	6900	1400	1300	860	<400	80	7	36	92
Mecoprop	Biozid	93-65-2	<100	90	120	90	230	n.b.	n.b.	n.b.	220	86	<5	<5	85	61	>97	>97	1
N,N-diethyl-3-methylbenzamid	Biozid	134-62-3	490	50	50	50	470	89	0	0	1120	290	150	70	100	74	49	74	66
2-Naphthalenesulfonsäure	Industriechemikalie	120-18-3	280	<200	<200	<200	350	76	n.b.	n.b.	500	<200	<200	<200	<200	64	n.b.	n.b.	n.b.
Summe 4- und 5-Methyl-Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel	136-85-6	5400	830	660	230	3500	85	20	72	5400	(4100)	1100	530	200	24	72	87	95
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel	95-14-7	6000	2000	1300	440	>4000	66	33	78	7200	(6200)	(3200)	1200	440	15	48	80	93
2-Hydroxy-4-methoxybenzophenon	UV-Filter	131-57-7	220	<50	20	<20	18	>89	n.b.	n.b.	630	60	<20	<20	30	91	>84	>65	44
Galaxolidon	Duftstoff	256393-37-0	210	290	250	<40	250	n.b.	13	>93	460	220	330	130	(50)	46	n.b.	38	79
N-Acetyl-4-aminoantipyrin	Pharmazeutikum-Metabolit	83-15-8	940	160	<20	760	400	83	>90	n.b.	900	1200	<20	<20	790	n.b.	>99	>99	33
Formyl-4-aminoantipyrin	Pharmazeutikum-Metabolit	1672-58-8	380	110	<10	12	230	71	>95	89	510	700	<10	<10	290	n.b.	>99	>99	59
Atenolol	Pharmazeutikum	29122-68-7	1200	240	160	230	1100	80	33	5	1800	900	200	90	<10	49	78	90	>99
Atenolol-Säure	Pharmazeutikum-Metabolit	56392-14-4	1400	580	480	950	1700	59	17	n.b.	1700	1700	480	200	<10	2	72	88	100
Bezafibrat	Pharmazeutikum	41859-67-0	600	(76)	20	(30)	300	87	74	58	770	400	90	(60)	130	49	78	84	67
Carbamazepin	Pharmazeutikum	298-46-4	210	86	<10	45	130	59	>94	48	260	290	<10	<10	40	n.b.	>98	>98	88
Carbamazepin-10,11-dihydro-10,11-dihydroxy	Pharmazeutikum-Metabolit	58955-93-4	1100	260	390	720	1000	75	n.b.	n.b.	900	1000	(530)	240	480	n.b.	48	76	53
Carbamazepin-10,11-epoxid	Pharmazeutikum-Metabolit	36507-30-9	72	<10	<10	<10	>10	93	n.b.	n.b.	<20	<10	<10	<10	<10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Clarithromycin	Pharmazeutikum	81103-11-9	310	100	18	(20)	160	68	82	82	300	320	(20)	(20)	(25)	0	94	95	92
Codein	Pharmazeutikum	76-57-3	<250	110	<20	160	290	>27	>91	n.b.	<250	300	<20	<20	90	n.b.	>97	>97	72
D617 (Metabolit von Verapamil)	Pharmazeutikum	34245-14-2	<150	<40	<50	<40	60	>75	>32	>11	<150	<150	<50	<10	40	28	>74	>95	59
Diclofenac	Pharmazeutikum	15307-86-5	840	260	<20	135	200	69	>96	48	1100	920	<20	<20	30	16	>99	>99	97
Eprosartan	Pharmazeutikum	133040-01-4	710	170	<20	140	<40	77	>94	14	1400	880	<20	<20	310	38	>99	>99	62
Fenofibrinsäure	Pharmazeutikum	42017-89-0	350	50	90	70	390	86	n.b.	n.b.	430	490	210	190	110	n.b.	57	61	78
Fluconazole	Pharmazeutikum	86386-73-4	110	<20	73	<40	175	>91	n.b.	n.b.	130	110	80	40	<40	17	31	68	>82
Gabapentin	Pharmazeutikum	60142-96-3	2700	830	1300	1700	1800	69	n.b.	n.b.	2400	2200	1300	620	2000	6	41	72	10
Ibuprofen	Pharmazeutikum	15687-27-1	4900	<400	<400	<400	2400	96	n.b.	n.b.	6400	<400	<400	<400	(600)	>97	n.b.	n.b.	n.b.
Indomethacin	Pharmazeutikum	53-86-1	(100)	30	<10	<10	<10	71	>83	>83	(120)	(130)	<10	<10	<10	0	>96	>96	>96
Irsartan	Pharmazeutikum	138402-11-6	1300	690	380	100	910	46	44	86	8100	1700	840	310	40	78	52	82	98
Ketoprofen	Pharmazeutikum	22071-15-4	290	(100)	25	(40)	(84)	66	78	61	430	260	140	60	(110)	39	46	77	58
Lamotrigin	Pharmazeutikum	84057-84-1	(86)	82	170	70	190	5	n.b.	21	(80)	420	300	120	40	n.b.	29	71	90
Levetiracetam	Pharmazeutikum	102767-28-2	1700	(110)	190	240	1030	94	n.b.	n.b.	2500	(330)	270	110	<10	87	19	68	>98
Lidocaine	Pharmazeutikum	137-58-6	110	60	10	<10	60	45	82	>92	130	180	<10	<10	30	n.b.	>98	>97	82
Losartan	Pharmazeutikum	114798-26-4	810	(25)	<20	(<40)	160	97	57	9	4000	510	<20	<20	(100)	87	>98	>98	81
Mefenamin-Säure	Pharmazeutikum	61-68-7	1700	(110)	<20	(<40)	1000	94	>91	76	2200	740	<20	<20	70	66	>99	>99	91
Metformin	Pharmazeutikum	657-24-9	>10000 (69000)	3600	(8300)	(10000)	(47000)	n.b.	n.b.	n.b.	>10000 (85000)	>4000 (9000)	>2000 (19000)	>4000 (7200)	1800	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Metoprolol	Pharmazeutikum	37350-58-6	220	92	52	(45)	230	58	43	51	290	270	(50)	30	30	7	81	89	90
Metronidazole	Pharmazeutikum	443-48-1	1200	(80)	92	(75)	280	93	0	6	1300	370	260	270	<20	71	29	28	>97
Morphin	Pharmazeutikum	57-27-2	<150	<20	<20	<20	<20	n.b.	n.b.	n.b.	270	190	<20	<20	<20	30	>95	>95	>95
Naproxen	Pharmazeutikum	22204-53-1	510	<20	<10	<20	190	98	n.b.	n.b.	570	360	<10	<10	120	37	>99	>99	66
Oxazepam	Pharmazeutikum	604-75-1	210	120	210	80	630	43	n.b.	36	400	350	320	110	110	14	8	69	67
Paracetamol	Pharmazeutikum	103-90-2	>10000 (97000)	<50	<20	<50	(950)	100	n.b.	n.b.	>10000 (89000)	<50	<20	<20	<50	100	n.b.	n.b.	n.b.
Primidon	Pharmazeutikum	125-33-7	(83)	110	79	80	230	n.b.	29	28	170	210	60	(35)	<10	n.b.	70	84	>98
Ritonavir	Pharmazeutikum	155213-67-5	100	85	<20	<40	<40	12	>76	>76	120	90	<20	<20	<40	26	>82	>89	>78
Sotalol	Pharmazeutikum	3930-20-9	240	85	<20	110	120	65	>88	n.b.	320	300	<20	<20	50	4	>97	>97	85
Sulfadiazine	Pharmazeutikum	68-35-3	<150	<40	<20	<40	<40	n.b.	n.b.	n.b.	<150	<40	<20	<20	<40	>73	>58	>58	>17
Sulfamethoxazole	Pharmazeutikum	723-46-6	290	60	<20	64	<40	79	>84	0	240	200	<20	<20	190	15	>95	>95	7
Acetylsulfamethoxazol	Pharmazeutikum-Metabolit	21312-10-7	460	<20	<20	<20	<170	98	n.b.	n.b.	680	50	25	<20	<40	93	>99	>80	43
Sulfapyridin	Pharmazeutikum	144-83-2	140	43	<40	<40	<40	69	>53	>53	<200	230	<40	<40	<40	n.b.	>91	>91	>85
Tramadol+ O-Desmethyl-Venlafaxin	Pharmazeutikum	27203-92-5	900	n.b.	140	n.b.	760	99	n.b.	n.b.	1240	1200	50	30	n.b.	3	96	98	99
Trimethoprim	Pharmazeutikum	738-70-5	<100	19	<10	<10	<10	79	>74	>74	<100	85	<10	<10	<10	n.b.	>94	>94	>94
Valsartan	Pharmazeutikum	137862-53-4	2000	180	60	<5	810	91	69	>98	2500	2100	820	330	730	18	60	84	65
Valsartansäure	Pharmazeutikum-Metabolit	164265-78-5	110	120	130	100	200	BIO	n.b.	n.b.	140	150	91	70	86	BIO	38	52	41
Venlafaxin	Pharmazeutikum	93413-69-5	220	130	68	150	360	42	47	0	250	150	37	18	81	40	75	88	46
N-Desvenlafaxin	Pharmazeutikum	149289-30-5	<50	<10	120	120	<10	n.b.	n.b.	n.b.	<50	300	<10	<10	<10	BIO	>98	>98	>98
N,N-Didesvenlafaxin	Pharmazeutikum-Metabolit	93413-77-5	250	95	<10	170	<5	62	>95	n.b.	<50	330	<10	<10	130	BIO	99	99	62
Coffein	Tracer	58-08-2	>10000 (41000)	200	22	20	(12000)	100	89	90	>10000 (58000)	820	220	90	290	99	73	89	64
Aspartam	Suessungsmittel	22839-47-0	>10000	>4000	>2000	>4000	>4000	n.b.	n.b.	n.b.	>10000	>4000	>2000	>4000	>4000	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Fettdruck: Stoffe mit identischem isotopengelabertem Standard; Stoffe ohne identischen isotonenmarkierten Standard wurden um die relative Wiederfindung korrigiert (Werte in Klammern); Befunde ohne MS-MS-Bestätigung; n.b.: nicht bestimmbar; BIO: Bildung in Biologie
 *: Elimination bei Werten < Bestimmungsgrenze unter Verwendung der halben Bestimmungsgrenze berechnet

Tableau 51 : Substances analysées dans le screening mais non détectées lors des GC de mars et de mai 2010 (63 composés), avec leur limite de quantification

Stoffname	Wirkstoffgruppe	CAS-Nr.	Bestimmungs- grenze (ng/L)
2-Aminobenzimidazol	Biozid	934-32-7	20
Benzyl-Dimethyl-Dodecylammonium	Biozid	139-07-1	150
N-Benzyl-N,N-Dimethyltetradecylammonium	Biozid	147228-81-7	1000
Carbendazim	Biozid	10605-21-7	15
N,N-Dimethyldecylamin-N-Oxid	Biozid	2605-79-0	10
4,5-Dichloro-2-n-octyl-isothiazol-3(2H)-one (DCOIT)	Biozid	64359-81-5	15
Didecyldimethylammonium	Biozid	2390-68-3	2500
2-n-Octyl-4-isothiazolin-3-on (OIT)	Biozid	26530-20-1	10
Propiconazol	Biozid	60207-90-1	20
Triclosan	Biozid	3380-34-5	30
N-(4-Aminophenyl)-N-methyl-acetamid	Industriechemikalie	119-63-1	200
1,2-Bis-(4,4'-dinitro-2,2'-disulfosäure)-phenylethylenoxid	Industriechemikalie	128-42-7	100
4,4'-Diaminostilbene-2,2'-disulfonsäure (DAS)	Industriechemikalie	81-11-8	1000
N-Methylacetanilid	Industriechemikalie	579-10-2	200
2,7-Naphthalindisulfonsäure	Industriechemikalie	92-41-1	700
N4-Acetyl-Sulfadimethoxin	Pharmazeutikum-Metabolit	24341-30-8	5
N4-Acetyl-Sulfamethazin	Pharmazeutikum-Metabolit	100-90-3	10
N4-Acetyl-Sulfadiazin	Pharmazeutikum-Metabolit	127-74-2	20
N4-Acetyl-Sulfathiazol	Pharmazeutikum-Metabolit	127-76-4	20
4-Aminopyrin (=4-Aminoantipyrene 4-AA)	Pharmazeutikum-Metabolit	83-07-8	1400
Atenolol-desisopropyl	Pharmazeutikum-Metabolit	81346-71-6	1600
AMDOPH	Pharmazeutikum-Metabolit	519-65-3	10
Azithromycin	Pharmazeutikum	83905-01-5	5
Cetirizin	Pharmazeutikum	83881-52-1	10
Climbazol	Pharmazeutikum	38083-17-9	150
Clindamycin	Pharmazeutikum	18323-44-9	35
Clofibrinsäure	Pharmazeutikum	882-09-7	5
Cyclophosphamid	Pharmazeutikum	50-18-0	10
Cytarabin	Pharmazeutikum	147-94-4	75
Dexamethason	Pharmazeutikum	50-02-2	10
4-Dimethylaminoantipyridin (Aminopyrin)	Pharmazeutikum-Metabolit	58-15-1	60
Diazepam	Pharmazeutikum	439-14-5	15
Ethambutol	Pharmazeutikum	1070-11-7	1000
Exemestan	Pharmazeutikum	107868-30-4	20
Erythromycin	Pharmazeutikum	114-07-8	60
Fluoxetin	Pharmazeutikum	54910-89-3	20
Fenofibrat	Pharmazeutikum	49562-28-9	100
Furosemid	Pharmazeutikum	54-31-9	90
Gentamicin	Pharmazeutikum	1403-66-3	1600
Gemcitabin	Pharmazeutikum	95058-81-4	50
Ifosfamid	Pharmazeutikum	3778-73-2	10
Iminostilben	Pharmazeutikum-Metabolit	256-96-2	20
lomeprol	Pharmazeutikum	78649-41-9	3000
lopamidol	Pharmazeutikum	62883-00-5	3000
lopromid	Pharmazeutikum	73334-07-3	250
Osetamivir	Pharmazeutikum	196618-13-0	10
Methylprednisolone	Pharmazeutikum	83-43-2	25
Moclobemid	Pharmazeutikum	71320-77-9	10
Metoclopramid	Pharmazeutikum	7232-21-5	50
Phenazon (Antipyrin)	Pharmazeutikum	60-80-0	10
Prednisolon	Pharmazeutikum	50-24-8	5
Propranolol	Pharmazeutikum	525-66-6	10
Ranitidin	Pharmazeutikum	66357-35-5	5
Ranitidin-S-oxide	Pharmazeutikum-Metabolit	73851-70-4	25
Ranitidin-N-oxide	Pharmazeutikum-Metabolit	738557-20-2	5
Roxithromycin	Pharmazeutikum	80214-83-1	5
Sulfamethazin	Pharmazeutikum	57-68-1	20
Sulfadimethoxin	Pharmazeutikum	122-11-2	10
Sulfathiazol	Pharmazeutikum	72-14-0	5
Thiopental	Pharmazeutikum	76-75-5	500
4-(Trifluoromethyl)phenol	Pharmazeutikum	402-45-9	100
Tylosin	Pharmazeutikum	1401-69-0	30
Verapamil	Pharmazeutikum	152-11-4	15

A.4 CONCENTRATION EN ENTRÉE DE STEP ET LIMITE DE QUANTIFICATION

Si la concentration d'une substance en entrée de STEP est inférieure à 5 fois la limite de quantification (LQ), alors il ne sera pas possible de calculer un abattement supérieur à 80%. Si de telles substances devaient être utilisées pour le suivi des installations, les LQ devraient donc être abaissées en conséquence. Les ratios entre la concentration en entrée et la LQ pour chaque substance sont présentés dans la Figure 65.

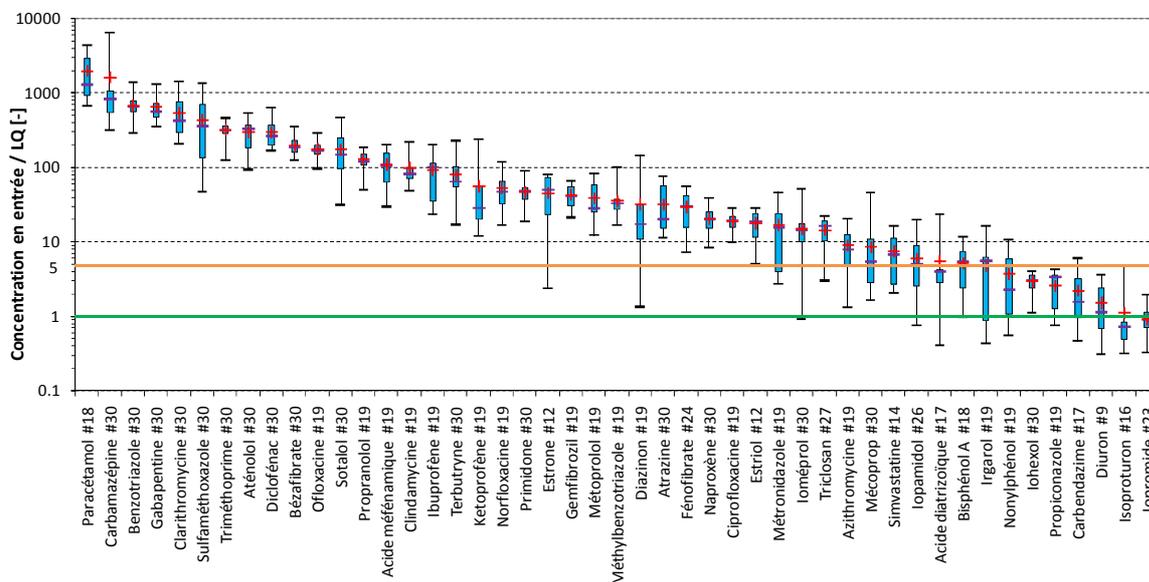


Figure 65 : Ratio entre la concentration en entrée de STEP et la limite de quantification (LQ) des 47 substances détectées. Un abattement supérieur à 80% ne peut pas être calculé pour les substances dont la concentration en entrée est inférieure à 5 fois la LQ (ligne orange). Le numéro (#) indique le nombre d'analyses effectuées pour la substance. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les ratios minimum/maximum, le ratio médian (-) et le ratio moyen (+).

A.5 EXEMPLE DE VARIATION JOURNALIÈRE DU DÉBIT EN ENTRÉE DE STEP

Le débit temps sec entrant dans la STEP de Vidy fluctue généralement entre 0.4 m³/s la nuit et 1.8 m³/s (pic du matin) (exemple sur la Figure 66). Les débits journaliers moyens sont relativement constants.

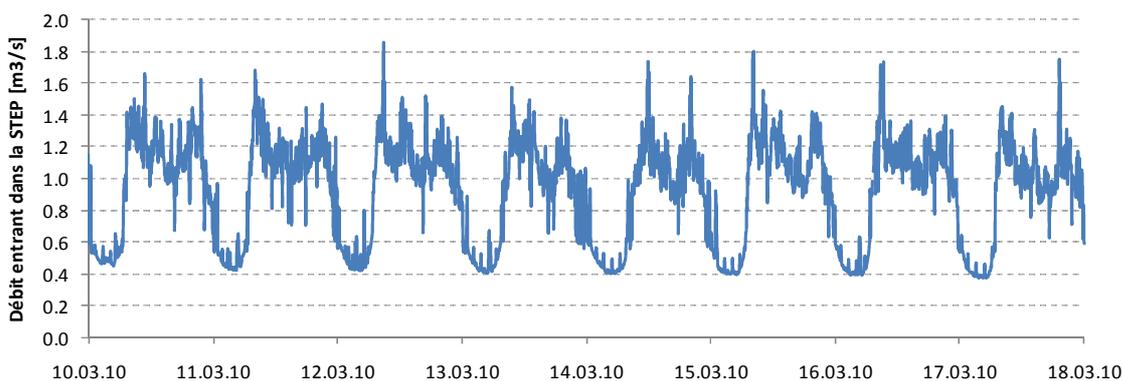


Figure 66 : Variation du débit (instantané) d'eau usée entrant dans la STEP par temps sec lors de la grande campagne de mars 2010. Débit moyen sur la semaine de 0.93 m³/s. On observe une nette différence entre la nuit et le jour, avec un débit moyen nocturne (entre minuit et 7h) d'environ 0.5 m³/s et un débit moyen la journée (entre 7h et minuit) d'environ 1.1 m³/s. Le débit moyen journalier est relativement constant (entre 75'000 et 85'000 m³/jour). Les débits journaliers les plus faibles sont observés le weekend (13 et 14.03.10)

A.6 CORRÉLATION ENTRE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ET L'ABATTEMENT DES MICROPOLLUANTS DURANT L'OZONATION

La Figure 67 présente une matrice de corrélations entre des paramètres d'exploitation tels que le dosage d'ozone (mgO_3/l ou gO_3/gCOD), la valeur d'ozone résiduel, le choix des rampes d'injection, le temps de contact dans le réacteur ; la qualité de l'eau en entrée de l'ozonation (paramètres classiques) et l'abattement de 17 micropolluants (détectés dans toutes les campagnes). Ces corrélations se basent sur 26 campagnes d'analyses effectuées lors de l'ozonation des effluents de la biologie à LF, avec un dosage en fonction de la concentration d'ozone résiduel.

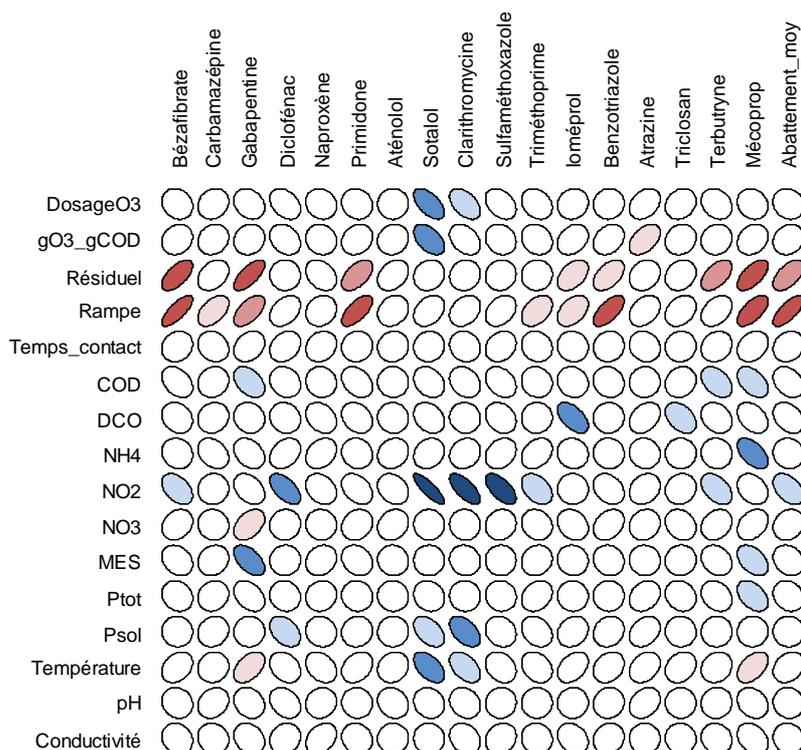


Figure 67 : Corrélations entre les paramètres d'exploitation, la qualité de l'eau en entrée du traitement et l'abattement de 17 substances lors de l'ozonation. Calcul basé sur 26 campagnes effectuées sur les effluents de la biologie à LF. Une forte corrélation est représentée par une ellipse fortement aplatie, montant de gauche à droite pour les corrélations positives (en rouge), l'inverse pour les négatives (en bleu) (un cercle indiquant une corrélation nulle). L'intensité de la couleur représente le seuil de significativité (foncé si $p < 0.001$, clair si $p < 0.01$, pale si $p < 0.05$ et en blanc si non significatif $p > 0.05$).

Les seuls paramètres qui sont corrélés de manière significative avec l'abattement moyen des 17 substances sont la concentration d'ozone résiduel ($r : 0.58$, $p : 0.002$), le choix des rampes ($r : 0.72$, $p < 0.0001$) et la concentration en nitrite ($r : 0.44$, $p : 0.02$). L'élimination des micropolluants ne semble pas être fortement liée à la dose d'ozone apportée (Figure 44), sauf pour le sotalol et le clarithromycine où l'on observe une corrélation indirecte négative (liée à leurs fortes corrélations avec le nitrite).

La corrélation avec le nitrite est essentiellement due à deux campagnes où l'on a observé un faible abattement alors que la concentration en nitrite était très élevée (Figure 69). Pour des teneurs en nitrite inférieures à $0.5 \text{ mg N-NO}_2/\text{l}$, aucune tendance n'est visible.

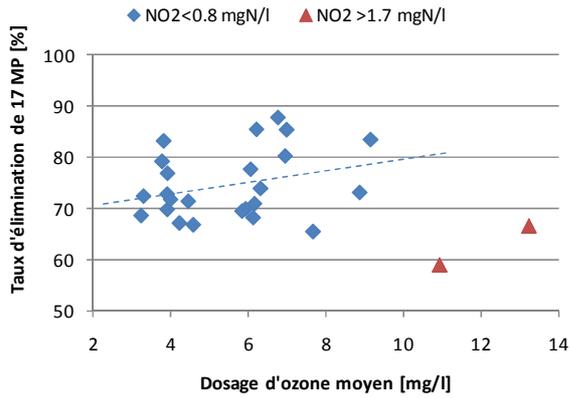


Figure 68 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie de l'ozonation (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF) en fonction du dosage moyen d'ozone. Le faible abattement des deux points en rouge (Δ) est probablement attribué à la concentration élevée en nitrite.

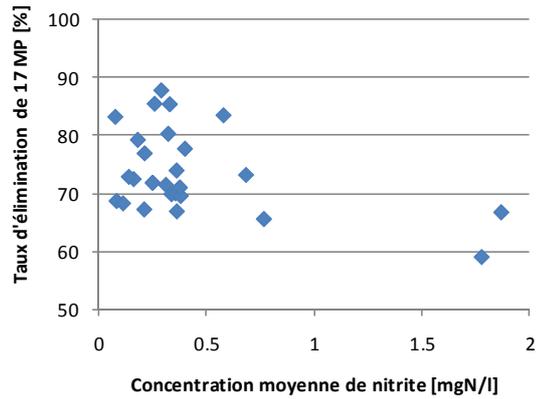


Figure 69 : Abattement moyen (de 17 substances) entre l'entrée et la sortie de l'ozonation (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du LF) en fonction de la concentration moyenne en nitrite.

A.6.1 INFLUENCE DE LA CONCENTRATION D'OZONE RÉSIDUEL SUR L'ABATTEMENT DE QUELQUES MICROPOLLUANTS

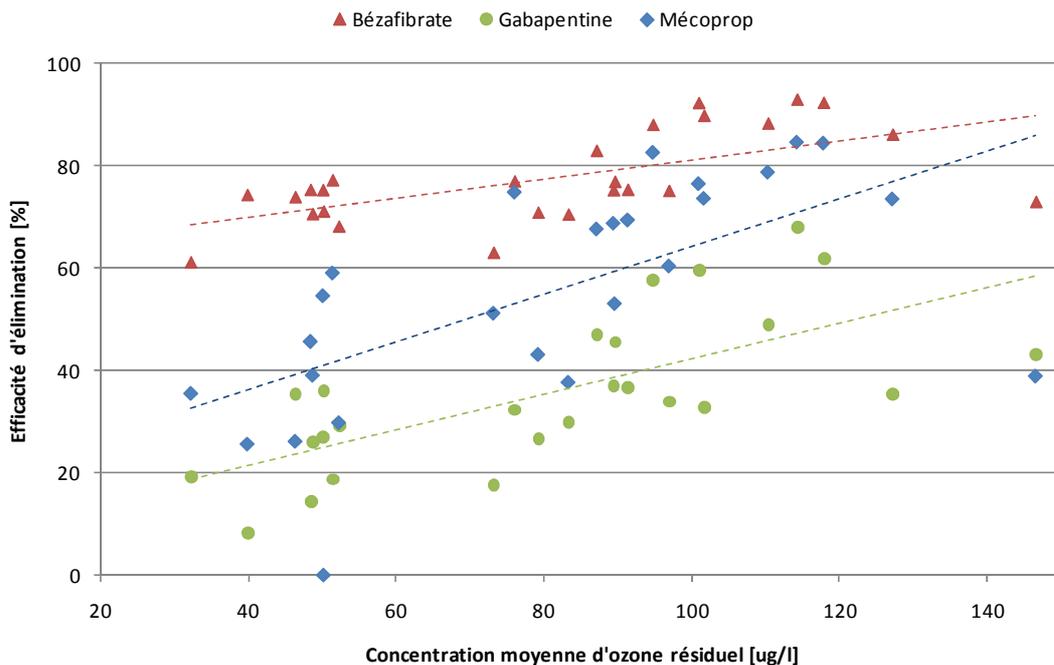


Figure 70 : Influence de la concentration d'ozone résiduel sur l'élimination entre l'entrée et la sortie de l'ozonation du bézafibrate, du gabapentine et du mécoprop (26 analyses représentées chacune par un point, eau provenant du lit fluidisé).

L'ozone résiduel semble influencer fortement l'élimination du bézafibrate, du gabapentine et du mécoprop, substances peu à moyennement réactives à l'ozone.

A.7 CORRÉLATION ENTRE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ET L'ABATTEMENT DES MICROPOLLUANTS DANS L'INSTALLATION CAP-UF

La Figure 71 présente la matrice de corrélations entre des paramètres d'exploitation (dosage de CAP et de FeCl_3 , concentration de CAP dans le réacteur, type de CAP et temps de contact avec les eaux usées), la qualité de l'eau en entrée du traitement (paramètres classiques) et l'abattement de 17 micropolluants (détectés dans toutes les campagnes). Ces corrélations se basent sur 20 campagnes d'analyses effectuées sur des eaux provenant de LF.

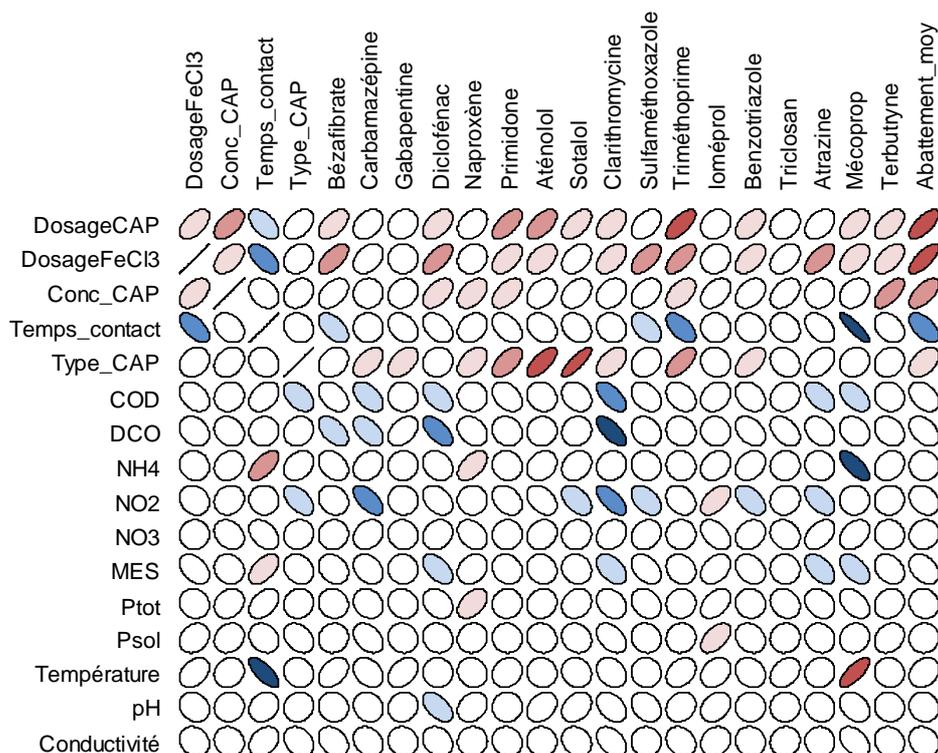


Figure 71 : Corrélations entre les paramètres d'exploitation, la qualité de l'eau en entrée du traitement et l'abattement de 17 substances par le traitement CAP-UF. Calcul basé sur 20 campagnes effectuées sur les effluents de la biologie à LF. Une forte corrélation est représentée par une ellipse fortement aplatie, montant de gauche à droite pour les corrélations positives (en rouge), l'inverse pour les négatives (en bleu) (un cercle indiquant une corrélation nulle). L'intensité de la couleur représente le seuil de significativité (foncé si $p < 0.001$, clair si $p < 0.01$, pale si $p < 0.05$ et en blanc si non significatif $p > 0.05$).

On observe que tous les paramètres d'exploitation sont corrélés à l'élimination moyenne des 17 micropolluants, avec une forte corrélation significative pour le dosage de CAP ($r : 0.70$, $p < 0.001$) et le dosage de chlorure ferrique ($r : 0.74$, $p < 0.001$). Les corrélations avec les autres paramètres d'exploitation sont indirectes. Les paramètres classiques (pris individuellement) ne semblent pas influencer de manière significative l'élimination moyenne des 17 micropolluants ; mais le carbone organique dissous, le nitrite, et dans une moindre mesure la DCO et les MES sont corrélés (généralement négativement) avec l'abattement de certaines substances.

A.8 ELIMINATION DES 5 SUBSTANCES INDICATRICES

L'évaluation de l'efficacité des traitements avancés, afin de vérifier qu'ils atteignent en moyenne un abattement de 80% des micropolluants (valeur proposée dans le projet de modification de l'ordonnance sur la protection des eaux OEaux), est prévue de se baser sur le taux d'élimination de substances indicatrices. Cinq substances ont été proposées dans le projet de réglementation (DETEC, 2009) : la carbamazépine, le sulfaméthoxazole, le diclofénac, le benzotriazole et le mécoprop.

Ces cinq substances sont éliminées en moyenne à moins de 40% dans le traitement biologique à lit fluidisé. Le taux d'abattement de ces substances est présenté dans la Figure 72 pour l'ozone et dans la Figure 73 pour le traitement CAP-UF pour les campagnes où l'abattement moyen des 17 substances (toujours détectées) était supérieur à 80%. Ces deux traitements sont capables d'éliminer les 5 substances à plus de 80%. La carbamazépine est bien éliminée dans les deux traitements. Le diclofénac et le sulfaméthoxazole sont bien éliminés par l'ozonation, mais moins bien par le charbon actif (élimination beaucoup plus aléatoire), alors que c'est l'inverse pour le benzotriazole. Le mécoprop est éliminé de manière variable dans les deux traitements. Comparée à l'abattement moyen de l'ensemble des micropolluants (ici 17 substances détectées dans toutes les campagnes), l'élimination moyenne des indicateurs est relativement bien représentative, mais pour certaines substances (mécoprop, sulfaméthoxazole et benzotriazole), de grandes variations entre les campagnes ont été observées. Comme mentionné dans le chapitre 7.2.3, le métabolite N⁴-acétyl-sulfaméthoxazole peut se retransformer en sulfaméthoxazole dans le traitement biologique, ce qui pourrait expliquer les grandes variations observées. Cette substance n'est donc pas un indicateur optimal.

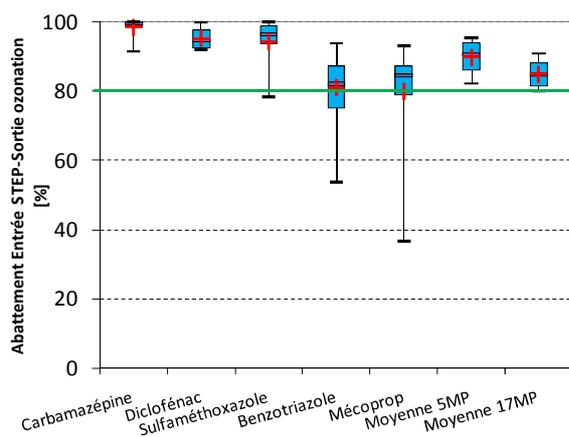


Figure 72 : Abattement entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation des cinq substances indicatrices comparé à l'abattement moyen des 17 MP toujours détectés (résultats de 13 campagnes d'analyses où l'abattement moyen des 17 substances était >80%). Dosage d'ozone entre 4 et 9 mgO₃/l (eq. 0.5 à 1.2 gO₃/gCOD). Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum, la médiane (-) et la moyenne (+).

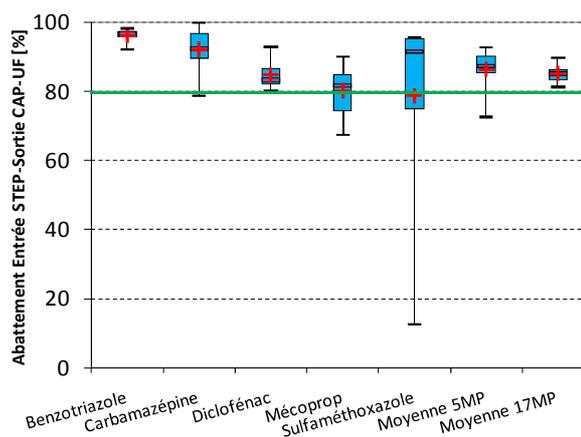


Figure 73 : Abattement entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'installation CAP-UF des cinq substances indicatrices comparé à l'abattement moyen des 17 MP toujours détectés (résultats de 8 campagnes d'analyses où l'abattement moyen des 17 substances était >80%). Dosage de CAP entre 10 et 20 mg/l. Représentation avec les quartiles 25-75% (rectangle bleu), les valeurs minimum/maximum, la médiane (-) et la moyenne (+).

La Figure 74 compare l'abattement durant l'ozonation de chacune des 5 substances avec l'abattement moyen des 17 substances analysées dans toutes les campagnes. On observe que le diclofénac, la carbamazépine et le sulfaméthoxazole sont toujours (ou presque) éliminés à plus de 80% quelques soit l'élimination moyenne des 17 substances. Le mécoprop et le benzotriazole sont dans une majorité des campagnes éliminés de manière similaire aux 17 substances, mais pour certaines campagnes, ces deux composés sont très mal éliminés.

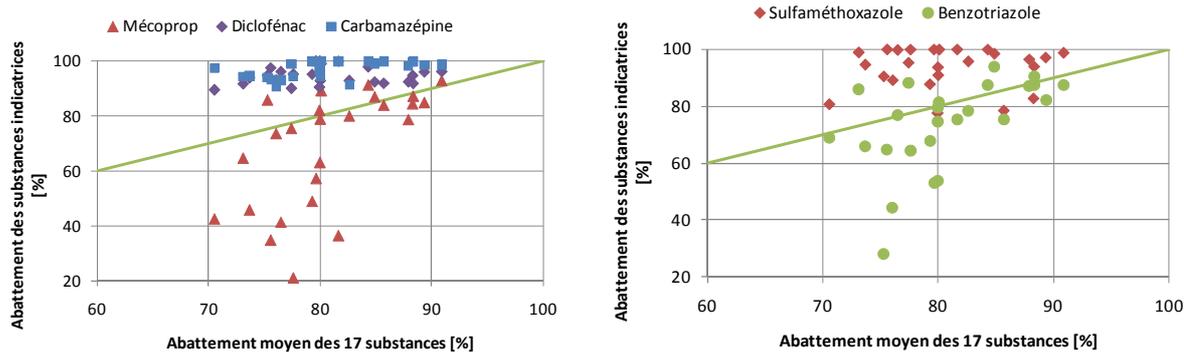


Figure 74 : Comparaison des abattements entre l'entrée de la STEP et la sortie de l'ozonation de la moyenne des 17 substances et de l'abattement de chaque substance indicatrice. (25 analyses représentées chacune par un point).

La Figure 75 compare l'abattement durant le traitement CAP-UF de chacune des 5 substances avec l'abattement moyen des 17 substances analysées dans toutes les campagnes. On observe que le benzotriazole et la carbamazépine sont presque toujours mieux éliminés que la moyenne des 17 substances, mais suivent la même tendance. L'élimination du diclofénac suit également la même tendance que l'élimination des 17 substances, mais avec de grandes variations lors de certaines campagnes. Ces variations sont encore plus amplifiées concernant l'abattement du mécoprop et du sulfaméthoxazole, où des abattements inférieurs à 40% peuvent être observés alors que l'abattement moyen des 17 substances est supérieur à 70%.

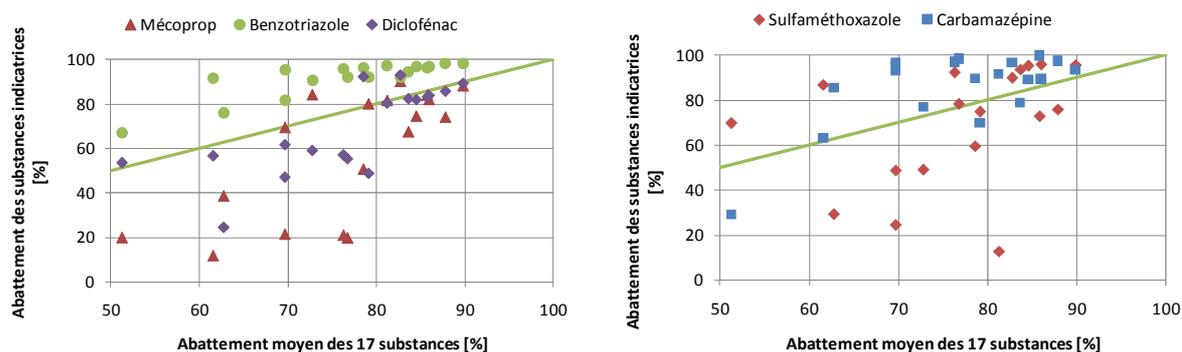


Figure 75 : Comparaison des abattements entre l'entrée de la STEP et la sortie du CAP-UF de la moyenne des 17 substances et de l'abattement de chaque substance indicatrice. (18 analyses représentées chacune par un point).

Mis à part le mécoprop, les 4 autres substances indicatrices se retrouvent dans les eaux usées brutes à une concentration plus de 50 fois supérieure à leur limite de quantification dans toutes les campagnes d'analyse (cf. annexe 4). Les méthodes analytiques sont donc suffisamment sensibles pour ces substances. Concernant le mécoprop, sa concentration en entrée de STEP était dans 29% des analyses (16 sur 56) inférieure à 5 fois sa limite de quantification (32 ng/l). Lors de ces 16 campagnes, il n'est donc techniquement pas possible de calculer un abattement supérieur à 80%. Si cette substance est choisie comme indicateur, une amélioration de la sensibilité de la méthode analytique est nécessaire (la concentration minimum mesurée en entrée de STEP est de 50 ng/l, ce qui signifie que la limite de quantification devrait être inférieure à 10 ng/l). Des améliorations de la précision et de la fiabilité des analyses de ces indicateurs sont également nécessaires. La comparaison interlaboratoire a en effet montré des différences de concentrations et d'abattement très importantes pour ces substances.

A.9 CARACTÉRISTIQUES DES SONDÉS DE MESURES

Tableau 52 : Type de sonde « on-line » utilisées pour la régulation des installations

	Paramètre	Marque	Type	Gamme	Limite de détection	Unité
<i>Lit fluidisé</i>	Oxygène dissous	Hach Lange	LDO	0-20	0.1	[mg O ₂ /l]
	Ammonium	Hach Lange	NH4D sc	0.2-1000	0.2	[mg N-NH ₄ /l]
	Débitmètre (eau)	Endress+Hauser	Proline Promag			
<i>Ozonation</i>	Carbone organique dissous	S::can	spectro::lyser	0-1000	0.01	[mg COD/l]
		Shimadzu	TOC-4110	0-1000	0.1	[mg COD/l]
	Ozone gazeux entrant	BMT	964	0-300		[g O ₃ /Nm ³]
	Ozone gazeux sortant	BMT	964	0-20		[g O ₃ /Nm ³]
	Ozone résiduel	Mesin	Aquatector	0-20	0.01	[mg O ₃ /l]
		Swan	AMI Codes	0-20	0.01	[mg O ₃ /l]
	Débitmètre (gaz)	ABB	AM 54			
	Débitmètre (eau)	Endress+Hauser	Proline Promag			
<i>CAP</i>	Débitmètre (eau)	Siemens	MAG 5000			