

Impacts de eaux de la ville de Fribourg sur la Sarine



Déborah Bouvresse

Semestre d'automne 2020

Encadrants : Giovanni De Cesare, Luca Rossi

Résumé

Français

Entrées en vigueur le 1^{er} janvier 2016, les nouvelles dispositions de la loi sur la protection des eaux exigent que certaines STEP doivent s'équiper d'un traitement des micropolluants ; tel est le cas pour celle de Fribourg. Ce projet de master propose l'élaboration de l'état de la Sarine avant ce traitement, dans le but de pouvoir mettre en lumière les bénéfices pour le milieu récepteur ultérieurement. Les approches proposées par le VSA sont implémentées : mesure de substances chimiques, modélisation des flux et mesures écotoxicologiques. Ces dernières seront réalisées courant 2021 et ce projet vise à établir des recommandations pour effectuer ces tests. Les mesures à l'aval du rejet doivent être analysées à l'égard d'autres en amont dans le but d'écarter l'influence d'autres sources de micropolluants. De plus, l'emplacement de la station de mesure doit être défini en fonction de la longueur de mélange du rejet. Pour l'instant, cette longueur est établie à l'aide d'équations à une dimension et dépend de l'hydraulique qui ici est gouverné par le barrage de la Maigrauge en amont et le lac de Schiffenen en aval. Un autre but du projet est de confronter l'impact des déversoirs d'orage et de la STEP dans le cours d'eau. Une modélisation à un pas de temps 10 min des concentrations en substances chimiques est faite. Elle révèle que la STEP joue un rôle plus important sur l'augmentation des concentrations en micropolluants, et plus particulièrement celles de diclofénac. L'ajout du traitement par ozonation dans le modèle améliore nettement la situation. L'analyse des déversoirs d'orage est renforcée par la mise en place de la procédure STORM sur les plus problématiques.

Mots clefs : Micropolluants, cours d'eau, STEP, déversoir d'orage, transport de polluants, Exigence STORM, Modélisation de flux

English

On the 1st January 2016, new provision of the water protected law require specific WWTPs to be equipped with micropollutant treatment; this is the case of Fribourg's WWTP. This master project aims to develop the state of the Sarine prior to this treatment, in order to highlight the benefits for the receiving environment at a later date. The strategies recommended by the VSA are implemented: measurement of chemical substances, flow modelling and ecotoxicological tests. These tests will be carried out during 2021 and this project aims = to establish recommendations for conducting such tests. Measurements downstream of the discharge must be compared with others upstream in order to exclude the influence of the other sources of micropollutants. What's more, the position of the sampling station according to the mixing length of the discharge. This length is established with one-dimensional equations and depends on the hydraulics, which is governed by the Maigrauge dam upstream and the Schiffenen lake downstream. An additional aim of the project is to confront the impact of the storm spillways and the WWTP in the river. A 10-minutes times step modelling of chemical concentrations is carried out. It reveals that the WWTP plays an important role on the micropollutant concentration in the Sarine. The modelisation of the ozonation treatment improves significantly the situation. The analysis of the storm spillways is reinforced by the implementation of the STORM procedure on the most problematic ones.

Keywords: Micropollutants, River, WWTP, storm spillway, Pollutant transport, STORM requirement, Flow modelling

Table des matières

1.	Introduction.....	1
1.1.	Cas de la ville de Fribourg.....	2
1.2.	Objectifs	2
2.	Données.....	4
3.	Mesures dans le milieu récepteur.....	7
3.1.	Méthode.....	7
3.1.1.	Mesures des concentrations en substances chimiques	7
3.1.2.	Mesures biologiques	8
3.1.3.	Transport de polluants	8
3.2.	Résultats.....	11
3.2.1.	Comparaison à la norme : Ordonnance sur les eaux (OEaux).....	11
3.2.2.	Impacts de paramètres autres que les rejets.....	12
3.2.3.	Impact des rejets	15
3.2.4.	Analyses biologiques	18
3.2.5.	Transport des polluants.....	18
3.3.	Discussion	23
4.	Modélisation des impacts des déversements.....	25
4.1.	Méthode.....	25
4.1.1.	Choix des déversoirs d'orages.....	25
4.1.2.	Exigences STORM	26
4.1.3.	Relevé de terrain	26
4.2.	Mise en œuvre de la modélisation.....	27
4.2.1.	Choix des déversoirs d'orage	27
4.2.2.	Implémentation avec REBEKA	29
4.3.	Résultats	31
4.3.1.	Modélisation REBEKA	31
4.3.2.	Terrain	35
4.4.	Discussion	36
5.	Modélisation des flux de substances chimiques.....	38
5.1.	Mise en œuvre de la modélisation.....	38
5.1.1.	Choix des substances chimiques	38
5.1.2.	Section des tronçons	38
5.1.3.	Sources de substances chimiques	39
5.2.	Résultats	40

5.3. Discussion 43

6. Recommandation 45

7. Conclusion 47

Bibliographie 50

Annexe..... 52

Liste des abréviations

BEP	Bassin d'eau pluviale
CQA	Critère de qualité aigüe
CQC	Critère de qualité chronique
DO	Déversoir d'orage
EAWAG	L'Institut fédéral suisse des sciences et technologies aquatiques
MES	Matière en suspension
MO	Matière organique
PEC	Predicted effect concentration
PGEE	Plan Général d'évacuation des eaux
SEn	Canton de Fribourg
STEP	Station d'épuration
Oeaux	Ordonnance sur la protection des eaux
OFEV	Office Fédéral de l'Environnement
TEC	Treshold effect concentration
TA	Taux d'abattement
VSA	L'association suisse des professionnels de la protection des eaux

1. Introduction

La bonne, voire très bonne qualité des eaux est essentielle. D'une part, les cours d'eau sont une potentielle ressource d'eau potable. D'autre part, ils sont le siège d'une importante biodiversité. Depuis les années 1970, la qualité des eaux s'est améliorée suite à la diminution des nutriments dans les cours d'eau due à l'épuration des eaux et l'interdiction de substances problématiques [1], comme le phosphate dans les lessives par exemple. Cependant des problèmes persistent : les micropolluants. Leurs impacts sur les espèces aquatiques sont conséquents même en infimes quantités [2]. Les micropolluants sont présents dans les médicaments, jusqu'aux produits phytosanitaires en passant par les cosmétiques, etc [2]. Ainsi une quantité non négligeable se retrouve dans les eaux usées, puis dans les cours d'eau [3], sachant que les stations d'épuration (STEP) actuelles (traitement primaire, traitement biologique) ne sont pas conçues pour les traiter [2].

Dans le but de limiter les rejets de micropolluants, la Suisse a lancé une politique pour améliorer l'épuration de l'eau. Les STEP ci-dessous sont tenues d'installer un traitement permettant d'éliminer au moins 80% des micropolluants [4].

- Installations auxquelles sont raccordés 80'000 habitants et plus.
- Installations auxquelles sont raccordés 24'000 habitants et plus, situées dans le bassin versant de lacs.
- Installations auxquelles sont raccordés 8'000 habitants et plus qui rejettent leurs effluents dans un cours d'eau contenant plus de 10% d'eaux usées non épurées des composés traces ou lorsqu'une épuration est indispensable en raison de conditions hydrogéologiques.

Deux traitements déjà utilisés dans le traitement des eaux potables peuvent être implémentés pour traiter les micropolluants : ozonation et charbon actif [1]. L'un disloque les micropolluants, l'autre les absorbe. Après ozonation, des produits indésirables émergent, c'est pourquoi l'ajout d'un filtre à sable est nécessaire. Cependant, l'ozonation sur des eaux usées avec un apport d'eaux industrielles conséquent n'est pas approprié car elles contiennent trop de bromure qui se transforme en bromate, un cancérigène. Finalement, un dosage en ozone approprié est nécessaire : trop d'ozone est coûteux, pas assez est inefficace. Le traitement au charbon actif est consommateur d'espace. En effet, il faut un bassin supplémentaire pour filtrer les charbons. Une optimisation du traitement au charbon actif est en cours de recherche [1].

La STEP de Fribourg a traité les eaux pour 82 732 Equivalent habitants en 2019¹ et rejette dans le bassin versant du lac de Schiffenen. Par conséquent celle-ci doit être équipée d'un traitement des micropolluants selon la nouvelle législation. L'ozonation a été adoptée entre autres car les concentrations en bromure ou nitrosamines sont négligeables [5], selon les exigences proposées par le VSA. L'efficacité du traitement est contrôlée par la mesure de 12 substances typiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie de la STEP [6]. La mise en place d'un suivi au niveau des immisions permet de mettre en valeur l'impact du nouveau traitement sur le milieu récepteur lui-même. A cet égard, un état avant traitement doit être établi. Après discussion entre EAWAG, VSA et OFEV, plusieurs approches ont été trouvées pour ce suivi. Par exemple, les concentrations de substances chimiques dans le milieu récepteur peuvent être analysées que ce soit à l'aide des programmes de monitoring déjà existants, tel que NAWA, ou avec de nouvelles mesures. Une modélisation des flux

¹ Donnée entrée STEP

au moyen des quantités rejetées est aussi une bonne alternative. Finalement des biotests ou des analyses biologiques mettent en lumière l'impact des substances sur les espèces aquatiques. En 2013, EAWAG a lancé un programme, Ecoimpact, permettant de mettre en place des tests ecotoxicologiques dans l'optique d'analyser les impacts d'un rejet [7]. Ainsi Eawag propose la mise en place de tests en amont et en aval du rejet de la STEP, avant et après l'installation du traitement des micropolluants. Plusieurs tests peuvent être mis en place ; ici des tests sur l'alimentation des gammards sont prévues en 2021 à l'amont et l'aval du rejet. Ils permettent de mettre en évidence une source de stress, comme l'apport de micropolluants, métaux lourds, ... Les gammards sont une espèce importante pour la dégradation de la litière et servent de nourriture pour les poissons [8].

Dans un bassin versant urbain, la STEP n'est pas la seule source de polluants urbains ; les déversoirs d'orage en déversent une certaine quantité de manière épisodique. Lors d'événements pluviaux, ils limitent les débits arrivant à la STEP en rejetant les eaux urbaines directement dans la rivière [9]. Ces eaux sont un mélange entre des eaux pluviales et usées ; le ratio dépend de la pluviométrie. L'impact de ces apports en polluants est dépendant du milieu récepteur et de ses caractéristiques hydrauliques. Des petits cours d'eau sont plus sensibles car le potentiel de dilution est défavorable [10]. De plus, le gradient de vitesse, qui dépend de la forme du cours d'eau et des débits, impacte la sédimentation et le transport des polluants.

1.1. Cas de la ville de Fribourg

La ville de Fribourg est traversée par la Sarine, une rivière de 126 km de long prenant sa source au col du Sanetsch, en Valais et se jetant dans l'Aar dans le canton de Berne. Au total, cinq barrages ont été construits (barrage de Schiffenen, de Lessoc, de Rossens, de la Maigrauge, et de Schiffenen) gouvernant ainsi le régime hydraulique de la Sarine. A titre d'illustration, le débit à la station de mesure *Sarine Fribourg 2219* oscille entre 20 et 100 m³/s en seulement quelques heures (Figure 1) influençant les concentrations en polluants. Dû à ses fortes variations de débits ainsi qu'aux rejets des déversoirs d'orages, l'écomorphologie de la Sarine au pied de la ville de Fribourg est moyenne [11]. Une renaturation est en cours de projet dont l'un des buts est d'améliorer l'état écologique de la Sarine [12]. Le transport sédimentaire, ainsi que le régime hydraulique seront affectés modifiant ainsi le transport des polluants.

Les eaux urbaines de la ville de Fribourg sont déversées dans la Sarine. Les eaux déversées par la STEP sont épurées pour atteindre les standards de l'annexe 3 de l'Ordonnance sur les eaux (OEaux) [4]. La zone d'étude choisie pour examiner l'impact de ces eaux sur la Sarine s'étend du barrage de Maigrauge jusqu'au lac de Schiffenen (tronçon *Maigrauge Schiffenen*). Dans cette zone, 14 rejets d'eaux urbains y sont dénombrés : 1 STEP et 13 déversoirs d'orages y compris celui déversant dans le Gotteron un affluent de la Sarine. A 7 déversoirs d'orage s'ajoutent des bassins d'eaux pluviales (BEP). Ceux-ci permettent de limiter les volumes d'eaux usées rejetées dans la Sarine en stockant une certaine quantité pendant des épisodes pluvieux pour les décharger à la STEP par la suite.

1.2. Objectifs

L'objectif de ce projet de master est d'élaborer l'état de la Sarine avant mise en place du traitement des micropolluants et également avant la renaturation du tronçon *Maigrauge Schiffenen*. Cet état initial servira de référence pour l'évaluation de l'impact sur le milieu récepteur du nouveau traitement. Les approches recommandées par le VSA seront utilisées : mesures de substances chimiques, modélisation des flux et biotests.

La modélisation des flux est un outil pour prévoir les fluctuations de concentrations d'un polluant donné au cours du temps. Elle est accomplie dans l'entièreté du tronçon *Maigrauge Schiffenen* pour

additionner l'influence du rejet de la STEP et ceux des déversoirs d'orage. En outre, un découpage en tronçons mettra directement en exergue les rejets les plus problématiques. Finalement, un scénario après installation du traitement sera implémenté pour mettre en avant l'impact positif des investissements prévus. Ceci permettra d'établir si l'installation d'un nouveau traitement est suffisante pour réduire l'impact des eaux urbaines de Fribourg sur la Sarine. Ce modèle offre la possibilité de perfectionner l'échantillonnage de nouvelles substances en prévoyant les scénarios où les substances seront en-dessous du seuil de détectabilité.

L'installation de biotests est prévue en 2021, ainsi ce rapport s'appliquera à déterminer l'emplacement idéal des biotests à l'amont et l'aval du rejet de la STEP et si nécessaire pour un rejet de déversoir d'orage. Ils doivent être placés où les eaux du rejet sont homogénéisées avec les eaux de la Sarine.

Les déversoirs d'orage seront aussi étudiés à l'aide des recommandations STORM du VSA. L'approche STORM offre une réflexion de type « immision », c'est-à-dire, l'impact sur le milieu récepteur lui-même. Seuls, les déversoirs d'orage principaux seront examinés. Dans le cas de dépassement des exigences STORM, des actions permettant de réduire l'impact seront proposées. Un scénario après renaturation sera aussi évalué sous le prisme de ces exigences.

Les problématiques suivantes sont ainsi posées pour ce travail :

- Comment établir l'état physico-chimique et biologique de la Sarine avant mise en place du traitement des micropolluants et de la renaturation du tronçon *Maigrauge - Schiffenen*?
- Comment les conditions hydrologiques et hydrauliques de la Sarine impactent le devenir des polluants ?
- Quel est l'impact de la STEP sur la Sarine avant mise en place du traitement aux micropolluants ? Quel serait l'impact après mise en place des traitements des micropolluants ?
- En quoi les déversoirs d'orages sont-ils problématiques ?

2. Données

Campagne de mesures de substances chimiques

Au cours des 10 dernières années, le Canton de Fribourg (SEn) a mené plusieurs campagnes de mesure dans le tronçon de référence évaluant ainsi les concentrations en nutriments, micropolluants et métaux lourds dans les eaux à plusieurs stations (Tableau 1). La station BS611 (579240 183920, Figure 1) se trouvant à l’amont du pont de Zaehringen, fait partie des dizaines de stations permettant d’évaluer l’état sanitaire de la Base Sarine [11]. Deux campagnes de prélèvements ponctuels ont été menées en 2013 et en 2019 par le SEn. À noter que la concentration en micropolluants sont seulement évaluée depuis 2019 à la fois avec de prélèvements en continu sur deux semaines et de prélèvements ponctuels. En 2014, une campagne de contrôle de toutes les STEP du canton de Fribourg avait été réalisé dans l’optique de mesurer à l’aval, à l’amont et au point de rejets de la STEP les paramètres physico-chimiques, les concentrations en micropolluants et en métaux lourds. Cependant, dû au manque de capacité du laboratoire, les concentrations en micropolluants en amont de la STEP n’ont pas pu être établies. De plus, dans le cas de la station AVAL et REJET et pour la mesure de micropolluant, seulement quatre points annuels ont été réalisés. Pour les autres polluants, une mesure par mois a été faite. Les micropolluants analysés pour les deux stations sont listés à l’Annexe 2. La Figure 1 montre l’emplacement des stations de mesures ; la station de mesure AVAL se situe sur la rive gauche à approximativement 270m du rejet de la STEP.

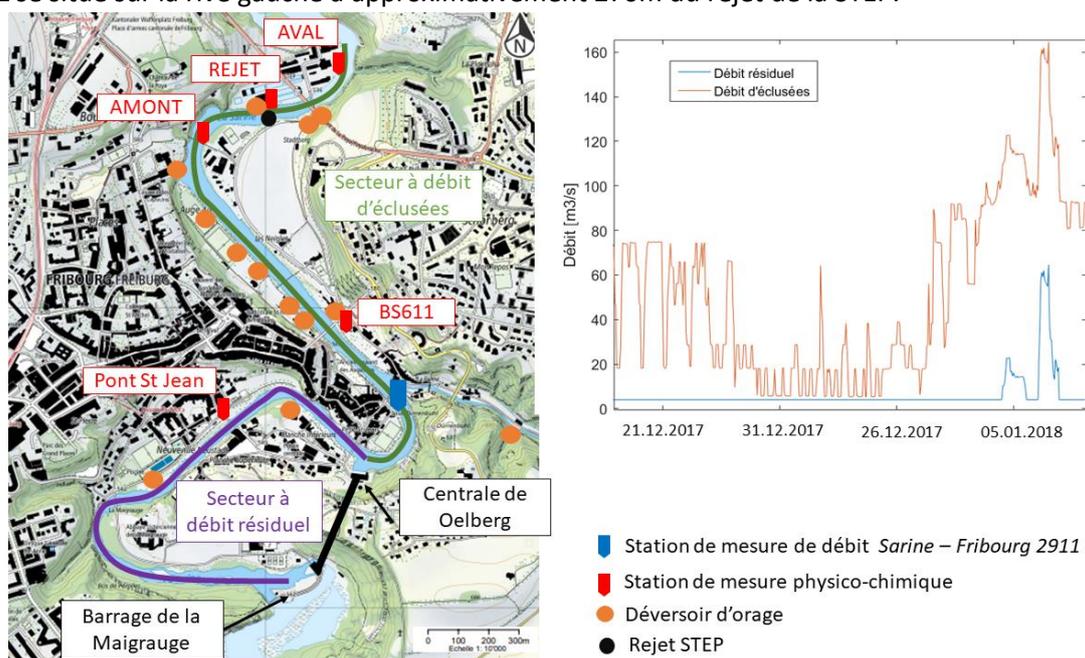


Figure 1 : A gauche, carte des déversoirs d’orage et des stations de mesures. A droite, fluctuation du débit au cours du temps à la station Sarine Fribourg 2911

Station	Pont St-Jean	BS611	AMONT	REJET	AVAL
Nutriment /métaux lourds		2013 / 2019	2014	2014	2014
Micropolluants		2019		2014	2014
IBCH	2019	2013 / 2019			
DI-CH		2013 / 2019			

Tableau 1 : Campagne de mesure faites dans le tronçon entre 2010 et 2020 dans le but de mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques de la Sarine

Modèle *Fribourg-Monitoring*

Le bureau d'ingénieur Hydrique a développé, à l'aide du logiciel *RS Urban*, un modèle simulant les flux d'eaux usées, pluviales et claires dans les canalisations au moyen de données météorologiques. Les eaux pluviales représentent les eaux de ruissellement qui ont rejoint le système unitaire [13]. Les eaux claires correspondent aux débits issus d'infiltrations d'eau non pollués dans les canalisations [13]. Ces flux permettent de calculer les volumes entrant à la STEP, ainsi que les volumes rejetés dans la Sarine par les déversoirs d'orages dépendamment des débits critiques de déversement (Tableau 2). Dans le cas du BEP de la Motta, le débit déversement a été adapté dans le modèle afin de reflète les observations faites sur le terrain. Les données initiales ne prévoient aucun déversement, en contradiction avec la présence de déchets solides sur les grilles et de mesures vidéo dans le BEP.

	Volume du BEP m ³	Débit de déversement m ³ /s
BEP Motta	-	-
BEP Planche inférieure	40	-
DO Bourguillon	-	0.04
BEP Zaerhingen	210	1.0
BEP Grabensaal	-	1.3
DO Grabensaal	-	0.07
DO Grenette 1	-	0.12
DO Grenette 2	-	0.10
DO Cordelier	-	0.90
BEP Neigles	650	-
BEP STEP	-	-
DO Pont-Neigles	-	0.20
BEP Pfaffengarten	240	1.2-

Tableau 2 : Débit de déversement de déversoirs d'orage extrait du PGEE [14], certaines données ne sont disponibles

Les concentrations théoriques en substances chimiques peuvent être établies en connaissant leur concentration dans les eaux usées, pluviales et claires. Dans le modèle, les concentrations N-NH₄ et MES ont été calculées. Elles sont calibrées à l'aide des mesures effectuées à la STEP. Ces dernières sont réalisées 3 jours par semaines à la sortie et l'entrée pour plusieurs substances (MES, N-NH₄, N-NO₂, DCO...). De surcroît les jours sont choisis aléatoirement pour éviter les biais dus aux caractéristiques hebdomadaires (jour de semaine, week-end). Une comparaison entre les données mesurées et simulées est faite (Annexe 1). En moyenne, un écart de 24% entre les données simulées par rapport à celles mesurées est calculé que ce soit pour les MES ou le N-NH₄. Ceci est supposé acceptable comme première calibration.

Des données peuvent être extraites à un pas de temps 10 min pour des périodes où les précipitations sont connues.

Mesure Sarine et lac de Schiffenen

A la station *Sarine-Fribourg 2911* (Figure 1) en amont du pont de Berne, le débit et le niveau d'eau sont enregistrés toutes les heures depuis respectivement 1992 et 1998. Le niveau du lac est enregistré toutes les 15 min depuis 1993 par les exploitants des centrales hydroélectriques, Groupe E. Toutes ces données ont été transmises par le bureau d'ingénieur Hydrique.

Profil en travers et en long

Les profils en travers et en long de la Sarine au pied de la ville de Fribourg ont été transmis par le SEn. Ces profils ont été effectués en 2006. Les caractéristiques principales sont listées à l'Annexe 10.

Traçage à la fluorescéine

Le 15. 11 .2018 au cours de la journée de la fluorescéine a été injectée dans les canalisations du rejet de la STEP dans le but de vérifier si les buses étaient bouchées par les sédiments. Ici, ces données serviront pour mettre en lumière le transport des polluants dans la Sarine. Des photos ont été prises du rejet au coude après le pont de la Poya. Ces essais ont été menés par l'exploitant de la STEP, SINEF.

3. Mesures dans le milieu récepteur

3.1.Méthode

3.1.1. Mesures des concentrations en substances chimiques

L'étude des concentrations en substances chimiques mesurées dans le milieu récepteur est réalisée à l'aide des campagnes de mesures existantes.

Etat globale

Au préalable, les concentrations en polluants mesurées sont comparées aux exigences de l'annexe 2 de l'OEaux [4], quand ces dernières sont accessibles. En 2020, 22 substances (19 pesticides et 3 médicaments) ont été rajoutées à la liste [15] dans le but de lutter contre l'apport croissant de micropolluants dans les rivières. Cependant davantage de substances potentiellement dangereuses pour l'environnement ne sont pas encore répertoriées dans la norme. A la place, le critère de qualité aigu ou chronique déterminé par le centre ecotox peut être utilisé comme exigence quantitative [15]. Le critère de qualité aigu correspond à la concentration maximale n'ayant aucun impact sur des organismes pour une exposition courte, de 24h à 96h alors que le critère de qualité chronique correspond à une exposition en continu [15]. Par conséquent, dans le cas de prélèvements ponctuels, les concentrations dans la rivière sont comparées aux critères de qualité aigu alors que dans le cas d'un prélèvement continu le critère de qualité chronique est préférable.

Influence de paramètres externes

D'autres paramètres que les rejets urbains peuvent influencer les concentrations en polluants, tel pourrait être le cas pour le débit ou la saison. En théorie, plus le débit est fort, plus les polluants sont dilués. Cependant, une remobilisation des polluants tels que les MES et les métaux lourds est envisageable lors de forts débits, augmentant la concentration de polluants dissouts sans apport externe. Au fil de l'année, plusieurs paramètres peuvent influencer sur la concentration en polluants dans la rivière. Premièrement, la solubilité augmente avec la température de l'eau, par conséquent les concentrations dissoutes en dépendent. Deuxièmement, étant donné que les engrais ou encore les produits phytosanitaires sont principalement appliqués sur les champs au printemps, un apport en nutriment et micropolluants est prévisible les mois suivants (lessivage des sols à la suite de pluie). Finalement, la consommation d'eau, et ainsi la quantité de polluant à épurer et rejeter, fluctuent selon les saisons. Certaines industries ferment fin décembre ou encore en août consommant ainsi moins d'eau.

Les concentrations en polluants seront représentées en fonction de la période et du débit afin de mettre en lumière l'influence potentielle de ces paramètres. Les observations tirées serviront à la fois pour évaluer l'influence des rejets comparé à d'autre paramètre et pour établir des hypothèses pour la construction des modèles.

Influence des rejets

Le but des analyses suivantes est d'établir un lien entre les déversements urbains et les concentrations en polluants mesurées.

Premièrement, une comparaison entre les concentrations mesurées dans la Sarine et les charges déversées par les déversoirs d'orage quelques heures avant les prélèvements sera établi. Il est supposé que tous les déversements avant les stations de mesures puissent influencer sur les concentrations mesurées. Avant la station BS611, le DO de la Motta, le BEP des planches inférieurs et

le DO de Bourguillon sont recensés. Entre les stations BS611 et AMONT, 7 autres déversoirs sont dénombrés (Figure 1). Finalement, entre les stations AMONT et AVAL, le rejet de STEP ainsi que 3 autres déversoirs sont présents.

Ensuite, une comparaison des concentrations annuelles entre chaque station est mise en œuvre. Bien que les mesures n'aient pas été effectuées à la même période, l'apport de polluants annuels dans la rivière peut être supposée semblable entre 2013, 2014 et 2019 car aucune disposition pour limiter l'apport n'a été prise au niveau de la STEP ou des déversoirs d'orage au cours de ces années.

De même un bilan des charges déversées entre l'amont, le rejet et l'aval de la STEP sera calculé pour montrer l'impact de la STEP sur la Sarine. Aucune mesure de micropolluant n'a été effectuée à la station AMONT (Tableau 1), c'est pourquoi aucun bilan de charge de micropolluant ne pourra être établie.

3.1.2. Mesures biologiques

Les analyses chimiques ne permettent pas d'illustrer l'impact de ces concentrations sur les espèces aquatiques du cours d'eau. Des analyses biologiques à l'aide de macroinvertébrés (indice IBCH) et/ou diatomées (indice DI-CH) peuvent mettre en lumière les conséquences d'un apport en polluants dans la Sarine. A noter que les macroinvertébrés et les diatomées ne sont pas seulement sensibles aux concentrations en polluants mais aussi aux conditions hydrologiques (sécheresse, crue) [16]. Hélas peu de données relatives à l'IBCH et DI-CH ont été évaluées dans le tronçon de référence. Des données sont disponibles à la station BS611 en 2013 et 2019 parce qu'elle fait partie d'une campagne de mesure évaluant l'état de la Base Sarine (Figure 1). A l'amont de Pont-Jean, l'IBCH a été mesuré en mars 2019.

Etant donné que les stations Pont St-Jean et BS611 sont à l'amont de la majorité des déversoirs d'orage (Figure 1), il est impossible de conclure à l'impact de rejet sur la biologie du cours. Néanmoins, ces analyses établissent un état de référence.

3.1.3. Transport de polluants

Le transport des polluants doit être pris en compte lors des mesures dans le milieu récepteur que ce soit pour les concentrations en substances chimique, les indicateurs biologiques ou encore les tests écotoxicologiques. Le transport des polluants, qu'ils soient dissouts ou en suspension, est influencé par l'hydrologie du cours d'eau.

Une comparaison amont-aval est nécessaire pour analyser les impacts d'un déversement. La station amont sert de point de référence alors que celle en aval sert d'indicateur de dissemblance. Ainsi les analyses à l'aval doivent s'effectuer dans une région où les eaux du rejet sont homogénéisées avec les eaux de la Sarine, c'est-à-dire, quand le débit massique dans le cours d'eau est égal approximativement à celui au rejet. En pratique, un mélange est considéré homogène quand il est compris entre 95% et 98% [17].

Zone d'étude

Du barrage de la Maigrauge à la centrale de Oelberg, le débit de la Sarine est de 4 m³/s et est majoritairement constant au cours de l'année (Figure 1). Après le rejet des eaux turbinées, le débit est dépendant de l'exploitation hydro-électrique et dans une moindre mesure des conditions météorologiques. Selon les mesures à la station *Sarine Fribourg 2119* le débit varie de quelque mètre cube jusqu'à plus de 300m³/s. Sachant que les déversements par déversoirs d'orage atteignent en moyenne quelques dizaines de litres par seconde (référence modèle *Fribourg-Monitoring*), ces derniers n'ont que peu d'influence sur le débit de la Sarine. Par conséquent, du rejet des eaux turbinées à l'entrée de lac Schiffenen, le débit est ainsi identique à celui mesuré à la station *Sarine Fribourg 2119*. Le niveau du lac de Schiffenen dépend aussi de l'exploitation hydro-électrique. Dans

le but d'optimiser la ressource en énergie, une hauteur élevée du lac est recommandée. Depuis 1993, il oscille entre 526.39 et 532.04m.s.m avec un médiane égale à 531.24m.s.m. Par conséquent, le début du lac fluctue se situant de quelques mètres à quelques centaines de mètres après ou avant le rejet de la STEP. Ceci impacte le régime hydraulique de la Sarine et donc le transport des polluants qui sera calculé dans le cas du rejet de la STEP.

A l'emplacement du rejet de la STEP, trois régimes hydrauliques se manifestent : régime fluvial, lacustre et de transition. Comme illustré par la Figure 2, le passage d'un régime fluvial à lacustre provoque un ralentissement progressif du flux où la hauteur de l'eau devient supérieure à la hauteur normale, H_n (hauteur dans le cas d'un régime uniforme). Ceci est appelé le régime de transition ; l'écoulement n'est plus uniforme et suit une courbe de remous.

Une comparaison entre le niveau du lac et le niveau normal à l'emplacement du rejet permet d'identifier le régime pour une date donnée. Effectivement, si le niveau du lac (H_{lac}) est supérieur au niveau normal (H_n) alors le rejet se situe soit dans un régime lacustre ou de transition. A l'inverse, si le niveau du lac est inférieur au niveau normal, alors le régime est fluvial. Le niveau normal est calculé à l'aide du débit qui est mesuré à la station *Sarine Fribourg 2119* et de l'équation 4. Après comparaison, on constate que le régime est fluvial à l'emplacement du rejet seulement 2% du temps (Tableau 3). Une vitesse nulle permet de différencier le régime lacustre, de celui de transition.

	$H_n > H_{lac}$	$H_n < H_{lac}$
Fréquence	2%	98%

Tableau 3 : Comparaison entre le niveau normale au rejet et le niveau du lac sur une période de 9 ans

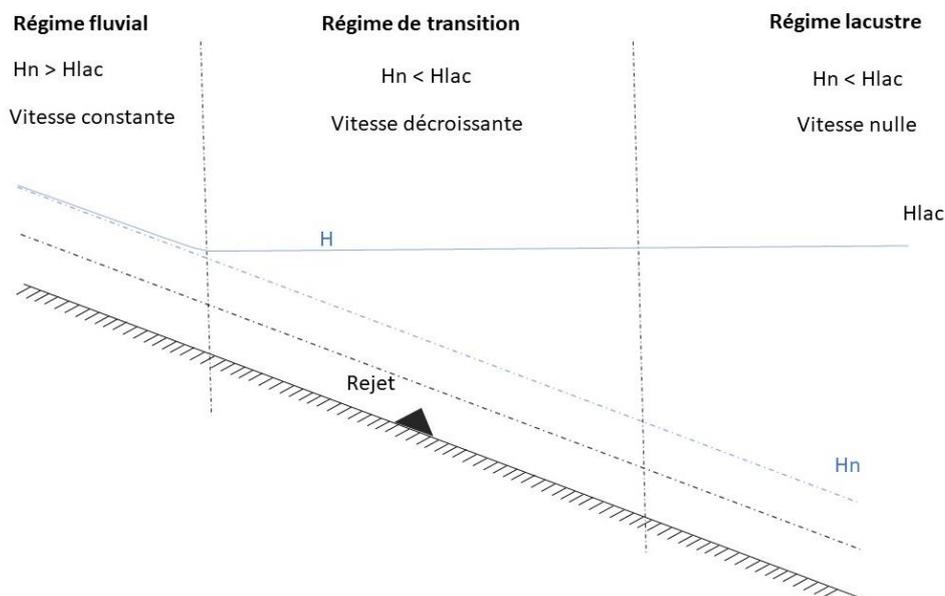


Figure 2 : Schéma de la zone de transition entre passage d'un régime fluvial à lacustre. Cas où le rejet se situe dans la zone de transition

Equation de mélange (Régime fluvial)

Le but est de déterminer à quelle distance du point de rejet, les eaux de la STEP sont mélangées à la Sarine que ce soit sur le segment vertical ou transversal. De plus, le temps de transport sera aussi estimé.

Dans un cours d'eau (régime fluvial), le transport de polluants est régi par plusieurs mécanismes : convection, diffusion turbulente, dispersion et dans une moindre mesure par la diffusion moléculaire. L'équation 1 dérivée des équations de Navier -Stokes combine ces phénomènes et

permet ainsi de calculer le transport de substances dans la Sarine. Pour être résolues sans logiciel de résolution numérique et de façon unidimensionnelle, plusieurs hypothèses doivent être faites.

- Tronçon rectiligne
- Ecoulement stationnaire
- Le mélange vertical est supposé plus petit que celui transversal pour pouvoir résoudre unidimensionnellement
- La diffusivité verticale et transversale est uniforme sur toute la hauteur respectivement la largeur
- Les rives réfléchissent les substances
- Diffusion turbulente longitudinale négligeable
- Vitesse constante

La solution de l'équation du mélange vertical (Equation 2) est identique à celle du mélange transversal, si les grandeurs (y, b, k_y) sont respectivement remplacées par (z, h, k_z). Pour implémenter l'hypothèse que les parois sont réfléchissantes, des sources imaginaires sont additionnées (Equation 3). Selon Rutherford, l'addition de 6 sources (n) est suffisante [18].

$$\frac{dc_f}{dt} + u \frac{dc_f}{dx} + v \frac{dc_f}{dy} + w \frac{dc_f}{dz} = \frac{d}{dx} \left(k + k_x \frac{dc_f}{dx} \right) + \frac{d}{dy} \left(k + k_y \frac{dc_f}{dy} \right) + \frac{d}{dz} \left(k + k_z \frac{dc_f}{dz} \right) \quad (1)$$

$$c_u(x^*, y^*) = \frac{1}{\sqrt{4\pi x^*}} e^{-\frac{y^{*2}}{4x^*}} \quad \text{avec } c^* = \frac{cQ}{M}, x^* = \frac{xk_y}{ub^2} \text{ et } y^* = \frac{y}{b} \quad (2)$$

$$c(x^*, y^*) = c_u(x^*, y^* + y_0^*) + c_u(x^*, y^* - y_0^*) + \sum_{n=1}^N c_u \left(x^*, 2n \frac{y^*}{b} \pm y_0^* \right) \quad (3)$$

Selon des essais expérimentaux, les coefficients de diffusion k_z et k_y peuvent être approximés sur toute la hauteur ou la largeur par [18] :

$$\overline{k_{z \text{ ou } y}} = A h u^*$$

Avec $A = 0.067$ dans le cas de la diffusion verticale et $0.3 < A < 0.9$ dans le cas de la diffusion transversale pour des canaux naturels et méandres [18]. La vitesse de frottement, u^* , équivaut à :

$$u^* = \sqrt{ghs}$$

Selon l'équation 2, la longueur de mélange, x , ne dépend ni de la concentration initiale en polluant, ni du type de polluant. Effectivement, elle est seulement influencée par la hauteur d'eau (h), la largeur (b), la pente du fond du lit (s) et le débit (Q). La largeur est approximée par le périmètre mouillé car la largeur est bien plus grande que la hauteur d'eau. Etant donné qu'aucun profil en long est disponible après le km102.001 (pont de la Poya), une pente de 0.17% est supposée sur le tronçon après le rejet. Cette pente correspond à la pente moyenne : entre le km 100.898 à km 102.001 (Annexe 10). Le débit peut varier de quelques mètres cubes à quelques centaines mètres cubes. Sachant qu'il a une influence non négligeable sur la longueur de mélange, cette dernière est déterminée en fonction du débit qui lui-même influe sur la hauteur d'eau. Dans le cas d'un régime fluvial et uniforme, la hauteur d'eau correspond à la hauteur normale. Ainsi, une relation débit hauteur (Equation 4) est construite à l'aide de l'équation de Strickler et du profil en travers au niveau du rejet (Annexe 4). Etant donné que la Sarine est une rivière légèrement méandreuse, un coefficient de Strickler égale à $31\text{m}^{1/3}/\text{s}$ est choisi [19].

$$Q = 27.7 h^2 + 9.8 h - 11.2 \quad (4)$$

Le rejet de la STEP de Fribourg est particulier. C'est un tube placé en travers du lit de la Sarine à 14.28 mètres de la rive gauche STEP et mesurant 24.35 mètres selon les plans en Annexe 4. De plus les eaux usées sont évacuées à l'aide de 18 buses identiques espacées de 1.35m l'une de l'autre. Des

essais à l'aide d'un traceur ont été effectués et permettent de visualiser le comportement des eaux rejetées. On remarque que seulement 9 buses rejettent du traceur (Figure 12A). Ceci est probablement dû à un manque de pression dans la canalisation ou à l'obturation par les sédiments. Dans le but de modéliser le scénario le plus défavorable, seulement les 9 premières buses sur les 18 sont implémentées.

Courbe de remous (Régime de transition)

Le but est de calculer le gradient longitudinal de la hauteur d'eau et de la vitesse dans la zone de transition. Ceci permettra d'évaluer le devenir des polluants en régime de transition en s'appuyant sur l'équation de mélange développée précédemment.

La zone de transition correspondant à la courbe de remous dépend essentiellement du débit et de la hauteur du lac. Elle se calcule pas à pas de l'aval vers l'amont car l'écoulement est fluvial. Un pas de 10m (Δl) est choisi. A chaque pas, la hauteur d'eau est obtenue par itération à partir de l'équation de l'énergie de Bernoulli (Equation 6). Effectivement, cette formule nécessite de calculer les pertes de charge, elles-mêmes fonction de la hauteur d'eau. Les critères d'arrêts pour le calcul de la hauteur d'eau sont que les charges à l'amont et à l'aval soient identiques et que la hauteur d'eau ne varie plus de manière significative. C'est-à-dire, il faut itérer jusqu'à ce que les deux conditions suivantes soient vérifiées :

$$\begin{cases} H_{i+1} - H_i < 10^{-6} \text{ m} \\ h_{i,k+1} - h_{i,k} < 10^{-6} \text{ m} \end{cases} \quad (5)$$

L'équation de Bernoulli pour un point i à l'aval d'un second point $i+1$:

$$H_{i+1} = h_{i+1} + \frac{v_{i+1}^2}{2g} + z_{i+1} = h_i + \frac{v_i^2}{2g} + z_i + h_{f,i} = H_i \quad (6)$$

avec h_{i+1} la hauteur de l'eau à l'amont (à déterminer), h_i la hauteur d'eau à l'aval, et les pertes de charge $h_{f,i} = v_m^2 \cdot \frac{dl}{K_m^2 \cdot R_{h,m}^{4/3}}$

Les paramètres v_m , K_m et $R_{h,m}$ sont la vitesse, la rugosité et le rayon hydraulique moyens calculés à partir de l'estimation de h_{i+1} et h_i .

La vitesse initiale est nul étant donné que le premier point est établi comme étant le début du lac. Par conséquent, la hauteur d'eau initiale correspond à la hauteur du lac. Celle-ci est calculée par la soustraction du niveau du lac et du niveau du fond du lit.

Plusieurs tronçons avec des caractéristiques différentes ont été choisis pour se rapprocher de la variabilité du profil en long de la Sarine au pied de la ville de Fribourg. Toutes ces caractéristiques ainsi que le profil en long sont dans l'Annexe 9. Pour chaque tronçon, l'aire et le rayon hydraulique ont été déterminés à partir des profils en travers de 2006.

3.2. Résultats

3.2.1. Comparaison à la norme : Ordonnance sur les eaux (OEaux)

Au niveau des nutriments et des métaux lourds, l'annexe 2 de l'OEaux donne des exigences pour : l'ammonium, le carbone organique dissout, la demande biochimique en oxygène, le nitrate ainsi que le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc. Après comparaison, le carbone organique dépasse les valeurs de l'OEaux. Effectivement l'exigence de qualité est comprise entre 1 à 4mg/l selon que les eaux soient plus ou moins naturellement polluées, alors qu'il oscille entre 1.7 et 4.7 mg/l à la station AMONT. Aux stations AVAL et BS611, bien que le COD soit légèrement plus faible, il dépasse 3 mg/l en automne.

Pour certaines substances de type micropolluants comme la gabapentine ou le paracétamol, aucun critère de qualité aigu ou chronique n'a encore été établi. Ainsi aucune conclusion quant à leur potentielle dangerosité ne peut être déduite. Dans le cas du diclofénac, seul le critère de qualité chronique (50 µg/l) existe. Celui-ci doit être comparé à une mesure en continu [4]. Au maximum 32µg/l de diclofénac ont été atteints lors des prélèvements en continu de 2019. A noter que lors des prélèvements ponctuels, la concentration en diclofénac a dépassé 50µg/l que ce soit pour la station AVAL ou BS611. Ce dernier, d'origine pharmaceutique (un analgésique) et peu traité par les STEP, est un bon indicateur de la présence d'eau usée. Dans le cas des autres substances, les concentrations sont au moins cent fois inférieures aux critères de qualité aigu et chronique (Annexe 3).

3.2.2. Impacts de paramètres autres que les rejets

Saison

La Figure 3 met en lumière la variation de concentration de différents paramètres (nitrate, ammonium, cuivre, DOC, MES et phosphore) dans le tronçon de référence en fonction des mois de l'année. La concentration a été normalisée par la moyenne annuelle dans le but de pouvoir visualiser globalement les données. Une valeur inférieure à 1 correspond ainsi à une valeur inférieure à la moyenne annuelle, réciproquement, une valeur supérieure à 1 est une valeur supérieure à la moyenne annuelle. De plus, une moyenne par mois entre les différentes stations et campagnes (AVAL, AMONT, BS611 2013, BS611 2019) a été effectuée. L'écart-type entre les quatre valeurs est visualisable sur la figure.

Globalement, les concentrations semblent plus ou moins identiques, excepté celles du mois d'octobre qui sont élevées. Une analyse statistique conforte ces conclusions. Effectivement, selon l'analyse statistique résumée à l'Annexe 5, au moins deux concentrations mensuelles sont statistiquement différentes. Sachant que les concentrations au mois d'octobre sont visiblement plus hautes que les autres, une analyse statistique exempte du mois d'octobre est effectuée. Dans ce cas, l'analyse démontre qu'il est impossible de conclure que les concentrations mensuelles sont statistiquement différentes. Par conséquent seul le prélèvement du mois d'octobre est significativement différent des autres prélèvements.

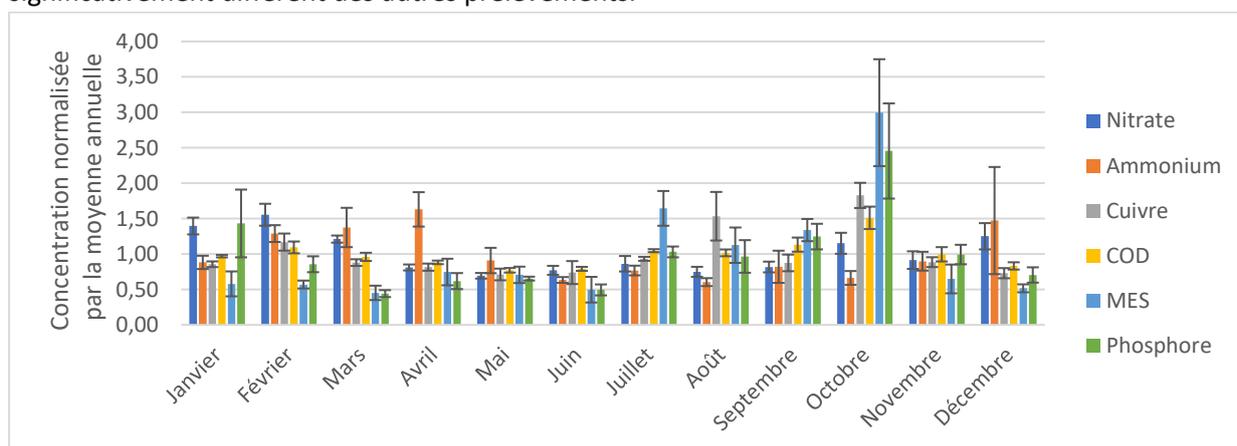


Figure 3 : Variation de la concentration des nutriments et métaux lourds normalisée par la moyenne annuelle au cours de l'année. Moyenne de toutes les campagnes de mesures effectuée sur le tronçon de référence entre 2013 et 2019. Les barres correspondent à l'écart-type

Des prélèvements en continu de micropolluants du 18.03.2019 au 28.10.2019 ont été effectués à la station BS611. Six micropolluants provenant de sources différentes (industrie, médicaments et produits phytosanitaires) sont exposés à la Figure 4. La concentration en DEET, un produit phytosanitaire, connaît des pics à partir de mai jusqu'à octobre. Ceci est certainement dû au lessivage des sols agricoles en amont utilisant ces produits. Les concentrations en médicament dans

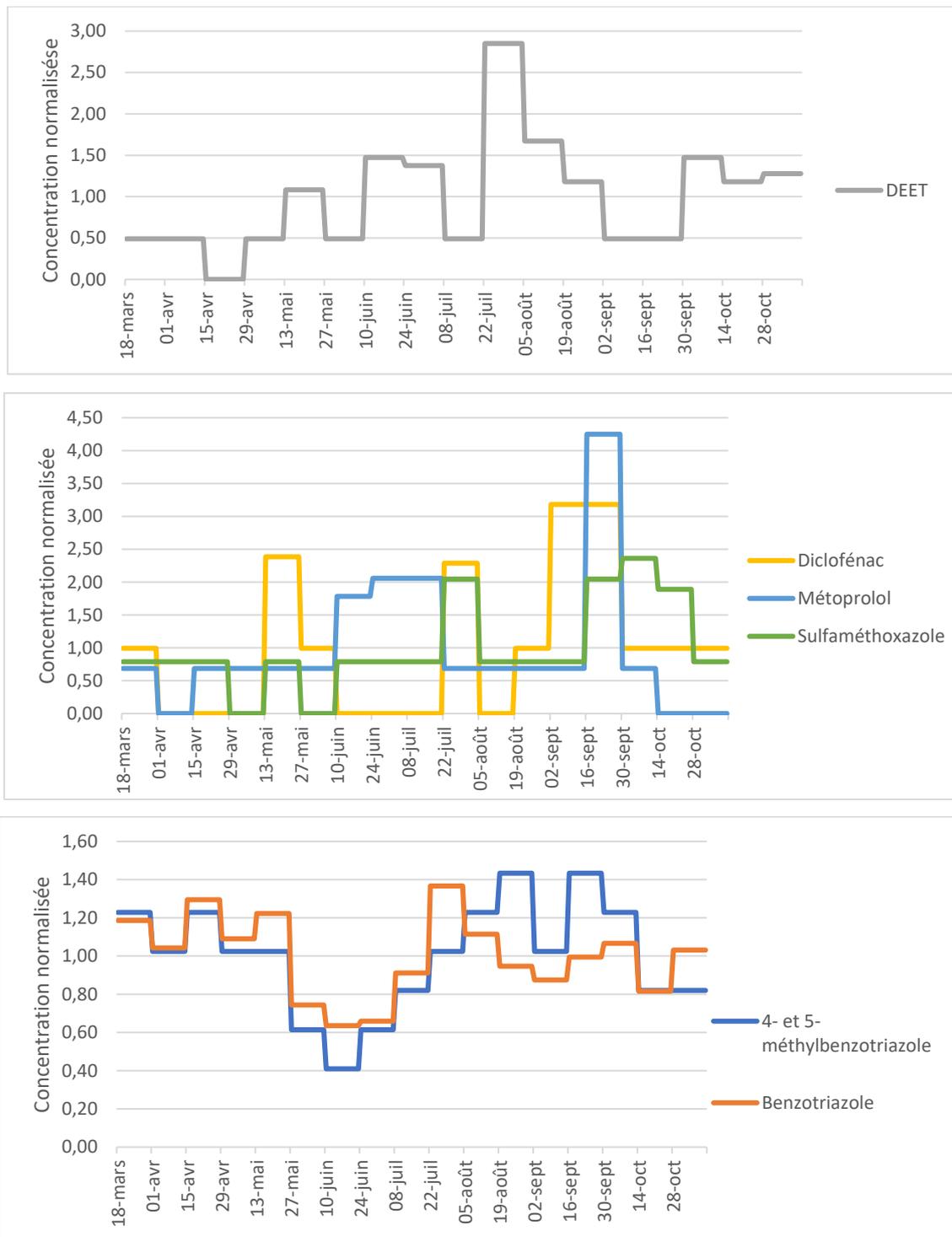


Figure 4 : Concentration en micropolluant des prélèvements en continu du 18.03.2020 au 28.10.2020

la Sarine sont très aléatoires ; possiblement dues aux fluctuations d'utilisation des médicaments. Toutefois deux pics sont détectables, en juillet et en septembre. Finalement, dans le cas des micropolluants provenant de l'industrie, la concentration est en dessous de la moyenne en mai, juin, juillet, à l'inverse le reste des mois elle est plutôt constante. Ceci est possiblement dû à une baisse des productions et donc des rejets des industries utilisant ces produits. A noter que des conclusions semblables sont tirées des mesures ponctuelles (Figure 5). En effet, des pics de concentration en glyphosate ont lieu aussi en juillet et septembre. Globalement, les concentrations augmentent progressivement de l'hiver au printemps, pour ensuite être plus ou moins constantes et en dessus de

la moyenne durant l'été et l'automne. Une analyse statistique faite à l'Annexe 5 dévoile qu'entre les saisons les concentrations sont statistiquement différentes.

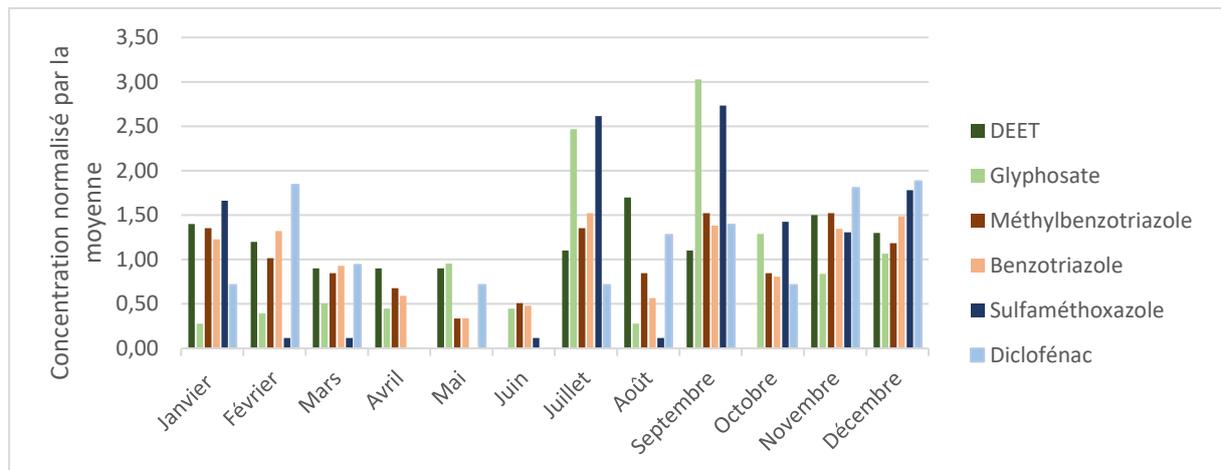


Figure 5 : Concentration de micropolluant normalisée par la moyenne annuelle. Le sulfaméthoxazole et le diclofenac sont des médicaments, alors que le DEET et glyphosate sont des produits phytosanitaires. Le 4- et 5- méthylbenzotriazole et le benzotriazole sont des micropolluants provenant de l'industrie.

Débit

Les concentrations normalisées par la moyenne annuelle sont présentées en fonction du débit effectif à l'heure du prélèvement (Figure 6). Les débits ont été extraits des mesures faites par heure à la station *Sarine-Fribourg*. Tous les prélèvements ont été effectués aux alentours de 9h.

Le cuivre, l'ammonium et la DOC ne semblent pas être influencés par le débit : la concentration normalisée oscille autour de 1. Une légère tendance se démarque dans le cas des MES : pour des débits forts, la concentration augmente. Une même tendance se démarque à la station AVAL, mais pas à celle BS611 (Annexe 6). A noter que le pic de concentration pour le débit de 48.5 m³/s correspond à la mesure faite en octobre, le mois pour lequel les concentrations mesurées sont les plus élevées (Figure 3).

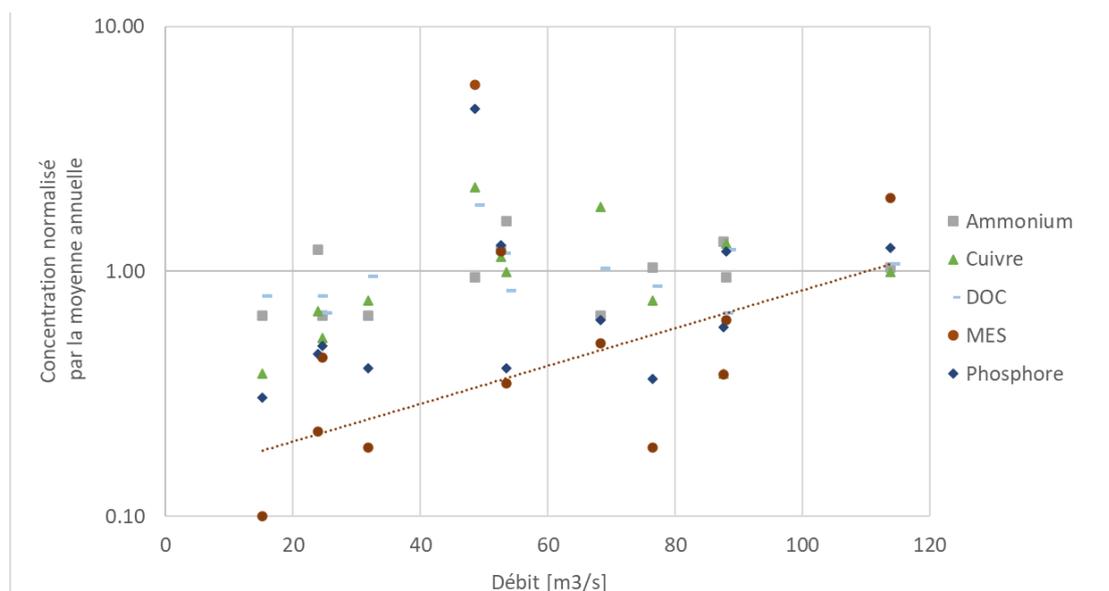


Figure 6 : Concentration d'ammonium, de cuivre, de MES, de phosphore et DOC normalisée par la moyenne annuelle des mesures en fonction du débit à l'heure de prélèvement. Les débits ont été extraits des mesures faites par heure à la station BS611. La courbe rouge en trait-tiller correspond à la régression exponentielle entre les concentrations de MES exemptes de celle en octobre à un débit de 48.5m³/s.

De même que l'ammonium ou la DOC, les concentrations en micropolluants ne semblent pas dépendre du débit (Figure 7). Par exemple, la concentration en DEET ou encore le diclofénac oscille autour de la concentration annuelle. A l'inverse, certains micropolluants, comme le glyphosate semble être diluer avec des débits plus forts : concentrations 60 à 70% inférieure à la moyenne annuelle pour des débits supérieurs à 60m³/s. A noter que sur 12 mesures seulement 3 ont été faites lors de faible débit (inférieur à 40m³/s) ; la majorité sont effectuées pour des débits compris entre 60 et 80m³/s. Ceci limite donc les interprétations pour évaluer l'influence du débit

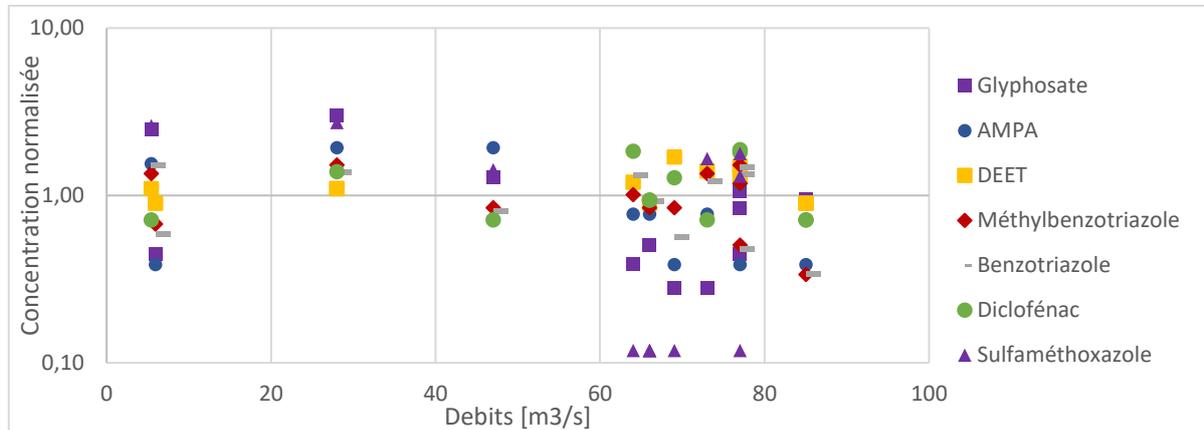


Figure 7 : Concentrations en micropolluants normalisées par la moyenne annuelle à la station BS611 en fonction du débit effectif lors des prélèvements. Les débits ont été extraits des mesures faites par heure à la station BS611.

3.2.3. Impact des rejets

Comparaison des concentrations aux différentes stations de mesures

Le Tableau 4 affiche la comparaison des concentrations annuelles de micropolluants dans la Sarine entre les deux stations. Seules les substances communes et non nulle aux deux stations sont présentées dans ce tableau. Une incertitude existe quant aux résultats de la station BS611 parce que des données sous le seuil de détectabilité sont comptabilisées. A l'exception de quatre micropolluants (Carbamazépine, DEET, Métropol, et Sulfaméthoxazole), les concentrations à la station BS611 sont inférieures à celles en AVAL. Ces fluctuations peuvent être dues aux déversements d'eaux urbaines entre les deux stations : DO et/ou rejet. A noter que le fait que les concentrations de ces quatre exceptions diminuent de l'amont vers l'aval ne semble pas être dû à une absorption pas les sédiments. Effectivement, les coefficients de partition entre le carbone organique et l'eau (Koc) de ces substances sont très hétérogènes : les log Koc de carbamazépine, DEET, métropol, et sulfaméthoxazole, sont respectivement égal à 2.46, 1.64, 0.6, et 1.09 [20], [21]. Le Koc mesure la mobilité d'une substance dans le sol/sédiment. Une valeur très élevée signifie qu'elle est plus adsorbée par les sédiments que dissoute dans l'eau. Ici, seulement la valeur de la Carbamazépine est élevée.

Le même type d'analyse a été réalisé avec les concentrations moyennes annuelles en métaux lourds et en nutriments des trois stations (Tableau 5). En comparant la station BS611 à celle AMONT, on observe aussi que les concentrations sont inférieures à la station BS611 ce qui accentue l'hypothèse de l'influence des déversoirs d'orage présents entre la station BS611 et AMONT sur la Sarine.

		BS611	AVAL	BS611 < AVAL
DEET	ng/l	9.5 +/- 0.5	9.3	
Diazinon	ng/l	0	0.5	
Diuron	ng/l	1.6 +/- 0.3	5.3	
Isoproturon	ng/l	1.3	1.6	
MCPA	ng/l	4.6 +/- 0.3	69.2	
Mecoprop	ng/l	2.2 +/- 0.7	10.3	
Benzotriazole	ng/l	115	128.8	
Acesulfame	ng/l	70	323.1	
Atenolol	ng/l	2.0 +/- 0.3	6.8	
Bezafibrate	ng/l	0	3.6	
Carbamazepine	ng/l	8.0 +/- 2.3	6.8	
Diclofénac	ng/l	23.6 +/- 3.0	24.1	
Metoprolol	ng/l	13.7 +/- 1.8	7.2	
Naproxene	ng/l	0	13.2	
Sotalol	ng/l	3.6 +/- 2.0	3.7	
Sulfamethazine	ng/l	0	1.3	
Sulfamethoxazole	ng/l	9.8 +/- 1.3	5.2	
Trimethoprim	ng/l	0	2.1	

Tableau 4 : Moyenne annuelle des concentrations en micropolluants à la station BS611 en 2019 et à la station AVAL en 2013.

		BS611	AMONT	AVAL	BS611 > AMONT	BS611 > AVAL
Nitrate	mg/l	1.59 +/- 0.07	1.5	1.21		
Ammonium	mg/l	0.06 +/- 0.00	0.1	0.1		
Chrome	mg/l	0.33 +/- 0.16	0.300	0.4		
Cuivre	mg/l	1.03 +/- 0.05	1.308	1.1		
DOC	mg/l	2.09 +/- 0.09	2.5	2.2		
MeS	mg/l	9.61 +/- 2.73	31.5	22.9		
Nickel	mg/l	0.57 +/- 0.06	0.575	0.6		
Phosphore	mg/l	0.03 +/- 0.00	0.0523	0.04		
Zinc	mg/l	3.26 +/- 2.11	8	5.8		

Tableau 5 : Moyenne annuelle des concentrations en métaux lourds et nutriments dans la station BS611 (2013 et 2019), AMONT et AVAL (2014)

Comparaison des masses à la station AMONT, REJET et AVAL

Théoriquement, la masse à l'aval doit être égale à la masse en amont plus celle rejetée par la STEP. En pratique, la masse en amont est généralement supérieure à celle en aval que ce soit pour le nitrate, le cuivre, le phosphore, les MES ou encore la DOC. En moyenne, les masses en aval sont 16% inférieures à l'addition de celles en amont et au rejet (Figure 8). La figure ci-dessous agrège toutes les différences entre les masses en l'aval et celles de l'addition de l'amont et du rejet de tous les polluants mesurés : ammonium, nitrate, phosphore DOC, MES, cuivre, nickel et chrome. A noter que certains polluants, comme le zinc, sont inférieurs aux seuils de détectabilité pour les deux stations et ne sont pas pris en compte.

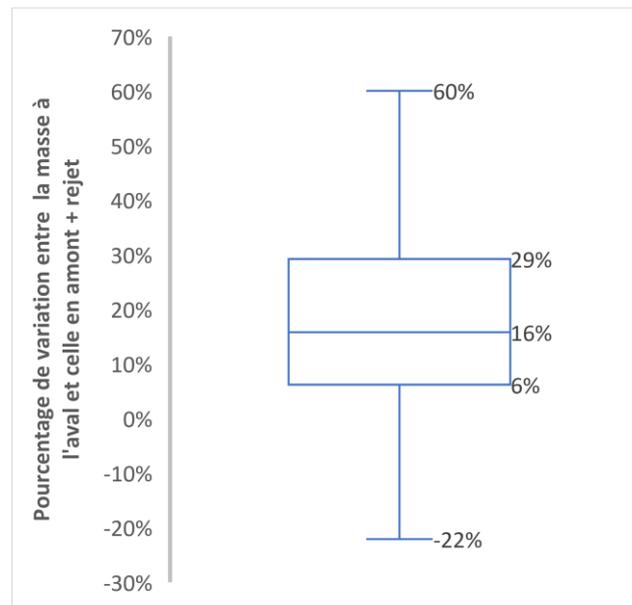


Figure 8 : Pourcentage de variation entre la station AVAL et l'addition de la station AMONT et REJET. Le box plot montre les différences en pourcentage entre la masse aval et la masse amont + rejet.

Lien entre déversement et concentrations mesurées

A chaque prélèvement, les déversements des DO simulés par RS Urban sont répertoriés. Etant donné que les prélèvements ont lieu aux environs de 09h00, les charges déversées de 22h00 la veille à 09h00 sont enregistrées. Pour les prélèvements effectués à la station BS611, seulement les déversoirs d'orage Motta, Planche Inferieure et Bourguillon sont examinés, alors que pour ceux à la station AVAL, tous les déversoirs sont considérés.

Les jours des prélèvements, seulement 4 déversements ont été répertoriés :

- 28.01.2013 (BS611) : 652 kg de MES ont été déversés par Motta et Planche-Inferieur. Le dernier déversement a eu lieu à 08h20 par Planche-Inférieur.
- 10.07.2014 (AVAL) : 167 kg de MES ont été déversés par tous les DOs. Le dernier déversement a eu lieu à 05h00.
- 08.10.2014 (AVAL) : 1860 kg de MES ont été déversés par tous les DOs. Le dernier déversement a eu lieu à 08h20 par Motta et Grabensaal.
- 23.09.2019 (BS611) : 2960 kg de MES ont été déversés par Motta et Planche-Inferieur. Le dernier déversement a eu lieu à 05h00.

Pour chaque station, les concentrations en polluants mesurées sont répertoriées en fonction de la date du prélèvement en Annexe 7. Pour le 08.10.2014, les concentrations mesurées sont statistiquement différentes des autres, comme démontré à l'Annexe 5, et aussi supérieures à la moyenne, particulièrement pour les MES, le phosphore et le cuivre. Les déversements dans l'heure précédent le prélèvement semblent influencer les concentrations dans ce cas. Cependant, pour les autres prélèvements où des déversements ont eu lieu dans les heures précédentes, aucune augmentation des concentrations n'est aisément décelée. Il est possible que le panache d'eau déversé dans la Sarine soit déjà passé à la station à l'heure du prélèvement, plus particulièrement dans le cas où les prélèvements ont eu lieu 4heures après le dernier déversement. Bien que les derniers déversements pour les prélèvements du 28.01.2013 et 08.10.2014 ont eu lieu en même temps, il est possible que le panache soit déjà passé à la station BS611 lors du prélèvement du 28.01.2013 car la distance est plus courte entre le dernier rejet et la station de mesure. Effectivement, entre la station BS 611 et le BEP Planche-inferieur, il y a environ 900mètres alors

qu'entre la station AMONT et Motta, il y a environ 1600m. Ceci induit ainsi que la vitesse de propagation sera supérieure à 0.37m/s. De plus, le temps de pollution induit semble être d'une heure.

3.2.4. Analyses biologiques

De l'année 2013 à 2019, la qualité des eaux à la station BS611 s'est améliorée selon l'analyse de diatomée.

- Augmentation de la densité par cm^2 : de 1.5 à 8millions de cellule par cm^2
- Diminution du taux de diatomée modifié morphologiquement (facteur sub-lethal) : de 1.1% à 0.3%
- Diminution de l'indice Di-CH qui passe de bon à très bon
- Les indices saprobique et trophique sont globalement meilleurs en 2019

L'indice saprobique prend en compte la présence d'espèces sensibles comparée à celle d'espèces tolérantes alors que l'indice trophique met en lumière la pollution résiduelle en substances nutritives, telles que l'azote ou phosphore. A noter qu'en 2019, une faible diversité de taxon est à constater : approximativement 50% des diatomées appartiennent au même taxon.

Que ce soit à la station Pont St- Jean ou BS611, l'IBCH est bon pour les deux années. Effectivement, il est compris entre 13 et 15.

3.2.5. Transport des polluants

Transport en temps fluvial

Longueur de mélange vertical

Les longueurs de mélange vertical et transversal ont été calculé à l'aide de Matlab. Les buses se situent 28 cm au-dessus du fond du lit (Annexe 5). La longueur de mélange vertical à 95% est égale à :

$$x = A \times \frac{u \times h^2}{k_z} \quad \text{Avec A compris entre 0.14 et 0.36 dépendamment de la hauteur d'eau.}$$

Les conclusions suivantes peuvent être tirées :

- A 41m du rejet un mélange vertical à 95 % est atteint à la surface de l'eau pour un débit de 28 m^3/s
- A 81m du rejet un mélange vertical à 95 % est atteint à la surface de l'eau pour un débit de 88 m^3/s

Longueur de mélange transversal

Sachant qu'il y a plusieurs rejets sur l'axe y, l'équation 2 a été résolue simultanément pour toutes les sources. L'ajout de source tend à diminuer la longueur de mélange. Comme dit précédemment, seulement les neuf premières buses sont implémentées. Elles sont espacées l'une de l'autre de 1.35m étant ainsi placées de 14.28m jusqu'à 26.43m de la rive gauche (Annexe 4).

Dans la largeur des buses ainsi qu'une dizaine de mètres sur le côté gauche une forte concentration des eaux de la STEP est observable. Le panache se déplace progressivement sur la rive droite avec un angle de 60° et sur la rive gauche avec un angle de 30° (Annexe 8). Un mélange est atteint à 95% sur la rive droite et gauche quand

$$x = 0.022 \times \frac{u \times b^2}{k_y} \quad (7)$$

$$\text{respectivement } x = 0.008 \times \frac{u \times b^2}{k_y} \quad (8)$$

Le coefficient de diffusion, compris entre 0.3 et 0.9, a une forte influence sur la longueur de mélange transversal (Figure 9). Plus la rivière est méandreuse, plus le coefficient de diffusion transversal, k_y , est grand selon des tests expérimentaux [18]. Etant donnée qu'ici la Sarine se resserre pour ensuite faire un virage serré à gauche, k_y est hypothétique plus grand que 0.3. Un coefficient supérieur ou égal à 0.5 est présupposé pour établir la longueur de mélange.

En théorie plus le débit augmente, plus la longueur de mélange augmente. De plus, l'augmentation du débit accroît la largeur amplifiant aussi la longueur de mélange. Cependant quand le débit augmente, la hauteur d'eau tend à augmenter aussi ce qui a tendance à diminuer la longueur de mélange. Ce mécanisme tend à compenser l'augmentation du débit et de largeur c'est pourquoi un maximum est atteint avec un débit égal 21 m^3/s (Figure 9). La longueur maximum nécessaire pour obtenir un mélange homogène sur la rive gauche avec $k_y = 0.5$ est de 273m quel que soit le débit alors que si $k_y = 0.6$, un mélange est obtenu avant 227 m. Pour des débits compris entre 50 et 100 m^3/s , la longueur de mélange est comprise entre 230 et 257m pour un $k_y = 0.5$ et entre 192 et 214m pour $k_y = 0.6$. La Figure 10 présente la longueur nécessaire pour obtenir un mélange homogène ($M_{Sarine} = 95\% M_{rejet}$) sur tout le segment en fonction du débit pour $k_y = 0.6$. Dans ce cas, un mélange homogène est obtenu sur tout le segment à 610m quel que soit le débit.

Le temps de transport des polluants est influencé directement par la vitesse du flux. Ici pour des débits allant de 4.6 à 98 m^3/s , la vitesse oscille entre 0.4 et 1.3 m/s. Par conséquent, pour parcourir 300mètres les polluants prennent 4 à 13 minutes.

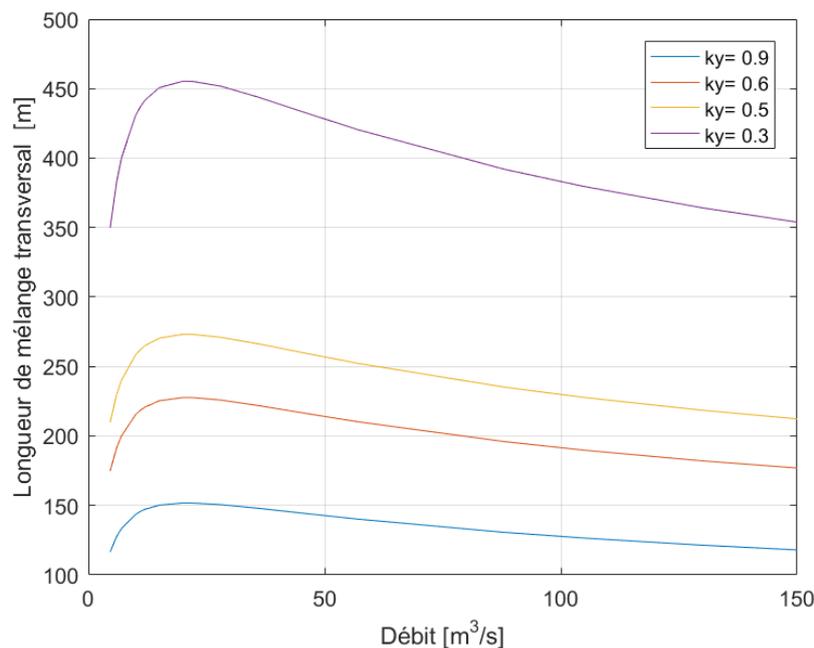


Figure 9 : Longueur de mélange pour obtenir un mélange homogène au niveau de la rive gauche.

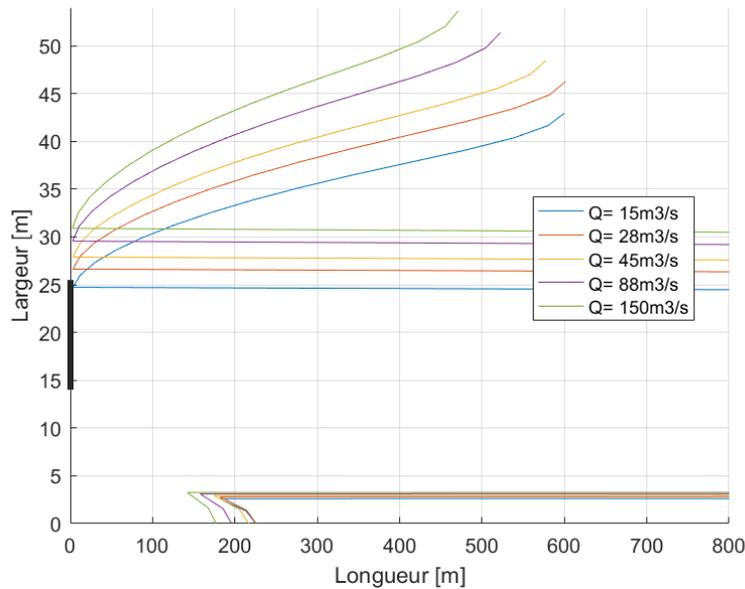


Figure 10 : Longueur nécessaire pour obtenir un mélange à 95% sur toute la section en fonction du débit. A noter que $k_y = 0.6$, ceci correspond au scénario moyen.

Transport en temps lacustre

Dans un lac, la vitesse est nulle, ainsi seulement la diffusion moléculaire induit le transport des polluants. Le transport de matière par diffusion est régi par la loi de Fick où le coefficient de diffusion (D) est faible : de l'ordre de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Le temps de diffusion des polluants est proportionnel à $distance^2/(2.D)$, à titre d'exemple, pour avancer de 1m il faut 16 ans. Durant ce laps de temps, les matières en suspension (MES) sédimentent. La loi de Stokes permet de calculer la vitesse de sédimentation (Equation 7). Pour une particule d'argile de diamètre $1\mu\text{m}$ et de densité 1700 kg/m^3 , la vitesse de sédimentation dans l'eau est égale à 0.002 mm/s . Par conséquent, une particule s'enfonce de 1m en 6 jours environ. A noter qu'ici le régime lacustre n'est pas effectif en permanence.

$$v = \frac{(\rho_p - \rho_f)g r^2}{4.5 \mu} \quad (7)$$

Transport en régime de transition

La courbe de remous dépend à la fois de la hauteur du lac et du débit dans la Sarine. Si le débit augmente, alors le début de la zone de transition s'éloigne. Par exemple entre la Figure 11 A et B pour lesquelles seulement le débit dans la Sarine diffère, le début de la zone de transition est décalé de plus de 700 mètres. Par ailleurs, plus les débits sont forts dans la Sarine, plus une grande distance est nécessaire pour que les vitesses soient infimes. Entre les Figure 11B et C, pour lesquelles seulement la hauteur du lac diffère, le début de la zone de transition est décalé aussi. Dans le cas de la Figure 11C, le régime fluvial cesse à peu près 200 mètres après le rejet.

Dans la zone de transition, la hauteur d'eau augmente, à contrario la vitesse diminue, étant donné que le débit est constant et est égal au produit de la vitesse et de la section. A titre quantitatif, la hauteur d'eau augmente de 1 à $9 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ tous les 10m à l'inverse la vitesse diminue de 1 à $2 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Selon l'équation 6, plus la hauteur d'eau augmente, plus la longueur de mélange diminue. Il en est de même si la vitesse diminue. Par conséquent, dans la zone de transition la longueur de mélange tend à décroître et être ainsi plus faible que celle établie dans la partie régime fluvial. Par exemple, pour le 06.10.2011 à 9h, la vitesse et la hauteur d'eau au point de rejet sont respectivement égales à 0.25 m/s et 2.69 m . Etant donné que la hauteur d'eau et la vitesse fluctuent lentement, on suppose

qu'elles sont constantes dans le but de pouvoir appliquer l'équation 6. Avec cette équation, un mélange homogène sur la rive gauche survient 30 mètres après le rejet.

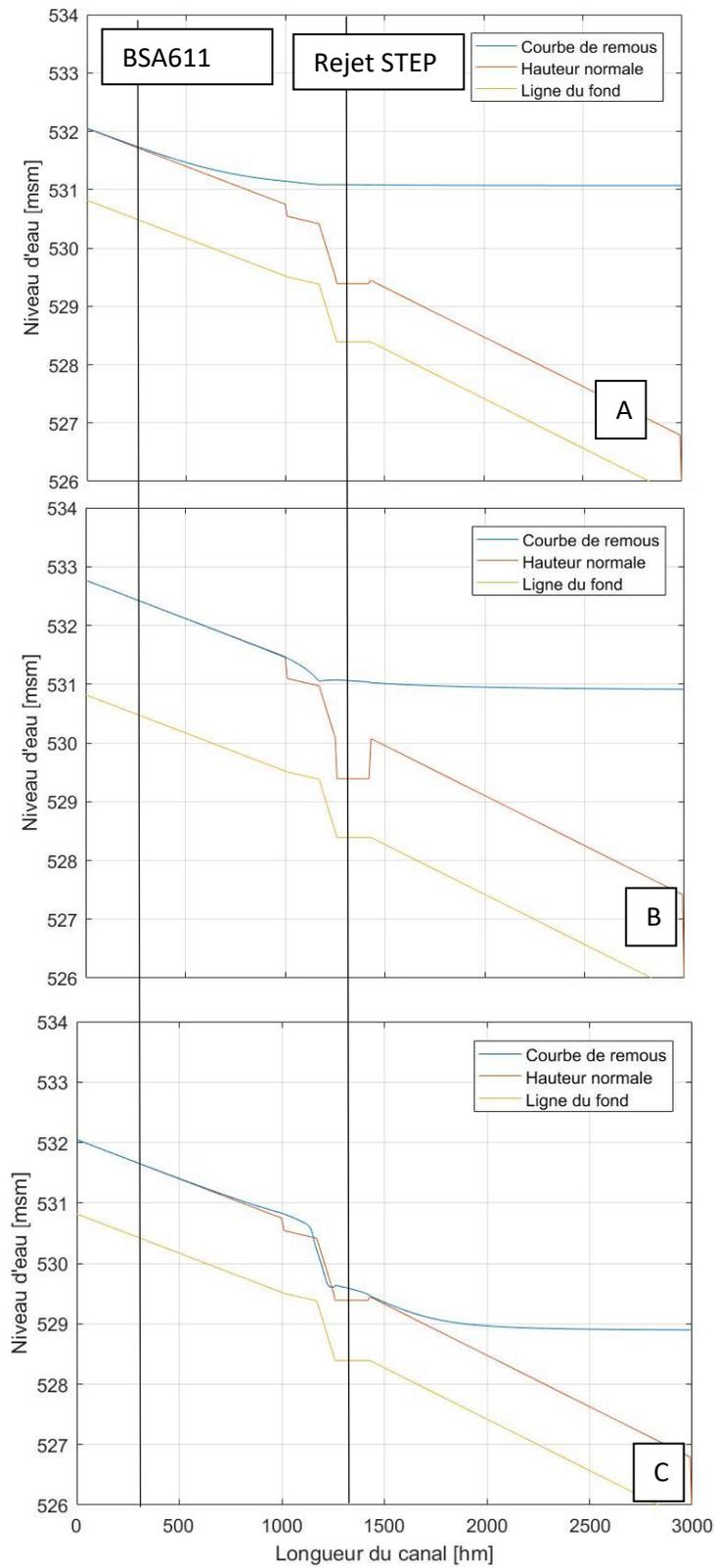


Figure 11 : Courbe de remous calculée avec le débit et la hauteur du lac mesurés aux dates suivantes : 06.10.2011 à 9h, 25.03.2019 à 18h et le 15.11.2018 à 15h. Les débits et les hauteurs des figures A, B, et C correspondent respectivement à [28m³/s 531.07 m.s.m], [81m³/s 530.92 m.s.m] et [28m³/s 528.90 m.s.m]

Présentation des tests aux traceurs

Le 15. 11 .2018 au cours de la journée un traceur a été injecté dans les canalisations du rejet de la STEP. Le 15 novembre 2018 de 13h à 17h, la hauteur du lac est constante, 528.9 m.s.m, et le débit diminue passant de 37 à 17 m³/s. Par conséquent, le régime hydraulique dans lequel se situe le rejet est fluvial et ce dernier se finit 200 mètres plus loin (Figure 11C).

La Figure 12 met en avant le chemin du traceur du rejet jusqu'au coude, environ 300 mètres après. D'après la photographie B et C, le traceur adhère à la rive gauche jusqu'au pont de la Poya, pour ensuite s'écarter sous l'influence du coude et finalement atteindre la rive droite (rive extérieure du coude). Dans un premier temps, le panache suit une trajectoire longiligne dans le Sarine. Dans un second temps, le panache s'est rattaché à la rive gauche (Figure 12D), ceci peut être induit par la diminution progressivement du débit au cours de l'injection. Effectivement, sur la photographie D, l'intensité du traceur est plus faible, ce qui sous-entend que l'injection du traceur est finie et est donc temporellement après la photographie C. En conclusion avec un débit de 37m³/s, le panache suit une trajectoire longiligne alors qu'avec des débits plus faibles, 17 m³/s, le panache reste attaché à la rive gauche.

La diffusion verticale semble rapide, quelques mètres seulement (Figure 12A). A l'inverse la diffusion transversale est faible, le panache reste dans un couloir préférentiel suivant le débit ou le gradient de vitesse. Ceci s'oppose aux conclusions tirées dans la partie régime fluvial où le panache s'étendait avec un angle de 60° sur la droite. Finalement, en régime fluvial pour des débits compris entre 17 et 37 m³/s, une forte concentration en polluants de la STEP est attendue le long de la rive gauche jusqu'au pont de la Poya.

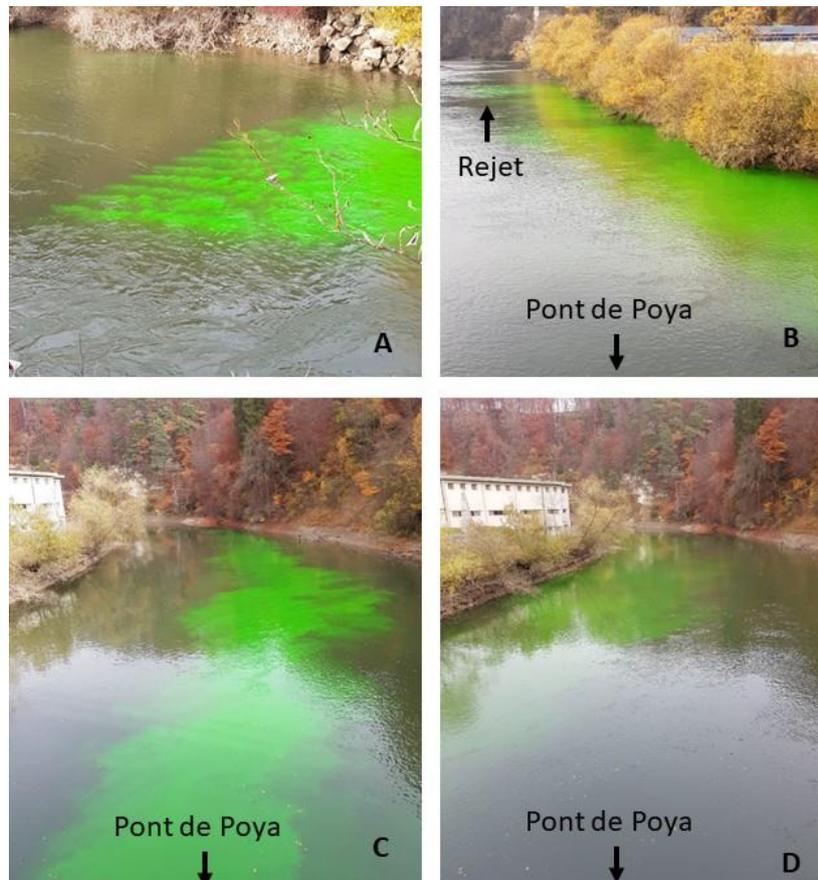


Figure 12 : Photographie de la Sarine lors de l'injection du traceur dans les canalisations du rejet.

3.3. Discussion

Etat général de la Sarine

Seul le COD dépasse les normes établies par l'OEau. Etant noté que les dépassements se manifestent au mois d'octobre. Ceci est potentiellement dû à la décomposition de la litière et ainsi à une pollution d'origine naturelle. Dans le cas des micropolluants la qualité des cours d'eau est considérée comme très bonne au niveau de ces micropolluants [22] étant donné que leurs concentrations sont cent fois inférieures aux critères de qualité aigu et chronique. Seul le diclofénac est à limite du critère de qualité. Effectivement, le ratio entre la concentration en diclofénac en 2019 (prélèvement en continu) et le critère de qualité chronique (CQC) a atteint 0.62 pour certains mois. Ce ratio est proche de 1. Ainsi une augmentation des apports de diclofénac aurait des conséquences néfastes sur la faune aquatique. D'ailleurs, lors de prélèvements ponctuels en polluants dans le lac de Schiffenen, la concentration atteint 218ng/l dans la couche supérieure. La réduction des apports à l'amont du lac s'avère primordiale. L'installation du traitement des micropolluants à la STEP de Fribourg est donc essentielle dans le cas du diclofénac.

Au regard des analyses biologiques et de concentrations en substances chimiques mesurées au pied de la Fribourg, la Sarine est une rivière en bonne santé.

Influence de paramètres externes

Aucune influence de la saison ne peut être statistiquement prouvée dans le cas des concentrations en nutriments et métaux lourds. Seulement, certains micropolluants semblent dépendre des apports extérieurs, comme le glyphosate.

Il est impossible de conclure quant à une réelle influence du débit sur les concentrations. Ceci peut s'expliquer par le fait que la station (BS611) se situe juste après le rejet du eaux turbinées. Par conséquent, les concentrations devraient être égales à celles dans le lac de Pérolles quel que soit le volume extrait du lac. Seulement l'apport en polluants entre la centrale d'Oelberg peut faire évaluer les concentrations dans la Sarine différemment que celles du lac.

Uniquement, les MES semblent être influencées par le débit aux stations AMONT et AVAL. Plus le débit est fort, plus les concentrations sont fortes ; concluant ainsi à une remobilisation des particules entre la station BS611 et ces deux stations de mesures.

Impact de la STEP

D'un point de vue « immission », il est difficile de conclure à une influence de la STEP sur la Sarine. Effectivement, le bilan de masse entre l'amont et l'aval du rejet montre que la masse de polluants en amont est largement supérieure à celle en aval. La conclusion selon laquelle la STEP aurait un impact positif sur le cours d'eau est improbable ! Premièrement, il est possible que les particules ayant absorbées les polluants sédimentent entre le rejet de la STEP et la station de mesure AVAL. Deuxièmement, le mode des prélèvements choisis, ponctuels, peut mener à des valeurs extrêmes inhabituelles et non représentatives. Finalement, sachant que le Sarine n'est pas un canal uniforme, des courants naturels préférentiels peuvent se former, comme on peut l'observer lors des essais à la fluorescéine. Par conséquent il est possible que l'emplacement de la station de mesures ne soit pas adéquat, comme le montre l'analyse du transport des polluants.

En général, le rejet se situe dans la zone de transition entre le régime fluvial et lacustre. Effectivement, il ne demeure dans un régime fluvial que 2% du temps. Les prélèvements de nutriments et micropolluants à l'aval de la STEP ont été effectués sur la rive gauche à 270m du point de rejet avec des débits mesurés allant de 15 à 90 m³/s. Lorsque le régime est fluvial sur le tronçon

entre le rejet et la station et en supposant que k_y est supérieur ou égal à 0.5, un mélange homogène est atteint avant 270 m quel que soit le débit. Il est difficile d'avoir des conclusions fiables sur l'homogénéité du mélange sans donnée plus précise sur le coefficient de diffusion transversal. Cependant statistiquement, un mélange homogène peut être supposé dans le cas d'un régime fluvial à la station de mesure AVAL. Dans le cas où le rejet se situe dans un lac, les polluants présents à la station AMONT et ceux rejetés par le STEP ne peuvent être mesurés à la station AVAL. Vraisemblablement, entre la station AMONT et AVAL, les matières en suspension auront sédimenté et celle dissoutes, telles que les nutriments, auront pu être absorbées par des organismes vivants. De surcroît, les mesures ponctuelles effectuées en 2014 entre AMONT et AVAL ont 30min d'écart. Entre le rejet de la STEP et la station de mesure AVAL, deux rejets de déversoirs sont présents : DO Pont-Neigle et BEP Pfaffengarten. Par conséquent, les eaux déversées pas les déversoirs ne peuvent influencer les mesures faites à la station AVAL dans le cas d'un rejet dans un lac. Finalement, dans le cas d'un régime de transition, la vitesse diminue progressivement pendant que la hauteur d'eau augmente. La longueur de mélange diminue selon les équations développées dans le cas d'un régime fluvial. Par conséquent, à la station de mesure AVAL, les eaux sont présumées homogènes également en régime de transition. En conclusion, l'obtention d'un mélange homogène du rejet de la STEP avec la Sarine est multifactorielle. Le type de régime hydraulique, le débit ainsi que le coefficient de dispersion ont un impact sur la longueur de mélange

L'injection d'un traceur dans les canalisations du rejet a pu mettre en lumière que la diffusion transversale n'est pas aussi étendue que celle calculée. Ceci a pour effet de remettre en question les conclusions théoriques trouvées précédemment. Etant donné que la Sarine n'est pas une rivière canalisée, des écoulements préférentiels se forment. La simulation des flux à l'aide d'un logiciel de modélisation 2D serait préférable. De plus, environ 200 mètres après le rejet, un coude influence sur la trajectoire du panache : il se dirige sur la rive extérieure (rive droite). A noter que la station de mesure AVAL se situe à l'intérieur du coude (Figure 1). En conclusion elle n'est pas forcément dans le parcours du panache.

Impact des déversoirs d'orages

Les déversoirs d'orages semblent avoir de l'influence sur les concentrations en polluants dans les eaux de la Sarine. Cette influence n'est pas régulière. Effectivement, le déversement de la STEP est en continu alors que ceux des DO sont diffus [9]. De forts pics sont à prévoir provoquant un risque de toxicité aigüe considérable, c'est-à-dire induite dans un court laps de temps. A titre d'illustration, lors du prélèvement du 08.10.2014, un fort pic de concentration en MES, phosphore et autres polluants est enregistré. Ce pic est certainement dû aux rejets de plusieurs DO peu de temps auparavant et plus particulièrement à celui de la Motta. Au vu des résultats des prélèvements lors de déversement, il semblerait que le panache déversé se déplace relativement vite. Seuls quatre déversements d'intensités différentes ont été détectés dans les instants précédents les prélèvements. De ce fait, dans l'état actuel des observations peu de conclusions incontestables peuvent être tirées.

Il apparaît toutefois que les concentrations de polluants dans l'eau entre l'amont (station BS611) et l'aval (station AMONT et AVAL) des neuf déversoirs d'orages s'accroissent globalement. Ceci impliquerait l'existence d'une pollution résiduelle due aux déversoirs d'orage.

4. Modélisation des impacts des déversements

4.1.Méthode

4.1.1. Choix des déversoirs d'orages

En premier lieu, les déversoirs d'orage seront examinés à l'aide du module de base B du rapport *Gestion des eaux urbaines par temps de pluie* élaboré par le VSA [23]. Ce module édicte des critères permettant d'évaluer les rejets des systèmes unitaires dans les eaux superficielles aussi bien d'un point de vue émission (installation) que immission (milieu récepteur). Si certains critères sont remplis, alors une étude à l'aide du module STORM du même rapport est recommandée. Les exigences sont :

au moins l'un des points suivants est rempli

- Influence majeure des rejets d'eaux unitaires
- Déversement maximal supérieur à 2% de la charge annuelle
- Charge spécifique en ammonium supérieure à $500(\text{kg/a})/(\text{m}^3/\text{s})$
- Un nouveau DO ou augmentation significative des quantités rejetées

au moins deux des points suivants sont remplis

- Influence moyenne des déversements
- Le DO ne respecte pas l'état de la technique
- Déversement plus de 30 jours par ans ou 12h par année

La charge spécifique est le rapport entre la charge en N-NH₄ déversée et le débit annuel moyen du cours d'eau. Les déversements en amont du point de déversement considéré doivent être additionnés si ils sont situés dans le même bassin versant de la STEP [23]. Le déversement maximal est défini à l'aide du paramètre « ammonium ». Il correspond au ratio entre la charge déversée en N-NH₄ et celle produite par le bassin versant correspondant au déversoir considéré [23]. De même, les charges déversées et produites en amont doivent être additionnées. Les données extraites du modèle Fribourg-monitoring sont utilisées.

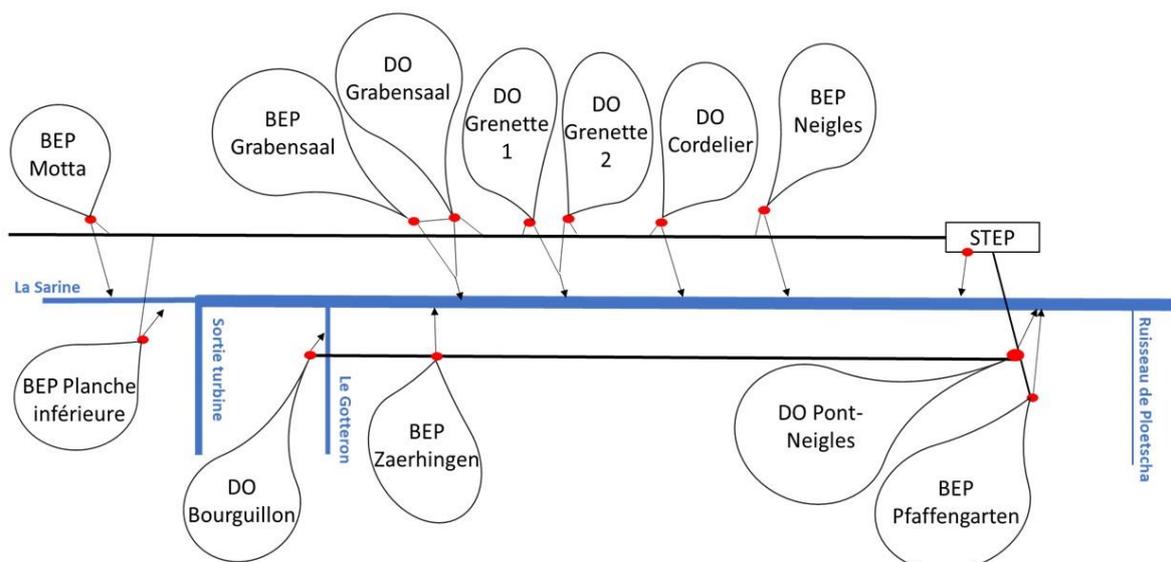


Figure 13 : Schéma simplifié des ouvrages de la ville de Fribourg. Les traits noirs correspondent aux canalisations plus au moins importantes selon la grosseur du trait. Les bulles correspondent aux bassins versants reliés aux DO ou BEP. Les points rouges correspondent soit aux BEP ou alors aux collecteurs. Les numéros de collecteur associé aux déversoirs d'orage sont enregistrés dans le PGGE

Les charges produites par bassins versants sont tirées des charges sortantes du BEP ou des collecteurs associés aux déversoirs d'orages (Figure 13). Dans le cas de certains collecteurs, comme celui associé au DO Pont-Neigles, les charges produites par le bassin versant du BEP Pfaffengarten, BEP Zaerhingen et DO Bourguillon sont incluses dans les données extraites du collecteur. Au final, l'addition de toutes ces charges extraites des collecteurs et BEP doit être égale à celle entrant à la STEP. L'entrée de la STEP comprend aussi les eaux arrivant de l'industrie Cremo et du bassin versant ALEA qui n'est pas compris dans le tronçon de référence. Pour le calcul de la fréquence, plusieurs déversements par jour correspondent à 1 jour de déversement. Ces critères servent de base pour établir les déversoirs d'orage les plus problématiques de la ville de Fribourg.

4.1.2. Exigences STORM

Dépendamment des résultats de l'analyse du modèle de base B, quelques déversoirs d'orages seront examinés sous le prisme des exigences du module STORM. Si les exigences STORM sont dépassées, alors la planification de mesures est recommandée pour diminuer l'impact.

Toutes les exigences choisies sont résumées dans le Tableau 6. Le nombre maximum d'événements érosifs admissibles par année dépend de la qualité écomorphologique et de la variabilité de la largeur du lit mouillée qui ici sont réciproquement assumés comme étant *peu atteinte* (classe 2) et *prononcé*. Par conséquent, le nombre d'événements maximum par année est 5 [23]. La concentration en N-NH₃ ne pouvant pas être dépassée plus de 1 fois tous les 5 ans est celle correspondant au degré 1, c'est-à-dire, la concentration minimale pour avoir une mortalité moyenne de 10% de la population de truites. La turbidité admissible est établie en fonction des concentrations en MES et de la durée d'exposition dans le milieu. Une classe 8 implique un stress physiologique important.

Paramètres	Valeur limite d'immission	Nb d'événements critiques par ans
Erosion		5
Dose de N- NN3	Degré 1	0,2
Turbidité	Classe 8	1
Durée maximale du dépassement de la valeur indicative		
Acc de matière toxique	25 g MES /m ²	5%
Acc de MO	5 g/m ²	10%
Colmatage	625 g MES /m ²	20%

Tableau 6 : Exigences du module STORM pour certains paramètres

Le nombre d'événements critiques ainsi que la durée d'accumulation de MES ou MO sont simulés à l'aide du logiciel REBEKA. Ce logiciel permet d'implémenter à la fois des simulations déterministes et stochastiques. Ces dernières permettent de prendre en compte l'incertitude sur les paramètres. Une probabilité de non dépassement est calculée pour chaque exigence. Selon le module STORM, une analyse de sensibilité doit être implémentée. Ceci permettra de connaître les paramètres ayant le plus d'influence sur les résultats dans le but de les affiner le plus possible.

4.1.3. Relevé de terrain

Des analyses sur les sédiments à l'aval et à l'amont des déversoirs permettront de consolider les hypothèses des modèles établis à l'aide de REBEKA. Les métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Cd, Pb) et le carbone organique total (TOC) seront analysés en laboratoire.

Ces cinq métaux lourds sont les principaux métaux présents dans les bassins urbains [24]. Effectivement, la principale source de cuivre est l'usure des freins de voiture et la ferblanterie des toitures. Dans le cas du plomb, zinc et cadmium, les surfaces des bâtiments sont l'une des sources majeures dépendamment du type de surfaces [25]. Par exemple, les parois en bois peintes contiennent beaucoup de Pb, Zn et Cd qui se lessive au fil du temps. Le chrome est plus susceptible d'être détecté dans les bassins urbains industrialisés. Effectivement, il provient de l'usure de pièces métalliques et des accessoires chromés [24] et non pas des eaux de ruissellement de toitures ou des parois [26]. Finalement, une autre source, indépendante de l'urbanisation, joue aussi un rôle majeur dans les concentrations en métaux lourds dans les eaux de ruissellement : la déposition atmosphérique [25], [26]. Par conséquent, les concentrations des différents métaux lourds dans les eaux de ruissellement dépendent de la fonction du bassin versant urbain : industrielle, pédestre, résidentielle. Le choix des matériaux dépend de l'affectation du bâtiment.

Le prélèvement de sédiments suit la procédure élaborée par le Centre Ecotox de l'EPFL [27]. Voici les points essentiels :

- Les prélèvements doivent être effectués de l'aval vers l'amont pour ne pas s'influencer entre eux.
- L'échantillonnage ne devrait pas être fait dans une zone avec moins de 5% de matière fines.
- Par échantillon au moins 3 sites aléatoirement choisis et espacés de quelques mètres chacun doivent être sélectionnés.
- Il est conseillé aussi d'utiliser du matériel de prélèvement et de stockage en plastique dans le cas d'analyse de métaux, respectivement en métal pour des analyses organiques.

Lors de ce travail de terrain, seulement des ustensiles en plastique ont été utilisés pour cause d'indisponibilité. Un tamisage à 2mm a été effectué sur le terrain avant conditionnement.

Un succinct relevé de l'état général des stations est aussi réalisé, relevant les paramètres du rapport *Méthode d'appréciation des cours d'eau. Aspect Général*. Ce relevé permettra de mettre en lumière l'influence du rejet, comme demandé par le module B de la norme SIA.

4.2. Mise en œuvre de la modélisation

4.2.1. Choix des déversoirs d'orage

Les volumes et charges moyens déversés par chaque DO sont classifiés dans la Tableau 7. L'ouvrage déversant le plus que ce soit en termes de volume, de charge ou fréquence est le BEP de la Motta. Ce BEP a été mis en fonctionnement en 2016 ; il remplace le DO de la Motta pour lequel les déversements ont été jugés trop importants. Usuellement, un BEP permet de retenir une certaine quantité de polluants lors d'un événement de pluie pour les rediriger à la suite de l'événement vers la STEP. Le bassin versants relié au BEP de la Motta est conséquent, entre autres la surface du bassin versant réduit du Motta était de 69ha. La surface du bassin versant réduit correspond à celle qui est imperméable. Les déversements des autres ouvrages sont bien moins conséquents. L'addition des déversements du BEP et DO du Grabensaal qui déversent à travers la même canalisation (Figure 13) est le deuxième plus important en termes de charges déversées en MES. Alors que l'addition des déversements du BEP de Pfaffengarten et DO de Pont-Neigles, où les exutoires sont éloignés de 1m, est le deuxième plus important en termes de charges déversées en ammonium.

Le Tableau 8 résume les résultats de l'analyse des exigences minimales selon le module de base B. Seuls, les critères relatifs au déversement maximal, à la charge spécifique et la fréquence sont exposés. A l'exception du critère de la fréquence ou de la durée, les critères ne sont pas dépassés.

C'est le BEP Motta qui est le plus proche des critères avec un déversement maximal de 1.48% et une charge déversée spécifique de 130.6 (kg N-NH₄/a)/(m³/s).

L'influence des rejets sur le milieu récepteur a seulement pu être appréciée dans le cas du BEP de Motta. Un examen des paramètres de l'aspect général sur le terrain à l'amont et l'aval du rejet de la Motta a été fait (Annexe 11). Des paramètres mettant en avant l'influence d'un rejet urbain ont été répertoriés, dans un banc de sable à l'aval du rejet où la vitesse est proche de zéro. Effectivement, le sable avait une odeur d'eau usée, d'ailleurs, les couches inférieures de sable étaient noires sûrement dû à la décomposition anaérobie d'une importante quantité de matière organique (Annexe 13– Photographie D). Aucuns autres paramètres tels que la présence de boues, ou de colmatage n'ont été décelés. A noter que dans le cas du BEP de la Motta, les eaux du rejet n'atteignent pas directement la Sarine ; elles passent par un petit segment d'eau. Dans ce dernier, des déchets solides, des organismes hétérotrophes (Annexe 13 – Photographie B), de la boue sont répertoriés. Ce petit segment permet d'absorber une partie des polluants avant l'entrée dans la Sarine.

Le BEP semble déverser plus que ce qui a été prévu lors de son dimensionnement. De plus, au regard de l'état de la grille d'entrée du BEP, le fonctionnement du dégrilleur n'est pas optimal (Annexe 13 – Photographie A).

Pour conclure, on constate que le BEP de la Motta déverse plus de 30 jours par an et on peut supposer que le BEP ne respecte pas l'état de la technique étant donné qu'il déverse plus que ce qui a été prévu. De plus, le BEP semble avoir un impact sur le milieu récepteur : odeurs d'eaux usées dans les bancs de sable. Par conséquent, l'analyse des exigences STORM est recommandée. Les déversements combinés du BEP et DO du Grabensaal, ainsi que ceux du BEP de Pfaffengarten et DO de Pont-Neigle seront aussi analysés sous le prisme des exigences bien que ces derniers respectent les exigences minimales.

	Volume m ³	Charge MES MES kg /ans	Charge N-NH ₄ NH ₄ ' kg / ans
BEP Motta	410 441	33 405	461
BEP planche inférieure	8 344	449	9.9
DO Bourguillon	12	0.5	0.008
BEP Zaerhingen	2 692	153	14
BEP Grabensaal	61 655	5 865	138
DO Grabensaal	39 470	4 551	132
DO Grenette 1	60	3.1	0.04
DO Grenette 2	10 403	858	19
DO Cordelier	0	0	0
BEP Neigles	17 845	1 277	29
BEP STEP	1 035	67	1.0
DO Pont-Neigles	83 572	6 537	166
BEP Pfaffengarten	53 234	3 412	67
Total	688 763	56 578	1037

Tableau 7 : Données générales sur les déversements de chaque déversoir d'orage. Les volumes et les charges sont calculés à partir des données de modèle Fribourg Monitoring sur une durée de 10ans (01.01.2010 au 01.01.2020).

Critère	Déversement maximal	Charges déversé spécifiques	Fréquence (jour/ans)	Durée
Unité	<2%	<500	<30	< 12h
	-	(kg N-NH4/a)/(m3/s)	-	h
BEP Motta	1.46%	130.6	80	334
BEP Planche inferieure	1.40%	133.2	41	169
DO Bourguillon	1.36%	0.05	1	0.3
BEP Zaerhingen	1.17%	19.1	5	7.0
BEP Grabensaal	1.20%	24.5	70	291
DO Grabensaal	1.43%	29.7	95	471
DO Grenette 1	1.35%	29.7	1	0.7
DO Grenette 2	1.35%	30.5	55	155
DO Cordelier	1.31%	30.5	0	0.0
BEP Neigles	0.99%	31.7	20	59
BEP STEP	0.84%	31.8	1	2.2
DO Pont-Neigles	0.91%	38.2	68	262
BEP Pfaffengarten	0.97%	40.9	39	115

Tableau 8 : Exigences minimales selon STORM calculés à partir des données de 01.10.2019 au 01.10.2020

4.2.2. Implémentation avec REBEKA

Dans REBEKA, le système est constitué du réseau unitaire, du milieu récepteur et du bassin naturel. Ici, les flux provenant du bassin versant urbain et naturel sont extraits respectivement du modèle *Fribourg- monitoring* et des mesures à la station *Fribourg Sarine 2911*, ainsi aucun paramètre n'a besoin d'être fixé. Toutefois, les caractéristiques du milieu récepteur doivent être établies pour les trois rejets choisis : Rejet 1 (BEP de la Motta), Rejet 2 (BEP et DO de Graabensaal) et Rejet 3 (BEP de Pfaffengarten et DO Pont-Neigle).

Bassin versant urbain

Les fichiers des débits sortants comprennent la date, le débit [m³/s], la concentration en N-NH4 [g/m³], et MES [g/m³] de 10 années de données simulées à un pas de temps 10 min.

Dans le cas du rejet 2 et 3, les débits des deux ouvrages ont été additionnés et les concentrations en N-NH4 et en MES ont été moyennées avec la formule de pondération (9).

$$C_{Globale} = \frac{Q_{DO} * C_{DO} + Q_{BEP} * C_{BEP}}{Q_{total}} \quad (9)$$

Bassin Versant Naturel

La même forme de fichier que celle pour le bassin versant urbain doit être conçue.

Dans les cas rejet 2 et 3, les débits mesurés à la station *Sarine fribourg 2911* ont simplement été interpolés linéairement pour obtenir des données toutes les 10min, étant donné que ces rejets se situent dans le tronçons à débits d'éclusées. Les concentrations en MES et N-NH4 sont supposées constantes et égales aux concentrations moyennes mesurées à la station BS611 (rejet 2) ou celle AMONT (rejet 3).

Le rejet 1 se situe dans le tronçon à débits résiduels ; le débit de dotation a été défini à 4m³/s. Cependant, quand la hauteur d'eau dans le lac de Pérolles (barrage de la Maigrauge) devient trop importante, les évacuateurs de crue déversant dans ce tronçon sont activés. Par conséquent, le débit augmente considérablement. A noter qu'un débit maximal de 100m³/s peut passer à travers les canalisations des eaux turbinées, le reste est déversé par les évacuateurs de crue [28]. Par conséquent, le débit dans les tronçons contournés est calculé, au moyen du débit mesuré à la station *Sarine Fribourg 2911*. Si le débit mesuré est supérieur à 104m³/s, alors le débit dans le tronçon est égal aux débits mesurés moins 100m³/s (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les concentrations en MES et N-NH₄ sont aussi constantes et égales aux concentrations moyennes mesurées à la station BS611.

Milieu récepteur

Les paramètres du milieu récepteur choisis sont listés dans le **Tableau 9**. Le débit de base correspond au Q347 extrait de la courbe des débits classés faite avec les mesures de la station Sarine-Fribourg 2911 est en Annexe 12. Un débit de base de 4,6m³/s est estimé. Dans le cas du rejet 1, le débit de base correspond à celui de dotation de 4m³/s. Les paramètres relatifs à la forme de la rivière ont été établis à l'aide des profils en travers et en long : pente, largeur du fond, pente du talus. Les profils en travers les plus proches des rejets ont été pris comme référence et leurs caractéristiques sont répertoriées en Annexe 10. La pente du talus correspond à celle de la rive où les déversements ont lieu : rive gauche pour rejet 1 et 2 et rive droite pour rejet 3. Etant donné que dans le tronçon à débit résiduel la Sarine varie, la largeur a été estimée à l'aide des cartes du portail Geoadmin et non à l'aide d'un profil en travers disponible pour le rejet 1. Les paramètres relatifs à l'état physico-chimique (pH, concentration en N-NH₄, température) du milieu récepteur ont été définis au moyen des campagnes de mesures effectuées à la station BS611 et à celle AMONT dépendamment du déversoir.

Le coefficient de Strickler, ainsi que la granulométrie (d_m et d_{90}) et la pente ont été établis pour obtenir un débit solide proche de 200 m³/s. C'est le débit employé pour purger la petite Sarine à l'aval du barrage de Rossens. Seulement, un coefficient de Strickler compris entre 25 et 36 m^{1/3}/s est adopté pour coller avec ceux établis pour une rivière semi-naturelle. En 2016, la granulométrie des bancs de graviers vers la STEP a été établie par deux relevés en ligne évaluant le d_m et d_{90} à 5 et 11cm, respectivement. Cependant, le paramétrage de ces diamètres mène à un débit solide excessif (supérieur à 5000m³/s), ainsi des diamètres plus petits ont dû être paramétrés pour être plus consistants avec le débit solide. Le débit de transport solide est calculé à l'aide de simulation déterministique. Ainsi des itérations ont été effectuées en modifiant le coefficient de Strickler, et la granulométrie dans le but d'obtenir un débit proche de 200m³/s, dans le cas de rejet 2 et 3. Ici, des débits égaux à 197m³/s et 202 m³/s sont respectivement obtenus. Un coefficient de Strickler plus élevé a été choisi dans le cas du rejet 2 parce qu'à cet endroit les rives sont plus régulières. Dans le cas du rejet 1, un débit de transport solide plus faible est obtenu avec une granulométrie semblable : 119m³/s. Un coefficient de Strickler plus faible a été choisi car ici la Sarine est plus sinueuse et les berges plus dégradées.

Paramètres	Unité	Rejet 1	Rejet 2	Rejet 3
Débit de base	m ³ /s	4	4.6	4.6
Coefficient de Strickler	m ^{1/3} /s	28	36	32
Pente	-	0.0034	0.002	0.0019
Largeur du fond	m	20	55	39
Pente du talus	-	5	0.9	1.21
dm	m	0.01	0.01	0.01
d90	m	0.058	0.058	0.058
Conc N-NH4	mg/l	0.06	0.06	0.1
pH Value	-	8.2	8.2	8.2
Alcalinité	mmol/l	3.5	3.5	3.5
Min temp	°C	4	4	4
Max temp	°C	15	15	15

Tableau 9 : Paramètres modifiés propres au milieu récepteur

Paramètre renaturation

Le projet de renaturation en cours risque de modifier les paramètres du milieu récepteur. Selon le maître d'ouvrage, SD Ingénieur, aucune modification marquée du lit actuel jusqu'à 180m à l'aval de l'extrémité du canal du DO de la Motta n'est prévue. De même, aux déversoirs de Pfaffengarten et Pont-Neigle, aucune modification du profil en travers n'est attendue à moyen terme (<25ans). Uniquement, le rejet du Grabensaal (rejet 2) sera impacté par la renaturation. Etant donné que le projet n'a pas encore été mis en consultation par le canton, aucun plan n'est disponible. Néanmoins, voici les modifications attendues.

- Largeur variant de 30 à 55m
- Pas de modification de la granulométrie
- Travail du lit : Blocs d'enrochement et du bois mort vont être installés dans le lit, pour amener de la diversité morphologique. Cela n'aura pas d'influence sur la pente.
- Pente du talus compris entre 1/5 et 2/3

Pour résumer, le lit se resserre, les berges s'aplatissent et le coefficient de Strickler tend à diminuer. Une largeur de 42.5m est paramétrée avec une limite inférieure et supérieure de 30 et 55m. Ensuite, une pente du talus moyenne de 0,43 avec des limites de 0.2 et 0.66 est configurée. Un coefficient de Strickler de 30 m^{1/3}/s est assumé.

4.3.Résultats

4.3.1. Modélisation REBEKA

Les résultats des simulations stochastiques effectuées sur les trois rejets sont présentés dans les figures ci-dessous. L'une met en évidence le nombre d'événements critiques en termes de turbidité, d'érosion et de dose en NH3 (Figure 15) et l'autre le pourcentage du temps avec accumulation de MES ou MO (Figure 16).

Tout d'abord, aucun problème de turbidité, d'érosion, de surplus en NH3, de colmatage, et d'accumulation en matière organique n'est à prévoir. Effectivement que ce soit pour les trois rejets, aucun dépassement des exigences STORM n'est observé.

Selon le modèle, le seul paramètre qui se révèle problématique est l'accumulation toxique de MES. En effet, la probabilité de dépassement de la limite est égale à 65%, 21% et 12% dans les cas respectifs du rejet 1, 2 et 3. Pour le rejet 2 et 3, la pente de la courbe est relativement importante

(Figure 16). Ainsi, une légère variation aurait d'importants effets sur la probabilité de dépassement. A l'inverse dans le cas *rejet 1*, la probabilité de dépasser est faible et la pente plus faible. De ce fait, aucun impact important et récurrent n'est prévisible.

Analyse de sensibilité

Selon l'analyse de sensibilité effectuée aux trois rejets, l'accumulation toxique de MES dans le milieu récepteur est influencée par les paramètres ci-dessous.

- Pente du fond
- Coefficient de rugosité
- Vitesse de sédimentation
- Diamètre 90
- Largeur du fond

Le coefficient de rugosité ainsi que le diamètre des particules à 90% sont des paramètres ayant été ajustés au moyen d'un débit solide conjecturé à partir des essais de charriage effectués plus en amont. Des mesures in-situ seraient préférables pour consolider le modèle. La pente du fond a été établie à l'aide du profil en long de 2006 qui par le biais du transport solide a pu se modifier au cours des années. Un nouveau profil en long pourrait être bénéfique. Ici la largeur du fond a été établie à l'aide du profil en travers et renforcée par les cartes du geo-portail de la confédération. Par conséquent, la largeur choisie pour les simulations est plutôt fiable. De plus, dans le cas du rejet 2, les rives sont renforcées impliquant que la largeur ne se modifie pas au cours des années. La vitesse de sédimentation sélectionnée est un paramètre de base du logiciel REBEKA et correspond ainsi à une vitesse de sédimentation moyenne. On peut aussi supposer que ce paramètre est acceptable pour une première approche.

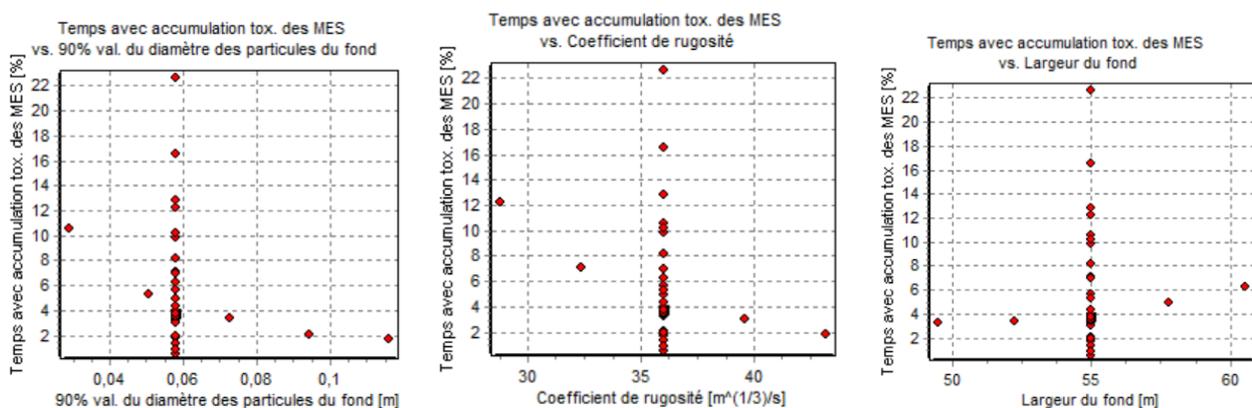


Figure 14 : Distribution des paramètres : d90, coefficient de rugosité, largeur du fond

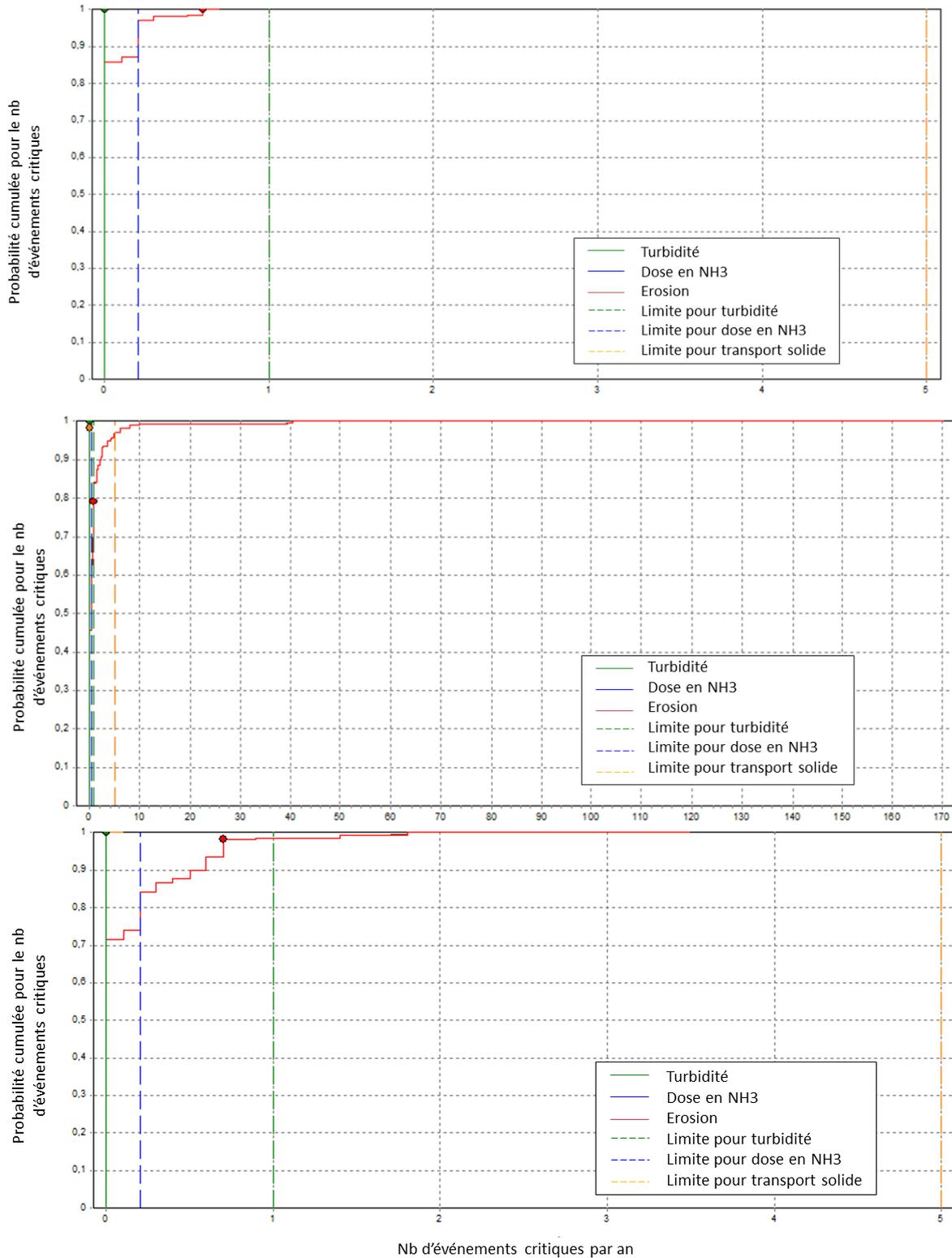


Figure 15 : Probabilité de non-dépassement des exigences STROM en fonction du nombre d'événements critiques par an quant à la turbidité, la dose en NH3 et l'érosion. Les figures A, B, et C correspondent respectivement aux rejets 1, 2 et 3

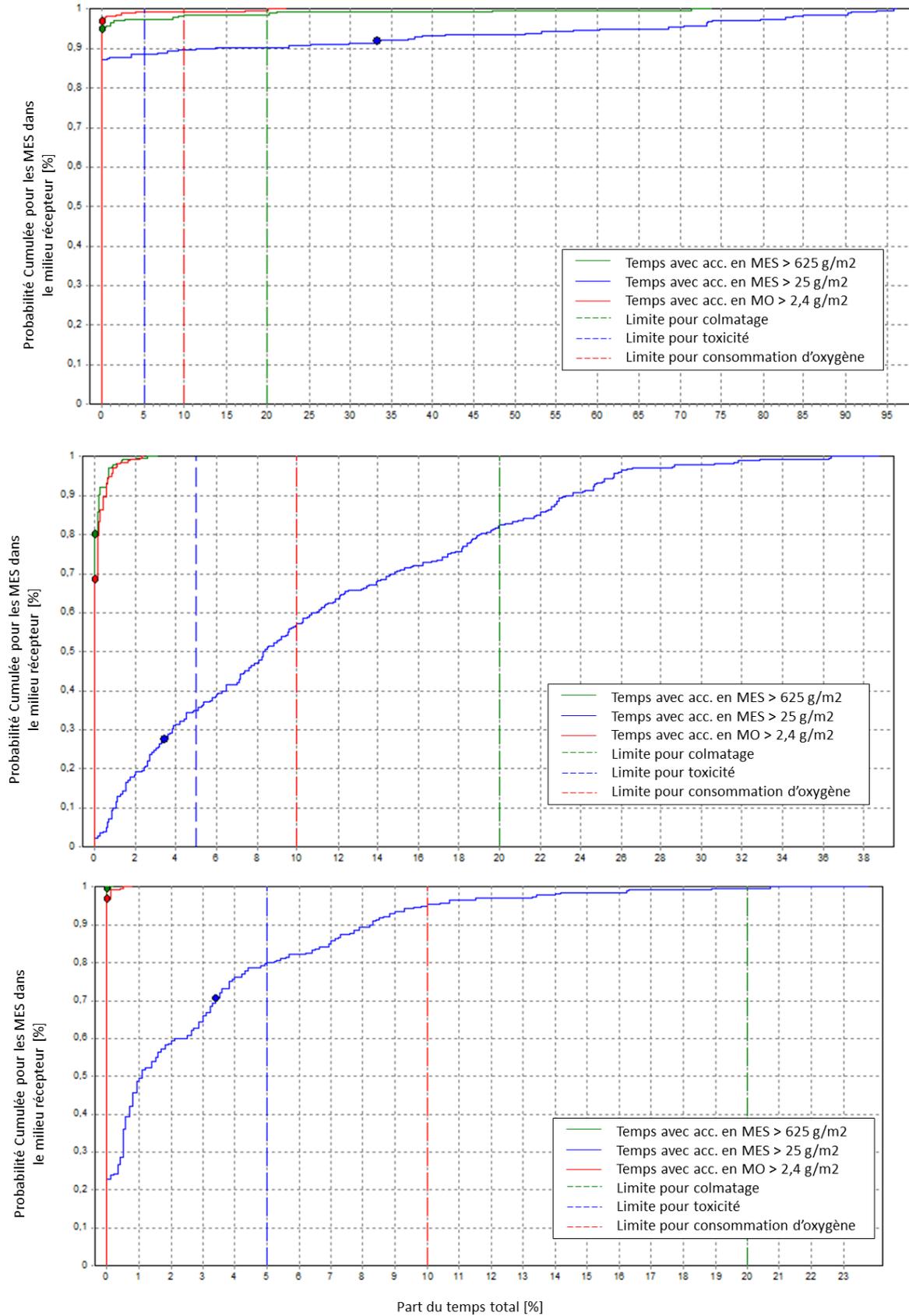


Figure 16 : Probabilité de non-dépassement des exigences STORM en fonction du temps d'accumulation des MES ou MO dans le milieu récepteur. Les figures A, B, et C correspondent respectivement aux rejets 1, 2 et 3

Renaturation

La renaturation prévue modifie certains de ces paramètres listés précédemment (coefficient de rugosité, largeur du fond) ayant un impact positif sur l'accumulation toxique de MES dans le milieu récepteur (Figure 17). Effectivement, la probabilité de dépasser les exigences STORM est de 49 %, bien qu'elle reste élevée.

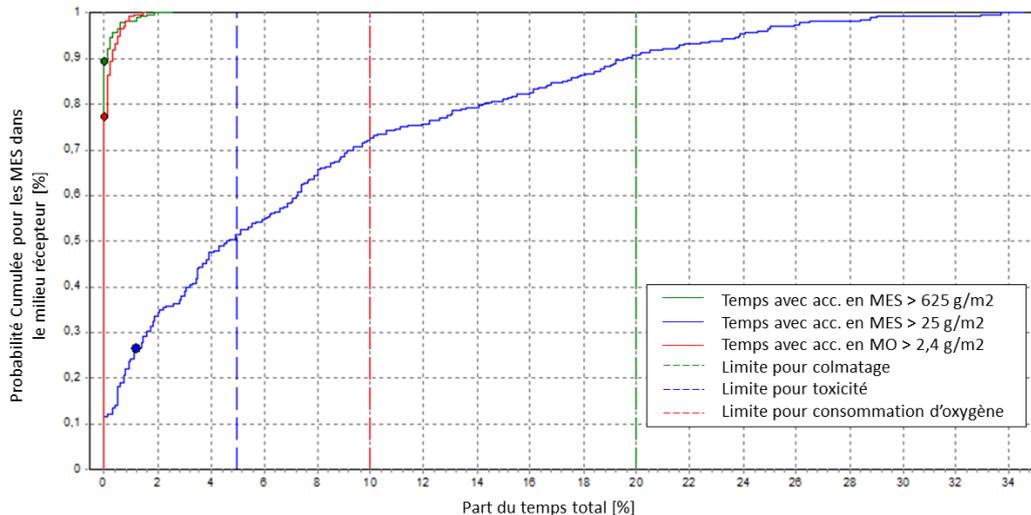


Figure 17 : Probabilité de non-dépassement des exigences STORM pour le rejet du Grabensaal après renaturation.

4.3.2. Terrain

Les résultats des analyses des sédiments prélevés sur le terrain le 10.12.2020 sont présentés dans la (Figure 18 : Concentration en métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Cd, Pb) et carbone organique total dans les sédiments pour chaque station. . Des échantillons ont été prélevés à l'aval et l'amont du rejet 1, ainsi que dans une zone à l'aval où la présence d'eaux usées a été constatée : forte odeur (Annexe 11). Une station de référence située à l'aval du barrage, et à l'amont de tous les rejets urbains présents et passés est aussi échantillonnée.

Les concentrations en métaux lourds ont été normalisées par la valeur du TEC [29]. Le TEC correspond à la concentration maximale n'ayant aucun impact pour les organismes vivants dans les sédiments. Étant donné que les rapports entre les concentrations en métaux lourds et le TEC sont inférieurs à 1, les organismes aquatiques dans les sédiments ne sont pas affectés par la présence de métaux lourds dans la Sarine au niveau de BEP de la Motta.

En premier lieu, les concentrations en métaux lourds à la station *Référence* sont globalement inférieures aux autres stations. Cette première observation permet de mettre en lumière l'influence des déversements d'eaux usées sur les concentrations en métaux lourds dans les sédiments. Entre la station *Référence* et *Amont*, un écart important est constaté comparativement à celui entre la station *Référence* et *Aval*. Il semblerait que les prélèvements faits à la station *Amont* ont été faits dans une zone de sédimentation préférentielle. En d'autres termes, le gradient de vitesse devait être plus faible permettant une meilleure sédimentation des matières en suspension et par extension des métaux lourds qui sont absorbés sur les MES [30]. Effectivement, certains prélèvements ont été effectués proches de la rive ou encore dans un repli de la Sarine où la vitesse était faible. À noter que certaines concentrations en métaux lourds sont plus hautes à *Aval* qu'à *Amont*, comme Cd et Cu. Par conséquent un apport de ses métaux par le déversoir de la Motta est notable. Le cuivre est un bon traceur des déversements urbains car sa concentration dépend du trafic routier (usure des plaquettes de freins).

Les prélèvements effectués dans le banc de sable à l'aval du déversoir (*Banc de sable*) mettent en relief une forte accumulation de MES. Par exemple, le plomb et le cuivre sont respectivement 2,4 et 1,4 fois supérieurs aux concentrations mesurées à *Amont*. Il y a une exception pour le chrome et le zinc qui sont plus faibles ou égaux aux concentrations trouvées à *Amont*. Néanmoins, il semblerait que l'apport du BEP de la Motta en chrome et en zinc soit faible car la concentration à la station *Référence* est plus grande ou égale que celle à *Aval*, montrant que les concentrations se sont diluées le long de la Sarine. Dans le banc de sable, la granulométrie est plus petite que celle répertoriée à la station *Aval-Global* permettant une meilleure absorption des métaux lourds. De plus la vitesse est plus faible, voire nulle, car la station se situe dans un repli de la Sarine permettant une meilleure sédimentation des MES.

Selon les analyses de carbone total aucune accumulation de MO n'est constatée à l'aval du déversoir. Effectivement, la concentration la plus haute est à la station *Amont*. Ceci renforce l'idée que la station *Amont* est dans une zone de sédimentation préférentielle.

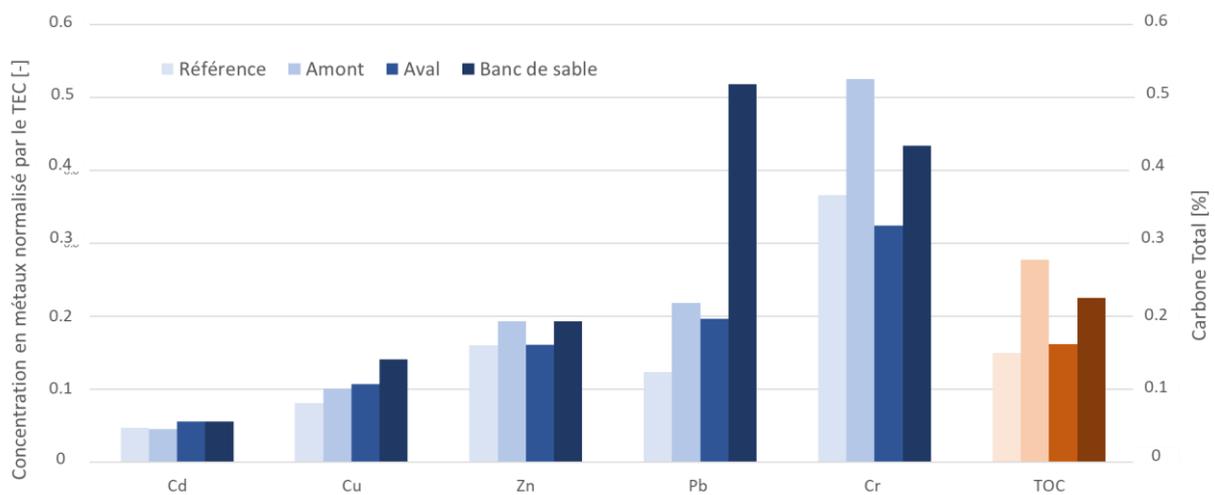


Figure 18 : Concentration en métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Cd, Pb) et carbone organique total dans les sédiments pour chaque station.

4.4. Discussion

Conformité du modèle aux mesures

Le modèle du rejet 1 établi à l'aide de REBEKA concorde avec les mesures de métaux lourds et matières organiques dans les sédiments. D'un côté le modèle montre que la probabilité d'accumulation de MES est faible et que celle de MO est presque nulle. D'un autre côté les mesures faites à la station *Aval* montrent que les métaux lourds s'accumulent peu comparé à la station *Amont* et que la MO ne s'accumule pas. L'un des paramètres influençant la sédimentation des métaux lourds est la granulométrie (d_{90}). Effectivement, si le d_{90} diminue alors le temps d'accumulation toxique de MES augmente (Figure 14). Les mesures faites à la station *Banc de sable* où la granulométrie est supposément plus faible mettent en avant ce phénomène. Effectivement, une accumulation en métaux lourds plus importante la station *Banc de sable* qu'*Aval*. A noter que l'augmentation de l'accumulation de métaux lourds à la station *Banc de sable* est aussi due aux faibles vitesses.

Bien qu'aucune mesure n'ait été effectuée pour le modèle rejet 2 et 3, on peut supposer que ceux-ci sont aussi correctes car les mêmes hypothèses en termes de granulométrie et coefficient de rugosité ont été faites.

Impact de chaque déversement

Selon le modèle, les rejets 1 et 3 ont une faible influence sur la Sarine pour l'ensemble des paramètres. Par conséquent, aucune mesure pour réduire l'impact n'est nécessaire. A l'inverse, l'accumulation toxique de MES due au rejet 2 est problématique : la probabilité de dépassement de la valeur limite est de 65%. La différence de résultats entre les trois modèles semble être dû à la différence de largeur du fond du lit. A débit égal, une plus grande largeur implique que la vitesse et hauteur d'eau soient plus petites favorisant l'accumulation de MES. En outre, plus les débits sont faibles dans la Sarine, plus le risque d'accumulation de MES au rejet 2 est grand.

La renaturation de la Sarine au pied de la ville de Fribourg améliore la situation d'un point de vue de l'accumulation toxique de MES, étant donné que la largeur diminue. Cependant, l'accumulation reste problématique : probabilité de dépassement de la limite de 49%. Ce problème semble être dû à une fréquence des déversements élevée. Effectivement, la fréquence est supérieure à celle du rejet 1 alors que les volumes déversés y sont 104 fois inférieurs. Selon le PGEE, le débit critique de déversement est d'environ $0.07\text{m}^3/\text{s}$ (Tableau 2) qui est l'un des plus faibles comparés aux autres déversoirs. L'une des mesures à prendre pour limiter l'apport de fort débit dans le collecteur du déversoir du Grabensaal est l'optimisation de l'infiltration partielle partout où cela est possible. Une autre mesure est l'augmentation du débit critique de déversement. Par exemple, les eaux du DO du Grabensaal pourrait rejoindre le BEP du Grabensaal ou encore le DO du Grabensaal pourrait être renouvelé.

Parallèlement, à la renaturation de la Sarine, la centrale hydro-électrique de Oelberg (barrage de la Maigrauge) va être assaini. Le projet a pour but de réduire les éclusées au pied de la ville de Fribourg. Les éclusées (débits des éclusées) désignent les débits élevés provoqués par le turbinage des eaux. Ce projet est toujours en cours d'étude et plusieurs variantes sont étudiées : galerie de dérivation de la centrale jusqu'au lac de Schiffenen ou mesure sur l'exploitation [31]. Cette dernière consiste à modifier le régime de turbinage soit en limitant la puissance ou en effectuant des paliers de turbinage pour réduire les forts gradients. Cet assainissement aura des conséquences sur la fréquence et la durée d'apparition des débits minimum ou maximum. La diminution du temps avec de faible débit serait bénéfique du point de vue de l'accumulation toxique de MES. A l'inverse, une galerie de dérivation peut accentuer la période de débit d'étiage dans la Sarine, si toutes les eaux turbinées sont directement envoyées au lac.

Limites

Premièrement, le d_{90} a été sous-estimé pour s'harmoniser avec le débit solide mesuré en amont. Selon l'analyse de sensibilité, si d_{90} augmente, alors la probabilité d'accumulation toxique de sédiments diminue. Ici, la granulométrie dans la Sarine est plutôt importante comme le montre la photographie C de l'Annexe 13 et les résultats des relevés de ligne dans un banc de gravier vers la STEP : $d_m = 6\text{ cm}$ et $d_{90} = 11\text{ cm}$. Par conséquent, la sous-estimation de la granulométrie mène à une possible surestimation de la probabilité d'accumulation toxique de MES. Des mesures sur le terrain devront être effectuées pour vérifier les résultats du modèle avant mise en place de mesure.

Deuxièmement, REBEKA ne prend pas compte l'effet du lac de Schiffenen sur les vitesses dans la Sarine. Avec le lac, les vitesses sont plus faibles favorisant la sédimentation. Ce phénomène sera plus accentué au niveau du rejet 3.

En pratique, au niveau du rejet 1, la zone est répertoriée comme érodée puisqu'ici la Sarine se trouve au pied d'un barrage et qu'ainsi aucun apport de sédiment n'est pratiqué naturellement. Cette caractéristique n'est pas vérifiable avec REBEKA car le paramétrage d'un barrage est impossible.

5. Modélisation des flux de substances chimiques

Le but de cette modélisation est d'évaluer à un pas de temps 10min, les concentrations ou masses de substances chimiques dans la Sarine. La comparaison des concentrations dans le milieu récepteur avec les critères de qualité permet de mettre en lumière les cas où les concentrations sont critiques pour la faune aquatique. De plus, les substances les plus problématiques peuvent être isolées. Le modèle est créé à l'aide de Matlab.

5.1. Mise en œuvre de la modélisation

5.1.1. Choix des substances chimiques

Ici, le modèle donne une valeur pour les paramètres suivants :

- Concentration en N-NH₄
- Concentration en MES
- Concentration en Diclofénac
- Concentration en Sulfaméthoxazole

Le diclofénac et le sulfaméthoxazole sont les micropolluants d'origines pharmaceutiques analysées à la station BS611 les plus critiques. Effectivement, leurs quotients de risque sont ceux répertoriés comme les plus élevés (Annexe 3). Le quotient de risque est le rapport entre la concentration dans le milieu récepteur et le critère de qualité.

Les critères de qualité chronique et aigue pour les micropolluants sont extraits des propositions faites par le centre ecotox (Tableau 10). Dans le cas de l'ammonium, l'annexe 2 de OEaux a édicté des critères. Aucun critère n'est établi pour les MES.

	N-NH ₄	Diclofénac	Sulfaméthoxazole
Unité	mg/l	ng/l	ng/l
Critère de qualité	0.2 si T > 10°C	-	2 700 (Aigû)
	0.4 si T < 10°C	50 (Chronique)	600 (Chronique)

Tableau 10 : Critère de qualité aigu et chronique dans le cas des micropolluants et critère établie par l'OEaux pour l'ammonium [4] [15]

5.1.2. Section des tronçons

La Sarine est divisée en trois tronçons déterminés en fonction des rejets précédemment choisis. Le rejet de la STEP est aussi pris en compte. Etant donnée qu'il est proche des rejets de Pfaffengarten et Pont-Neigle, ces rejets sont combinés dans le même tronçon. Chaque tronçon débute à l'emplacement du rejet (Tableau 11). Dans le cas du tronçon 3, l'emplacement du rejet de la STEP est pris comme référence étant donné qu'il est le premier. Ce tronçon symbolise le début du lac de Schiffenen et ainsi peut être pris comme référence pour déterminer les charges entrant dans le lac de la Sarine.

	Tronçon 1	Tronçon 2	Tronçon 3
Rejet	Motta	Grabensaal (BEP et DO)	STEP Pfaffengarten Pont-Neigle
Début - Fin	Km 99.000 - Km 101.008	Km 101.008 - Km 101.921	Km 101.921
Longueur	2 008	913	-
Débit	Débit résiduel	Débit d'éclusé	Débit d'éclusé

Tableau 11 : Caractéristiques des tronçons

5.1.3. Sources de substances chimiques

Plusieurs sources de substances chimiques sont implémentées. Pour chaque tronçon, les masses de chaque source sont additionnées. Ces masses peuvent être ensuite converties en concentration à l'aide du débit effectif dans la Sarine par tronçon (Tableau 11).

Apport des déversoirs d'orages et de la STEP

Dans chaque tronçon, un ou plusieurs rejets se déversent (Tableau 12). Les données du modèle *Fribourg Monitoring* permettent de calculer les masses déversées dans la Sarine de N-NH4 et MES par la STEP et les déversoirs d'orage. D'après les mesures effectuées à l'entrée et à la sortie de la STEP en 2019 et 2020, des taux d'abattement de 96.5% et 98.1% sont atteints pour les concentrations en NH4, respectivement en MES. Ces taux d'abattement sont élevés. Effectivement, l'exigence minimale de l'OEaux est de 90% dans le cas des concentrations en NH4 [4]. Les masses en micropolluants (Diclofénac et Sulfaméthoxazole) sont extrapolées à partir des concentrations moyennes de ces substances dans les eaux usées (Tableau 13) et de la part d'eaux usées déversées extraits du modèle *Fribourg Monitoring*. Il est supposé qu'aucun apport en micropolluants dans les eaux pluviales et claires n'est effectif.

Les concentrations moyennes dans les eaux usées sont calibrées à l'aide des mesures de micropolluants faites en 2014 à la sortie de la STEP (Equation 10). Au total 4 mesures ont été effectuées menant à une moyenne de 695ng/l pour le diclofénac et 120ng/l pour le sulfaméthoxazole. Malheureusement, aucune mesure n'a été effectuée en l'entrée de la STEP, par conséquent, les taux d'abattements (TA) ne peuvent être calculés. Ils sont extraits du document *Micropolluants dans les eaux usées urbaines* de l'OFEV [2].

$$C_{Eaux\ usées} = \frac{M_{Entrée\ STEP}}{Q_{Eaux\ usées}} = \frac{Q_{Entrée\ STEP} \cdot C_{Entrée\ STEP}}{Q_{EU}} = \frac{Q_{Entrée\ STEP} \cdot (C_{Sortie\ STEP})}{Q_{EU} \cdot (1 - TA)} \quad (10)$$

	Unité	Diclofénac	Sulfaméthoxazole
Concentration moyenne mesurée : Sortie STEP	ng/l	695	120
Concentration moyenne calibré : Eaux Usées	ng/l	1890	417
Taux d'abattement à la STEP sans ozonation ni CAP	-	6	27
Taux d'abattement à la STEP avec ozonation	-	93	88

Tableau 12 : Caractéristiques des micropolluants choisis

Apport lac de Pérolles

Hors déversement, les concentrations en substances chimiques ne sont pas nulles, comme il est observable lors des mesures à la station BS611. Ainsi le lac de Pérolles est aussi une source de polluant. Les concentrations mesurées à la station sont prises comme référence pour quantifier les charges issues du lac. Cette concentration est supposée constante comme il a été montré précédemment au chapitre 2.2.2. Dans le cas de l'ammonium et des MES, ces concentrations correspondent à la moyenne annuelle des années 2013 et 2019. Alors que dans le cas des micropolluants (Diclofénac et Sulfaméthoxazole), les concentrations correspondent à la moyenne de celles mesurées à la station BS611 en continu en 2019.

	N-NH4	MES	Diclofénac	Sulfaméthoxazole
Unité	mg/l	mg/l	ng/l	ng/l
Concentration résiduelle	0.064	9.61	10	6.4

Tableau 13 : Concentrations résiduelles implémentées dans le milieu récepteur. Les concentrations correspondent à la moyenne de celle mesurées à la station BS611.

Apport des tronçons en amont

Les déversements à l'amont du tronçon sont aussi comptabilisés. Par exemple, la masse dans le tronçon 2 comprend les masses déversées de rejet 1 et celle du tronçon 3 comprend les masses déversées du rejet 1 et 2. Le temps de parcours entre les tronçons est pris en compte. Ce temps dépend de la vitesse de l'écoulement et de ce fait du débit, de la section ainsi que de la hauteur du lac dépendamment de l'emplacement. Effectivement, le lac influence l'écoulement dans la Sarine en augmentant la hauteur d'eau et diminuant ainsi la vitesse. Ces derniers sont déterminés à l'aide de la courbe de remous implémentée précédemment (Chapitre 3). Dans les cas où le lac n'a pas d'influence, la vitesse est calculée à partir de la hauteur normale.

La Sarine est divisée en sous-tronçons ayant des particularités différentes : section, périmètre mouillé, pente et débit. Le découpage suit celui des profils en travers (Annexe 10). Tous les profils en travers ont été pris en compte dans le but d'avoir une meilleure estimation de la hauteur d'eau et par conséquent de la vitesse. Pour le sous-tronçons compris entre le km 99.000 et 101.192, le débit est égal à celui du tronçon à débit résiduel (Figure 21). Pour les autres tronçons, le débit est égal à celui mesuré à la station *Sarine Fribourg 2911*. Pour chaque sous-tronçon une relation hauteur-aire et hauteur-rayon hydraulique sont établies à partir des coordonnées (x, y, z) de chaque point de profil en travers. Finalement, la pente correspond à celle calculée entre chaque sous-tronçon. Si la pente est négative, elle est estimée comme égale à 0.05% sinon le calcul de la hauteur est irrecevable.

Bien que le lac influence la Sarine jusqu'au km 99.900 approximativement [12], la courbe de remous a été calculée jusqu'au pont de Berne (km 100.585) car les profils en travers deviennent trop hétérogènes dus à l'action d'un coude et ne permettent pas que les conditions de l'équation 5 soient remplies.

5.2. Résultats

Tout d'abord le modèle permet d'élaborer des courbes de fréquences de dépassement des limites fixées par tronçon. Une telle représentation permet donc d'identifier les polluants problématiques dans le cours d'eau. Les dépassements de la concentration critique en ammonium dans les tronçons 1, 2 et 3 sont négligeables (<1% du temps) (Figure 19). A noter qu'une concentration en ammonium supérieur à 0,2mg/l est plus fréquente dans le tronçon 1 parce que le débit de la Sarine correspond au débit résiduel : 4m³/s. Dans le tronçon 3, la part de la STEP est identifiable du fait que 40%, voire 50% du temps la concentration est supérieure à la concentration résiduelle dans la Sarine. Pour l'ammonium, la concentration résiduelle est supposée de 0,06ng/l. Dans les cas du sulfaméthoxazole, aucun dépassement du critère aigu ou chronique n'est simulé. Le critère de qualité chronique est de 600ng/l. Dans les tronçons 1 et 2, la concentration en diclofénac n'excède jamais le CQC (Figure 19). Effectivement, la concentration maximale atteinte est de 27ng/l contre un critère de qualité chronique de 50ng/l (Tableau 10). A contrario dans le tronçon 3, le critère de qualité est dépassé 6% du temps. En d'autres termes, cela signifie que le critère est dépassé cumulativement 22 jours par an.

La cause prédominante expliquant l'augmentation des concentrations de diclofénac et plus généralement des micropolluants dans les eaux est un faible débit dans rivière (Figure 20). Pour des concentrations supérieures à 50ng/l, le débit dans la Sarine est entre 2 et 9 m³/s. Ces débits correspondent aux débits les plus faibles pouvant être constatés dans la Sarine.

De plus, à l'aide de la Figure 21, on remarque que l'apparition de valeurs du quotient de risque proche 1 tend à être cyclique et dure seulement quelques heures. Effectivement, les concentrations en diclofénac sont généralement fortes durant la nuit (2h-6h) et durant l'après-midi (14-16h). Ceci

s'explique par le fait que le quotient est négativement corrélé aux fluctuations des débits dans la Sarine. Ici, le débit est contrôlé par la production hydro-électrique : plus il y a de turbinage, plus le débit est élevé. En général, deux pics de production électrique sont observés : l'un dans la matinée et l'autre en soirée (Figure 21). En conclusion, de forts débits diluent les masses en micropolluants déversés.

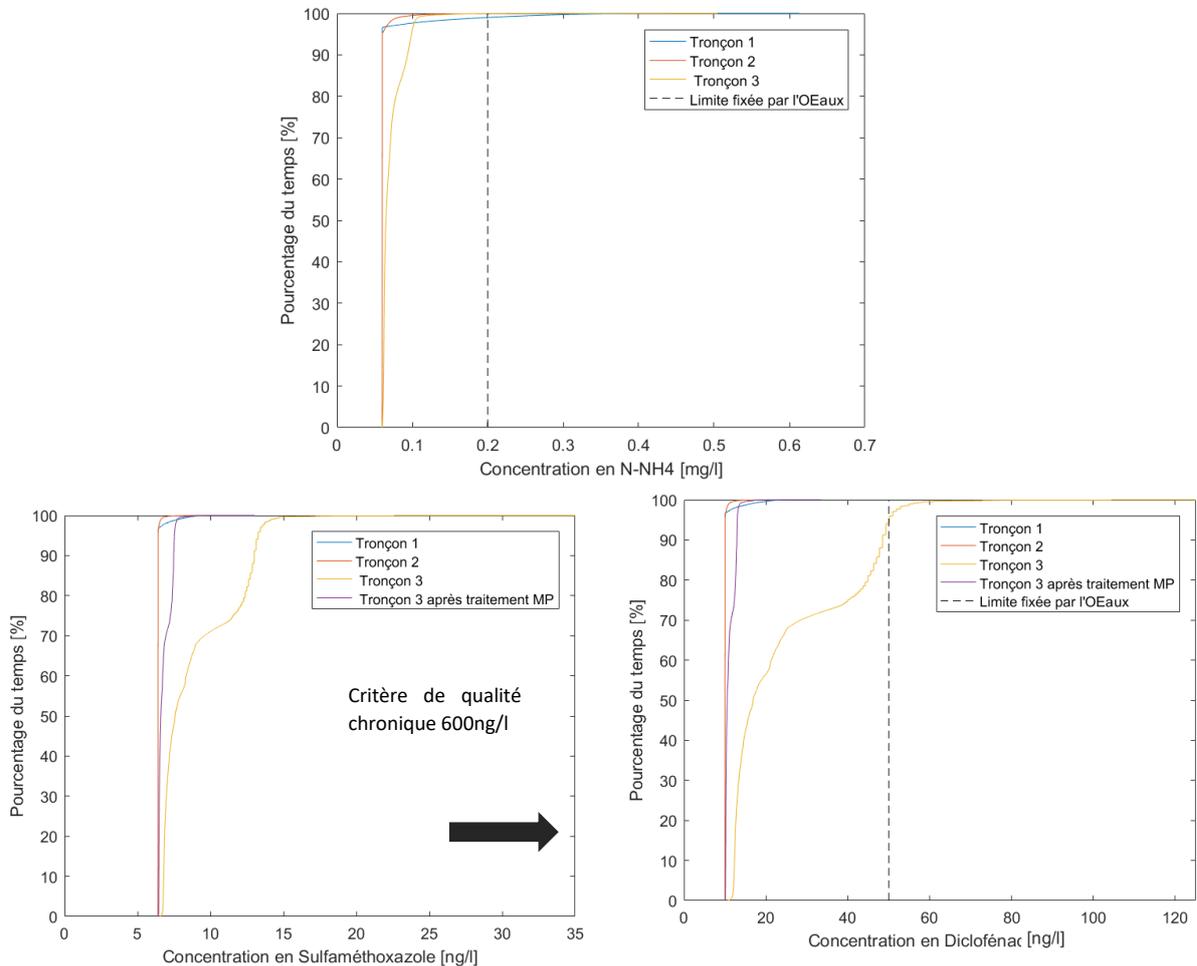


Figure 19 : Fonction de répartition (pourcentage du nombre de mesures inférieures ou égales à une certaine concentration) de l’ammonium, du sulfaméthoxazole et de diclofénac aux trois tronçons étudiés.

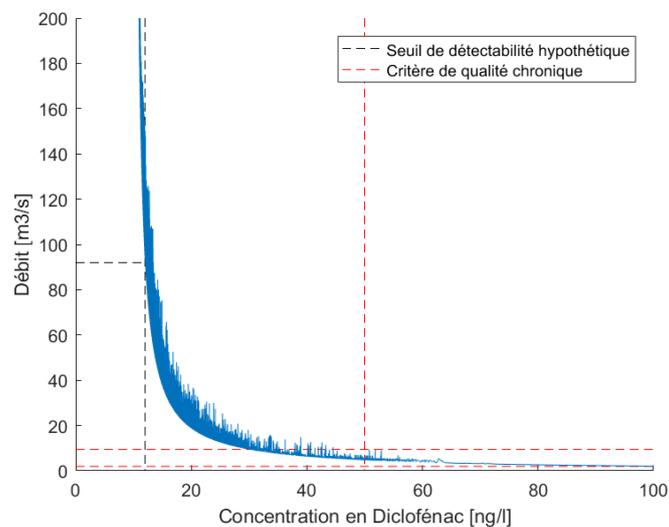


Figure 20 : Débits dans la Sarine en fonction de la concentration en diclofénac simulée.

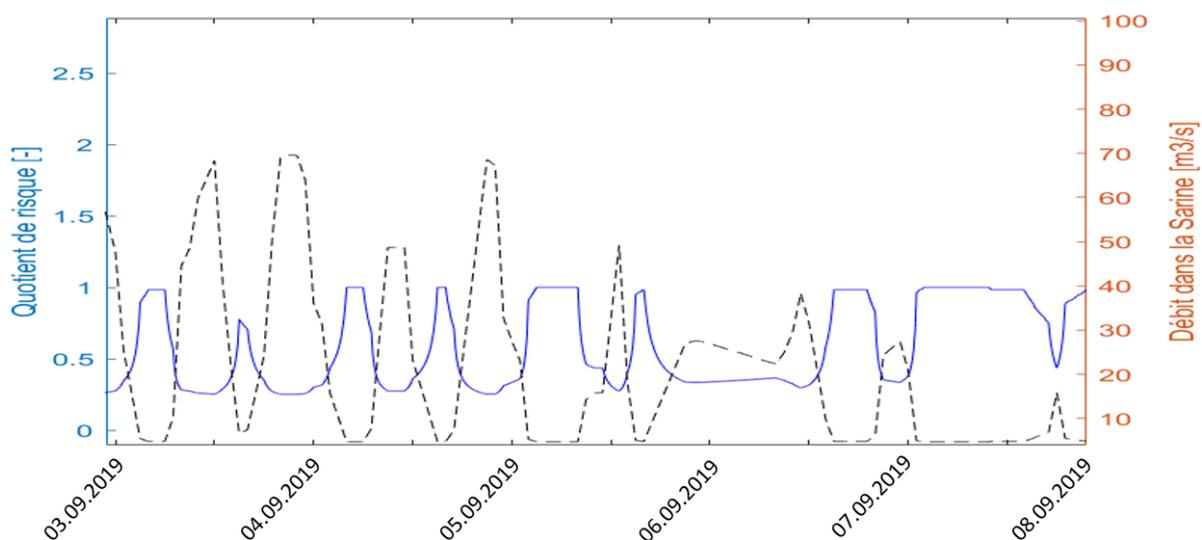


Figure 21 : Fluctuation du quotient de risque (trait bleu plein) et du débit (trait noir pointillé)

La source principale de micropolluants dans le tronçon de référence est le lac de Pérolles. Néanmoins, l'apport de la STEP n'est pas négligeable ; elle compte pour 34% et 12% des apports en diclofénac et sulfaméthoxazole. A l'inverse les déversements des déversoirs d'orage sont négligeables comparés ceux de la STEP. Le volume déversé par la STEP est 13.6 fois supérieur à celui des DO. De plus, elle traite peu les micropolluants. Par conséquent, les déversoirs d'orage sélectionnés représentent respectivement 0.7% et 0.8% des déversements en diclofénac et sulfaméthoxazole dans le tronçon de référence. Dans le cas des MES et de l'ammonium, la comparaison des masses déversées entre la STEP et les déversoirs d'orage montre qu'une partie non négligeable des polluants présents dans la Sarine est due aux déversements des DO. A titre d'illustration, 19% des charges en NH₄ déversées proviennent des DO, de même que 57% de celles en MES. Ceci est une conséquence directement de la bonne épuration des eaux à la STEP.

	Volume [m ³ /an]	N-NH ₄ [tonnes/an]	MES [tonnes/an]	Diclofénac [mg/ an]	Sulfaméthoxazole [mg/ an]
Apport Lac de Pérolles	-	70	11 166	11 619	7 436
Déversement STEP av. traitement MP	8 508 566	4	39	5 955	1 020
Déversement STEP ap. traitement MP	-	-	-	443	168
Déversement DO	626 188	1	53	41	1
Part de la STEP sur les apports totaux av. traitement MP	-	5%	0.35%	34%	12%
Part de la STEP sur les apports totaux ap. traitement MP	-	-	-	4%	2%
Part des DO sur les déversements totaux av. traitement MP	7%	19%	57%	0.7 %	0.8%

Tableau 14 : Charges en polluants déversées par les rejets (BEP Motta, DO Grabensaal, BEP Grabensaal, DO Pont-Neigle, BEP Pfaffengarten) et le rejet de la STEP

A l'échelle du lac de Schiffenen, la STEP de Fribourg compte pour 0.32% des apports de diclofénac. Des mesures dans le lac en 2017, 2018 et 2019 révèlent que la concentration médiane en diclofénac

est de 139 ng/l. Le temps de résidence est estimé à 20 jours étant donné que le volume du lac Schiffenen est de 66 million de m³ [32] et que le débit moyen entrant est de 36.8m³/s².

Situation après traitement des micropolluants

L'ajout du traitement par ozonation des micropolluants est simulé à l'aide du modèle. Les taux d'abattement spécifiques à ce type de traitement sont répertoriés au Tableau 12.

A la suite de l'installation, les concentrations en diclofénac ont drastiquement diminué dans le tronçon 3 (Figure 19). Premièrement, aucun dépassement du critère de qualité n'est simulé. Deuxièmement, les concentrations sont majoritairement inférieures à 15ng/l.

La part de STEP dans les apports totaux de micropolluants dans le tronçon de référence devient négligeable (<5%). De ce fait, les flux de la STEP de Fribourg compteront seulement pour 0.002% des masses en diclofénac dans le lac de Schiffenen.

5.3. Discussion

Ce modèle permet d'évaluer le risque dans le milieu récepteur d'une substance d'origine urbaine. De plus, les sources les plus problématiques peuvent être identifiées. On constate que l'apport des déversoirs d'orage n'a qu'une faible influence sur le quotient de risque. Les concentrations dans le tronçon 1 et 2 où seulement les déversoirs d'orage sont présents n'excède jamais le critère de qualité. A l'inverse l'apport de la STEP semble être problématique dans le cas du diclofénac. Pour calculer le quotient de risque le critère de qualité chronique est utilisé. Ce critère permet l'évaluation du risque lié à la libération continue de micropolluant dans le milieu aquatique [15]. Bien qu'ici le rejet soit en continu, les concentrations simulées supérieures au CQC sont discontinues dues au fréquent changement de débit. Elles sont seulement observables durant quelques heures. Par conséquent, l'impact y est réduit. La part d'eau claire non polluée à l'entrée de la STEP accroît les quantités de micropolluants rejetée. Cette part correspond en moyenne à 35 %. Celle en eaux usées est de 39%, le reste étant la part des eaux pluviales. Les concentrations avant traitement sont diluées impliquant que la réduction des masses des polluants est moins importante. En conclusion, l'étude du réseau d'assainissement semblerait utile pour identifier les lieux où les eaux propres s'infiltrent dans le réseau et pour ensuite réparer. La mise en séparatif peut aussi diminuer la part d'eau non polluée arrivant à la STEP. Une autre cause est le faible taux d'abattement des micropolluants par la STEP actuelle de Fribourg.

L'implémentation des micropolluants peut être utile avant l'échantillonnage. Elle apporte des connaissances sur les fluctuations de concentrations sachant ainsi pour quelle débit la substance est potentiellement en dessous de seuil de détectabilité. Par exemple, si le seuil de détectabilité du diclofénac est 12ng/l, alors la probabilité de ne pas détecter le diclofénac est grande pour des débits supérieurs à 90m³/s. Selon la courbe des débits classées en Annexe 12, des débits supérieurs à 90 m³/s surviennent 4% du temps.

Ce modèle se présente aussi comme un soutien pour établir un plan d'action limitant les impacts des micropolluants dans la Sarine. Le futur traitement des micropolluants par ozonation prévu à la STEP se présente comme la solution pour réduire les concentrations la Sarine.

² Moyenne des débits mesurés à la station *Sarine Fribourg 2911*

Limites

Ce modèle à plusieurs limites. Premièrement, certains phénomènes propres au milieu récepteur ne sont pas pris en compte dus à la complexité d'implémentation :

- Sédimentation
- Absorption des polluants
- Proportion du mélange des eaux (Sarine et rejet)

Deuxièmement, la modélisation de l'apport de la STEP est imprécise. Il est supposé que le débit sortant soit constant et est égal au débit moyen entrant. Cependant, il est fort probable que celui-ci fluctue et soit corrélé au débit entrant en prenant en compte le temps de résidence hydraulique dans la STEP, les retours dans les bassins, et le nettoyage des biofiltres stoppant le débit toutes les 48h. Si les débits sortants fluctuent cycliquement comme celui entrant, le pourcentage du temps pour lequel la concentration en diclofénac est supérieure au critère de qualité évolue. Pour illustrer ces propos, une simulation ayant les mêmes fluctuations que celle du débit entrant pour le débit sortant a été modélisée (Figure 22). Elle montre que la concentration en diclofénac dépasse le critère de qualité 10% du temps. A noter que dans ce cas, les périodes où de grandes quantités de diclofénac sont déversées correspondent à celle où le débit dans la Sarine est généralement élevé. Effectivement, la production d'eaux usées est corrélée à l'utilisation d'électricité. Par conséquent, la dilution du diclofénac est à son optimum. Si à l'inverse le débit sortant maximum de la STEP correspond au moment où le débit dans la Sarine est bas, alors la part d'eau rejetés dans la Sarine devient plus importante amplifiant drastiquement la concentration.

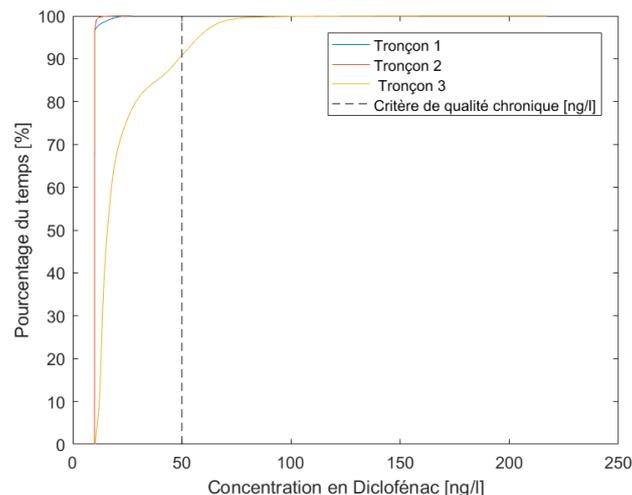


Figure 22 : Fonction de répartition (pourcentage du nombre de mesures inférieures ou égales à une certaine concentration) de diclofénac aux trois tronçons étudiés

6. Recommandation

Recommandation pour la longueur de mélange du rejet de la STEP

Avec les données actuelles, il est difficile d'établir des connaissances fiables sur le transport des polluants et donc la longueur de mélange. Effectivement, l'applicabilité des équations théoriques de transport solide est incertaine. Ainsi il est préférable de mener des expériences sur le terrain.

Premièrement, un second traçage à la fluorescéine pourrait être réalisé. A l'inverse du premier traçage, celui devra être effectué quand le débit est faible et l'élévation du lac importante. Ces conditions conduisent à un régime de transition au rejet. De plus, elles correspondent aussi aux conditions menant à une probabilité de dépassement du quotient de risque. Ainsi, ce nouveau traçage permettra de dévoiler le comportement du panache que ce soit transversalement, longitudinalement et verticalement, ainsi que la vitesse de propagation quand la quantité de polluants est critique. Il sera donc possible de conclure sur le réel potentiel de dilution des polluants dans la Sarine. Deuxièmement, un prélèvement en continu à intervalle régulier sur toute une transversale après le rejet mettra en lumière les couloirs préférentiels du panache des eaux de la STEP. Le prélèvement en continu permet de moyenniser l'influence des changements de régime (fluvial, de transition, lacustre) sur le transport des polluants. Le pont de la Poya situé à une centaine de mètres après le rejet peut servir de support. Finalement, un drone équipé d'une caméra thermique pourrait survoler la sortie des eaux. Les eaux de la STEP étant plus chaude que celle de la Sarine, un contraste peut avoir lieu. Des essais ont déjà été réalisés en novembre, cependant le contraste n'était pas assez important. Des essais en janvier, février où les eaux de la Sarine sont les plus froides peuvent être réitérer.

Recommandation pour les tests écotoxicologiques :

Des emplacements adéquates pour les futures tests écotoxicologiques doivent être déterminés. Au total quatre test auront lieu : à l'amont et à l'aval du rejet de la STEP et d'un déversoir d'orage. A l'aval, ils doivent être positionnés dans le trajet du panache pour être significatifs.

L'emplacement des tests à l'aval de la STEP mérite plus d'analyse pour être déterminé, comme dit précédemment. Si des emplacements doivent être présumés, il est préférable de positionner les tests à 5m de la rive gauche au niveau du pont de la Poya. Les résultats théoriques ainsi que ceux expérimentaux (injection de traceur) ont prouvé qu'à 5 mètres de la rive gauche, le panache de polluants est homogène une centaine de mètres après le rejet (Annexe 8). De plus, l'influence du coude n'a pas encore lieu. De plus, cet emplacement permet d'écarter l'influence des rejets de Pont-Neigle et Pfaffengarten car ces derniers se situent rives droites au niveau du pont.

Dans le cas du déversoir d'orage, le BEP de la Motta devrait être évalué. Bien qu'il ne semble pas être le plus problématique selon les modèles REBEKA, il reste celui qui déverse le plus en termes de volume et de charges. De plus, ce BEP déverse plus par rapport à son dimensionnement. Finalement, le rejet de la Motta est plus facile d'accès que celui du Grabensaal parce que les pentes du talus sont plus douces et les hauteurs de l'eau plus faibles. Ces tests pourront aussi servir de référence pour évaluer l'influence des fluctuations de débit sur les gammars. Effectivement, le BEP de Motta se trouve dans le tronçon contourné où le débit est en grand partie stable.

A l'aval du BEP de la Motta, il est préférable de positionner les gammars dans le banc de sable, dans la zone de faible vitesse étant donné que la présence de substances issus du BEP a été constatée à la fois pas l'analyse de l'aspect général et de l'analyse des sédiments. La réalisation des tests durant les

mois d'août, septembre, octobre ou novembre est préférable car la fréquence des déversements y est plus haute (Annexe 14).

Recommandation pour affiner les modèles

L'une des limites du modèle est l'incertitude sur les fluctuations du débit sortant de la STEP. Des mesures de débit en continu pourraient y remédier. D'ailleurs de meilleures connaissances sur ces fluctuations permettraient de connaître les taux de dilution effectif du rejet dans la Sarine, et ainsi de les optimiser si nécessaire. Il est préférable que le débit sortant de la STEP de Fribourg soit positivement corrélé aux débits dans la Sarine.

7. Conclusion

Pour conclure, ce projet de master propose d'explorer toutes les méthodes présentées par le VSA pour établir l'état de la Sarine avant traitement des micropolluants, à l'aide de données existantes. Ce projet a aussi pour but de considérer le système global d'évacuation et traitement des eaux usées : déversoirs d'orage et rejet de la STEP. La modélisation des déversoirs d'orage les plus problématiques à l'aide du logiciel REBEKA a aussi permis d'établir l'impact des DO. D'ailleurs la modélisation des flux de substances à un pas de temps 10 min permet de comparer conjointement l'impact des déversoirs d'orage et de la STEP sur les concentrations dans la Sarine. Cette modélisation est aussi une première approche pour connaître les concentrations dans la Sarine d'une substance n'ayant pas encore été analysée. La concentration résiduelle, ainsi que les autres paramètres calibrés à l'aide de mesures pourront être extraits de valeurs moyennes. De plus, cette modélisation prévoit les situations les moins favorables en termes de concentrations dissoutes dans la Sarine permettant d'établir si l'échantillonnage ponctuel est représentatif. Effectivement, si celui-ci a seulement été fait durant de fort débit alors les périodes d'étiage (scénario le moins favorable) ne sont pas pris en compte

Finalement, les problématiques établies précédemment ont été élucidées.

Comment établir l'état physico-chimique et biologique de la Sarine avant mise en place du traitement des micropolluants et de la renaturation du tronçon *Maigrage – Schiffenen* ?

Plusieurs méthodes existent pour établir l'impact d'un rejet avant traitement : soit par des mesures dans le milieu récepteur ou par la modélisation des flux de substances chimiques. Les mesures dans le milieu peuvent à la fois porter sur les concentrations en substances chimiques, les indices biologiques ou des tests écotoxicologiques. Elles sont toutes basées sur le même principe : une comparaison entre l'amont et l'aval dans le but d'écarter l'impact d'autres sources. Toutes ces méthodes permettent d'évaluer l'impact d'un rejet d'un point de vue « émission ». La concentration de substances chimiques peut être reliée à son critère de qualité et ainsi établir le potentiel danger pour le milieu récepteur. Les analyses biologiques et les tests écotoxicologiques mettent directement en valeur l'impact sur les organismes aquatiques.

Pour établir l'impact d'un rejet avant renaturation d'une rivière, une modélisation à l'aide du logiciel REBEKA peut être faite. Il prend en compte les caractéristiques du milieu récepteur. Par conséquent un état avant et après renaturation peut être établi. Ce logiciel permet de connaître l'impact du rejet au regard des exigences STORM.

Comment les conditions hydrologiques et hydrauliques de la Sarine impactent le devenir des polluants ?

Les fluctuations de débit sont principalement dues à l'exploitation hydro-électrique et ne sont donc pas naturellement corrélées aux déversements des déversoirs d'orage. Les trois-quarts du temps, les débits sont supérieurs à 10m³/s. (courbe de débit classé). Dans ces cas-là, les polluants rejetés par la STEP sont dilués acceptablement. A l'inverse quand les débits sont faibles, la dilution des concentrations n'est pas optimale menant à des concentrations importantes en polluants dans la Sarine vers le rejet de la STEP.

Le lac influe sur l'hydraulique de la Sarine jusqu'après la centrale de l'Oelberg. Une longue courbe de remous se forme sur quelques kilomètres ; les changements de vitesses et de hauteurs sont progressifs. L'abaissement successif de la vitesse favorise la sédimentation des particules dans la

Sarine. Par ailleurs, selon les résultats théoriques, l'augmentation de la hauteur et la diminution de la vitesse sans changement du débit avantageraient la diffusion transversale du panache de la STEP.

La rivière étant semi-naturelle, les profils en travers ne sont pas homogènes. Dès lors, des gradients transversaux de vitesse émergent qui favorisent la formation de couloirs préférentiels. Etant donné que l'hydraulique n'avantage pas le mélange des eaux rejetées sur toute la transversal, le pouvoir de dilution de la Sarine n'est pas exploité à son optimum. En outre, la modélisation du transport des polluants avec les simples équations théoriques unidimensionnelles est inadéquate.

Quel est l'impact de la STEP sur la Sarine avant mise en place du traitement aux micropolluants ? Quel serait l'impact après mise en place des traitements des micropolluants ?

Aucun impact de la STEP sur le milieu récepteur n'a pu être mis en évidence à l'aide des mesures en substances chimiques. Effectivement, ces mesures effectuées à l'amont et l'aval du rejet de la STEP ne sont pas exploitables car il est probable que la station aval ne reçoive pas le panache du rejet. Des mesures en continu, à un emplacement adéquat, seraient préférables. Par ailleurs, les futurs tests ecotoxicologiques permettront aussi d'évaluer l'impact.

A l'inverse, la modélisation des flux de substances ont permis d'exposer que pour le diclofénac, les masses rejetées par la STEP ont un impact non négligeable sur les concentrations dans la Sarine proche du rejet. Effectivement, les concentrations sont 6% du temps supérieures au critère de qualité chronique. Les autres polluants testés ne posent pas de problèmes soit parce qu'ils sont traités efficacement par la STEP (ammonium), soit parce qu'ils sont produits en faible quantité par rapport au critère de qualité (sulfaméthoxazole).

Après mise en place du traitement des micropolluants, les masses rejetées en diclofénac seront 13 fois inférieures à celles rejetées précédemment. Ainsi le risque d'impact des eaux rejetées diminue. La contribution de la STEP de Fribourg sur la concentration en diclofénac dans le lac de Schiffenen est faible. D'autres mesures devront être mise en place à d'autres rejets urbains déversant dans le bassin versant du lac pour y diminuer les concentrations.

En quoi les déversoirs d'orages sont-ils problématiques ?

Les rejets des déversoirs d'orage n'ont qu'une faible influence sur les concentrations en polluants dissouts dans la Sarine. Premièrement, leurs effets sont courts (quelque heures). Deuxièmement, la STEP compte pour la majorité des masses rejetées, et plus particulièrement dans le cas des micropolluants.

Ces rejets peuvent avoir une influence sur l'accumulation toxique de MES dans la Sarine, tel est le cas pour le rejet du Grabensaal. Ces déversements sont fréquents, il est celui qui déverse le plus. De surcroit en période d'étiage, les vitesses peuvent être faibles favorisant l'accumulation de MES.

Le BEP de la Motta compte pour 60% et 44% des rejets en MES, respectivement en ammonium des déversoirs d'orage. Il a été constaté que ce BEP déverse plus que ce qu'il ne devrait et que le dégrilleur n'est pas efficient. Cependant l'analyse au regard des exigences STORM montre que le BEP de la Motta n'est pas problématique. Les analyses des sédiments concluent aux mêmes constatations. Effectivement, la granulométrie et la pente élevée ainsi que la petite largeur freine l'accumulation de MES ou de MO. A noter que dans une zone, la présence de métaux lourds provenant du déversoir est constatée parce que la granulométrie est plus faible ainsi que la vitesse.

Remerciement

Je remercie d'abord Luca Rossi pour son aide tout au long de mon projet de master ainsi que les idées qu'il a pu apporter au pr.

Je tiens à remercier Giovanni De Cesare pour ces précieuses explications sur le transport des polluants et l'hydraulique d'une rivière ainsi que ses recommandations de lectures.

Je remercie aussi Anne Leroquais du bureau d'Ingénieur Hydrique, Catherine Folly du Canton de Fribourg et Mario Folly, chef du département assainissement à la STEP pour leur disponibilité et réactivité. Ils m'ont permis d'obtenir les nombreuses données nécessaires et ont répondu à toutes mes sollicitations.

Bibliographie

- [1] OFEV, « Épuration des eaux : En finir avec les micropolluants », *Environnement*, n° 2, 2016.
- [2] C. Abegglen et H. Siegrist, « Micropolluants dans les eaux usées urbaines », OFEV, 2012.
- [3] Conseil Fédéral, « Mesures à la source visant à réduire la charge de micropolluants dans les eaux », N°2017-06-15-0222, 2017.
- [4] Conseil Fédéral, « RS 814.201 Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (OEaux) ». oct. 1998.
- [5] P. Alessandro, « Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation pour le traitement des eaux usées STEP de Fribourg. Mesures à l'entrée de l'ozonation planifiée, analyses chimiques et bioessais », Trifrom SA, Fribourg, sept. 2019.
- [6] Conseil Fédéral, « Ordonnance du DETEC concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les stations d'épuration des eaux usées ». nov. 2016.
- [7] EAWAG, « Ecolmpact – élucider l'impact écologique des micropolluants dans les eaux courantes ». <https://www.eawag.ch/fr/recherche/eau-pour-les-ecosystemes/polluants/ecoimpact/ecoimpact-1/> (consulté le févr. 01, 2021).
- [8] « Tests d'écotoxicité aquatique », *Centre ecotox*. <https://www.centrecotox.ch/> (consulté le oct. 26, 2020).
- [9] C. Braum, « Micropolluants dans les cours d'eau provenant d'apports diffus », Office fédéral de l'environnement OFEV, 2015.
- [10] F. Dapples, C.-A. Jaquerod, P. Vioget, et S. Rodriguez, « Traitement des micropolluants dans les stations d'épurations vaudoises », Direction générale de l'environnement, Canton de Vaud, 2016.
- [11] SEn, Section protection des eaux, « Monitoring de la basse Sarine. Campagne 2013 », Etats de Fribourg, déc. 2016.
- [12] B. Marcellin, « Mandats d'étude parallèles (MEP) Revitalisation de la Sarine en ville de Fribourg ». Ville de Fribourg, 2018.
- [13] Hydrique Ingénieurs, « vous.hydrique.ch - Guide utilisateur ». .
- [14] RIBI SA, « PGEE, ville de Fribourg ». Etats de Fribourg, 2014.
- [15] « Propositions de critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes pour la Suisse », *Centre Ecotox*. <https://www.centrecotox.ch/> (consulté le nov. 04, 2020).
- [16] P. Stucki, « Méthode d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Macrozoobenthos - Niveau R (région) ». OFEV, Berne, 2010.
- [17] W. H. Graf et M. S. Altinakar, *Hydraulique fluviale: écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple*, 2e éd. corr., éd. brochée 2011., vol. 16, Ed.2011. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 2011.
- [18] J. C. Rutherford, *River mixing*. Chichester: Wiley, 1994.
- [19] « Tableau des rugosités de Manning ». https://sites.uclouvain.be/didacticiel-hydraulique/Lecons/Lecon_II_1/Tableau_n.htm (consulté le nov. 27, 2020).
- [20] J. Sallwey, A. Jurado, F. Barquero, et J. Fahl, « Enhanced Removal Of Contaminants of Emerging Concern through Hydraulic Adjustments in Soil Aquifer Treatment », 2020.
- [21] Swedish Chemicals Agency (Kemi), « CLH report Proposal for Harmonised Classification and Labelling Substance Name: N,N-Diethyl-meta-Toluamide (DEET) ». 2016.
- [22] C. Götz, J. Hollender, et R. Kase, « Micropolluants : Schéma d'évaluation de la qualité des eaux au vu des composés traces organiques issus de l'assainissement communal ». Office fédéral de l'environnement OFEV, 2011.
- [23] D. Baumgartner, R. Flury, N. Muff, S. Oppliger, et E. Winz, « Gestion des eaux urbaines par temps de pluie ». VSA, 2019.
- [24] J. M. Trujillo-González, M. A. Torres-Mora, S. Keesstra, E. C. Brevik, et R. Jiménez-Ballesta, « Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from

- urban sites under different land uses », *Science of The Total Environment*, vol. 553, p. 636-642, mai 2016, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.101.
- [25] A. P. Davis, M. Shokouhian, et S. Ni, « Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources », *Chemosphere*, vol. 44, n° 5, p. 997-1009, août 2001, doi: 10.1016/S0045-6535(00)00561-0.
- [26] D. K. L. Maldonado, « Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains », p. 296.
- [27] C. Casado, M. Wildi, S. Daouk, et Y. Schindler, « Strategy for sediment quality assessment in Switzerland », Centre Ecotox, EAWAG-EPFL, 2021.
- [28] Groupe E, « Brochure - Barrage de la Maigrauge ». .
- [29] D. D. MacDonald, C. G. Ingersoll, et T. A. Berger, « Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 39, n° 1, p. 20-31, juill. 2000, doi: 10.1007/s002440010075.
- [30] L. Rossi, « Modélisation des matières en suspension (MES) Dans les rejets urbains en temps de pluie », 2004.
- [31] BG Ingénieurs Conseils SA, « Planification stratégique Assainissement des éclusées. Rapport final », SPC, Fribourg, 2014.
- [32] E. Bollaert et S. André, « Intemperies d'août 2005 Influence des ouvrages d'accumulation sur les cours d'eau de la Sarine, l'Aare, la Reuss et la Linth », Office fédéral de l'énergie, Section Barrages.
- [33] « Chapitre 4 - Comparaison de plusieurs moyennes pour des échantillons indépendants », Université Paris Ouest - Nanterre La défense.

Annexe

Annexe 1 : Comparaison entre les charges mesurées et simulées à l'entrée de la STEP

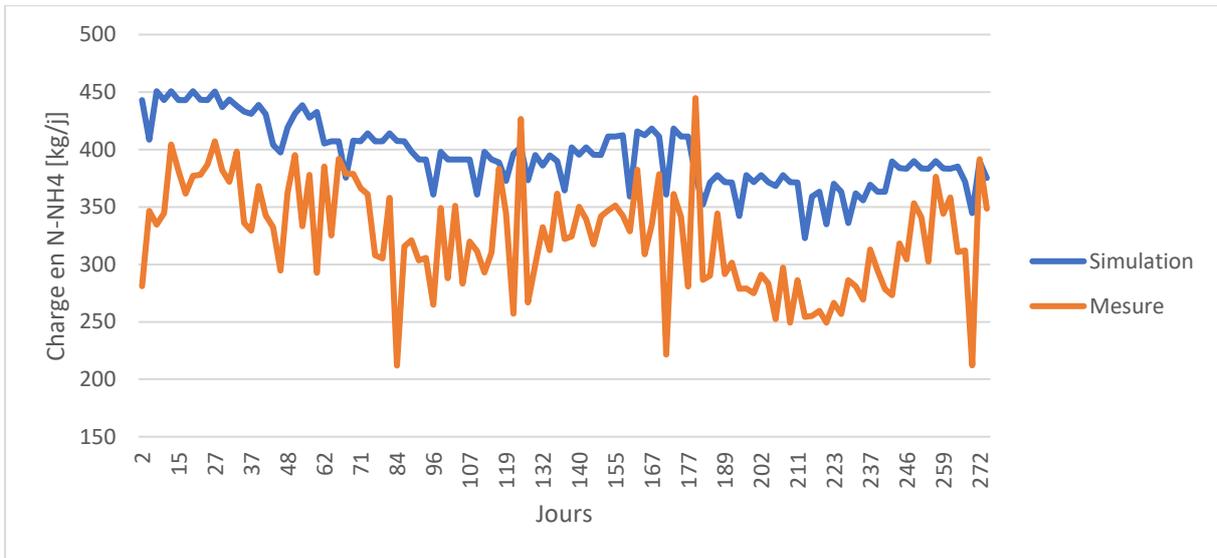


Figure 23 : Comparaison des charges en N-NH4 entre les données simulées et mesurées pour l'année 2020 (janvier à septembre)

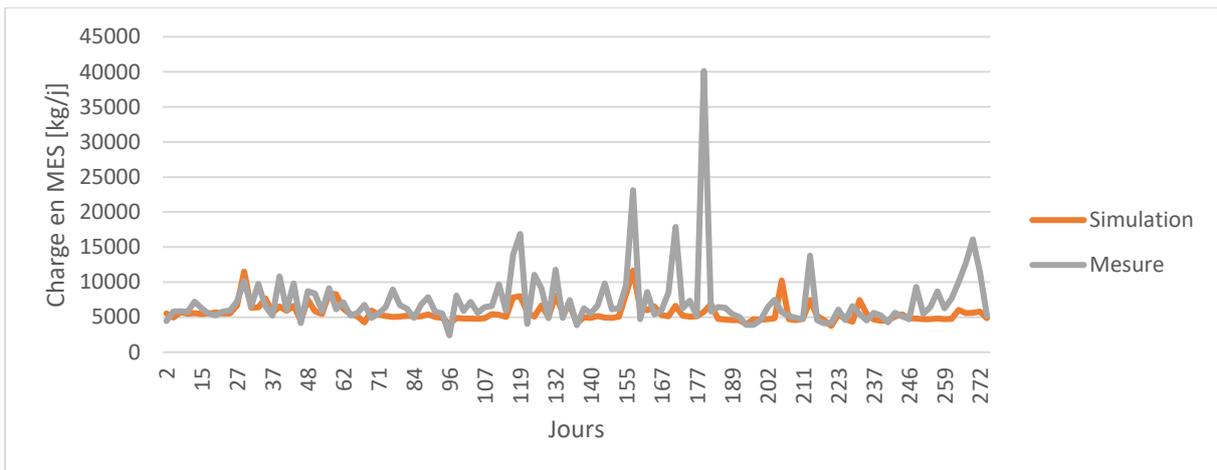


Figure 24 : Comparaison des charges en MES entre les données simulées et mesurées pour l'année 2020 (janvier à septembre)

Annexe 2 : Liste des substances analysées

Voici la liste de substances analysées en 2014 à la station AVAL STEP et en 2019 à la station BS611. En 2014 à la station aval, 4 mesures ont été effectuées alors que 12 ont été faites en 2019 à la station BS611. Les substances surlignées en bleu sont celle où la concentration est nulle que ce soit lorsqu'une mesure ou plusieurs ont été faite. Celles surlignées en jaune sont celle où une seule mesure a été effectuée pour l'année. Celles restantes sont celles où la concentration est non nulle. A noter que certaines mesures sont en dessous du seuil de détectabilité.

AVAL 2014		BS611 2019	
Acesulfame	Ofloxacin	2,4-D	Glufosinat
Acetamidoantipyrine	Paracetamol	2,6-dichlorobenzamide	Glyphosate
Acetylsulfaméthoxazole	Pravastatine	4- et 5-méthylbenzotriazole	Imidaclopride
AMPA	Primidone	Acésulfame	Iprovalicarb
Aténolol	Propranolol	Acide diatrizoïque	Isoproturon
Azithromycine	Simvastatine	Acide méfénamique	Linuron
Benzotriazole	Sotalol	Alachlore	MCPA
Bezafibrate	Sulfadiazine	Alachlore ESA	Mécoprop
Carbamazépine	Sulfadiméthoxine	Alachlore OXA	Mésotrione
Carbendazime	Sulfaméthazine	AMPA	Métalaxyl
Ciprofloxacine	Sulfaméthoxazole	Aténolol	Métamitrone
Clarithromycine	Sulfapyridine	Atrazine	Métazachlore
Clindamycine	Sulfathiazole	Azithromycine	Métazachlore ESA
DEET	Triméthoprim	Bentazone	Métazachlore OXA
Diazinon	Venlafaxin	Benzotriazole	Méthoxyfénozide
Diclofénac		Bézafibrate	Méthyl-désphényl-chloridazone
Diméthoate		Carbamazépine	Métolachlore
DI-OH-carbamazépine		Carbendazime	Métolachlore ESA
Diuron		Chloridazone	Métolachlore OXA
Erythromycine		Chlortoluron	Métoprolol
Gabapentine		Clarithromycine	Metribuzine
Gemfibrozile		Cyanazine	Napropamide
Ibuprofen		Cyproconazole	Naproxène
Iomeprol		DEET	Nicosulfuron
Iopromid		Déséthylatrazine	Pirimicarbe
Irgarol		Désisopropylatrazine	Propachlor ESA
Isoproturon		Désphényl-chloridazone	Propamocarb
Ketoprofen		Diazinon	Propazine
MCPA		Dichlorprop	Simazine
Mécoprop		Diclofénac	Sotalol
Metformine		Diméthachlore ESA	Sulcotrione
5-Méthylbenzotriazole		Diméthachlore OXA	Sulfaméthazine
Metoprolol		Diméthénamide ESA	Sulfaméthoxazole
Metronidazole		Diméthoate	Terbuthylazine

Mirtazapine		Diuron	Terbutryne
Nadolol		Epoxiconazole	Thiaclopride
Naproxen		Ethofumésate	Thiaméthoxame
Norfloxacine		Fenpyrazamine	Triméthoprim

Annexe 3 : Quotient de risque

Le quotient de risque est le ratio entre la concentration en micropolluant dans le milieu naturel et le critère de qualité. Lors de prélèvement ponctuel, le critère de qualité aigu (CQA) est choisi alors lors de prélèvements en continu, on opte pour et le critère de qualité respectivement chronique (CQC)

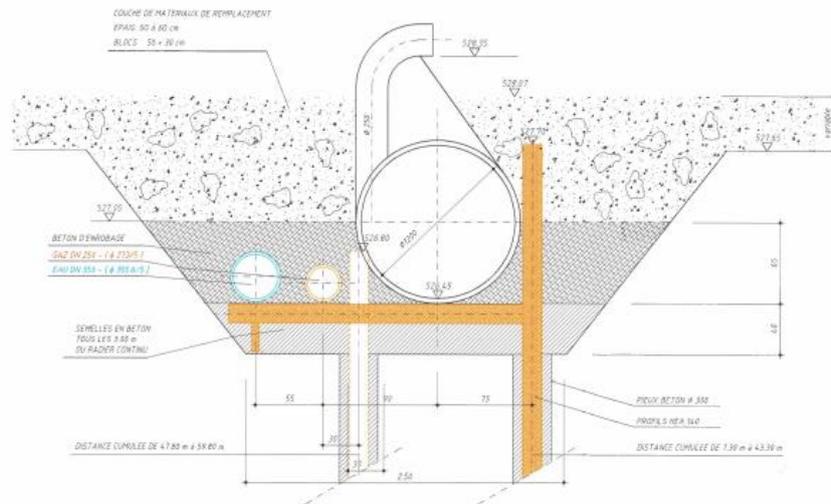
	Critère de qualité aigu (CQA)	Concentration prélèvement ponctuelle	Quotient de risque
	µg/l	-	-
Carbendazime	0.7	5.0	7.14E-03
DEET	410	37.0	9.02E-05
Diazinon	0.02	2.0	1.00E-01
Dimethoate	0.98	0.0	0.00E+00
Irgarol	0.013	0.0	0.00E+00
Isoproturon	1.7	2.0	1.18E-03
MCPA	6.4	242.0	3.78E-02
Mecoprop	190	22.0	1.16E-04
Diuron	0.25	16.0	6.40E-02
Benzotriazole	250	249.0	9.96E-04
Atenolol	330	10.2	3.09E-05
Azithromycine	0.18	0.0	0.00E+00
Bezafibrate	4000	7.0	1.75E-06
Carbamazepine	2000	14.0	7.00E-06
Ciprofloxacine	0.36	5.0	1.39E-02
Clarithromycine	0.19	0.0	0.00E+00
Diclofénac	-	59.0	-
Erythromycine	1.1	0.0	0.00E+00
Ibuprofen	1700	66.0	3.88E-05
Metformine	640	442.0	6.91E-04
Metoprolol	75	15.0	2.00E-04
Naproxen	860	20.0	2.33E-05
Propranolol	1000	0.0	0.00E+00
Sulfamethazine	30	2.0	6.67E-05
Sulfamethoxazole	2.7	9.0	3.33E-03
Trimethoprime	210	3.0	1.43E-05

Tableau 15 : Rapport concentration maximum à AVAL et critère de qualité aigu. Les substances en rouge, orange et violet sont respectivement des produits phytosanitaires, des produits industriels et des médicaments

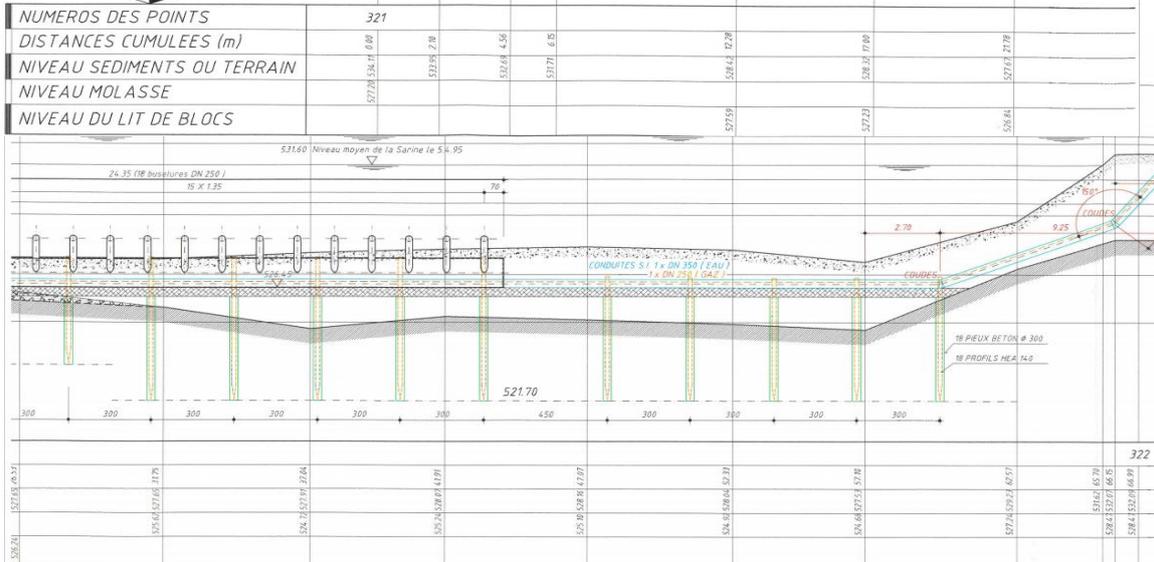
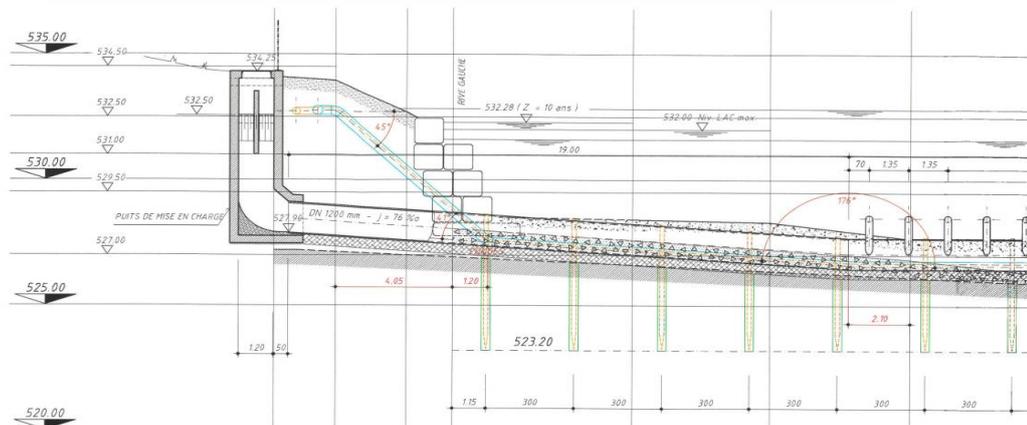
	CQA	CQC	Prélèvement ponctuelle	Prélèvement continu	Quotient de risque (CQA)	Quotient de risque (CQC)
	µg/l	µg/l	ng/l	ng/l	-	-
AMPA	1500.0	1500.0	0.1		3.3E-08	
Bentazone	470.0	270.0	0.0	15.0	0.0E+00	5.6E-05
Chlortoluron	2.4	0.6	0.0	0.0	0.0E+00	0.0E+00
DEET	410.0	88.0	17.0	29.0	4.1E-05	3.3E-04
Diuron	0.3	0.0	14.0	0.0	5.6E-02	0.0E+00
Glyphosate	360.0	120.0	54.0		1.5E-04	
Isoproturon	1.7	0.6	15.0	11.0	8.8E-03	1.7E-02
MCPA	6.4	0.7	50.0	21.0	7.8E-03	3.2E-02
Mécoprop	190.0	3.6	17.0	19.0	8.9E-05	5.3E-03
Metribuzine	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0E+00	0.0E+00
Pirimicarbe	1.8	0.1	0.0	0.0	0.0E+00	0.0E+00
Benzotriazole	250.0	240.0	175.0	114.0	7.0E-04	4.8E-04
Méthylbenzotriazole	430.0	20.0	0.1	70.0	2.1E-07	3.5E-03
Aténolol	330.0	150.0	19.0	0.0	5.8E-05	0.0E+00
Carbamazépine	2000.0	2.0	19.0	12.0	9.5E-06	6.0E-03
Clarithromycine	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0E+00	0.0E+00
Diclofenac		0.1	50.0	32.0		6.4E-01
Métoprolol	75.0	8.6	48.0	31.0	6.4E-04	3.6E-03
Sulfaméthazine	30.0	30.0	0.0	0.0	0.0E+00	0.0E+00
Sulfaméthoxazole	2.7	0.6	23.0	15.0	8.5E-03	2.5E-02

Tableau 16 : Rapport de la concentration maximal à la station BS611 du prélèvement ponctuelle et continu et le critère de qualité aigu respectivement chronique. Les substances en rouge, orange et violet sont respectivement des produits phytosanitaires, des produits industriels et des médicaments.

Annexe 4 : Plan du système d'évacuation des eaux épurées de la STEP



COUPE PROFIL TYPE éch. 1: 20



Annexe 5 : Analyse statistique entre les concentrations mensuelles (ANOVA)

L'analyse de la variance (ANOVA) est réalisée à l'aide de la fonction *anova1* sur matlab. L'ANOVA compare la variation entre les groupes et la variation à l'intérieur des groupes. Si le rapport entre la variation au sein d'un groupe et la variation entre les groupes (F) est significativement élevé, on peut conclure que les moyennes des groupes sont significativement différentes les unes des autres [33]. Cela est mesurable à l'aide d'un test statistique qui a une distribution F avec (k - 1, N - k) degrés de liberté où k est le nombre d'échantillon et n le nombre de donnée par échantillon. Si la *p-value* est inférieure à 5%, alors l'hypothèse selon laquelle les concentrations moyennes mensuelles sont égales est rejetée [33]. A l'inverse Si la *p-value* est supérieure à 5%, alors il est impossible de conclure que les concentrations sont statistiquement différentes.

Une première analyse est effectuée entre tous les mois et toutes les concentrations moyennes en nutriments entre les 4 mesures : AVAL, AMONT, BS611 2013 et 2019. Au total, il y a donc 12 échantillons (mois) composée de 20 valeurs (Ammonium, COD, Cuivre, MES, Phosphore). Une *p-value* de 2.10^{-8} est obtenue. Une deuxième analyse est faite sans le mois d'octobre : une *p-value* de 0.055 est obtenu. La première prouve qu'il y a au moins deux concentrations différentes (*p-value* < 5%) et la deuxième met en évidence que ce sont les concentrations du mois octobre qui sont différentes (*p-value* > 5% donc le cas de l'analyse sans le mois d'octobre).

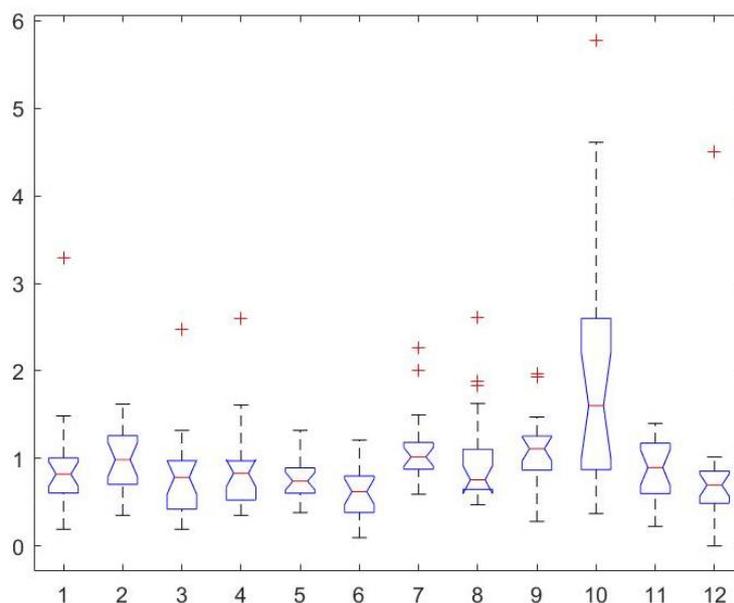


Figure 25 : Analyse de la Variance (ANOVA) avec les concentrations en nutriment (Boxplot).

D'autres analyses statistiques avec les concentrations en micropolluants mesurées en 2019 à la station BS611 sont effectuées. Si tous les mois sont pris en compte alors *p-value* est inférieur à 5%, alors que si seulement les mois d'hiver ou d'été sont comptabilisés, il est impossible de conclure à une différence entre les échantillons. De plus, une analyse entre les mois d'hiver et de printemps conduit à conclure à une différence entre au moins deux mois. En conclusion, les concentrations en micropolluants dépendent statistiquement de la saison.

Echantillons	p-value
Tous les mois	$4. 10^{-6}$
Hiver – Eté	0.014
Eté	0.36
Hiver	0.40

Tableau 17 : ANOVA sur différents échantillons

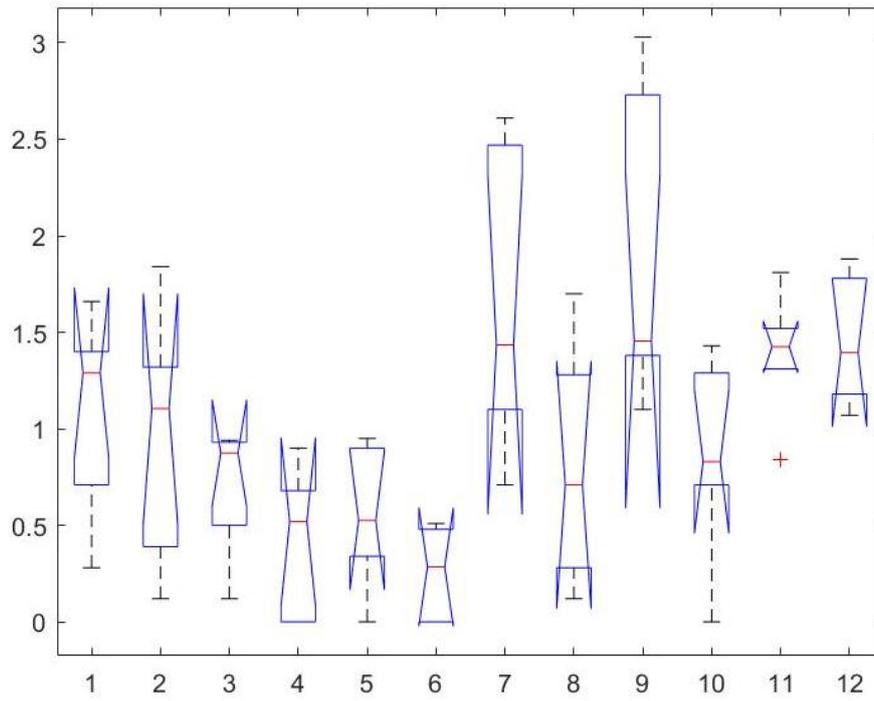


Figure 26 : Analyse de la Variance (ANOVA) avec les concentrations en micropolluants : sulfaméthoxazole, diclofenac, DEET, glyphosate, 4- et 5- méthylbenzotriazole et benzotriazole (Boxplot).

Annexe 6 : Concentrations mesurées en fonction du débit

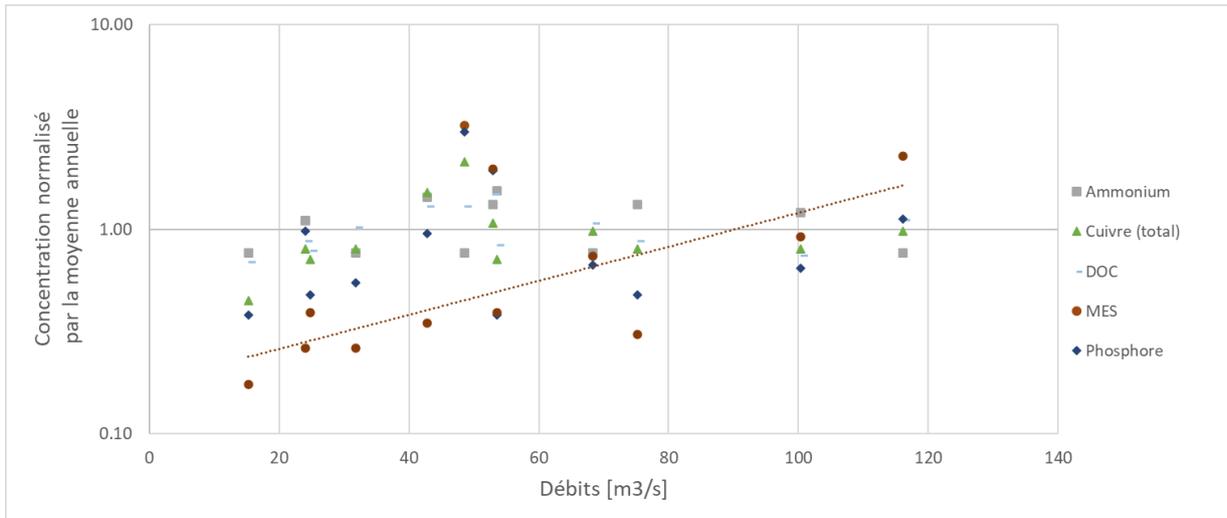


Figure 27 : Concentration d'ammonium, de cuivre, de MES, de phosphore et DOC normalisée par la moyenne annuelle des mesures en fonction du débit à l'heure de prélèvement à la station AVAL. Les débits ont été extraits des mesures faites par heure à la station BS611. La courbe rouge en trait-tiller correspond à la régression exponentielle entre les concentrations de MES exempt de celle en octobre à un débit de 48.5m³/s

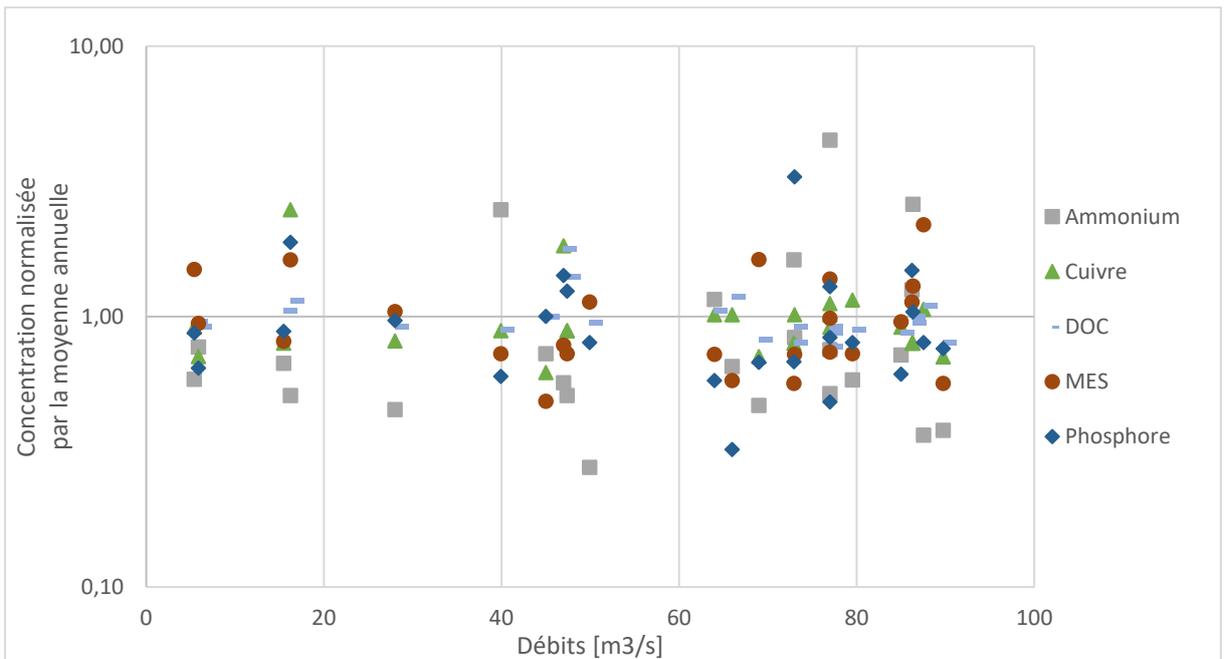


Figure 28 : Concentration d'ammonium, de cuivre, de MES, de phosphore et DOC normalisée par la moyenne annuelle des mesures en fonction du débit à l'heure de prélèvements à la station BS611 en2019 et 2013. Les débits ont été extraits des mesures faites par heure à la station BS611.

Annexe 7 : Concentrations des polluants à chaque prélèvement

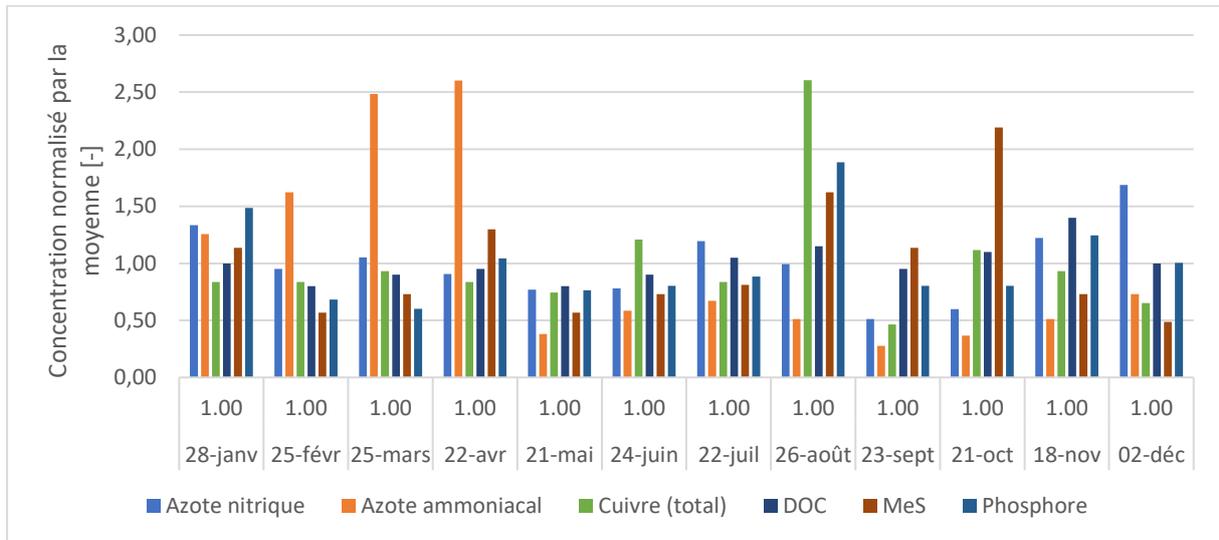


Figure 29 : Concentration en polluants à chaque prélèvement pour la campagne de mesure à la station BS611 en 2013

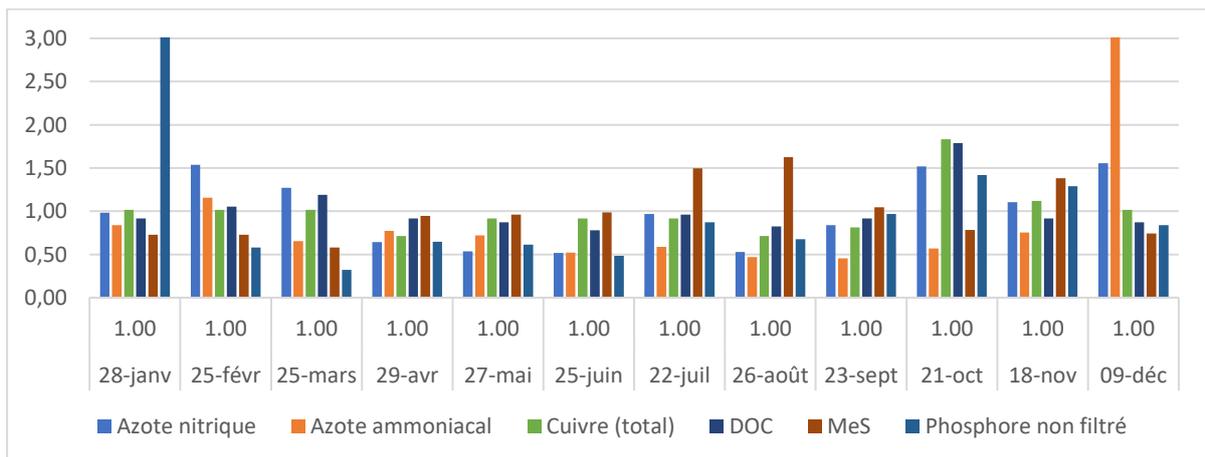


Figure 30 : concentration en polluants à chaque prélèvement pour la campagne de mesure à la station BS611 en 2019

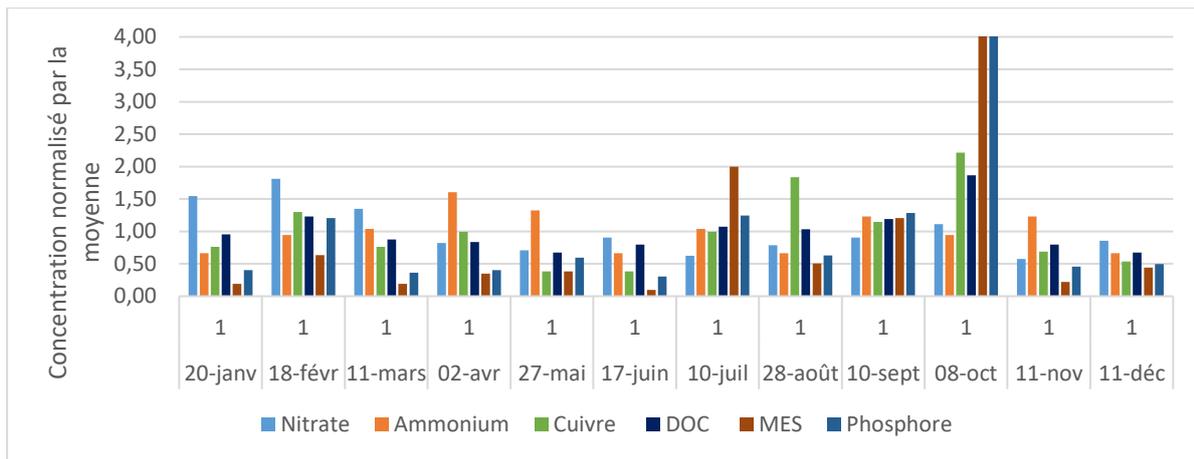


Figure 31 : concentration en polluants à chaque prélèvement pour la campagne de mesure à la station AMONT en 2014

Annexe 8 : Solution des variables adimensionnelles pour le mélange transversal

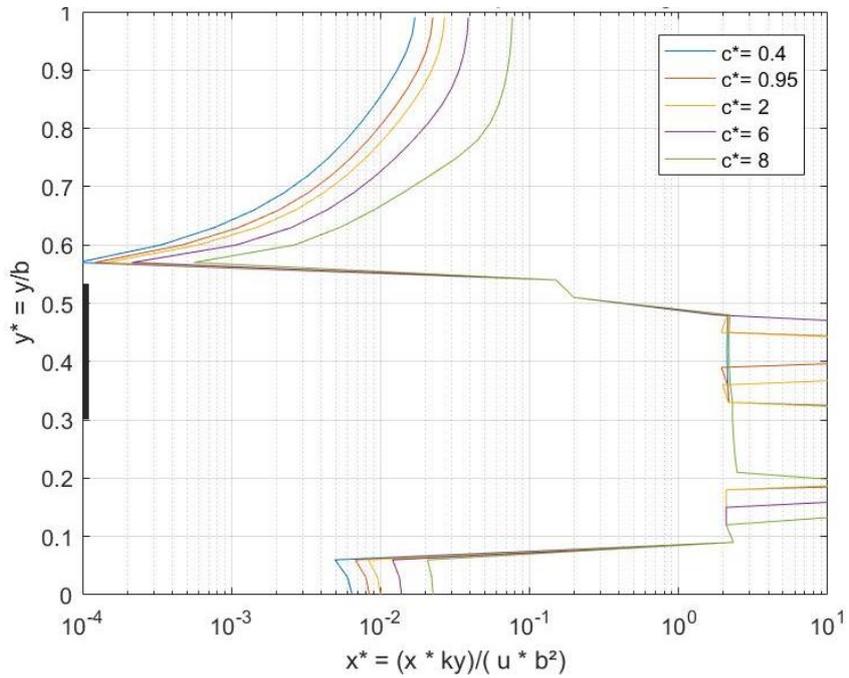


Figure 32 : Solution général pour différent mélange transversal d'un polluant continuellement injecté par 9 buses placées de 14.4 à 25.2m de la rive gauche. Le trait noir correspond à l'emplacement du tuyau et mesure 12.15m.

Annexe 9 : Paramètre des tronçons pour le calcul de la courbe de remous

Au total 5 tronçons différents ont été sélectionnés soit parce que la pente ou la section évolue. Aucun profil en long et profil en travers n'ont été établis après le tronçon km102.011 qui se situe une cinquantaine de mètres après le rejet. Par conséquent, pour le tronçon 4 (tronçon du lac), le profil en travers caractéristique est le km 102.001 et une pente de 0.0017 a été choisie qui correspond à la pente moyenne entre le profil km 100.585 et km 102.001.

Tronçon	1	2_1	2_2	3	4
Limite du tronçon	km100.585 – km101.579	km101.579 – km101.743	km101.743 – km101.832	km101.832 – km102.001	km102.001 – ...
Longueur [m]	994	164	89	169	
Dénivellation [m]	1.31	0.13	1.02	0	
Pente	0.0013	0.00079	0.011	0	0.0017
Tronçon en travers choisi	km100.898	km101.743		Rejet	km102.001
Aire [m ²]	$10.744h^2 + 12.176h - 1.968$	$11.641h^2 + 12.166h - 4.2952$		$48.72h - 19.80$	$41.73h - 16.165$
Rayon hydraulique [m]	$0.6091h + 0.0074$	$0.5807h - 0.049$		$0.85h - 0.25$	$0.8865h - 0.275$

Annexe 10 : Caractéristiques des profils en travers

Les pentes de chaque profil correspondent à la pente entre ce profil et le suivant. Dans le cas du profil km 102.001, la pente correspond à la celle entre km 100.585 et km 102.001

A noter que les pentes négatives ont dû être corrigées pour le calcul de la courbe de remous. Une valeur de 0.0005 a été choisi.

Profil en travers	Ouvrage significatif	Niveau moyen	Pente	Largeur du fond	Pente du talus
km		msm	-	m	-
99.000		534.640	0.0068		
99.200	Rejet Motta	533.290	0.0031	32	5
99.350	Pont St-Jean	532.820	0.0015		
99.500		532.590	0.0061		
99.780		530.870	-0.0026		
100.192	Pont du Milieu Rejet des eaux turbinés 20m en aval	531.960	0.0168		
100.307		530.030	-0.0028		
100.502		530.570	-0.0039		
100.585	Pont de Berne	530.890	0.0002		
100.746		530.860	0.0037		
100.898	Pont de Zaerhingen	530.300	-0.0012		
101.068	Passerelle du Grabensaal. Rejet Grabensaal	530.500	0.0019	55	0.90
101.277		530.110	0.0019		
101.435		529.800	0.0016		
101.579		529.580	0.00079		
101.743		529.450	0.0115		
101.832		528.430	-6E-05		
102.001	Rejet Pont - Neigle /Pfaffengarten	528.440	0.0019	39	1.21

Annexe 11 : Aspect Général de la Station AMONT et AVAL Motta

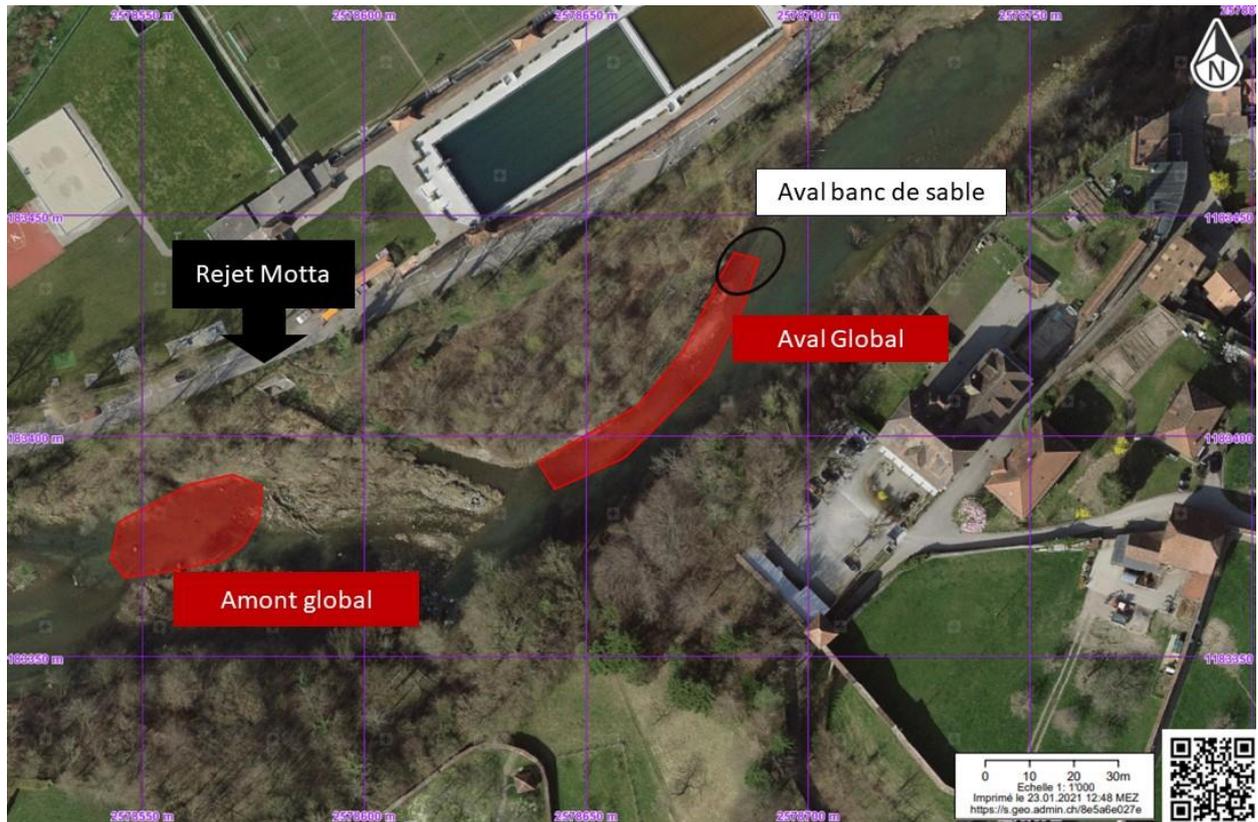


Figure 33 : Plan des stations de mesures

A2 Formulaire Aspect général

Date 10.12.2020 Opérateur/trice Déborah Bouvresse

Cours d'eau Nom Sazine No

Station Lieu-dit Ament - Notha No

Coordonnées X 2578 568 Y 1183 377

Conditions météo < 2 jours après pluie > 2 jours après pluie

Remarques (p. ex. débit, tronçon à débit résiduel, restitution, ...)
Tronçon à débit résiduel (4 m³/s)

Boues
 non naturelle
 peu/moyen artificielle
 beaucoup inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autre
 purin

Turbidité
 nulle naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 déversement lac
 chantier glacier
 centrale hydroélectr. torrent
 instabilité des rives autre
 marais

Coloration
 aucune naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 colorant dissous chantier
 colorant particulaire lac
 déversement marais
 autre

Couleur :

Mousse
 non naturelle
 peu/moyen artificielle
 beaucoup inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles marais
 déversement lac
 purin renoncules
 drainage autre

Odeur
 aucune naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 déversement pourriture
 produit de lessive autre
 purin

Sulfure de fer (*)
 non 0% naturelle
 peu/moyen < 25% artificielle
 beaucoup > 25% inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autre
 purin

Colmatage
 aucun naturelle
 faible/moyen artificielle
 fort inconnue

Déchets (provenant de l'évacuation des eaux)
 aucun
 isolés
 nombreux

Autres déchets
 aucun
 isolés
 nombreux

Remarques :
 articles d'hygiène sac à ordures
 papier WC emballage

Organismes hétérotrophes (*)

	3 classes	5 classes		
non	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	naturelle	<input type="checkbox"/>
sporadique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	artificielle	<input type="checkbox"/>
peu	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	inconnue	<input type="checkbox"/>
moyen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
beaucoup	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autres
 purin

Végétation

	peu < 10%	moyen 10-50%	beaucoup > 50%
algues	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mousses	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
macrophytes	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Remarques :

Courant (*)
 faible fort

A2 Formulaire Aspect général

Date 10.12.2020 Opérateur/trice Deborah Bouvresse

Cours d'eau Nom Seine No

Station Lieu-dit Aval - Nofta No

Coordonnées X 25 78 663 Y 1 183 414

Conditions météo < 2 jours après pluie > 2 jours après pluie

Remarques (p. ex. débit, tronçon à débit résiduel, restitution, ...)
Tronçon à débit résiduel (4m³/s)

Boues
 non naturelle
 peu/moyen artificielle
 beaucoup inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autre
 purin

Turbidité
 nulle naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 déversement lac
 chantier glacier
 centrale hydroélectr. torrent
 instabilité des rives autre
 marais

Coloration
 aucune naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 colorant dissous chantier
 colorant particulaire lac
 déversement marais
 autre

Couleur :

Mousse
 non naturelle
 peu/moyen artificielle
 beaucoup inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles marais
 déversement lac
 purin renoncules
 drainage autre

Odeur
 aucune naturelle
 faible/moyenne artificielle
 forte inconnue

Remarques :
 déversement pourriture
 produit de lessive autre
 purin

Sulfure de fer (*)
 non 0% naturelle
 peu/moyen < 25% artificielle
 beaucoup > 25% inconnue

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autre
 purin

Colmatage
 aucun naturelle
 faible/moyen artificielle
 fort inconnue

Déchets (provenant de l'évacuation des eaux)
 aucun aucun
 isolés isolés
 nombreux nombreux

Remarques :
 articles d'hygiène sac à ordures
 papier WC emballage

Organismes hétérotrophes (*)

	3 classes	5 classes	
non	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	naturelle <input type="checkbox"/>
sporadique	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	artificielle <input type="checkbox"/>
peu	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	inconnue <input type="checkbox"/>
moyen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
beaucoup	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Remarques :
 forte chute de feuilles drainage
 déversement autres
 purin

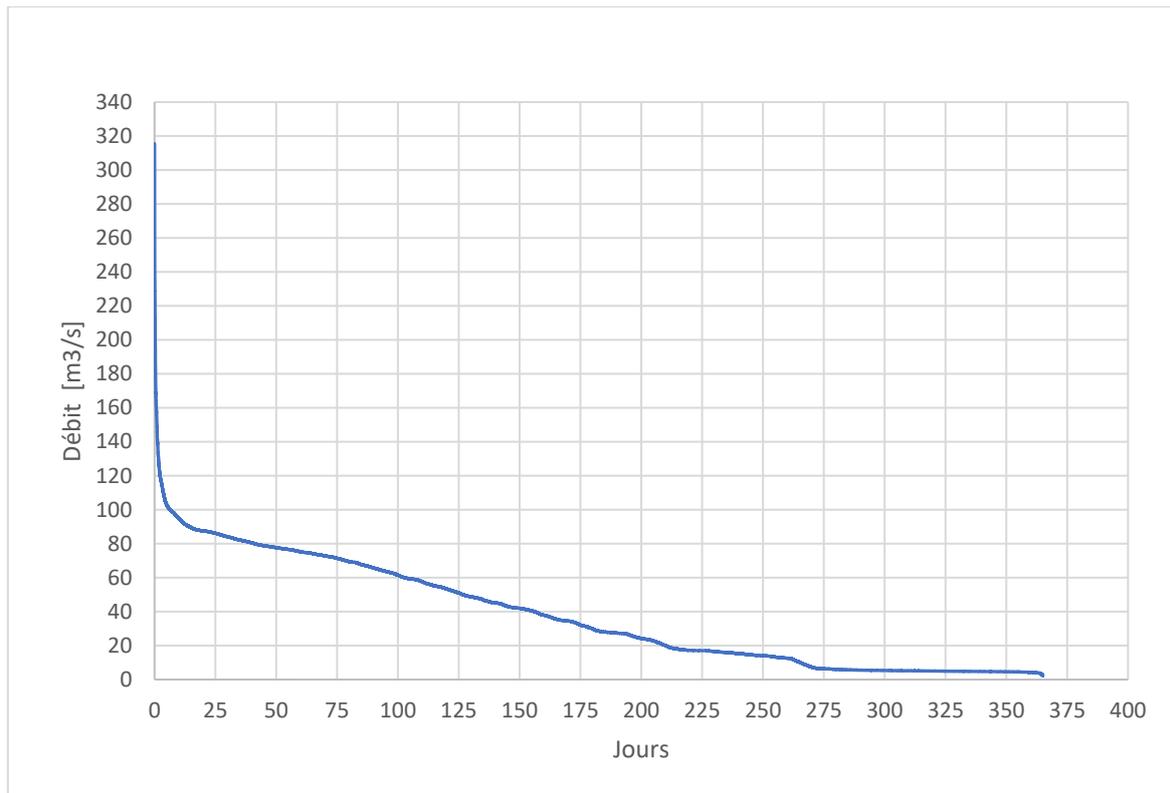
Végétation

	peu < 10%	moyen 10-50%	beaucoup > 50%
algues	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mousses	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
macrophytes	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Remarques :

Courant (*)
 faible fort

↳ Seulement détectable dans un banc de sable dans une zone à faible vitesse

Annexe 12 : Courbe des débit classés**Figure 34: Courbe des débits classé à la station Sarine Fribourg 2911**

Annexe 13 : Photos de la Sarine proche du rejet de la Motta



Photographie A : Rejet du déversoir d'orage de la Motta. Les grilles sont recouvertes de déchets solide provenant des eaux usées.



Photographie B : Organisme hétérotrophe visible dans le petit canal d'eau entre le rejet du DO et la Sarine



Photographie C :



Photographie D: Banc de sable à l'aval du rejet de Motta. Après raclage de la première couche, le sable est noir (tache noire sur la photo). Ceci correspond à la décomposition de la matière organique en régime anaérobie

Annexe 14 : Fréquence des déversements par mois au BEP de Motta

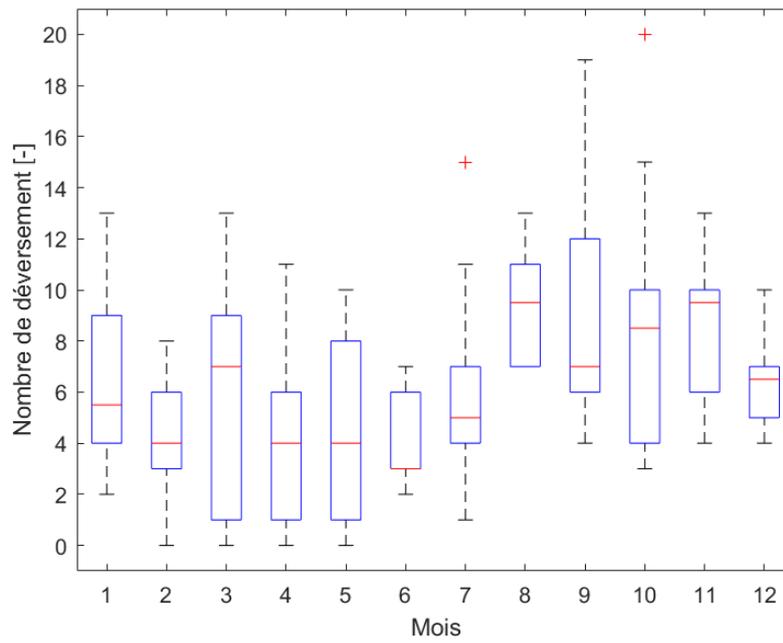


Figure 35 : Répartition des déversements par mois au BEP de la Motta. Statistique effectuée sur 10 ans.