

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation



La principale fonction d'un traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation consiste à éliminer les produits de réaction labiles et toxiques issus de l'ozonation. Ce rapport fournit un aperçu détaillé des procédés pouvant être utilisés. Il s'attache plus particulièrement à expliquer les procédés qui sont adaptés selon l'état des connaissances actuelles et ceux pour lesquels il existe encore un besoin de connaissances et d'expériences supplémentaires. Le rapport s'adresse aux personnes impliquées dans un projet de mise en œuvre visant à éliminer les micropolluants dans une station d'épuration communale.

Mentions légales

Rédaction

P. Wunderlin (VSA)

Suivi technique

M. Thomann (Holinger AG, responsable de projet), C. Abegglen (ERZ, VSA), M. Baggenstos (anciennement chez Wabag AG, désormais chez Hunziker Betatech AG), H. Bleny (OFEV), D. Dominguez (OFEV), M. Böhler (Eawag), R. Frei (ProRhenon), A. Meier (VSA), J. Grelot (VSA), M. Sommer (canton de Bâle-Ville), D. Thonney (SIGE)

La présente publication a été élaborée avec le plus grand soin et en toute bonne foi. Cependant, nous ne pouvons offrir aucune garantie concernant l'intégralité, l'exactitude et l'actualité du contenu. Toute prétention en responsabilité envers le VSA pour dommages matériels ou immatériels consécutifs à l'utilisation de la présente publication est exclue.

Photo de couverture: Ozonation et filtre à sable, STEP de Reinach, Oberwytental

Sommaire

Résumé	5
1 Introduction	6
1.1 Situation initiale: composés traces organiques dans les cours d'eau	6
1.2 Bases légales	6
1.3 Structure du rapport	8
2 Principales fonctions du traitement complémentaire	9
3 Étape de traitement biologique	10
4 Ozonation	11
4.1 Principale fonction de l'ozonation	12
4.2 Effets supplémentaires de l'ozonation	12
4.3 Autres critères	14
5 Aperçu et choix des procédés de traitement complémentaire appropriés	17
A1 Ozonation complète et traitement complémentaire par filtration sur sable	20
A1.1 Description du procédé	21
A1.2 Applications actuelles	22
A1.3 Principales exigences attendues d'un filtre à sable	22
A1.4 Effets supplémentaires du filtre à sable	23
A1.5 Autres critères	25
A2 Ozonation complète et traitement complémentaire en lit fluidisé	28
A2.1 Description du procédé	29
A2.2 Applications actuelles	30
A2.3 Principales exigences attendues d'un lit fluidisé	30
A2.4 Effets supplémentaires d'un lit fluidisé	30
A2.5 Autres critères	31
A3 Ozonation complète et traitement complémentaire en lit fixe	34
A3.1 Description du procédé	35
A3.2 Applications actuelles	36
A3.3 Principales exigences posées attendues d'un lit fixe	36
A3.4 Effets supplémentaires du lit fixe	36

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

A3.5	Autres critères _____	37
A4	Ozonation complète et autres procédés de traitement complémentaire _____	40
A4.1	Lagune de finition _____	40
A4.2	Utilisation de traitements biologiques existants (p. ex. étape de nitrification) _____	40
B	Ozonation partielle (en combinaison avec un traitement au charbon actif) _____	41
B1	Ozonation partielle et traitement complémentaire par filtration sur charbon actif en grains (CAG) _____	42
B1.1	Description du procédé _____	43
B1.2	Applications actuelles _____	44
B1.3	Principales exigences attendues d'un filtre à CAG _____	44
B1.4	Effets supplémentaires du filtre à CAG _____	45
B1.5	Autres critères _____	46
B2	Ozonation partielle et autres procédés de traitement complémentaire à base de charbon actif _____	49
B2.1	Ozonation partielle combinée à une étape au CAP _____	49
B2.2	Ozonation partielle combinée au CAG en lit fluidisé _____	49
	Liste des ouvrages de référence _____	50

Résumé

Le traitement des eaux usées communales par ozonation permet d'éliminer un large spectre de composés traces organiques et ainsi d'améliorer la qualité des eaux usées de manière significative. L'effet secondaire de l'ozonation est la formation de produits de réaction labiles et toxiques, qui doivent être éliminés par une étape de traitement biologiquement actif (fonction principale du traitement biologique complémentaire).

Ce rapport s'adresse aux personnes concernées par un projet d'élimination des micropolluants dans une station d'épuration communale, telles que les planificateurs et les exploitants, et doit apporter une aide pratique lors du choix du procédé de traitement complémentaire après une ozonation et l'élaboration d'un projet de construction. Le présent rapport fournit une vue d'ensemble des connaissances actuelles. Dans la mesure où nous disposons aujourd'hui de connaissances et d'expériences relativement limitées pour certains procédés de traitement complémentaire, que les connaissances évolueront et que d'autres procédés seront certainement ajoutés dans le futur, ce document est conçu de manière modulaire. Ainsi, il sera facile d'apporter des compléments ultérieurement.

Le présent rapport aborde de manière détaillée les procédés de traitement complémentaire suivants : filtre à sable, lit fluidisé, lit fixe, filtration sur charbon actif en grains (CAG). D'autres méthodes, telles que les lagunes de finition ou d'autres procédés à base de charbon actif, sont décrites de manière plus succincte, notamment en raison du manque d'expérience. Le traitement complémentaire ne peut pas être considéré sans tenir compte des étapes de traitement précédentes. C'est pourquoi nous décrivons également des aspects importants du traitement biologique et de l'ozonation.

L'état actuel des connaissances et les informations relatives aux différents procédés peuvent être résumés comme suit :

- **Filtre à sable** : il s'agit d'un traitement complémentaire qui a fait ses preuves et pour lequel de nombreuses expériences sont disponibles. Outre l'élimination des produits de réaction labiles et toxiques, le filtre à sable présente également des aspects positifs supplémentaires, en raison de son effet filtrant. Parmi ceux-ci figure notamment la rétention respectivement l'élimination du COD, des MES ou du Ptot.
- **Filtre à charbon actif en grains (CAG)** : il est comparable au filtre à sable. Notons que le charbon actif assure une élimination supplémentaire des composés traces. La dose d'ozone spécifique peut donc être diminuée en conséquence.
- **Systèmes à lit fluidisé et à lit fixe** : il s'agit ici de systèmes ouverts. Il n'y a donc pas d'effet filtrant permettant de retenir les particules en suspensions. Les effets positifs supplémentaires sont donc beaucoup plus faibles qu'avec un filtre à sable ou à CAG. Les expériences d'exploitation faites avec ces deux systèmes en tant que traitement complémentaire sont encore rares. Au sujet du lit fixe, il est important de valider certains points techniques, comme par exemple les mesures pour éviter le développement de mollusques.
- **Autres procédés de traitement complémentaire** : d'autres procédés de traitement complémentaire présentant une activité biologique sont également envisageables. Citons par exemple les lagunes de finition, les étapes de traitement biologique existantes ou d'autres procédés à base de charbon actif.

1 Introduction

1.1 Situation initiale: composés traces organiques dans les cours d'eau

Les substances organiques présentes dans les cours d'eau à des concentrations de l'ordre du nanogramme ou du microgramme par litre sont appelées micropolluants (MP) ou composés traces organiques. Elles peuvent avoir des effets préjudiciables sur la vie aquatique même en faibles concentrations. Parallèlement aux sources diffuses, les stations d'épuration (STEP) communales constituent la principale voie d'apport continue en micropolluants dans l'environnement (Abegglen et Siegrist, 2012). Le projet «Stratégie Micropoll» de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) permet de réduire de manière significative l'apport en micropolluants issus des STEP communales par des mesures techniques.

La nouvelle loi sur la protection des eaux (LEaux) et la nouvelle ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) sont entrées en vigueur le 1^{er} janvier 2016, créant les bases légales pour intégrer une étape de traitement supplémentaire dans certaines stations d'épuration en Suisse. Les critères permettant de sélectionner les STEP poursuivent trois objectifs fixés par l'OEaux :

- protéger la faune et la flore aquatiques,
- garantir la qualité des ressources en eau potable,
- réduire les quantités de micropolluants déversées vers les pays voisins. En tant que « pays en amont », la Suisse assume une responsabilité particulière envers les pays situés en aval.

Ainsi, les mesures techniques abordées dans ce rapport visant à éliminer les MP dans les STEP sont considérées comme faisant partie d'une stratégie globale. Outre la source ponctuelle que constituent les STEP, il existe d'autres sources diffuses, notamment agricoles, qui rejettent des apports considérables de MP (notamment des pesticides) dans les eaux usées (Braun et al., 2015). Ces risques doivent être réduits de manière significative dans le cadre du plan d'action Produits phytosanitaires (adopté le 6.9.17 par le Conseil fédéral) (DEFR, 2016).

1.2 Bases légales

Les STEP devant prendre des mesures concernant les micropolluants sont en principe déterminées dans le cadre de la planification cantonale et selon les critères mentionnés dans l'annexe 3.1 de l'ordonnance sur la protection des eaux. Mais le choix du procédé revient à l'exploitant, en étroite collaboration avec le bureau d'ingénieurs compétent, ainsi qu'en concertation avec les autorités cantonales. Pour avoir droit à une indemnisation, les principes légaux suivants doivent être pris en compte lors du choix du procédé (Illustration 1; article 63 LEaux; Aide à l'exécution « Financement des mesures » voir également Dominguez et al., 2016a) :

- Planification appropriée
- Protection efficace des eaux
- Etat de la technique
- Rentabilité

Une approche systématique est donc nécessaire (définition de l'objectif, développement ultérieur et évaluation des différentes solutions) en tenant compte des contraintes pertinentes telles que la composition des eaux usées ou l'infrastructure existante. De plus, les mesures ne doivent pas conduire à une dégradation supplémentaire de l'état actuel des eaux comme la formation excessive de sous-produits d'oxydation indésirables, de pertes excessives de charbon actif, etc.. Ainsi, les objectifs visés, à savoir un taux d'épuration de 80% pour les composés traces

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

organiques par rapport aux eaux polluées brutes (OEaux, annexe 3.1., ch. 2, al. 8), doivent être atteints de la manière la plus économique possible.

Lors de l'ozonation d'eaux usées qui conviennent à un traitement à l'ozone, la formation de **produits de réaction toxiques et LABILES** est possible. Biodégradables, ils sont bien éliminés lors de l'étape de traitement complémentaire, de même que d'autres effets écotoxicologiques négatifs. C'est la raison pour laquelle un traitement biologique approprié doit être installé en aval de l'ozonation. Certaines eaux usées ne se prêtent pas à une ozonation (p.ex. en cas de rejets importants d'eaux usées industrielles ou artisanales). Dans ce cas, des **produits de réaction toxiques et STABLES** (p. ex. le bromate) peuvent être formés en concentrations élevées. Ces aspects doivent être clarifiés par une étude préliminaire effectuée suffisamment tôt et avec la portée nécessaire (voir la recommandation VSA, 2017) et le cas échéant, il faudra renoncer à une ozonation ou prendre des mesures adéquates à la source (ne fait pas partie de ce rapport).

Conditions générales	Commentaires
Planification adéquate	<p>Par planification adéquate, on entend une approche systématique, ciblée sur les eaux et leur bassin versant, qui examine et met en balance les différentes ébauches de solution et les différents objectifs. Font notamment partie des objectifs les aspects relatifs à la protection des eaux (p. ex. éviter les apports de substance dans les ressources en eau potable), mais aussi les aspects relatifs à l'exploitation et les aspects économiques.</p> <p>Une planification adéquate comprend notamment l'examen de mesures à la source au niveau des entreprises industrielles et artisanales qui produisent beaucoup d'eaux usées, en particulier si celles-ci ont des effets nuisibles sur l'exploitation de la STEP centrale qui est tenue de prendre des mesures.</p>
Protection efficace des eaux	<ul style="list-style-type: none">• Une protection efficace des eaux signifie que la mesure permet d'améliorer leur état. Les mesures qui entraînent des détériorations ne correspondent pas à une protection efficace des eaux. Il y a détérioration lorsqu'il y a par exemple une formation excessive de produits de dégradation problématiques (forte formation de bromates ou de nitrosamines p. ex.) ou un apport supplémentaire de matières solides (dû à la perte de CAP p. ex.).• Afin de garantir une protection efficace des eaux, il faut prendre en compte et de manière approfondie les contraintes. Il convient notamment de vérifier si le traitement choisi est approprié à la situation particulière (composition des eaux usées, proportion d'eaux claires parasites, etc.). De plus, la mesure doit être coordonnée avec d'autres secteurs de la gestion des eaux concernés (p. ex. l'approvisionnement en eau potable).
État de la technique	<p>Le traitement choisi, les éléments de construction et les installations de la mesure prévue doivent correspondre à l'état de la technique. Le rendement d'épuration atteignable doit avoir été testé avec succès à l'échelle industrielle et être garanti par le fabricant ou le fournisseur.</p>
Caractère économique	<p>Sur le plan économique, il convient surtout de choisir la mesure la plus économique possible pour atteindre l'objectif fixé et de s'assurer qu'elle sera réalisée aux meilleurs coûts.</p> <p>Le premier critère est rempli lorsque la mesure a été jugée économique dans le cadre de la planification cantonale ou considérée économique par le canton au cours d'investigations préalables au projet de construction (lors de l'examen de l'avant-projet, p. ex.).</p> <p>Le deuxième critère est rempli lorsque la réalisation de la mesure respecte les prescriptions sur les marchés publics (RS 172.056.1 et RS 172.056.11).</p>

Illustration 1. Explication des bases légales selon l'article 63 LEaux: planification adéquate, protection efficace des eaux, état de la technique, caractère économique (source: aide à l'exécution « Financement des mesures » ; voir aussi Dominguez et al., 2016a).

1.3 Structure du rapport

Un traitement biologiquement actif doit être installé en aval de l'ozonation. Le présent rapport fournit un aperçu des connaissances actuelles sur les traitements pouvant servir d'étape de traitement complémentaire. Cette dernière ne pouvant toutefois pas être considérée indépendamment des traitements précédents (biologie et ozonation), le présent rapport abordera également les étapes de traitement situées en amont et les principales interfaces avec le traitement complémentaire (Illustration 2). Dans la mesure où nous ne disposons que de peu d'expériences pour certains des procédés de traitement complémentaire - et que des expériences et d'autres procédés seront ajoutés dans le futur - le document est constitué de manière modulaire. Des compléments pourront ainsi être facilement apportés ultérieurement.

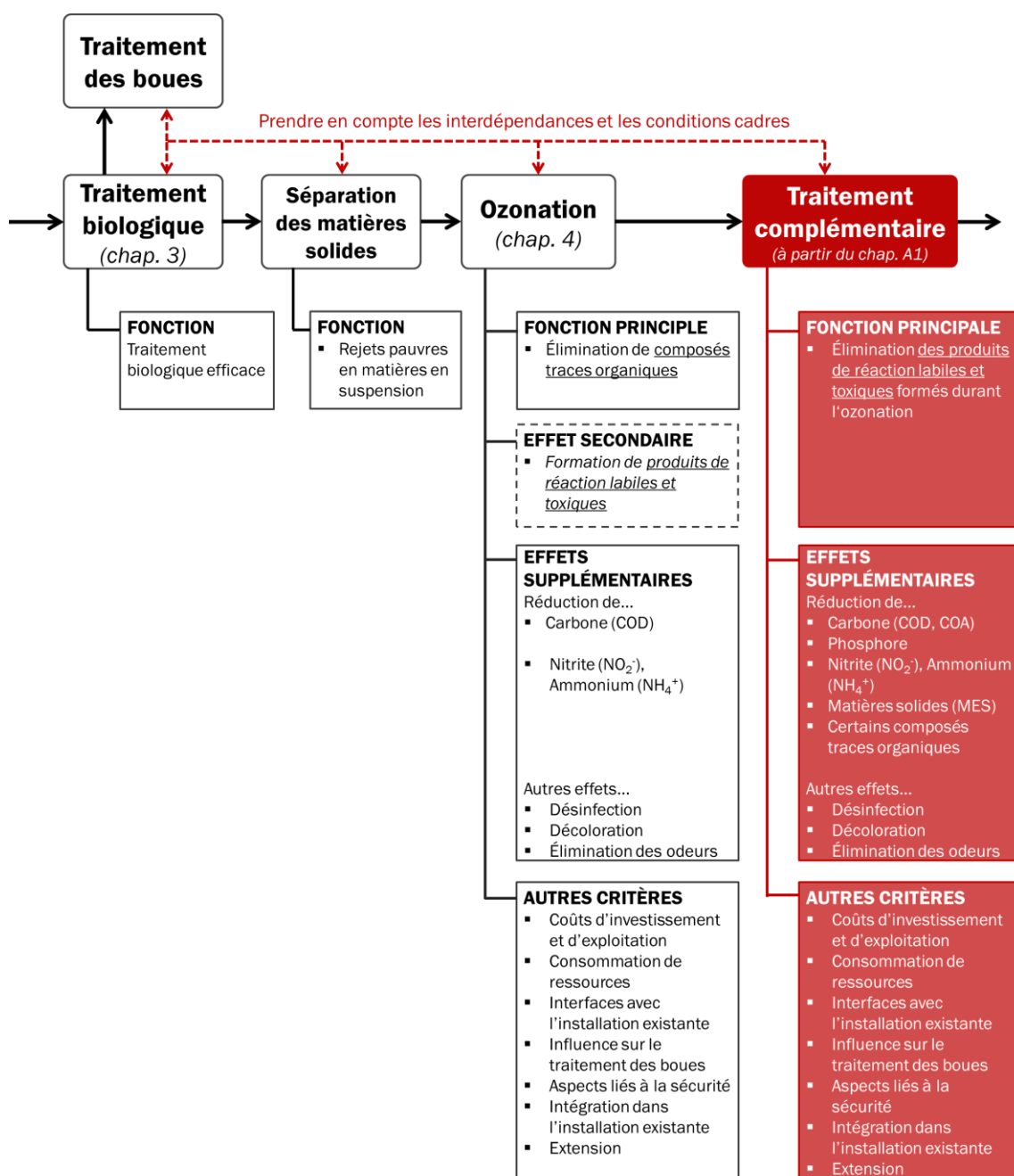


Illustration 2. Le traitement biologique complémentaire est influencé par les étapes de traitement précédentes et influence aussi ces mêmes étapes précédentes. Il est donc nécessaire de distinguer les principales fonctions des «effets supplémentaires». Les procédés sont également décrits à l'aide «d'autres critères» afin de permettre une évaluation approfondie et l'établissement de comparaisons.

Ce rapport s'adresse à des personnes impliquées dans un projet d'élimination des micropolluants, telles que les planificateurs et les exploitants de stations d'épuration, et doit apporter une aide pratique lors du choix du procédé (dans le cadre d'une étude de variantes) ainsi que lors de l'élaboration d'avant-projets et de projets de construction.

La première partie étudiera le traitement biologique (chapitre 3) ainsi que l'ozonation (chapitre 4). La deuxième partie traitera des différents procédés de traitement complémentaire dans le détail. Il s'agit des procédés suivants : filtre à sable (chapitre A1), lit fluidisé (chapitre A2), lit fixe (chapitre A3) et autres procédés (chapitre A4) en combinaison avec une ozonation complète ainsi que la filtration par charbon actif en grains (CAG, chapitre B1) et d'autres procédés à base de charbon actif (chapitre B2) en combinaison avec une ozonation partielle.

2 Principales fonctions du traitement complémentaire

Lors d'une ozonation, les micropolluants sont transformés en produits non-problématiques. Généralement, ces produits de transformation sont sans effet ou présentent des effets beaucoup plus faibles que la substance initiale. Cependant, des produits de réaction LABILES et toxiques tels que les aldéhydes, les cétones, des acides organiques etc., peuvent également se former à partir de certaines matrices d'eaux usées et doivent aussi être éliminés avant que les eaux usées épurées soient déversées dans le milieu récepteur. Pour ce faire, une étape de traitement complémentaire biologiquement actif est nécessaire.

Certains produits de réaction labiles et toxiques connus peuvent être déterminés et quantifiés de manière analytique. Parallèlement, les effets toxiques peuvent être prouvés à l'aide de bio-essais sélectionnés. Les bio-essais appropriés sont résumés dans le Tableau 1 et le Tableau 2 (selon Langer et Kienle, 2016).

Le traitement d'eaux usées considérées comme « appropriées » (conformément à la recommandation VSA, 2017) par ozonation permet d'éliminer les micropolluants et de supprimer les effets préjudiciables sur la vie aquatique. Directement après l'ozonation, une toxicité élevée, due aux produits de réaction labiles et toxiques, peut apparaître. Mais ces effets sont facilement éliminés avec un traitement biologique complémentaire approprié. C'est la raison d'imposer une étape de traitement biologiquement actif.

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

Tableau 1. Bio-essais appropriés permettant de prouver les effets des produits de réaction labiles et toxiques.

Bio-essai	Organisme test	Effets détectables
Test d'Ames	Bactéries (salmonelles)	Modification héréditaire du matériel génétique (mutagénicité)
Test Umuc	Bactéries (salmonelles)	Détérioration du génome (génotoxicité)
Test de reproduction chronique avec des daphnies	Daphnie	Inhibition de la reproduction, taux de survie plus faible

→ Ces bio-essais permettent de déterminer les effets possibles des produits de réaction labiles et toxiques de l'ozonation.

Tableau 2. Deux tests *in-vivo* pertinents mais relativement fastidieux (ils sont onéreux et longs);

Bio-essai	Organisme test	Effets détectables
Test de reproduction sur les vers d'eau douce	Vers d'eau douce	Inhibition de la reproduction, réduction de la biomasse
Test FELST (<i>Fish Early life stage toxicity</i>)	Truite arc-en-ciel	Diminution du taux d'éclosion et de survie, malformations, troubles du comportement, inhibition de la croissance, formation de la vitellogénine (biomarqueurs de l'œstrogénicité)

→ Ces bio-essais sont plus onéreux mais peuvent compléter les bio-essais susmentionnés.

3 Étape de traitement biologique

Le traitement biologique ne suffit pas à éliminer les micropolluants car il ne possède pas une efficacité à large spectre (Abegglen und Siegrist, 2012). Selon les connaissances actuelles, dans la plupart des STEP, les 12 substances (selon l'ordonnance du DETEC) sont éliminées à 20-25% par le traitement biologique. Si une augmentation de l'âge des boues (p. ex. de quelques jours à 15 jours) permet d'améliorer l'élimination de certaines substances, une étape de traitement supplémentaire est nécessaire. Des études récentes (Falas et al., 2016) ont démontré que même une étape biologique avec un âge des boues de 25 jours et un temps de séjour hydraulique d'une journée en conditions aérobies ne permettaient pas d'améliorer réellement l'élimination moyenne de certains micropolluants. Cependant, il a été observé que certaines substances, telles que le diuron ou le diclofénac, présentaient une élimination nettement supérieure. Cette information est intéressante pour l'étape de traitement complémentaire biologiquement actif, au cours duquel certaines substances peuvent subir une élimination accrue (p. ex. le benzotriazole dans certains filtres à sable). Mais les procédés « purement » biologiques ne sont pas suffisants pour atteindre les exigences légales.

D'une manière générale, il est possible d'affirmer que des boues plus âgées (nitrification comparée à une installation garantissant seulement l'élimination du carbone) éliminent non seulement plus efficacement les micropolluants mais génèrent également un traitement biologique efficace et stable (faibles concentrations de COD et NO₂ en sortie). Mais cela ne peut pas remplacer une étape de traitement supplémentaire visant à éliminer les MP. Une étape biologique efficace ainsi que des rejets pauvres en matières en suspension ont des effets positifs sur l'ozonation. L'ozonation a donc lieu après le traitement biologique (consommation d'ozone réduite grâce à de faibles concentrations de COD et de nitrite).

4 Ozonation

Lors d'une ozonation, les micropolluants sont transformés sous l'effet de l'ozone et des radicaux libres OH. Généralement, les produits de transformation non problématiques des micropolluants restent sans effet ou présentent des effets beaucoup plus faibles que la substance initiale (p. ex. Kienle et al., 2015; Lee et von Gunten, 2016). Parallèlement à l'élimination des micropolluants, d'autres matières solides organiques et inorganiques contenues dans les eaux usées sont également oxydées. Il peut se former des produits de réaction labiles et toxiques (aldéhyde, cétone, acides organiques; Lee et von Gunten, 2016), qui sont alors éliminés dans l'étape de traitement complémentaire biologiquement actif (Stalter et al., 2010a et 2010b; Magdeburg et al., 2012).

L'ozone produit sur place par un générateur d'ozone est injecté dans les eaux usées sous forme gazeuse (Illustration 3). Le gaz porteur utilisé est généralement de l'oxygène livré sous forme liquide. Comme solution alternative, de l'air sec ou de l'oxygène produit sur site peuvent également être utilisés pour la fabrication d'ozone. Après avoir été introduit dans les eaux usées au niveau du réacteur de contact, l'ozone réagit avec les composants présents (notamment les micropolluants; Illustration 4). Une explication détaillée des mécanismes de réaction de l'ozone avec différents composants présents dans les eaux usées est disponible dans la publication de von Gunten (2003a, 2003b) ainsi que dans celle éditée par von Sonntag et von Gunten (2012).

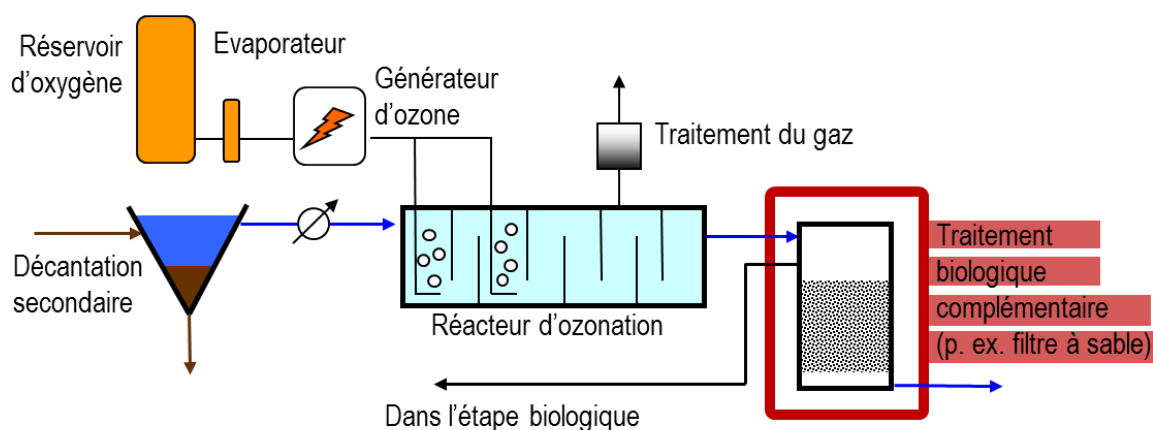


Illustration 3. Exemple de schéma général d'une ozonation avec un filtre à sable monocouche monté en aval (source: Abegglen et Siegrist, 2012).

L'ozone est un gaz très irritant et des mesures de sécurité adéquates doivent être prises (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration », plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants», 2016c). Il convient de s'assurer que l'ozone résiduel est détruit à la sortie du réacteur avant d'être rejeté dans l'environnement et que l'ozone dissous ne s'échappe pas des eaux usées traitées. De même, les aspects de sécurité relatifs à la manipulation de l'oxygène servant à fabriquer l'ozone doivent être pris en compte car des concentrations trop faibles ou trop élevées d'oxygène dans l'air ambiant sont dangereuses (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'oxygène dans les stations d'épuration », plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants», 2016d).

L'élimination de micropolluants par ozonation est réalisable sur le plan technique et économique. Ce procédé permet d'éliminer un large spectre de micropolluants et de supprimer les effets préjudiciables qu'ils exercent sur la vie aquatique, notamment sur l'activité hormonale (Prasse et al., 2015; Kienle et al., 2015).

4.1 Principale fonction de l'ozonation

4.1.1 Élimination des micropolluants et de leurs effets négatifs

L'élimination ou l'oxydation des micropolluants dépend surtout des propriétés des substances et de la quantité d'ozone présente (qui dépend elle-même du dosage d'ozone et de la composition des eaux usées). Les expériences acquises et les études actuelles sur l'ozonation des eaux usées communales ont montré que de nombreuses substances réagissent très rapidement avec l'ozone (diclofénac, carbamazépine, éthinylestrodiol,...) et que certaines substances n'étaient que partiellement éliminées avec des dosages d'ozone relativement élevés (atrazine, gabapentine ou les agents de contraste iodés pour rayons X).

Le taux d'épuration de l'étape MP est évalué à l'aide de 12 substances mesurées périodiquement. Une élimination moyenne de 80% par rapport aux eaux usées brutes doit être obtenue à chaque échantillonnage.

Selon les études actuelles et pour des eaux usées communales typiques, la dose d'ozone nécessaire pour atteindre une élimination moyenne de 80% des substances par rapport aux eaux usées en entrée de STEP se situe dans une fourchette allant de 0.4 à 0.8 g O₃/g COD. La concentration de COD est pertinente dans la mesure où les micropolluants (de l'ordre du µg/l) ne représentent qu'une petite part des composés organiques présents dans les eaux usées communales et que l'ozone réagit avec tous les éléments présents (matrice des eaux usées; de l'ordre du mg/l).

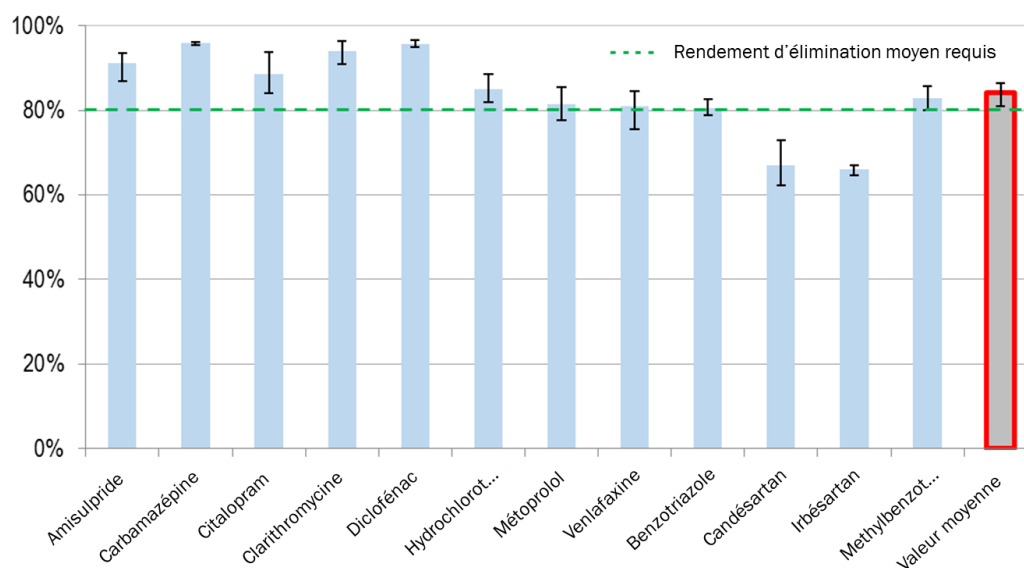


Illustration 4. Élimination des 12 substances par ozonation à la STEP de Neugut (source: STEP de Neugut). La dose d'ozone spécifique était de 0.42 mg O₃/mg DOC (stratégie BEAR, concept d'exploitation LOD, échantillons composites de 24h).

4.2 Effets supplémentaires de l'ozonation

4.2.1 Élimination du carbone organique dissous (COD, DCO, BOD)

L'ozonation conduit à une oxydation des substances organiques. Toutefois, aucune minéralisation complète (en produit final CO₂) de l'ensemble des substances organiques dissoutes n'est atteinte. L'effet sur le COT (carbone organique total), le COD (carbone organique dissous) et la DCO (demande chimique en oxygène) est donc faible. L'élimination du COD semble

être spécifique à l'eau usée traitée. Par exemple, à la STEP de Neugut, des réductions du COD de 5 à 15% ont été mesurées suite à l'ozonation avec des doses spécifiques de 0.5 à 0.7 g O₃/g COD (minéralisation ; Böhler et al., 2017). En revanche, aucune élimination significative du COD n'a été mesurée lors de l'ozonation réalisée dans le cadre des essais de la STEP de Regensdorf (Abegglen et al., 2009) ou du projet KOMOZAK (Kreuzinger et al., 2015).

4.2.2 Formation de carbone organique assimilable (facilement biodégradable) (COA)

En principe, une partie des substances réfractaires devient biologiquement dégradable lors de l'ozonation, c'est-à-dire que la DBO₅ (demande biologique en oxygène supérieure à 5 jours) ou le COA (carbone organique assimilable par des micro-organismes) sont plus élevés après l'ozonation qu'avant (ces substances sont prises en compte dans la mesure du COD). À la STEP de Neugut, une concentration de COA de l'ordre de 250 à 300 µg/l a été mesurée après l'ozonation (seules quelques mesures sont disponibles; Böhler et al., 2017).

4.2.3 Élimination du phosphore

En principe, l'ozonation n'a pas d'influence sur les composés contenant du phosphore. Cependant, une augmentation du phosphore dissous (ortho-phosphates) a été mesurée dans des essais d'ozonation réalisés à Lausanne (STEP de Vidy). Ce phénomène n'a pas encore été expliqué (Margot et al., 2011), ni étudié plus en détail dans la mesure où aucun autre essai n'a permis d'observer une telle augmentation.

4.2.4 Élimination des composés azotés

L'oxydation de l'ammonium par l'ozone a bien lieu, cependant elle se déroule très lentement (Hoigné et Bader, 1983). Ainsi, parmi les composés azotés, seul le nitrite (NO₂⁻) joue un rôle très important lors de l'ozonation. Le nitrite réagit très rapidement avec l'ozone et est presque complètement oxydé en nitrate (NO₃⁻) (avec une stœchiométrie de 1:1, 1 mg NO₂-N /l consomme 3.4 mg O₃/l). Si les eaux usées contiennent beaucoup de nitrite, l'ozone injecté est rapidement décomposé et une quantité plus faible d'ozone est disponible pour l'élimination des micropolluants. Parallèlement à la concentration en nitrite, la concentration en nitrate est modifiée. Les pics de concentrations en nitrite doivent être pris en compte dans le dimensionnement des générateurs d'ozone et de la consommation en oxygène. En outre, le nitrite est à prendre en considération dans les stratégies de réglage de l'ozonation.

4.2.5 Élimination des matières en suspension (MES) ou de la turbidité

L'ozonation n'a pas d'influence sur les matières en suspension (MES). En revanche, nous ne savons pas si des concentrations élevées en MES influencent les performances de l'ozonation. Selon Huber et al. (2005), aucun effet n'a été constaté pour des concentrations en MES jusqu'à 20 mg/l. Wittmer et al. (2013) ont toutefois montré que les matières solides peuvent avoir une influence sur la consommation d'ozone et donc sur l'efficacité d'élimination des micropolluants. En principe, il est recommandé d'opter pour une séparation aussi efficace que possible des matières solides avant l'ozonation (également pour réduire la charge arrivant sur le traitement complémentaire).

4.2.6 Désinfection

Le nombre de bactéries (germes totaux) diminue par l'ozonation mais a tendance à ré-augmenter dans le traitement complémentaire en raison du carbone organique assimilable (COA) à disposition des bactéries.

Les études actuelles montrent que, pour les *E. coli* et les *entérocoques*, l'ozonation entraîne une diminution de 1 à 2 unités log, baisse qui continue dans le filtre à sable. Une réduction totale (ozonation et filtre à sable) de plus de 95% a ainsi pu être atteinte (Abegglen et al., 2009).

Lors des essais réalisés à la STEP de Vidy, les virus ont été éliminés à plus de 95%, grâce à l'ozonation et au filtre à sable (Margot et al., 2011).

En principe, une dose élevée d'ozone permet d'augmenter la performance de la désinfection. Mais dans ce contexte, il convient également de tenir compte du fait qu'une dose élevée d'ozone peut entraîner, dans le même temps, une augmentation des produits d'oxydation indésirables (voir plus haut).

4.2.7 Décoloration

L'aspect légèrement jaune des eaux usées est généralement provoqué par les substances à liaisons doubles. Celles-ci sont rapidement scindées sous l'effet de l'ozonation. Les rejets après une ozonation sont donc généralement clairs et ne présentent plus de coloration. La réduction de cette coloration peut être mise en évidence par des mesures spectrométriques sur des échantillons avant et après ozonation (intervalle de longueur d'onde de 250 à 700 nm) (Wittmer et al. 2013). Cette réduction n'est pas aussi évidente pour les colorants industriels.

4.2.8 Élimination des odeurs

Des études de l'élimination des odeurs ont été réalisées lors des essais pilotes effectués à Regensdorf (Abegglen et al., 2009). De manière générale, aucune odeur n'était présente à la sortie de la décantation secondaire, même si aucune étude poussée de l'élimination des odeurs n'a pu être obtenue.

4.3 Autres critères

4.3.1 Coûts d'investissement et d'exploitation

Les coûts d'investissement pour l'ozonation reposent principalement sur la construction du réacteur ainsi que sur les équipements électromécaniques (p. ex. générateur d'ozone, chauffage, ventilation, climatisation). Les coûts d'investissement ont été évalués pour différentes tailles de stations d'épuration dans l'étude de 2008 de Hunziker-Betatch et ont été contrôlés et adaptés en 2012 (BG, 2012). Ces coûts d'investissement spécifiques dépendent plus particulièrement de la taille de la STEP et de la redondance des installations. Dans certains cas, d'autres facteurs tels que les réserves foncières, les fondations, l'infrastructure existante, la composition des eaux usées, etc., jouent également un rôle important. A ce jour, Il est impossible de fournir des indications de coûts précis.

Les coûts d'exploitation de l'ozonation reposent principalement sur la consommation d'ozone. Cela implique donc les coûts de mise à disposition du gaz porteur (électricité pour le séchage de l'air ou la production d'oxygène ou pour l'achat de l'oxygène) et de production d'ozone (électricité, voir également le chapitre «Consommation de ressources»). Les coûts d'exploitation dépendent aussi fortement des tarifs locaux. Il n'est donc pas possible de fournir des indications de chiffres précis des coûts.

4.3.2 Consommation de ressources

Lors de l'ozonation, les ressources suivantes sont nécessaires : (i) oxygène (sous forme d'oxygène liquide livré ou produit à partir de l'air environnant), (ii) électricité (surtout pour la production d'ozone et la destruction de l'ozone résiduel).

- **Gaz porteur** : l'ozone est produit dans le générateur d'ozone par décharges électriques silencieuses à partir d'oxygène (O_2). L'oxygène provient soit de l'air ambiant, qui contient environ 21% de O_2 , ou d'oxygène pur (degré de pureté de 98% à >99.5%). Deux variantes sont disponibles lors de la mise en œuvre technique:
 - **Utilisation d'oxygène liquide** : l'oxygène peut être produit de manière centralisée et livré sur le site d'exploitation par le biais de camions citernes. Plus aucune énergie n'est ensuite nécessaire sur site au niveau du gaz. Mais lors d'une évaluation globale, cette production d'oxygène (0.8 kWh/kg O_2) et le transport (0.05 kWh/kg O_2) doivent également être pris en compte (Abegglen et al., 2009 ; ISA, 2011; Recommandation VSA, 2018).
 - **Production d'oxygène sur site** : l'oxygène peut également être produit sur site, par exemple via une adsorption à modulation de pression (PSA = Pressure Swing Adsorption) ou une adsorption à modulation de pression sous vide (VPSA). Pour ce faire, l'air ambiant est comprimé par des tamis moléculaires qui éliminent l'azote (N_2) de l'air, et augmentent de ce fait la concentration en oxygène. Pour ce procédé, l'air ambiant doit être comprimé. Le besoin en énergie dépend de la taille de l'installation et de la pression requise.
- **Électricité nécessaire pour la production d'ozone et l'élimination de l'ozone résiduel** : lors d'une ozonation, le plus grand consommateur d'énergie est le générateur d'ozone. L'énergie électrique amenée étant transformée à hauteur de 90% en chaleur, le générateur doit être refroidi en permanence (voir le chapitre «Interfaces avec l'installation existante»). La chaleur peut être récupérée et utilisée par exemple pour chauffer les bâtiments de service, La consommation d'électricité des générateurs d'ozone est d'environ 10 kWh/kg O_3 (la consommation d'électricité est éventuellement plus basse sur les grandes installations optimisées). Après le destructeur d'ozone, la majeure partie de l'air en sortie est composée d'oxygène et peut donc être utilisée dans la biologie.

Dans le projet «Stratégie Micropoll», la consommation supplémentaire d'énergie d'une ozonation a été calculée pour quelques 40 stations d'épuration en supposant que l'oxygène liquide est livré et que l'ozonation est réalisée avec un dosage d'ozone spécifique de 0.75 g O_3 /g COD. Il en résulte une augmentation moyenne de la consommation d'électricité de 0.06 kWh/m³ (sans filtration sur sable; Abegglen et Siegrist, 2012; données issues des essais menés à Regensburg; Abegglen et al., 2009).

4.3.3 Interfaces avec la station d'épuration existante

L'ozonation est placée en aval du traitement biologique car les substances présentes dans les eaux usées ont une influence directe sur l'exploitation, le dosage et le taux d'épuration. L'efficacité du traitement biologique et de la rétention des matières solides, en particulier des boues activées, sont très importantes.

Le carbone organique dissous (COD) est le paramètre qui détermine significativement le besoin en ozone : une concentration plus élevée de COD requiert une dose plus élevée d'ozone (mg

O₃/mg COD). L'ozone, qui a réagi avec certaines parties du COD, n'est plus disponible pour l'oxydation des micropolluants. Un traitement biologique assurant une nitrification avec des boues âgées de 10 à 20 jours permet une concentration de 5 à 10 mg COD/l en sortie.

Un autre paramètre important est la concentration en nitrite (voir le chapitre «Élimination des composés azotés») car ce dernier réagit très fortement avec l'ozone. Une nitrification la plus complète et régulière (également pendant la période froide des mois d'hiver) diminue le risque de pics de nitrite consommant inutilement de l'ozone.

Les autres aspects devant être modifiés sur l'installation existante sont (liste non exhaustive) : refroidissement, ventilation, alimentation électrique (un plus grand transfo peut éventuellement être nécessaire), etc.

4.3.4 Influence sur le traitement des boues

L'ozonation n'a pas d'influence sur le traitement des boues de la STEP car aucune boue supplémentaire n'est produite.

4.3.5 Aspects liés à la sécurité

Des aspects de sécurité doivent être pris en compte lors de la manipulation de l'oxygène et de l'ozone. Il est très important que l'eau ne contienne plus d'ozone dès l'entrée du traitement complémentaire. Cela nécessite que le réacteur de contact d'ozone soit suffisamment dimensionné au niveau hydraulique et qu'en cas de panne, les fuites d'ozone puissent être évitées grâce à des mesures de sécurité appropriées, par exemple par désactivation immédiate du générateur d'ozone et dosage de bisulfite de sodium en sortie de l'ozonation. L'ozone résiduel attaque et détruit le biofilm et, par conséquent, diminue l'activité biologique du traitement complémentaire. L'ozone résiduel pourrait aussi parvenir directement dans les cours d'eau, en particulier si le filtre se trouvait en révision à ce moment-là. En principe, le fonctionnement de l'ozonation n'est pas recommandé lorsque l'étape de traitement complémentaire se trouve en révision car l'élimination de produits de réaction labiles et toxiques n'est plus assurée.

Si l'ozone est rejeté dans l'air ambiant ou les bâtiments de service, cela met les opérateurs en danger. Des concepts de surveillance des dysfonctionnements doivent donc être implémentés. Un aperçu est fourni à ce sujet dans les fiches techniques de la plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants».

4.3.6 Intégration dans l'installation existante

Généralement, une ozonation peut être facilement intégrée dans l'installation existante car elle est placée en aval des étapes de traitement existantes. Si une installation de filtration existait, le bassin de coagulation-floculation pourrait éventuellement être utilisé comme réacteur de contact (ces bassins ne sont généralement pas assez profonds pour garantir un dosage d'ozone suffisant).

Le fonctionnement hydraulique du réacteur d'ozone doit toujours être contrôlés préalablement à l'aide d'une simulation adaptée dans le but d'éviter des court-circuit. De même, il convient de veiller à ce que l'ozonation puisse être intégrée dans la STEP en ne recourant qu'à des adaptations mineures du concept hydraulique, c'est-à-dire sans station de relevage supplémentaire. Ce faisant, il faut vérifier si l'alimentation du réacteur d'ozone peut être garantie pour toutes les charges hydrauliques. Il faut également s'assurer que l'ozone ne risque pas de s'échapper dans les locaux d'exploitation.

4.3.7 Extension

Une extension de l'ozonation peut être nécessaire pour différentes raisons : la capacité hydraulique de la STEP doit être augmentée ou l'injection d'ozone est insuffisante pour atteindre la performance requise d'élimination des micropolluants. Pour augmenter la capacité hydraulique, c'est-à-dire accepter une quantité d'eau plus importante à traiter, un réacteur de contact supplémentaire doit être construit afin d'avoir un temps de séjour suffisant dans le réacteur. Dans ce cas, il convient de s'assurer, à l'aide de calculs hydrauliques, que toutes les étapes de traitement de la STEP, y compris le traitement complémentaire, sont en mesure de traiter cette quantité d'eau supplémentaire. Si l'apport d'ozone est insuffisant, des adaptations seront apportées au générateur d'ozone, au système d'injection, aux installations de chauffage, ventilation ou climatisation (HVAC) et certainement au destructeur d'ozone résiduel. Pour la conception hydraulique et les redondances recommandées, il convient de se référer à la recommandation du VSA (2015).

Une ozonation élimine efficacement un large spectre de micropolluants. Elle est installée en aval du traitement biologique pour être plus efficace et rentable. Les effets supplémentaires observés sont l'élimination des nitrites et parfois des substances organiques (COD). Ces substances sont en concurrence avec les micropolluants face à l'ozone injecté et diminuent de ce fait l'efficacité d'élimination des micropolluants. Il convient donc de garantir une eau en entrée de l'ozonation avec le moins possible de COD et aucun nitrite. Les eaux usées sont de plus partiellement désinfectées et décolorées par le traitement à l'ozone.

5 Aperçu et choix des procédés de traitement complémentaire appropriés

Ce chapitre résume les principales informations et les aspects portant sur les différents procédés de traitement complémentaire. Le Tableau 3 fournit un aperçu synthétisé des solutions de traitement complémentaire ainsi que leur mise en œuvre actuelle. Pour obtenir des informations détaillées sur les différents procédés (p.ex. pour l'élaboration d'un projet de construction), reportez-vous aux chapitres A1 à B2.

Il n'existe aucun guide universel pour le choix du procédé car chaque projet se distingue des autres. Il faut trouver la meilleure solution propre à chaque STEP et pour cela, la situation locale (p.ex. composition des eaux usées, infrastructures existantes, espace nécessaire, etc.) doit être prise en compte. Les aspects suivants ont une influence décisive sur le choix du procédé de traitement complémentaire (liste non exhaustive).

- **Élimination des produits de réaction labiles et de leurs effets écotoxicologiques par le traitement biologique complémentaire** : la fonction principale du traitement complémentaire après l'ozonation est d'éliminer les produits de réaction labiles et toxiques formés pendant l'ozonation. Un filtre à sable est tout à fait approprié. Les données disponibles sont encore très limitées pour comparer les systèmes à lit fluidisé, à lit fixe ainsi que la filtration sur CAG. Le projet ReTREAT a toutefois permis de savoir que l'élimination des NDMA était significative pour les quatre procédés (néanmoins très variable selon les procédés, ce qui rend difficile une comparaison définitive de ces procédés; Böhler et al., 2017). Dans ce projet, la toxicité des eaux usées en sortie de biologie (sortie décanteur secondaire) étant déjà souvent très faible et ne changeant pas significativement après l'ozonation, il n'est pas possible de tirer des conclusions définitives. Des mollusques se sont développés sur des lits fixes, ce qui engendre des effets négatifs sur l'activité biologique recherchée.

- **Exigences supplémentaires attendues du traitement complémentaire** : en plus de remplir la fonction principale décrite ci-dessus, un procédé de traitement complémentaire peut également présenter d'autres effets d'épuration. Ainsi, les filtres à sable ou à CAG peuvent retenir les matières solides (dont le phosphore particulaire, les micropolluants ou les métaux lourds adsorbés sur les matières en suspension) et réduire les valeurs de COD et COA en sortie. En ce qui concerne les systèmes à lit fixe ou lit fluidisé, la rétention des matières solides ainsi que l'élimination du COD sont toutefois bien plus faibles. Une nitrification résiduaire a lieu dans tous les systèmes biologiquement actifs, si de l'ammonium est présent de manière constante et en concentration suffisante.
- **Éléments opérationnels liés aux procédés de traitement complémentaire** : une aération supplémentaire visant à introduire de l'oxygène n'est pas nécessaire car la teneur en oxygène dissous dans l'eau est déjà suffisamment élevée du fait de l'ozonation préalable. Pour un système comme le lit fluidisé, qui doit être activement mélangé, il est possible d'avoir recours, par exemple, à des agitateurs. Cependant, pour le lit fluidisé, il convient de veiller à ce que les biomédias ne se perdent pas dans les eaux rejetées ou ne s'introduisent pas dans le réacteur d'ozone. Pour un filtre à lit fixe, des invasions de mollusques peuvent survenir. Si les mollusques se nourrissent du biofilm, l'activité biologique peut diminuer, ce qui résulte en un rendement d'élimination des produits de réaction labiles et toxiques plus faible. Soit ce problème est résolu efficacement à l'aide de mesures technico-opérationnelles (p. ex. création périodique d'états anaérobies), soit ce procédé n'est pas adapté comme traitement biologique complémentaire dans cette configuration.
- **Interfaces avec la STEP existante** : Il convient de noter que le rétrolavage de systèmes avec des filtres confinés (filtration sur sable / CAG) peut générer des eaux de lavage provoquant une pollution pouvant atteindre jusqu'à 5% de celle des eaux usées. Le lit fluidisé ainsi que le lit fixe sont relativement simples et robustes à utiliser et les interfaces avec l'installation existante sont minimales (exceptée la production périodique d'eau de lavage avec un lit fixe).

Selon le procédé de traitement complémentaire choisi et son dimensionnement, tous les coûts ne sont pas forcément indemnisables. Cet aspect doit être abordé assez tôt avec l'autorité cantonale et avec l'OFEV dans le cadre de l'audition et de la procédure pour l'octroi d'indemnités.

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

	(A) Ozonation complète					(B) Combinaison de procédés (Ozonation partielle avec charbon actif)		
	Étape principale MP	Procédé de traitement complémentaire				Étape principale MP	Procédé de post-traitement	
	Ozonation complète (chap. 4)	Filtre à sable (chap. A1)	Lit fluidisé (chap. A2)	Lit fixe (chap. A3)	Lagune de finition (chap. A4.1)	Ozonation partielle (chap. B)	Filtration avec charbon actif en grains (chap. B1)	Autres procédés à base de charbon actif (chap. B2)
FONCTIONS PRINCIPALES								
Produits de réaction labiles et toxiques	↑↑	↓↓↓	↓↓(↓)*	↓(↓)*	↓↓*	↑	↓↓↓*	↓↓*
EFFETS SUPPLÉMENTAIRES								
Composés traces organiques	↓↓↓	→	→	→	→	↓	↓↓	↓↓
Carbone organique dissous (COD)	↓	↓	↓/→	↓/→	↓	↓/→	↓↓	↓↓
Carbone organique assimilable (COA)	↑↑	↓↓↓	↓↓	↓	↓↓	↑	↓↓↓	↓↓↓
Phosphore	→	↓↓	→	→	↓/→	→	↓↓	Dépend des procédés
Azote total	→	→	→	→	→	→	→	→
Ammonium	→	↓	↓	↓	↓	→	↓	↓
Nitrite	↓	↓/→	↓/→	↓/→	↓/→	↓	↓/→	↓/→
Matières en suspension (MES)	→	↓↓	→	→	↓/→	→	↓↓	Dépend des procédés
Taux de désinfection obtenu	↓↓	↑/→	↑/→	↑/→	↑/→	↓	↓/→	↓/→
Taux de décoloration obtenu	↓	→	?	?	→	↓/→	↓↓	↓↓
Élimination des odeurs	→	→	→	→	→	→	→	→
Mises en œuvre actuelles								
		À l'échelle industrielle - -	À l'échelle industrielle Semi-industrielle -	- Semi-industrielle Pilote	À l'échelle industrielle -		À l'échelle industrielle Semi-industrielle Pilote	- - -
* peu à très peu de données disponibles								

Tableau 3. Aperçu des procédés de traitement complémentaire possibles ainsi que de leurs effets divisés en deux parties : mode opératoire classique (avec une ozonation «complète») et combinaison de procédés (avec une ozonation «partielle»). Les flèches ont les significations suivantes : ↓↓↓ = «diminue fortement», ↑↑↑ = «augmente fortement», ↓↓ = «diminue modérément», ↑↑ = «augmente modérément», ↓ = «diminue faiblement», ↑ = «augmente faiblement», → = «aucun effet», ? = « effet pas clair ». Il s'agit ici d'une évaluation qualitative des procédés basée en partie sur une base de données très limitée.

A1 Ozonation complète et traitement complémentaire par filtration sur sable

L'essentiel en bref

L'ozonation suivie d'une filtration sur sable est, de loin, le procédé le plus étudié en Suisse car jusqu'à aujourd'hui, l'ozonation a été principalement testée dans des STEP équipées d'un filtre à sable existant. Cette combinaison a par exemple été utilisée dans les essais pilotes réalisés à la STEP de Wüeri à Regensdorf (Abegglen et al., 2009) et à la STEP de Vidy à Lausanne (Margot et al., 2011). Les deux premières ozonations mises en service à l'échelle industrielle en Suisse, soit à la STEP de Neugut (Dübendorf) et à celle de Reinach (Oberwynental) sont également associées à un filtre à sable.

Principales exigences : les études réalisées jusqu'ici ont permis de montrer que les produits de réaction labiles et toxiques sont éliminés de manière efficace par le filtre à sable. De plus, il est prouvé que les NDMA (N-nitrosodiméthylamine) - un produit de réaction problématique de l'ozonation - formées par l'ozonation ont pu être réduites aux concentrations mesurées avant l'ozonation grâce à un filtre à sable (Abegglen et al., 2009; Margot et al., 2011).

Effets supplémentaires : le filtre à sable élimine par ailleurs les matières solides (et les substances adsorbées telles que les métaux lourds), ainsi que les nutriments (ammonium, nitrite, phosphore) et le COD. Une élimination supplémentaire des micropolluants est spécifique à chaque substance et dépend des conditions de fonctionnement du filtre (teneur en oxygène à l'entrée, temps de contact, etc.).

Autres critères : le filtre à sable provoque une perte de pression relativement élevée (en comparaison par exemple avec un lit fluidisé), à prendre en compte lors de la planification (station de relevage). Il convient par ailleurs de noter que l'eau de lavage du filtre peut produire 5% d'eaux usées à traiter en plus dans la biologie.

Bilan : pour l'instant, on estime qu'avec un filtre à sable monocouche dimensionné de manière conventionnelle les exigences principales attendues pour le traitement complémentaire peuvent aisément être satisfaites.

A1.1 Description du procédé

Dans cette combinaison, un filtre à sable lavé de manière discontinue ou continue est placé en aval du réacteur d'ozonation (voir Illustration 5). Si d'autres matériaux filtrants (seuls ou combinés) peuvent être utilisés à la place du sable dans un filtre, uniquement le terme filtre à sable sera utilisé ci-après. Des filtres à sable sont d'ores et déjà utilisés dans de nombreuses STEP pour éliminer les matières solides, avec ou sans ajout de floculant, et parfois aussi pour éliminer le phosphore. Les filtres à deux couches sont parfois utilisés; cependant, selon l'état actuel des connaissances, un filtre monocouche dimensionné de manière conventionnelle est suffisant pour le traitement biologique complémentaire. Par conséquent, des systèmes de filtration continus (p. ex. «filtre Dynasand») peuvent être utilisés tout comme ceux de concept classique (filtration gravitaire).

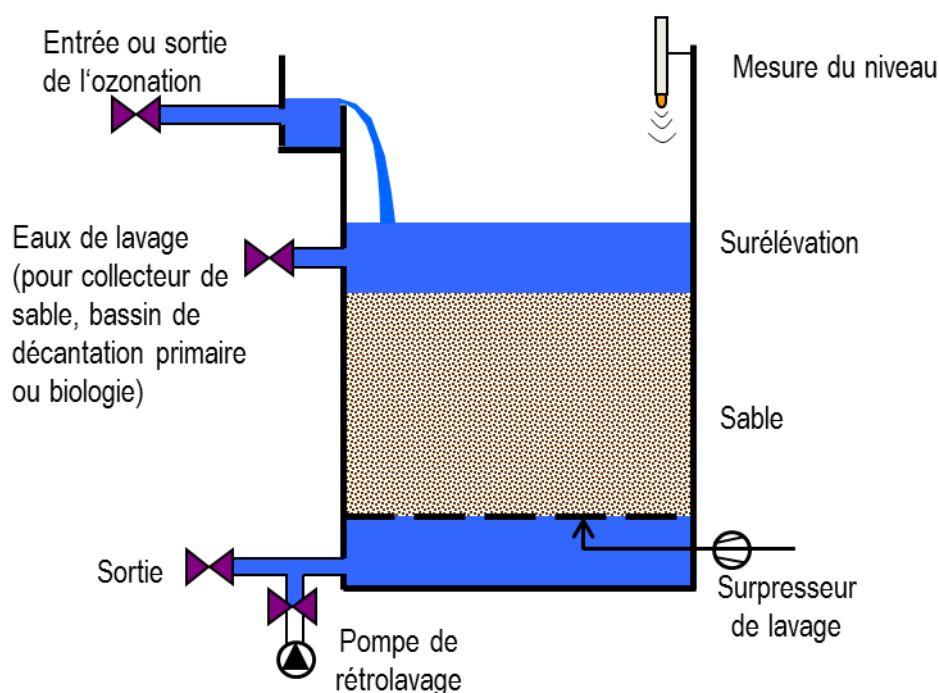


Illustration 5. Schéma général d'un filtre à sable utilisé comme étape de traitement biologique complémentaire (source: Abegglen et Siegrist, 2012).

Une grandeur de dimensionnement importante du filtre à sable est la vitesse de filtration maximale (à Q_{max}) qui s'élève habituellement à 15 m/h. Il est nécessaire de tenir compte qu'une cellule filtrante est mise hors service durant le rétrolavage et que les eaux de lavage qui en résultent représentent une charge supplémentaire pour le filtre. Ainsi, en fonction du nombre de cellules filtrantes et de l'effet des rétrolavages, la vitesse maximale de filtration est estimée à environ 12.5 m/h par rapport à la surface filtrante totale. Au débit maximum (Q_{max}), le temps de contact est d'environ 5 minutes (près de 15 minutes au débit temps sec (Q_{TS})). D'autres informations pour le dimensionnement des installations de filtration sont disponibles dans la littérature spécialisée.

L'infrastructure requise pour un filtre à sable est brièvement expliquée ci-après :

- **Cellules filtrantes :** la cellule filtrante se compose du matériel filtrant (en règle générale de l'antracite ou un autre matériau présentant une porosité de surface ; pour un filtre bicouche du sable de quartz combiné à de l'antracite est généralement utilisé), du plancher avec des

buses (les buses filtrantes servent à la rétention du matériau filtrant et au rétrolavage), le répartiteur et la tuyauterie pour les écoulements.

- **Bassin d'eau de rinçage** : le filtre à sable doit être périodiquement rétrolavé tous les 1 à 2 jours. Le rétrolavage est effectué avec de l'air et de l'eau provenant du filtrat (eau traitée par le filtre).
- **Bassin d'eau de lavage ou d'eaux boueuses** : les matières solides retenues par le support filtrant sont évacuées grâce au rétrolavage. Les eaux de ce lavage sont recueillies dans un bassin d'eaux boueuses et, généralement, introduites par pompage à l'entrée de la STEP ou avant le décanteur primaire. La production d'eaux boueuses s'élève à 5% au maximum de la quantité d'eau à traiter.
- **Surpresseur permettant de laver le filtre avec de l'air** : outre l'eau, de l'air est également utilisé pour laver le filtre. La tuyauterie nécessaire doit également être prise en compte, en plus du/des surpresseurs.
- **Diverses pompes** : des pompes sont nécessaires pour laver le filtre et éventuellement acheminer les eaux de lavage en tête de STEP. Si une compensation des pertes de charges hydrauliques dans le filtre est nécessaire, des pompes seront utilisées pour l'alimentation. Il convient aussi ici de prendre en compte la tuyauterie associée.

A1.2 Applications actuelles

Le filtre à sable est/sera utilisé comme étape de traitement complémentaire d'une ozonation à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- STEP de Neugut, Dübendorf (CH), en service
- STEP d'Oberwynental, Reinach (CH), en service
- St-Pourçain (F), en service
- STEP de Basserdorf (CH), en construction
- STEP de Werdhölzli, Zurich (CH), en construction
- Cologne Rodenkirchen (D)
- ...

La combinaison ozonation et filtre à sable a été étudiée à l'échelle pilote ou industrielle sur les sites suivants :

- STEP de Wüeri, Regensdorf (CH) : installation pilote à l'échelle industrielle
- STEP de Vidy, Lausanne (CH) : à l'échelle pilote
- ...

A1.3 Principales exigences attendues d'un filtre à sable

Élimination de produits de réaction labiles et toxiques formés lors de l'ozonation

Il a été démontré, au cours de diverses études, qu'un filtre à sable utilisé comme traitement complémentaire biologiquement actif peut diminuer significativement la toxicité des eaux traitées par ozonation (toxicité due aux produits de réaction labiles et toxiques). Des effets négatifs ont, par exemple, été mesurés lors de l'essai pilote de Regensdorf (Abegglen et al., 2009) en sortie de l'ozonation par des tests FELST (Fish Early Life Stage Toxicity) ou de reproduction avec des vers « d'eau douce » (en d'autres termes, les eaux usées à la sortie de l'ozonation étaient plus problématiques qu'à l'entrée du point de vue écotoxicologique). Ces effets ont toutefois été réduits par une filtration sur sable pour atteindre les mêmes seuils que ceux mesurés à l'entrée de l'ozonation. Des effets similaires sont également décrits par Stalter et al. (2010b) et Magdeburg et al. (2012).

Aucune amélioration significative en sortie du filtre à sable n'a pu être observée dans les essais réalisés à Lausanne (Kienle et al., 2015; Margot et al., 2011). Lors des analyses réalisées dans le cadre du projet ReTREAT de la STEP de Neugut (Böhler et al., 2017) seule une faible diminution des effets écotoxicologiques a été identifiée pour le filtre à sable dans le cadre d'analyses écotoxicologiques complètes (les effets écotoxicologiques mesurés immédiatement après l'ozonation étaient déjà très faibles; Kienle et al., 2017).

Nitrosamines

À Regensdorf, le comportement de 8 nitrosamines a été étudié lors de l'ozonation. Seules les NDMA (N-nitrosodiméthylamines) ont été formées en quantités substantielles lors de l'ozonation, mais ont été éliminées à 50% dans le filtre à sable (c.à.d. diminuées à hauteur des valeurs en sortie de la décantation secondaire). Aucun effet n'a été constaté pour les autres nitrosamines (Abegglen et al., 2009). De même, le projet ReTREAT (Böhler et al., 2017) a mesuré un taux d'élimination moyen des NDMA d'environ 66% dans les filtres à sable.

Ainsi, avec un filtre à sable, les exigences principales attendues pour le traitement complémentaire peuvent être satisfaites sans difficulté.

A1.4 Effets supplémentaires d'un filtre à sable

La performance de l'ozonation est décrite en détail dans le chapitre 4. Ces résultats valent également pour la combinaison avec un filtre à sable. Nous abordons, ci-dessous, les aspects supplémentaires du filtre à sable.

Élimination des micropolluants

Certains micropolluants peuvent être éliminés par le filtre à sable (p. ex. le benzotriazole). Cependant, une action à large spectre n'est pas attendue car le procédé repose surtout sur des processus biologiques. À la STEP de Neugut, aucune élimination supplémentaire due aux filtres à sable n'a été mesurée (Böhler et al., 2017), tandis que des éliminations significatives de benzotriazole (50 à 60%), de diclofénac (10 à 20%) et de méthylbenzotriazole (30%) ont été mesurées à la STEP de Bülach-Furt sur un filtre à sable sans ozonation préalable (rapport intermédiaire Essai CAG, STEP de Bülach-Furt, 2017). Dans d'autres projets, des éliminations de 10 à 60% ont été mesurées pour l'aténolol, le diclofénac, le naproxène et le triméthoprime (Abegglen et al., 2009), ainsi que pour l'aténolol, le benzotriazole, la codéine et l'acide méfénamique (Böhler et al., 2011). Une influence de la nitrification ne peut pas être exclue (Rattier et al., 2014). Une élimination significative des MP par le filtre à sable peut donc être considérée comme très faible.

Élimination du carbone organique (COD, DCO, BOD)

Les composés à base de carbone organique en sortie de la décantation secondaire (avec une biologie nitrifiante) ne peuvent généralement plus être éliminés biologiquement car le traitement biologique a fait son travail. Toutefois, les filtres à sable permettent une meilleure élimination du COD : ainsi, à la STEP de Bülach-Furt, une élimination moyenne de 7% par le filtre à sable a été mesurée pour un temps de contact moyen de 12 minutes (la concentration de COD à l'entrée du filtre se situait entre 4 et 7 mg/l; rapport intermédiaire sur l'essai de CAG, STEP de Bülach-Furt, 2017). En combinaison avec une ozonation, ce taux d'élimination peut varier en fonction de la dose spécifique d'ozone. Par exemple, à la STEP de Neugut, le taux d'élimination du COD dans le filtre à sable était compris entre 5 et 20% (Böhler et al., 2017). Nous supposons qu'une partie de ce COD est éliminée biologiquement en tant que COA (voir ci-dessous) et que l'autre partie (COD

colloïdal) est retenue par accumulation sur le biofilm entourant le matériau filtrant (Böhler et al., 2017). Pour la DCO, aucun effet n'a été constaté en raison de grandes incertitudes sur les mesures.

Élimination du carbone organique assimilable (COA)

Certaines substances organiques étant oxydées lors de l'ozonation, elles sont en partie mieux assimilables biologiquement. Cette part de COD est appelée carbone organique assimilable (COA). La formation de COA dépend de la concentration en COD à l'entrée et de la dose d'ozone injectée. Dans les études menées à la STEP de Wüeri à Regensdorf (Abegglen et al., 2009), il est apparu que le COA, éliminé ensuite par le filtre à sable situé en aval, était formé lors de l'ozonation (de 10 à 50%). Ce rendement d'élimination semble dépendre des saisons (durant les mois chauds de l'été, le rendement d'élimination était plus élevé que durant les rudes mois d'hiver). Dans le projet ReTREAT (Böhler et al., 2017), le COA est réduit d'environ 40% par le filtre à sable. La concentration d'oxygène dissous et le temps de contact sont des paramètres pouvant influencer cette élimination du COA au niveau des filtres à sable.

Nutriments (azote et phosphore)

Les conditions aérobies présentes dans le filtre à sable (la teneur en oxygène de l'eau est très élevée après l'ozonation vu la grande quantité d'oxygène injectée dans l'eau traitée en parallèle de l'apport d'ozone) permettent de poursuivre la nitrification de l'ammonium (si nécessaire). Le rendement d'élimination dépend de plusieurs facteurs comme la présence d'un biofilm nitrifiant, la concentration en oxygène, la présence d'autres substances biodégradables ou les variations de concentrations en ammonium. Le nitrite étant oxydé très efficacement par l'ozone, il est souvent éliminé dans l'ozonation.

Le phosphore particulaire est également retenu en parallèle de la réduction des MES (voir le chapitre suivant), contrairement aux phosphates. En principe, ce dernier peut être précipité avec un ajout de précipitant entre l'ozonation et le filtre (filtration avec coagulation et floculation).

Matières en suspension (MES) et turbidité

L'élimination des substances non dissoutes ou MES est identique à celui d'un filtre à sable traditionnel (indépendant de l'ozonation en amont). Les substances adsorbées sur les particules sont aussi retenues par le filtre (p. ex. le mercure ou d'autres métaux lourds, voire certaines substances organiques adsorbées). Les concentrations en MES en sortie dépendent en premier lieu de la qualité des eaux en entrée du traitement (les concentrations habituelles en matières solides vont de 5 à 15 mg/l en entrée des filtres à sable). En règle générale, des valeurs de MES en sortie inférieures à 5 mg/l sont obtenues sans problème. À la STEP de Neugut, une élimination des MES d'environ 75% a été mesurée dans le cadre du projet ReTREAT (les matières solides à l'entrée du filtre étaient toutefois comprises entre 1 et 2 mg/l, ce qui est très bas; Böhler et al., 2017). Cette rétention des particules génère aussi une réduction supplémentaire de la DCO et du COT, ainsi que de tous les autres paramètres comprenant des substances particulières.

Désinfection

Le dénombrement des germes totaux a tendance à augmenter dans le filtre à sable. Cela n'est pas surprenant et s'explique par la déstructuration de certaines parties du biofilm fixé sur les grains de sable. Il en va autrement pour les organismes indicateurs des germes pathogènes comme *E.coli* ou les *entérocoques* dont le nombre n'est ni diminué ni augmenté par le filtre à sable. Le nombre de germes pathogènes à la sortie du filtre à sable était identique ou plus faible

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

qu'à l'entrée du filtre. Cela signifie qu'aucune prolifération significative de germes pathogènes dans le filtre à sable n'est survenue dans les études menées jusque-là.

Décoloration

Les filtres à sable n'éliminent pas les couleurs de l'eau. La décoloration a lieu uniquement lors du traitement par ozonation.

Élimination des odeurs

Les filtres à sable ne contribuent pas à l'élimination des odeurs.

A1.5 Autres critères

Coûts d'investissement et d'exploitation

Les coûts d'un filtre à sable dépendent de différents facteurs, tels que la taille de l'installation, les fondations, le niveau hydrostatique ou les contraintes hydrauliques de la STEP (station de pompage nécessaire ou pas en entrée). Dans l'étude des coûts du projet «Stratégie Micropoll» (Hunziker-Betatech, 2008), le prix d'un filtre à sable a été évalué de 5 à 30 Fr/EH/an, ou de 0.05 à 0.3 Fr/m³ d'eaux usées traitées dépendant de la taille de la STEP (voir Tableau 4).

Tableau 4. Coûts d'un filtre à sable (source: Hunziker-Betatech, 2008).

STATION D'EPURATION	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Lucerne	Zurich
Capacité de traitement	6'100	18'000	37'700	66'000	250'000	600'000
Quantité d'eaux usées (en 1000 m ³ /an)	1'160	2'870	4'890	8'640	38'490	77'450
FILTRE A SABLE	Untersee	Aadorf	Furt	Au	Lucerne	Zurich
Coûts d'investissement (millions de francs)	1.7	3.8	5.8	5.6	11.8	37.8
Investissements (francs/EH)	284	214	154	86	47	63
Frais d'exploitation (1000 francs/an)	26	66	97	104	287	633
Frais d'exploitation (francs/EH/ an)	4.3	3.7	2.6	1.6	1.1	1.1
Coûts annuels (1000 francs/an)	182	430	621	627	1'331	3'732
Coûts spécifiques (francs/m ³)	0.16	0.15	0.13	0.07	0.03	0.05
Coûts spécifiques (francs/EH/an)	30	24	17	9	5	6

Mais dans certains cas, d'autres facteurs que la taille de la STEP et plus particulièrement les conditions locales (tels que les réserves foncières, l'hydraulique, les installations existantes etc.) jouent un rôle important. Les coûts d'exploitation d'une filtration reposent principalement sur les coûts d'électricité pour les surpresseurs, les pompes d'eau de rinçage et les éventuelles stations de relevage. Dans la mesure où les coûts d'investissement et d'exploitation dépendent fortement de la situation locale, aucune indication précise des prix ne peut encore être donnée.

Consommation de ressources

L'exploitation d'un filtre à sable nécessite de l'électricité pour les équipements de rétrolavage (surpresseurs et pompes). La consommation de courant pour le lavage des filtres est comprise - selon la taille de l'installation, la qualité des eaux usées à traiter, la configuration du filtre et la fréquence de rétrolavage - entre 0.005 et 0.01 kWh/m³ d'eaux usées traitées (Energie dans les stations d'épuration, 2008). Par ailleurs, une consommation de courant d'environ 0.015 à 0.02 kWh/m³ est nécessaire pour une éventuelle station de pompage intermédiaire dont les hauteurs de refoulement sont typiquement de 3 à 4 mètres (Energie dans les stations d'épuration, 2008).

La surface de filtration nécessaire est estimée à partir de la vitesse de filtration maximale. Pour une vitesse maximale de filtration à 12.5 m/h (pour toute l'installation y compris une cellule filtrante en rétrolavage), la surface des cellules filtrantes est d'environ 0.08 m²/(m³/h). La quantité d'eau se rapporte généralement au débit maximal. En tenant compte de la station de pompage et des installations auxiliaires, l'espace nécessaire pour une installation de filtration est, selon la taille de l'installation, de 50 à 100% plus élevée que celle de la surface servant à la filtration.

Interfaces avec le traitement biologique en amont

Parmi les interfaces importantes, citons la réintroduction de l'eau de lavage du filtre en entrée de la STEP ou avant le décanteur primaire. La production moyenne d'eau de lavage du filtre est comprise entre 2 et 5% de l'eau filtrée, selon la qualité de l'eau arrivant dans le filtre. Ainsi, dans le dimensionnement hydraulique des étapes en amont, avec un décanteur secondaire fonctionnant correctement, on peut estimer la charge due au rétrolavage à 5% de la quantité d'eau arrivant à la STEP.

Influence sur le traitement des boues

Lors de la construction d'un nouveau filtre à sable, la production supplémentaire de boues s'élève à environ 1.5 g MS/EH/j (entre 0.75 et 3.0 g MS/EH/j, dépendant de la STEP), due à la rétention supplémentaire de matières solides par le filtre à sable. Lors de la recirculation des eaux boueuses dans la fosse à sable ou la décantation primaire, ces boues supplémentaires finissent en majeure partie dans les boues primaires.

Aspects liés à la sécurité

Dans le traitement complémentaire (filtre à sable), il est très important que l'eau ne contienne plus d'ozone en entrée. Une description détaillée est disponible dans le chapitre 4, ainsi que dans les fiches techniques (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration », plateforme VSA « Techniques de traitement des micropolluants, 2016c). Sinon, aucune autre précaution de sécurité particulière n'est à observer pour une filtration sur sable.

Intégration dans des installations existantes

Pour autant que l'on dispose de suffisamment d'espace, une ozonation avec filtration sur sable peut facilement être intégrée dans une STEP existante car cette étape est placée tout à la fin de l'installation. Une station de relevage est généralement nécessaire avant l'ozonation en raison de la perte de pression dans le filtre à sable, ce qui peut mener à des coûts supplémentaires.

Des filtres existants peuvent être utilisés comme traitement complémentaire sans devoir procéder à des adaptations coûteuses. À la STEP de Neugut, qui dispose d'un filtre à sable

existant, aucun changement du fonctionnement de l'exploitation ou des rétrolavages des filtres à sable n'a été observé suite à la mise en service de l'ozonation (Böhler et al., 2017).

Extension

Le paramètre limitant d'une filtration sur sable est la vitesse de filtration maximale (et éventuellement les stations de relevage). Des cellules filtrantes nécessaires peuvent être complétées selon la conception de l'ouvrage. Dans ce cas, il convient de vérifier que cette quantité d'eau supplémentaire peut être acceptée hydrauliquement dans les canaux d'entrée et de sortie. Les périphériques du filtre à sable (bassin d'eau de lavage et d'eau boueuse) comme les surpresseurs d'air de lavage ou les pompes devront aussi être adaptés.

A2 Ozonation complète et traitement complémentaire en lit fluidisé

L'essentiel en bref

Les données disponibles et les expériences pratiques visant à évaluer le lit fluidisé comme procédé de traitement complémentaire sont encore rares car ce procédé est utilisé uniquement dans trois projets, à savoir le projet ReTREAT à la STEP de Neugut, celui de la STEP de ProRhenon ainsi qu'à l'échelle industrielle à la STEP de Duisburg Vierlinden (D). Les essais pilotes menés jusque-là laissent supposer que le lit fluidisé peut être un procédé de traitement complémentaire adapté. Mais nous ne disposons pas encore d'expériences suffisantes pour pouvoir tirer des conclusions définitives.

Principales exigences : le lit fluidisé s'est montré capable d'éliminer les nitrosamines (NDMA). L'élimination des produits de réaction labiles et toxiques n'a pas encore pu être mesurée dans les études réalisées jusqu'à maintenant car aucun effet écotoxicologique négatif n'a été observé après l'ozonation (Böhler et al., 2017, Kienle et al., 2017). Une évaluation objective n'est donc pas possible pour le moment.

Effets supplémentaires : le lit fluidisé est un système «ouvert». Cela signifie qu'aucune séparation substantielle des matières solides n'a lieu. La perte de pression via le lit fluidisé est donc plus faible qu'avec un système de filtre (comme par exemple le filtre à sable). Mais un effet nitrifiant est possible en raison de l'activité biologique du biofilm fixé sur les supports. Les micropolluants ne sont pas mieux éliminés.

Autres critères : le lit fluidisé est relativement simple à mettre en œuvre. Les interfaces avec une installation existante sont minimales. Une aération supplémentaire après l'ozonation n'est pas nécessaire, mais le réacteur doit être bien mélangé.

Bilan : de manière générale, le lit fluidisé semble approprié comme traitement complémentaire après l'ozonation. Toutefois, aucune recommandation définitive ne peut être faite sur la base des données actuelles.

A2.1 Description du procédé

Le lit fluidisé est un procédé biologique à biofilm qui s'est établi comme traitement biologique. Il est composé entre autres d'un matériau servant de support (avec une densité spécifique moins élevée que l'eau et donc flottant en surface), qui est mélangé activement par turbulences (à l'aide d'agitateurs ou d'installations d'aération) dans le réacteur. Des microorganismes responsables du traitement biologique se développent sur ces supports ayant une surface spécifique élevée (voir Illustration 6 et Illustration 7).

Le lit fluidisé utilisé dans le projet ReTREAT a été exploité avec une charge hydraulique comprise entre 7.3 et 13.3 l/m²/h (en moyenne à 10.3 l/m²/h) et un temps de contact compris entre 16 et 30 minutes (en moyenne 21 minutes) (Böhler et al., 2017). Dans les essais pilotes réalisés à la STEP ProRheno à Bâle, les charges hydrauliques étaient nettement plus faibles avec 10 l/m²/h (Fux et al., 2015).

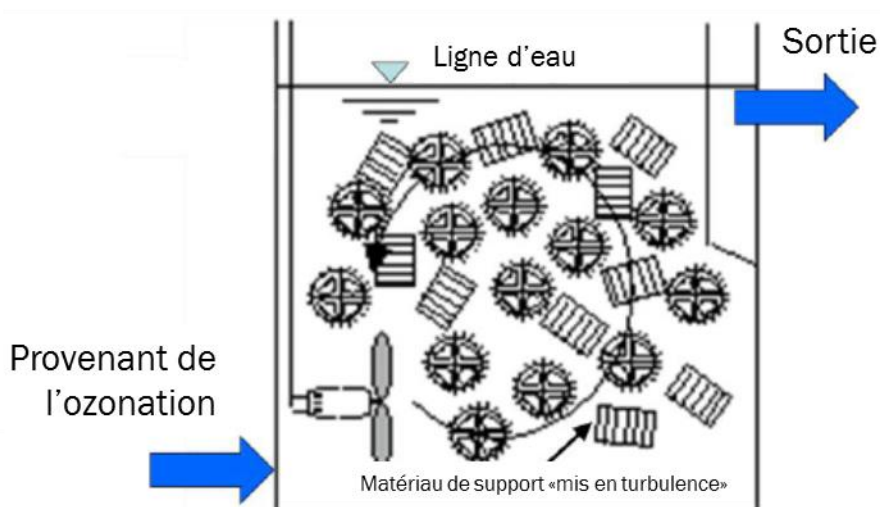


Illustration 6. Schéma général d'un lit fluidisé utilisé comme étape de traitement biologique complémentaire (source: Böhler et al., 2017).

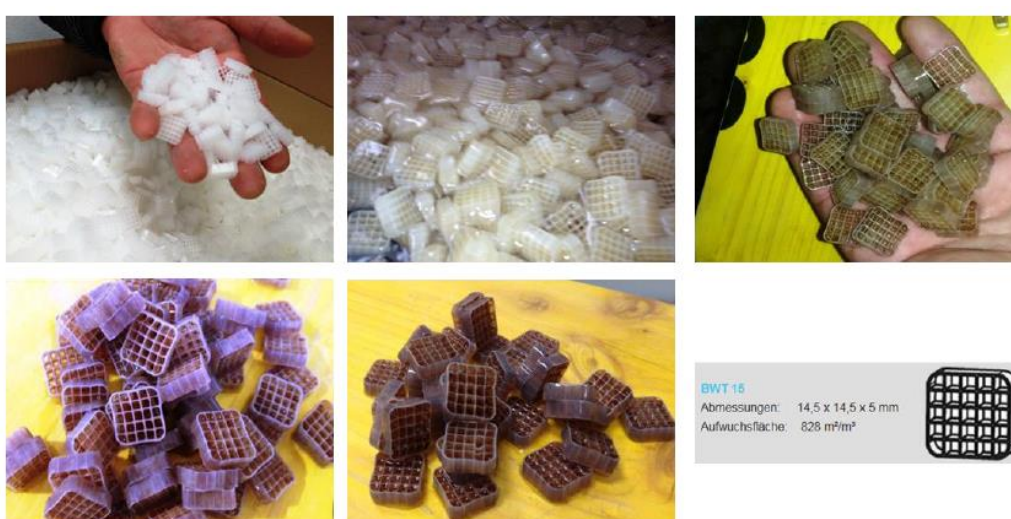


Illustration 7. Supports sans biofilm et développement progressif du biofilm en fonction du temps d'exploitation. La deuxième photo de la première ligne montre déjà une formation fine du biofilm (coloration marron clair) après presque six semaines d'exploitation (source: Böhler et al., 2017).

A2.2 Applications actuelles

Le lit fluidisé utilisé comme traitement complémentaire d'une ozonation a été/est utilisé à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- STEP de Duisburg, Vierlinden (D)

La combinaison ozonation et lit fluidisé a été étudiée sur les sites suivants à l'échelle pilote :

- Projet ReTREAT à la STEP de Neugut (CH)
- Essai pilote à la STEP de ProRhenno, Bâle (CH)

A2.3 Principales exigences attendues d'un lit fluidisé

Élimination des produits de réaction labiles et toxiques formés lors de l'ozonation

Les analyses écotoxicologiques actuelles ne permettent pas d'évaluer précisément l'élimination des produits de réaction labiles et toxiques. Le niveau de toxicité des eaux usées épurées était déjà très faible après l'ozonation (Kienle et al., 2017).

Nitrosamines

Les études réalisées dans le cadre du projet ReTREAT ont révélé qu'une élimination de 40 à 50% des NDMA est obtenue par le lit fluidisé, preuve d'une activité biologique (Böhler et al., 2017). Toutefois, le rendement d'élimination obtenu dans ce projet était inférieur à celui d'un filtre à sable (moyenne de 66%). Les données ont d'ailleurs fortement varié entre les différentes campagnes de mesure.

Il est donc impossible de procéder à une conclusion sur l'efficacité de l'élimination des produits de réaction labiles et toxiques et de leurs effets écotoxicologiques.

A2.4 Effets supplémentaires d'un lit fluidisé

La performance de l'ozonation est décrite en détail dans le chapitre 4. Ces résultats valent également pour la combinaison avec un lit fluidisé. Nous abordons, ci-dessous, les effets supplémentaires attendus d'un lit fluidisé.

Élimination des micropolluants

Comme on pouvait s'y attendre, aucune élimination significative de micropolluants dans un lit fluidisé n'a été mesurée dans les projets actuels.

Élimination du carbone organique (COD, DCO, BOD)

Le lit fluidisé utilisé dans le projet ReTREAT a éliminé en moyenne environ 6% de COD, une valeur nettement inférieure à celle du filtre à sable (entre 5 et 20%; Böhler et al., 2017). Un taux d'élimination plus élevé de COD a été mesuré dans les essais réalisés à la STEP de ProRhenno (environ 17%; Fux et al., 2015). Nous supposons que ce rendement d'élimination élevé provient de la charge hydraulique plus faible ou du temps de contact beaucoup plus élevé (le temps de séjour dans les essais de la STEP de ProRhenno était d'environ un jour). En outre, avec 6.3 respectivement 7.9 mg COD/l, la concentration moyenne en COD en entrée du lit fluidisé et donc le potentiel d'élimination de la STEP de ProRhenno était légèrement plus élevé qu'à la STEP de Neugut (env. 5 mg COD/l), ce qui a pu influencer le taux d'élimination.

Par ailleurs, la question de savoir si une augmentation de l'élimination des micropolluants pourrait être obtenue avec une configuration en cascades n'est pas encore résolue (Escolà Casas

et al., 2015). D'un point de vue technique, il faut rester prudent car la probabilité de développement d'organismes «plus évolués» (p.ex. de vers, mollusques ou autres brouteurs) augmente dans la zone arrière des cascades (où la charge est plus faible).

Élimination du carbone organique assimilable (COA)

Dans les analyses du projet ReTREAT (Böhler et al., 2017), la réduction du COA était d'environ 17%, soit nettement plus faible que celle obtenue avec un filtre à sable. La biomasse produite par la décomposition du COA est négligeable par rapport à celle due aux matières solides.

Nutriments (azote et phosphore)

Si suffisamment d'oxygène est disponible, on peut s'attendre à une activité nitrifiante du biofilm fixé sur les supports. Seule une faible quantité de phosphore particulaire est retenue en lien avec la rétention de matières solides. Aucune élimination biologique du phosphate n'a été observée, même si une faible élimination du phosphore peut s'expliquer par le développement de la biomasse.

Matières en suspension (MES) et turbidité

Le lit fluidisé est un système «ouvert» qui ne retient pratiquement aucune matière solide. Dans le projet ReTREAT, la rétention moyenne des matières solides était d'environ 5% (Böhler et al., 2017). Avec une filtration supplémentaire sur toile en aval, la rétention des matières solides a pu être augmentée substantiellement. De cette manière (lit fluidisé et filtre sur toile), la rétention des matières solides a pu être augmentée à environ 50%. Toutefois, il convient de noter que le filtre sur toile utilisé dans le projet ReTREAT n'était pas conçu de manière optimale car il était initialement prévu pour une autre charge hydraulique. Avec un dimensionnement optimal, on peut supposer que la rétention des matières solides devrait être comparable à celle d'un filtre à sable (env. 70%, Böhler et al., 2017).

Désinfection

Aucune désinfection n'a lieu dans un lit fluidisé.

Décoloration

Aucune décoloration n'est obtenue dans un lit fluidisé.

Élimination des odeurs

Le lit fluidisé contribue peu ou pas à l'élimination des odeurs.

A2.5 Autres critères

Coûts d'investissement et d'exploitation

Aucun coût d'investissement ou d'exploitation n'a pu être chiffré à ce jour pour le lit fluidisé comme traitement complémentaire. Les coûts sont fortement influencés par la situation locale (les réserves foncières, l'hydraulique, les infrastructures existantes, le terrain constructible, etc.). Les coûts d'exploitation d'un lit fluidisé reposent principalement sur les coûts en énergie électrique utilisée pour l'agitation des supports.

Consommation de ressources

L'exploitation d'un lit fluidisé nécessite donc de l'énergie électrique pour l'agitation des supports. Ces derniers peuvent être agités au moyen d'air injecté et/ou par des agitateurs mécaniques. La consommation de courant est d'environ 0.02 à 0.03 kWh/m³ d'eaux usées traitées pour un temps de contact¹ de 60 minutes (pour Q_{moyen}) et de 20 minutes (pour Q_{max}). L'énergie spécifique destinée à la mise en circulation du réacteur est comprise entre 20 à 30 W/m³. Il convient également de prendre en compte le besoin d'électricité supplémentaire pour l'utilisation d'une éventuelle pompe intermédiaire. La perte de pression, bien que négligeable dans un lit fluidisé, est généralement de 0.5 à 1 m due aux ouvrages pour la répartition hydrauliques et les by-pass. Cela correspond à une consommation électrique d'environ 0.0025 à 0.005 kWh/m³ d'eaux usées (Energie dans les stations d'épuration, 2008).

La surface nécessaire peut être définie par le temps de contact dans le lit fluidisé. Avec un temps de contact de 20 minutes au débit maximum (Q_{max}) et un réacteur de 5 mètres de profondeur, les cellules du lit fluidisé ont besoin d'une surface d'environ 0.07 m²/(m³/h). En tenant compte des canaux (entrée et de sortie) et des installations auxiliaires, la surface totale de l'installation est, fonction de la taille de l'ouvrage, de 10 à 50% plus élevée que celle pour le réacteur du lit fluidisé.

Interfaces avec le traitement biologique précédent

Un traitement complémentaire à l'aide d'un lit fluidisé n'a pas d'interfaces directes avec les étapes précédentes.

Influence sur le traitement des boues

L'ozonation combinée à un lit fluidisé n'a pas d'influence sur le traitement des boues.

Aspects liés à la sécurité

Pour le traitement complémentaire par lit fluidisé, il est très important que l'eau ne contienne plus d'ozone en entrée. Pour cela, une description détaillée est disponible dans le chapitre 4, ainsi que dans les fiches techniques correspondantes de la plateforme (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration », plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants», 2016c).

Lors de la planification du lit fluidisé, il est impératif de tenir compte de la conception hydraulique des réacteurs et des équipements pour retenir les supports (aussi bien en sortie qu'en entrée, afin qu'aucun support ne puisse s'introduire dans le réacteur d'ozone). Il faut également tenir compte du fait que les installations permettant de retenir les supports peuvent s'obstruer. Une mesure de niveau permet de détecter un colmatage et d'éviter la perte des supports dans l'environnement en stoppant le débit d'alimentation.

Intégration dans des installations existantes

Pour autant que l'on dispose de suffisamment d'espace, une ozonation avec un lit fluidisé peut être intégrée dans une installation existante. La perte de pression d'un lit fluidisé est bien plus faible que celle d'un filtre à sable (environ 0.5 à 1.0 m de perte selon un concept avec une ou plusieurs lignes et la répartition correspondante des eaux usées).

¹ Un temps de contact minimal de 20 minutes et un degré de remplissage de 300 m² de biofilm par m³ de réacteur donne une «charge surfacique» du biofilm de 10 l/m²/h.

Extension

Les paramètres limitants d'un traitement par lit fluidisé sont (i) le temps de contact, (ii) la charge hydraulique sur le biofilm, (iii) le dimensionnement hydraulique des équipements pour retenir les supports et éventuellement (iv) la station de relevage. Une extension future nécessite la construction de réacteurs supplémentaires car le temps de séjour hydraulique représente souvent le principal paramètre limitant dans le dimensionnement.

Divers

Des organismes «plus évolués» qui peuvent réduire l'activité d'un biofilm, se développent aussi dans des systèmes à lit fluidisé à faible charge contenant une teneur élevée en oxygène dissous. Pour éviter cela, il faut bien choisir le matériel de support : les supports appropriés présentent de petits volumes intérieurs permettant de restreindre la croissance de ces organismes «plus évolués».

Si les réacteurs du lit fluidisé sont réalisés en béton, il convient de mettre un revêtement pour éviter une érosion du béton par les supports du lit fluidisé.

Questions ouvertes

Pour l'instant il n'est pas clair si une conception en cascades (2 ou 3 réacteurs en série) est à privilégier. Le point positif d'une exploitation en cascades est l'effet positif sur la diversité de la biomasse (sélection) et donc sur son activité biologique (voir plus haut; Escolà Casas et al., 2015). Cependant la probabilité de développement d'organismes «évolués» augmente dans les dernières zones de cascades où les charges sont plus faibles. De plus, une conception en cascades est moins rentable, notamment à cause des équipements de rétention des supports qui doivent être intégrés à chaque réacteur.

La charge hydraulique optimale pour un lit fluidisé est encore incertaine.

A3 Ozonation complète et traitement complémentaire en lit fixe

L'essentiel en bref

Les données disponibles et les expériences faites avec un lit fixe comme traitement complémentaire sont encore trop rares, ce dernier n'étant utilisé que dans un seul projet en Suisse (projet ReTREAT; Böhler et al., 2017). Dans cet essai, il est apparu qu'une invasion de mollusques avait très fortement limité l'activité biologique. Une exploitation évitant ces mollusques est certes possible mais complique le fonctionnement et rend donc ce procédé plutôt inapproprié.

Principales exigences : le lit fixe est capable d'éliminer les nitrosamines (NDMA). Mais l'élimination était très faible en comparaison avec d'autres procédés de traitement complémentaire. L'élimination de produits de réaction labiles et toxiques n'a pas encore pu être vérifiée dans les études actuelles car aucun effet écotoxicologique négatif n'a été provoqué par l'ozonation (Böhler et al., 2017, Kienle et al., 2017). Une conclusion n'est donc pas possible pour le moment.

Capacités supplémentaires : le lit fixe est un système «ouvert». Cela signifie qu'aucune séparation substantielle des matières solides n'a lieu. La perte de pression via le lit fixe est également nettement plus faible qu'avec un filtre, comme par exemple avec un filtre à sable. L'activité biologique est faible lors la présence invasive de mollusques.

Autres critères : le lit fixe est relativement simple à utiliser et les interfaces avec l'installation existante sont minimales (eau de lavage).

Bilan : un lit fixe comme procédé de traitement complémentaire après l'ozonation n'est pas approprié sur la base des expériences actuelles. Ainsi, aucune recommandation objective ne peut être faite sur la base des données actuellement disponibles.

A3.1 Description du procédé

Le lit fixe est un procédé à biofilm. Les microorganismes responsables de l'épuration se développent sur des éléments structurés en plastique (Illustration 8). Ces supports de biofilm sont fixés dans le réacteur et sont parcourus par les eaux usées, permettant ainsi la croissance constante du biofilm. Afin d'éviter un colmatage du système (par développement du biofilm), celui-ci est si besoin lavé à intervalles réguliers. Il n'est généralement pas nécessaire d'installer un surpresseur supplémentaire pour exploiter un lit fixe en aval d'une ozonation car les eaux usées ont été enrichies en oxygène dans le réacteur d'ozonation. Les expériences actuelles montrent qu'une invasion de mollusques est possible, ce qui influence négativement le rendement du lit fixe (Illustration 9).

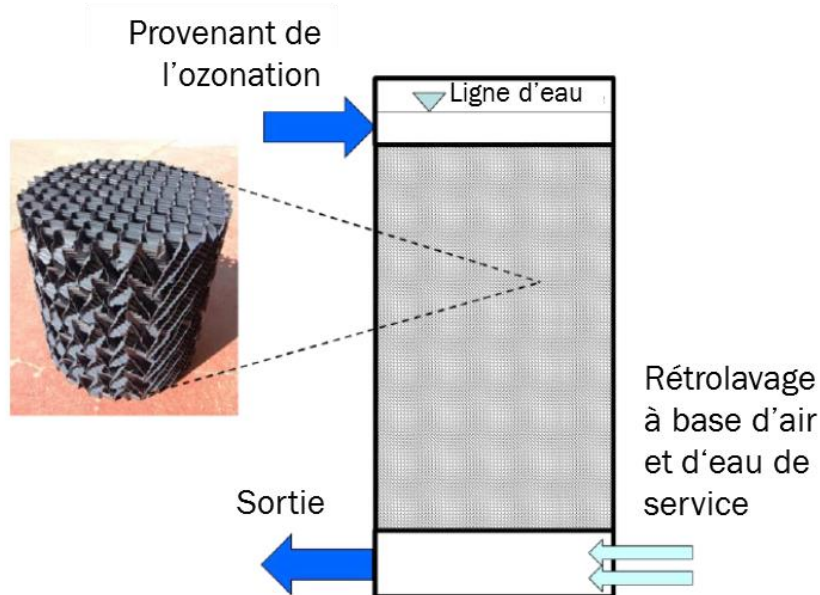


Illustration 8. Schéma général d'un lit fixe utilisé comme étape de traitement complémentaire (source: Böhler et al., 2017).



Illustration 9. Invasion du lit fixe par des mollusques. Après l'arrêt du débit entrant pendant plusieurs jours, les mollusques se sont regroupés en surface en raison du manque d'oxygène et ont pu être retirés facilement. Mais ceci n'est qu'une mesure temporaire. Après le démontage des éléments empilés, aucun biofilm n'a été détecté ; par contre, les carapaces des mollusques étaient présentes en grand nombre (source: Böhler et al., 2017).

Ce chapitre contient principalement les résultats du projet ReTREAT (Böhler et al., 2017), étant donné qu'il n'y a actuellement pas d'autre expérience relative au dimensionnement ou à d'autres types de lits fixes utilisés comme traitement complémentaire. Dans ce projet, un empilement de supports dotés d'une surface spécifique de 240 m² par m³ de volume d'empilement a été utilisé. Le temps de séjour hydraulique se situait entre 20 et 35 minutes (en moyenne 25 minutes environ, Böhler et al., 2017). D'autres conceptions, dimensionnements ou une exploitation optimisée pourraient conduire à des résultats différents.

A3.2 Applications actuelles

Le lit fixe utilisé comme étape de traitement complémentaire d'une ozonation a été/est utilisé jusqu'à présent sur les sites suivants à l'échelle industrielle :

- Pas encore de mise en œuvre à l'échelle industrielle connue

La combinaison ozonation et lit fixe a été étudiée sur les sites suivants à l'échelle pilote :

- Projet ReTREAT à la STEP de Neugut (CH)
- Essais pilotes réalisés aux USA (McNaught et Wert, 2015; Wert et al., 2014)

A3.3 Principales exigences attendues d'un lit fixe

Élimination de produits de réaction labiles et toxiques formés lors de l'ozonation

Les analyses écotoxicologiques actuelles ne permettent pas d'évaluer l'élimination des produits de réaction labiles et toxiques de manière définitive car le niveau de toxicité des eaux usées épurées est déjà très bas après l'ozonation (Kienle et al., 2017).

Nitrosamines

Les études réalisées dans le cadre du projet ReTREAT ont révélé un taux d'élimination de 40% des NDMA dans le lit fixe (Böhler et al., 2017). Ce rendement d'élimination était le plus faible comparé à celui des autres traitements complémentaires étudiés (filtre à sable, filtre à CAG, lit fluidisé). Cela peut s'expliquer par une faible activité biologique (grignotement du biofilm par les mollusques; voir Illustration 9; Böhler et al., 2017). Notons que les données ont fortement varié entre les différentes campagnes de mesure.

Il est impossible de procéder à une évaluation objective de l'efficacité d'élimination des produits de réaction labiles et toxiques et de leur effets écotoxicologiques par un lit fixe.

A3.4 Effets supplémentaires d'un lit fixe

La performance de l'ozonation est décrite en détail dans le chapitre 4. Ces résultats valent également pour la combinaison avec un lit fixe. Nous abordons ci-après les capacités supplémentaires du lit fixe.

Élimination des micropolluants

Une élimination des micropolluants dans un lit fixe n'a pas été observée dans les projets actuels.

Élimination du carbone organique (COD, DCO, BOD)

L'élimination du COD dans un lit fixe est à considérer comme faible : dans le projet ReTREAT, elle se situait à environ 5% et était fortement influencée par l'invasion de mollusques. Si la présence de mollusques peut être réduite, une meilleure élimination du carbone organique est attendue.

Élimination du carbone organique assimilable (COA)

Les valeurs disponibles (Böhler et al., 2017) montrent que l'élimination du COA dans un lit fixe (environ 13%) est la valeur la plus faible comparé aux rendements obtenus avec un filtre à sable, un filtre à CAG ou un lit fluidisé. Ce faible taux d'élimination est probablement dû à une densité plus faible de biomasse (induite par la présence des mollusques). Ceci a été confirmé par une autre étude (McNaught et Wert, 2015) : la réduction du COA s'élevait à environ 60% et a diminué en présence de mollusques.

Matières en suspension (MES) et turbidité

Le lit fixe est un système «ouvert» qui se caractérise par une faible rétention des matières solides. Dans le projet ReTREAT, le taux de rétention des matières solides était de 15%, soit relativement peu élevé (Böhler et al., 2017).

Élimination des nutriments (azote et phosphore)

Si un biofilm est présent, un rendement de nitrification est probable. Vu le faible taux de rétention des matières solides, peu de phosphore particulaire et d'autres substances adsorbées aux boues ou aux matières solides n'est retenu. Les phosphates ne sont pas dégradés. Une certaine élimination du phosphore est due à la croissance de la biomasse.

Désinfection

Aucune désinfection n'a lieu dans le lit fixe.

Décoloration

Aucune décoloration n'a lieu dans le lit fixe.

Élimination des odeurs

Le lit fixe ne contribue pas à l'élimination des odeurs.

A3.5 Autres critères

Coûts d'investissement et d'exploitation

Aucun coût d'investissement ou d'exploitation n'est actuellement disponible pour cette méthode car ce procédé n'a pas encore été réalisé ni exploité à l'échelle industrielle. Les coûts dépendent fortement de la situation locale (les réserves foncières, l'hydraulique, les infrastructures disponibles, le terrain constructible etc.) mais sont du même ordre de grandeur que pour le lit fluidisé. Les coûts d'exploitation pour un lit fixe reposent principalement sur les coûts d'électricité engendrés par les surpresseurs et les pompes utilisées pour les rétrolavages ainsi que les éventuelles stations de relevage.

Consommation de ressources

L'exploitation d'un lit fixe requiert de l'électricité pour les surpresseurs et les pompes des rétrolavages. Cette consommation d'électricité est négligeable et nous pouvons partir du principe qu'aucun rétrolavage ne devrait être nécessaire en fonctionnement normal. Le besoin en électricité d'une éventuelle station de pompage intermédiaire doit être pris en compte (la cellule du lit fixe présente certes une perte de pression négligeable, mais les ouvrages de répartition hydrauliques et les possibilités de by-pass engendrent une perte de pression de 0.5 à 1.0 m), ce

qui correspond à une consommation de courant d'environ 0.0025 à 0.005 kWh/m³ d'eaux usées.

La surface nécessaire pour une installation à lit fixe peut être déterminée par la «vitesse de filtration» maximale. Pour une vitesse de filtration maximale d'environ 15 m/h et un temps de contact de 20 à 25 minutes (valeurs basses), la surface nécessaire pour les cellules du lit fixe est d'environ 0.07 m²/(m³/h). Dans ce cas, la quantité totale en eau se réfère au débit maximal (Q_{max}). En tenant compte des installations de pompage et des équipements auxiliaires, l'espace total nécessaire pour l'installation est, en fonction de la taille de l'ouvrage, de 50 à 100% plus élevé.

Interfaces avec le traitement précédent

Un traitement complémentaire réalisé par un lit fixe n'a pas d'interfaces directes avec les étapes en amont, à l'exception d'une éventuelle injection des eaux de rétrolavage. Le besoin de rétrolavages est considéré comme très faible, réduisant ainsi la pollution due aux eaux de rétrolavage qui représentent seulement 1 à 2% des eaux usées entrantes dans la STEP. Dans le projet ReTREAT, le lit fixe n'a dû être lavé que très sporadiquement et aucune augmentation de pression n'a été observée (Böhler et al., 2017). Selon les connaissances actuelles, une pollution maximale momentanée de 2%, due au rétrolavage du lit fixe, est à prendre en compte du point de vue hydraulique pour le dimensionnement des étapes précédentes. Ceci signifie que la quantité maximale d'eau augmente au total de 2% sur l'ensemble de la STEP.

Influence sur le traitement des boues

L'ozonation combinée à un lit fixe n'a pas d'influence sur le traitement des boues.

Sécurité

Pour un traitement complémentaire avec un lit fixe, il est très important que l'eau ne contienne plus d'ozone en entrée. Une description détaillée est disponible dans le chapitre 4, ainsi que dans les fiches techniques de la plateforme (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration », plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants», 2016c). Aucune autre précaution de sécurité ne doit être observée pour un lit fixe.

Intégration dans des installations existantes

Pour autant que l'on dispose de suffisamment d'espace, une ozonation et un lit fixe peuvent être intégrés facilement dans une installation existante. La perte de pression d'un lit fixe est bien plus faible que celle d'un filtre à sable (environ 0.5 à 1.0 m selon l'exécution choisie, avec une ou plusieurs lignes et le concept de répartition correspondant).

Extension

Le paramètre limitant d'une installation à lit fixe est la vitesse maximale de filtration. Des cellules supplémentaires peuvent être ajoutées selon la conception de l'ouvrage. La station de relevage est généralement intégrée avant l'ozonation et devrait déjà posséder les possibilités d'extension hydraulique.

Divers

Différents organismes (p. ex. mollusques) se développent sur des systèmes à lit fixe présentant une faible charge et en présence d'une teneur élevée en oxygène dissous, comme c'est le cas

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

après l'ozonation. Il faut par conséquent viser un mode d'exploitation empêchant le développement des mollusques (p. ex. en isolant périodiquement des cellules: la cellule correspondante devient anoxique grâce à l'absence d'alimentation et donc d'apport en oxygène). D'autres idées d'exploitation sont discutées dans Daigger et Boltz (2011).

A4 Ozonation complète et autres procédés de traitement complémentaire

Outre les procédés décrits ci-dessus, il existe d'autres procédés pouvant potentiellement servir au traitement biologique complémentaire après une ozonation. Citons par exemple les lagunes de finition ou les étapes biologiquement actives plus « communes » telles que l'étape de nitrification. Il est recommandé de n'utiliser ces procédés que s'ils sont déjà existants ou si la situation locale permet d'avoir recours à ce type de procédés. Avec une nouvelle construction, il est recommandé de choisir un autre procédé approprié (p. ex. filtre à sable).

A4.1 Lagune de finition

Les lagunes de finition sont couvertes de végétation et peuvent être utilisées comme procédé de traitement dans une STEP. En Allemagne, une lagune de finition existante a été utilisée dans la station d'épuration de Bad Sassendorf (NRW, D) pour le traitement complémentaire après l'ozonation (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2013). Il existe peu de lagunes de finition en Suisse. Nous pouvons partir du principe que les lagunes de finition existantes peuvent être utilisées pour le traitement biologique complémentaire après une ozonation. Dans la mesure où les lagunes de finition nécessitent beaucoup d'espace, un autre procédé de traitement complémentaire est recommandé en cas de nouvelle construction.

La lagune de finition utilisée comme étape de traitement complémentaire après une ozonation a été/est utilisée à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- Bad Sassendorf, NRW (D): mise en œuvre à l'échelle industrielle

A4.2 Utilisation de traitements biologiques existants (p. ex. étape de nitrification)

En principe, une étape de traitement biologique existante (p. ex. nitrification, dénitrification) peut également être utilisée pour le traitement complémentaire. En cas de zone anoxique/anaérobie, il convient de noter que les rejets d'une ozonation présentent des concentrations très élevées d'oxygène dissous. Par ailleurs, aucune expérience avec des procédés de traitement complémentaire anoxiques n'est disponible à ce jour. Ainsi, nous ne savons pas avec quelle efficacité les nitrosamines sont éliminées dans une étape anoxique/anaérobie.

À la STEP de Schwerte (NRW, D), les eaux sortant de l'ozonation ont été réintroduites dans le traitement biologique précédent (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2012). Il est apparu que l'exploitation d'une recirculation est très exigeante hydrauliquement et que toutes les eaux sortant de l'ozonation ne pouvaient pas être traitées dans la biologie, surtout en cas de pluie.

Un traitement biologique existant utilisé comme étape de traitement complémentaire d'une ozonation a été/est utilisée à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- STEP de Bouillides, Sophia Antipolis (F) : traitement complémentaire dans une étape de dénitrification placée en aval
- STEP de Schwerte (NRW, D) : recirculation dans le traitement biologique en amont
- STEP à Linköping (Suède; installation en construction) : traitement complémentaire dans une étape de dénitrification placée en aval

B. Ozonation partielle (en combinaison avec un traitement au charbon actif)

La combinaison de procédés consiste à exploiter en série deux traitements spécifiques servant à éliminer les micropolluants (ozone et charbon actif). Dans le chapitre 4, l'ozonation est décrite en détail et ses effets sont spécifiés. Si une étape au charbon actif est placée en aval de l'ozonation, il n'est plus nécessaire d'avoir recours à une ozonation complète (c'est-à-dire une dose d'ozone comprise entre 0.4 à 0.8 mg O₃/mg de DOC) pour atteindre un taux d'épuration de 80% requis par la loi (OEaux, annexe 3.1, ch. 2, al. 8). Une ozonation partielle avec une dose d'ozone réduite est alors suffisante. Cette combinaison de procédés offre des avantages, dont une plus grande flexibilité et éventuellement une efficacité sur un spectre plus large de substances, mais augmente la complexité de l'installation. Les expériences réalisées avec les combinaisons de procédés ne sont pas très nombreuses. Différents projets sont actuellement menés à l'échelle industrielle et semi-industrielle. La première mise en œuvre à l'échelle industrielle est actuellement en phase de réalisation.

Nous abordons ci-après les principaux effets d'une ozonation partielle pour pouvoir mieux décrire et différencier les interactions entre l'ozonation et les traitements complémentaires à base de charbon actif.

Élimination des micropolluants

Avec des doses plus faibles, l'efficacité à large spectre d'élimination des micropolluants par l'ozone est réduite car seules les substances réagissant très bien sont éliminées (et moins bien celles qui sont principalement éliminées par les radicaux OH). Cette baisse d'élimination des micropolluants par l'ozonation est compensée par le traitement au charbon actif, afin d'atteindre le taux d'épuration exigé de 80%.

Effets sur la formation de produits de réaction toxiques

En principe, la formation de produits de réaction toxiques ne dépend pas de la dose d'ozone mais plutôt de la matrice des eaux usées contenant les précurseurs. De la même manière que pour une ozonation complète, l'ozonation partielle peut également provoquer la formation de produits de réaction labiles et toxiques devant, ici aussi, être éliminés par le traitement complémentaire.

Pour les eaux usées inadéquates pour une ozonation par la présence en concentrations élevées de produits de réaction stables et toxiques (p. ex. bromate), ceci doit aussi être pris en considération en cas d'ozonation partielle. Dans le cas du bromate, nous savons que la formation de ce composé dépend de la dose d'ozone spécifique (Soltermann et al., 2016). Mais d'autres produits de réaction toxiques indésirables peuvent se former sans corrélation avec la dose d'ozone spécifique, produits qui ne sont pas quantifiables par analyses chimiques. En résumé, on peut dire que les effets d'une combinaison de procédés doivent aussi être clarifiés suffisamment tôt et de manière minutieuse si les eaux usées s'avèrent problématiques (conformément à la recommandation du VSA «Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation»).

Effets supplémentaires

Une dose d'ozone réduite peut avoir une répercussion sur d'autres paramètres tels que l'élimination du COD, la performance de désinfection ou la décoloration des eaux usées.

B1 Ozonation partielle et traitement complémentaire par filtration sur charbon actif en grains (CAG)

L'essentiel en bref

L'ozonation partielle combinée à une filtration sur charbon actif en grains (CAG) n'est pas encore bien étudiée. Mais une mise en œuvre à l'échelle industrielle ainsi que divers projets de recherche sont en cours.

Principales exigences : le filtre à CAG possède des capacités d'élimination des nitrosamines (NDMA) élevées (Böhler et al., 2017). L'élimination de produits de réaction labiles et toxiques n'a pas encore pu être vérifiée de manière définitive dans les études actuelles car aucun effet écotoxicologique négatif n'a été engendré par l'ozonation dans le projet ReTREAT (Böhler et al., 2017, Kienle et al., 2017). Par ailleurs, une élimination efficace des micropolluants se produit en fonction du volume de lit traité (et donc de l'état de saturation du CAG) et du temps de contact.

Effets supplémentaires : le filtre à CAG élimine les matières solides (et les substances adsorbées comme les métaux lourds), les nutriments (ammonium, nitrite, phosphore) ainsi que le COD.

Autres critères : le filtre à CAG enregistre une perte de pression comparable au filtre à sable, donnée qui doit être prise en compte lors de la planification (station de relevage). Il convient par ailleurs de noter que l'eau de lavage représente jusqu'à 5% d'eau supplémentaire à traiter dans la biologie (comme pour le filtre à sable). La fréquence de rétrolavage doit être adaptée pour éviter des rétrolavages fréquents (non rentable ; une abrasion supplémentaire du charbon actif est négligeable ; Benstöm et al., 2015).

Bilan : le filtre à CAG semble globalement convenir en traitement complémentaire après ozonation. Toutefois, aucune recommandation ne peut être faite sur la base des données actuellement disponibles. Des incertitudes subsistent concernant la conception optimale du filtre (temps de contact) et de la fréquence de régénération du CAG. D'autres études sont actuellement en cours.

B1.1 Description du procédé

La filtration sur charbon actif en grains (CAG) peut être soit exploitée comme un procédé autonome, soit en combinaison avec une ozonation en amont. La filtration sur CAG comme procédé autonome ne requiert pas d'étape de traitement complémentaire. Si le CAG est utilisé en combinaison avec une ozonation, la filtration sur CAG sert d'étape de traitement complémentaire à l'ozonation et permet une élimination supplémentaire des micropolluants.

Les filtres à CAG peuvent être mis en œuvre dans diverses variantes techniques. Le CAG peut être inséré dans un filtre confiné et traversé par les eaux de la STEP. Le filtre peut être alimenté par un courant descendant ou ascendant et les rétrolavages se font de manière discontinue ou continue. Le temps de contact dans le filtre, comme les concentrations de COD en entrée, sont des paramètres d'exploitation importants. Pour gagner en efficacité, le COD doit être aussi faible que possible en entrée et le temps de contact doit être suffisant (entre 20 et 30 minutes selon les connaissances actuelles ; minimum 25 minutes pour une granulométrie du CAG entre 1.2 et 2.3 mm ; rapport intermédiaire sur l'essai au CAG, STEP de Bülach-Furt, 2017). Une bonne épuration préalable doit permettre d'obtenir des concentrations faibles en COD. Les temps de contact suffisants peuvent être obtenus avec des filtres à sable existants transformés en filtres à CAG en réduisant la vitesse de filtration (en exploitant en parallèle le plus grand nombre possible de cellules filtrantes en période de temps sec par exemple) ou par une augmentation de la hauteur du lit filtrant.

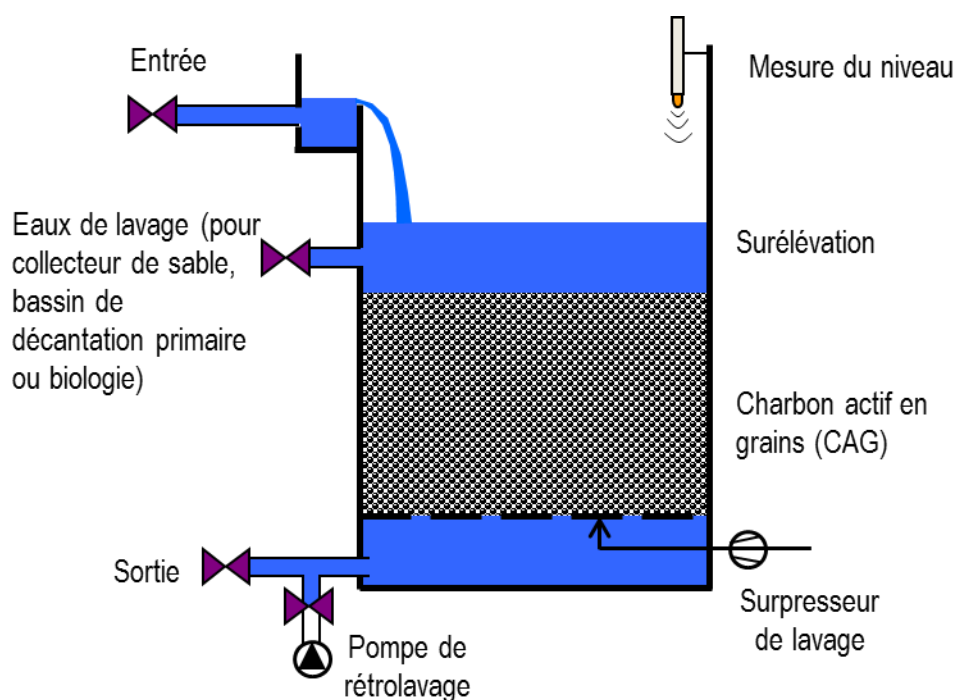


Illustration 10. Exemple d'un schéma général d'une filtration au CAG visant à éliminer les micropolluants (source: Abegglen et Siegrist, 2012).

Les filtres à CAG constituent une version particulière de filtres confinés (le support ressemble à un filtre à sable; Illustration 10). Seules quelques remarques spécifiques sur la filtration au CAG sont listées ci-dessous; d'autres observations sont disponibles dans le chapitre A1 sur le filtre à sable :

- **Granulométrie** : Le charbon actif en grains est disponible en différentes granulométries qui doivent être adaptées à la structure du filtre et à la qualité des eaux usées à traiter, en particulier les matières solides.
- **CAG** : Les matériaux de départ sont variés. Ils vont de la noix de coco à la tourbe en passant par le charbon et la lignite. Le charbon peut être un produit tamisé après le processus d'activation du matériau de départ ou un produit issu d'une agglomération de charbon plus fin. En principe, il convient de privilégier un charbon résistant à l'abrasion et avec une faible part de fines flottantes.
- **Charbon réactivé vs charbon frais** : Il est possible d'utiliser du charbon actif neuf ou réactivé. Dans la mesure où le charbon actif doit être remplacé ou réactivé en cours de fonctionnement, un concept de retrait du matériau des cellules filtrantes doivent être pris en compte dès la phase de planification du projet.

B1.2 Applications actuelles

Un filtre à CAG utilisé comme traitement complémentaire d'une ozonation a été/est utilisé à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- STEP de Bülach-Furt (ZH): essai à l'échelle industrielle
- Syndicat des eaux d'Altenrhein (CH): mise en œuvre à l'échelle industrielle (en construction)
- Analyses à l'échelle industrielle en Australie (Reungoat et al., 2012)
- Projet KOMOZAK, Autriche
- Cologne Rodenkirchen, Allemagne
- ...

La combinaison ozonation et filtration CAG a été étudiée sur les sites suivants à l'échelle pilote :

- STEP de Neugut, Dübendorf (CH) (Böhler et al., 2017)
- STEP de Glarnerland (CH)
- Station d'épuration pilote IWAR (DE): (Knopp et al., 2016)
- Analyses menées au Canada sur un pilote (Reaume et al., 2015)

B1.3 Principales exigences attendues d'un filtre à CAG

Élimination de produits de réaction labiles et toxiques formés lors de l'ozonation

Lors des essais effectués dans le cadre du projet ReTREAT à la STEP de Neugut (Böhler et al., 2017), les analyses toxicologiques n'ont pas fourni de preuve directe quant à la présence de produits de réaction toxiques après le traitement par ozonation (Kienle et al., 2017). De même que pour le filtre à sable combiné à une ozonation, l'activité biologique joue un rôle important pour l'élimination de produits de réaction labiles et toxiques. Les analyses réalisées en Australie ont montré que la toxicité non spécifique est aussi réduite par un filtre à CAG biologiquement actif (Reungoat et al., 2012). Les données disponibles étant limitées, il est encore impossible d'évaluer précisément la situation. Mais nous partons du principe qu'un filtre à CAG élimine efficacement les produits de réaction labiles et toxiques, de manière comparable à un filtre à sable.

Nitrosamines

Dans le projet ReTREAT, un taux d'élimination des NDMA allant de 50 à 60% a été mesuré avec un filtre à CAG exploité sur une période prolongée (40'000 volumes de lits traités), tandis que le filtre à CAG neuf, composé de grains fins, présentait un rendement d'élimination beaucoup plus

élevé (80%) (Böhler et al., 2017). À titre de comparaison, le filtre à sable exploité en parallèle a obtenu un taux d'élimination moyen de NDMA d'environ 60%.

Un filtre à CAG semble, en principe, approprié comme traitement complémentaire après ozonation. Toutefois, aucune conclusion reposant sur un large consensus ne peut être fournie sur la base des données actuellement disponibles.

Élimination des micropolluants

Le charbon actif en grains élimine les micropolluants selon l'état de saturation du CAG. Un CAG frais, ayant traité seulement quelques volumes de lit, élimine les micropolluants de manière plus efficace qu'un CAG chargé (avec quelques milliers à quelques dizaines de milliers de volumes de lit traités). Le CAG frais agit principalement de façon adsorptive. Avec l'augmentation des volumes de lit traités, l'activité biologique sur le CAG se développe et une partie du COD adsorbé est dégradé biologiquement (Reungoat et al., 2012). Nous partons du principe que la durée de vie du CAG peut être prolongée significativement grâce à une ozonation partielle en amont. De plus, une activation parallèle des différentes cellules filtrantes peut augmenter considérablement la durée de vie du matériau. Ces aspects sont étudiés plus en détail dans des projets actuels.

B1.4 Effets supplémentaires du filtre à CAG

Matières en suspension (MES)

Le filtre à CAG, comme le filtre à sable, est un filtre confiné. La rétention des matières solides dépend de la taille des grains et de la répartition de la granulométrie. Celle-ci se situe habituellement dans une fourchette allant de 0.5 à 2.5 mm; un grain trop fin engendrerait des rétrolavages fréquents du filtre, en raison d'une augmentation trop rapide de la pression (mais un grain plus fin est aussi plus efficace en terme d'élimination des micropolluants). Le taux de rétention des matières solides par un filtre à CAG est donc comparable à celui d'un filtre à sable. Lors des analyses réalisées dans la STEP de Bülach-Furt, le filtre à CAG et le filtre à sable ont atteint un taux de rétention des matières solides d'environ 50% avec une vitesse de filtration égale (rapport intermédiaire, essai CAG, STEP de Bülach-Furt, 2017). Dans le projet ReTREAT, le taux de rétention des MES par le filtre à CAG se situait dans une fourchette comprise entre 60 et 80% (Böhler et al., 2017).

Élimination du carbone organique (COD, DCO, BOD₅)

Au début, lorsque le charbon actif n'est pas encore saturé, la filtration sur CAG élimine très efficacement le COD. Plus la charge sur le charbon actif augmente, plus le taux d'élimination du COD diminue pour atteindre un taux d'élimination résiduelle de 15 à 20% (Böhler et al., 2017). Les essais réalisés à la STEP de Bülach-Furt ont montré une élimination de COD constante aux environs 20% après quelque temps d'exploitation ; ceci est beaucoup plus élevé qu'avec un filtre à sable (7%; rapport intermédiaire sur l'essai au CAG, STEP de Bülach-Furt, 2017). Cela démontre que l'adsorption joue également un rôle parallèlement à l'élimination biologique.

Élimination du carbone organique assimilable (COA)

Certaines substances organiques étant oxydées lors de l'ozonation, elles sont en partie mieux assimilables biologiquement. Cette part de COD est appelée carbone organique assimilable (COA). La formation de COA dépend de la concentration de COD en entrée et de la dose d'ozone. Lors des analyses réalisées dans le cadre du projet ReTREAT (Böhler et al., 2017), le COA a été éliminé à près de 60% par le filtre à CAG déjà chargé, ce qui est légèrement supérieur au filtre à

sable (taux d'élimination de 40%). Un autre filtre à CAG, moins chargé, a réduit plus efficacement le COA avec des valeurs de 70%. La capacité d'adsorption encore disponible de ce filtre à CAG joue vraisemblablement un grand rôle, tout comme une granulométrie fine du CAG (0.44 à 2.34 mm; Böhler et al., 2017).

Nutriments (azote et phosphore)

Avec le temps, une activité biologique se développe sur le filtre à CAG, comme pour le filtre à sable. On peut donc considérer qu'il y a une activité nitrifiante. Il n'y a pas d'élimination biologique du phosphore (excepté pour la croissance de la biomasse). Toutefois, le phosphore présent sous forme particulaire (lié) est retenu par le filtre. Il convient de renoncer à tout ajout supplémentaire de précipitant avant le filtre à CAG car des problèmes pourraient survenir pour une réactivation du charbon.

Désinfection

Le projet ReTREAT ne permet pas de donner des conclusions définitives (Böhler et la., 2017.). Nous partons actuellement du principe que le filtre à CAG se comporte comme le filtre à sable pour ce qui est de l'élimination des germes (voir le chapitre sur le filtre à sable).

Décoloration

Le filtre à CAG élimine les colorants de la même manière que le charbon actif en poudre, pour autant qu'il soit peu chargé. Nous ignorons encore avec quelle rapidité le CAG est saturé de colorants (examen au cas par cas).

Élimination des odeurs

Nous n'avons pas connaissance de l'existence d'analyses sur l'élimination des odeurs en rapport avec la filtration sur CAG.

B1.5 Autres critères

Coûts d'investissement et d'exploitation

Aucun coût d'investissement ou d'exploitation n'est actuellement disponible pour la filtration sur CAG car ce procédé n'a pas encore été réalisé à l'échelle industrielle ni exploité sur une longue période. Des projets sont toutefois en cours et des données pourront être exploitées à l'avenir sur la base de ces projets.

Les coûts dépendent fortement de la taille du filtre étant donné qu'un temps de contact suffisant étant nécessaire pour une élimination efficace des micropolluants. Dans certains cas, les conditions locales (les réserves foncières, l'hydraulique, les infrastructures existantes, le terrain constructible, etc.) jouent un rôle important. Les coûts d'exploitation d'un filtre à CAG reposent principalement sur la durée de vie du charbon, les coûts d'électricité pour le rétrolavage et d'éventuelles stations de relevage. Cependant, le filtre à CAG a tendance à être plus onéreux qu'un filtre à sable (filtre généralement plus grand, matériau filtrant plus cher).

Consommation de ressources

L'exploitation d'un filtre à CAG nécessite de l'électricité pour les équipements de rétrolavage (surpresseurs et pompes). Pour le rétrolavage des filtres, la consommation d'électricité est comprise - selon la taille de l'installation, la qualité des eaux usées à l'entrée de la STEP, la structure du filtre et le régime de lavage - entre 0.005 à 0.01 kWh/m³ d'eaux usées traitées par

les filtres. Par ailleurs, le besoin en électricité pour une éventuelle pompe intermédiaire doit être pris en compte : avec des hauteurs de refoulement de 3 à 4 mètres, la consommation électrique est d'environ 0.015 à 0.02 kWh/m³. Il faut également de tenir compte de la consommation d'énergie pour la production et la régénération du CAG. En principe, la règle est la suivante : plus le volume de lit à traiter est important, plus le bilan énergétique et la rentabilité de l'installation sont positifs. En combinaison avec une ozonation placée en amont, on peut espérer que la durée de vie puisse être prolongée significativement.

L'espace nécessaire à la filtration peut être évalué par le temps de contact minimal, la vitesse de filtration maximale et la hauteur du lit filtrant fixe. En tenant compte de la chambre de pompage et des installations auxiliaires, l'espace total d'une installation de filtration est, selon la taille de l'installation, de 25 à 50% plus élevée que celle de la surface de filtration.

Interface avec le traitement précédent

Des concentrations de COD élevées à la sortie du traitement biologique engendrent une saturation plus rapide du CAG. Le charbon actif doit donc être régénéré plus fréquemment. Un bon traitement préliminaire biologique a donc une influence directe sur la rentabilité de la filtration au CAG. Par ailleurs, un taux de séparation élevé des matières solides issues du décanteur secondaire génère des rétrolavages moins fréquents des cellules filtrantes et réduit la production d'eau de lavage allant dans les étapes de traitement en amont.

Influence sur le traitement des boues

Lors de la construction d'une nouveau filtre à CAG, la production supplémentaire de boues s'élève à environ 1.5 g MS/EH/j (entre 0.75 et 3.0 g MS/EH/j, dépendant de la STEP), due à la rétention supplémentaire de matières solides par le filtre à sable. Lors de la recirculation des eaux boueuses dans la fosse à sable ou la décantation primaire, ces boues supplémentaires finissent en majeure partie dans les boues primaires.

Intégration dans des installations existantes

Pour autant que l'on dispose de suffisamment d'espace, une ozonation partielle combinée à une filtration sur CAG peut facilement être intégrée dans une installation existante. En Suisse, beaucoup de stations d'épuration sont déjà équipées d'une filtration sur sable. Ces filtres à sable peuvent être transformés en filtres à CAG mais il convient de noter qu'un filtre à CAG nécessite un temps de séjour des eaux usées généralement plus élevé qu'un filtre à sable. Il est possible d'y parvenir en augmentant la hauteur du lit filtrant ou en agrandissant la surface filtrante. Les effets sur le système hydraulique doivent être dans tous les cas contrôlés minutieusement. Dans les installations de filtration existantes, le bassin servant à la floculation peut être utilisé pour l'ozonation en contrôlant la hauteur du réacteur (suffisante pour garantir un apport d'ozone efficace).

Aspects liés à la sécurité

Pour le traitement complémentaire (filtration sur CAG), l'eau ne doit pas contenir d'ozone en entrée du traitement. Une description détaillée est disponible dans le chapitre 4, ainsi que dans les fiches techniques de la plateforme (voir fiche « Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration », plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants», 2016c). Aucune autre précaution de sécurité particulière ne doit être observée pour un filtre à CAG.

Extension

Les paramètres limitants d'une filtration au CAG sont le temps de contact et la station de relevage le cas échéant. Des cellules filtrantes peuvent être ajoutées selon la conception de l'ouvrage.

Divers

Une filtration au CAG doit être réalisée de sorte que le remplacement de CAG puisse être exécuté le plus simplement possible (pour la régénération).

Questions ouvertes

La question demeure de savoir à quelle fréquence le CAG doit être changé ou régénéré. De plus, nous ne savons pas encore de quelle taille les filtres doivent être dimensionnés (temps de contact minimal). Ces deux points ont une répercussion directe sur la rentabilité du procédé.

B2 Ozonation partielle et autres procédés de traitement complémentaire à base de charbon actif

Nous abordons ci-après brièvement d'autres procédés basés sur le charbon actif et pouvant être combinés avec une ozonation partielle.

B2.1 Ozonation partielle combinée à une étape au CAP

Le dosage de CAP avant un filtre à sable est une solution compacte et relativement simple à mettre en œuvre du point de vue technique. La filtration prend ici, en plus du rôle de traitement biologique complémentaire, la fonction de séparation du CAP (incluant le «polishing»). Mais nous n'aborderons pas plus en détail ce procédé ou cette combinaison de procédés car le filtre à sable comme étape de traitement biologique complémentaire a déjà été décrit de manière exhaustive dans le chapitre A1. Parallèlement au dosage de CAP avant le filtre à sable, un procédé à base de charbon actif avec décanteur lamellaire peut également être combiné avec l'ozonation. Il n'est pas encore clair, si une filtration finale est nécessaire.

Le dosage de CAP sur un filtre à sable en combinaison avec une ozonation est planifié à l'échelle industrielle sur les sites suivants :

- STEP de ProRhen, Bâle (CH) : ozonation en combinaison avec dosage de CAP avant le filtre sable

La combinaison ozonation et dosage de CAP avant le filtre à sable a été étudiée sur les sites suivants à l'échelle pilote :

- STEP de ProRhen, Bâle (CH): essai pilote

B2.2 Ozonation partielle en combinaison avec le CAG en lit fluidisé

Le procédé CAG en lit fluidisé est expliqué dans Wunderlin et al. (2017). Pour l'instant, il n'y a que peu d'expérience avec la combinaison ozonation et CAG en lit fluidisé.

Le procédé CAG en lit fluidisé en combinaison avec une ozonation a été réalisée à l'échelle industrielle sur les sites suivants:

- Pas de mise en œuvre à l'échelle industrielle connue

La combinaison ozonation et dosage de CAP avant le filtre à sable a été étudiée sur les sites suivants à l'échelle pilote :

- STEP de Langmatt (CH) : essai pilote

Liste des ouvrages de référence

- Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012). Micropolluants dans les eaux usées urbaines - Étape de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. Berne, Office fédéral de l'environnement.
- Abegglen C., Escher B., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eawag, AWEL, OFEV, BMG, Hunziker Betatech.
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016a). Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Ein ReView halb- und großtechnischer Untersuchungen – Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen, Korrespondenz Abwasser Abfall (KA), 63. Jahrgang, Nr. 3, März 2016, Hennef (en allemand)
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016b). Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Ein ReView halb- und großtechnischer Untersuchungen – Teil 2: Methoden, Ergebnisse und Ausblick, Korrespondenz Abwasser Abfall (KA), 63. Jahrgang, Nr. 4, April 2016, Hennef (en allemand)
- Benstöm, F.; Mousel, D.; Pinnekamp, J. (2015): Abrasion of granular activated carbon used for elimination of micropollutants in municipal wastewater treatment. 9th micropoll and ecohazard.
- BG (2012). Coûts de l'élimination des micropolluants dans les eaux usées. Étude réalisée sur ordre de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV).
- Böhler, M., Zwickenpflug, B., Grassi, M., Behl, M., Neuenschwander, S., Siegrist, H., Dorusch, F., Hollender, J., Sinnet, B., Ternes, Th., Fink, G., Liebi, Ch., Wullschläger, W. (2011). Rapport final: Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (Ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll), Eawag, Dübendorf.
- Böhler, M., Blunsi, M., Czekalski, N., Fleiner, J., Imminger, S., Kienle, C., Langer, M., Werner, I., McArdell, C.S., Siegrist, H. (2017). Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung - ReTREAT, Abschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (Bafu) im Rahmen eines Projektes der Technologieförderung, Eawag, Dübendorf.
- Braun, Ch., Gälli, R., Leu, Ch., Munz, N., Schindler Wildhaber, Y., Strahm, I., Wittmer, I. (2015). Micropolluants dans les cours d'eau provenant d'apports diffus. Analyse de la situation. Office fédéral de l'environnement, Berne. État de l'environnement, n° 1514: 78 p.
- Daigger, T.G., Boltz, J.P. (2011). Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: A state-of-the-art review. Water Environment Research, Volume 83, Number 5, 388-404.
- DEF: Département fédéral de l'économie, de la formation et de la recherche (2016). Plan d'action visant à la réduction des risques et à l'utilisation durable des produits phytosanitaires. Projet du 4 juillet 2016.

- Dominguez, D., Diggelmann V., Binggeli S. (2016a). Élimination des composés traces organiques dans les eaux usées. Financement des mesures. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique, n° 1618: 34 S.
- Dominguez, D., Schärer, M., Zimmermann-Steffens, S., Bleyen, H. (2016b). Reduktion der Spurenstoffe in Gewässern. Aqua & Gas, n° 1, S. 16-23.
- Élimination des composés traces par filtration au charbon actif en granulés (CAG): études menées à l'échelle industrielle à la STEP de Bülach-Furt, rapport intermédiaire, version courte, Dübendorf, janvier 2017.
- Energie dans les stations d'épuration. Guide de l'optimisation énergétique des stations d'épuration des eaux usées. 2008. Manuel du VSA
- Escolà Casas, M., Kumar Chhetri, R., Ooi, G., Hansen, K.M.S., Litty, K., Christensson, M., Kragelund, C., Andersen, H.R., Bester, K. (2015). Biodegradation of pharmaceuticals in hospital wastewater by staged Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR). Water Research, 83, 293-302.
- Fux, C., Kienle, C., Joss, A., Wittmer, A., Frei, R. (2015). Ausbau der ARA Basel mit 4. Reinigungsstufe – Pilotstudie: Elimination Mikroverunreinigungen und Ökotoxikologische Wirkungen. Aqua & Gas, n° 7/8, p. 10-17.
- Hoigné, J., Bader, H. (1983): Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water – II. Water Research Vol. 17 S. 185 – 194.
- Huber, M.M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., McArdell, C.S., Ried, A., Siegrist, H., Ternes, T., von Gunten, U. (2005). Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: A pilot study. Environmental Science and Technology 39(11), p. 4290-4299.
- Hunziker-Betatech (2008). Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen – Kostenstudie. Étude réalisée sur ordre de l'OFEV. Winterthur, octobre 2008.
- ISA (2011): ENVELOSO - Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Abschlussbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (IW) im Auftrag von Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Aachen. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_ENVELOSO.pdf
- Kienle, C., Kase, R., Schärer, M., Werner, I. (2015). Ökotoxikologische Biotests – Anwendung von Biotests zur Evaluation der Wirkung und Elimination von Mikroverunreinigungen. Aqua & Gas, n° 7/8, p. 18-26.
- Kienle C., Langer M., Ganser B., Gut S., Schifferli A., Thiemann C., Vermeirssen E et Werner I. (2017). Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT: Teilprojekt Biotests. Étude réalisée sur ordre de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Centre suisse d'écotoxicologie appliquée Eawag-EPFL, Dübendorf.

- Knopp, G., Prasse, C., Ternes, T.A., Cornel, P. (2016). Elimination of micropollutants and transformation products from a wastewater treatment plant effluent through pilot scale ozonation followed by various activated carbon and biological filters. *Water Research*, 100, 580-592.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2013). Ozonung auf der Kläranlage Bad Sassendorf. Projektsteckbrief. Stand. 30.10.2013.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2013). Ozonierung und Aktivkohleadsorption in der Kläranlage Schwerte. Projektsteckbrief. Stand. 7.3.2012.
- Kreuzinger, N., Haslinger, J., Kornfeind, L., Schaar, H., Saracevic, E., Winkelbauer, A., Hell, F., Walder, C., Müller, M., Wagner, A. et Wieland, A. (2015). Weitergehende Reinigung kommunaler Abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe, KOMOZAK Endbericht, Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forst, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien (A).
- Langer, M. und Kienle, C. (2016). Effektmessung: Ökotoxikologische Biotests zur Beurteilung der Abwasserbehandlung. 79./80. Cours de perfectionnement VSA: Micropolluants, Emmetten.
- Lee, Y., von Gunten U. (2016). Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 2, 421-442.
- Lee, Y., Gerrity, D., Lee, M., Bogeat, A. E., Salhi, E., Gamage, S., Trenholm, R. A., Wert, E. C., Snyder, S. A., von Gunten U. (2013). Prediction of micropollutant elimination during ozonation of municipal wastewater effluents: Use of kinetic and water specific information. *Environmental Science and Technology*, 47, 5872-5881.
- Magdeburg, A., Stalter, D., Oehlmann, J. (2012). Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere* 88(8): 1008-1014.
- 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.
- Rattier, M., Reungoat, J., Keller, J., Gernjak, W. (2014). Removal of micropollutants during tertiary wastewater treatment by biofiltration: Role of nitrifiers and removal mechanisms. *Water Research*, 54, 89-99.
- Reaume, M.J., Seth, R., McPhedran, K.N., Fidalgo da Silva, E., Porter, L.A. (2015). Effect of media on biofilter performance following ozonation of secondary treated municipal wastewater effluent: Sand vs. GAC. *Ozone: Science & Engineering*, 37, 137-153.
- Reungoat, J., Escher, B.I., Macova, M., Argaud, F.X., Gernjak, W., Keller, J. (2012). Ozonation and biological activated carbon filtration of wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 46, 863-872.
- Schaffner M., Studer P., Ramseier C. (2013). Evaluation des eaux de baignade. Recommandations concernant l'analyse et l'évaluation de la qualité des eaux de baignade

- (lacs et rivières). Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique, n° 1310: 42 p.
- Soltermann, F., Abegglen, Ch., Götz, Ch., von Gunten, U. (2016). Bromide sources and loads in Swiss surface waters and their relevance for bromate formation during wastewater ozonation. *Environmental Science and Technology*, 50: 9825-9834.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Oehlmann, J. (2010a). Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an *in vivo* test battery. *Water Research* 44(8): 2610-2620.
- Stalter D., Magdeburg A., Weil M., Knacker T., Oehlmann J. (2010b). Toxication or detoxication? *In vivo* toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Research*. 44(2): 439-448.
- Ordonnance du DETEC visant à contrôler l'efficacité des mesures d'élimination des composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux usées, 15 février 2016, ordonnance.
- von Gunten, U. (2003a). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research* 37(7): 1443-1467.
- von Gunten, U. (2003b). Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research* 37(7): 1469-1487.
- von Sonntag, C. et U. von Gunten (2012). *Chemistry of ozone in water and wastewater treatment*. London, IWA Publishing, ISBN 9781843393139.
- Ordonnance du DETEC visant à contrôler l'efficacité des mesures d'élimination des composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux usées, 814.201.231, du 3 novembre 2016, (état au 1^{er} décembre 2016).
- Recommandation VSA (2017). Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation.
- Recommandation VSA (2018). Définition et standardisation d'indicateurs pour les procédés d'élimination des composés traces organiques dans les STEP Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2017). Définition et standardisation des indicateurs du procédé d'élimination de composés traces organiques dans les STEP. Disponible sur www.micropoll.ch
- Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016a). Concepts de surveillance de l'efficacité d'épuration des étapes de traitement supplémentaires permettant l'élimination des micropolluants. www.micropoll.ch
- Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016b). Aspects de sécurité relatifs à la manipulation de charbon actif en poudre (CAP) dans les stations d'épuration www.micropoll.ch
- Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016c). Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'ozone dans les stations d'épuration. www.micropoll.ch
- Plateforme VSA «Techniques de traitement des micropolluants» (2016d). Aspects de sécurité relatifs à la manipulation d'oxygène dans les stations d'épuration. www.micropoll.ch

Aperçu des procédés destinés au traitement biologique complémentaire lors de l'ozonation

Wert, E.C., Stoughtenger, S.S., McNaught, H., Lew, J. (2014). Ozone by-product removal using a fixed bed biofilm reactor. *Journal AWWA*, 106:4, E176-E188.

Wunderlin, P., Meier, A., Grelot, J. (2017). Elimination von Mikroverunreinigungen auf ARA – aktueller Stand der Verfahren und künftige Entwicklungen. *Aqua und Gas* 11/17, S. 60-70.