

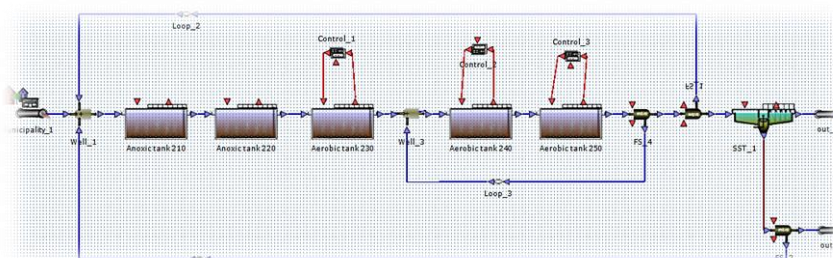
Ecole Nationale Supérieure en Environnement,
Géoroessources et Ingénierie du Développement Durable
1 Allée Fernand Daguin, 33607 Pessac, France

Université Laval
Faculté des Sciences et de Génie
Département de Génie Civil et de Génie des Eaux
Pavillon Adrien Pouliot 1065 Avenue de la Médecine
G1V 0A6, Québec, QC, Canada

Mémoire de ENS 3^{ème} année (ENS3)

« Projet de recherche pilEAUte :

Suivi de l'élimination de la matière azotée au sein
d'un pilote de traitement des eaux usées»



Du 2 Mai au 30 septembre 2016

Nom : PHILIPPE

Prénom : Romain

Structure d'accueil : ModelEAU

Nom du tuteur : Peter Vanrolleghem

Fonction du tuteur : Professeur

« L'eau est le sang de la terre, le support de toute vie. »

Schauberger

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon maître de stage Peter Vanrolleghem, professeur-chercheur au département de génie civil et de génie des eaux de l'Université Laval pour son encadrement dynamique et sa disponibilité. Outre son expertise et sa qualité pédagogique qui m'ont permis de tirer grandement de ce stage, sa passion pour la science et son ouverture d'esprit. Cette dernière m'a définitivement donné goût au domaine de la recherche. Je le remercie aussi pour son temps passé sur la correction de mon rapport.

Merci Elena Torfs, post-doctorante, pour son encadrement dynamique et sa grande disponibilité, pour sa grande aide sur le logiciel WEST, ses réponses à de nombreuses questions sur le projet pilEAUte et ses commentaires sur mon rapport.

Merci Sey-Hana, technicien de laboratoire pour son aide dans l'apprentissage et de sa confiance lors de la gestion de la station pilote lors de ses congés annuels.

Merci à Sylvie Leduc, professionnelle de recherche, pour son aide dans le domaine administratif et sa disponibilité pour des questions éventuelles.

Merci à Claudia étudiante en maîtrise pour son aide dans l'apprentissage des analyses au laboratoire et dans l'entretien du pilote et de ces capteurs.

Merci aux autres stagiaires pour leurs sympathies dans le travail d'équipe sur la station pilote et la découverte du Québec.

Je remercie enfin toute l'équipe modelEAU de m'avoir accueilli avec une grande courtoisie et sympathie.

L'avis, l'avertissement

Ce rapport est le résultat d'un travail effectué par un élève-ingénieur de 3^{ème} année. Ce document est tel qu'il a été remis par l'élève ingénieur et ne comporte aucune correction ni commentaire de l'ENSEGID. Ce rapport ne doit donc être considéré que comme un exercice de formation.

Résumé

Pendant ces cinq mois passés au sein de la chaire de recherche modelEAU à l'université Laval à Québec (Québec), j'ai suivi le projet de recherche pilEAUte: « suivi de l'élimination de la matière azotée dans un pilote de traitement des eaux usées ». Ce dernier fut construit depuis 2014 et permet la recherche plus approfondie dans la dégradation de la matière azotée par le système à boues activées. Ce projet est en adéquation avec la gestion intégrée et durable de la ressource en eau, plus particulièrement le domaine du traitement des eaux dont les objectifs principaux sont la protection de la santé, la sécurité et le bien-être de la population tout en préservant l'environnement. Dans le cadre de ce projet, divers sous-projets ont été effectués pour suivre l'évolution de la dégradation de la matière azotée telle qu'une campagne d'échantillonnage basée sur la modification de la température, de la modélisation, l'installation et la compréhension d'un système de mesure de l'ammonium, les nitrates et les nitrites et la gestion de ce pilote. Enfin, à titre personnel, ce stage m'a permis de cotoyer le monde la recherche dans le domaine du traitement des eaux usées dont je continuerai travailler dans les mois et années à venir.

Abstract

During the past few months, I've been part of the modelEAU Research Chair at Laval University, in Quebec City, where I was following the pilEAUte research project: "Monitoring the degradation of nitrogen matter in a wastewater treatment pilot". This advanced research on the subject was started in 2015, adding an activated sludge system. This project is in adequation with the integration and sustainable management of water specifically about wastewater treatment. Keeping in mind, that the main objectives of which are the health protection, the security and the wellness of the population as well as the environment's protection. In this project, several small project have carried out to follow the evolution of nitrogen matter degradation as for example a sample campaign based on the modification of the temperature, modelling, installation and comprehension of an analyze system of ammonium, nitrates and nitrites and the pilot management. As conclusion, on a personal level, this internship gave me the experience in a field of study in which I'll continue my journey on.

Sommaire

REMERCIEMENTS	3
L'AVIS, L'AVERTISSEMENT	3
RESUME	4
ABSTRACT	4
SOMMAIRE	5
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION.....	6
I. PRESENTATION DU LIEU DE STAGE	6
II. DEVELOPPEMENT DURABLE	7
III. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS	8
CHAPITRE 2 : CONTEXTE DU PROJET.....	9
I. HISTORIQUE	9
II. PRESENTATION DU PILOTE.....	10
III. ACQUISITION DES DONNEES	14
CHAPITRE 3. MATERIELS ET METHODES	18
I. ENTRETIEN ET MAINTENANCE DU PILOTE ET DES CAPTEURS	18
II. CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	19
III. MODELISATION SUR WEST	25
IV. AzEAUte.....	32
V. GESTION DU PILOTE (ANALYSE DE DONNEES, MAINTENANCES, ASTREINTE)	38
CHAPITRE 4. RESULTATS ET DISCUSSIONS	41
I. CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	41
II. MODELISATION SUR WEST	49
III. AzEAUte.....	51
CHAPITRE 5. CONCLUSION	54
BIBLIOGRAPHIE	55
TABLE DES ANNEXES	58
ANNEXES.....	59
GLOSSAIRE	80
TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	81
TABLE DES TABLEAUX	82
TABLE DES EQUATIONS	82
TABLE DES MATIERES	83

Chapitre 1 : Introduction

I. Présentation du lieu de stage

1. Université Laval

L'université Laval a été la toute première université francophone à voir le jour en Amérique. C'est en 1663 que le premier évêque de la colonie, François de Montmorency-Laval fonda à Québec le premier établissement d'enseignement de la Nouvelle-France : le Séminaire de Québec. En 1852, ce dernier créa l'Université Laval dont elle est la source de tout l'enseignement supérieur de langue française au Québec, au Canada et en Amérique. Par rapport à l'histoire de l'Université Laval, cette dernière se mêle intimement à celle de la province du Québec. Elle a longtemps formé l'élite intellectuelle québécoise francophone et son influence est toujours marquante. Aujourd'hui encore, l'Université Laval est considérée comme un des principaux porte-étendards de la conservation du français en Amérique ("L'origine et l'histoire | Université Laval," n.d.).

Au sein de l'Université Laval (Figure 1), 17 facultés y sont représentées avec 60 départements comportant pas moins de 500 programmes d'études. L'université compte à ce jour plus de 60000 étudiants et une collaboration avec plus de 70 pays.



Figure 1 Université Laval à Québec

2. Génie des eaux

Parmi ces 17 facultés, la faculté des sciences et de génie regroupe en son sein divers départements dont celui du génie civil et des eaux. Ce dernier est né suite à la préoccupation importante envers la santé et l'environnement ainsi qu'à l'émergence de nouvelles sciences et de nouveaux domaines apparus avec l'engouement du développement technologique. Divers objectifs y sont abordés tels que le traitement des eaux, la mise à neuf d'infrastructures telles que les aqueducs et les égouts, la prévision des conséquences du réchauffement climatique ou de l'augmentation de la vulnérabilité suite aux inondations et sécheresses.

3. Chaire de recherche modelEAU

ModelEAU est le groupe de recherche en développement autour de la Chaire canadienne de recherche en modélisation de la qualité de l'eau décernée au Professeur Peter Vanrolleghem en février 2006. Les recherches s'articulent autour du développement et l'utilisation de méthodologies quantitatives basées sur la modélisation pour supporter la prise de décision qui considère le milieu récepteur en tant que critère important ("Chaire modelEAU: À propos," n.d.). Actuellement, modelEAU aborde six questions majeures :

1. Dans quelle mesure la dynamique d'un système d'eaux usées urbaines influence-t-elle la qualité de l'eau d'une rivière ?
2. Comment garantir la fiabilité et l'exactitude des données en ligne ?
3. Comment le système de collecte et de traitement des eaux usées urbaines peut être modélisé ?
4. Comment les résultats de la modélisation peuvent être utilisés pour optimiser un système d'eaux usées urbaines afin de réduire davantage les impacts urbains et agricoles sur les eaux réceptrices, par exemple par des stratégies innovantes de contrôle et de surveillance ?
5. Comment de nouvelles technologies plus durables peuvent améliorer les systèmes de collecte et de traitement des eaux usées à venir ?
6. Comment les incertitudes de notre compréhension des systèmes actuels et de leur développement futur peuvent être traitées lors de la simulation de différentes options pour maximiser la qualité de l'eau des rivières ?

II. Développement durable

À l'Université Laval, le développement durable est au cœur de la formation en permettant d'acquérir et de transférer les connaissances par une démarche structurée et de contribuer au mieux-être collectif. Après plusieurs années, l'université a atteint la carboneutralité en réduisant massivement ses émissions de gaz à effet de serre et en les compensant à l'aide de puits de carbone au niveau de la Forêt de Montmorency et d'achats de crédits de carbone ("À propos | Université Laval," n.d.). Les axes d'intervention au sein de l'université sont multiples tels que la lutte contre les changements climatiques, les déplacements durables, l'achat et la consommation responsable, la gouvernance, la gestion responsable et la viabilité, la culture, le milieu de vie et l'ouverture sur le monde ("Université Laval: Axes d'intervention," n.d.) En 2014, elle obtient l'accréditation STARS (Sustainability Tracking, Assessment & Rating System) basée sur un processus de présentation et d'évaluation des avancées en développement durable des universités en matière de formation, de recherche, d'opérations organisationnelles et des retombées dans la communauté (Figure 2) ("À propos | Université Laval," n.d.) .



Figure 2. Logo de l'accréditation STARS

Au sein de l'université Laval, le centre de recherche sur l'eau de l'Université (CentrEau) est un organisme multifacultaire qui favorise la recherche, la formation et le transfert des connaissances dans le domaine des ressources en eau ("CentrEau: Accueil," n.d.). Ce dernier est en relation conjointe avec l'institut Hydro-Québec en environnement, développement et société de l'Université Laval pour la promotion d'activités et de recherches pluridisciplinaires et intersectorielles en environnement et en développement durable. En février 2015, le professeur Peter Vanrolleghem devient le directeur de ce centre de recherche ("CentrEau: À propos," n.d.). Ainsi, la question du développement durable est un sujet important pris en compte dans les recherches et la vie au sein de l'Université et de ces chaires de recherches dont modelEAU fait partie.

III. Problématique et objectifs

La problématique principale de mon projet de fin d'études est le suivi de l'élimination de la matière azotée dans un pilote de traitement des eaux usées au sein de l'Université Laval. Les objectifs de stage pour répondre à cette dernière ont été multiples tels que :

- L'entretien hebdomadaire du pilote.
- La calibration et la validation de différents capteurs tout au long de la station.
- L'élaboration et la réalisation d'une campagne d'échantillonnage durant quatre semaines suivie d'une partie modélisation.
- L'installation et la prise en main d'un système d'analyseurs de l'ammonium, nitrates et nitrites.
- Gestion du pilote (Analyse de données, Maintenances, Surveillance et astreintes).

Chapitre 2 : Contexte du projet

I. Historique

L'eau usée avait été considérée depuis longtemps comme un risque potentiel et nuisible pour la santé humaine dans les agglomérations urbaines (Henze et al., 2008). Les recherches et la mise en place de systèmes de traitements ont commencé aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Henze et al., 2008).

Le tout premier système à voir le jour a été le filtre biologique ou lit bactérien en 1893 à Salford près de Manchester au Royaume-Uni. Aux Etats-Unis, ce dernier a été implanté dès 1901 à Madison dans le Wisconsin. Entre 1895 et 1920, de nombreux filtres biologiques sont installés dans les villes pour le traitement des eaux usées. Mais, au même moment, cette application a eu un effet négatif sur l'implantation d'un autre procédé, la boue activée inventée en 1913 (Henze et al., 2008). Tout l'investissement financier avait été placé dans les filtres biologiques.

Les systèmes explicités précédemment permettaient de traiter l'eau usée en réduisant la teneur en matière organique et l'ammonium. Ceci se déroulait dans la première partie du 20^{ème} siècle. Mais, dans la seconde partie du 20^{ème} siècle, un nouveau problème a surgi au niveau des eaux de surface avec l'apparition de l'eutrophisation (Henze et al., 2008). Ce processus se définit par la prolifération des algues et autres plantes aquatiques dues à l'effet de fertilisation de la matière azotée et phosphorée dans les rivières ("Ecosystème aquatique : eutrophisation," n.d.), (Ramalho, 2012). Ainsi, la question et les recherches sur l'élimination de ces matières ont clairement été mises en avant dans les années 1960.

Aujourd'hui, la demande et la recherche de systèmes de traitements des eaux usées sont en augmentation perpétuelle avec de nouveaux polluants pris en compte tels que les micropolluants s'accumulant dans le cycle de l'eau et les écosystèmes naturels et donc par la suite, avoir un effet potentiel endocrinien sur l'être humain ((Henze et al., 2008)).

Enfin, la question clé actuelle est la préservation de l'eau. Certaines régions telles que la Californie multiplie depuis plusieurs années des périodes de sécheresse et dont un manque d'eau ("Des toilettes au verre d'eau, recyclage pour défier la sécheresse en Californie," n.d.),("Sécheresse en Californie," 2015),("Les Californiens se déclarent prêts à boire l'eau... des toilettes," n.d.). Certaines villes comme Los Angeles utilisent et recyclent une partie de l'eau des égouts pour en faire de l'eau potable ou à l'usage des industriels ("Des toilettes au verre d'eau, recyclage pour défier la sécheresse en Californie," n.d.),("Sécheresse en Californie," 2015),("Les Californiens se déclarent prêts à boire l'eau... des toilettes," n.d.). Ainsi, après plusieurs centaines d'années de séparation entre le traitement de l'eau potable et l'eau usée, ces dernières sont de plus en plus en rapprochement et même en collaboration (Henze et al., 2008).

II. Présentation du pilote

Au sein de l'université Laval, au niveau du bâtiment Adrien-Poulliot, une micro-station de traitement de la dépollution de l'eau usée a été construite (Figure 3). Les objectifs de cette station sont la meilleure compréhension et la recherche dans le domaine du traitement des eaux usées. Elle permettra à long terme d'optimiser la qualité de l'eau avant son rejet et de maximiser le fonctionnement de la micro-station tout en contrôlant les coûts et l'impact sur l'environnement. La réalisation des travaux s'est effectuée en octobre 2014.

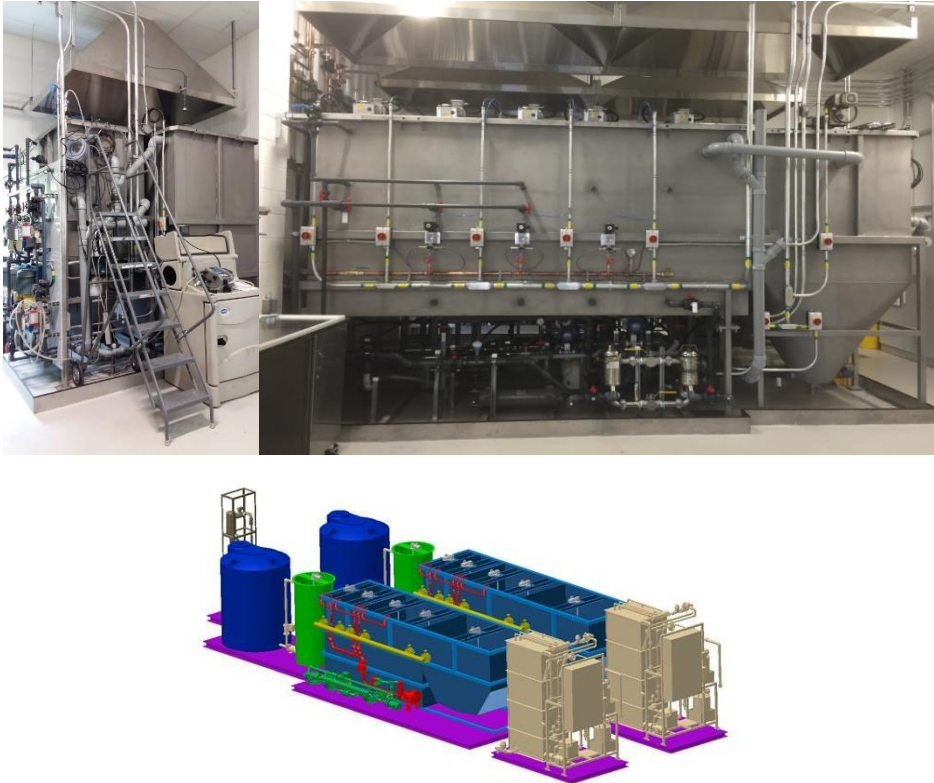


Figure 3. Station de traitements des eaux usées à l'Université Laval : a) décanteur primaire chaîne de traitement secondaire b) Design 3D de la micro-station

L'eau usée provient d'une résidence universitaire située sur le campus de l'Université Laval (Figure 4). Par la suite, l'eau s'achemine vers la station miniaturisée en passant avant par une station de pompage où deux pompes déchiqueteuses prétraitent l'eau et ses composants non-solubles (Figure 10). Ces dernières permettent le remplacement de dégrilleurs utilisés fréquemment dans les stations de dépollution de l'eau usée.



Figure 4. Résidence et station de pompage

L'eau, en arrivant dans la micro-station, est stockée dans un bassin tampon dont son volume est de 6 m^3 . L'eau stockée se dirige par la suite vers le décanteur primaire (premier bassin de la chaîne de traitement) à l'aide d'une pompe à un débit fixe de $1.1 \text{ m}^3/\text{h}$. En sortie de ce dernier, la ligne de traitement est divisée en deux. En effet, l'affluent sortant du décanteur primaire est redirigé à deux autres lignes de traitements similaires (pilote et co-pilote). Ces deux pompes ont un débit de $0.5 \text{ m}^3/\text{h}$. Enfin, en sortie de ces deux lignes de traitements, deux décanteurs secondaires finissent le traitement avant son rejet (Figure 10). En général, l'eau en sortie de station est rejetée dans le milieu récepteur (eau de surface). Comme expliqué ultérieurement, cette station n'est destinée qu'à la recherche. Ainsi, l'eau de sortie est rejetée dans les égouts et sera retraitée si le besoin s'en fait sentir par la station de traitement des eaux usées de Québec.

1. Décanteur primaire

Le décanteur primaire comme son nom l'indique est le premier système de la chaîne de traitement dans une station de dépollution de l'eau usée. Il est considéré comme un prétraitement. Il existe des décanteurs à flux horizontaux, verticaux ou radiaux (Henze et al., 2008). Dans la station, ce dernier est un décanteur primaire à flux verticaux (Figure 5).

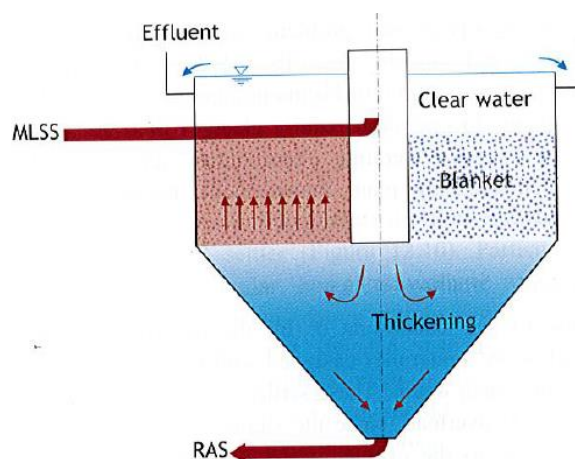


Figure 5. Décanteur primaire vertical (Henze et al., 2008)

L'objectif du décanteur primaire est la séparation de la fraction particulaire se retrouvant dans les eaux usées afin d'alléger la charge organique et inorganique entrant dans le traitement secondaire (Naslin, 2013). Le principe physique se base sur les particules solides dont la densité est supérieure à celle de l'eau, tombent dans le fond du décanteur. Celles qui sont liquides telles que les huiles dont leurs densités inférieures à l'eau remontent à la surface de l'eau (Henze et al., 2008), (Tchobanoglous et al., 1993). Ce phénomène physique est basé sur la gravité (Naslin, 2013). Aussi, la vitesse de décantation des particules solides doit être supérieure à celle de l'eau pour ne pas y retrouver ces dernières en sortie. La décantation primaire requière un certain temps de séjour de l'eau dans le décanteur. Enfin, l'eau sortant de cette étape se nomme l'eau clarifiée ou affluent.

2. Pilote et co-pilote

Après le traitement primaire (décanteur primaire), deux lignes parallèles similaires (Figure 6) se retrouvent portant le nom de pilote et co-pilote. Ces deux dernières permettent la recherche dans l'élimination de la matière azotée avec deux sous-réacteurs anoxiques et trois sous-réacteurs aérés (Figure 6) par boues activées. Le traitement par boues activées est un système où les bactéries ne sont pas fixées à un support à l'inverse du lit bactérien, elles sont libres et similaires à des électrons libres. Au sein de ces sous-réacteurs, de multiples réactions interviennent pour éliminer les matières azotées telles que l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Figure 6).

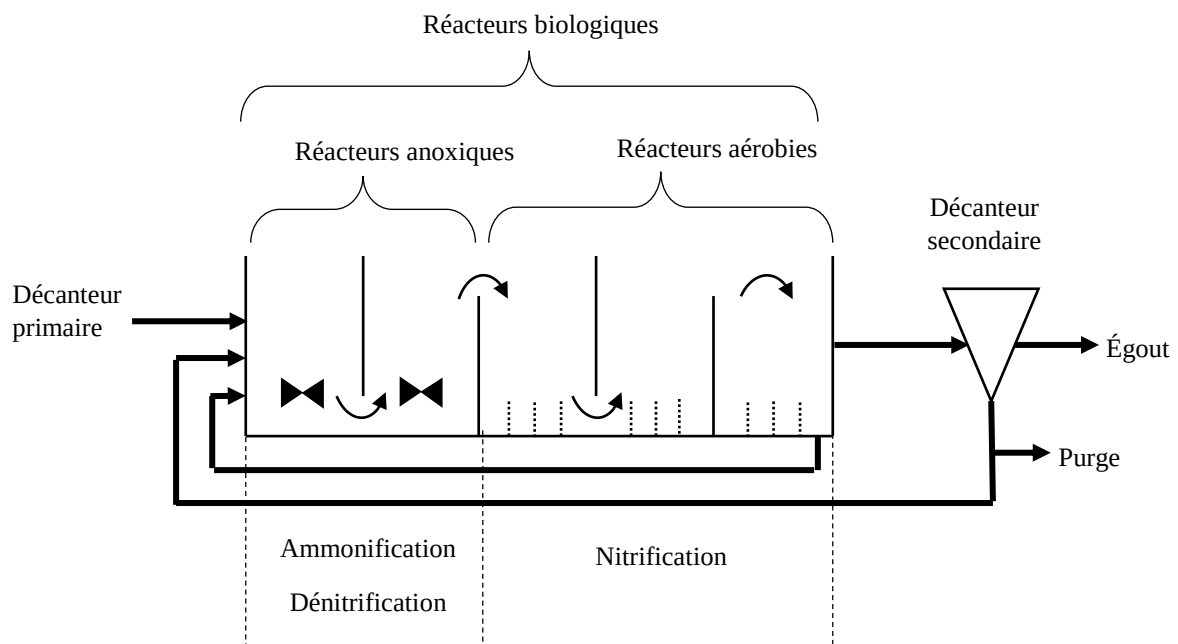


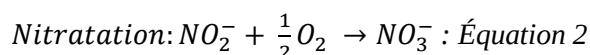
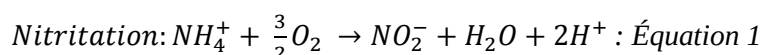
Figure 6. Processus d'élimination de la matière organique au sein des réacteurs biologiques

■ Ammonification

L'ammonification est un processus se réalisant généralement en début de ligne de traitement dans les réacteurs anoxiques. Cette réaction chimique se définit par l'élimination de l'azote organique en azote ammoniacal (Deronzier et al., 2001).

■ Nitrification

La nitrification se réalise dans la seconde partie de la ligne de traitement, dans les réacteurs aérés (présence d'oxygène). Cette étape de traitement permet de traiter l'ammonium (NH_4^+) en nitrates (NO_3^-) à l'aide de bactéries autotrophes utilisant l'oxygène pour respirer (Henze et al., 2008). Ce processus de traitement se sépare généralement en deux processus intermédiaires, la nitritation et la nitratisation ("fndae25.pdf," n.d.). La nitritation effectuée par bactéries tels que les *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* et *Nitrospira* oxydent l'ammonium en nitrites avec production d'ions H^+ ayant pour conséquence l'acidification du milieu (Equation 1) (Deronzier et al., 2001), (Henze et al., 2008), (Boller et al., 1994). La nitratisation effectuée par des micro-organismes nitrites tels que les *Nitrobacters* oxydent les nitrites en nitrates (Equation 2) (Henze et al., 2008), (Deronzier et al., 2001), (Boller et al., 1994).



D'après Boller et al (1994), un ensemble de paramètres influence le rendement de la nitrification tel que les teneurs en azote et en matières organiques, l'oxygène dissous, la quantité de biomasse ainsi que la température et les temps de rétention hydraulique.

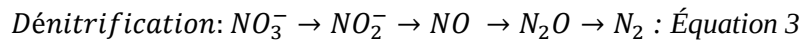
D'autres facteurs peuvent aussi avoir un impact sur la nitrification comme le pH de l'eau et l'alcalinité (Henze et al., 2008), (Boller et al, 1994). Toujours selon ces mêmes auteurs, le pH optimum serait compris entre 7.5 et 8.0.

Enfin, cette étape de traitement ne permet pas complètement l'élimination de la matière azotée mais juste l'azote ammoniacal. La présence du nitrate, produit final de ce processus dans l'eau, ne soulève pas d'objection que celle de l'azote ammoniacal selon Ramalho (1983). Cependant, comme ce composé peut nuire à la réutilisation de l'eau, il s'avère parfois nécessaire de l'éliminer en ayant recours à la dénitrification.

■ Dénitrification

La dénitrification, étape finale dans l'élimination de la matière azotée se trouve dans les deux premiers bassins de la ligne de traitement, dans les réacteurs anoxiques dont la teneur en oxygène est nulle ou quasiment. Sur la figure 6, il est observé une boucle de recirculation entre le dernier réacteur de la nitrification et le premier réacteur de la dénitrification. Cette dernière permet à une partie des ions nitrates de retourner en début de chaîne secondaire pour y être dénitrifiée. Selon, Metcalf et Eddy (2003), une concentration de $0,2 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ serait suffisante pour inhiber la dénitrification dans un procédé par boues activées traitant des eaux usées domestiques. Donc, il faut prêter attention à la teneur d'oxygène dissous dans le dernier réacteur pour ne pas recirculer une trop grande quantité d'oxygène pour inhiber la dénitrification.

Cette étape de traitement permet d'éliminer les nitrates en azote moléculaire N_2 (produit gazeux inerte) à l'aide de bactéries hétérotrophes tels que les *Paracoccus denitrificans* (Equation 3) (Deronzier et al., 2001), (Henze et al., 2008).



Mais, les bactéries dénitrifiantes requièrent une importante source de carbone, laquelle est fournie par la matière organique présente dans les eaux usées (Equation 4). La formule $C_{10}H_{19}O_3N$ est généralement utilisée dans la description de la matière organique.



A l'inverse de la nitrification, la dénitrification produit des ions OH^- permettant de compenser l'acidification par la nitrification et donc de maintenir un système neutre.

3. Décanteur secondaire

La dernière étape du traitement dans la station est la décantation secondaire. Les boues fabriquées précédemment dans le pilote et le co-pilote arrivent avec l'eau traitée. Ces derniers dont leur densité est supérieure à l'eau, décantent au fond des décanteurs. Ceci est équivalent à l'objectif de la décantation primaire. Une partie des boues est retournée en tête des deux réacteurs pour ne pas perdre trop de boues et donc avoir une stabilisation de la concentration de ces dernières dans le réacteur. La partie en excès est directement purgée dans le conduit des égouts, due à leur forte croissance dans ce système.

III. Acquisition des données

Finalement, au sein de ce pilote de traitements des eaux usées, les données enregistrées sur différents paramètres sont mesurées par divers capteurs (Figure 10). Les paramètres mesurés sont la DCO (Demande Chimique en Oxygène), les MES (Matières En Suspension), les nitrates (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+), la température, la turbidité, l'oxygène dissous, le potassium (K^+).

L'ensemble des données de chaque capteur est recueilli dans deux stations de mesure, la station monEAU et la station SCADA (Figure 10) spécifiques à certains capteurs. La présence de deux stations s'explique du fait que la station SCADA a été livrée avec le pilote. Or, la station monEAU était déjà utilisée dans un autre projet. Pour un gain d'argent, les deux stations ont été installées pour le pilote.

1. Station SCADA

Cette station comprend quatre sondes de turbidité situées dans le pilote et le copilote et dans les deux lignes de recirculation de boues (Figure 10). Elle mesure la turbidité de l'eau donnée en matière en suspension (MES en mg/L). Au sein de cette station, deux sondes à oxygène sont présentes. Enfin, un capteur de conductivité et de température se trouve dans le décanteur primaire. L'ensemble des données recueillie est observé en continue sur une interface (Figure 7).

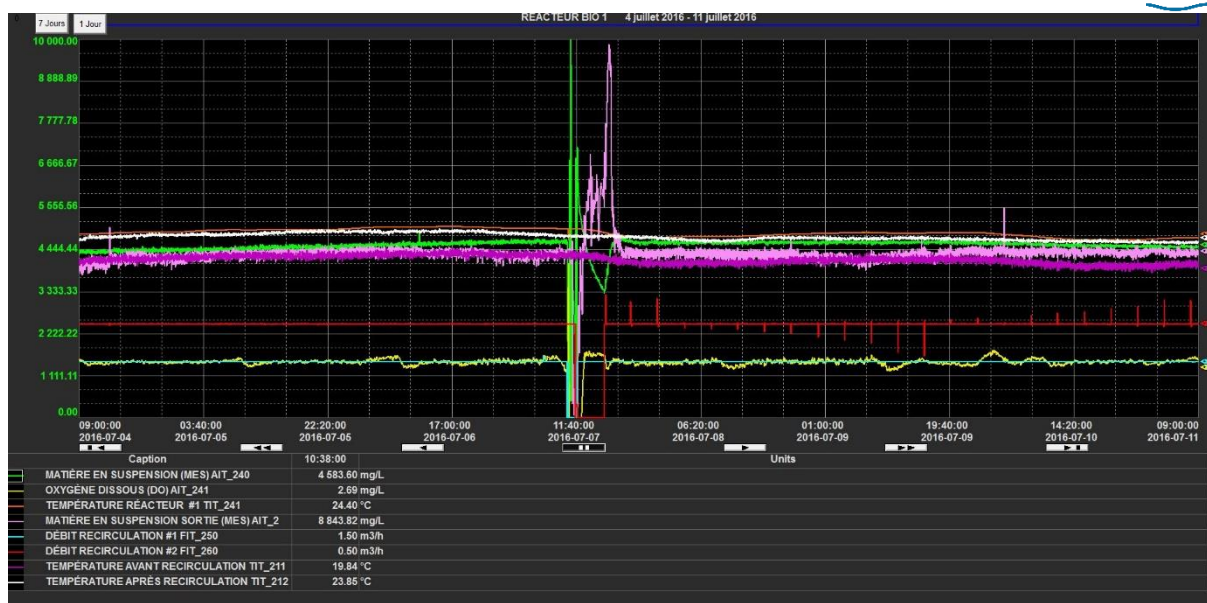


Figure 7. Interface des données des capteurs de la station Scada en continue

2. Station monEAU

En ce qui concerne la station monEAU, cette dernière regroupe un certain nombre de capteurs avec :

- L'ammolyser permettant de déterminer la teneur en NH_4^+ , le potassium, la température et le pH de l'eau (SOP-Ammolyser)

- Le spectrolyser, capteur mesurant les MES ainsi que la DCO totale et soluble et les NO_3^- (SOP-Spectrolyser)

- Le Varion qui mesure la concentration en NH_4^+ , les NO_3^- , et la température (SOP-Varion).

L'ensemble de ces capteurs se trouvent en sortie du décanteur primaire. Dans les deux décanteurs secondaires, il s'y trouve un Varion et un turbidimètre. Dans le décanteur secondaire du pilote, un pHmètre s'y retrouve aussi (Figure 10).

Les données de ces capteurs peuvent être observées sur deux logiciels simultanément. Pour le Spectrolyser et l'Ammolyser, les données sont observables sur le logiciel « Ana-pro » et pour les autres capteurs (Varion, pHmètre et turbidimètre) sur le logiciel « PrecisionNow BaseStation » (Figure 8 et Figure 9).



Figure 8. Logiciel « Ana_pro »

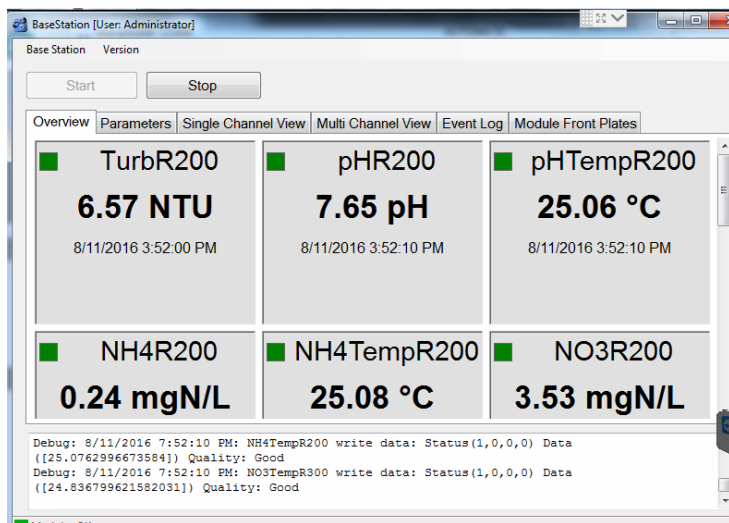


Figure 9. Logiciel « PrecisionNow BaseStation »

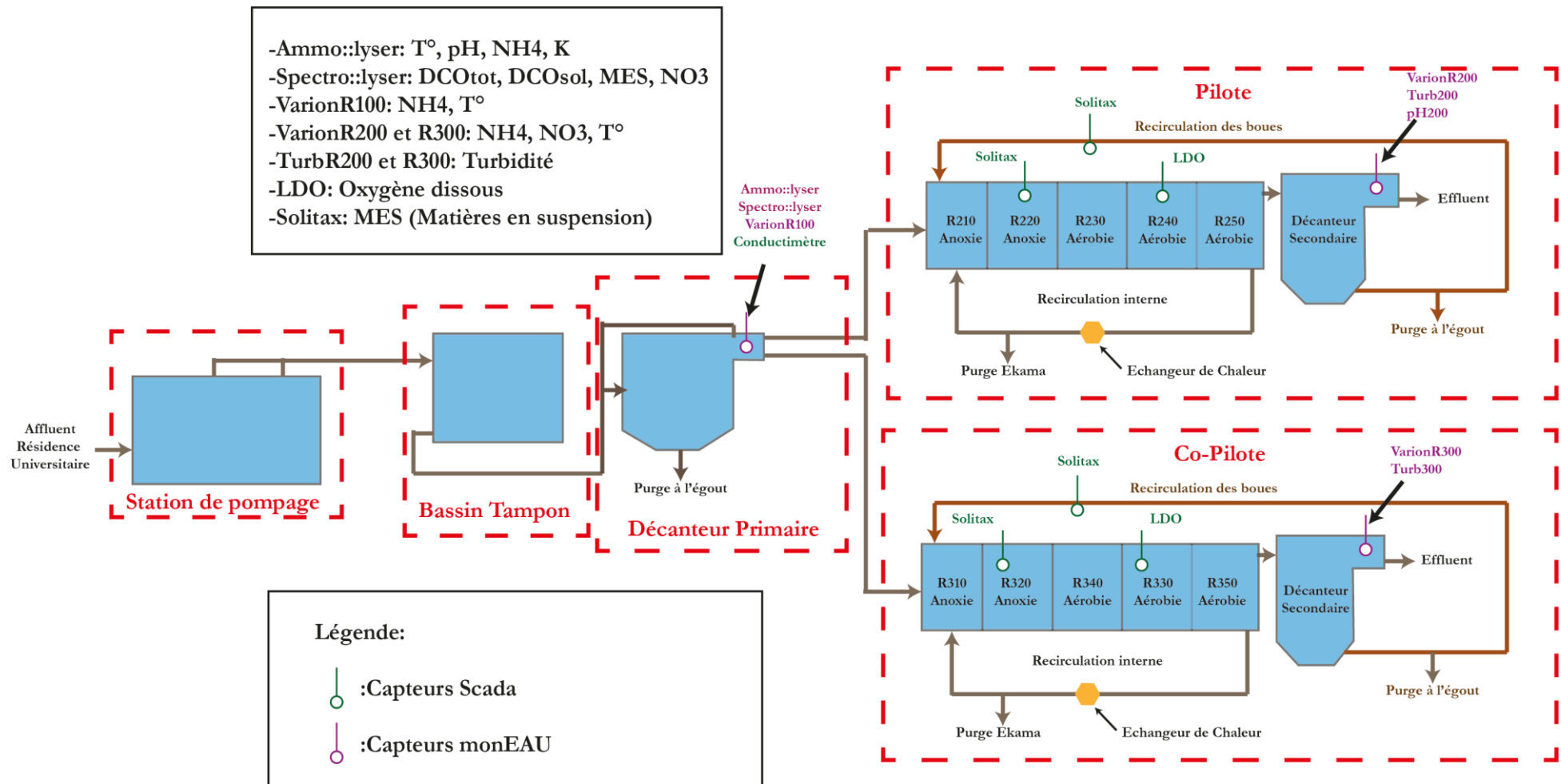


Figure 10. Schéma détaillé de la station de traitement des eaux usées de l'Université Laval

Chapitre 3. Matériels et méthodes

Au sein du pilote de traitement des eaux, mon travail a été multiple et diversifié. Il a été plutôt technique avec l'entretien et la maintenance du pilote et de ces capteurs. Mais aussi, plutôt de l'ingénierie avec la mise en place et la réalisation d'une campagne d'échantillonnage suivie d'une partie modélisation et l'installation et la compréhension d'un nouveau système d'analyse (TresCon et Purcon). Enfin, j'ai pu aussi découvrir dans mon stage une partie de gestion du pilote (Analyse de données, Maintenances, Surveillances et astreintes).

I. Entretien et maintenance du pilote et des capteurs

La partie technique correspond à l'entretien du pilote et des capteurs, leur calibration et la validation. Ces différentes activités ont été effectuées hebdomadairement afin d'obtenir des mesures plus représentatives par la suite.

1. Entretien du pilote

L'entretien du pilote comporte différentes parties à nettoyer tels que : la vidange des trois décanteurs (primaire et secondaires) ; le nettoyage des goulottes de ces derniers (Figure 11).

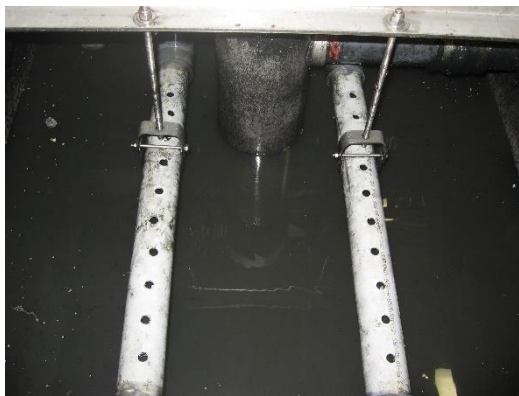


Figure 11. Goulottes dans les décanteurs

L'ensemble de cet entretien est rédigé et explicité au sein d'une SOP (Standard Operating Procedure).

2. Entretien des capteurs

L'entretien des capteurs se réalise manuellement de façon hebdomadaire pour les capteurs des stations SCADA et monEAU. Pour cette dernière, les capteurs sont équipés en plus d'un système de nettoyage automatique. Le système est doté d'un compresseur envoyant de l'air à un intervalle régulier par un tube ajusté proche des lentilles du capteur optique (Figure 12). L'objectif de l'air est d'éliminer les particules qui se seraient déposées sur le capteur entre chaque nettoyage manuel.



Figure 12. Système de nettoyage à l'air

La procédure de nettoyage pour chaque capteur est individuelle et expliquée dans le manuel et dans la SOP spécifique à chaque capteur.

3. Calibration et Validation des capteurs

La calibration est une étape très importante dans le bon fonctionnement des capteurs au niveau de la prise de mesures spécifique à chaque capteur. Les différentes méthodes de calibration sont explicitées au sein des manuels et des SOP de chaque capteur.

Par la suite, il est effectué une validation de la calibration. Cette dernière a pour but la comparaison de la donnée du capteur avec la donnée réelle mesurée au laboratoire ou l'utilisation de solutions standards. Les protocoles de mesures au laboratoire sont aussi explicités au sein de SOP.

Lors de la comparaison de ces données, si la différence est faible (inférieure à 10%), il peut être conclu que la validation et dans le même temps la calibration sont correctes, ainsi il n'est pas nécessaire de calibrer de nouveau le capteur. Sinon, une nouvelle calibration et par la suite, une nouvelle validation devront être réalisées. La validation de chaque capteur était effectuée toutes les deux semaines.

II. Campagne d'échantillonnage

1. Problématique et Objectifs

La campagne d'échantillonnage au niveau du pilote aura pour problématique : « la réalisation d'une campagne d'échantillonnage avec la variation de la température au sein d'un des deux réacteurs (Pilote) (Figure 13) avec un suivi de divers paramètres ». Le choix de travailler sur ce paramètre de contrôle est due au fait que la température au Québec varie beaucoup sur une année entière. Cette campagne s'effectuera en deux actes :

- 1^{ère} campagne d'échantillonnage de 24 heures (Sans variation de température)
- 2^{ème} campagne d'échantillonnage de 24 heures (Avec variation de température) et un suivi durant deux semaines (Avec continuité de la variation de la température)

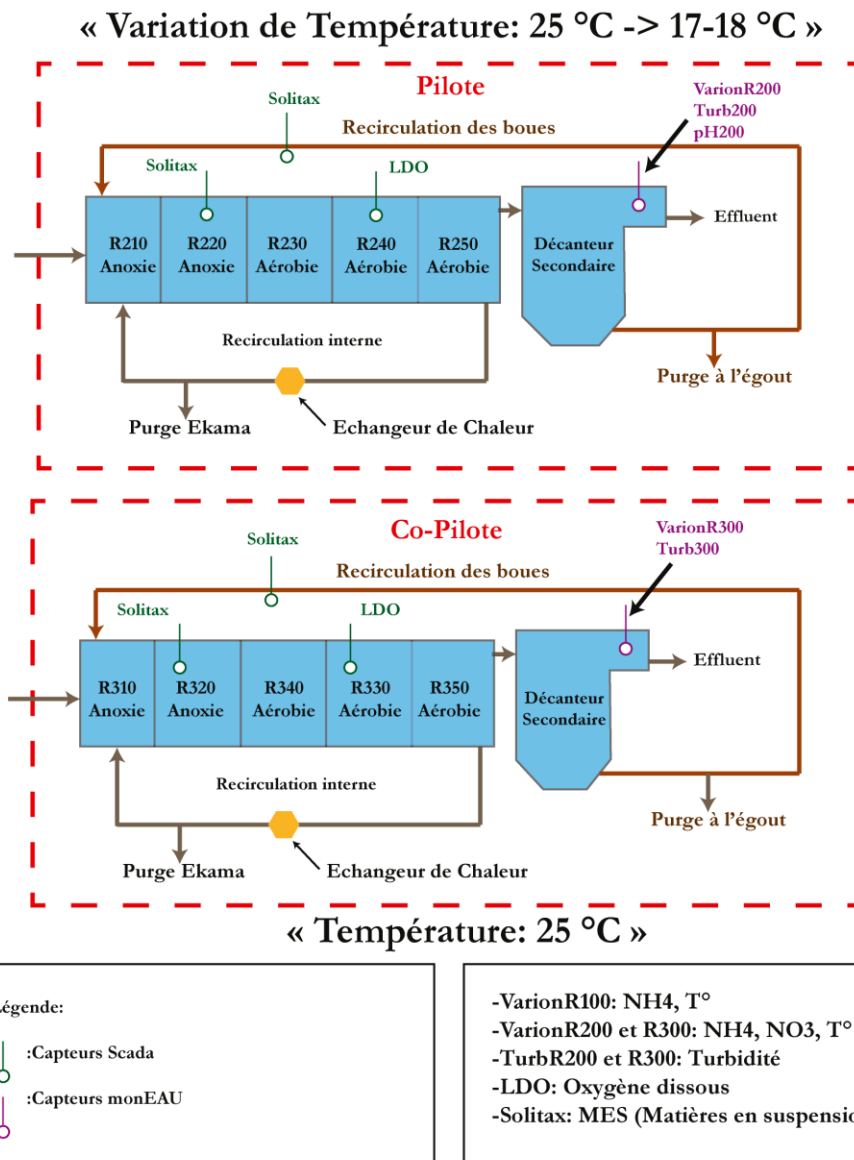


Figure 13. Problématique de la campagne d'échantillonnage

Les objectifs principaux de cette expérience sont :

- Déterminer du rendement d'élimination de la matière azotée durant 24 heures par temps sec sans et avec variation de température.
- Observer l'impact du changement de température à court terme et à long terme sur la dégradation de l'azote.
- Observer l'impact des variations des précipitations à long terme sur le système.
- Respecter des normes de rejets (Tableau 1).

Tableau 1. Normes de rejets au Québec (“Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques,” n.d.)

Paramètres	Normes
DBO5	$\leq 25\text{mg/L}$
MES	$\leq 25\text{mg/L}$
pH	6.0 – 9.5

2. Matériel et Méthode

■ L’avant campagne :

La préparation des campagnes a été un travail important et de plusieurs semaines pour la meilleure disposition lors de ces dernières. C’était une tâche de management assez conséquente vu que cette dernière aura coutée une somme d’argent assez conséquente. Différentes étapes se sont suivies avant le début de la campagne :

- Définition de la problématique et des objectifs.
- Détermination des analyses à faire pour un gain de temps et de matériels
- Détermination du matériel de laboratoire et d’échantillonnage.
- Calibration et validation des capteurs pour la diminution du nombre d’analyses et donc du coût total de la campagne.
- Organisation des équipes et du protocole à suivre.
- Préparation des équipements, des postes de mesures au laboratoire.

Pour ces diverses étapes, le temps d’attente a été assez important. Par exemple, la commande du matériel de laboratoire était d’environ deux à trois semaines. Ainsi, le calcul du bon nombre d’équipement était une chose importante. D’autre part, la calibration et la validation des capteurs n’a pas été une réussite pour l’ensemble de la campagne. Certains capteurs n’ont pas pu être correctement calibrés et donc les paramètres que ces derniers mesuraient, ont été déterminés au laboratoire lors des campagnes. Même durant les campagnes, certains paramètres de capteurs ont été changés par des mesures au laboratoire.

Enfin, le point important pour ces campagnes était la météo. Pour les deux campagnes d’échantillonnage de 24 heures, nous avons attendu deux journées de temps sec pour avoir un maximum de charge polluante en entrée du pilote sans la dilution de l’eau par les précipitations.

■ Première campagne de 24 heures

La première campagne d’échantillonnage s’est déroulée entre le 4 et 5 Juillet 2016 pendant une période de temps sec. Comme explicité précédemment, cette campagne a permis d’observer le rendement d’élimination de la matière azotée par temps sec et de se familiariser avec les différentes analyses en laboratoire et les échantillonnages durant 24 heures. En outre, elle a permis d’avoir un cas de référence au vu de la non-similarité entre le pilote et le copilote au niveau par exemple de la teneur en MES. Sur la figure, les divers points de prélèvements et de mesures sont représentés. Pour cette campagne, dix points de mesures ont été choisis (Tableau

2 et Figure 14). Pour chacun de ces derniers, un certain nombre de paramètres a été soit mesuré au laboratoire ou collecté à partir du capteur se trouvant au niveau du point de prélèvement. Enfin, l'intervalle d'échantillonnage pour cette campagne était de quatre heures, soit un total de six échantillonnages durant 24 heures. Ce dernier avait été choisi par la supposition de très faible variation durant cette campagne.

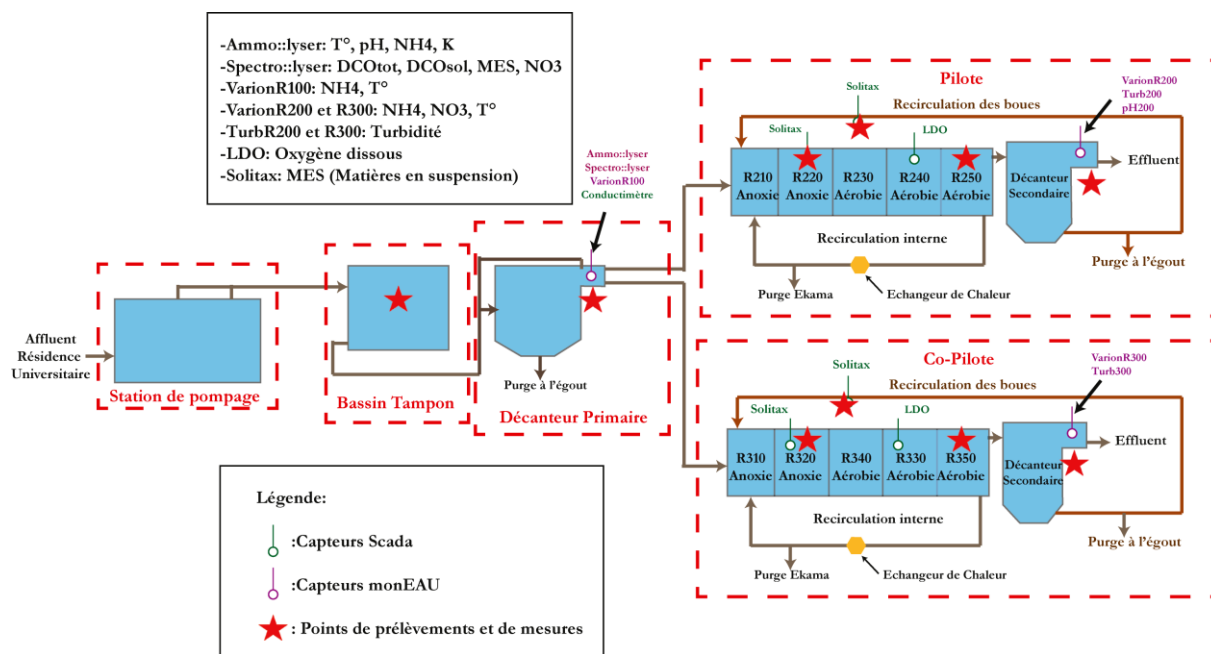


Figure 14. Points de prélèvements et de mesures lors de la première campagne

Tableau 2. Paramètres mesurés aux points de prélèvements et de mesures

Points de prélèvements	Bassin Tampon	Décanteur Primaire D100	Réacteur R220 R320	Réacteur R250 R350	Décanteur secondaire D200 D300	Retour de boues RB260 RB360
Paramètres mesurés au laboratoire	-MES -DCO _{totale} -N _{totale} -pH	-MES -N _{totale} -DCO _{soluble}	-NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻ -NO ₂ ⁻ -pH -O ₂ dissous	-NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻ -NO ₂ ⁻ -pH -O ₂ dissous -T°	-MES -DCO _{totale} -N _{total} -pH	
Paramètres mesurés par un capteur		Spectrolyser : -DCO _{totale} Ammonolysers : -NH ₄ ⁺ -pH	Solitax : -MES		Varion : -NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻	Solitax : -MES

Deuxième campagne de 24 heures suivie de deux semaines d'échantillonnage

La deuxième campagne d'échantillonnage s'est déroulée entre le 12 et 13 Juillet 2016. Cette dernière comme la première s'est effectuée par temps sec. Comme explicité précédemment,

cette campagne a permis d'observer le rendement d'élimination de la matière azotée par temps sec avec une variation de température au sein d'un des réacteurs (Figure 13). Cette campagne a été suivie de deux semaines d'échantillonnage avec continuation de la variation de la température mais aussi avec une variation des précipitations entre le 14 et 28 Juillet 2016.

En ce qui concerne la variation de température, cette dernière a été diminuée jusqu'à 16-17 °C pour le pilote à l'aide d'un échangeur de chaleur (Figure 15).

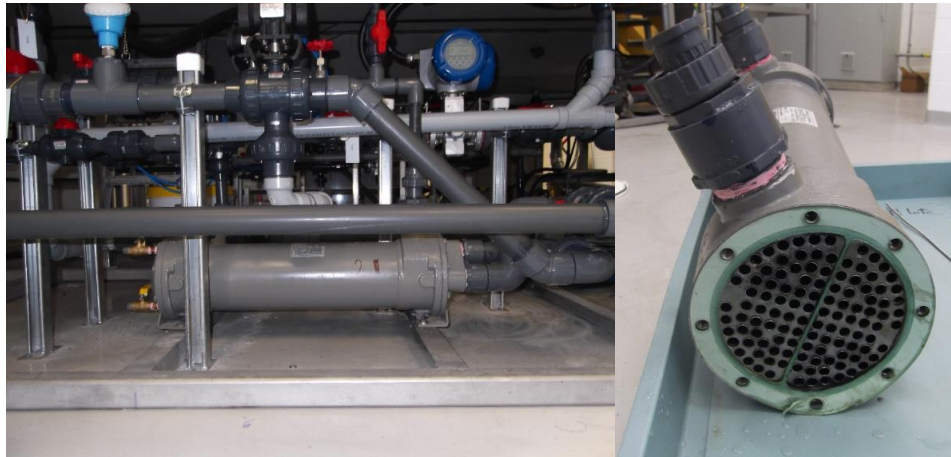


Figure 15. Echangeur de chaleur

La différence entre la première et la seconde campagne a été la diminution de nombre de points de prélèvements avec la suppression du bassin tampon (Tableau 1 et Figure 16). Ceci se justifie par le fait qu'il n'est observé que l'effet de la température sur l'élimination de la matière azotée dans les réacteurs (pilote et copilote). En outre, l'intervalle d'échantillonnage a été réduit avec un échantillonnage toutes les deux heures pour la journée de 24 heures soit un total de 12 prélèvements car nous voulions observer au maximum les fluctuations. Pour le suivi de deux semaines, deux échantillonnages par jour (9h et 16h) se sont effectués. Le choix de 9h et 16h est dû au fait qu'il y a des pics de charge polluante en entrée de station à ces périodes.

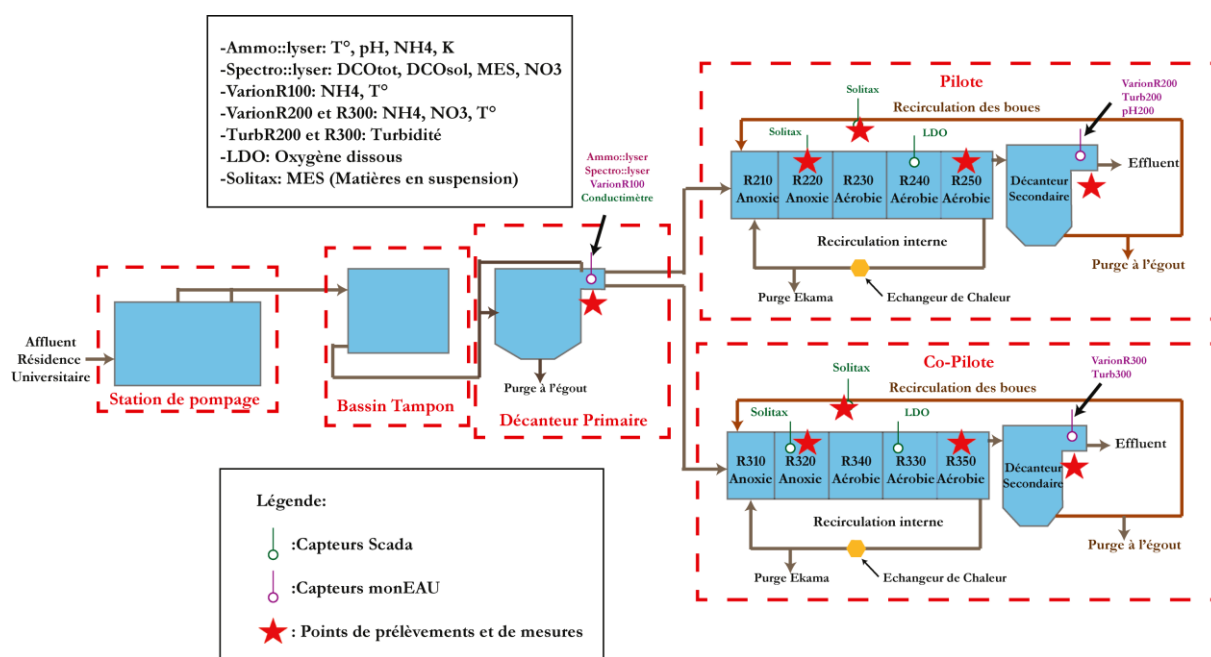


Figure 16. Points de prélèvements de la deuxième campagne de 24 heures et du suivi durant deux semaines

Tableau 3. Paramètres mesurés aux points de prélèvements et de mesures

Points de prélèvements	Décanteur Primaire D100	Réacteur R220 R320	Réacteur R250 R350	Décanteur secondaire D200 D300	Retour de boues RB260 RB360
Paramètres mesurés au laboratoire	-N _{totale}	-NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻ -NO ₂ ⁻ -pH -O ₂ dissous	-NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻ -NO ₂ ⁻ -pH -O ₂ dissous -T°	-MES -DCO _{totale} -N _{total} -pH -NH ₄ ⁺ (D300) -NO ₃ ⁻ (D300)	
Paramètres mesurés par un capteur	Spectrolyser : -MES -DCO _{totale} -DCO _{soluble} Ammono:lyser : -NH ₄ ⁺ -pH	Solitax : -MES		Varion (D200): -NH ₄ ⁺ -NO ₃ ⁻	Solitax : -MES

III. Modélisation sur WEST

La modélisation réalisée lors du projet de fin d'études s'est effectuée au sein du logiciel WEST (Wastewater Treatment Plant Engine for Simulation and Training) ((Vanhooren et al., 2003) (Figure 17).

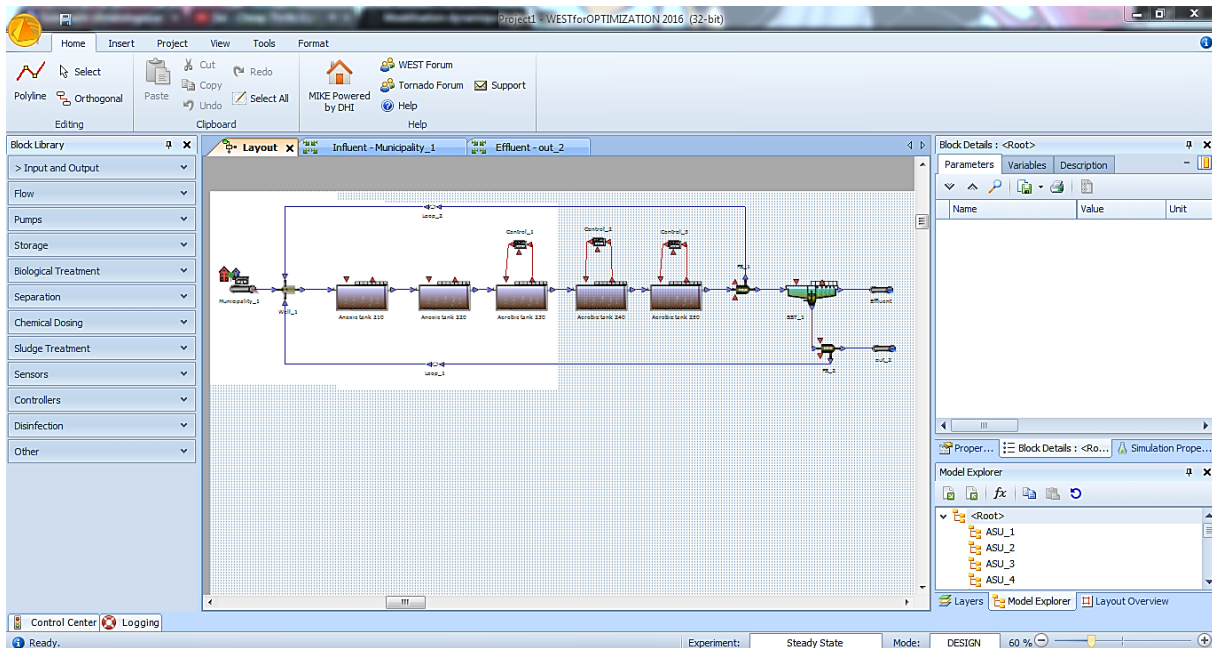


Figure 17. Interface de WEST

1. Historique

Le logiciel WEST fut le fruit d'une collaboration entre deux parties, l'entreprise belge HEMMIS d'un côté qui s'est occupée de la programmation des modèles et de la commercialisation du produit et l'université de Gand (Belgique), de l'autre côté pour la partie développement scientifique du logiciel. Aujourd'hui, le logiciel appartient à l'entreprise DHI acheté il y a quelques années. Cette dernière ont d'autres logiciels de modélisation tel que FeFlow pour la modélisation des eaux souterraines et milieux poreux ("MIKE Powered by DHI," n.d.). WEST dispose de sa propre bibliothèque pour les modèles ASM (Activated Sludge Model). Actuellement, WEST dispose de quatre modèles ASM. Les modèles ASM1 et AMS3 ont pour but de modéliser le traitement des pollutions carbonées et azotées (nitrification et dénitrification) (Henze, 1992) (Gujer et al., 1999), (Chabas, 2015), (Henze et al., 2008), (Ulf, 1996). Les modèles ASM2/2d ont pour objectif de simuler la dégradation du phosphore par voie chimique et biologique (Henze et al., 1999), (Chabas, 2015). Mais, l'outil ne se limite pas qu'à la modélisation des systèmes à boues activées. Il permet de modéliser le traitement d'eau urbaine tel que les réseaux d'égouts, les bassins de stockage, les digesteurs anaérobies (Printemps et al., 2002).

2. Modélisation du pilote

Au sein de projet d'étude, la partie modélisation était une suite de la campagne d'échantillonnage en ayant pour but à partir des données collectées de modéliser la chaîne de traitement secondaire (Réacteurs anoxiques, aérés et décanteur secondaire) le plus simplement

possible en ne considérant pas le décanteur primaire. Les bioréacteurs seront simulés à partir du modèle ASM1 et le décanteur secondaire par un modèle de décantation.

■ Modèle ASM1

Pour la modélisation effectuée sur ce projet, le modèle ASM1 a été utilisé. Ce dernier comme explicité précédemment, simule le traitement des pollutions carbonées et azotées en fonction du temps. Actuellement, même s'il a été étendu à mainte reprise pour y ajouter de nouveau processus, il reste le plus utilisé à travers le monde et fait encore une attention toute particulière de la communauté scientifique (Ulf, 1996). Le modèle ASM1 se présente sous la forme d'une matrice (Figure 18), où il est explicité les phénomènes d'épuration mis en jeu ainsi que les cinétiques et les stœchiométries associées.

Composés $Z_i \Rightarrow$	Composés solubles						Composés particulaires						Vitesse du processus p_j (ML ⁻³ T ⁻¹)
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Processus $j \Rightarrow$	S_i	S_o	S_{ad}	S_{nh}	S_{no}	S_o	S_{alk}	X_i	X_s	X_{nh}	X_{ba}	X_p	X_{nd}
1. Croissance aérobie hétérotrophe		$\frac{1}{Y_h}$		$-X_{NB}$		$\frac{1-Y_h}{Y_h}$	$-\frac{X_{NB}}{14}$			+1			
2. Croissance anoxie hétérotrophe		$\frac{1}{Y_h}$		$-X_{NB}$	$-\frac{1-Y_h}{2.86Y_h}$		$\frac{1-Y_h}{14 \times 2.86Y_h}$			+1			
3. Croissance aérobie autotrophe				$-\frac{X_{NB}}{Y_a}$	$+\frac{1}{Y_a}$	$-\frac{4.57-Y_a}{Y_a}$	$-\frac{X_{NB}}{14} - \frac{1}{7Y_a}$				+1		
4. Mortalité hétérotrophe								$1-f_p$		-1		f_p	$-X_{NB}$
5. Mortalité autotrophe								$1-f_p$			-1	f_p	$-X_{NB}$
6. Ammonification de l'azote organique soluble			-1	+1			$+\frac{1}{14}$						
7. Hydrolyse de la matière organique adsorbée		+1							-1				
8. Hydrolyse de l'azote organique adsorbé			+1										-1
Vitesse apparente de conversion [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j v_{ij} \times p_j$												Coefficients c_{ij}
Paramètres stœchiométriques :													Paramètres cinétiques :
Rendement de conversion :													Croissance et mortalité hétérotrophes :
- hétérotrophe, Y_h													$\mu_h, K_s, K_{nh}, K_{no}, b_h$
- autotrophe, Y_a													Croissance et mortalité autotrophes :
Fraction de biomasse dormant des résidus cellulaires : f_p													$\mu_a, K_{nh}, K_{oa}, b_a$
Teneur en azote de la biomasse : X_{NB}													Facteur de correction pour la croissance anoxie hétérotrophe : η_g
Teneur en azote des résidus cellulaires : X_{NP}													Ammonification : k_a
													Hydrolyse : (particulaire) k_h, K_x
													Facteur de correction pour l'hydrolyse anoxie : η_h

Figure 18. Matrice des équations du modèle de boues activées ASM1(Henze et al., 1987)

Les variables sont inscrites par deux types de lettres, soit la lettre S (pour soluble) ou soit la lettre X (pour particulaire) complétées par un indice avec une certaine convention (Tableau 4) (Henze et al., 1987).

Tableau 4. Indice des variables dans le modèle ASM1(Ulf, 1996)

Indice	B	N	I	H	S
Signification	Biomasse	Azote	Inerte	Hétérotrophe	Substrat

Indice	D	A	O	P
Signification	Dégradable	Autotrophe	Oxygène	Produit de lyse bactérienne

Enfin, les variables sont des teneurs en polluants organiques ou en biomasse et donc, s'expriment en mgDCO/L (composés carbonés) et mgN/L (composés azotés).

■ Modèle du décanteur secondaire

Comme expliqué précédemment, une partie des boues du clarificateur est recirculé en tête de la chaîne de traitement secondaire pour un maintien suffisamment de la teneur en boues afin de traiter correctement l'affluent. Ainsi, il est indispensable d'associer un modèle de type ASM à un modèle physique de décantation.

Aujourd'hui, le modèle unidimensionnel mis au point par Takács et *al.* (1991). Ce dernier se divise en dix couches horizontales (Figure 19).

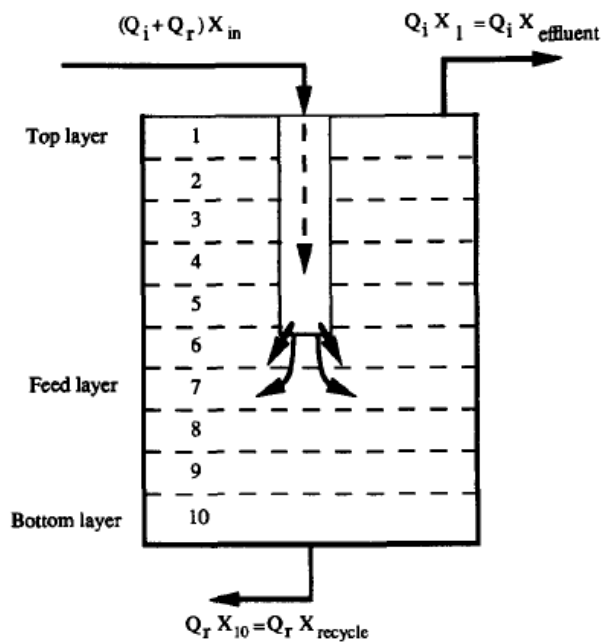


Figure 19. Modèle du décanteur secondaire(Takács et *al.*, 1991)

Le modèle définie par Takács et *al.* (1991) se base sur la vitesse de décantation représentée par l'équation.

$$v_{sj} = v_0 e^{-r_h X_j} - v_0 e^{-r_p X^* j} : \text{Équation 5}$$

Avec

v_{sj} : vitesse de décantation dans les différentes couches [m/J]

v_0 : vitesse maximale de décantation [m/J]

r_h : paramètres de décantation caractéristique des zones de décantations cachées [m^3/g]

r_p : paramètres de décantation caractéristique des concentrations en MES faible [m^3/g]

X^*j : $X_j - X_{min}$ [g/m^3] (X_j : concentration en MES dans la couche [g/m^3] ; X_{min} : concentration minimale des MES accessibles [g/J])

Ainsi, le terme $v_0 e^{-r_h X^*j}$ correspond à la vitesse de décantation principale et le second terme $v_0 e^{-r_p X^*j}$ au facteur de correction de la vitesse pour les petites et lentes particules (Takács et al., 1991).

Enfin, l'avantage de ce modèle est dans sa loi de vitesse-concentration qui est adaptée et validée pour les zones clarifiées et les zones d'épaississement.

■ Modèle de la campagne d'échantillonnage

A partir de la connaissance des deux modèles utilisés (ASM et décanteur secondaire) et du travail préliminaire de Yumeng Zao travaillant sur la partie hydraulique du pilote, la simulation de la campagne pouvait être réalisée.

Le modèle utilisé comporte cinq bioréacteurs et un décanteur secondaire (Figure 20. Modèle calibré hydrauliquement).

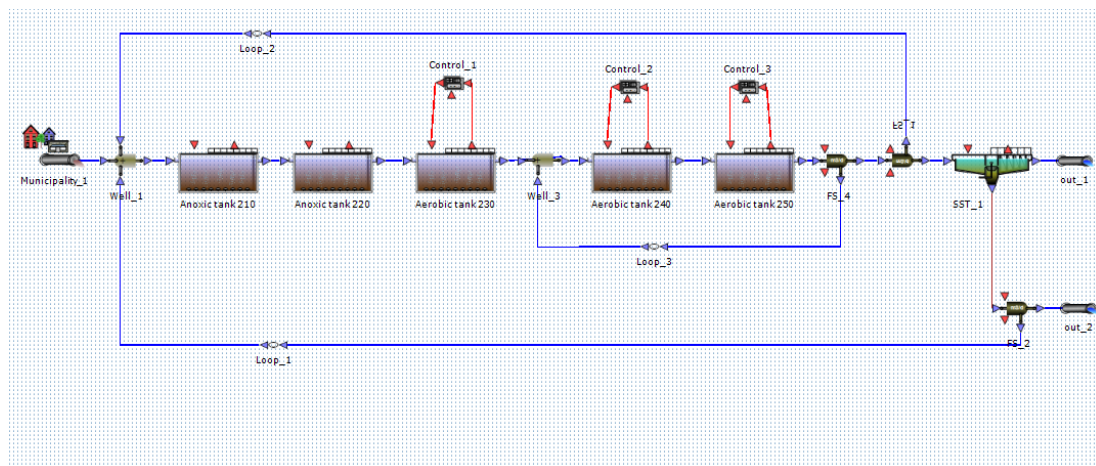
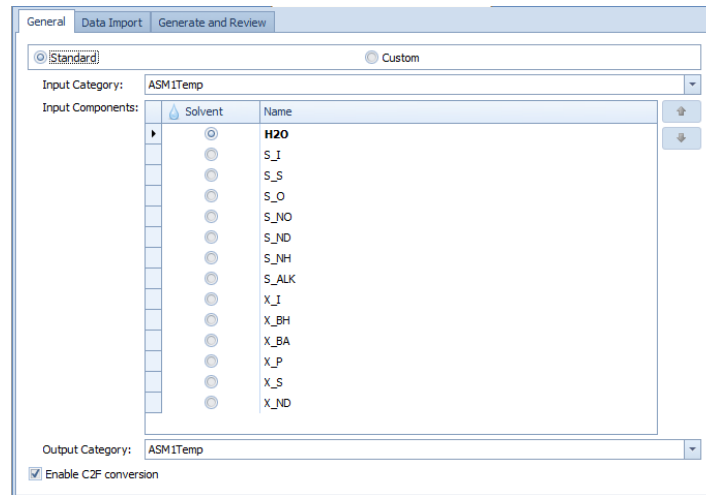
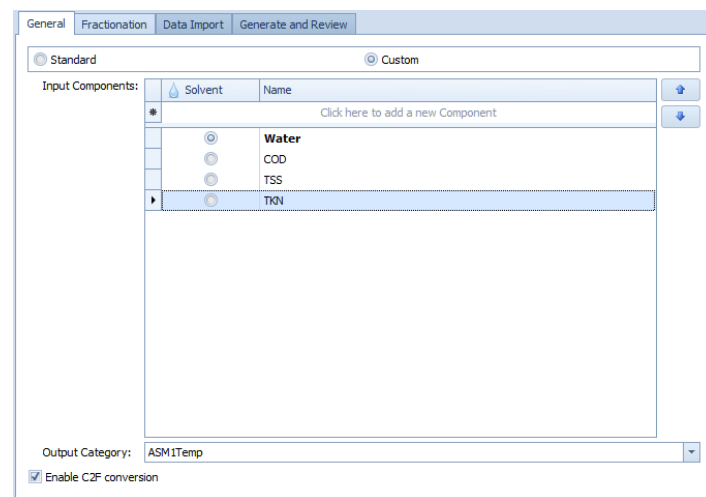


Figure 20. Modèle calibré hydrauliquement (Yumeng and Vanrolleghem, 2015)

Après avoir construit le modèle, la partie suivante a été la création d'un fichier d'entrée de l'affluent. Les données de l'affluent ont été collectées au point de prélèvement D100 lors des campagnes d'échantillonnages. Dans WEST, les composantes d'entrée sont de deux types soit « Standard » ou « Custom » (Figure 21).



a) Standard



b) Custom

Figure 21. Composantes "Input" a) Standard b) Custom

Les composantes «Input standard » sont par définition les variables de la matrice du modèle ASM1 (Figure 18) Les composantes « Input Custom » sont une simplification de ces dernières dont le nombre est assez conséquent. Selon Jeppson (1996), ces simplifications sont basées sur les équations suivantes :

$$\text{COD}_{\text{tot}} (\text{DCO totale}) : S_I + S_S + X_S + X_{B,H} + X_I + X_P$$

$$\text{TKN (Azote total): } S_{NH} + S_{ND} + X_{ND} + X_{NI} + X_{NP} + S_{NI}$$

Dans les composantes « Input Custom », il est rajouté aussi « Water » correspondant au débit d'entrée de l'affluent et des TSS (Matières en suspension) (Figure 21). Pour notre modèle, il a été rajouté aussi l'ammoniaque dont sa présence est importante au niveau de notre affluent (Résultats campagnes d'échantillonnages). Avec ces différents composants, un fractionnement de ces composants a été effectué avec les variables d'entrée à partir des équations précédentes (Figure 22) au vu que les variables de la matrice ne sont pas des valeurs mesurées lors de la campagne. Le tableau ci-dessous présente les données en entrée que l'on introduit au sein du logiciel.

Tableau 5. Données en entrée de la première campagne

t	Water	COD	TSS	TKN	TA
d	m ³ /d	g/m ³	g/m ³	g/m ³	g/m ³
0	12	315.785	61.56	47.05	41.36
0.166666667	12	338.414	71.37	44.5	40.9
0.333333333	12	353.996	84.48	53.05	45.45
0.5	12	309.86	69.42	47.85	42.74
0.666666667	12	300.289	62.06	50.1	37.87
1	12	323.33	43.36	76.9	46.47

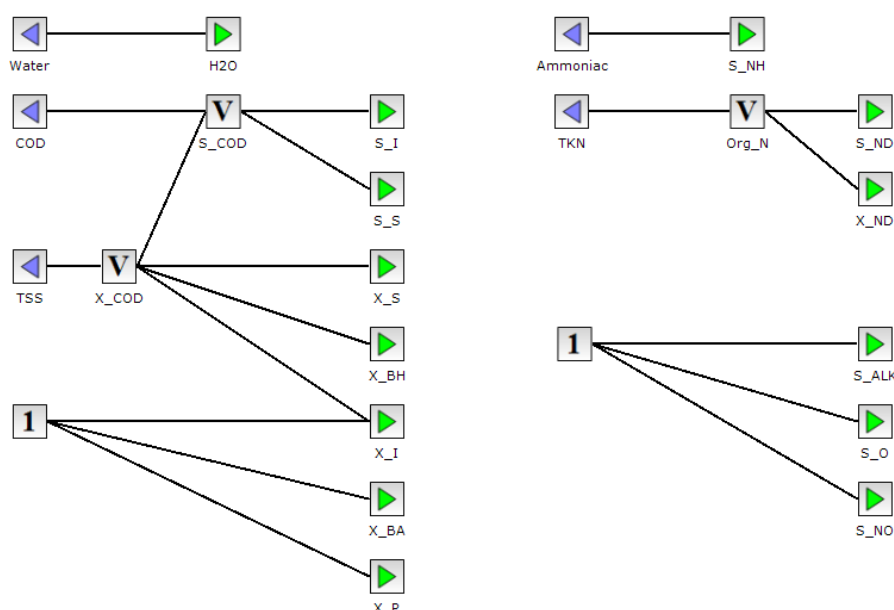


Figure 22. Fractionnement des composants « Input Custom »

La méthode suivie pour les données en entrée a été réalisée de même avec celles de sortie de l'effluent (Output). Les données mesurées sont similaires à l'Input mais en y incorporant aussi les nitrates (Figure 23). Le fractionnement en Output s'appelle un défractionnement (Figure 24).

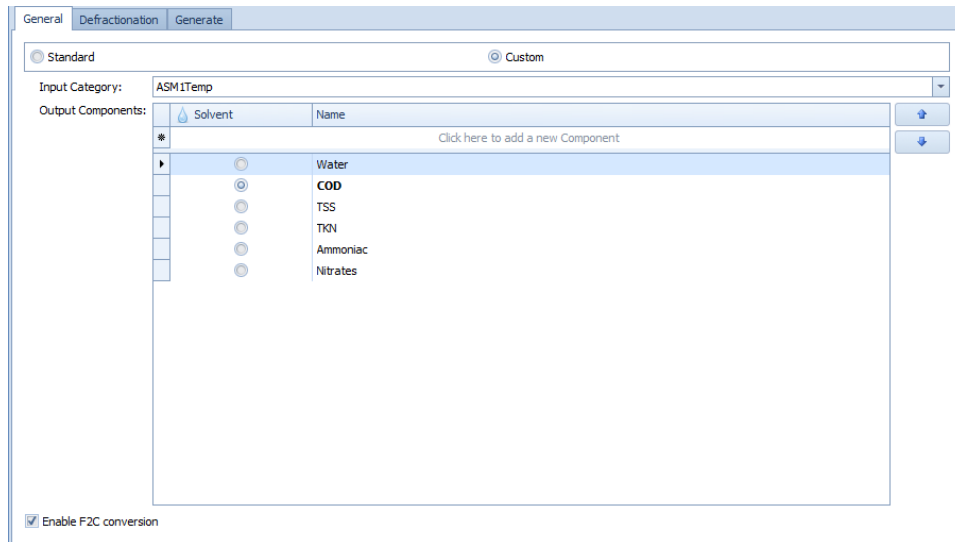


Figure 23. Composantes « Output Custom »

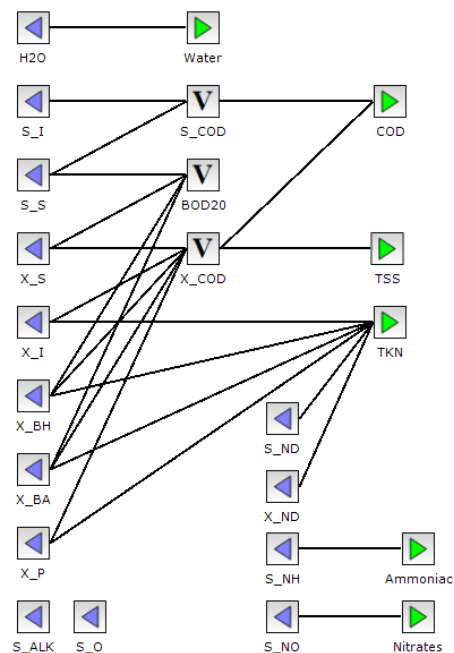


Figure 24. Défractionnement des composantes Output

La dernière étape était l'introduction des paramètres au sein du modèle. Selon Ulf (1996), les paramètres peuvent être estimés au départ en partant sur des restrictions, une température de 20 °C avec un pH neutre. La figure présente les différentes valeurs des paramètres introduits dans le modèle au départ.

IAWQ model parameters	symbol	unit	20 °C	10 °C	literature
<i>Stoichiometric parameters</i>					
Heterotrophic yield	Y_H	g cell COD formed (g COD oxidized) ⁻¹	0.67	0.67	0.38-0.75
Autotrophic yield	Y_A	g cell COD formed (g N oxidized) ⁻¹	0.24	0.24	0.07-0.28
Fraction of biomass yielding particulate products	f_p	dimensionless	0.08	0.08	—
Mass N/mass COD in biomass	i_{XB}	g N (g COD) ⁻¹ in biomass	0.086	0.086	—
Mass N/mass COD in products from biomass	i_{XP}	g N (gCOD) ⁻¹ in endogenous mass	0.06	0.06	—
<i>Kinetic parameters</i>					
Heterotrophic max. specific growth rate	μ_H	day ⁻¹	6.0	3.0	0.6-13.2
Heterotrophic decay rate	b_H	day ⁻¹	0.62	0.20	0.05-1.6
Half-saturation coefficient (hsc) for heterotrophs	K_S	g COD m ⁻³	20	20	5-225
Oxygen hsc for heterotrophs	$K_{O,H}$	g O ₂ m ⁻³	0.20	0.20	0.01-0.20
Nitrate hsc for denitrifying heterotrophs	K_{NO}	g NO ₃ -N m ⁻³	0.50	0.50	0.1-0.5
Autotrophic max. specific growth rate	μ_A	day ⁻¹	0.80	0.30	0.2-1.0
Autotrophic decay rate	b_A	day ⁻¹	0.20	0.10	0.05-0.2
Oxygen hsc for autotrophs	$K_{O,A}$	g O ₂ m ⁻³	0.4	0.4	0.4-2.0
Ammonia hsc for autotrophs	K_{NH}	g NH ₃ -N m ⁻³	1.0	1.0	—
Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	η_g	dimensionless	0.8	0.8	0.6-1.0
Ammonification rate	k_a	m ³ (g COD day) ⁻¹	0.08	0.04	—
Max. specific hydrolysis rate	k_b	g slowly biodeg. COD (g cell COD day) ⁻¹	3.0	1.0	—
Hsc for hydrolysis of slowly biodeg. substrate	K_X	g slowly biodeg. COD (g cell COD) ⁻¹	0.03	0.01	—
Correction factor for anoxic hydrolysis	η_h	dimensionless	0.4	0.4	—

Figure 25. Valeurs typiques des paramètres du modèle (Ulf, 1996)

■ Calibration du modèle

L'étape de la calibration du modèle est la plus importante dans la modélisation de système. Pour ce modèle, la calibration s'est effectuée en différentes étapes. La première étape a été la calibration du taux de transfert de l'oxygène dissous sous la variable kLa afin d'en mesurer l'oxygène dissous (DO). La seconde étape consistait d'estimer les paramètres de décantations pour parvenir à une corrélation entre la concentration en MES simulée et mesurée dans le système à boues activées. La troisième étape a été d'avoir une similitude entre les mesures d'ammonium, de nitrates et de DCO (Baalbaki et al., 2016).

IV. AzEAUte

Le sous-projet azEAUte avait pour but de mettre en place un système d'échantillonnage, de filtration et d'analyse de différents éléments de la matière azotée tels que l'ammonium, les nitrates et les nitrites dans l'eau usée. Le système azEAUte comporte deux éléments majeurs que ce soit le TresCon et le PurCon (Figure 26).

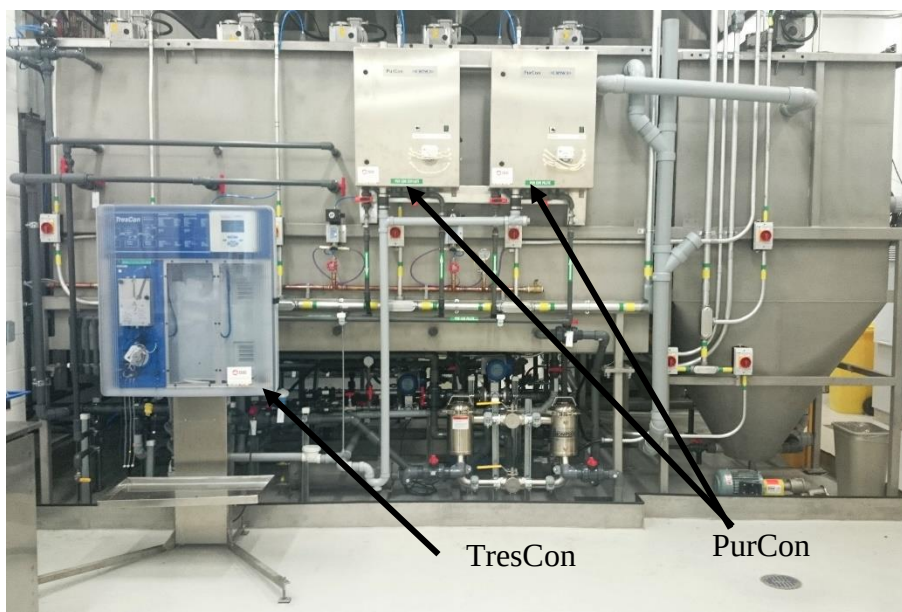


Figure 26. Les systèmes TresCon et PurCon

1. PurCon

Au sein du pilote, il se trouve deux systèmes Purcon (Figure 26). Les buts de cet appareil sont l'échantillonnage en continue à l'aide de deux pompes se situant dans les réacteurs et par la suite la filtration des échantillons avant son analyse dans le système TresCon. Il permet de préparer en continue des perméats sans matières solides et sans bactéries ("WTW – Préparation d'échantillon Purcon®," n.d.). L'avantage de ce système par rapport à un système de sédimentation est la maintenance assez réduite grâce à un auto-nettoyage dans le système. Enfin, il peut être utilisé pour des boues allant d'une concentration entre 3 et 6 mg/L ("WTW – Préparation d'échantillon Purcon®," n.d.).

2. TresCon

Le système d'analyse multiparamètre TresCon (Figure 27) permet la mesure des orthophosphates, phosphore total, ammoniacque, nitrate, nitrites. Il peut analyser simultanément trois paramètres ("WTW GmbH – Système d'analyseur TresCon®," n.d.)). Au sein du pilote, le système d'analyseur TresCon permet de mesurer l'ammoniacque, les nitrates et les nitrites à partir de trois modules (Figure 27).



Figure 27. TresCon avec les trois modules d'analyse ("WTW GmbH – Système d'analyseur TresCon®," n.d.)

■ Module Analyseur NH₄-N

Le module analyseur NH₄-N permet de faire des mesures en continue et assez fiables de valeurs d'ammonium dans les eaux usées ("WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour l'ammoniac," n.d.) (Figure 28).



Figure 28. Module d'analyse NH₄-N ("WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour l'ammoniac," n.d.)

La mesure de l'ammonium se réalise selon le principe de mesure potentiométrique avec une électrode sensible au NH₄⁺.

■ Module Analyseur NO_x-N

Le module analyseur NO_x-N (Figure 29) a pour but de faire la mesure de la teneur des nitrates sans l'utilisation de réactifs. Cette détermination se réalise grâce à une lumière ultra-violette d'une lampe à éclats à impulsions éclairées. Cette dernière absorbe les nitrates se trouvant dans l'échantillon et les convertis en teneur ("WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrate," n.d.). Cette méthode de détermination ne permet pas la différentiation entre les

ions nitrates et les ions nitrites d'où le nom NO_x-N et non NO₃-N. Quand il n'y a pas une de nitrates présents dans l'eau, le système donne une mesure cumulative (Manuel NO_x-N).



Figure 29. Module d'analyse NO_x-N (“WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrate,” n.d.)

■ Module Analyseur NO₂-N

Le module analyseur NO₂-N (Figure 30) permet la détermination de la concentration en nitrite à l'aide d'un photomètre de référence à deux rayons. Le principe du module est basé sur la méthode du colorant azoïque. Des réactifs sont ajoutés à l'échantillon et une réaction se réalise avec l'apparition d'une coloration rosée de l'eau. Par la suite, l'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration de nitrite dans l'échantillon et mesurée par le photomètre de référence (“WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrite,” n.d.).



Figure 30. Module d'analyse NO₂-N (“WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrite,” n.d.)

3. Installations et expériences

La mise en place des systèmes TresCon et PurCon s'est déroulée en plusieurs étapes. Au début du stage, les systèmes étaient encore dans leur emballage. Les premières semaines ont permis de comprendre le fonctionnement des systèmes à partir des divers manuels et d'en déterminer leur emplacement. Toute l'équipe dont les stagiaires ont été impliqués dans la décision de l'emplacement et le choix de la tuyauterie. Au bout de plusieurs semaines de compréhension des systèmes et de l'installation de ces derniers au niveau du pilote, des expériences préliminaires pouvaient être réalisées (Figure 26).

Les expériences préliminaires ne se sont réalisées que sur les modules d'analyse du TresCon plus particulièrement sur l'analyseur $\text{NH}_4\text{-N}$ et $\text{NO}_x\text{-N}$. Le module $\text{NO}_2\text{-N}$ n'a pas été utilisé dû à une pièce endommagée dans le Terminal TresCon.

Le système Purcon dont sa fonction était de filtrer les eaux, ne pouvait pas fonctionner dû à des prises pour les pompes non conformes à la norme Canadienne et à l'attente de l'élaboration de supports mobiles pour que ces dernières ne touchent pas les mélangeurs dans les réacteurs et qu'elles puissent être changées de bassins. Ainsi, les échantillons analysés au sein des modules étaient avant filtrés au laboratoire à l'aide d'un système de filtration et d'un filtre de $0.45\ \mu\text{m}$ (Figure 31).

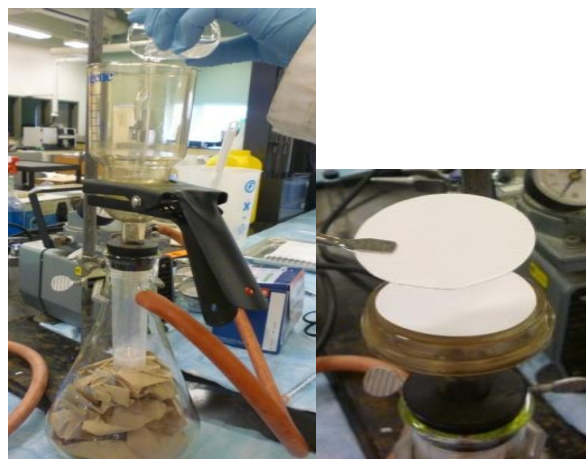


Figure 31. Système de filtration et filtre de $0.45\ \mu\text{m}$

Les expériences préliminaires ont été au nombre de deux avec deux buts différents.

■ Première expérience

La première expérience a eu pour objectifs de se familiariser avec le système, de comparer les mesures données par un seul module de TresCon (Figure 32) aux mesures données en laboratoire, de la vérification de l'intervalle de calibration et enfin de répéter des expériences avec le système.



Figure 32. Module de $\text{NH}_4\text{-N}$ du TresCon

L'échantillon utilisé a été de l'eau de l'affluent (sortie du décanteur primaire). Sur cet échantillon, il a été effectué un certain nombre de dilution (1 ; 1/4 ; 1/8 ; 1/10 ; 1/20 ; 1/40 ; 1/50 et 1/100).

En ce qui concerne les mesures en laboratoire, ces dernières se sont effectuées à l'aide des méthodes HACH (Figure 33). Tout le protocole pour celles-ci est explicité au sein de l'emballage (Figure 33).

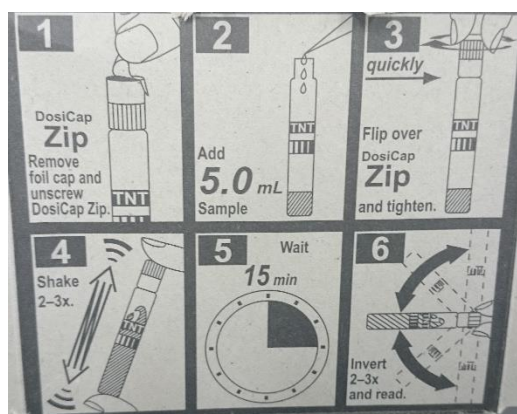


Figure 33. Exemple de protocole d'une méthode HACH

■ Deuxième expérience

La seconde expérience a eu pour objectif le suivi de l'évolution de la nitrification lors de l'arrêt de l'aération des bassins aérés sur le pilote. Un événement similaire non habituel s'était déroulé quelques jours avant, avec une panne du compresseur qui fournissait l'air aux bassins aérés. Ainsi, un suivi de l'évolution de la nitrification était une expérience très enrichissante pour voir l'effet de l'arrêt de l'aération sur les bactéries nitrifiantes.

L'aération a été compensée dans les bassins par une agitation. Cette dernière permettra surtout de ne pas avoir une décantation des boues. Pour suivre cette variation, trois points de mesures ont été choisis tels qu'avant les deux chaînes de traitements secondaires plus particulièrement au niveau du D100 et en sorties des deux décanteurs secondaires du pilote et du copilote (Figure 34).

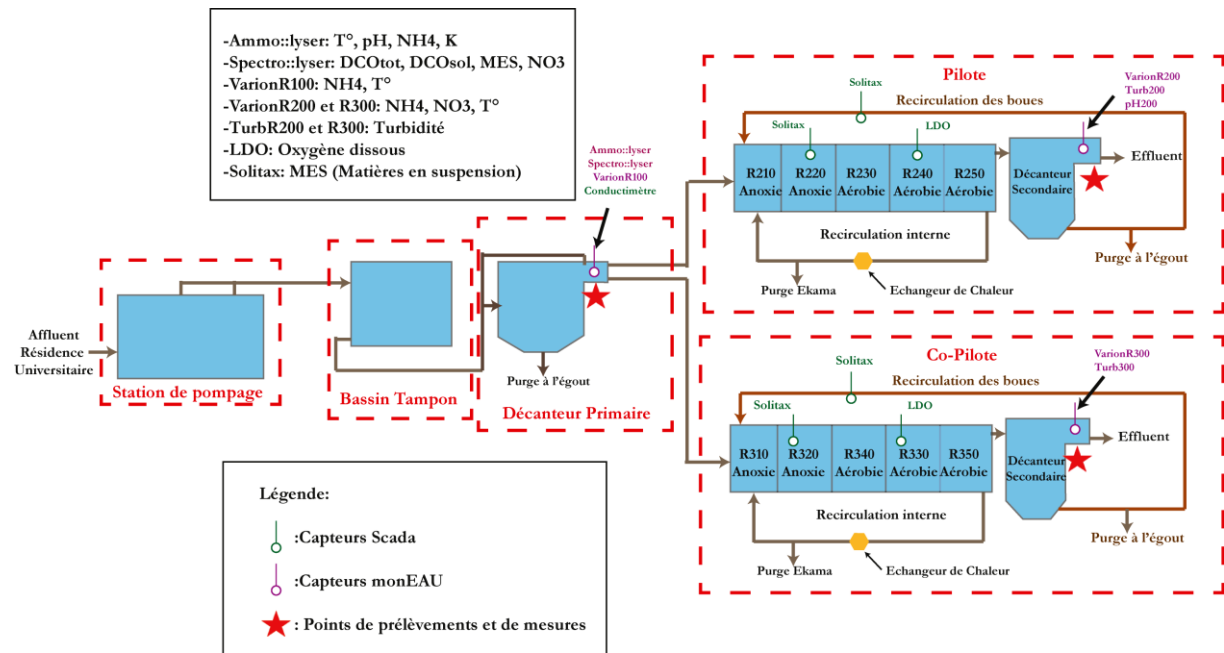


Figure 34. Points de mesures lors de l'expérience

Les mesures de la teneur en ammonium ont été réalisées à l'aide du TresCon que pour le pilote et le copilote. En ce qui concerne la concentration de l'ammonium au D100, les valeurs ont été prises par l'ammonolyser, un des capteurs se trouvant à ce point-là (Figure 34).

V. Gestion du pilote (Analyse de données, Maintenance, Astreinte)

1. Analyse des données

Au cours de ce projet de fin d'études, des réunions hebdomadaires s'effectuaient le jeudi après-midi d'une durée de 30 minutes à 1 heure 30. Lors de ces dernières, l'analyse des données des stations monEAU et SCADA était réalisée par mes soins toutes les deux semaines. Quand on parle d'analyse de données, on essaie de comprendre et de trouver la raison de grandes variations dans les mesures afin de mieux comprendre le système.

En ce qui concerne la station SCADA, une interface graphique permet de faire des captures d'écran. Sur celle-ci, il a été incorporé des analyses de données tout en expliquant des fluctuations non-ordinaires (Figure 35).

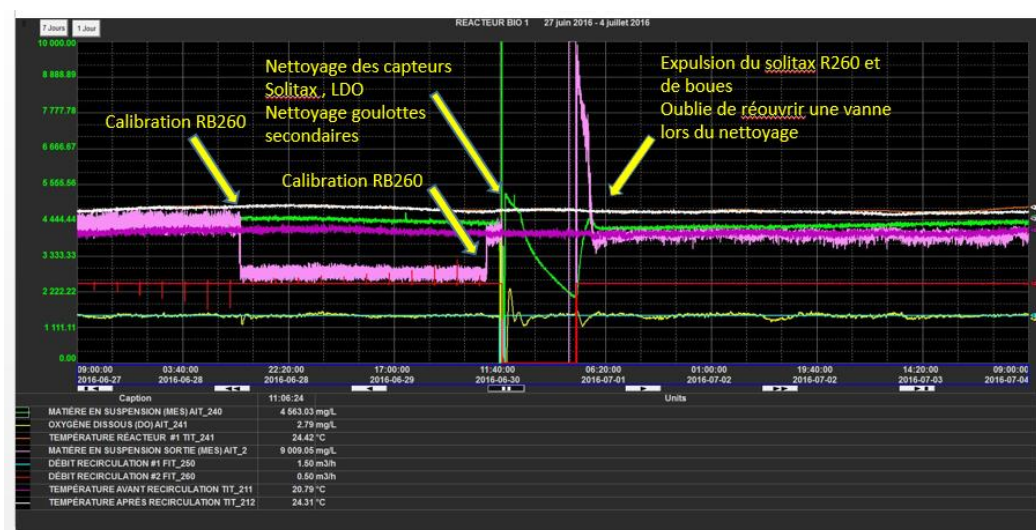


Figure 35. Analyse de données de la station SCADA

Pour la station monEAU, l'analyse des données est plus fastidieuse. D'un premier temps, les données sont téléchargées. Dans un second temps, à partir de ces dernières et d'un fichier Matlab, les données sont transformées en graphique. Sur ces derniers, est rajoutée l'analyse des données (Figure 36).

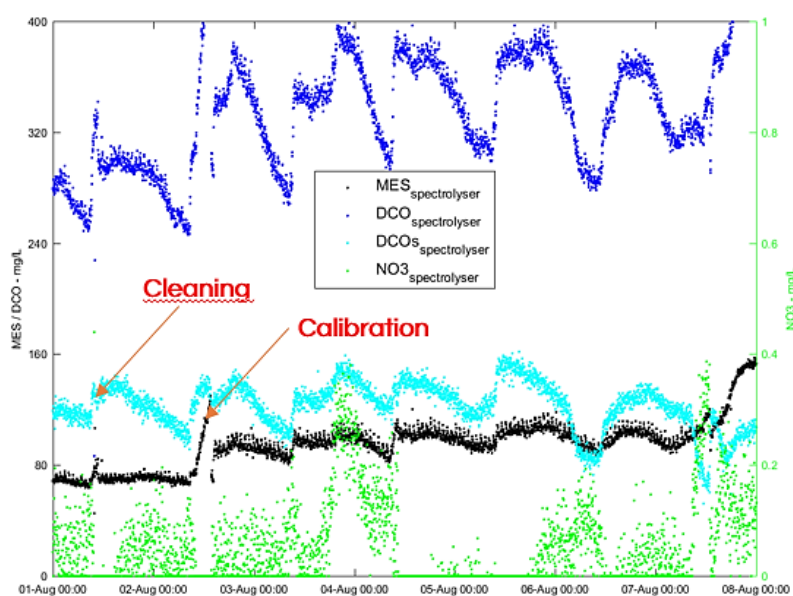


Figure 36. Analyse des données de la station monEAU (Spectrolyser)

2. Maintenances

Cette sous-partie traite des maintenances non habituelles effectuées au cours de ce stage. Dans celles-ci, le nettoyage du pilote et des capteurs ne sont pas pris en compte car ce sont des travaux réalisés hebdomadairement.

En terme de maintenance, le changement d'une pompe (Figure 37) et son nettoyage ont été effectués, dont la tâche était assez fastidieuse et très méticuleuse. La partie électrique a été effectuée par un professionnel. La partie plus hydraulique a été réalisée par moi-même.

Le changement de pompe a été effectué sur une pompe de recirculation de boues permettant de maintenir la concentration en MES dans les réacteurs. Ce changement a mis un certain temps à être réalisé et une accumulation de boues a été aperçue dans le décanteur. Les risques de cette dernière ont été la mort d'une partie des bactéries, la diminution de la teneur en MES dans les réacteurs biologiques et le rejet d'une partie des MES avec l'effluent. Pour résoudre ces risques avant le changement de pompes, l'utilisation d'une pompe d'un échantillonneur a permis un retour d'une quantité de boues du décanteur dans les réacteurs biologiques.



Figure 37. Pompe changée

Enfin, le démontage et le nettoyage de la pompe ont été suivis par la rédaction d'une SOP (Standard Operating Procedure). Cette dernière permettra par la suite de suivre une méthode conventionnelle.

3. Surveillances et astreintes

Au cours de ce projet de fin d'études, une période de gérance du pilote m'a été confiée. Cette dernière a été d'une durée d'un mois. Lors de celle-ci, la bonne tenue du pilote s'effectuait toute la semaine et le week-end en consultant l'interface de programmation du pilote soit au bureau ou soit sur le logiciel TeamViewer à distance pendant le week-end (Figure 38).

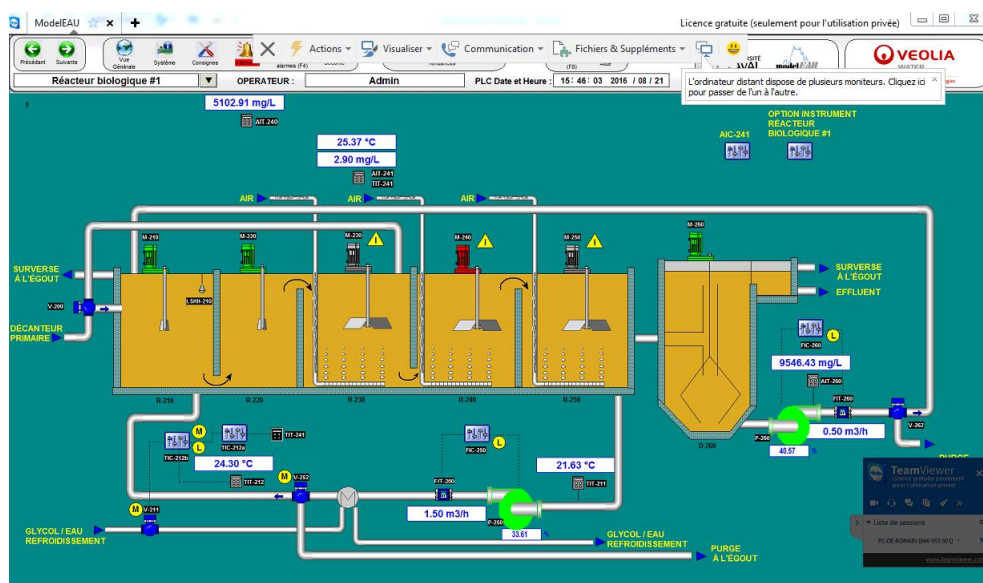


Figure 38. Logiciel TeamViewer pour le suivi du pilote à distance

C'est au cours de cette période qu'une intervention a été effectuée le week-end en allant remettre en marche les pompes de la station de pompage en fonctionnement.

Chapitre 4. Résultats et discussions

Ce chapitre traite des résultats obtenus lors des sous-projets réalisés au sein du projet principal. Les premiers résultats présentés sont la campagne d'échantillonnage suivie de la partie modélisation sur le logiciel WEST et enfin les résultats obtenus lors d'expériences sur l'azEAUte.

I. Campagne d'échantillonnage

1. Première campagne d'échantillonnage

Les résultats de la première campagne seront traités en analysant les variations de chaque paramètre mesuré sur l'ensemble de la station. Certains paramètres peuvent être analysés ensemble tels que l'oxygène, la température, les paramètres azotés par exemple.

■ Paramètres de contrôle

Sur l'Annexe 8, il est observé que la température varie entre 24.4 et 24.6 °C pour les deux chaînes de traitements secondaires (Pilote et Copilote) au cours des 24 heures. En ce qui concerne, l'oxygène dissous, cette dernière s'échelonne entre 0.07 et 0.12 mgO₂/L pour les réacteurs anoxiques (R220 et R320) et s'articule autour de 3.5 mgO₂/L pour le R350 et 4.3 mg/O₂/L pour le R250 pour les zones aérées (Annexe 7). Une valeur plus importante dans le pilote par rapport au pilote s'explique avec les débits d'air s'introduisant dans les bassins aérés plus élevés dans le pilote que dans le copilote (Figure 39).



Figure 39. Débit d'air dans les réacteurs aérés du pilote et du copilote

Ceci montre que ces deux paramètres de contrôle ne varient pas énormément dans le temps, au cours des 24 heures d'où le nom de contrôle. En outre, les faibles valeurs de l'oxygène dissous dans les zones anoxiques sont des points importants dans l'efficacité de la dénitrification.

■ Variation d'autres paramètres

L'Annexe 2 montre la variation de la DCO_{totale} le long de la station. Le premier point a noté est une DCO_{totale} en entrée en moyenne égale à 460 mg/L. En comparant cette valeur avec une eau standard, cette dernière est plus faible. La DCO_{totale} d'une eau standard est généralement en moyenne équivalent à 600 mg/L de DCO_{totale} ("Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques," n.d.). Le second point est le décroissement important entre les différents points de la station (Annexe 2). Pour expliquer ces variations, le tableau présente les rendements de dégradation de la DCO_{totale} . Le rendement entre le bassin tampon et le D100 est équivalent à 33 % (Tableau 6). Cette valeur est en concordance avec les données théoriques de la littérature qui admettent que le rendement d'élimination théorique pour un décanteur primaire est égal à 30 % ("La qualité de l'eau et assainissement en France (annexes)," n.d.). Enfin, sur l'ensemble de la station, les rendements d'élimination entre le bassin tampon et le deux décanteurs secondaires sont très élevés, de l'ordre de 92 à 95 % (Tableau 6). Les bons rendements sont en effet dus à une eau en entrée moins chargée qu'une eau usée standard résiduelle.

Tableau 6. Rendement d'élimination de la DCO_{totale} au sein du pilote

	Rendement moyen [%]
Bassin tampon D100	33.01
Bassin tampon D200	94.80
Bassin tampon D300	92.65

Sur l'Annexe 1 présente le suivi des matières en suspension (MES) le long de la station. Ces derniers ne varient pas beaucoup pendant la période de 24h au niveau de chaque point d'échantillonnage (Annexe 1). Pour le point d'échantillonnage D100, au niveau du décanteur primaire, le rendement d'élimination moyen sur une période de 24 heures, est au-dessus du rendement théorique (50 à 55 % d'élimination des MES ("La qualité de l'eau et assainissement en France (annexes)," n.d.) (Tableau 7).

A noter aussi, les MES en sortie de station de traitements des eaux usées doivent respecter une certaine teneur (Tableau 1 et Annexe 1). Pour les eaux de sorties des deux lignes de traitements par boues activées (D200 et D300) les MES en sorties sont inférieures à la norme de rejet admise à 25 mg/L de MES. Ceci s'explique aussi par les rendements d'élimination entre les chaînes de traitement par boues activées et la sortie des décanteurs secondaires où les rendements sont pratiquement de 100 % (99.52 % pour le pilote et 99.78 % pour le copilote) (Tableau 7).

Tableau 7. Rendement d'élimination des MES eu sein du pilote

	Rendement moyen [%]
Bassin tampon D100	57.82
R220 D200	99.92
R320 D300	99.78

■ Variation des matières azotées

Sur l'Annexe 3, Annexe 4 et Annexe 5, il est mis en avant les variations des paramètres azotés tels que l'azote total, l'ammonium et les nitrates durant les 24 heures de la campagne. Premièrement, l'Annexe 3, représentant les variations de l'azote total lors de la première campagne, montre que ce paramètre ne varie pas énormément au niveau du bassin tampon et de l'affluent mais varie plutôt sur l'ensemble de la station. Une forte teneur en azote total est aperçue au niveau de l'effluent (Annexe 3). En observant la figure qui présente les fluctuations de la teneur en ammonium dans l'affluent, il est noté quelques heures avant le début de la campagne de fortes concentrations en NH_4^+ dans l'affluent (Figure 40). Ceci peut expliquer les fortes teneurs de l'azote total dans l'effluent.

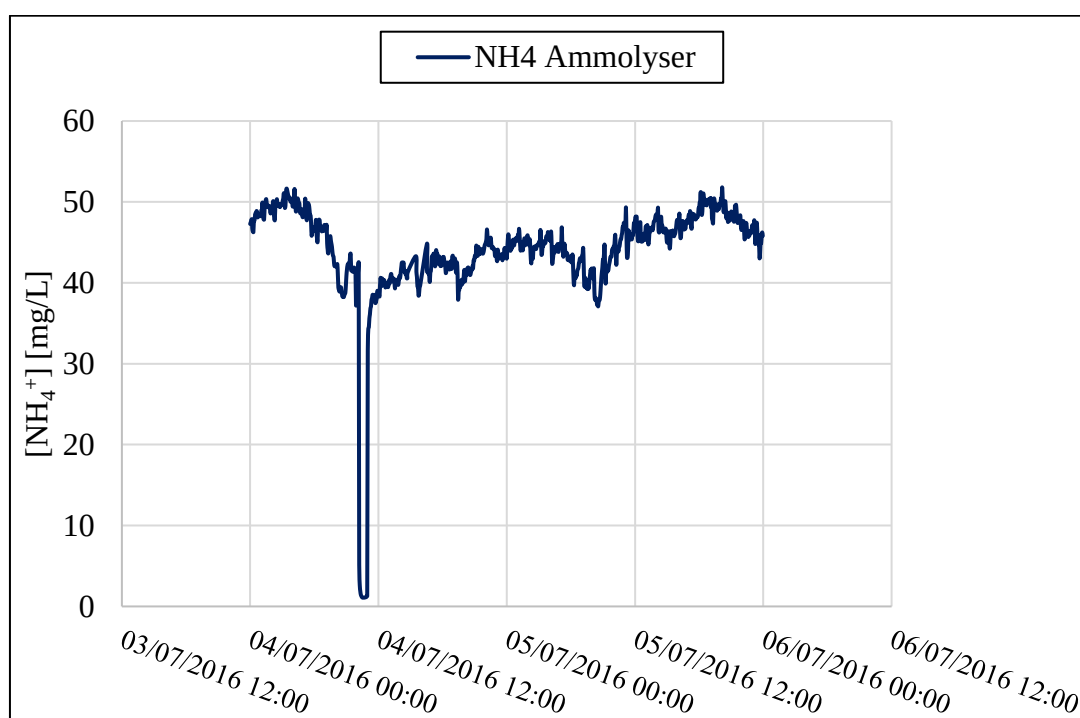


Figure 40. Variation de la teneur en ammonium au niveau de l'affluent

Entre l'entrée de la station (Bassin tampon) et la sortie (D200 et D300), la matière azotée n'est pas dégradée totalement avec des rendements d'élimination assez faibles (Annexe 3 et Tableau 8). Ceci est dû à la dénitrification qui n'est pas totale dans les bassins anoxiques (Voir ci-dessous).

Tableau 8. Rendement de la dégradation de l'azote total

	Rendement moyen [%]
Bassin tampon D200	58.34
Bassin tampon D300	51.37

En fin de campagne, un accroissement très fort est aperçu dans le bassin tampon et dans le D100. L'azote total augmente de 51.9 mg/L à 95.7 mg/L pour le bassin tampon et de 50.1 mg/L à 76.9 mg/L pour le décanteur primaire. Cela peut s'expliquer par une arrivée importante de charge polluante provenant de la résidence.

L'Annexe 4 montre les variations de l'ammonium au cours de 24 heures de campagne. Les premières choses à noter sont des valeurs de concentration nulles dans les deux décanteurs secondaires (D200 et D300). Au cours de cette campagne, des capteurs donnaient une valeur d'ammonium dans ces deux points d'échantillonnages mais il s'est avéré que lors du téléchargement de ces dernières, les valeurs étaient toutes nulles. Ainsi, pour compenser ces absences de données en sortie, il a été supposé que la teneur en ammonium dans le D200 et le D300 était équivalente à celle dans le R250 et R350.

Cette dernière s'échelonne en moyenne à 0.187 mg/L pour le R250 et 0.796 mg/L pour le R350. Or, en entrée de station, l'ammonium est égale en moyenne à 42.465 mg/L. Ainsi, le pilote et le copilote nitrifient correctement l'ammonium. Ceci peut être complété en regardant par les rendements d'élimination de celle-ci. Il s'avère que ces derniers sont très élevés, de l'ordre de 98 à 99.5 % (Tableau 9).

Tableau 9. Rendement d'élimination de l'ammonium

	Rendement moyen [%]
D100 R250 (D200)	99,57
D100 R350 (D300)	98,15

Enfin, pour les nitrates, les comparaisons se feront aussi au niveau des réacteurs R250 et R350 pour l'effluent (même raison que pour l'ammonium). En sortie, les teneurs en nitrates se positionnent en moyenne à 17 mg/L pour le pilote et 18 mg/L pour le copilote (Annexe 5). Ainsi, la dénitrification n'est pas totale pour les nitrates pour le pilote et le copilote. Pour expliquer ce problème, les subjections mises en avant sont un pH trop faible pour avoir une efficacité totale de ce processus. Sur l'Annexe 6, il est observé une diminution du pH au cours des 24 heures sur l'ensemble de la station. Dans la littérature, il est admis que le pH optimal pour la dénitrification est compris entre 7.5 à 8.0 (Thomas et al., 1994). Or, dans les chaînes de traitements secondaires, dans les zones anoxiques, le pH est l'ordre de 6.58 pour le pilote et 6.75 pour le copilote (Annexe 6). D'autre part, la dénitrification peut être inhibée par les hautes teneurs en oxygène provenant de la recirculation de la liqueur mixte du réacteur 5 fortement chargée en oxygène. L'oxygène sera consommé par les boues dans le réacteur 1 pour la dégradation de la DCO. Cette DCO est aussi une quantité importante dans l'efficacité de la dénitrification. Ainsi, les subjections précédentes peuvent être des raisons jouant sur le processus de dénitrification.

■ Conclusion

Les conclusions qui ressortent de cette première campagne d'échantillonnage de 24 heures sont de très faibles variations au niveau de certains paramètres tels que l'oxygène dissous, la température et les matières en suspension. A noter aussi, l'élimination de la matière azotée n'est pas totale due à une mauvaise efficacité de la dénitrification au sein des zones anoxiques mais au contraire une nitrification pratiquement totale. Le paramètre jouant sur la dénitrification est le pH et une importante quantité d'oxygène qui retourne du dernier réacteur en tête de ligne de traitement ayant pour conséquence l'inhibition de la dénitrification. Enfin, les normes de rejets ne sont pas toutes respectées telles que un pH trop faible en sortie de station.

2. Deuxième campagne de 24 heures suivi de deux semaines d'échantillonnage

Pour cette deuxième campagne, l'élément important était la variation de température à court terme pour la campagne de 24 heures et à long terme lors du suivi durant deux semaines.

Avant l'analyse de l'ensemble des graphiques, il peut être spécifié qu'au début du suivi de deux semaines, un problème est survenu sur le copilote. Dans ce dernier, il y a eu un accroissement de mousse à la surface de l'eau dû à un pH trop faible et une température élevée agissant sur l'inhibition de la croissance des boues. Pour remédier à ce problème, la solution a été d'éliminer ces mousses. Cette élimination a eu pour effet la diminution de la concentration en biomasse (MES) dans le copilote et ainsi jouer aussi sur les rendements d'élimination de la matière azotée (Nitrates et ammonium).

Pour commencer, comme lors de la première campagne, les paramètres mesurés, au niveau des points de mesures, seront analysés ensemble pour certains et d'autres individuellement.

■ Température

Notons en premier lieu que la variation de température pour le pilote diminue assez rapidement durant la campagne de 24 heures pour s'échelonner à environ 16 à 17 °C (Annexe 16). Au même moment, la température du copilote restait à une température d'environ 25 °C. A long terme, durant le suivi sur deux semaines, les températures des deux chaînes de traitements ont très peu varié et stagnent à environ 16-17 °C pour le pilote et 25 °C pour le copilote (Annexe 16).

■ DCO_{totale}

L'Annexe 10 présente les variations de la DCO_{totale} pour la seconde campagne de 24 heures ainsi que le suivi de deux semaines. Il est observé que la variation de la température dans le pilote n'a pas effet sur la teneur de la DCO_{totale} en sortie (Annexe 10). Les variations remarquables sont à noter pour la DCO_{totale} au niveau du D100 durant le suivi sur deux semaines. Ces variations s'expliquent à l'aide des précipitations durant cette période. En comparant la Figure 41 et l'Annexe 10, on peut apercevoir des précipitations lors de la diminution de la DCO_{totale}. Ces dernières ont pour effet la dilution de l'eau en entrée de station et donc la diminution de la DCO_{totale}.

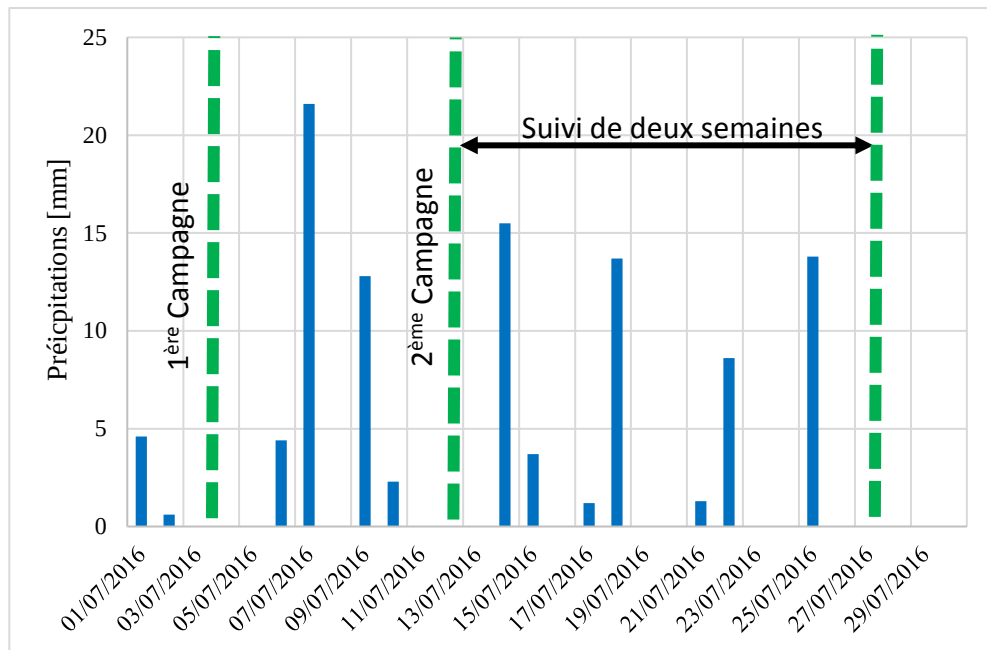


Figure 41. Précipitations au cours du mois de Juillet ("Température moyenne," n.d.)

■ pH

Le pH présenté sur l'Annexe 14, montre que sur la deuxième campagne de 24 heures, le pH en sortie en station était inférieur à la norme de rejet au Québec. Après, durant le suivi de deux semaines, ce dernier augmente pour se rétablir dans la norme de rejet (Annexe 14). Enfin, au niveau du copilote, une forte augmentation du pH est aperçue à partir du 15 juillet (Annexe 14). Cette dernière est due au mauvais fonctionnement du copilote où ce dernier ne dégradait plus la matière azotée et donc n'avait plus d'effet sur le pH de l'eau. Plus en détails, la nitrification ne s'effectuait plus.

■ Oxygène dissous

Le paramètre oxygène dissous mesuré au sein des deux chaînes de traitements secondaires ne varie pas énormément dans les réacteurs R220 et R320 (Annexe 15). Pour le R220, l'oxygène dissous s'échelonne entre 0.06 à 0.13 mgO₂/L et entre 0.06 et 0.08 mgO₂/L pour le R320. Il est remarqué que l'oxygène dissous est assez similaire dans les zones anoxiques entre le pilote et le copilote.

Pour les zones aérées, l'oxygène dissous varie un peu plus pour les deux chaînes de traitements. En ce qui concerne le copilote, la concentration en oxygène dissous s'échelonne en moyenne à 2.50 mg O₂/L et ne varie pas énormément comme lors de la première campagne dû qu'il est contrôlé (Annexe 15).

Pour le pilote, lors d'une réunion en cours de la campagne, il a été décidé de diminuer l'oxygène dans le dernier réacteur pour avoir moins de teneur d'oxygène qui retourne en tête de chaîne de traitement. Cette étape a eu lieu le 20 juillet 2016. Elle a eu pour effet de diminuer fortement l'oxygène dissous dans le R250 de passer d'environ 4.5 mgO₂/L à environ 2.0 mgO₂/L (Annexe 15). Ceci devait favoriser la dénitrification.

■ Matière en suspension (MES)

L'Annexe 9 présente l'ensemble des variations des MES au sein de la station durant la deuxième campagne de 24 heures et le suivi sur deux semaines. Notons que les fluctuations sont assez différentes entre le pilote et le copilote. A court terme, durant la seconde campagne de 24 heures, l'effet de la diminution de la température n'a pas eu d'impact sur la concentration de la biomasse au sein des réacteurs (Annexe 9). A long terme, les deux grandes variations qui peuvent être notées, sont une diminution de la teneur en MES dans le copilote à partir du 15 juillet et une augmentation dans le pilote et copilote à partir du 23 juillet. Pour le 15 juillet, ceci est dû au problème survenu dans ce dernier où un excès de mousse a été enlevé et en même temps une partie de la biomasse. Pour l'accroissement dans le pilote et le copilote le 23 juillet, les deux capteurs de retour de boues ont été changés pour déterminer si les capteurs étaient bien calibrés. La conclusion de cette manipulation a montré que ces derniers n'étaient pas bien calibrés. Enfin, en observant la courbe de la norme de rejet des MES de 25 mg/L de MES, il est remarqué que les teneurs en matière en suspension pour le pilote et le copilote sont inférieures à cette dernière et donc respectent la norme de rejet (Annexe 9).

■ Matière azotée

-Azote total

L'azote total varie au cours de la campagne et le suivi sur deux semaines (Annexe 11). Les valeurs de ce paramètre fluctuent entre une valeur maximum de 95.2 mg/L et une valeur minimum de 33.2 mg/L. Ceci est assez similaire aux résultats que l'on obtenait lors de la première campagne de 24 heures (Annexe 11). Ce paramètre est assez variant. Les interprétations qui en ressortent en ce qui concerne ces variations sont soit des erreurs dans le test au laboratoire ou de fortes variations de la charge polluante de l'eau usée provenant de la résidence pour l'azote total.

-Ammonium

Pour le D100, les variations en ammonium sont équivalentes à celle de l'azote total explicité précédemment (Annexe 12). A court terme, la teneur en ammonium ne varie pas avec l'effet de la variation de la température pour le pilote et le copilote (Annexe 12). A long terme, la chaîne de traitement où s'effectue la variation de température, n'a pas d'effet sur la dégradation de l'ammonium. Les teneurs en ammonium ne fluctuent pas au cours du temps (Annexe 12). Pour le copilote, les fluctuations sont plus importantes à long terme à partir du 15 Juillet. A cette date, un problème est survenu sur le copilote comme explicité ultérieurement. Ce dernier ne traitait plus correctement la matière azotée et donc de fortes teneurs en ammonium sortaient de cette chaîne traitement (Annexe 12). Un retour à la normale est observé quelques jours après à partir du 22 Juillet 2016. Enfin, en termes d'efficacité de la nitrification, le pilote et le copilote sont similaires avec des teneurs en ammonium en sortie dans le D200 et D300 équivalentes à partir du 22 juillet quand les deux chaînes fonctionnaient correctement (Annexe 12).

-Nitrate

A court terme lors de la diminution de la température au niveau du pilote, cette variation n'a pas eu d'impact réel sur l'efficacité de la dénitrification (Annexe 13). A long terme, les

variations de ce paramètre ne fluctuent pas dans le réacteur R250 et en sortie dans le D200. Une variation est notée dans le R220 à partir du 22 juillet. Une forte diminution de la teneur en nitrates peut être observée. A cette date-là, comme expliqué ultérieurement lors de l'analyse de l'oxygène dissous, la teneur en oxygène dissous dans le R250 (Annexe 15) a été diminuée pour avoir moins d'oxygène qui recircule en tête de chaîne de traitement. Ainsi, ceci a eu pour effet d'améliorer la dénitrification dans les réacteurs anoxiques et d'avoir un processus complet (Annexe 13).

En ce qui concerne le copilote, de grandes fluctuations sont aperçues entre le 15 juillet et le 21 juillet où la teneur en nitrates a diminué fortement car la nitrification comme expliqué précédemment ne se réalisait plus. Donc, il n'y avait pas la formation de nitrates. En outre, après le 21 juillet, la concentration en nitrates a augmenté de nouveau au moment du refonctionnement du système.

Les deux conclusions importantes sont une meilleure efficacité de la dénitrification dans le pilote lors de la baisse de l'oxygène dans la partie aérée que pour le copilote. Secondement, pour les deux chaînes de traitements secondaires, une teneur en nitrates est observée en sortie. Pour le copilote, ceci est dû à une dénitrification non complète. Pour le pilote, la recirculation interne n'est pas assez importante pour avoir une plus grande quantité de nitrates qui retournent en entrée pour être dénitrifiée.

■ Conclusion

La deuxième campagne de 24 heures et le suivi sur deux semaines avec la variation de température entre les deux chaînes de traitement secondaire n'a pas permis réellement d'observer et d'interpréter des effets de la baisse de la température sur les réactions d'élimination de la matière azotée et sur la biomasse. L'élément important, dans cette campagne, est la diminution de l'oxygène dissous dans le dernier réacteur du pilote. Ceci a eu un impact réel en améliorant la dénitrification et donc de favoriser l'élimination des nitrates.

En outre, les variations de précipitations, sur les deux semaines, ont eu en conclusion la dilution de l'eau en entrée de station et donc de baisser la charge organique à traiter.

Ainsi, la variation de la température au sein d'une des deux chaînes de traitements secondaires n'a pas permis de montrer l'effet de cette dernière à court terme et à long terme. Une baisse de 10 degrés n'est pas suffisante pour observer un réel impact. En subjection, pour voir un effet sur les processus de dénitrification et nitrification, la température devrait être diminuée aux alentours de 10 degrés.

II. Modélisation sur WEST

La modélisation sur WEST s'est effectuée sur les données collectées lors de la première campagne comme expliqué précédemment. Une des étapes les plus importantes pendant la simulation d'un modèle est la calibration de ce dernier.

Avant de commencer la calibration de divers paramètres tels que l'oxygène dissous, la teneur en biomasse, le modèle doit être calibré au niveau hydraulique. Dans notre cas, cette calibration avait déjà été effectuée ultérieurement par Yumeng (2015) (Yumeng and Vanrolleghem, 2015). Ainsi, la première étape a été la calibration de l'oxygène dissous dans les réacteurs de la chaîne de traitement secondaire. Cette donnée a été calibrée en modifiant la variable « *kla* » dans les réacteurs aérés pour avoir une stabilisation de la l'oxygène dissous. Cette dernière permet de contrôler et obtenir la valeur mesurée d'oxygène dissous dans le bassin lors de la campagne. Trois essais de simulation ont été réalisés en modifiant le test de simulation. Les figures montrent les trois simulations. Il est observé que durant la simulation d'un jour, l'oxygène dissous ne se stabilisait pas (Annexe 17a). Par contre, celle de 10 jours, elle se stabilise au niveau des valeurs souhaitables à partir de cinq jours (Annexe 17). La simulation durant 20 jours a donné le résultat similaire comme précédemment (Annexe 17c). Ainsi, pour la suite, les prochaines simulations se feront avec un temps de 10 jours. En outre, pour la simulation d'une durée de 10 jours, il a été aussi simulé les variations de l'ammonium et des nitrates. Les figures montrent ces fluctuations. Il est aperçu qu'en sortie au niveau de l'effluent, les teneurs en ammonium sont assez faibles à l'inverse de celles des nitrates qui présentent des concentrations élevées (Annexe 18). Ainsi, l'ensemble de ces données indique la présence de la nitrification et l'absence de la dénitrification.

La deuxième étape a été la calibration des teneurs en MES dans les bassins aérés et anoxiques. La méthode adoptée a été de mettre une concentration en MES assez conséquente dans les bassins aérés et anoxiques se rapprochant de la quantité que l'on avait lors de la première campagne d'échantillonnage. Ceci permettra dès le départ de la simulation d'avoir une quantité conséquente pour permettre au processus de s'effectuer directement comme lors de la campagne. De plus, il a été introduit aussi une valeur conséquente dans la dernière couche du décanteur secondaire pour permettre un maintien de la teneur en MES dans les réacteurs biologiques. L'Annexe 19 présente l'ensemble des graphiques obtenus lors de la simulation pour la calibration des MES. La figure montre les fluctuations des MES pour les bassins anoxiques et aérés. Il est observé une stabilisation de la teneur en MES dans les deux bassins entre 4500 et 4600 mg/L pour une durée de 10 jours (Annexe 19a). Pour cette même simulation, l'oxygène dissous varie et stagne similairement à la simulation précédente dans les bassins aérés et anoxiques (Annexe 19). En ce qui concerne les teneurs en ammonium et en nitrates, la simulation montre un résultat coïncident avec la première simulation avec des teneurs en sortie pour l'ammonium très faible et des concentrations en nitrates assez hautes (Annexe 19c et Annexe 19d). Pour cette simulation, les conclusions sont assez similaires que précédemment avec une nitrification quasiment totale et une dénitrification qui ne s'effectue pas.

Outre, les fluctuations observées pour cette simulation, une comparaison entre les données simulées et expérimentales a été réalisée. Pour ce faire, les données de la première campagne pour le pilote ont été reprises et assemblées aux données simulées (Annexe 20). Il est noté, pour un premier essai de simulation dont le but premier était d'avoir les tendances générales au niveau de l'aération et les teneurs en biomasses, une certaine similitude entre les données simulées et expérimentales pour l'oxygène dissous et la concentration en MES (Annexe 20). Par contre, pour les tendances de NH_4^+ et de NO_3^- , ces dernières ne suivent pas parfaitement les données expérimentales (Annexe 20). Les améliorations à apporter à ce modèle seraient de faire plus attention sur la composition des boues et d'initialiser le modèle avec des données d'affluent de plus d'une journée. Aussi, les simulations devraient être effectuées sur quelques semaines pour laisser le temps aux bactéries de se stabiliser dans le système.

III. AzEAUte

1. Première expérience

La première expérience consistait à se familiariser avec le système TresCon et de comparer les mesures que donnaient le TresCon à ceux mesurées en laboratoire à l'aide des tubes HACH.

Tableau 10. Comparaison de la teneur en NH_4^+ du TresCon et tube HACH

Dilution	[NH_4^+] Laboratoire	[NH_4^+] TresCon	Erreur
	[mg/L]	[mg/L]	[%]
1	41.6	44.4	6.3
1/4	9.825	11.1	11.5
1/8	5.325	5.64	5.6
1/10	4.2	4.51	6.9
1/20	2.195	2.3	4.6
1/40	1.12	1.27	11.8
1/50	0.9345	1.04	10.1
1/100	0.431	0.58	25.7

En observant les résultats du tableau ci-dessus, les valeurs données par le module d'analyse NH_4^+ du TresCon sont assez similaires aux mesures par la méthode des tubes HACH. Les erreurs entre les deux mesures sont en générale aux alentours de 10% et même inférieures. Une exception est aperçue pour la dernière dilution 1/100, où l'erreur est de 25.7 % (Tableau 10). Celle-ci peut être due à une erreur dans la mesure au laboratoire.

Ainsi, mis à part la dernière valeur, l'ensemble des données mesuré par le système TresCon est assez précis par rapport à des mesures réalisées au sein du laboratoire.

2. Deuxième expérience

La seconde expérience consistait à observer l'effet de l'arrêt de l'aération au sein d'une chaîne de traitement secondaire sur la nitrification. Le suivi a été effectué durant deux jours. La Figure 42 montre les variations de la teneur en ammonium dans l'affluent plus particulièrement en sortie du décanteur primaire et dans les deux effluents en sortie des deux décanteurs secondaires.

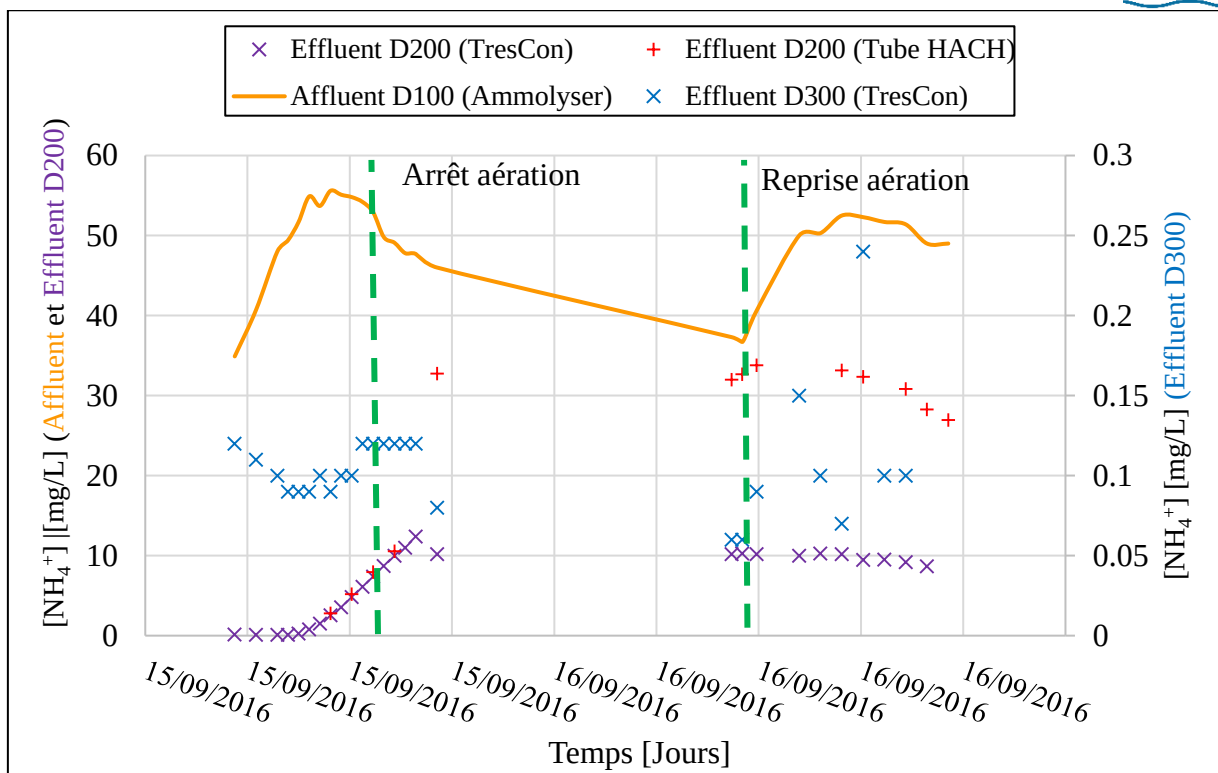


Figure 42. Variation de la teneur en NH_4^+ durant l'arrêt de l'aération

En observant la figure au-dessus, il est noté qu'avant l'arrêt de l'aération, les deux chaînes de traitements nitrifiaient correctement l'ammonium. Les teneurs étaient aux alentours de 0.1 mg/L de NH_4^+ (Figure 42). Dès lors de l'arrêt de l'aération dans le pilote vers 11 heures, une augmentation de la concentration en ammonium a été immédiate. Au fur et à mesure que les heures défilent, cette dernière ne cesse d'augmenter pour se stabiliser vers une teneur de 10.2 mg/L (Figure 42). De l'autre côté, dans le copilote où il n'y a eu aucun changement d'aération, la concentration est restée faible durant toute l'expérience. (Figure 42).

Sur la figure, la concentration en ammonium de certains échantillons de l'effluent D200 a été mesurée au laboratoire avec la méthode des tubes HACH. Il est remarqué que les échantillons mesurés avec le système TresCon dont la teneur était aux alentours de 10 mg/L n'est pas la même que avec la méthode HACH. Par exemple, une teneur en ammonium de 10.2 mg/L par TresCon donnait environ 30 mg/L avec la méthode HACH similaire à la concentration en ammonium au niveau de l'affluent (Figure 42). Ceci montre que le TresCon n'est pas fiable quand la concentration en ammonium est supérieure à 10 mg/L, due à la calibration valide pour des teneurs en ammonium inférieure à 10 mg/L. Aussi, durant l'arrêt de l'aération, au D200, cette dernière était déjà très élevée à la fin de la première journée et donc que la nitrification ne s'exécutait plus dans le pilote.

En outre, lors de la deuxième journée, après la remise de l'aération, la teneur en sortie du D200 stagnait aux alentours de 30 mg/L de NH_4^+ . La nitrification ainsi ne se réalisait pas encore. Une diminution est observable à la fin de la deuxième journée,

où la teneur en ammonium redescendait légèrement (Figure 42). Ceci s'explique par deux points importants. Le premier est dû par l'augmentation lente de la teneur en oxygène dissous dans les réacteurs aérés. Le deuxième point est le temps de rétention assez conséquent dans la chaîne de traitement secondaire. Ce dernier se détermine par le volume total de la ligne de 6.5 m^3 divisé par le débit en entrée de la chaîne en prenant en compte le débit de recirculation interne de $2 \text{ m}^3/\text{h}$. Après le calcul, le temps de rétention est équivalent à environ 3 heures 15 minutes. Ainsi, ces deux explications concluent fortement à la teneur en ammonium encore élevée à la fin de la deuxième journée.

Il est observé aussi même après une nouvelle calibration du TresCon lors du deuxième jour que les teneurs en ammonium supérieures à 10 mg/L ne sont pas fiables par le système (Figure 42).

En conclusion, l'expérience a montré que lors de l'arrêt de l'aération dans les réacteurs aérés, la nitrification est rapidement inhibée. Mais, lors de la reprise de celle-ci, la nitrification met un certain à fonctionner de nouveau. Ceci est dû à l'accumulation importante d'ammonium et de DCO dans le système pendant l'aération. La dégradation de ces derniers prend une importante quantité d'oxygène expliquant la teneur en oxygène dissous restant basse dans les premières heures. De plus, cette expérience montre un inconvénient dans le système TresCon car les solutions standards pour la calibration du module de 1 mg/M et 10 mg/L ne permettent pas à l'appareil de mesurer des teneurs en ammonium dans des échantillons supérieures à 10 mg/L . Ainsi, à l'avenir, il serait souhaitable de se procurer de nouvelles solutions standard de calibration pour mesurer des concentrations supérieures à 10 mg/L de NH_4^+ comme indiqué dans le manuel d'utilisation.

Chapitre 5. Conclusion

Au cours de ces cinq mois, l'ensemble des travaux effectués sur le pilEAUte m'a permis d'acquérir de nouvelles compétences et de l'expérience dans la gestion de projet axé sur le domaine du traitement des eaux usées. En effet, j'ai pu développer mes connaissances et mon apprentissage dans le domaine de la modélisation à l'aide de données obtenues lors d'une campagne d'échantillonnages mais aussi dans la gestion d'un pilote similaire à une petite station de traitement des eaux usées et enfin dans l'installation et la compréhension d'un nouveau système d'analyse (l'azEAUte).

Dans ces derniers, j'ai pu découvrir différents aspects du métier d'ingénieur dans le domaine de la recherche durant la réalisation de ce projet tels que la flexibilité de la recherche et les exigences multidisciplinaires mais aussi des points négatifs tels que le manque de budget ou de retard important lorsque des difficultés techniques inattendues se produisent.

Plus en détails par travaux, une campagne d'échantillonnage a été mise en place, supervisée et réalisée du début jusqu'à la fin durant ce stage. Cette dernière m'a permis de comprendre et de prendre en compte l'aspect financier, le temps et la gérance d'une telle campagne.

Pour la partie modélisation dont c'était la suite de la campagne d'échantillonnage, j'ai pu découvrir et m'affranchir d'un nouveau logiciel de modélisation utilisé fortement dans le domaine du traitement des eaux usées. Sur cette même partie, le travail aurait pu être plus complet avec la simulation de la deuxième campagne avec la variation de température de l'eau. Le point positif sur ce travail est la similitude des données simulées avec les données expérimentales.

Dans le travail sur le système azEAUte, j'ai pu être impliqué dans l'installation, la compréhension et les premières expériences de ce nouveau système d'analyse en continu de l'ammonium, des nitrates et des nitrites dans les eaux usées.

Enfin, la dernière partie de gestion du pilote m'avait été confiée pendant une durée d'un mois. Durant cette période, toute la gérance de la station pilote similaire à une petite station de traitement des eaux usées a été effectuée par mes soins tels que la maintenance et les astreintes le weekend.

La réalisation de ce stage au Québec m'a permis de découvrir un autre style de vie avec le mélange de différentes cultures. L'aspect inattendu a été l'université Laval qui est la dernière université francophone du Québec et le revendique fortement. J'ai eu la chance de travailler avec des collègues de plusieurs nationalités ayant une vision différentes des méthodes de travail.

Enfin, celui-ci m'a permis d'avoir une vision définitive sur mon avenir professionnel dont le domaine sera le traitement des eaux usées dans le secteur de la recherche.

Bibliographie

- À propos | Université Laval [WWW Document], n.d. URL <https://www2.ulaval.ca/developpement-durable/a-propos.html> (accessed 8.13.16).
- Baalbaki, Z., Torfs, E., Maere, T., Yargeau, V., Vanrolleghem, P., 2016. Dynamic modelling of solids in a full-scale activated sludge plant preceded by CEPT as a basic step for micropollutant removal modelling.
- Boller, M., Gujer, W., Tschui, M., 1994. Parameters affecting nitrifying biofilm reactors. *Water Sci. Technol.* 29, 1–11.
- CentrEau: À propos [WWW Document], n.d. URL https://www.centreau.ulaval.ca/a_propos/ (accessed 8.6.16).
- CentrEau: Accueil [WWW Document], n.d. URL https://www.centreau.ulaval.ca/no_cache/accueil/ (accessed 8.13.16).
- Chabas, C., 2015. Suivi et modélisation du traitement d'eaux usées sur un pilote de boues activées afin d'éliminer l'azote (Rapport de stage pratique de l'Ingénierie). modelEAU.
- Chaire modelEAU: À propos [WWW Document], n.d. URL http://modeleau.fsg.ulaval.ca/a_propos/ (accessed 5.25.16).
- Deronzier, G., Schérite, S., Racault, Y., Canler, J.-P., Liénard, A., Héduit, A., Duchène, P., 2001. Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités (Document Technique), Cemagref Edition.
- Des toilettes au verre d'eau, recyclage pour défier la sécheresse en Californie [WWW Document], n.d. L'Obs. URL <http://tempsreel.nouvelobs.com/societe/20151029.AFP4725/des-toilettes-au-verre-d-eau-recyclage-pour-defier-la-secheresse-en-californie.html> (accessed 8.6.16a).
- Des toilettes au verre d'eau, recyclage pour défier la sécheresse en Californie [WWW Document], n.d. L'Obs. URL <http://tempsreel.nouvelobs.com/societe/20151029.AFP4725/des-toilettes-au-verre-d-eau-recyclage-pour-defier-la-secheresse-en-californie.html> (accessed 8.13.16b).
- Ecosysteme aquatique : eutrophisation [WWW Document], n.d. URL <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosys/eutrophisat.html> (accessed 8.12.16).
- fndae25.pdf, n.d.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Loosdrecht, M. van, 1999. Activated Sludge Model No. 3. *Water Sci. Technol.* 39, 183–193.
- Henze, M., 1992. Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water Sci. Technol.* 25, 1–15.
- Henze, M., Grady, C.J., Gujer, W., Marais, G. v R., Matsuo, T., 1987. Activated sludge model No.1 (No. Report No. 1). Londres.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G. v R., Loosdrecht, M.C.M.V., 1999. Activated Sludge Model No.2d, ASM2D. *Water Sci. Technol.* 39, 165–182.
- Henze, M., Loosdrecht, M.C.M. van, Ekama, G.A., Brdjanovic, D., 2008. Biological Wastewater Treatment. IWA Publishing.
- La qualité de l'eau et assainissement en France (annexes) [WWW Document], n.d. URL <https://www.senat.fr/rap/102-215-2/102-215-269.html> (accessed 8.25.16).

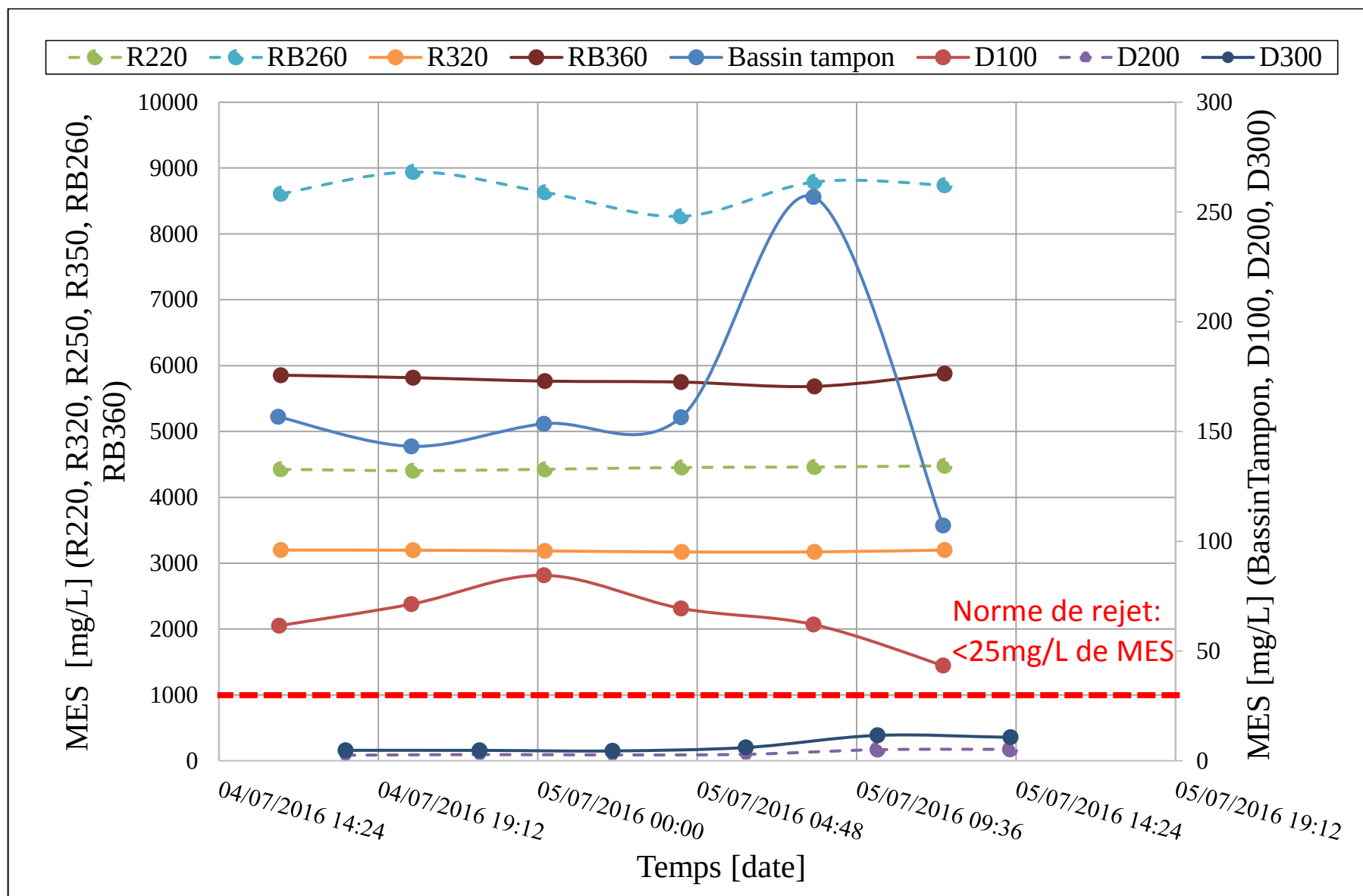
- Les Californiens se déclarent prêts à boire l'eau... des toilettes [WWW Document], n.d. URL http://www.huffingtonpost.fr/2016/04/25/californie-eau-des-toilettes-boire-secheresse_n_9772628.html (accessed 8.13.16).
- L'origine et l'histoire | Université Laval [WWW Document], n.d. URL <https://www2.ulaval.ca/notre-universite/a-propos-de-lul/lorigine-et-lhistoire.html> (accessed 8.6.16).
- MIKE Powered by DHI [WWW Document], n.d. URL <https://www.mikepoweredbydhi.com/> (accessed 9.5.16).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [WWW Document], n.d. URL <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/> (accessed 9.21.16).
- Naslin, F., 2013. Optimisation d'un décanteur primaire : Caractérisation des vitesses de chute et détermination de la distribution des tailles de particules contenues dans les eaux usées (Rapport de stage de Master 2). modelEAU.
- Printemps, C., Dormoy, T., Vanrolleghem, P., ZUG, M., 2002. Etude du fonctionnement d'une station d'épuration par le biais de la modélisation mathématique.
- Ramallo, R., 2012. Introduction to Wastewater Treatment Processes. Elsevier.
- Sécheresse en Californie: boire de l'eau «venue des toilettes», 2015. . La Presse.
- Takács, I., Patry, G.G., Nolasco, D., 1991. A dynamic model of the clarification-thickening process Volume 25, Pages 1263-1271.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F., 1993. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th Edition. ed, Inc. Metcalf & Eddy.
- Température moyenne [WWW Document], n.d. URL http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/donnees/OQMultiple.asp?date_selection=2016-07-26 (accessed 9.21.16).
- Thomas, K.L., Lloyd, D., Boddy, L., 1994. Effects of oxygen, pH and nitrate concentration on denitrification by *Pseudomonas* species. FEMS Microbiol. Lett. 118, 181–186. doi:10.1111/j.1574-6968.1994.tb06823.x
- Ulf, J., 1996. Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes. Lund University, Sweden.
- Université Laval: Axes d'intervention [WWW Document], n.d. URL <https://www2.ulaval.ca/developpement-durable/axes-dintervention.html> (accessed 5.12.16).
- Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H., Vanrolleghem, P.A., 2003. WEST: modelling biological wastewater treatment. J. Hydroinformatics 5, 27–50.
- WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour l'ammoniac [WWW Document], n.d. URL <http://www.wtw.com/fr/produits/classes-de-produits/analyseur/analyseur-tresconr/analyseur-pour-ammoniac.html?mobile=1> (accessed 5.17.16).
- WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrate [WWW Document], n.d. URL <http://www.wtw.com/fr/produits/classes-de-produits/analyseur/analyseur-tresconr/analyseur-pour-nitrate.html?mobile=1> (accessed 5.17.16).
- WTW GmbH – Analyseur TresCon® pour nitrite [WWW Document], n.d. URL <http://www.wtw.com/fr/produits/classes-de-produits/analyseur/analyseur-tresconr/analyseur-pour-nitrite.html?mobile=1> (accessed 5.17.16).

- WTW GmbH – Système d’analyseur TresCon® [WWW Document], n.d. URL <http://www.wtw.com/fr/produits/classes-de-produits/analyseur/analyseur-tresconr/systeme-danalyseur-tresconr.html> (accessed 5.17.16).
- WTW – Préparation d’échantillon Purcon® [WWW Document], n.d. URL <http://www.wtw.com/fr/produits/classes-de-produits/analyseur/preparation-dechantillon/purconr.html> (accessed 8.19.16).
- Yumeng, Z., Vanrolleghem, P., 2015. Report for the tracer test (Rapport de stage). modelEAU.

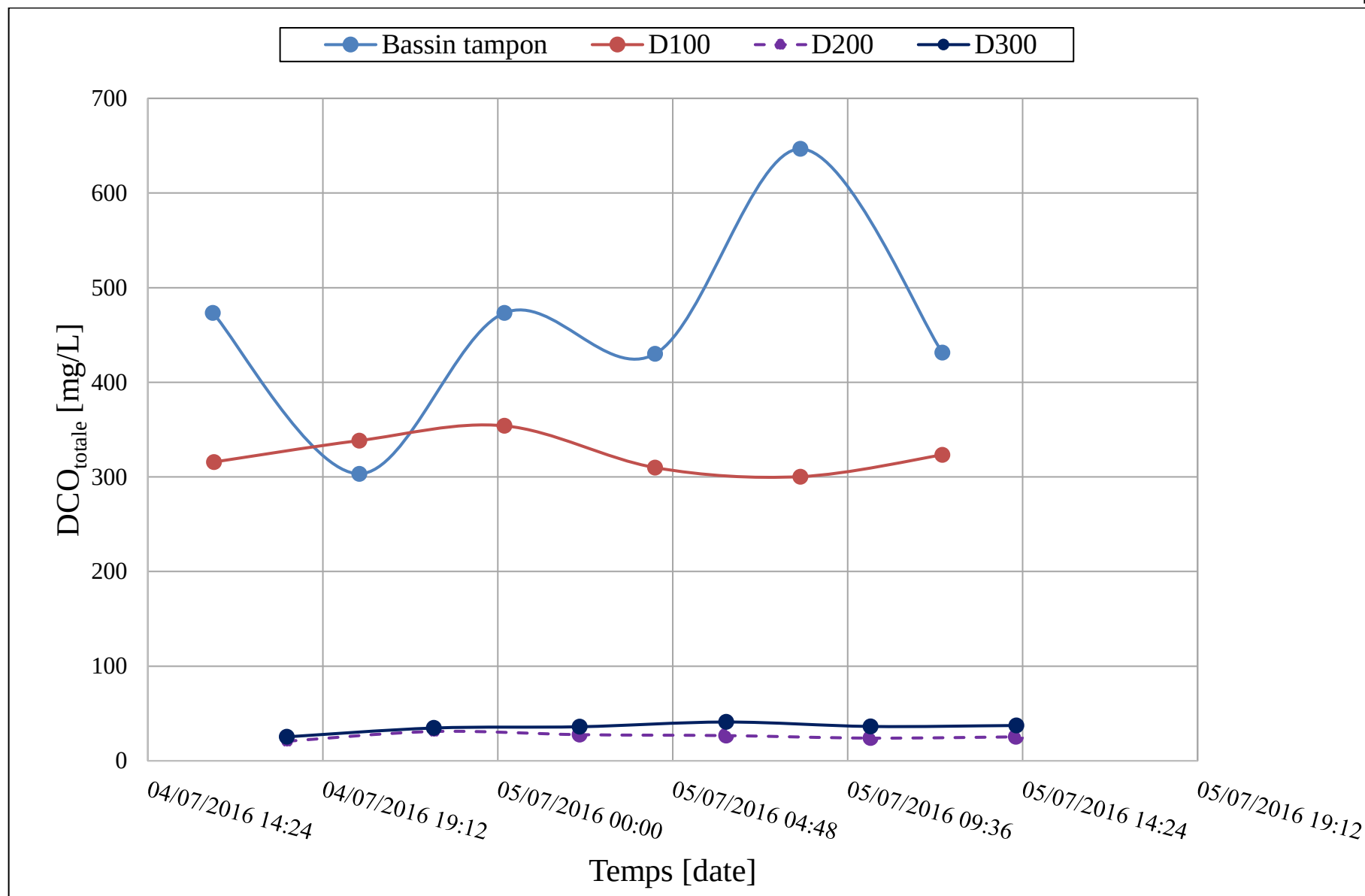
Table des annexes

ANNEXE 1. VARIATIONS DES MES LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	60
ANNEXE 2. VARIATION DE LA DCO TOTALE LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	61
ANNEXE 3. VARIATIONS DE L'AZOTE TOTAL LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE.....	62
ANNEXE 4. VARIATIONS DE L'AMMONIUM LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	63
ANNEXE 5. VARIATIONS DES NITRATES LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	64
ANNEXE 6. VARIATIONS DU PH LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	65
ANNEXE 7. VARIATIONS DE L'OXYGENE DISSOUS LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	66
ANNEXE 8. VARIATIONS DE LA TEMPERATURE LORS DE LA 1 ^{ERE} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	67
ANNEXE 9. VARIATIONS DES MES LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	68
ANNEXE 10. VARIATIONS DE LA DCO TOTALE LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	69
ANNEXE 11. VARIATIONS DE L'AZOTE TOTAL LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	70
ANNEXE 12. VARIATIONS DE L'AMMONIUM LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	71
ANNEXE 13. VARIATIONS DES NITRATES LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	72
ANNEXE 14. VARIATIONS DU PH LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	73
ANNEXE 15. VARIATIONS DE L'OXYGENE DISSOUS LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE.....	74
ANNEXE 16. VARIATIONS DE LA TEMPERATURE LORS DE LA 2 ^{EME} CAMPAGNE D'ECHANTILLONNAGE	75
ANNEXE 17. SIMULATION DE L'OXYGENE DISSOUS : A) 1 JOUR B) 10 JOURS C) 20 JOURS.....	76
ANNEXE 18. SIMULATION DE LA TENEUR EN AMMONIUM ET NITRATES PENDANT 10 JOURS.....	77
ANNEXE 19. SIMULATION POUR LA CALIBRATION DES MES SUR UNE DUREE DE 10 JOURS : A) MES B) O ₂ DISSOUS C) AMMONIUM D) NITRATES	78
ANNEXE 20. COMPARAISON ENTRE LES DONNEES SIMULEES ET EXPERIMENTALES A) MES B) O ₂ DISSOUS C) AMMONIUM D) NITRATES	79

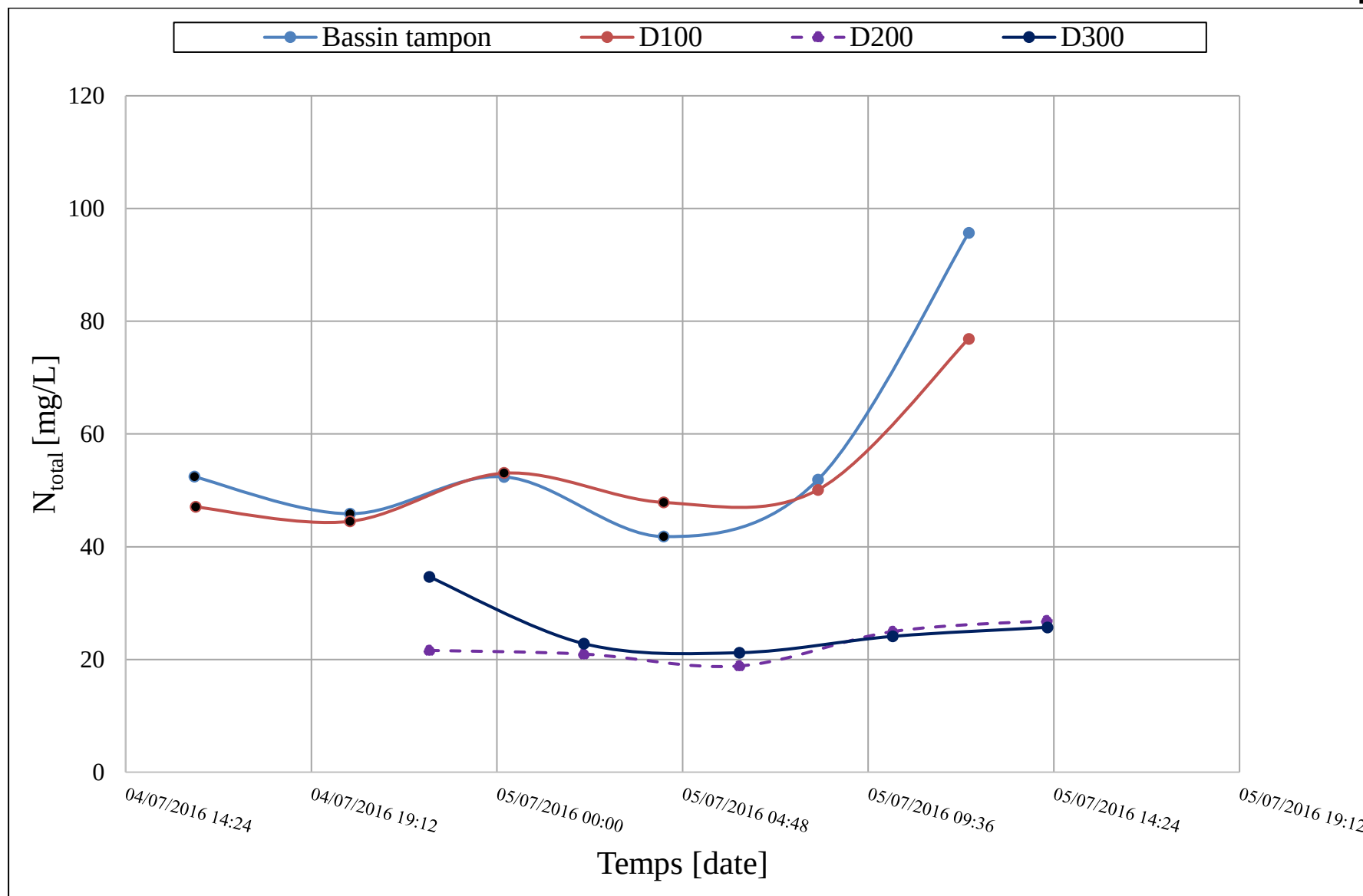
Annexes



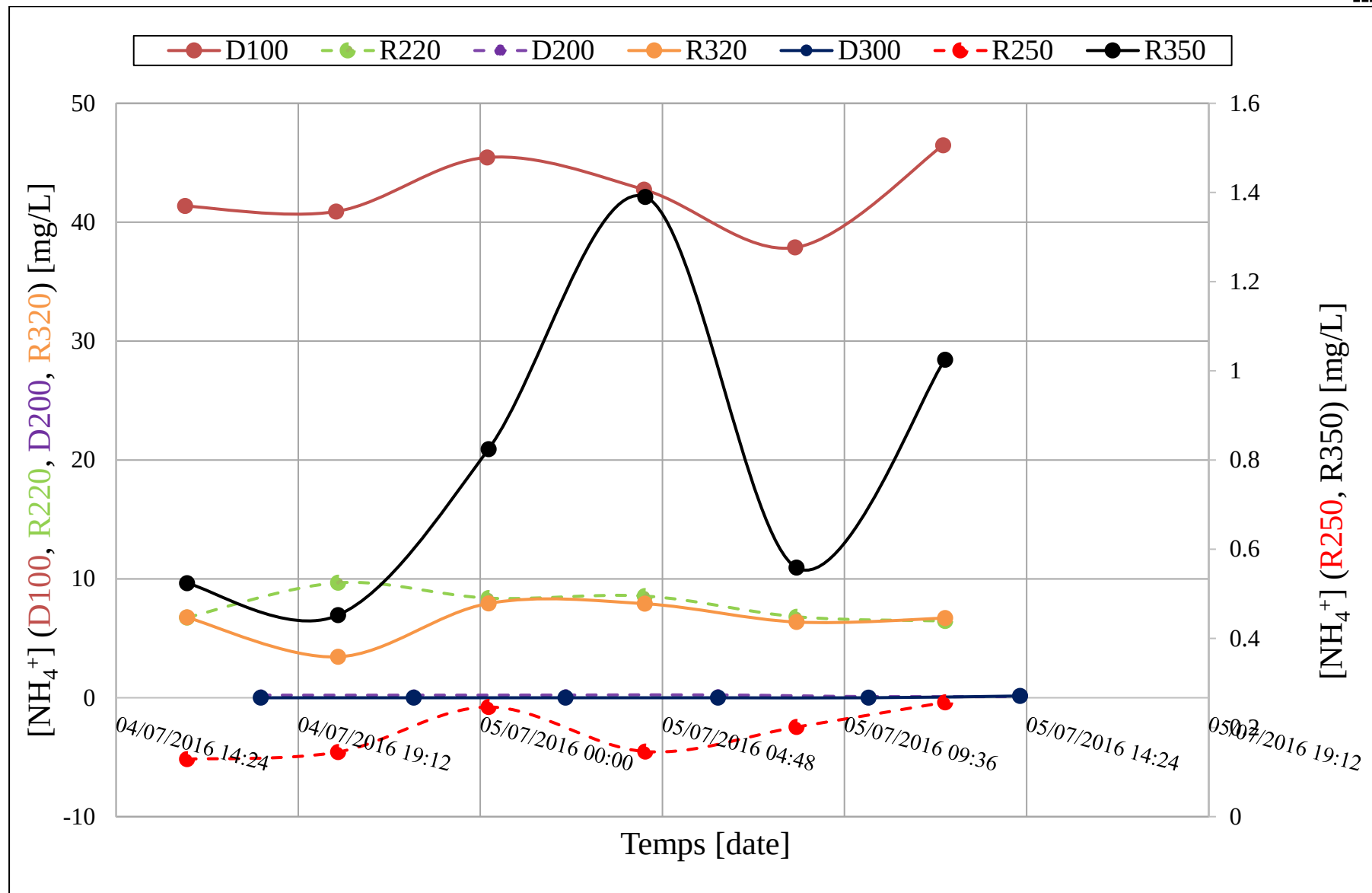
Annexe 1. Variations des MES lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



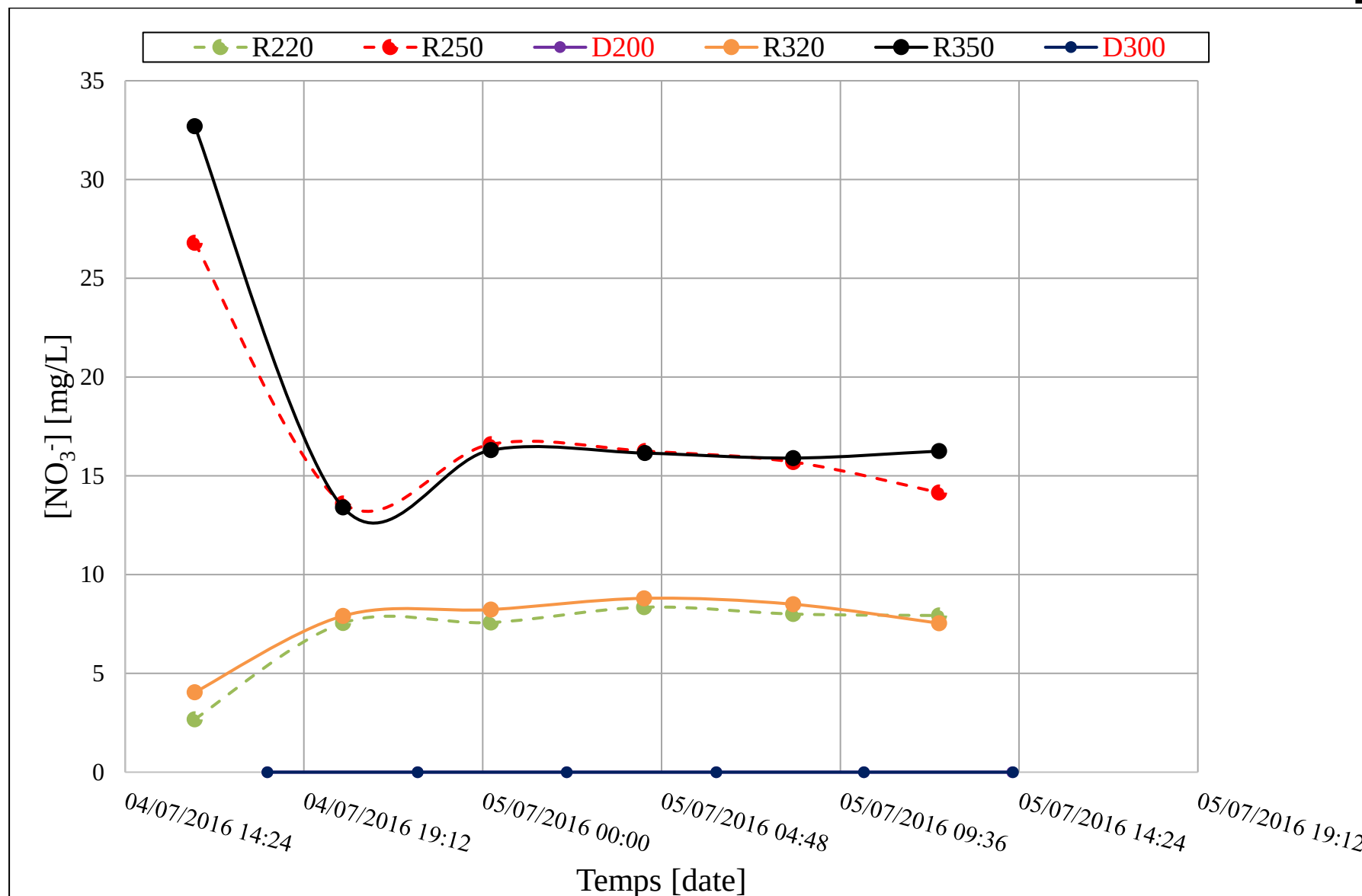
Annexe 2. Variation de la DCO_{totale} lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



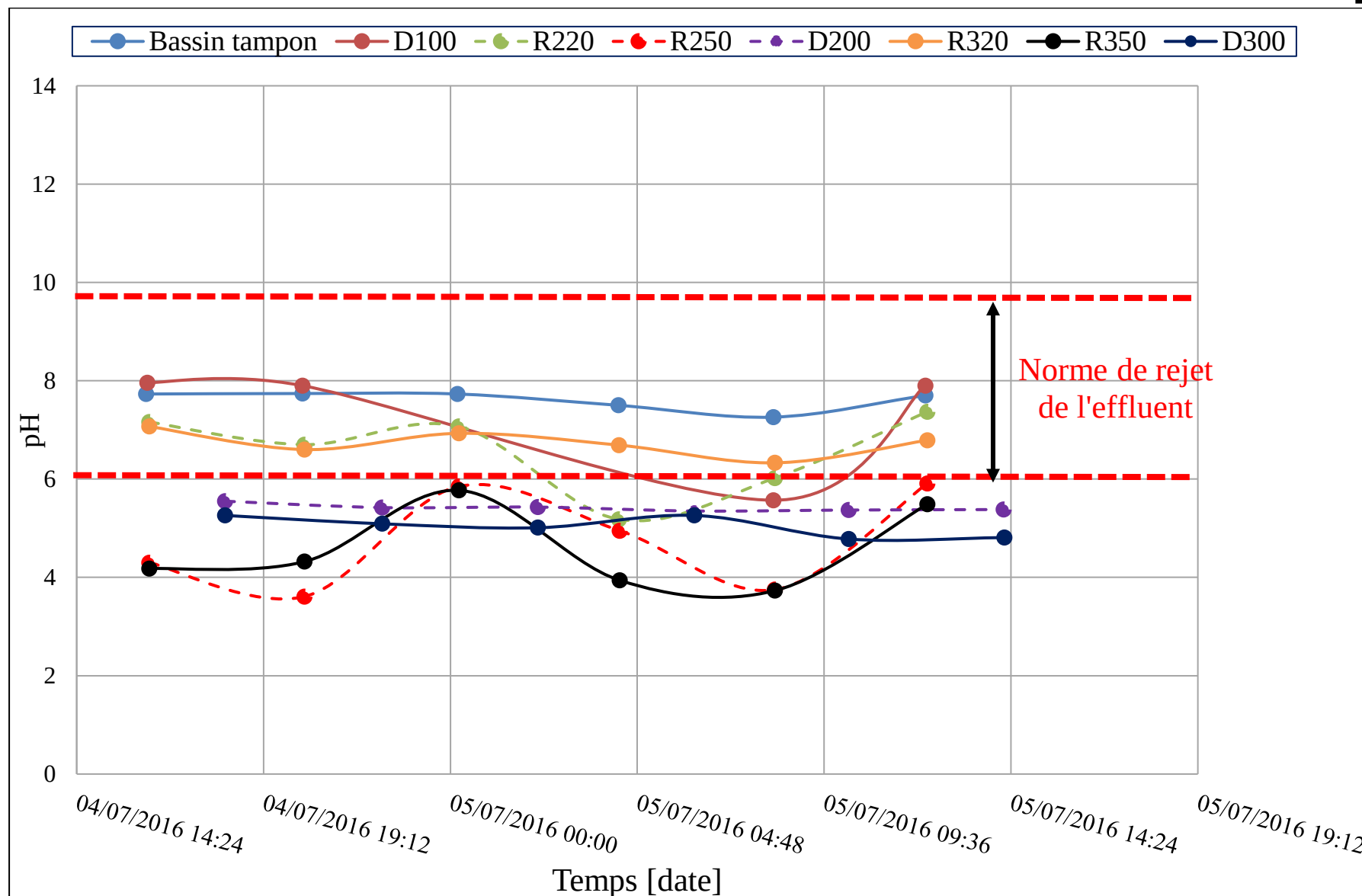
Annexe 3. Variations de l'azote total lors de la 1^{ère} campagne



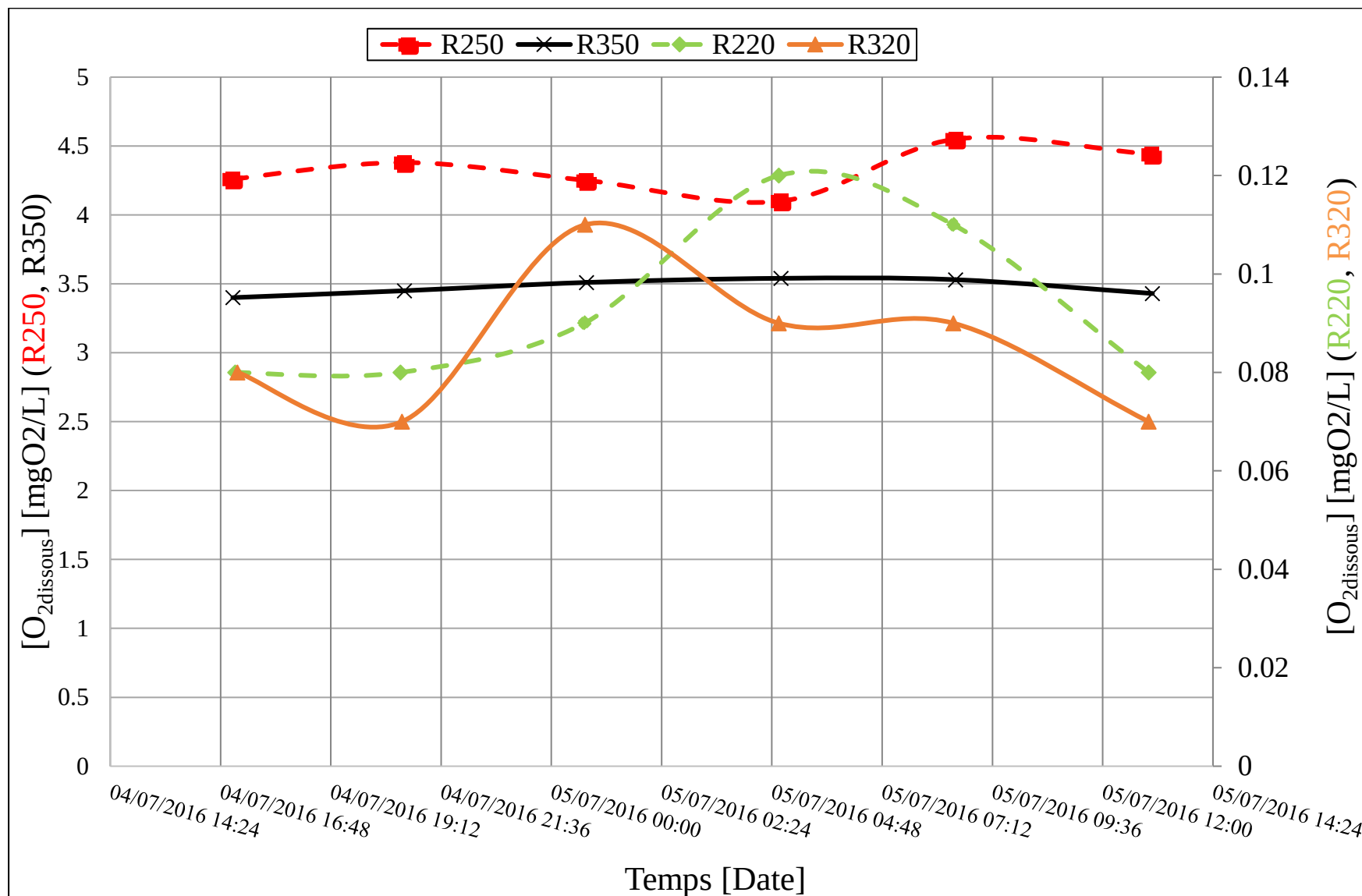
Annexe 4. Variations de l'ammonium lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



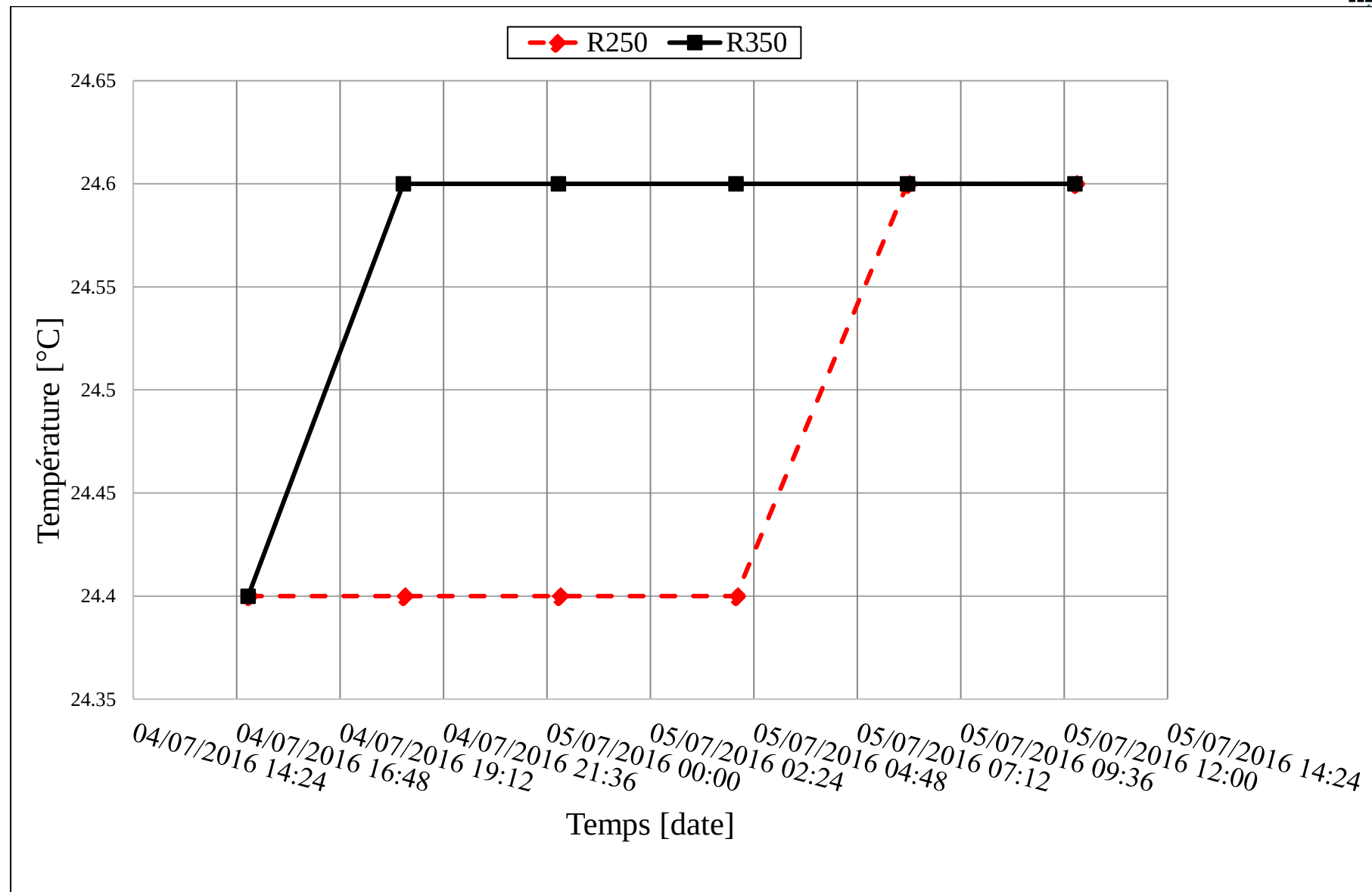
Annexe 5. Variations des nitrates lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



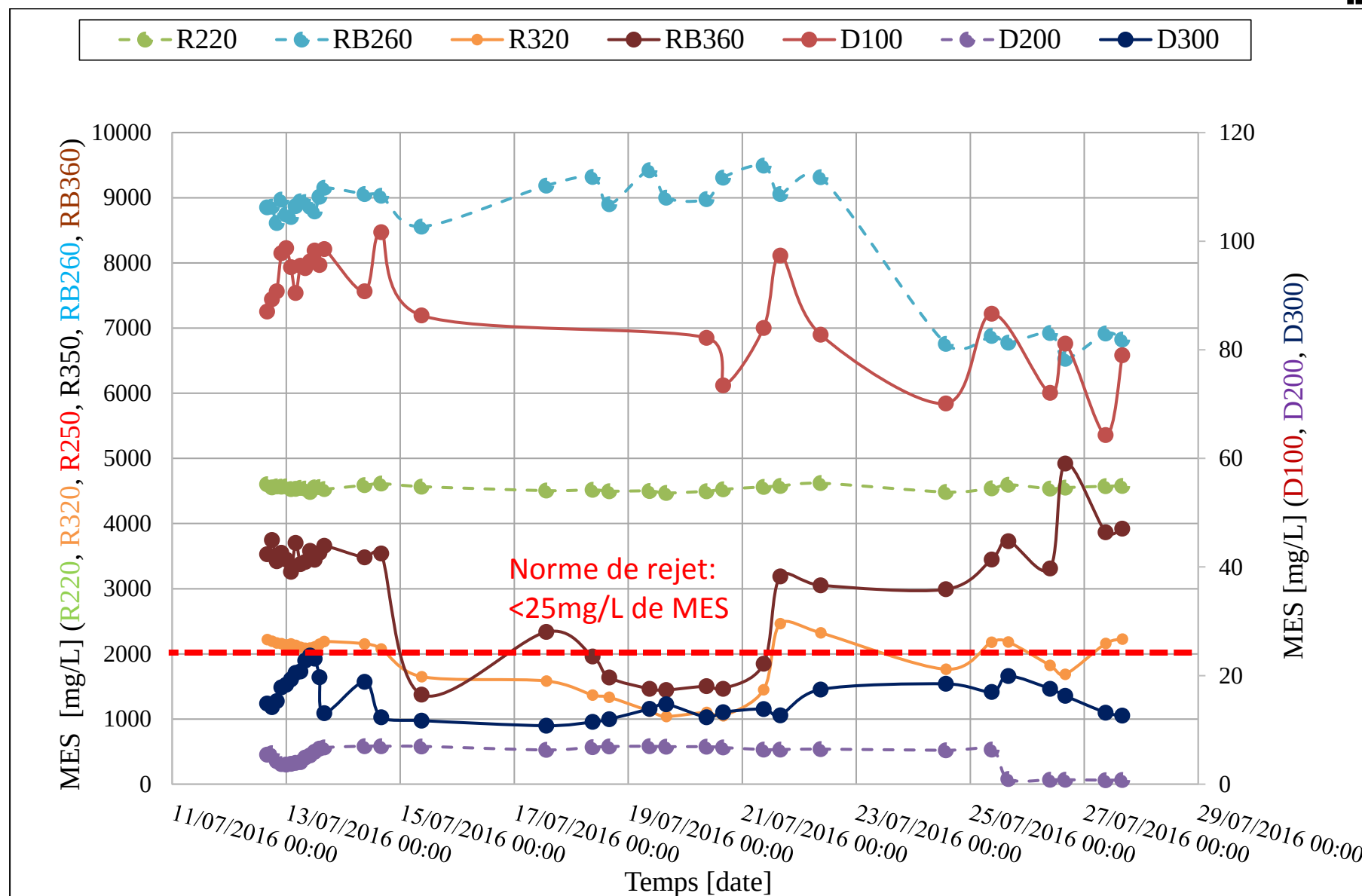
Annexe 6. Variations du pH lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



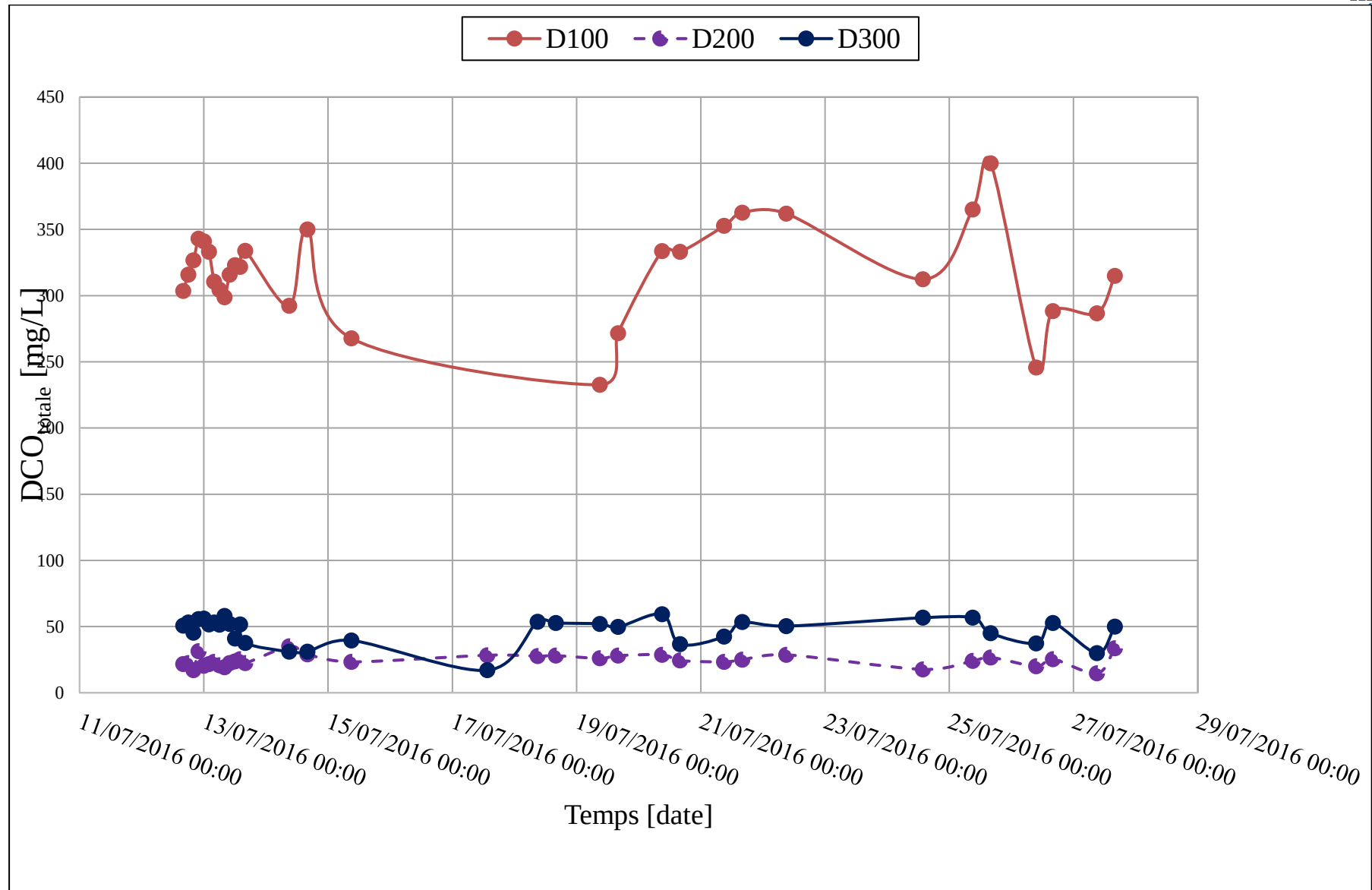
Annexe 7. Variations de l'oxygène dissous lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



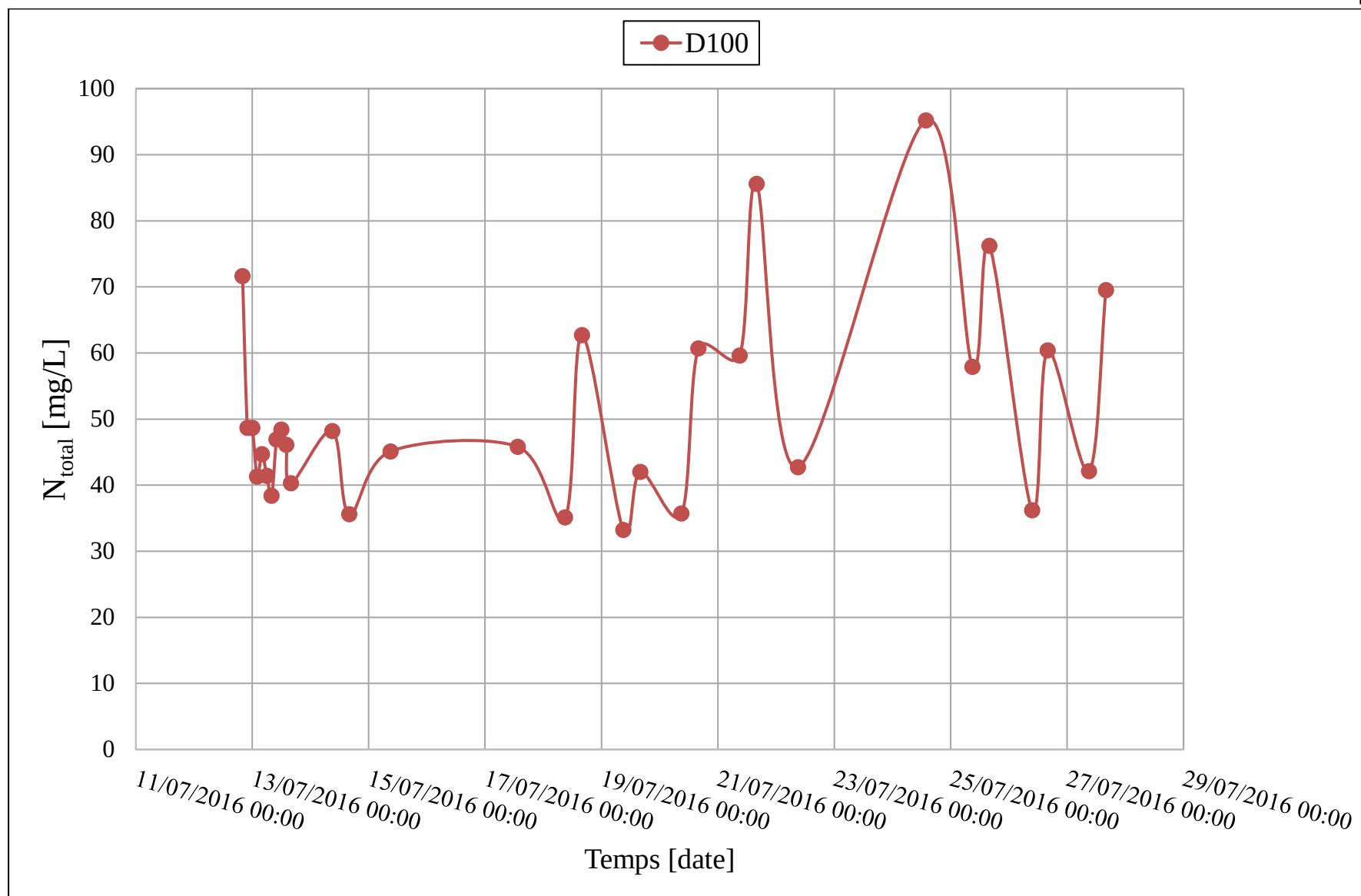
Annexe 8. Variations de la température lors de la 1^{ère} campagne d'échantillonnage



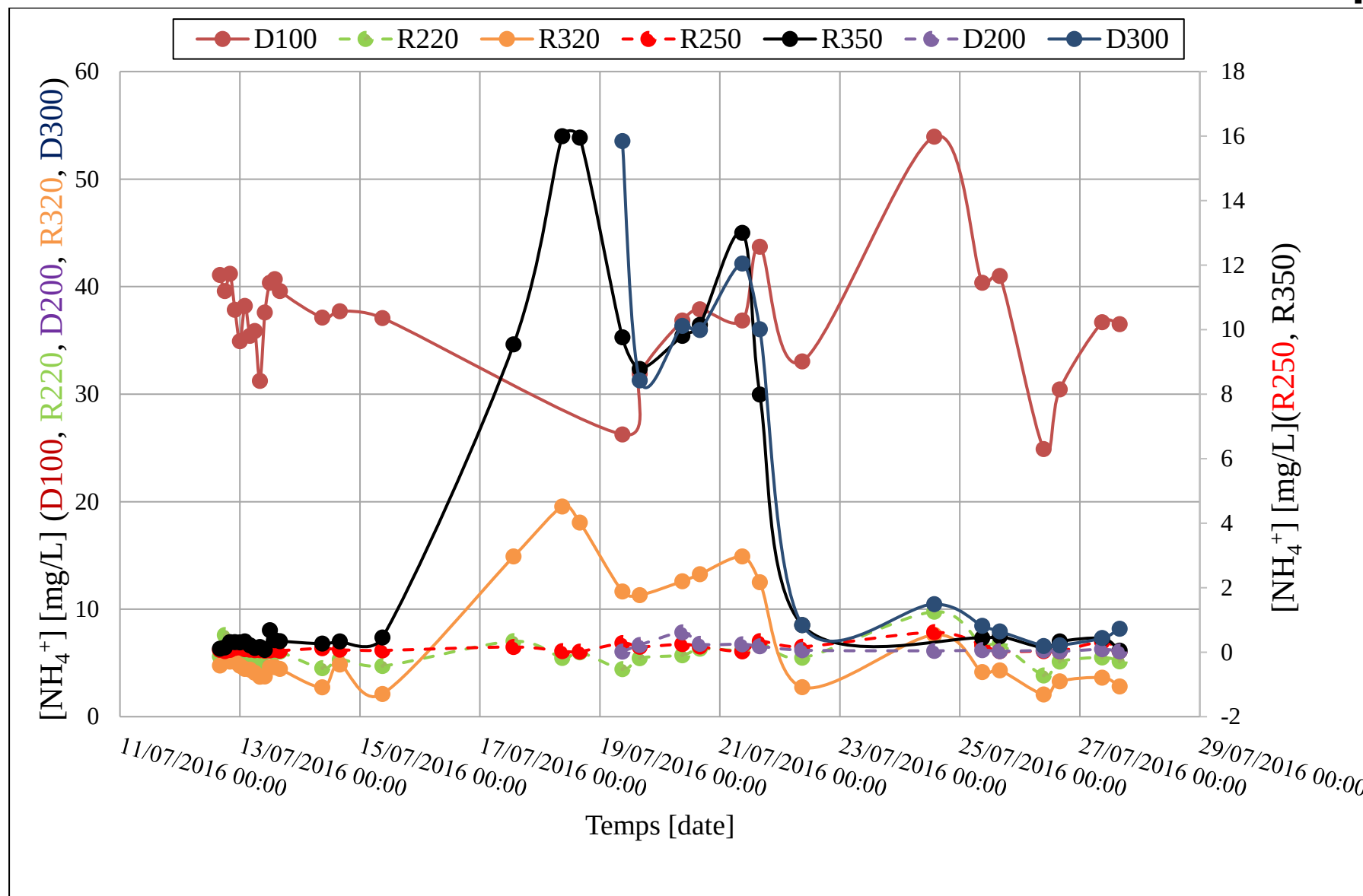
Annexe 9. Variations des MES lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



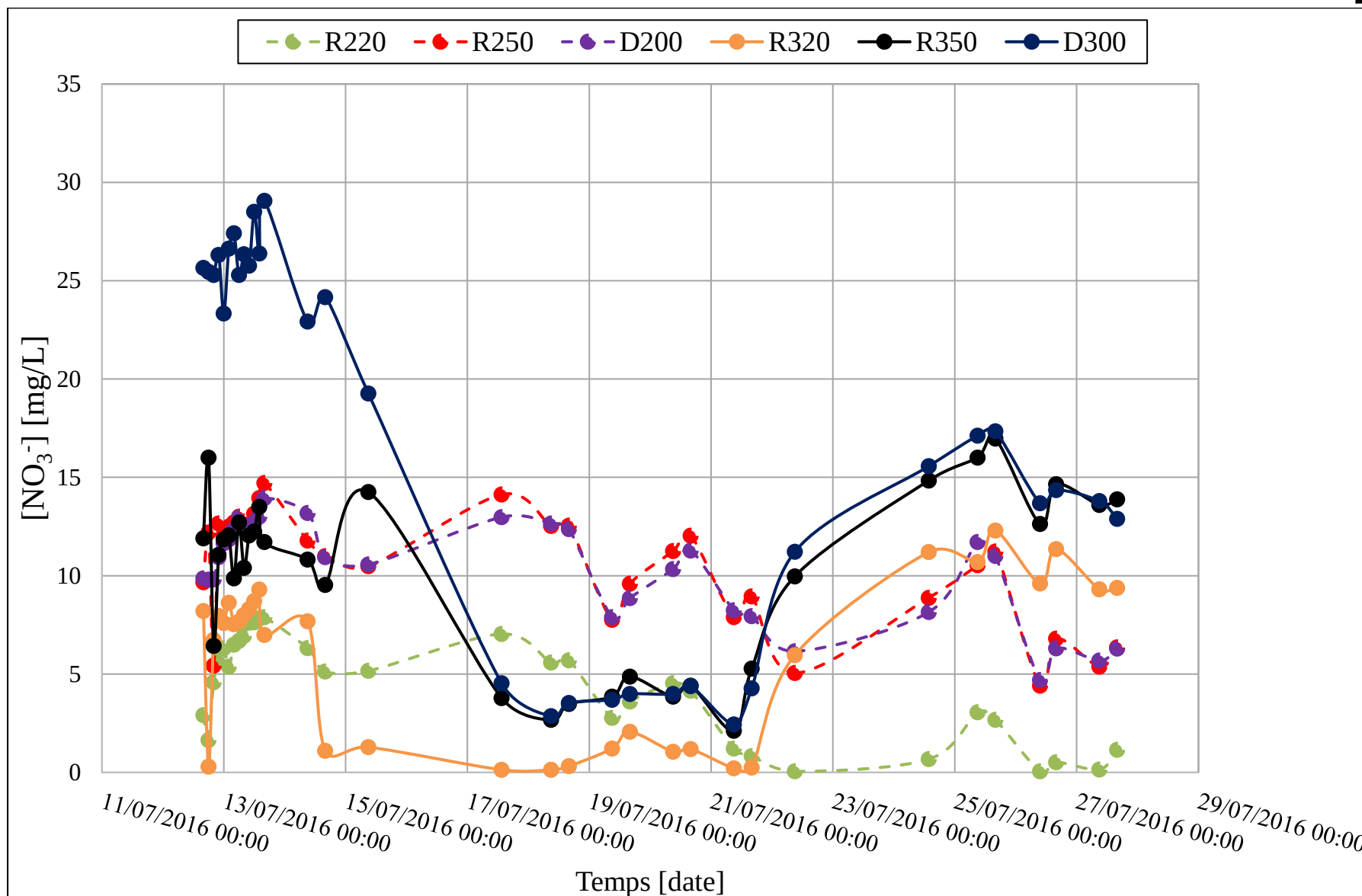
Annexe 10. Variations de la DCO_{totale} lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



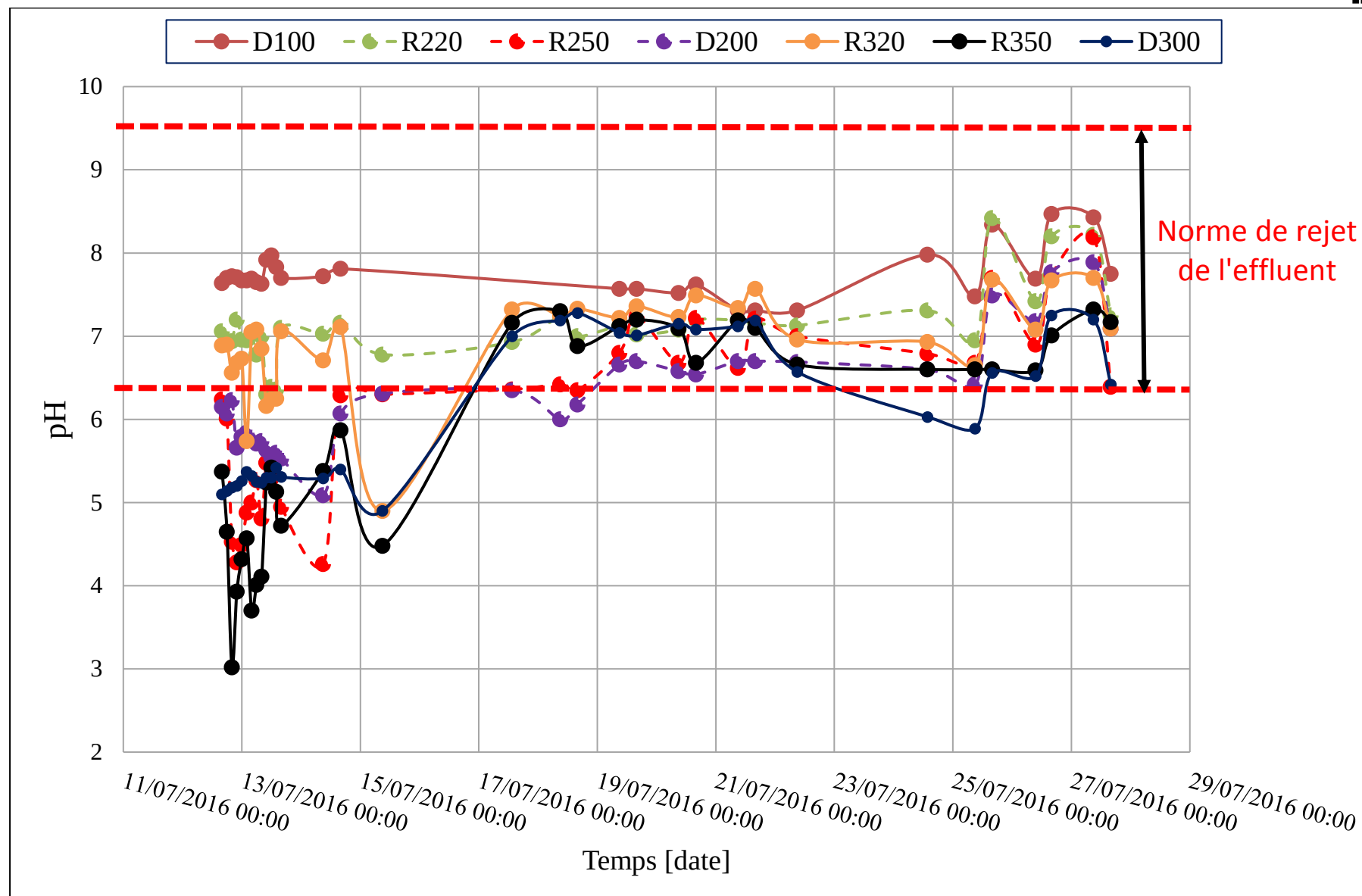
Annexe 11. Variations de l'azote total lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



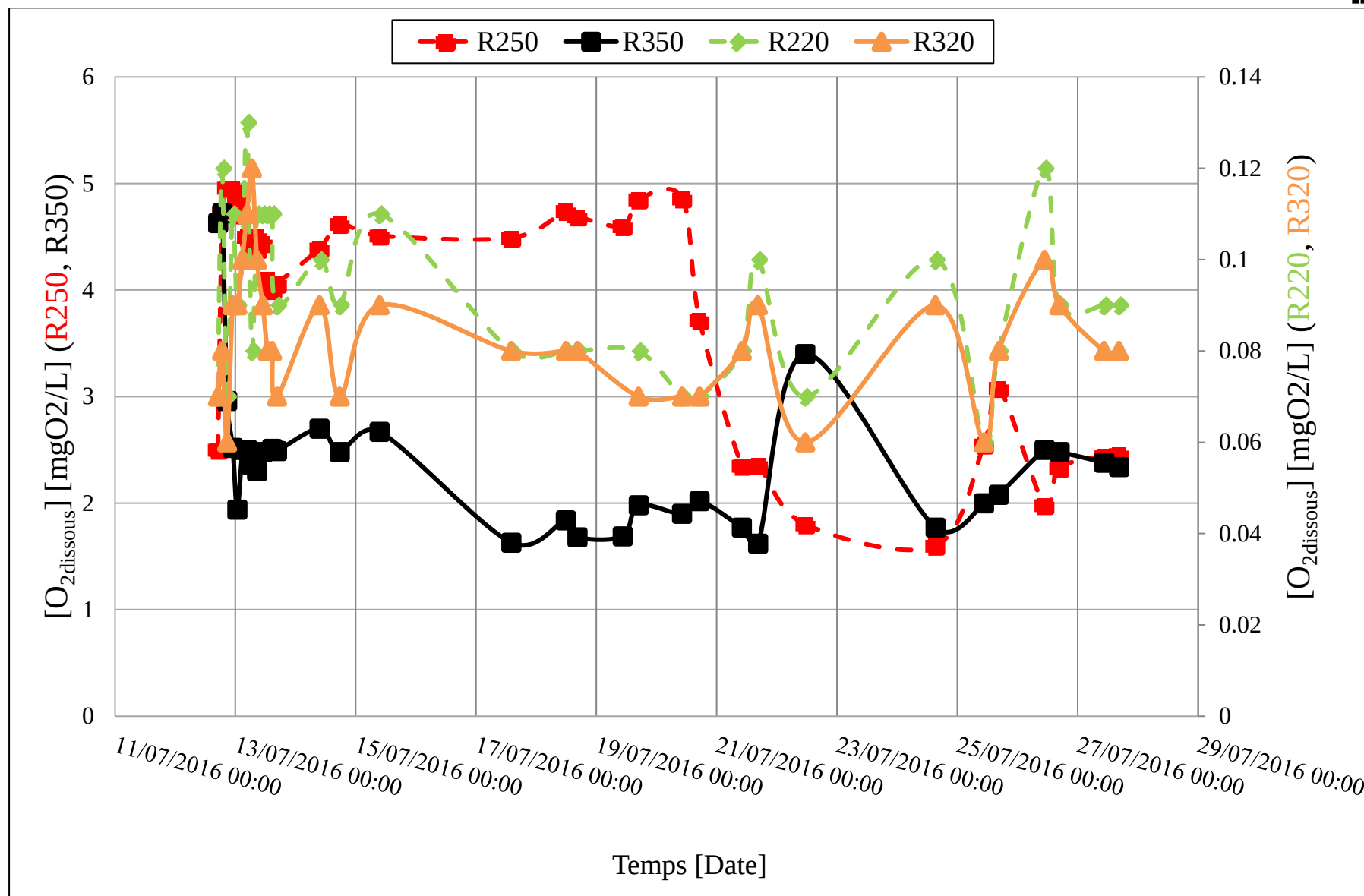
Annexe 12. Variations de l'ammonium lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



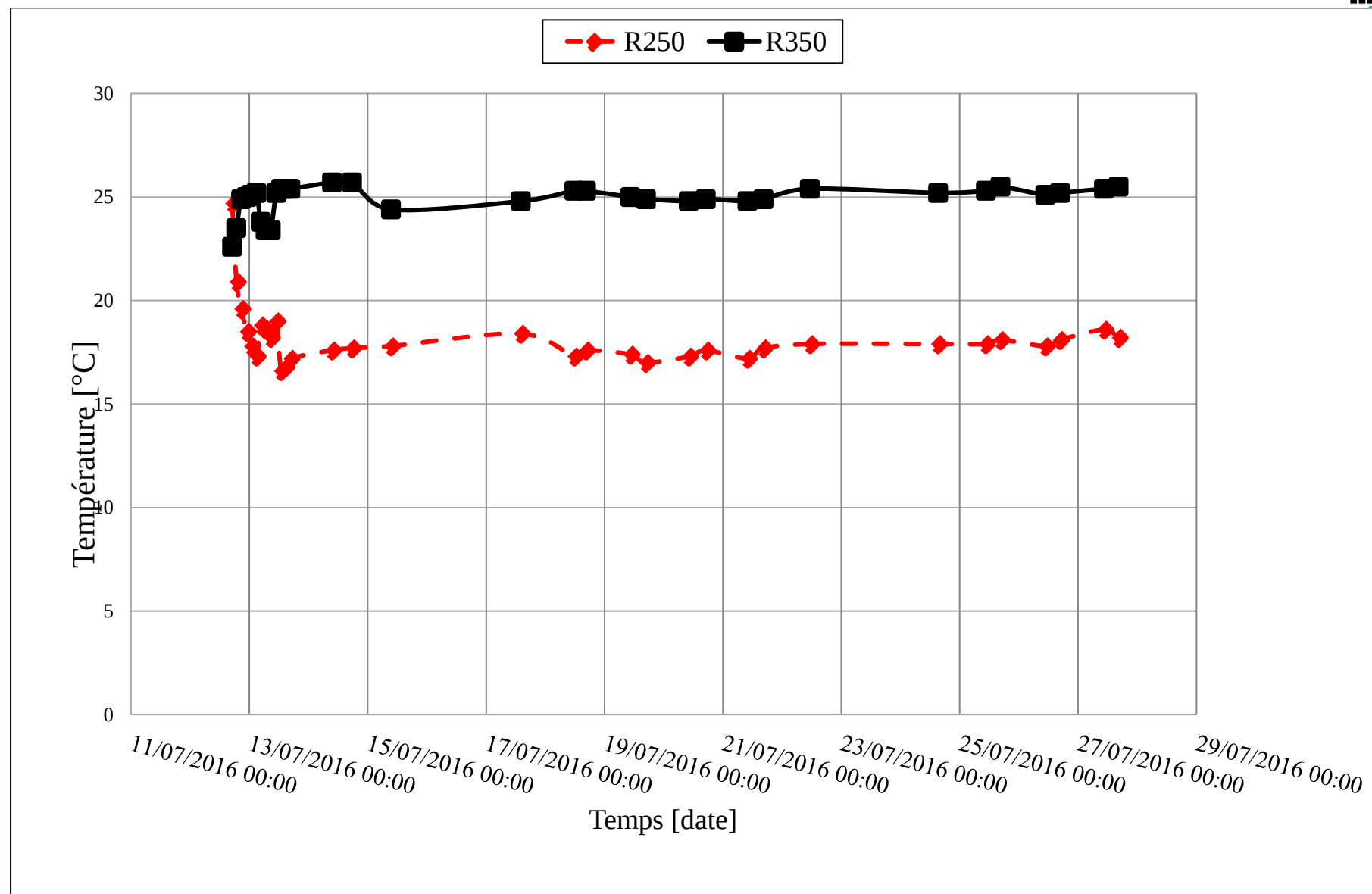
Annexe 13. Variations des nitrates lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



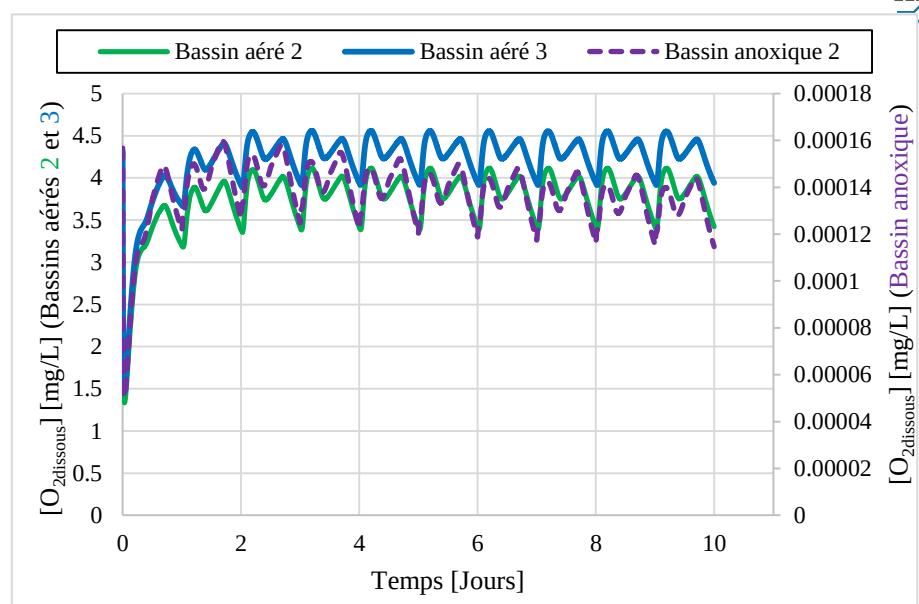
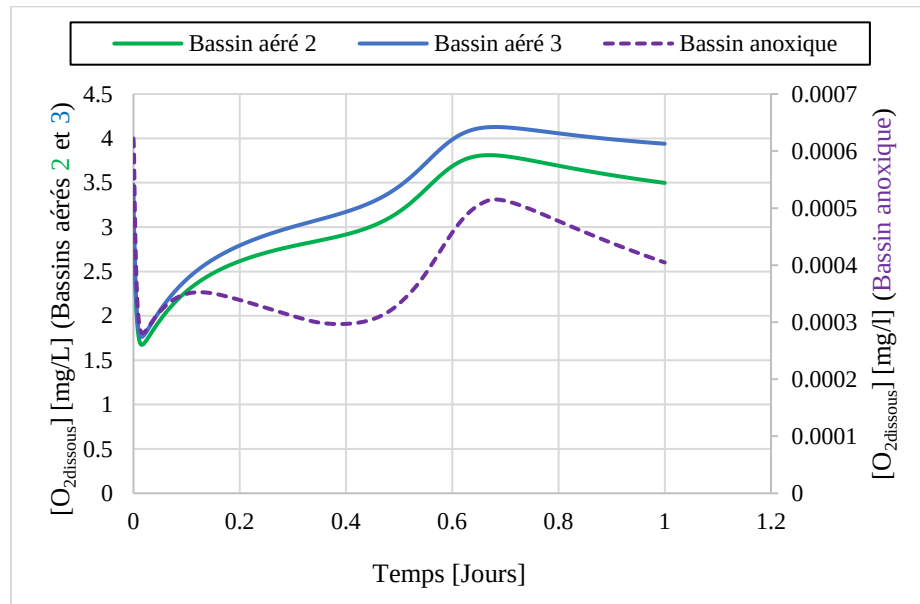
Annexe 14. Variations du pH lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage



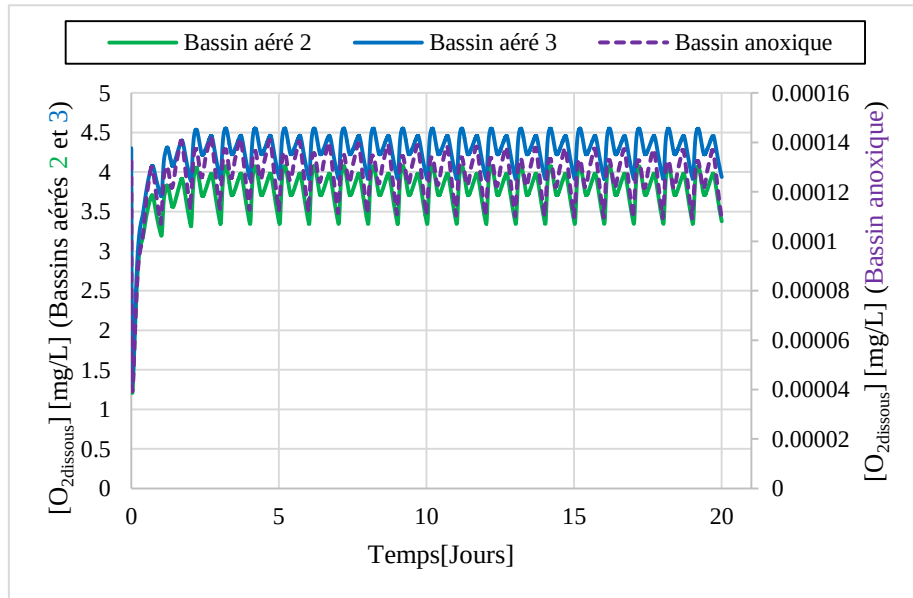
Annexe 15. Variations de l'oxygène dissous lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage

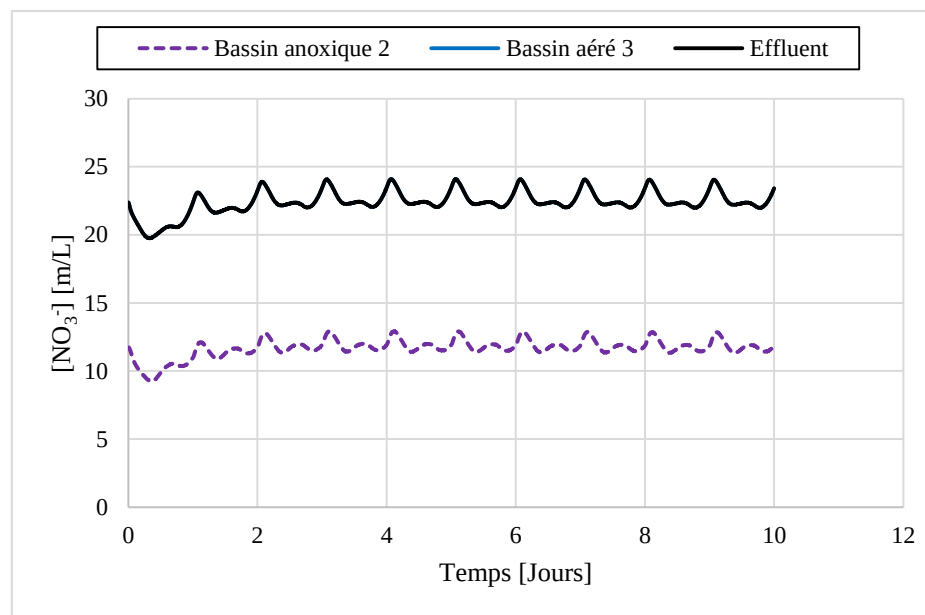
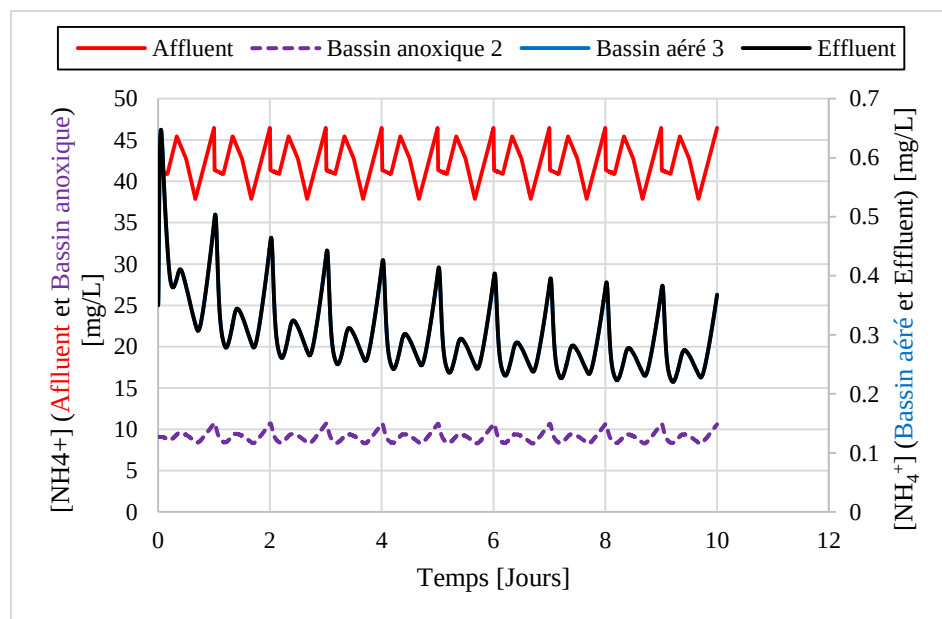


Annexe 16. Variations de la température lors de la 2^{ème} campagne d'échantillonnage

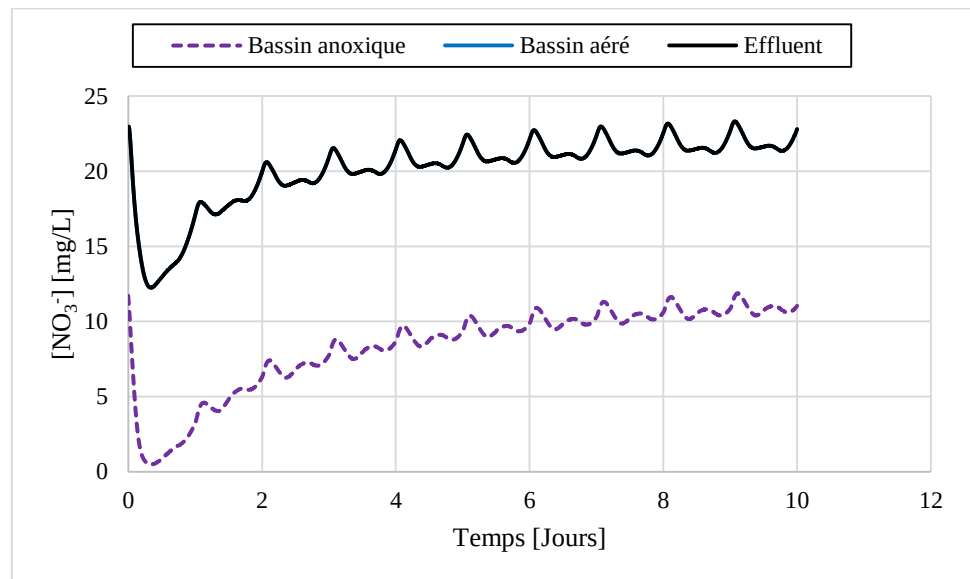
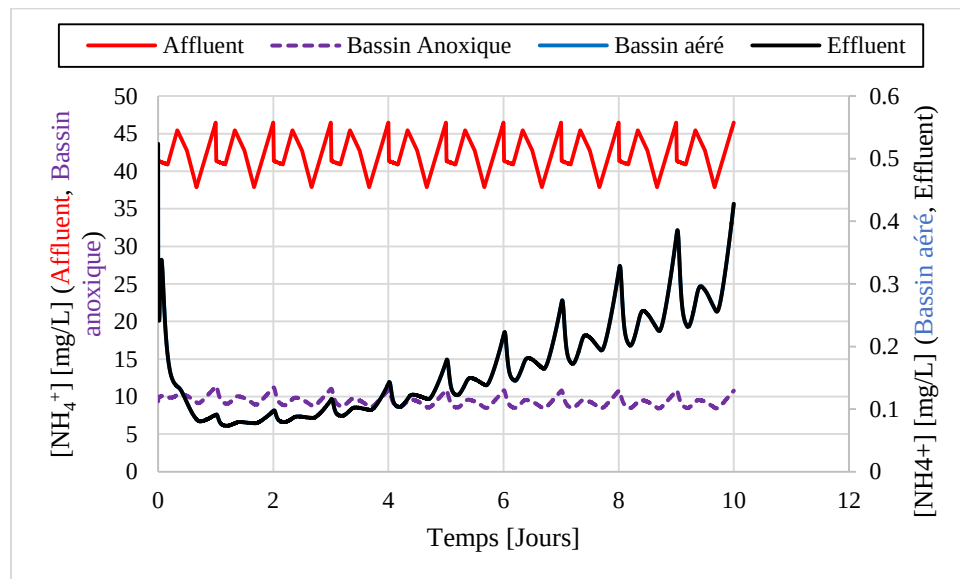
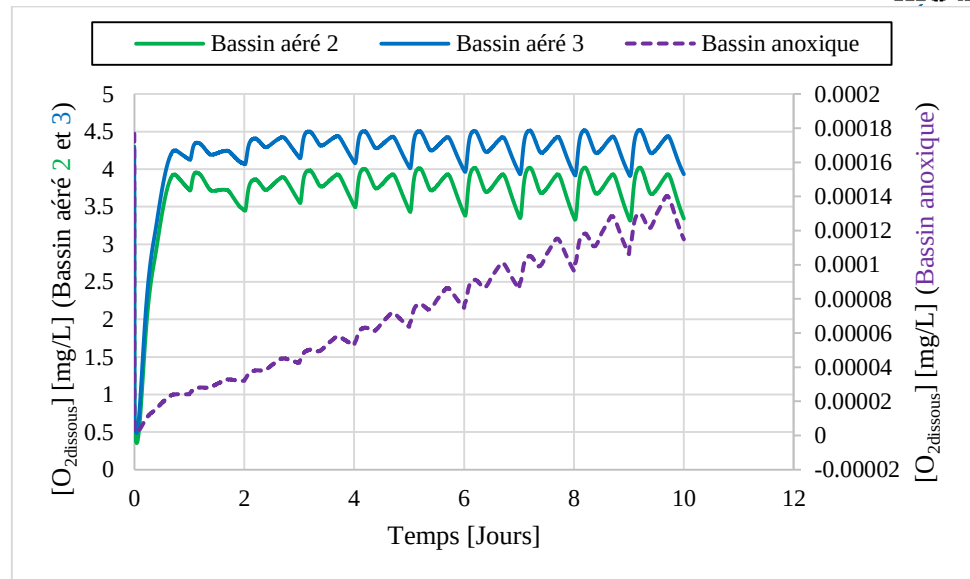
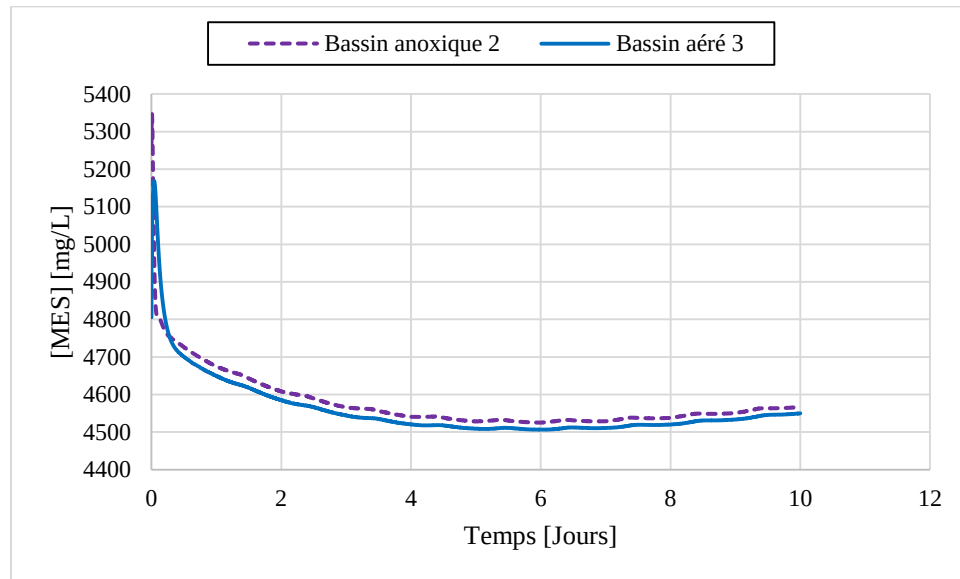


Annexe 17. Simulation de l'oxygène dissous : a) 1 jour b) 10 jours c) 20 jours

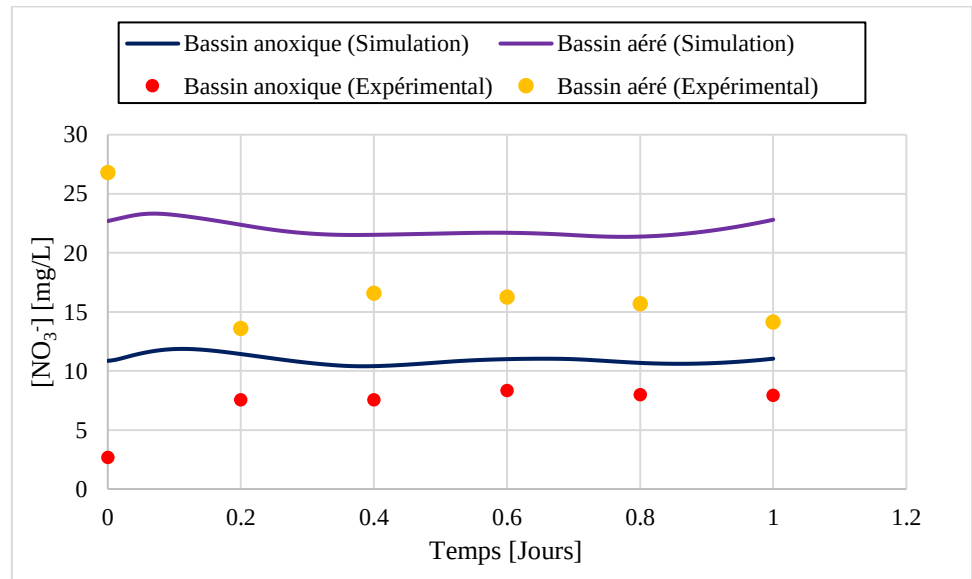
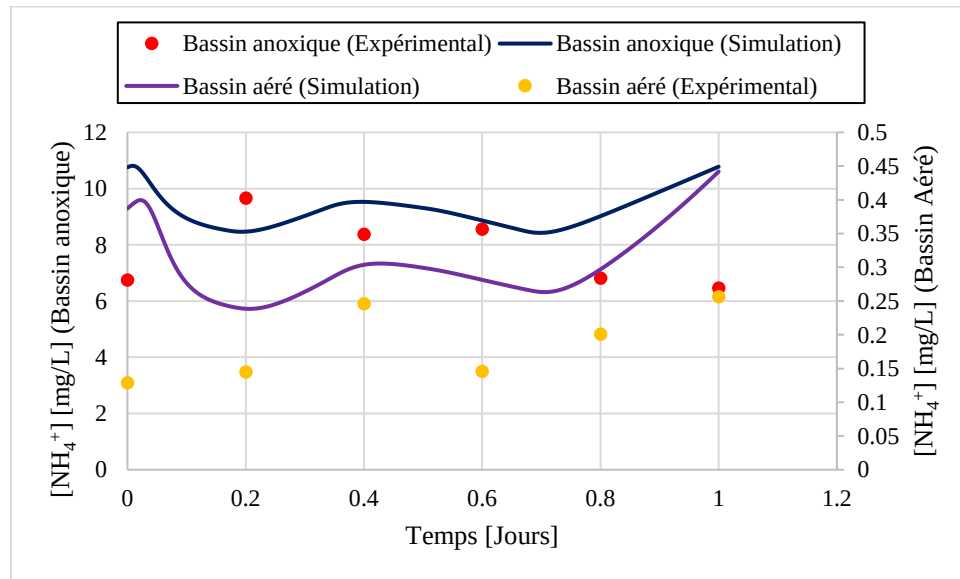
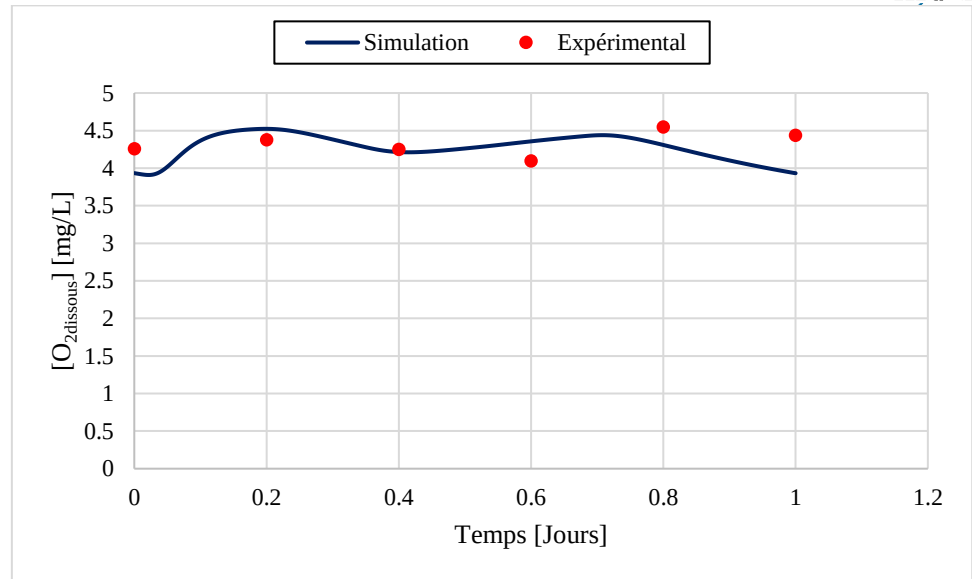
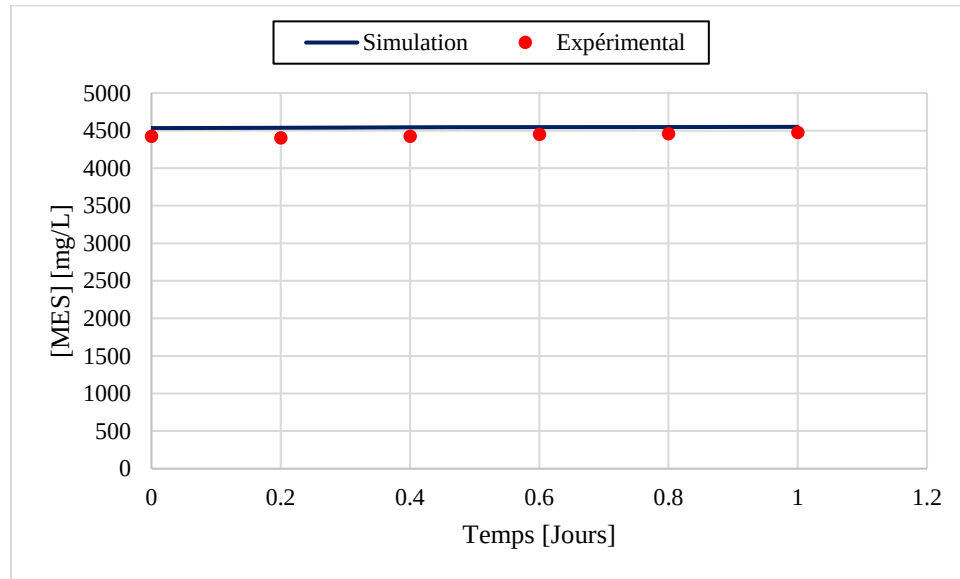




Annexe 18. Simulation de la teneur en ammonium et nitrates pendant 10 jours



Annexe 19. Simulation pour la calibration des MES sur une durée de 10 jours : a) MES b) $O_{2dissous}$ c) Ammonium d) Nitrates



Annexe 20. Comparaison entre les données simulées et expérimentales a) MES b) $O_{2dissous}$ c) Ammonium d) Nitrates

Glossaire

$\text{DCO}_{\text{totale}}$: Demande Chimique en Oxygène total

N_{total} : Azote total

NH_4^+ : Ammonium

NO_3^- : Nitrates

NO_2^- : Nitrites

COD: Chemical Oxygen Demand

TKN: Total Nitrogen

TA: Total Ammonium

TNO : Total Nitrate

Table des illustrations

FIGURE 1 UNIVERSITE LAVAL A QUEBEC.....	6
FIGURE 2. LOGO DE L'ACCREDITATION STARS	8
FIGURE 3. STATION DE TRAITEMENTS DES EAUX USEES A L'UNIVERSITE LAVAL : A) DECANTEUR PRIMAIRE CHAÎNE DE TRAITEMENT SECONDAIRE B) DESIGN 3D DE LA MICRO-STATION.....	10
FIGURE 4. RESIDENCE ET STATION DE POMPAGE.....	11
FIGURE 5. DECANTEUR PRIMAIRE VERTICAL (HENZE ET AL., 2008).....	11
FIGURE 6. PROCESSUS D'ÉLIMINATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE AU SEIN DES REACTEURS BIOLOGIQUES.....	12
FIGURE 7. INTERFACE DES DONNÉES DES CAPTEURS DE LA STATION SCADA EN CONTINUE	15
FIGURE 8. LOGICIEL « ANA_PRO ».....	16
FIGURE 9. LOGICIEL « PRECISIONNOW BASESTATION »	16
FIGURE 10. SCHEMA DETAILLE DE LA STATION DE TRAITEMENT DES EAUX USEES DE L'UNIVERSITE LAVAL.....	17
FIGURE 11. GOULOTTES DANS LES DECANTEURS	18
FIGURE 12. SYSTEME DE NETTOYAGE A L'AIR.....	19
FIGURE 13. PROBLEMATIQUE DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE.....	20
FIGURE 14. POINTS DE PRELEVEMENTS ET DE MESURES LORS DE LA PREMIERE CAMPAGNE	22
FIGURE 15. ECHANGEUR DE CHALEUR	23
FIGURE 16. POINTS DE PRELEVEMENTS DE LA DEUXIEME CAMPAGNE DE 24 HEURES ET DU SUIVI DURANT DEUX SEMAINES	24
FIGURE 17. INTERFACE DE WEST	25
FIGURE 18. MATRICE DES EQUATIONS DU MODELE DE BOUES ACTIVEES ASM1(HENZE ET AL., 1987)	26
FIGURE 19. MODELE DU DECANTEUR SECONDAIRE(TAKACS ET AL., 1991)	27
FIGURE 20. MODELE CALIBRE HYDRAULIQUEMENT (YUMENG AND VANROLLEGHEM, 2015).....	28
FIGURE 21. COMPOSANTES "INPUT" A) STANDARD B) CUSTOM	29
FIGURE 22. FRACTIONNEMENT DES COMPOSANTS « INPUT CUSTOM »	30
FIGURE 23. COMPOSANTES « OUTPUT CUSTOM »	31
FIGURE 24. DEFRACTIONNEMENT DES COMPOSANTES OUTPUT	31
FIGURE 25. VALEURS TYPQUES DES PARAMETRES DU MODELE (ULF, 1996)	32
FIGURE 26. LES SYSTEMES TRESCON ET PURCON	33
FIGURE 27. TRESCON AVEC LES TROIS MODULES D'ANALYSE ("WTW GMBH – SYSTEME D'ANALYSEUR TRESCON [®] ," N.D.)	34
FIGURE 28. MODULE D'ANALYSE NH ₄ -N ("WTW GMBH – ANALYSEUR TRESCON [®] POUR L'AMMONIAC," N.D.)	34
FIGURE 29. MODULE D'ANALYSE NO ₃ -N ("WTW GMBH – ANALYSEUR TRESCON [®] POUR NITRATE," N.D.)	35
FIGURE 30. MODULE D'ANALYSE NO ₂ -N("WTW GMBH – ANALYSEUR TRESCON [®] POUR NITRITE," N.D.)	35
FIGURE 31. SYSTEME DE FILTRATION ET FILTRE DE 0.45MM.....	36
FIGURE 32. MODULE DE NH ₄ -N DU TRESCON.....	37
FIGURE 33. EXEMPLE DE PROTOCOLE D'UNE METHODE HACH.....	37
FIGURE 34. POINTS DE MESURES LORS DE L'EXPERIENCE.....	38
FIGURE 35. ANALYSE DE DONNEES DE LA STATION SCADA.....	39
FIGURE 36. ANALYSE DES DONNEES DE LA STATION MONEAU (SPECTROLYSER).....	39
FIGURE 37. POMPE CHANGEÉE	40
FIGURE 38. LOGICIEL TEANVIWER POUR LE SUIVI DU PILOTE A DISTANCE	40
FIGURE 39. DEBIT D'AIR DANS LES REACTEURS AERES DU PILOTE ET DU COPILOTE	41
FIGURE 40. VARIATION DE LA TENEUR EN AMMONIUM AU NIVEAU DE L'AFFLUENT	43
FIGURE 44. PRECIPITATIONS AU COURS DU MOIS DE JUILLET ("TEMPERATURE MOYENNE," N.D.)	46
FIGURE 42. VARIATION DE LA TENEUR EN NH ₄ ⁺ DURANT L'ARRET DE L'AERATION	52

Table des tableaux

TABLEAU 1. NORMES DE REJETS AU QUEBEC(“MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L’ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES,” N.D.)	21
TABLEAU 2. PARAMÈTRES MESURES AUX POINTS DE PRÉLEVEMENTS ET DE MESURES.....	22
TABLEAU 3. PARAMÈTRES MESURES AUX POINTS DE PRÉLEVEMENTS ET DE MESURES.....	24
TABLEAU 4. INDICE DES VARIABLES DANS LE MODÈLE ASM1(ULF, 1996)	27
TABLEAU 5. DONNÉES EN ENTRÉE DE LA PREMIÈRE CAMPAGNE.....	30
TABLEAU 6. RENDEMENT D’ÉLIMINATION DE LA DCO _{TOTALE} AU SEIN DU PILOTE	42
TABLEAU 7. RENDEMENT D’ÉLIMINATION DES MES EU SEIN DU PILOTE	42
TABLEAU 8. RENDEMENT DE LA DÉGRADATION DE L’AZOTE TOTAL.....	43
TABLEAU 9. RENDEMENT D’ÉLIMINATION DE L’AMMONIUM	44
TABLEAU 10. COMPARAISON DE LA TENEUR EN NH ₄ ⁺ DU TRESCON ET TUBE HACH.....	51

Table des équations

<i>Nitrification: NH₄⁺ + 3/2 O₂ → NO₂⁻ + H₂O + 2H⁺ : ÉQUATION 1</i>	13
<i>Nitrification: NO₂⁻ + 1/2 O₂ → NO₃⁻ : ÉQUATION 2</i>	13
<i>Denitrification: NO₃⁻ → NO₂⁻ → NO → N₂O → N₂ : ÉQUATION 3.....</i>	14
<i>C₁₀H₁₉O₃N + 10NO₃⁻ → 5N₂ + 10CO₂ + H₂O + NH₃ + OH⁻ : ÉQUATION 4.....</i>	14
<i>Y_{SJ} = Y₀E^{-R_HX_J} - Y₀E^{-R_PX[*]_J} : ÉQUATION 5</i>	27

Table des matières

REMERCIEMENTS	3
L'AVIS, L'AVERTISSEMENT	3
RESUME	4
ABSTRACT	4
SOMMAIRE.....	5
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	6
I. PRESENTATION DU LIEU DE STAGE	6
1. <i>Université Laval</i>	6
2. <i>Génie des eaux</i>	6
3. <i>Chaire de recherche modelEAU</i>	7
II. DEVELOPPEMENT DURABLE.....	7
III. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS	8
CHAPITRE 2 : CONTEXTE DU PROJET	9
I. HISTORIQUE	9
II. PRESENTATION DU PILOTE	10
1. <i>Décanteur primaire</i>	11
2. <i>Pilote et co-pilote</i>	12
▪ Ammonification	12
▪ Nitrification.....	13
▪ Dénitrification.....	13
3. <i>Décanteur secondaire</i>	14
III. ACQUISITION DES DONNEES	14
1. <i>Station SCADA</i>	14
2. <i>Station monEAU</i>	15
CHAPITRE 3. MATERIELS ET METHODES	18
I. ENTRETIEN ET MAINTENANCE DU PILOTE ET DES CAPTEURS.....	18
1. <i>Entretien du pilote</i>	18
2. <i>Entretien des capteurs</i>	18
3. <i>Calibration et Validation des capteurs</i>	19
II. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE.....	19
1. <i>Problématique et Objectifs</i>	19
2. <i>Matériel et Méthode</i>	21
▪ L'avant campagne :.....	21
▪ Première campagne de 24 heures.....	21
▪ Deuxième campagne de 24 heures suivie de deux semaines d'échantillonnage	22
III. MODELISATION SUR WEST	25
1. <i>Historique</i>	25
2. <i>Modélisation du pilote</i>	25
▪ Modèle ASM1	26
▪ Modèle du décanteur secondaire	27
▪ Modèle de la campagne d'échantillonnage.....	28
▪ Calibration du modèle	32
IV. AzEAU ^{TE}	32
1. <i>PurCon</i>	33

2.	<i>TresCon</i>	33
▪	Module Analyseur NH ₄ -N	34
▪	Module Analyseur NO _x -N	34
▪	Module Analyseur NO ₂ -N	35
3.	<i>Installations et expériences</i>	36
▪	Première expérience	36
▪	Deuxième expérience	37
V.	GESTION DU PILOTE (ANALYSE DE DONNEES, MAINTENANCES, ASTREINTE)	38
1.	<i>Analyse des données</i>	38
2.	<i>Maintenances</i>	39
3.	<i>Surveillances et astreintes</i>	40
CHAPITRE 4. RESULTATS ET DISCUSSIONS		41
I.	CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE	41
1.	<i>Première campagne d'échantillonnage</i>	41
▪	Paramètres de contrôle	41
▪	Variation d'autres paramètres	42
▪	Variation des matières azotées	43
▪	Conclusion	44
2.	<i>Deuxième campagne de 24 heures suivi de deux semaines d'échantillonnage</i>	45
▪	Température	45
▪	DCO _{totale}	45
▪	pH	46
▪	Oxygène dissous	46
▪	Matière en suspension (MES)	47
▪	Matière azotée	47
▪	Conclusion	48
II.	MODELISATION SUR WEST	49
III.	AZEAUTE	51
1.	<i>Première expérience</i>	51
2.	<i>Deuxième expérience</i>	51
CHAPITRE 5. CONCLUSION		54
BIBLIOGRAPHIE		55
TABLE DES ANNEXES		58
ANNEXES		59
GLOSSAIRE		80
TABLE DES ILLUSTRATIONS		81
TABLE DES TABLEAUX		82
TABLE DES EQUATIONS		82
TABLE DES MATIERES		83