



**HAL**  
open science

# Simulation de la consommation d'oxygène dissous dans un sédiment poreux recevant des rejets urbains de temps de pluies

M. Doumbia

► **To cite this version:**

M. Doumbia. Simulation de la consommation d'oxygène dissous dans un sédiment poreux recevant des rejets urbains de temps de pluies. Sciences de l'environnement. 2016. hal-02604537

**HAL Id: hal-02604537**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02604537>**

Submitted on 16 May 2020

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

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



UNIVERSITÉ  
DE MONTPELLIER



Mémoire de master 2

Spécialité : Eau ressource

Parcours : Hydrologie Risque Environnement

Simulation de la consommation d'oxygène dissous par  
la matière organique dans un sédiment poreux recevant  
des rejets urbains de temps de pluie

Par

Mahamoutou Doumbia

Maitres de stage

Pascal BREIL (Irstea centre de Lyon-Villeurbanne)

Marie-Noëlle PONS (Laboratoire Réactions et Génie des Procédés Nancy)

Année

2015-2016

## *Remerciements*

*Je voudrais ici exprimer toute ma gratitude à Pascal BREIL et à Marie-Noëlle PONS, mes maitres de stage, pour leurs disponibilités et leurs accompagnements du début jusqu'à la fin de ce stage on ne peut plus riche pour moi.*

*Je tiens à remercier Pascal BOITARD, directeur de Irstea centre de Lyon Villeurbanne, et André PAQUIER, directeur de l'Unité de recherche Hydrologie-Hydraulique pour accueil.*

*Je tiens aussi à remercier tous les membres de l'équipe Hydrologie des bassins pour leurs conseils et orientations. Je tiens à remercier spécialement Tristan et Nicolas Bahl, mes collègues du bureau, pour avoir beaucoup facilité mon intégration dans le laboratoire.*

*Enfin je remercie tout ce qui, de près ou de loin, de quelque manière que ce soit, a contribué à ce modeste travail.*

## Table des matières

Introduction générale .....	4
Chapitre 1. Revue de travaux sur le métabolisme de l'oxygène dissous dans les cours d'eau .....	6
I. Facteurs de contrôle de l'oxygène dissous .....	6
I.1 Facteurs biologiques .....	6
I.2 Facteurs physiques .....	8
I.3 Facteurs chimiques .....	11
I.4 Importance des processus hyporhéiques dans le bilan d'oxygène dissous des cours d'eau peu profonds.....	11
I.5 Exemples de solution pour favoriser la biodégradation aérobie.....	15
II. Modélisation de la consommation d'oxygène dissous dans la zone hyporhéique .....	17
I.1 Zone d'étude .....	24
I.2 Mesure des gradients hydrauliques (Campagnes du 16/03/2016 et du 27/04 /2016) .....	30
I.3 Mesures de la conductivité hydraulique (Slug test).....	30
I.4 Méthode .....	33
I.4.1 Variables d'état prises en compte dans le modèle ASM1 .....	33
I.4.2 Paramètres stœchiométriques et cinétiques du modèle .....	35
I.4.3 Application des équations du modèle ASM1 au système d'écoulement de la zone hyporhéique du seuil 1 de la Chaudanne .....	36
a. L'initialisation .....	40
b. Le calage du modèle .....	40
c. La validation du modèle .....	40
Chapitre 3. Résultats, interprétations et Discussions .....	42
I. Résultats .....	42
I.1 Gradients hydrauliques .....	42
I.2 Conductivité hydraulique (Slug test) .....	44
I.3 Paramètres de qualité de l'eau suivis durant le projet EPEC .....	45
I.4 Résultats du calage en régime permanent de notre modèle.....	46
I.5 Résultats de la validation .....	48
I.6 Résultats des tests de sensibilité de conductivité et du gradient hydraulique .....	50
a. Tests sur la conductivité : .....	50
b. Tests de sensibilité sur le gradient hydraulique.....	51
II. Discussions .....	52

Conclusion.....	54
Références bibliographiques .....	0
Annexes.....	0

## Listes des figures

Figure 1. Sursaturation due à l'apport photosynthétique à la rivière Rio Chiquito (Mexique) du 22 Janvier 2012 à 00h00 au 26 Janvier 2012 à 23h40 (Correa-González et al. 2014).....	7
Figure 2. Solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau douce et dans l'eau de mer (Salinité = 35). (engineeringtoolbox.com 2016) .....	9
Figure 3. Facteurs de contrôle du taux d'oxygène dissous dans la colonne d'eau – Doumbia M. 2016 - .....	11
Figure 4. Représentative d'une zone hyporhéique. Source : Echanges entre le cours d'eau et la zone hyporhéique © J. Gibert, UCBL HBES (« Axe Rhône Saône » 2016).....	12
Figure 5. Les différents types de zone hyporhéique (Datry et al. 2008). .....	13
Figure 6. Principaux processus hyporhéiques en fonction de la taille de la granulométrie du lit du cours d'eau (Datry et al. 2008).....	14
Figure 7. Régimes d'écoulement en cascade (a) régime nappe 1, (b) régime nappe 2, (c) régime transitoire, (d) régime turbulent. (Khdhiri, Potier, et Leclerc 2014) .....	16
Figure 8. Systèmes d'aération d'un canal par l'installation (a) d'un bloc de pierre et (b) de deux blocs de pierre. (Cokgor et Kucukali 2004) .....	17
Figure 9. Illustration des trajets d'écoulement hyporhéique multi-échelles 3D (a) et un modèle à deux zones de stockage temporaire (b). (Cardenas 2015) .....	18
Figure 10. Modèle conceptuel de l'impact de la zone hyporhéique sur le budget biogéochimique total de l'écosystème en fonction de sa connectivité (exprimée ici par le débit) et de son activité métabolique (extrait de Findlay, 1995) et (traduit par Peyrard, 2008) .....	21
Figure 11. Site Monbequi (à Toulouse) ayant servi à valider le modèle 2SWEM (Peyrard, 2008).....	22
Figure 12. Localisation du cours d'eau Chaudanne (Namour 1999). .....	24
Figure 13. Représentative des différences de débit sur le cours d'eau la Chaudanne. À gauche le cours d'eau au début du mois de mai ; à droite le cours d'eau au milieu du mois de Juin. Source : Rapport GERVAIX Jonathan (2013).....	25
Figure 14. Seuil 1 de la rivière Chaudanne. Source Personnelle. ....	26
Figure 15. Caractéristiques géométriques et hydrauliques du Seuil 1 de la Chaudanne (Livrable L3.2 du projet EPEC, 2014) .....	28
Figure 16. Positionnement des puits dans le sédiment du seuil .....	29
Figure 17. Manomètre de mesure du gradient hydraulique.....	30
Figure 18. Dispositif de mesure de la conductivité hydraulique (Zhang 2014).....	31
Figure 19. Schéma simplifié de l'essai (Baudement 2011) .....	32
Figure 20. Décomposition de la DCO en variables d'état du modèle ASM1 -- Mahamoutou D. - .....	34

Figure 21. Décomposition de l'azote total en variables d'états du modèle ASM1 -- Mahamoutou D. -- .....	35
Figure 22. Configuration générale du système d'écoulement dans le sédiment poreux du seuil 1 de la Chaudanne. ....	36
Figure 23. Les 5 systèmes d'écoulements rencontrés dans le système de maillage de notre sédiment poreux .....	37
Figure 24. Système d'écoulement entre P3 et P5.....	38
Figure 25. Représentation graphique des gradients horizontaux des puits de l'axe de l'écoulement du Seuil 1. ....	42
Figure 26. Représentative des gradients verticaux le long du sédiment du seuil 1.....	43
Figure 27. Direction et sens de l'infiltration des particules dans la zone hyporhéique entre P3 et P5 .....	43
Figure 28. Les enregistrements du niveau de l'eau avec le slug test.....	44
Figure 29. Variations de l'oxygène, de la température dans la zone hyporhéique entre les puits P3 et P5 du seuil 1 de la rivière Chaudanne à la date du 01/04/2014 au 13/04/2014. (Livrable L3.2 du Projet Epec).....	45
Figure 30. Mise à l'équilibre de la biomasse hétérotrophe.....	46
Figure 31. Mise à l'équilibre biomasse autotrophe .....	46
Figure 32. Mise à l'équilibre de l'azote ammoniacal, $S_{nh}$ .....	47
Figure 33. Stabilisation des nitrates et nitrites, $S_{no}$ .....	47
Figure 34. Évaluation du modèle .....	49
Figure 35. Débits du cours d'eau et de la surverse du déversoir d'orage durant la période de validation .....	49
Figure 36. Tests de sensibilité sur la conductivité hydraulique $K_{moy}$ .....	50
Figure 37. Tests de sensibilité sur le gradient hydraulique.....	52

### Liste des Tableaux

Tableau 1. Flux d'eau moyens par saison en amont et aval du déversoir d'orage sur 10 ans (« PYO-EAU N°137 » 2011) .....	27
Tableau 2. Distances décimétriques des puits du seuil 1 à un point situé au milieu, sous l'ancien pont. ....	28
Tableau 3. Quelques valeurs fréquentes de fractionnement de la DCO sur l'effluent brut dans la littérature. ....	34
Tableau 4. Paramètres stœchiométriques et cinétiques typiques du modèle ASM1. (Jeppsson 1996).....	36
Tableau 5. Valeurs initiales des variables d'état du modèle.....	40
Tableau 6. Gradients horizontaux entre les puits situés dans l'axe de l'écoulement .....	42
Tableau 7. Conductivités hydrauliques entre les puits P1 et P3 du sédiment du seuil 1.....	45
Tableau 8. Cohérence des valeurs calées ( $K_{moy}=9^E-5$ m/s) .....	48

### Résumé

L'aptitude naturelle des cours d'eau à assimiler les pollutions organiques devient de plus en plus dépassée à cause de l'augmentation sans cesse croissante des rejets urbains. L'étude de cette aptitude des cours d'eau devient donc primordiale pour appréhender les facteurs déterminants de ce phénomène. Dans ce rapport, nous faisons une modélisation intra-journalière du phénomène de dégradation naturelle de la matière organique observée dans un sédiment poreux de la rivière Chaudanne, au cours du projet EPEC. Le projet EPEC, pour épuration en eau courante, s'est déroulé entre 2010 et 2014, et a été financé par l'Agence Nationale pour la recherche, ANR. La rivière Chaudanne est une petite rivière à faible dilution située à l'Ouest de Lyon. Puisqu'il n'existe pas encore de modèle capable de reproduire la dynamique de biodégradation intra-journalière dans les zones hyporhéiques, nous essayons ici d'adapter le modèle ASM1 de conception des bioréacteurs des stations d'épuration aux réactions de dégradation se produisant dans la zone hyporhéique du seuil 1 de Chaudanne. Après l'émission de quelques hypothèses simplificatrices, le modèle ASM1 a permis de reproduire la dynamique de consommation de l'oxygène dissous pour la période sans influence de l'effet du passage du petit pic d'apport de matière organique.

### Abstract

The natural ability of rivers to assimilate organic pollution becomes increasingly outdated because of the ever growing urban waste. The study of this ability of streams becomes paramount to understand the determinants of this phenomenon factors. In this report, we make an intraday modeling of natural degradation phenomena of organic matter observed in a porous sediment of the river Chaudanne, during the EPEC project. The EPEC project, for purification of running water, took place between 2010 and 2014, and was financed by the National Research Agency, ANR. Chaudanne River is a small river at low dilution located at west of Lyon. Since there is no model that can reproduce the dynamics of intra-day biodegradation in hyporheic areas, here we try to adapt the model of bioreactors ASM1 treatment plants to degradation reactions occurring in hyporheic threshold 1 Chaudanne. After issuing a few simplifying assumptions, the ASM1 model has been able to reproduce the dynamic consumption of dissolved oxygen for the period without the influence of the effect of the passage of the small peak of organic matter intake.

## Introduction générale

L'eau est une ressource naturelle fondamentale pour toute vie sur terre ; les ressources en eau sont renouvelables. Cependant elles se trouvent de plus en plus exposées à une multitude de pollutions essentiellement d'origines humaines. La croissance rapide de la population, l'augmentation du niveau de vie, les progrès agricoles, l'urbanisation ainsi que le développement industriel ne cessent d'exercer des pressions importantes sur elles. L'expansion des villes sur les rives des rivières, des fleuves et des lacs augmente la pollution de l'eau, causée par les rejets domestiques et des industries. Les progrès agricoles s'accompagnent aussi d'une plus grande utilisation d'engrais et de pesticides par les exploitants agricoles, ce qui accroît la pollution. Les cours d'eau, seuls réceptacles de ces rejets urbains, deviennent alors si riches en nutriments que leurs capacités naturelles d'amélioration de la qualité ne suffisent plus à assimiler ces pollutions.

Cette capacité naturelle des cours d'eau est connue sous le nom d'« auto-épuration ». C'est un processus qui consiste essentiellement en une consommation d'énergie importée sous forme organique, elle s'observe quand l'élimination (oxydation, métabolisation) prévaut sur les apports (Namour 1999). Cela conduit à un recyclage efficace de la matière organique et à la situation des cours d'eau limpide et à faible quantité de matière organique. Depuis fort longtemps, l'existence de ce processus naturel dans les rivières est reconnue par l'homme. Ce qui l'amena sans doute par supposer que les eaux usées ne peuvent pas causer de préjudices appréciables aux cours d'eau. Il s'est ainsi donné le droit pendant très longtemps de rejeter ses eaux usées dans les rivières.

Si une prise de conscience générale de l'impact particulier des rejets urbains a tardé jusqu'aux trois ou quatre dernières décennies, c'est parce que les pressions exercées n'avaient encore pas dépassé les capacités d'assimilation des cours d'eau. Aujourd'hui nous nous rendons à l'évidence que la qualité de plus en plus médiocre de la plupart des cours d'eau provient de l'intensification des pressions dues aux activités humaines. Et cela crée de nombreux conflits entre les différents usagers de ces ressources en eau. Outre la ruine de l'activité de pêche et l'aquaculture, et la restriction voire l'interdiction des zones de baignade, des apports de matière organique (MO) abondants et récurrents posent de sérieux problèmes aussi à l'alimentation en eau potable. Pour une résolution durable de ces conflits soulevés par ces demandes spécifiques, une gestion intégrée de la qualité de l'eau s'impose. C'est ainsi que la bataille de la reconquête de la qualité de l'eau a été lancée. L'Europe s'est alors imposé l'obligation d'atteindre le Bon Etat Ecologique d'ici 2021 par la DCE (Directive Cadre Européen).

Selon les prédictions de l'ONU, le développement urbain va continuer de croître, 2,5 milliard de personnes supplémentaires devraient vivre dans les zones urbaines d'ici 2050<sup>1</sup>. Les réseaux d'assainissement déborderont sans doute, de plus en plus fréquemment vers les cours d'eau. Si

---

<sup>1</sup>(United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 2015)

## *Introduction*

aucune action ne se fait pour anticiper ces futures pressions sur les ressources en eau, les conséquences seront catastrophiques.

Durant ce stage, nous nous intéresserons particulièrement aux énormes quantités de matière organique régulièrement déversées dans les cours d'eau par les stations d'épuration, les déversoirs d'orage, les exutoires pluviaux. En effet, une augmentation trop importante de la concentration en matière organique appauvrit les cours d'eau de la teneur en oxygène, pourtant indispensable à la vie de la faune aquatique. Les bactéries aérobies, jouant le rôle essentiel de l'autoépuration par transformation de la matière organique en ammonium, nitrites, nitrates sont les premiers microorganismes menacés. Il est donc nécessaire d'étudier cette présence de plus en plus inquiétante de la matière organique afin de trouver des voies et moyens pour limiter les impacts du développement urbain sur les ressources en eau.

Dans la première partie de ce rapport, une revue de travaux sur le métabolisme de l'oxygène dissous dans les cours d'eau a été réalisée : des facteurs de contrôle du taux d'oxygène dissous, à la nécessité d'accorder plus d'attention aux besoins en oxygène de la zone hyporhéique, siège de la biodégradation de la matière organique le long des cours d'eau.

Dans la deuxième partie, les particularités des eaux rejetées dans notre structure d'étude par rapport aux rivières ordinaires d'eaux quasi-claires sont mises en évidence. Aussi, les matériels et méthodes dont nous avons fait recours, y sont exposés.

Dans la dernière partie, le chapitre 3, nous présentons les résultats et discutons de ces résultats et des hypothèses ayant permis.

Ce stage s'est déroulé au sein de l'équipe Hydrologie des bassins versants de l'Unité de recherche Hydrologie-Hydraulique de l'Irstea centre de Lyon-Villeurbanne dont l'organisation est illustrée dans l'annexe 1. Le thème de ce stage se situe plus précisément dans la discipline éco-hydrologie parmi les nombreuses disciplines abordées par cette équipe.

## Chapitre 1. Revue de travaux sur le métabolisme de l'oxygène dissous dans les cours d'eau

### I. Facteurs de contrôle de l'oxygène dissous

La pertinence de l'oxygène dissous (DO) en tant que principal indicateur de la santé générale des écosystèmes aquatiques a été largement reconnue (Correa-González et al. 2014). Il intervient dans la majorité des processus chimiques (oxydation, réduction,...) et biologiques d'autoépuration (dégradation de la matière organique,...). Végétaux et animaux l'utilisent pour la respiration.

La concentration en oxygène dissous est un paramètre important de la qualité de l'eau dans les environnements naturels (Khdhiri, Potier, et Leclerc 2014). Par exemple, l'augmentation de l'oxygène dissous dans les cours d'eau contribue à l'amélioration de la qualité de l'habitat aquatique (Cokgor et Kucukali 2004). Plus la concentration en oxygène dissous dans un cours d'eau est faible, plus la diversité des espèces animales et végétales qui y vivent se trouve appauvrie (perte de la diversité biologique). La concentration en oxygène dissous est donc l'un des paramètres qui déterminent les espèces qui pourront vivre dans un milieu aquatique ainsi que leur nombre.

Cependant, cette concentration en oxygène dissous n'est pas constante, elle suit une variation cyclique caractérisée par des valeurs maximales durant le jour et minimales durant la nuit, souvent avant l'aurore (Villeneuve et al. 2006). La déplétion d'oxygène dissous dans un cours d'eau peut être renforcée la nuit en raison de l'importance de son exposition aux activités anthropiques. Ainsi les conditions d'oxygénation mesurées le jour peuvent être surestimées et, par le fait même, non représentatives des conditions réelles. La dynamique de l'oxygène dissous est complexe et implique des interactions entre plusieurs facteurs : physiques, chimiques et biologiques (Wang et al. 2003).

#### I.1 Facteurs biologiques

La dynamique de l'oxygène dissous dans les milieux aquatiques est fortement influencée par la présence de la faune et de la flore aquatiques. Dans les cours d'eau recevant des rejets d'eaux usées très chargées en matière organique, en azote organique et ammoniacal, la consommation d'oxygène durant les processus d'oxydation biologique de l'azote et de l'assimilation de la matière organique est très élevée. En effet, l'oxydation biologique complète de 1 mg d'azote ammoniacal en nitrate requiert plus de 4 mg d'oxygène (Ministère de l'agriculture et de la forêt (France), Sous-direction du développement rural 2002). La faune épuratrice a, elle aussi, besoin d'oxygène pour l'assimilation de la matière organique. Parmi ces microorganismes consommateurs d'oxygène, l'activité hétérotrophe serait particulièrement susceptible d'influencer à court terme les variations de la concentration en oxygène dissous notamment dans les rivières fortement anthropisées. La désoxygénation dans la Seine serait principalement due aux bactéries allochtones, apportées par le rejet (Seidl, Servais, et Mouchel 1998). Leur croissance est plus élevée que celle des bactéries fluviales (autochtones) mais leur vitesse de disparition l'est aussi.

Par contre, dans les environnements aquatiques, l'apport d'oxygène pur en présence d'une forte activité photosynthétique peut conduire à des niveaux de sursaturation très élevés comme il a été observé en 2014, un maximum de sursaturation de 200 à 250% sur la zone humide de rejet végétalisée de Crainvilliers au moment où le rayonnement photosynthétique était maximum (Zhang 2014). La figure suivante montre aussi un cas de sursaturation due à la production photosynthétique dans la rivière de RIO Chiquito en Mexique (Correa-González et al. 2014).

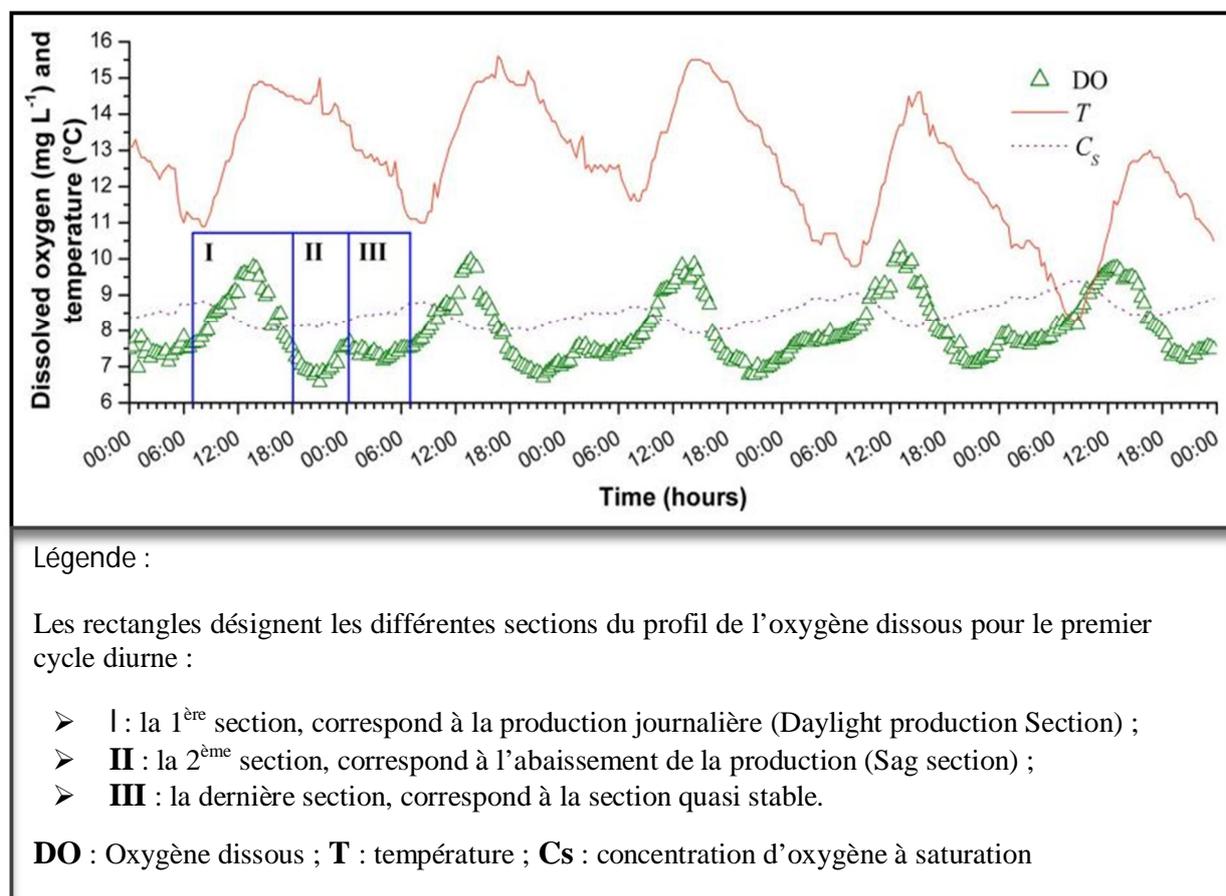


Figure 1. Sursaturation due à l'apport photosynthétique à la rivière Rio Chiquito (Mexique) du 22 Janvier 2012 à 00h00 au 26 Janvier 2012 à 23h40 (Correa-González et al. 2014).

### Section I :

La première section comprend la période de production journalière (en pleine lumière) et a lieu approximativement de l'aube à juste avant le coucher du soleil. L'allure de l'augmentation de l'oxygène dissous durant cette période ressemble à une demi-sinusoïde, allant au-dessus de la valeur de saturation aux alentours de 9h00 et retombe en dessous de la valeur de saturation autour de 16H00. La teneur en oxygène dissous maximale a été observée à 13h40 dans les deux premiers jours de la période d'observation. Durant les deux derniers jours, la période entre le midi solaire et la concentration maximale en oxygène dissous a été réduite, avec le maximum de l'oxygène dissous apparaissant à 13H00. Ces deux jours correspondent aux jours les plus froids de la période d'observation. Durant ces deux derniers jours, la température (la lumière) s'est abaissée dans l'après-midi un peu plus tôt que dans les premiers jours. La moyenne de la concentration maximale d'oxygène dissous est de  $9.93 \text{ mgL}^{-1}$  avec la plus élevée des

## Chapitre 1

concentrations maximales à  $10.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  au 25 Janvier et la plus faible des concentrations maximales à  $9.76 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  au 26 Janvier.

### Section II

De 18H00 à 00H00 environ, le profil de l'oxygène dissous forme un petit arc qui contient la concentration minimale. Les plus faibles valeurs de l'oxygène dissous ont eu lieu dans la nuit, aux alentours de 20H00-21H40 avec une concentration moyenne de  $6.86 \text{ mgL}^{-1}$ , la plus élevée et la plus faible des concentrations minimales étant respectivement  $7.21 \text{ mgL}^{-1}$  au 26 Janvier et  $6.57 \text{ mgL}^{-1}$  au 22 Janvier. Après l'apparition du minimum, l'oxygène dissous recommence à croître mais autour de 00H00-02H00 un petit pic est atteint (Pic de nuit). La plus élevée des concentrations maximales des pics de nuit est de  $7.93 \text{ mgL}^{-1}$  au 26 Janvier alors que le plus faible pic de nuit de  $7.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  a eu lieu le 24 Janvier.

### Section III

Dans la dernière partie de la nuit, le profil d'oxygène dissous a une concavité beaucoup moins prononcée que dans la section II qui varie approximativement du temps où le pic de nuit apparaît au lever du soleil. La section III peut être considérée comme la section quasi stable puisque la variation de l'oxygène dissous y est minimale.

Toute activité enzymatique des bactéries est dépendante de la température. Une diminution de la température entraînera un ralentissement des réactions alors qu'une augmentation de la température les accélérera.

Enfin la production d'oxygène phytoplanctonique est aussi très importante dans le bilan d'oxygène dissous dans les milieux aquatiques. Cependant les polluants toxiques des rejets urbains sont susceptibles de diminuer cet apport phytoplanctonique et d'aggraver ainsi les déficits de près d'un milligramme d'oxygène voire plus en période de forte production (Seidl, Servais, et Mouchel 1998).

## I.2 Facteurs physiques

### I.2.1. Température

Le cycle journalier de la concentration en oxygène d'une rivière est évidemment influencé par la température de l'eau. En effet, la température est un facteur ayant différents effets sur plusieurs processus touchant la concentration d'oxygène en milieu aquatique, notamment le taux de ré-aération ou taux de transfert d'oxygène, la production photosynthétique, la respiration et la saturation de l'eau en oxygène (Légaré 1998). La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue lorsque la température augmente, entraînant ainsi une diminution de la concentration en oxygène à saturation. Ce phénomène peut être compensé par un apport en oxygène tel que par la photosynthèse. La température augmente le taux de consommation d'oxygène par les organismes durant le jour (effet de l'énergie solaire sur la température de l'eau). La concentration en oxygène d'une eau bien mélangée et peu productive devrait être en grande partie contrôlée par la température. Légaré (1998) a pu montrer qu'effectivement une baisse du rôle de la température sur la concentration en oxygène était observée lorsque l'on passe d'une eau de bonne qualité à une rivière très polluée.

Par ailleurs la solubilité de l'oxygène varie aussi en fonction de la salinité de l'eau et de la pression atmosphérique. L'oxygène se dissout beaucoup plus dans une eau douce que dans une eau salée. Sa dissolution augmente également avec la pression atmosphérique. Les deux figures suivantes montrent ces variations de la solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau douce et dans l'eau de mer sous une pression atmosphérique allant de 1 à 4 bars.

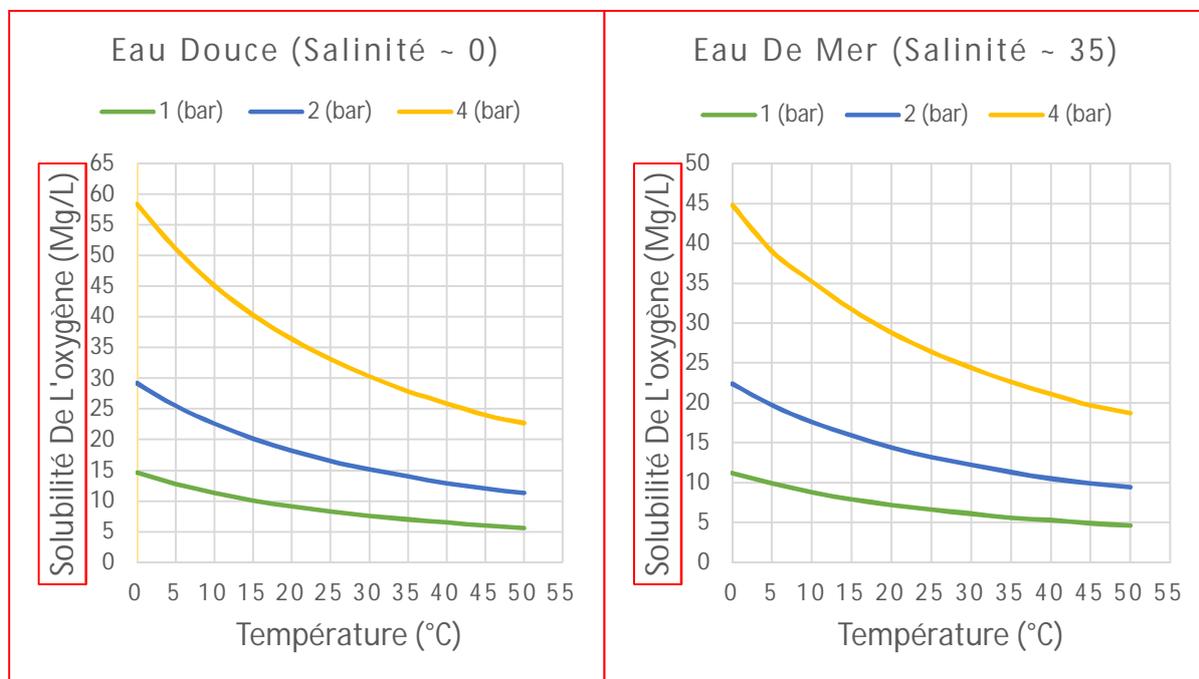


Figure 2. Solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau douce et dans l'eau de mer (Salinité = 35<sup>2</sup>). (engineeringtoolbox.com 2016)

### I.2.2. Ré-aération ou transfert d'oxygène

La ré-aération fait référence au transfert de masse d'oxygène à l'interface air-eau dont la force motrice est la différence entre la concentration de saturation en oxygène et la concentration réelle en oxygène dissous dans l'eau (Correa-González et al. 2014). En cas de sous-saturation, l'oxygène est introduit dans le courant par ré-aération, mais si le flux est sursaturé, de l'oxygène est perdu dans l'atmosphère par le même procédé (Knapp, Osenbrück, et Cirpka 2015). La ré-aération varie en fonction de la température de l'eau et du débit, du type d'écoulement (fluvial, torrentiel) ou de la vitesse du courant. Les échanges d'oxygène air-eau peuvent être suffisamment élevés pour compenser les pertes en oxygène dues à une forte activité hétérotrophe, surtout dans le cas d'une rivière polluée et caractérisée par une forte pente et une vitesse de courant élevée favorisant par le fait même la ré-aération (Wilcock et al. 1995). Selon cette même étude, un coefficient de ré-aération relativement important pourrait ainsi permettre de réduire les risques d'anoxie pendant la nuit.

La ré-aération peut être prépondérante par rapport à l'activité biologique sur les variations journalières de l'oxygène, particulièrement pour une rivière sous couvert végétal avec un débit relativement plus élevé, soit de 80 à 150 (litre/sec) (Guasch et al. 1998). En revanche, pour une

<sup>2</sup> 35 g sel dissous / kg de l'eau de mer = 35 ppt = 35 o/oo = 3.5% = 35,000 ppm. (engineeringtoolbox.com 2016)

rivière en milieu ouvert et dont le débit est plus faible, soit de 3 à 12 (litre/sec), les variations diurnes sont influencées par la ré-aération et l'activité biologique (Guasch et al. 1998).

### I.2.3. Lumière

Le cycle diurne de l'oxygène est fortement influencé par la disponibilité de la lumière car elle conditionne d'une part l'activité autotrophe, et d'autre part, les variations de la température de l'eau (Villeneuve et al. 2006). L'étude des facteurs limitant la croissance phytoplanktonique montre que la température et la lumière jouent un rôle déterminant en hiver. Et qu'au printemps, dès que le flux d'énergie solaire devient suffisant, le développement du phytoplankton se traduit par un épuisement rapide des sels nutritifs du milieu, qui deviennent alors le premier facteur limitant la production primaire (Hafsaoui, Quéguiner, et Tréguer 1985).

La concentration en matière en suspension peut aussi influencer la production primaire de façon indirecte par la diminution de la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse (Villeneuve et al. 2006). L'effet de la luminosité sur les variations diurnes de l'oxygène peut s'observer lors de certains événements de courte durée (quelques heures), comme lors de l'arrivée des eaux d'évacuation d'un réservoir. Celle-ci engendre une augmentation de la turbidité de l'eau par la remise en suspension des sédiments et, par le fait même, une diminution de la pénétration de la lumière. Ceci a pour effet de faire chuter l'activité photosynthétique et de faire augmenter les taux de respiration algale et bactérienne, causant ainsi une diminution de la concentration en oxygène dans le milieu et une perturbation du cycle diurne de l'oxygène (Barillier, Garnier, et Coste 1993). Un tel événement s'apparente à une augmentation du débit après un orage qui fait augmenter la turbidité de l'eau. De plus, les eaux de ruissellement apportées à la rivière lors des pluies intenses sont susceptibles d'être chargées en matière organique dissoute (Villeneuve et al. 2006).

Dans les milieux à faible vitesse d'écoulement l'apport de matière organique augmente l'activité biologique avec la production d'algues microscopiques et parfois de lentilles d'eau. Ces dernières peuvent totalement couvrir un plan d'eau empêchant la lumière de passer. Il s'ensuit une chute importante de l'oxygène dissous par absence de photosynthèse et augmentation de la matière organique liée à la mortalité des algues.

### I.2.4. Événements météorologiques ponctuels

Certains événements météorologiques ponctuels sont susceptibles d'intervenir dans le cycle diurne de l'oxygène en rivière. Les précipitations et les eaux de ruissellement sont chargées en oxygène et constituent ainsi un apport en oxygène pour le milieu. Les eaux de fonte de neiges apportées à la rivière viennent aussi modifier le bilan journalier en oxygène de différentes façons :

- elles peuvent faire augmenter le taux de ré-aération (si le débit est important) par l'augmentation du débit ;
- elles provoquent une augmentation de la concentration à saturation par l'abaissement de la température de l'eau ;
- elles causent une diminution du taux de consommation de l'oxygène car elles contiennent moins de matériel organique et abaissent la température ;

### I.3 Facteurs chimiques

Les éléments nutritifs apportés dans la rivière peuvent influencer sur le cycle diurne de l'oxygène en favorisant l'activité photosynthétique. Les processus d'oxydation photochimique (photolyse) peuvent aussi avoir une influence sur les fluctuations journalières de l'oxygène dissous. L'oxydation chimique comme du fer présent dans les sédiments est aussi une perte potentielle mais probablement mineure dans le bilan d'oxygène (Villeneuve et al. 2006).

Le schéma ci-dessous résume l'ensemble des facteurs intervenant dans le bilan d'oxygène dissous dans les cours d'eau.

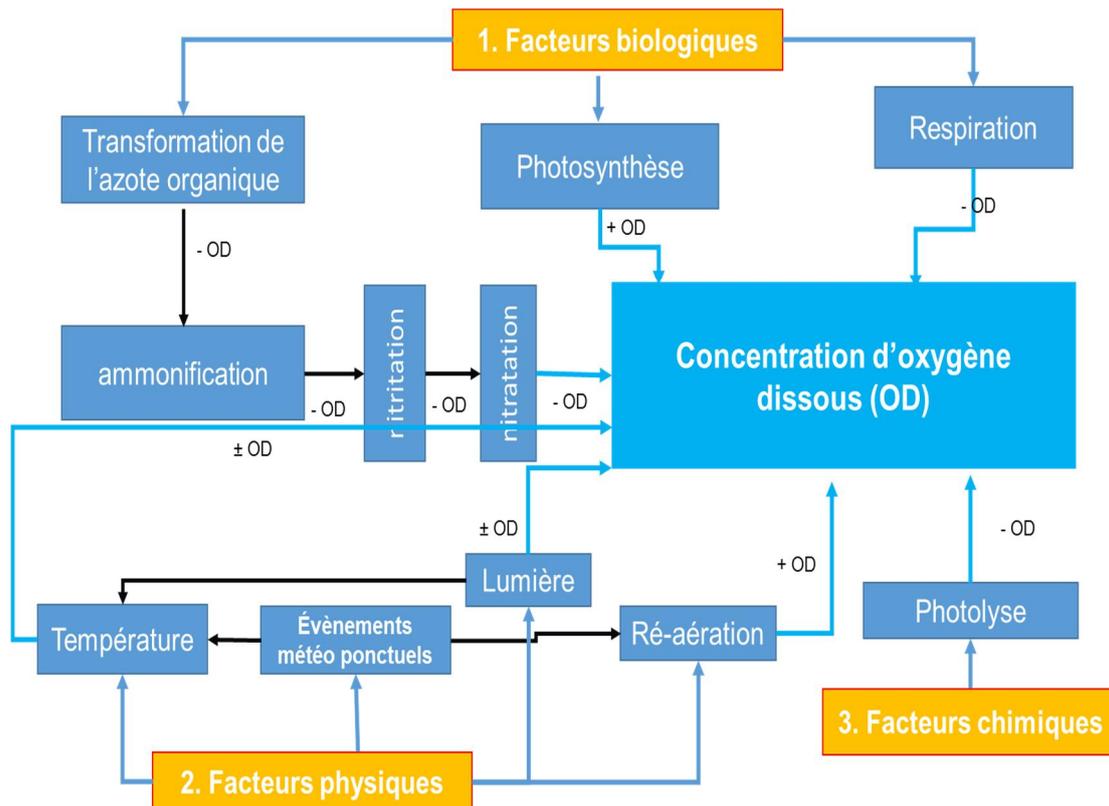


Figure 3. Facteurs de contrôle du taux d'oxygène dissous dans la colonne d'eau – Doumbia M. 2016 -

Il est à noter que l'ensemble des facteurs de régulation de la dynamique de l'oxygène dégagés précédemment se déroulent essentiellement suivant la colonne d'eau dans les cours d'eau peu profonds. Certes, il est important de prendre en compte ces processus, cependant la dimension verticale ne peut pas être négligée car les activités humaines qui impactent les cours d'eau, les altèrent sur toutes leurs dimensions, et notamment leur dimension verticale représentée par la zone hyporhéique (Datry et al. 2008).

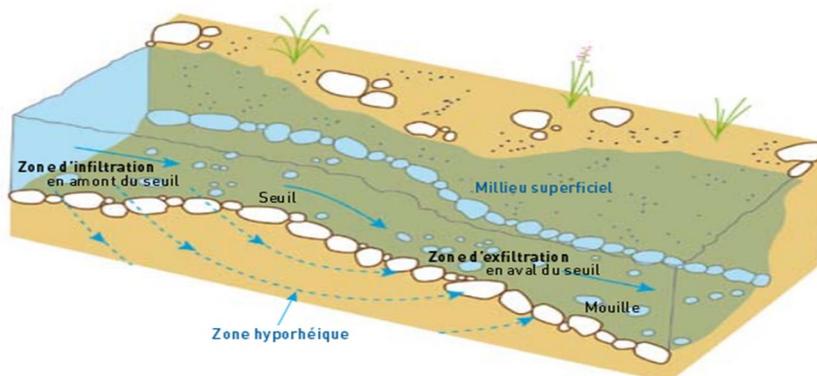
### I.4 Importance des processus hyporhéiques dans le bilan d'oxygène dissous des cours d'eau peu profonds

Il est important quand on s'intéresse à la variation de la concentration en oxygène dissous des cours d'eau, de prendre en compte, en plus des processus se déroulant dans la colonne d'eau, les échanges et les processus qui ont lieu dans la zone d'interface rivière-nappe. Le phénomène

d'autoépuration des cours d'eau comprend l'ensemble des processus naturels qui permettent le recyclage des minéraux et organiques, et l'élimination des charges excessives (Ostroumov 1998). Les mêmes processus physiques (sédimentation, dilution, adsorption), chimiques (oxydation, réduction) et biologiques (assimilation, oxydation et réduction microbienne) qui se déroulent dans la colonne d'eau, se déroulent aussi dans la zone hyporhéique (Datry et al. 2008).

Parmi les principaux compartiments biogéochimiquement actifs ou compartiments fonctionnels (la pleine eau (PE), le complexe périphyton-sédiments(CPS), les sédiments fins), il a été largement démontré que le sous-écoulement (SE) au sein des sédiments macroporeux des lits mineur et majeur (zone hyporhéique) joue un rôle prépondérant dans le cycle des nutriments et d'autres solutés dissous (Peyrard 2008). C'est une zone qui constitue non seulement une zone de stockage des nutriments mais c'est aussi le siège d'une activité métabolique importante.

La matière organique, au cours du transit de l'eau dans les interstices des sédiments, est en partie rapidement adsorbée sur la surface des sédiments, tandis qu'une autre partie est biodégradée, essentiellement par le biofilm. La croissance et l'activité de ces micro-organismes sont liées non seulement à la quantité de matière organique présente dans le milieu mais aussi à sa qualité (biodégradabilité, C/N...) (Datry et al. 2008). La figure ci-dessous est une illustration de la zone hyporhéique.



**Figure 4. Représentative d'une zone hyporhéique. Source : Echanges entre le cours d'eau et la zone hyporhéique © J. Gibert, UCBL HBES (« Axe Rhône Saône » 2016)**

Plusieurs types de configurations des zones hyporhéiques peuvent être rencontrés. En effet, si le cours d'eau s'écoule sur un substratum imperméable, il ne développera pas de zone hyporhéique (figure 5.A). La zone hyporhéique peut aussi être constituée exclusivement d'eau de surface, lorsqu'elle résulte de phénomènes d'advection d'eau de la rivière à l'intérieur des sédiments (figure 5.B), ou encore lorsque la rivière est « perchée » au-dessus de la nappe alluviale (figure 5.C). Enfin, lorsque la rivière développe des échanges hydrauliques verticaux importants avec la nappe sous-jacente (figure 5.D), ou si elle est en équilibre dynamique avec celle-ci (figure 5.E), la zone hyporhéique sera caractérisée par un mélange d'eau de surface et d'eau souterraine (Datry et al. 2008).

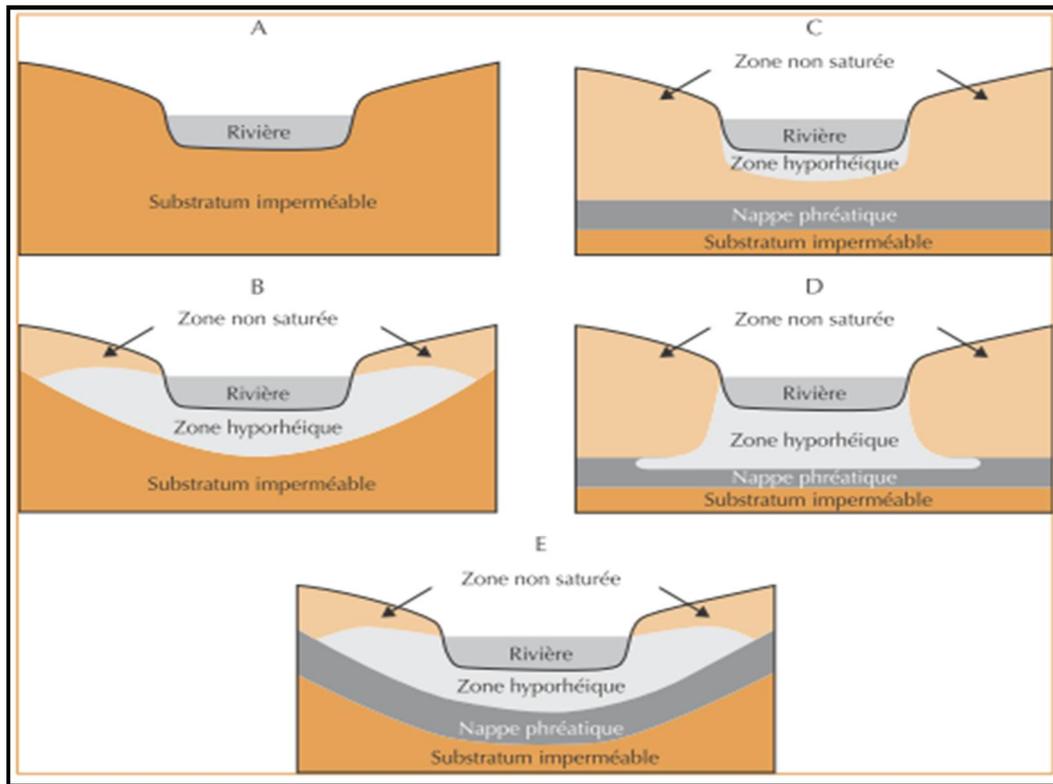


Figure 5. Les différents types de zone hyporhéique (Datry et al. 2008).

Si ces différentes configurations ont été observées dans des cours d'eau différents, il est fort probable qu'elles se succèdent aussi le long d'une même rivière au gré des formations géologiques traversées (Malard, Robinson, et Ward 2000).

Il existe également une très grande diversité de comportements des éléments dissous pendant leur transit à travers les sédiments, mais deux comportements opposés semblent les plus fréquents (Datry et al. 2008) :

Dans les cours d'eau à granulométrie grossière, une diminution des concentrations en carbone organique dissous (COD) est généralement observée le long du trajet de l'eau dans les interstices, associée à une consommation de l'oxygène dissous (OD) et à un enrichissement progressif des eaux en nitrates. Ces modifications des teneurs en solutés s'expliquent par la combinaison d'une activité de biodégradation des composés organiques conduisant, entre autres, à une production d'ammonium, associée à une nitrification progressive de cet ammonium en nitrate grâce à l'oxygène disponible dans les interstices ;

Dans les cours d'eau à granulométrie fine, au contraire, une accumulation de COD, d'ammonium, et une diminution parfois drastique des teneurs en oxygène et en nitrates sont observées. Ces tendances s'expliquent par une combinaison différente des processus microbiens dans ces systèmes. Les apports en oxygène sont faibles, que ce soit à cause de la taille réduite des interstices ou de la pollution du cours d'eau. La matière organique dissoute n'est alors que faiblement dégradée et l'ammonium produit par cette dégradation ne pouvant être nitrifié s'accumule alors dans l'eau interstitielle. Inversement, le manque d'oxygène

stimule les activités de réduction des nitrates, comme la dénitrification, ce qui induit leur disparition progressive.

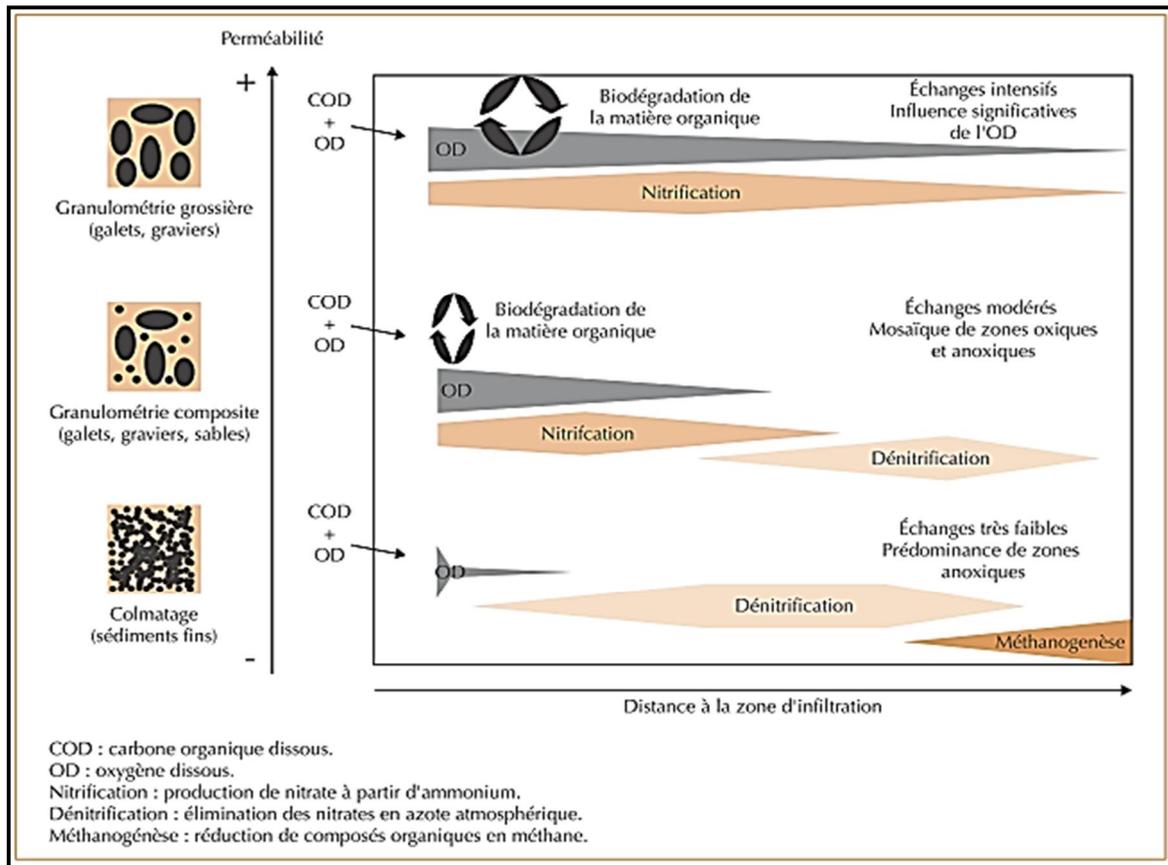


Figure 6. Principaux processus hyporhéiques en fonction de la taille de la granulométrie du lit du cours d'eau (Datry et al. 2008).

Dans ce contexte, l'efficacité auto-épuratrice de la zone hyporhéique serait optimale :

soit lorsque le fond du cours d'eau héberge des particules de taille intermédiaire, assurant ainsi un temps de transit de l'eau dans les sédiments suffisamment long pour que les activités microbiennes aient le temps d'agir sur les charges circulantes, mais suffisamment court pour limiter l'accumulation d'ammonium (Findlay 1995).

Soit lorsque les eaux circulant dans les sédiments rencontrent une micro-hétérogénéité suffisante pour garantir la présence contiguë de zones oxygénées et de zones anoxiques (Lefebvre, Marmonier, et Pinay 2004).

De ces études, il ressort bien que la quantité d'oxygène consommée par la décomposition biochimique de la matière organique qui se dépose dans le fond des cours d'eau ou lacs ne doit être négligée dans l'étude de la variation de la concentration en oxygène dissous. C'est surtout le cas pour une rivière dans laquelle s'accumulent des sédiments en période d'étiage à cause de la présence de réservoirs le long de son cours car, ces dépôts constituent un bon stock d'énergie pour les prochaines réactions de biodégradation juste après l'étiage (Chaudhury et al. 1998).

Les impacts les plus redoutables de la pollution urbaine sur la zone hyporhéique sont essentiellement le colmatage aussi bien physique que biologique. Le colmatage physique correspond au dépôt de sédiments fins (minéraux ou organiques) sur le fond du cours d'eau ou à leur infiltration dans le milieu hyporhéique, tandis que le colmatage biologique désigne la prolifération du biofilm microbien à la surface des particules venant combler les interstices (Gayraud 2001). Le colmatage réduit les échanges d'eau, d'oxygène, de nutriments, et d'organismes entre le cours d'eau de surface et le milieu souterrain. Il en résulte une modification du fonctionnement biogéochimique du compartiment interstitiel caractérisée par une diminution de la concentration en oxygène dissous liée à la respiration microbienne, une diminution de la teneur en nitrates par dénitrification, et une augmentation de la concentration en ammonium et nitrites (Lefebvre, Marmonier, et Pinay 2004).

### I.5 Exemples de solution pour favoriser la biodégradation aérobie

L'incidence plus ou moins importante de chacun de ces facteurs physiques, chimiques et biologiques évoqués plus haut sur le taux d'oxygénation nous montre à quel point la concentration en oxygène dissous dans une rivière peut facilement subir une modification au cours du temps. Pourtant le maintien du taux d'oxygénation d'un cours d'eau à une concentration acceptable est essentiel pour le bon fonctionnement dans les écosystèmes aquatiques, plus spécifiquement pour la pérennisation de la capacité naturelle d'autoépuration des cours d'eau sur toutes ses dimensions.

De nos jours, il n'est plus rare de trouver des cours d'eau envahis par des débordements de plus en plus fréquents des réseaux d'assainissement par temps de pluie. Et le nombre devrait encore augmenter dans les années à venir, à cause du développement urbain. Il est alors de toute importance de mettre en place des systèmes qui soient capables de limiter le colmatage de la zone hyporhéique et qui soient aussi capables d'apporter de façon artificielle à ces rivières de l'oxygène pour qu'elles puissent continuer à assurer leur fonction naturelle d'autoépuration et atteindre ainsi le bon état écologique de la DCE.

Des études ont été menées pour apporter de l'oxygène aux cours d'eau, à travers l'interface air-eau, par des ouvrages hydrauliques artificiels, tels que des cascades, des blocs de pierre installés le long des cours d'eau... Il est rapporté dans la littérature que généralement l'oxygène transféré par les cascades est quantitativement équivalent à un transfert sur plusieurs kilomètres linéaires des cours d'eau (Baylar, Emiroglu, et Bagatur 2006). Il s'agit des ouvrages hydrauliques pouvant augmenter les taux d'oxygène dissous en créant des conditions de turbulence où les petites bulles d'air sont entraînées dans la masse de l'écoulement. Le régime hydrodynamique a un impact important sur ce type de transfert de l'oxygène. En effet, dans une cascade, il y a trois principaux régimes de cours d'eau : régime nappe (a), régime transitoire (b) et régime turbulent (c) (Khdhiri, Potier, et Leclerc 2014).

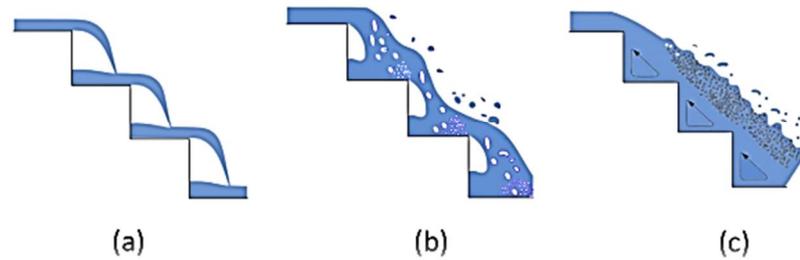


Figure 7. Régimes d'écoulement en cascade (a) régime nappe 1, (b) régime nappe 2, (c) régime transitoire, (d) régime turbulent. (Khdhiri, Potier, et Leclerc 2014)

Régime nappe : correspond au régime d'écoulement sur des gradins successifs où l'eau rebondit d'une étape à la suivante comme une succession de jets en chute libre. Généralement ce type d'écoulement a lieu lorsque les débits sont faibles et/ou les longueurs des marches sont importantes. (fig.10. a) ;

Régime turbulent : Dans ce régime, des zones de circulation avec axes horizontaux ont lieu entre les bords extérieurs des marches. Généralement ce type d'écoulement survient lorsque les débits sont forts et/ou les longueurs des marches sont courtes. (fig.10. c)

Régime transitoire : c'est le régime intermédiaire qui marque la transition entre le régime nappe et le régime turbulent. (fig.10. b)

A l'approche du bord de la première marche, les conditions d'écoulement changent d'écoulement sous-critique en écoulement critique. La profondeur de l'eau passe par une valeur critique, ce qui correspond à un minimum de l'énergie spécifique et à un nombre de Froude égal à 1.

Les deux régimes nappe et transition sont plus intéressants que celui turbulent car ils sont beaucoup plus efficaces en termes d'apport d'oxygène (Khdhiri, Potier, et Leclerc 2014). En somme, les cascades sont des moyens très efficaces d'aération en raison du fort mélange turbulent, du grand temps de séjour et l'entraînement substantielle des bulles d'air (Hanbay, Baylar, et Batan 2009).

Un autre moyen d'apporter de l'oxygène aux petits cours d'eau peut être l'installation des blocs de pierre à l'intérieur des cours d'eau. Dans une étude réalisée par Cokgor et Kucukali (2004), la présence des blocs de pierre (stones) à l'intérieur d'un canal a augmenté l'efficacité du transfert d'oxygène de 0 à 0.60 dans le canal. Selon la même étude, les distributions et la concentration en oxygène dissous ont beaucoup augmenté en plaçant les blocs de pierre avec un certain arrangement dans le canal. Les principaux résultats de leur étude pourraient se résumer ainsi :

- ✓ dans le cas où les blocs de pierres sont submergés, il n'y a pas de gain d'oxygène dans le système ;
- ✓ deux blocs de pierre placés dans la même section transversale ont donné une meilleure efficacité de transfert d'oxygène qu'un seul bloc de pierre ;

- ✓ avec l'arrangement de deux blocs de pierre, les blocs de différentes dimensions ont donné de meilleure efficacité que ceux qui sont identiques ou qui ont à peu près la même forme.

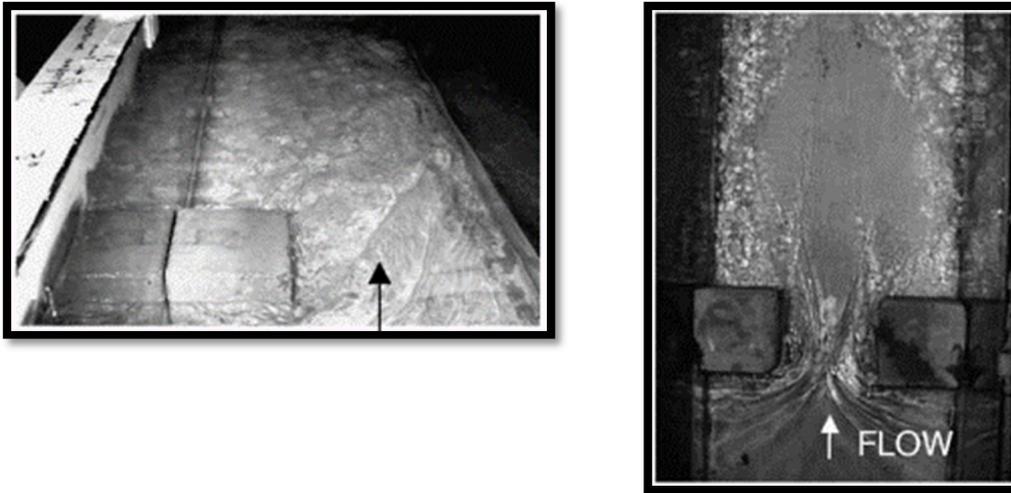


Figure 8. Systèmes d'aération d'un canal par l'installation (a) d'un bloc de pierre et (b) de deux blocs de pierre. (Cokgor et Kucukali 2004)

Bien que ces structures en cascade améliorent les concentrations en oxygène dissous des cours d'eau, elles ont des conséquences destructives sur l'environnement, tels que le blocage du passage de la faune piscicole et l'interruption des sédiments. Des dispositifs en rampe sont à l'étude pour conjuguer le processus de ré-aération et maintenir la continuité hydraulique pour ne pas pénaliser les espèces aquatiques migratrices.

## II. Modélisation de la consommation d'oxygène dissous dans la zone hyporhéique

La modélisation de la consommation d'oxygène dissous a fait l'objet de plusieurs études. Ces études ont donné lieu à des modèles qui sont souvent utilisés comme outils de prédiction de l'évolution du système. Ces modèles sont également très utiles pour identifier les paramètres et processus dominants dans un hydrosystème et pour améliorer la caractérisation du fonctionnement du système, de sa sensibilité ou de sa vulnérabilité (Peyrard 2008).

La zone hyporhéique étant la zone d'interface rivière-aquifère, ces deux compartiments sont généralement modélisés de façon plus ou moins complexe. Certains modèles sont orientés sur l'étude de l'eau de surface, d'autres sur les écoulements souterrains de l'aquifère et d'autres encore utilisent le couplage à l'interface entre les deux compartiments.

Pour les modèles "orientés eau de surface", les dynamiques de la zone hyporhéique ne sont pas directement prises en compte mais intégrées par l'intermédiaire de flux d'échanges et de fonctions source/puits pour l'eau de surface (Peyrard 2008). Ce sont des modèles de qualité de l'eau en milieu fluvial dont le plus connu est probablement le modèle (QUAL2K, 2008, version récente de QUAL2E). Certes, ce modèle intègre les échanges d'oxygène dissous et de

nutriments entre les sédiments et l'eau (simulation interne au logiciel), mais il ne peut fonctionner qu'en régime permanent. Le modèle WASP7, est aussi, un autre modèle de qualité de l'eau qui, contrairement au précédent, permet une modélisation dynamique du sort des contaminants et du transport dans les eaux de surface.

Généralement, ce sont des modèles qui découlent du concept de courbes journalières développé par (Odum 1956). C'est une méthode qui permet d'estimer le métabolisme (photosynthèse, respiration) à partir des changements diurnes de l'oxygène dans un bief de rivière. Elle est basée sur le principe que la photosynthèse, la respiration et la ré-aération sont responsables des fluctuations diurnes de l'oxygène en rivière (Villeneuve et al. 2006). Or, nous avons vu, plus haut, que la température peut être le facteur prédominant dans les rivières moins polluées où les activités photosynthétiques sont faibles.

Pour les études de recherche de la zone hyporhéique, l'exemple le plus typique et utilisé reste le modèle de stockage transitoire ("Transient Storage Model") dont la première version fut proposée par Bencala et Walters en 1983. Les zones de stockage transitoire désignent toutes les zones où un soluté transporté dans un cours d'eau peut temporairement être stocké et réagir avec le milieu durant le transit, avant son retour au cours d'eau (figure suivante) (Cardenas 2015). Ce concept de zone de stockage transitoire a été introduit afin de reproduire de longues queues dans les courbes de percée des flux de soluté qui ne pouvaient pas être prises en compte par un coefficient de dispersion longitudinale stationnaire.

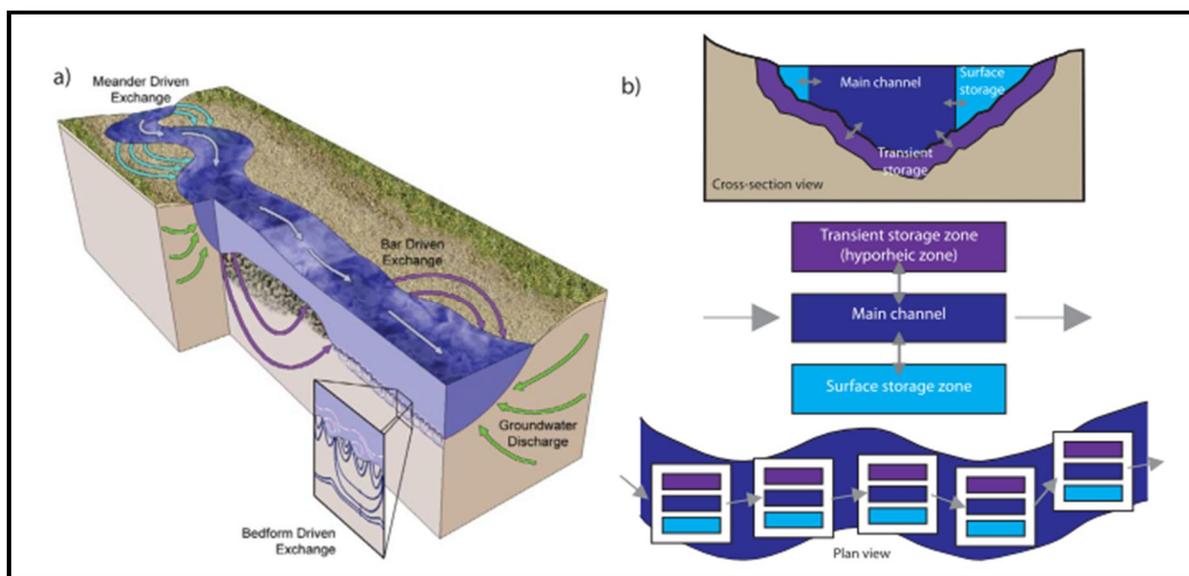


Figure 9. Illustration des trajets d'écoulement hyporhéique multi-échelles 3D (a) et un modèle à deux zones de stockage temporaire (b). (Cardenas 2015)

Le modèle de simulation le plus connu, issu de ce concept de stockage temporaire est, probablement, le modèle OTIS (One-Dimensional Transport with Inflow and Storage). C'est

un modèle permet qui permet de caractériser le sort et le transport des solutés dans les cours d'eau et les berges. OTIS utilise les équations d'advection-dispersion avec des termes supplémentaires pour tenir compte du stockage transitoire, de l'entrée latérale, et de la sorption (Runkel 1998).

Cependant, comme le modèle OTIS ne prend en compte que très simplement les phénomènes réactifs, un second modèle appelé OTEQ<sup>3</sup> a été développé pour coupler le modèle hydraulique OTIS avec un modèle d'équilibre chimique MINTEQ. Ainsi le modèle OTEQ peut intégrer des phénomènes complexes d'adsorption et d'échanges d'ions, de précipitation, de complexation des métaux, d'oxydo-réduction etc.

Quoique le type d'approche assez simple des modèles orientés « eau de surface » soit très utile pour avoir une idée moyenne du rôle de la zone hyporhéique dans le fonctionnement hydrobiogéochimique de l'hydrosystème, ces modèles présentent quelques inconvénients. En effet, le type d'approche de ces modèles ne permet pas d'estimer précisément le rôle de la zone hyporhéique (Peyrard 2008). Certes, le bilan amont/aval donne une information sur ce qui a été perdu dans le tronçon étudié (considéré comme une "boite noire") mais il reste impossible d'identifier clairement les zones d'échange ou de pertes. En plus, pour les modèles de stockage temporaire, les hypothèses conceptuelles sont trop éloignées de la réalité (Harvey et Fuller 1998). Cela constitue une source d'erreur très importante à partir du moment où ces modèles de stockage temporaire ne prend pas en compte complètement, ni de façon réaliste, les échanges hydrodynamiques complexes (Peyrard 2008). Enfin, la plupart de ces modèles sont valables uniquement en régime permanent.

Dans le but de comprendre mieux le rôle de la zone hyporhéique dans le fonctionnement des cours d'eau, plusieurs modèles ont été développés sur les processus se déroulant à l'intérieur des sédiments. Ces modèles permettent de comprendre et de caractériser les écoulements souterrains, de déterminer les flux d'eau et de matière qui entrent dans les sédiments du lit du cours d'eau et de dresser des bilans hydrologiques des systèmes souterrains (Peyrard 2008).

Parmi les modèles souterrains existants, le code MODFLOW est, sans doute, le plus connu et appliqué pour l'étude des interactions entre cours d'eau et aquifère à travers la zone hyporhéique. C'est un modèle numérique à trois dimensions qui résout les équations des écoulements souterrains en milieu poreux, en utilisant la méthode des différences finies. En effet, MODFLOW est conçu pour simuler les systèmes d'aquifère dans lesquels : (1) les conditions d'écoulement saturé existent ; (2) la loi de DARCY s'applique ; (3) la densité de l'eau souterraine reste constante ; et (4) les principales directions de la conductivité hydraulique

---

<sup>3</sup> Techniques and Methods Book 6, Chapter B6, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, (by Robert L. Runkel, 2010), <https://pubs.usgs.gov/tm/06b06/pdf/TM6ChB6.pdf>

horizontale ou la transmissivité ne changent pas à l'intérieur du système (Mc Donald et Harbaugh 1997). C'est un modèle qui offre plusieurs possibilités de conditions aux limites pour coupler le cours d'eau et l'aquifère.

Malgré la grande variété des milieux (arides, semi-arides, tempérés, tropicaux) et des systèmes hydrogéologiques (aquifères karstiques, nappes alluviales, aquifères multicouches...) dans lesquels MODFLOW peut s'appliquer, il reste limité dans le cadre de l'étude de la zone hyporhéique. Et cela pour deux principales raisons : la simplification des interactions entre eau de surface et aquifère et la surparamétrisation.

Systématiquement, les modèles souterrains prennent en compte le cours d'eau comme une simple condition aux limites. Il n'y a pas de réelle interaction physique entre le cours d'eau et l'aquifère. Pour ces modèles, il n'existe pas de couplage direct ni de réelle continuité entre le cours d'eau et l'aquifère. Pourtant, ces deux compartiments appartiennent à la même masse d'eau interagissant dans la zone hyporhéique. Les caractéristiques de la zone hyporhéique simulées par ces modèles sont donc, dépendantes de la condition aux limites choisie (Peyrard 2008).

Généralement, ces modèles souterrains exigent un nombre très important de paramètres car le nombre de paramètres augmente avec le nombre de mailles ou d'unités du modèle. D'une part, la surparamétrisation pose beaucoup de difficultés dans l'acquisition des données météorologiques expérimentales, notamment le coût ; d'autre part, elle pose des problèmes dans la phase de calage du modèle. Le calage avec plusieurs paramètres soulève le problème d'équifinalité, c'est-à-dire que lorsqu'un modèle présente trop de paramètres à calibrer, plusieurs jeux de paramètres peuvent permettre de reproduire correctement les données observées. Et pourtant, chacun de ces jeux correspond à une dynamique interne du système bien différente. C'est pourquoi il est important de réduire le nombre de paramètres, en sachant qu'un modèle trop simple n'est pas non plus toujours intéressant.

Pour prendre en compte, de façon un peu plus réaliste le cours d'eau dans l'étude la zone hyporhéique, plusieurs modèles de couplage ont été proposés dans la littérature. Swain et Wexler (1996) ont, par exemple, proposé le modèle MODBRNCH en couplant le code souterrain MODFLOW avec le modèle hydraulique BRANCH qui simule les débits dans les rivières supposées homogènes (Seytre 2010). BRANCH utilise les équations de Saint-Venant. Ainsi, le modèle MODBRNCH permet de simuler les interactions eau de surface/eau souterraine. Comme un autre exemple de couplage, Cardenas et Wilson ont utilisé en 2007, le logiciel COMSOL Multiphysics, pour coupler directement les équations de Navier-Stokes en 2D et les équations de Darcy. Bien que leur modèle arrive à simuler les interactions hydrodynamiques entre la colonne d'eau (écoulement unidirectionnel et stationnaire) et le fond perméable du cours d'eau constitué de "dunes" triangulaires, il se limite actuellement à un système théorique et à échelle très réduite, de l'ordre de quelques mètres (Peyrard 2008).

Dans la littérature, la quasi-totalité des modèles utilisés pour l'étude de la zone hyporhéique ne se concentrent que sur un compartiment (eau de surface ou aquifère). Les modèles souterrains, considèrent typiquement le cours d'eau comme une condition aux limites. MODFLOW, par exemple, donne priorité aux écoulements interstitiels et ne prend pas bien en

compte la continuité entre eau de surface et eau interstitielle. Similairement les modèles orientés eau de surface traitent les aquifères simplement comme une source distribuée avec un certain taux d'écoulement chargé d'une certaine masse de contaminants (Hussein et Schwartz 2003). Les modèles de stockage temporaires, par exemple, ne permettent pas d'identifier non plus la zone hyporhéique car, se focalisent principalement sur le cours d'eau.

Quoique plusieurs modèles permettent de décrire le transport de solutés depuis le cours d'eau jusqu'à la zone hyporhéique, ils sont très peu à prendre en compte les échanges depuis l'aquifère jusqu'à la zone hyporhéique puis au cours d'eau (Peyrard 2008). Pourtant, il a été reconnu que ces échanges peuvent avoir un effet très significatif sur la taille de la zone hyporhéique, sur son fonctionnement et finalement sur la dynamique des solutés/polluants dans l'hydrosystème sur son fonctionnement et finalement sur la dynamique des solutés/polluants dans l'hydrosystème (Hussein et Schwartz 2003).

Par ailleurs, il est à noter que dans la littérature, la validation de ces modèles n'est que rarement effectuée par confrontation à des données de terrain (Peyrard 2008). En effet, les chroniques d'observations des principaux paramètres de qualité de l'eau dans la zone hyporhéique sont très rarement disponibles.

En outre, la grande majorité des modèles utilisés ne prennent pas en compte l'effet des variations des débits du cours d'eau pour l'étude de la zone hyporhéique. Par exemple, la mesure du métabolisme d'un cours d'eau est réalisée au pas de temps journalier. Or, nous savons, à travers la littérature, que les processus dynamiques ayant lieu dans la zone hyporhéique sont extrêmement dépendants, comme en témoigne la figure suivante, des flux d'eau et de matières qui y entrent.

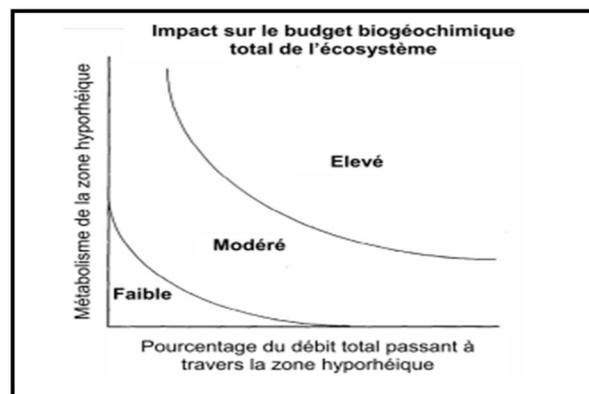


Figure 10. Modèle conceptuel de l'impact de la zone hyporhéique sur le budget biogéochimique total de l'écosystème en fonction de sa connectivité (exprimée ici par le débit) et de son activité métabolique (extrait de Findlay, 1995) et (traduit par Peyrard, 2008)

Actuellement, l'un des modèles hydrogéobiochimiques les plus adaptés pour l'étude de la zone hyporhéique est le modèle 2SWEM (Surface Subsurface Water Exchange Model) développé par Peyrard D. (2008). C'est un modèle issu du couplage d'un module hydrodynamique et d'un module biogéochimique. 2SWEM s'adresse en priorité aux systèmes fluviaux connectés

latéralement à un aquifère alluvial peu profond comme illustré dans la figure suivante. 2SWEM validé sur le site de Monbéqui (environ 13 km<sup>2</sup>) situé 40 km en aval de Toulouse (France).

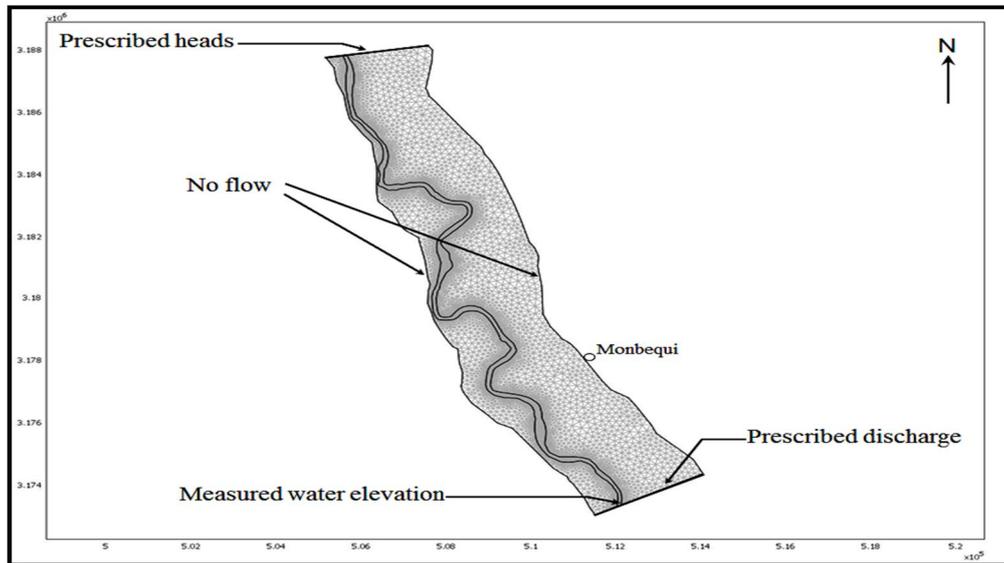


Figure 11. Site Monbéqui (à Toulouse) ayant servi à valider le modèle 2SWEM (Peyrard, 2008)

Bien que ce dernier modèle soit très intéressant pour l'estimation des échanges hyporhéiques, il ne sera pas utile pour ce présent mémoire pour les raisons suivantes :

- 2SWEM modélise des écoulements alluvionnaires adaptés aux grands cours d'eau alors que nous nous intéressons ici aux petits cours d'eau qui n'ont pas de nappes d'accompagnement permanentes ;
- 2SWEM a été conçu pour un pas de temps journalier, Il ne peut donc pas représenter les fines variations hydrobiogéochimiques, alors que nous disposons dans le cadre de ce mémoire, des observations des principaux paramètres de qualité de l'eau au pas de temps de 10 minutes.
- 2SWEM fait l'hypothèse que la rivière coule sur une couche imperméable et ne simule donc pas ce qui se passe sous la rivière alors que nous nous intéressons ici à ce qui se passe immédiatement sous le cours d'eau.

Aux termes de cette revue bibliographique, on constate l'absence de modèle propre à simuler la dynamique intra journalière de la consommation de l'oxygène dissous, ce qui est pourtant nécessaire pour les petits cours d'eau à dynamique hydraulique rapide. Cette question que je traite dans ce mémoire est par ailleurs identifier comme un verrou de connaissance du fonctionnement et de l'utilisation de la capacité d'auto-épuration fournie par la zone hyporhéique (Marmonier et al. 2012).

L'objectif de mon stage n'est pas de reproduire exactement les réactions qui se passent dans la zone hyporhéique, mais plutôt de reproduire la dynamique de ces réactions afin de pouvoir dimensionner un sédiment poreux artificiel, le long des petites rivières à l'aval des rejets

domestiques. Pour ce faire, je vais essayer d'adapter le modèle ASM1, en collaboration avec l'un des concepteurs du Modèle, à notre cas d'étude (zone hyporhéique). Le modèle original ASM1 (Activated Sludge Model N°1) est probablement, le modèle le plus utilisé à travers le monde (Jeppsson 1996) pour la conception des réacteurs biologiques des stations d'épuration boues activées. C'est un modèle qui permet de décrire complètement l'ensemble des phénomènes cinétiques dans un procédé d'épuration à boues activées, comprenant l'élimination du carbone et de l'azote : dégradation aérobie et anoxie de la matière organique, nitrification et dénitrification (« Modélisation de la filière boue activée » 2016).

Le choix de ce modèle se justifie, d'une part, par le fait que notre zone d'étude reçoit directement les surverses d'un déversoir d'orage, situé juste en amont, pendant une longue période de l'année ; et d'autre part, par le fait que l'existence d'un phénomène de biodégradation naturelle a été mise en évidence dans le sédiment de notre zone d'étude durant le projet EPEC (Epuration en eau courante, 2010-2014). En effet, le rapport moyen sur 10 ans, de débits de surverses/débits naturels est de 3.4 de **Mai à Novembre** (« PYO-EAU N°137 » 2011). Durant cette période, la qualité de l'eau de la Chaudanne s'éloigne considérablement de celle des rivières ordinaires d'eau quasi claire, elle se rapproche beaucoup plus de la qualité de l'effluent brut à l'entrée d'une station d'épuration classique. La zone hyporhéique de notre zone d'étude peut donc être considérée comme un réacteur biologique d'une station d'épuration.

## Chapitre 2. Matériels et méthodes

### I.1 Zone d'étude

Mon stage s'inscrit dans la continuité du projet EPEC (Epuración en Eau Courante) qui s'est déroulé entre 2010 et 2014. Ce projet a été financé par le programme ECOTECH 2010 de l'ANR (Agence Nationale pour la Recherche). Il a eu deux principaux objectifs : (1) étude et proposition des moyens d'améliorer la capacité d'épuration au sein de systèmes naturels ; (2) réduire les impacts sur le milieu récepteur des rejets de stations d'épuration en milieu rural par l'étude du fonctionnement de zones de rejet végétalisées<sup>4</sup> (ou ZRV) à la sortie de ces stations d'autre part.

Parmi les sites ayant fait l'objet d'observations durant ce projet EPEC, figure le site expérimental OTHU (Observation de Terrain en Hydrologie Urbaine) sur la rivière Chaudanne (figure suivante), qui est notre zone d'étude. La Chaudanne se situe dans la partie Ouest de l'agglomération Lyonnaise, à l'extérieur du Grand Lyon (environ à 15km de Lyon) et concerne deux communes : Grézieu-la-Varenne et Pollionnay.

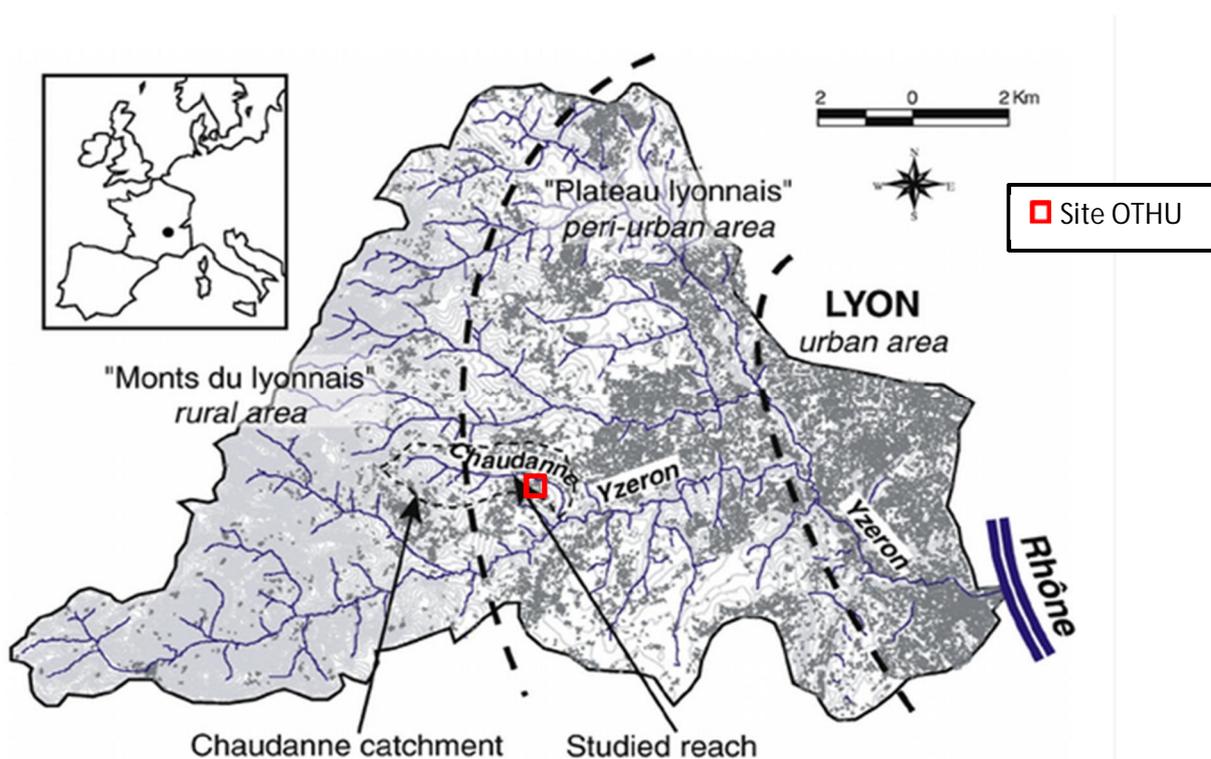


Figure 12. Localisation du cours d'eau Chaudanne (Namour 1999).

<sup>4</sup> Le terme de ZRV est utilisé pour décrire des espaces aménagés entre le point de rejet de station d'épuration en amont et le milieu récepteur en aval, dans le but de réaliser un traitement de finition des eaux résiduaires traitées.

La Chaudanne est un affluent en rive gauche de l'Yzeron ; son écoulement est dit «non pérenne» car elle subit de longues périodes d'assecs en période estivale. Elle s'écoule sur 3.8 km vers le sud avec une pente moyenne de 3.6% ; son débit moyen est de 29 L/s avec une variance allant de 1 L/s en période estivale à 1000 L/s en période de crue (figure 13). La majeure partie de son cours se trouve en zone périurbaine, et seule sa source se trouve en zone rurale. Ce sont ces successions de zones urbanisées et zones naturelles, le long de sa trajectoire, qui rendent la Chaudanne, très intéressante pour des études de pollution d'origine domestique. C'est une rivière qui n'est pas seulement impactée par les eaux pluviales provenant du ruissellement urbain, mais elle est aussi fortement affectée par les surverses du déversoir d'orages situé en amont du site OTHU (figure 14.b).



**Figure 13. Représentative des différences de débit sur le cours d'eau la Chaudanne. À gauche le cours d'eau au début du mois de mai ; à droite le cours d'eau au milieu du mois de Juin. Source : Rapport GERVAIX Jonathan (2013)**

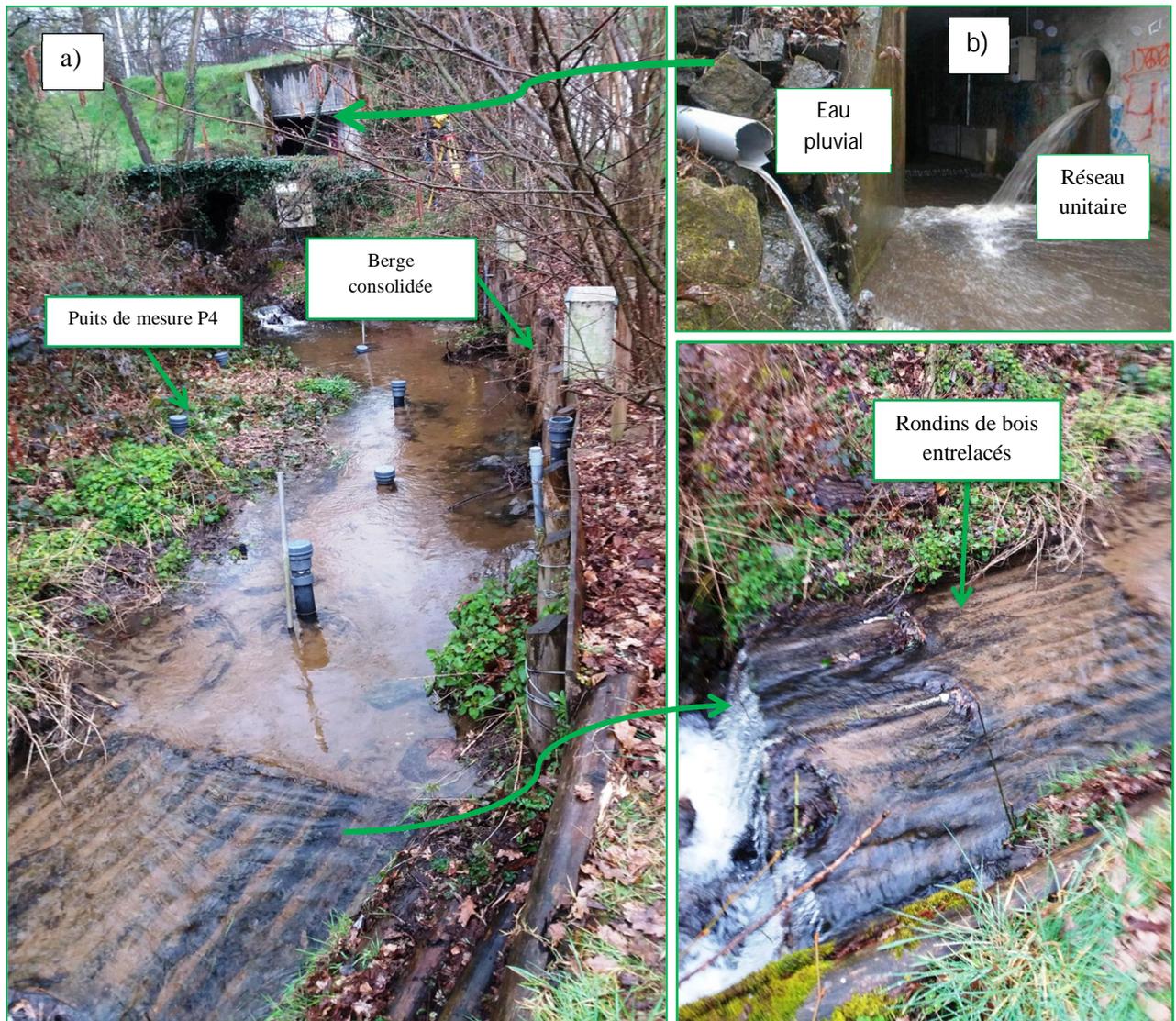


Figure 14. Seuil 1 de la rivière Chaudanne. Source Personnelle.

Le tableau suivant présente les principales valeurs d'écoulement pour la saison des hautes eaux (SHE), qui va de décembre à mai inclus, et de basses eaux (SBE), qui va de juin à novembre. La saison des hautes eaux a montré moins de précipitations que celle des basses eaux, bien que le débit moyen de la rivière soit significativement supérieur. Les valeurs de probabilité (P) indiquent que le nombre d'événements, le volume et le nombre de jours avec surverses ne diffèrent pas significativement entre les deux saisons. Par contre la durée moyenne et le débit moyen de surverse sont bien différents avec des durées plus courtes et des volumes plus importants en SBE, c'est-à-dire des débits de surverse plus forts.

	Caractéristiques des débits déversés						Caractéristiques des débits natrels du cours (amont du déversoir d'orage)			
	Nombre moyen de surverses par an	Durée moyenne (minutes)	Débit moyen (m3.s-1)	Volume moyen (m3)	Rapport moyen des débits de surverses sur débits naturels	Nombre moyen de jours par saison avec surverse	Débit moyen de rivière en aval du do (m3.s-1)	% temps avec débit <= 1 l/s en amont du do	% temps avec débit <= 1 l/s en aval du do	Hauteur de pluie moyenne par saison (mm)
Valeurs moyennes sur 10 années										
SBE	105	28	0.025	40	3.40	31	0.009	63.3%	61.9%	430
SHE	67	52	0.004	13	0.22	28	0.020	13.5%	12.6%	290
P (test KS)	0.11	<0.001	<0.001	0.08	<0.001	0.31	0.03	<0.001	<0.001	0.01

**Tableau 1. Flux d'eau moyens par saison en amont et aval du déversoir d'orage sur 10 ans (« PYO-EAU N°137 » 2011).**

Le rapport moyen de débits de surverse/débits naturels est de 3.4 en SBE, contre 0.22 en SHE, indiquant un volume d'eau de surverse plus élevé que d'eau de rivière lors des surverses en SBE. Une infiltration plus forte dans les sédiments semble également plus probable en SBE qu'en SHE (« PYO-EAU N°137 » 2011).

Par ailleurs la rivière Chaudanne n'a pas conservé son état naturel ; en effet en 2009, un aménagement, en aval du déversoir, a permis de stabiliser les berges pour éviter leur érosion. Cette installation consiste en trois seuils (figure 15) en cascade construits avec des pieux en bois et des planches pour maintenir les berges, ainsi que des rondins entrelacés dans le lit du cours d'eau, le tout sur une distance totale de 66m. Les espaces vides sont ensuite comblés par les sédiments plus et moins grossiers déposés par les crues successives (figure 14).

Dans le cadre du projet EPEC, le seuil 1 ci-dessous a été équipé de 6 puits de mesure d'une profondeur de 1.20m chacun. Ces puits sont munis de têtes étanches qui évitent la contamination par l'eau de surface lors des crues. Des sondes multi-paramètres ont enregistré dans ces puits et dans l'eau de surface pendant plusieurs mois, au pas de temps de 10 minutes, des données comme la température, l'oxygène dissous, et la pression hydraulique qui règnent dans ces puits au-delà de 30 cm de profondeur sous le substrat du seuil, ce qui est nécessaire pour comprendre les conditions de l'évolution de l'oxygène dissous. L'oxygène dissous est un comburant du processus de nitrification et son passage sous 1 mg/l est un indicateur du passage à un processus de dénitrification (Livrable L3.2 Projet EPEC, 2014).

D'autres paramètres de qualité de l'eau comme les concentrations en nitrates, en nitrite, en Azote ammoniacal, en carbone organique dissous ont été aussi suivis hebdomadairement sur le seuil 1 de la Chaudanne (en surface et dans la zone hyporhéique). Le pH et la conductivité électrique ont été aussi suivis lors de cette campagne du projet EPEC.

De façon plus détaillée, l'organisation des éléments seuil avec une échelle de grandeur indicative est rappelée dans la figure suivante. La coupe longitudinale du seuil poreux y est figurée. La ligne supérieure représente la surface du substrat de sable et la ligne inférieure correspond à la limite de la roche imperméable. L'eau s'écoule de gauche à droite. Une fosse

de dissipation s'est naturellement créée par le fait de la chute d'eau (0,4 m de hauteur) à l'entrée de la structure. Le profil de la surface du sable est contrôlé par le niveau du seuil en bois situé à la sortie de la structure. Les zones de mesure avec les sondes multi-paramètres sont rappelées (EH1, EH2...).

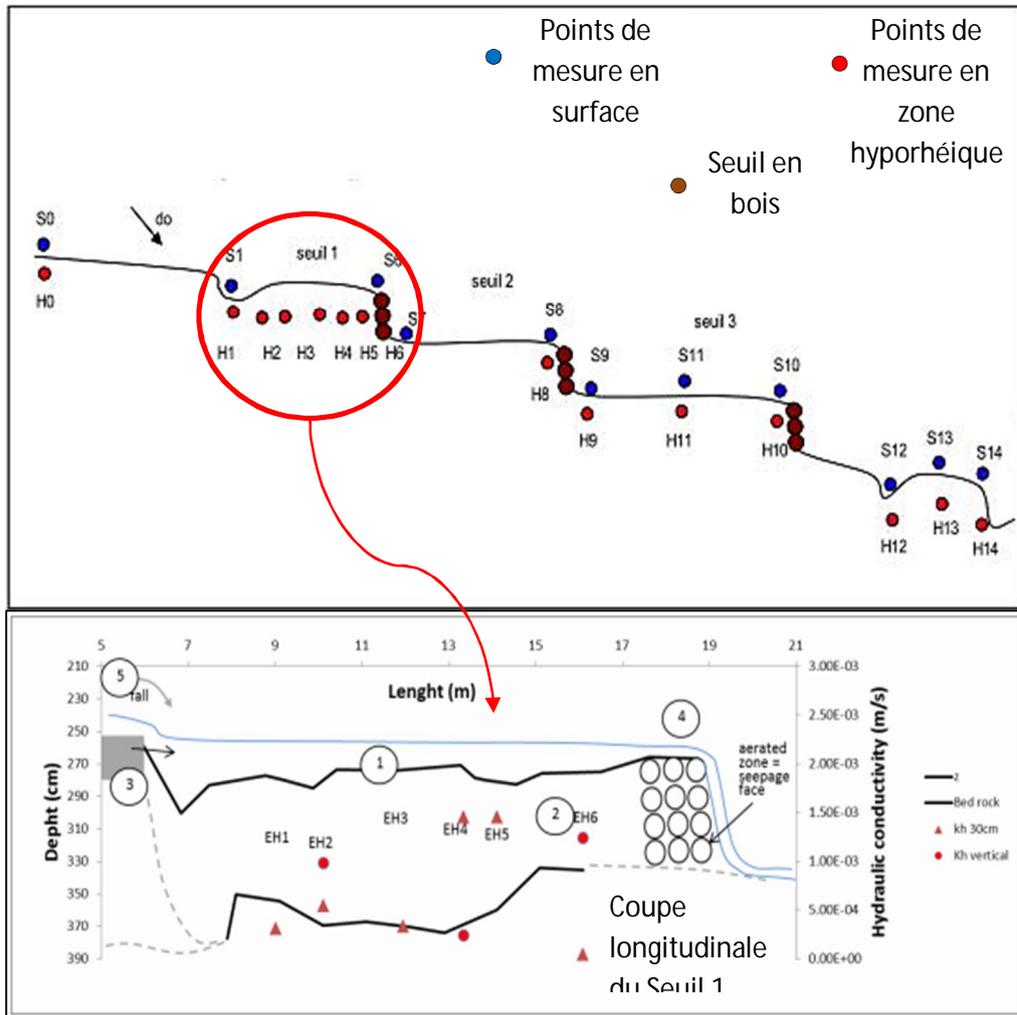


Figure 15. Caractéristiques géométriques et hydrauliques du Seuil 1 de la Chaudanne (Livrabale L3.2 du projet EPEC, 2014)

- (1) topographie supérieure et inférieure du massif de sable ;
- (2) substratum rocheux imperméable ;
- (3) matériaux d'origine (probablement) du lit de la rivière ;
- (4) seuil bois composé de rondins ;
- (5) radier béton du vieux pont.

Les caractéristiques topographiques de notre structure d'étude ont été mesurées durant le projet EPEC (figure ci-dessus). Le tableau et la figure ci-dessous montrent les distances mesurées à l'aide d'un décimètre à un point situé au milieu, sous le vieux pont.

Distance des Puits à la sortie du vieux pont (m)					
P6	P5	P4	P3	P2	P1
16	14	13.3	12	10	9

Tableau 2. Distances décimétriques des puits du seuil1 à un point situé au milieu, sous l'vieux pont.

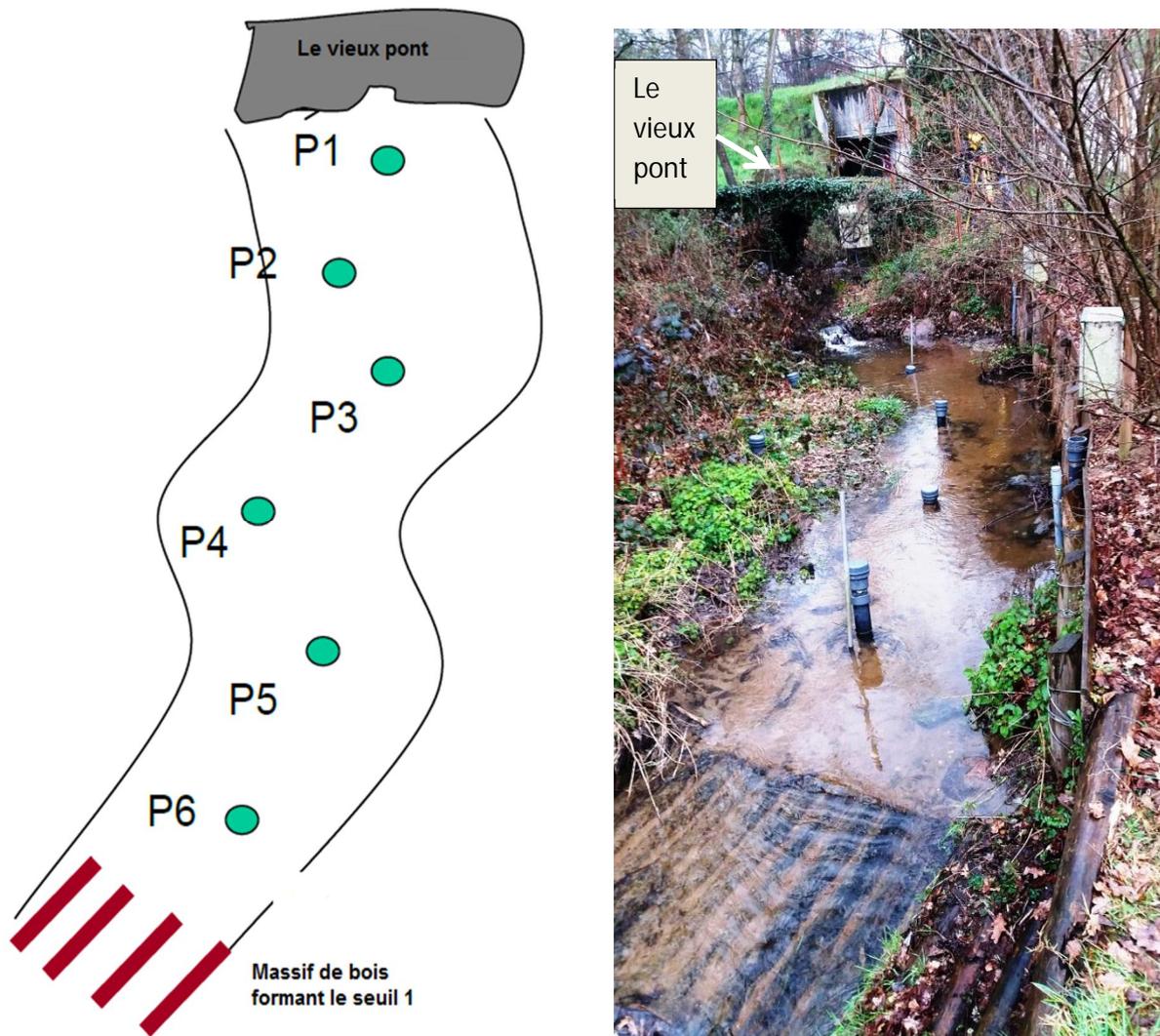


Figure 16. Positionnement des puits dans le sédiment du seuil 1

Comme pour la conception du réacteur biologique d'une station d'épuration, le paramètre, le plus important à déterminer reste le temps de transit des flux d'eau dans la zone hyporhéique. Dans un milieu poreux saturé comme le sédiment de notre cas d'étude, le temps de séjour est évidemment contrôlé par la conductivité hydraulique, le gradient hydraulique et l'hydromorphologie (topographie du fond...) du sédiment. Donc pour l'acquisition des deux caractéristiques hydrauliques du sédiment de notre structure d'étude, nous avons effectué deux campagnes de mesures durant mon stage car les premières couches de notre seuil 1 (environ 10 premiers centimètres) sont susceptibles d'être emportées par de forts débits chaque année. Une première campagne qui n'a pas suffi car, les conditions climatiques étaient devenues si mauvaises que nous dûmes arrêter les mesures. Dans la deuxième campagne, nous avons pu finaliser toutes les mesures que nous avions planifiées. Ces mesures et appareils de mesures sont succinctement décrits dans ce qui suit :

### I.2 Mesure des gradients hydrauliques (Campagnes du 16/03/2016 et du 27/04 /2016)

Nous avons mesuré des gradients horizontaux entre les puits situés dans l'axe de l'écoulement (P1, P3, P5 et P6), puis nous avons suivi cela des mesures de gradients verticaux entre chacun de ces puits. Le gradient hydraulique étant proportionnel à la différence de pressions hydrauliques entre deux points donnés. Il est donné par la formule suivante :  $i = \frac{\Delta P}{l}$  avec  $\Delta P$  la différence de pression et L, la longueur du milieu poreux traversé. Connaissant les distances relatives entre les puits, nous avons procédé à la mesure des gradients de pression entre eux par un manomètre dont voici à gauche une présentation (figure 6.a) (« Ground and Surface Water Interactions and Quality of Discharging Ground Water, Lower Nooksack River Basin, WA » 2016) et à droite (figure 6.b) le type de manomètre simplifié que nous avons utilisé sur terrain.

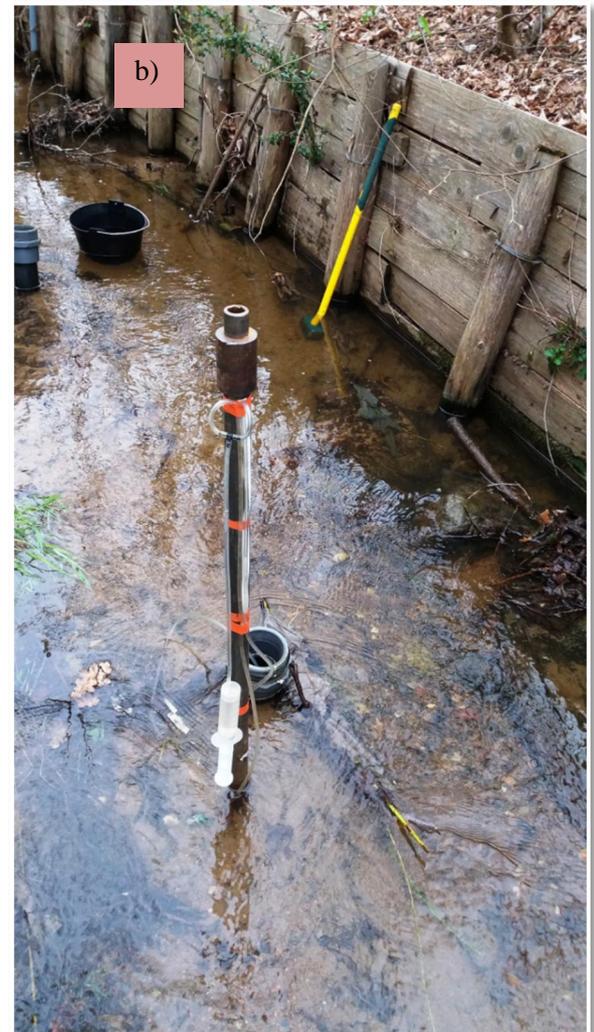
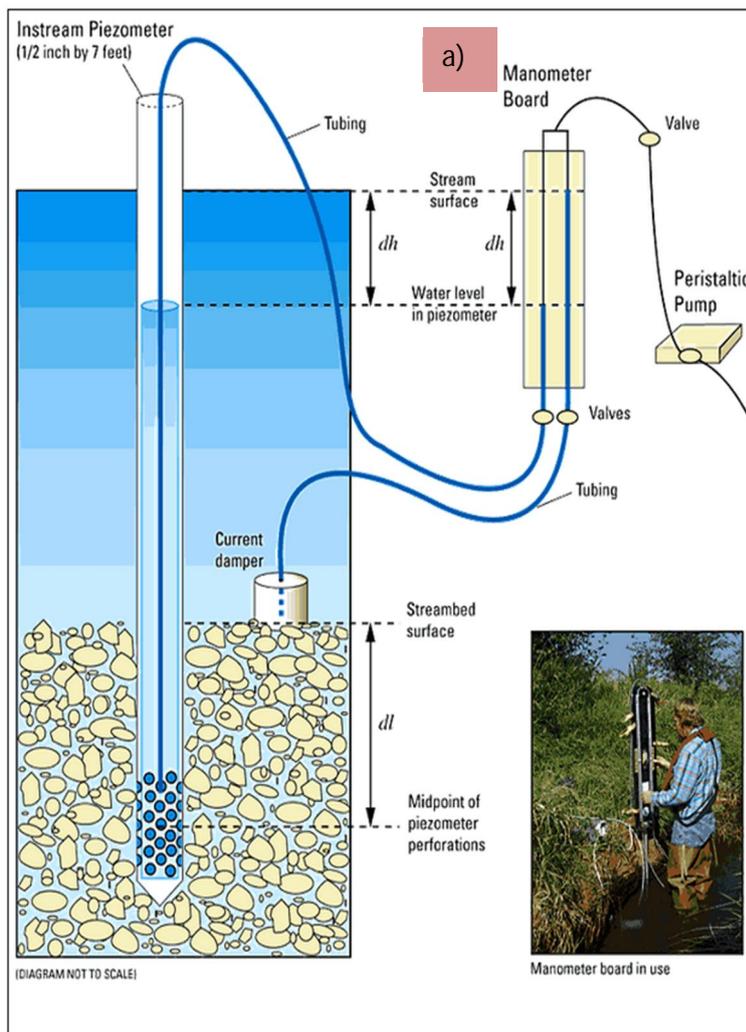


Figure 17. Manomètre de mesure du gradient hydraulique.

### I.3 Mesures de la conductivité hydraulique (Slug test)

Le principe de l'essai de perméabilité à charge variable est de créer une variation du niveau d'eau instantanée et de laisser ce niveau d'eau revenir à sa position d'équilibre en fonction du temps. Cette variation est soit créée par addition ou soustraction de volume d'eau connu. La méthode d'interprétation a été développée par Hvorslev (1951). L'hypothèse de cette méthode

est que le milieu est homogène, isotrope et infini. De plus, l'eau et le sol sont considérés incompressibles. De manière générale, le débit d'eau sortant ou entrant de la crépine à un temps  $t$  est proportionnel à la conductivité hydraulique  $K$  du sol et à la différence de charge  $H-h$  qui reste à dissiper (Konrad 2014).

Le slug test consiste en une mesure de la conductivité hydraulique instantanée dans le substrat à l'aide d'un capteur de pression, en l'occurrence le capteur Micro-Diver. Une sonde perforée est enfoncée à 30 cm dans le substrat, c'est-à-dire que le milieu de la zone perforée se trouve dans la zone hyporhéique à 30 cm du fond de la rivière. Nous en avons aussi fait à 50 cm, voire 75 cm dans certains endroits où l'on pouvait enfoncer assez facilement la sonde. Le capteur est ensuite placé dans la colonne, quelques centimètres au-dessous de la zone perforée (figure 9). La sonde est coulée à ras bord, de l'eau de la rivière, pour avoir la pression maximale. Cette action doit être maintenue quelques secondes pour permettre d'identifier des événements au moment du traitement des données par création d'un palier de pression maximale. Le temps de départ pour chaque événement est noté. Ensuite, le capteur de pression enregistre la pression locale en fonction du temps alors que l'eau dans la colonne s'écoule dans la zone hyporhéique par les perforations jusqu'au niveau de la surface libre (pression minimale). Le schéma simplifié (figure 10) explique en détail ce qui se passe effectivement durant l'essai. Les variations du niveau de l'eau ainsi enregistrées par le capteur Micro-diver au pas de temps de 0.5 seconde avec une précision de 1 mm.

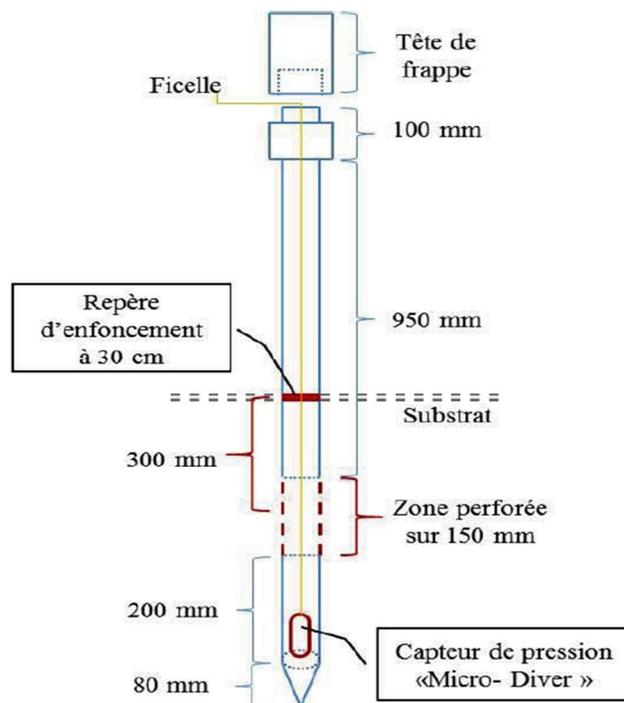


Figure 18. Dispositif de mesure de la conductivité hydraulique (Zhang 2014).

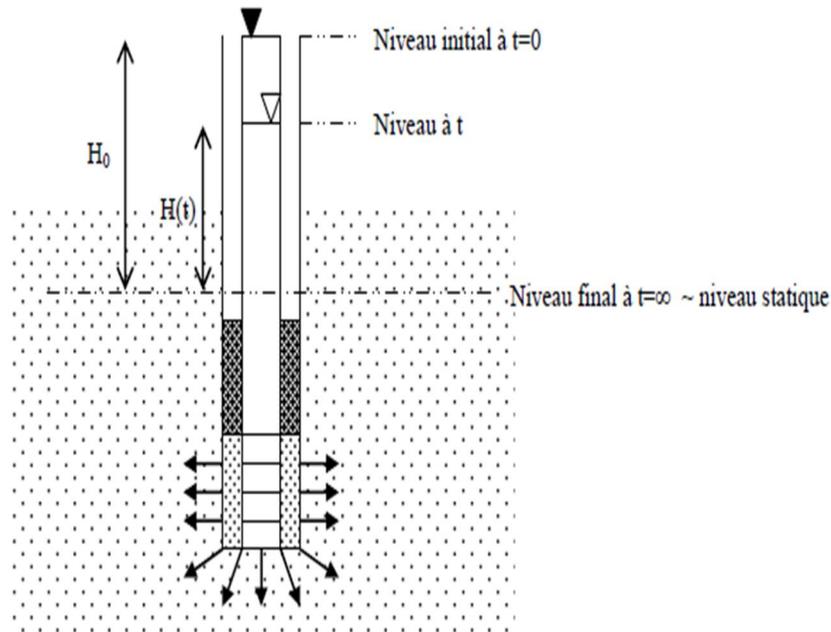


Figure 19. Schéma simplifié de l'essai (Baudement 2011)

La conductivité hydraulique est alors déterminée en utilisant la formule de Hvorslev suivante :

$$K = \frac{r^2 * \ln\left(\frac{R}{L}\right)}{2 * L * T_i}$$

Avec

K, la conductivité hydraulique du terrain testé ;

L, la longueur de la zone perforée ;

R, le rayon intérieur de la cavité du ;

r, le rayon intérieur du tube ;

Ti, le temps t quand  $H(t)/H_0 = 0.37$

Pour notre dispositif de mesure (figure 9),  $r = 0,018$  m ;  $R = 0,02$  m et  $L = 0,15$  m.

Il est nécessaire de répéter le test plusieurs fois (au moins trois fois) à cause de la dépression du puits qui produit généralement un compactage des sédiments et colmatage partiel de la crépine.

Outre les caractéristiques topographiques de sédiment et les caractéristiques hydrauliques évoquées précédemment, les principaux paramètres de qualité de l'eau tels que l'oxygène dissous, le carbone organique dissous, la demande biochimique en oxygène pendant 5 jours, la demande chimique en oxygène, les concentrations en nitrate et nitrite ont tout aussi été suivis durant le projet Epec.

## I.4 Méthode

Dans le modèle ASM1 que nous utilisons ici, les variables composites ou encore appelés paramètres globaux (DCO, DBO5, Matières en suspension MES, l'Azote total Kjeldahl NTK...) sont décomposées en plusieurs variables d'état, suivant des critères physico-chimiques (particulaire, soluble) et suivant des critères de biodégradabilité (inerte, rapidement ou lentement biodégradable). Les variables d'état sont celles qui sont simulées dans le modèle : il est possible de recalculer à tout moment les variables composites à partir de combinaisons linéaires. L'unité de référence utilisée dans le modèle pour les variables d'état carbonées est la DCO. Ainsi, les concentrations de toutes les formes organiques, y compris la biomasse, sont dans des unités de DCO dans le modèle.

### I.4.1 Variables d'état prises en compte dans le modèle ASM1

Tout d'abord, Il est important de retenir que dans le modèle ASM1, les constituants insolubles (ou particuliers) portent le symbole **X**, les constituants solubles portent le symbole **S**, la biomasse est représentée par **b**, le substrat par **s** et l'oxygène par **O**.

La matière organique contenue dans les eaux résiduaires peut être subdivisée en plusieurs fractions. Le principe de fractionnement proposé par l'IAWQ est basé sur la vitesse de biodégradabilité du substrat. Le substrat est divisé en trois parties : la DCO biodégradable, la DCO non biodégradable (matière inerte) et la biomasse (bactéries hétérotrophes et autotrophes).

La DCO biodégradable comporte une DCO facilement biodégradable ( $S_s$ ) et une DCO lentement biodégradable ( $X_s$ ).

La fraction de DCO facilement biodégradable ( $S_s$ ) est constituée sous forme soluble, de molécules facilement assimilables, rapidement absorbées par les micro-organismes et métabolisées en énergie de synthèse ;

La fraction lentement biodégradable ou fraction particulaire organique, ( $X_s$ ) est constituée par des cellules plus complexes (plus difficiles à assimiler), et qui ont besoin de l'hydrolyse pour être absorbées et assimilées par les organismes.

D'autre part, la partie non biodégradable est aussi divisée en DCO soluble inerte ( $S_i$ ) et DCO particulaire inerte ( $X_i$ ). Il est admis qu'aucune de ces fractions n'intervient dans l'action biologique dans le système de traitement. De ce fait, elles peuvent être utilisées comme traceur dans l'implémentation dans une plateforme de simulation.

En fin, la biomasse active est subdivisée en biomasse hétérotrophe ( $X_{bh}$ ) et en biomasse autotrophe ( $X_{ba}$ ). Cette biomasse est perdue par décomposition et devient à son tour une fraction de substrat lentement biodégradable ( $X_p$ ). Cette fraction ( $X_p$ ) pourra être prise en compte pour modéliser les produits particuliers inertes qui proviennent de la décroissance (mort) de la biomasse.

La matière organique est ainsi fractionnée en différentes parties qui se distinguent par le degré de leurs interventions dans la croissance de la biomasse. Elles interviennent dans le modèle sous forme de variables et caractérisent l'état de pollution de l'effluent brut, de la boue des

bassins et de l'effluent traité. L'organigramme suivant résume de façon hiérarchique les sept fractions de la DCO totale.

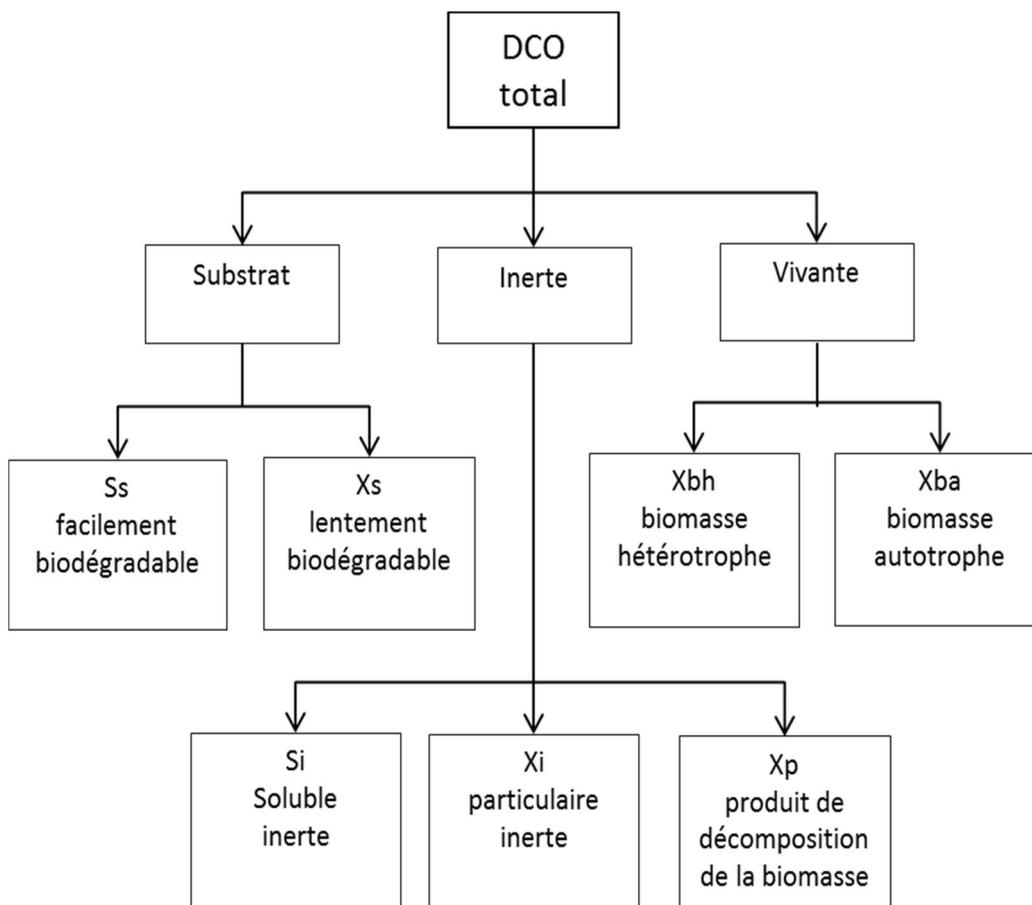


Figure 20. Décomposition de la DCO en variables d'état du modèle ASM1 -- Mahamoutou D. --

Les proportions de chacune de ces variables peuvent varier dans un effluent en fonction de la température de l'effluent (Kappeler et Gujer 1992). Ces proportions varient aussi selon les auteurs. A titre d'exemple, le tableau ci-dessous résume les estimations faites par deux auteurs pour un effluent domestique.

Auteurs		Si %	Ss %	Xs %	Xi %	Xbh %
KAPPELER, 1992,	13°C	10	7	60	8	15
KAPPELER, 1992,	15°C	12	8	55	10	15
KAPPELER, 1992,	22°C	20	11	53	9	7
IAWQ		10	25	45	15	-

Tableau 3. Quelques valeurs fréquentes de fractionnement de la DCO sur l'effluent brut dans la littérature.

Pour les composantes azotées du modèle ASM1, la même démarche est suivie pour fractionner, c'est-à-dire qu'il s'agit de déterminer les fractions minérales (Snh : azote ammoniacal et Sno :

nitrate), organiques biodégradables (soluble : Snd et particulaire : Xnd) et réfractaires au traitement (soluble : Sni et particulaire : Xni). L'organigramme suivant présente les différentes fractions de l'azote dans le modèle ASM1.

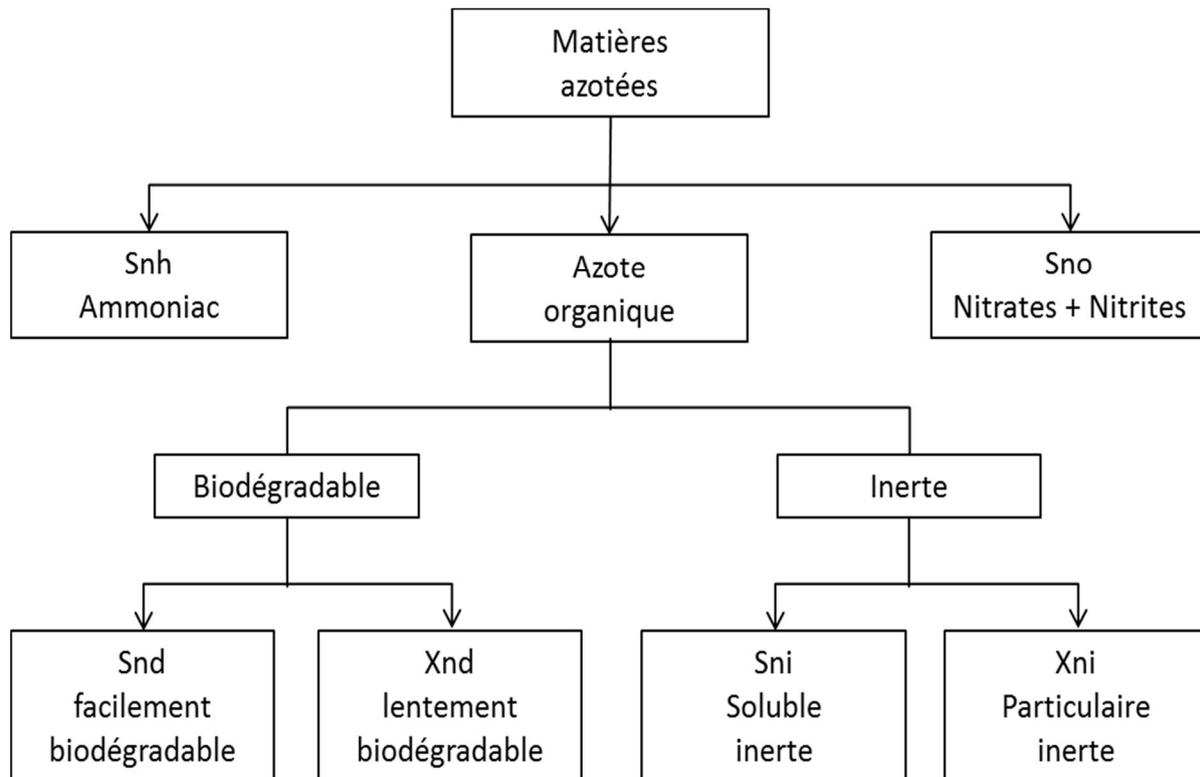


Figure 21. Décomposition de l'azote total en variables d'états du modèle ASM1 -- Mahamoutou D. --

L'effluent est ainsi caractérisé par un ensemble de variables auxquelles le modèle ajoute la concentration d'oxygène dissous ( $S_o$ ), et éventuellement l'alcalinité (SALK).

#### I.4.2 Paramètres stœchiométriques et cinétiques du modèle

Les réactions qui régissent la transformation de ces différentes variables d'état mettent en jeu plusieurs paramètres stœchiométriques et cinétiques. Selon les processus, nous retrouvons des paramètres stœchiométriques qui tiennent en compte du rendement des bactéries hétérotrophes et autotrophes, de la fraction de biomasse qui se transforme en produit particulaire, de la proportion d'azote contenue dans la biomasse et dans les produits de sa décomposition. De même, les paramètres cinétiques tiennent compte de la croissance et du décès des bactéries, de l'ammonification, de l'hydrolyse, et des facteurs de correction en condition anoxique de la croissance hétérotrophe et de l'hydrolyse. Au total, les réactions du modèle ASM1 requièrent cinq paramètres stœchiométriques et 14 paramètres cinétiques qui sont fournis dans le tableau suivant :

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) <sup>-1</sup>	0.67	0.67	0.38-0.75
Autotrophic yield	$Y_A$	g cell COD formed (g N oxidized) <sup>-1</sup>	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) <sup>-1</sup> in biomass	0.086	0.086	–
Mass N/mass COD in products from biomass	$i_{XP}$	g N (gCOD) <sup>-1</sup> in endogenous mass	0.06	0.06	–
<i>Kinetic parameters</i>					
Heterotrophic max. specific growth rate	$\hat{\mu}_H$	day <sup>-1</sup>	6.0	3.0	0.6-13.2
Heterotrophic decay rate	$b_H$	day <sup>-1</sup>	0.62	0.20	0.05-1.6
Half-saturation coefficient (hsc) for heterotrophs	$K_S$	g COD m <sup>-3</sup>	20	20	5-225
Oxygen hsc for heterotrophs	$K_{O,H}$	g O <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	0.20	0.20	0.01-0.20
Nitrate hsc for denitrifying heterotrophs	$K_{NO}$	g NO <sub>3</sub> -N m <sup>-3</sup>	0.50	0.50	0.1-0.5
Autotrophic max. specific growth rate	$\hat{\mu}_A$	day <sup>-1</sup>	0.80	0.30	0.2-1.0
Autotrophic decay rate	$b_A$	day <sup>-1</sup>	0.20	0.10	0.05-0.2
Oxygen hsc for autotrophs	$K_{O,A}$	g O <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	0.4	0.4	0.4-2.0
Ammonia hsc for autotrophs	$K_{NH}$	g NH <sub>3</sub> -N m <sup>-3</sup>	1.0	1.0	–
Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	$\eta_g$	dimensionless	0.8	0.8	0.6-1.0
Ammonification rate	$k_a$	m <sup>3</sup> (g COD day) <sup>-1</sup>	0.08	0.04	–
Max. specific hydrolysis rate	$k_h$	g slowly biodeg. COD (g cell COD day) <sup>-1</sup>	3.0	1.0	–
Hsc for hydrolysis of slowly biodeg. substrate	$K_X$	g slowly biodeg. COD (g cell COD) <sup>-1</sup>	0.03	0.01	–
Correction factor for anoxic hydrolysis	$\eta_h$	dimensionless	0.4	0.4	–

Tableau 4. Paramètres stœchiométriques et cinétiques typiques du modèle ASM1. (Jeppsson 1996)

### 1.4.3 Application des équations du modèle ASM1 au système d'écoulement de la zone hyporhéique du seuil 1 de la Chaudanne

Les équations du modèle ASM1 sont en accès libre et programmables sur n'importe quelle plateforme de simulation. Pour notre étude, nous les implémentons sous Scilab, qui est aussi un logiciel open source. Comme dans tout milieu poreux saturé, sur lequel coule un cours d'eau, le système d'écoulement du seuil 1 de la Chaudanne peut être représenté comme suit (figure suivante), avec des écoulements verticaux (infiltration de l'eau de surface) et horizontaux.

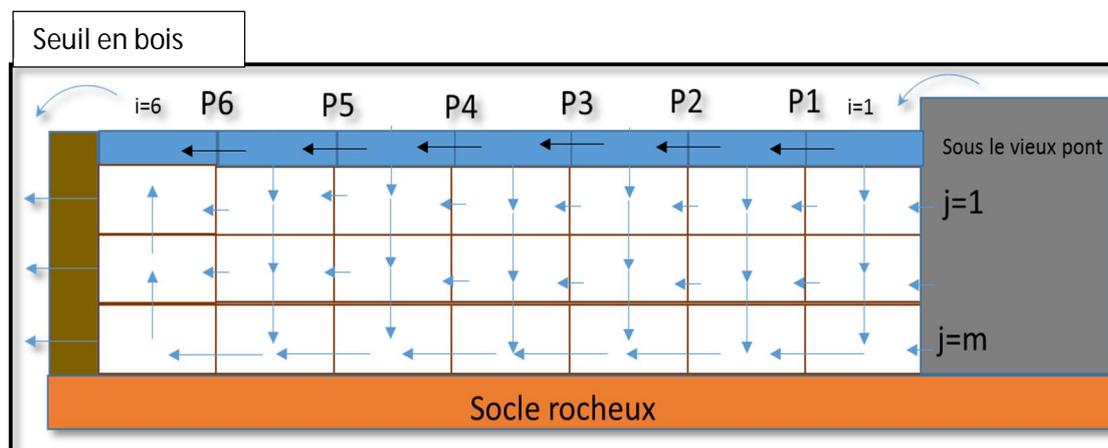


Figure 22. Configuration générale du système d'écoulement dans le sédiment poreux du seuil 1 de la Chaudanne.

Les équations bilan des flux d'eau pour chaque type de cellule dans ce système maillé ci-dessus se présentent comme suit :

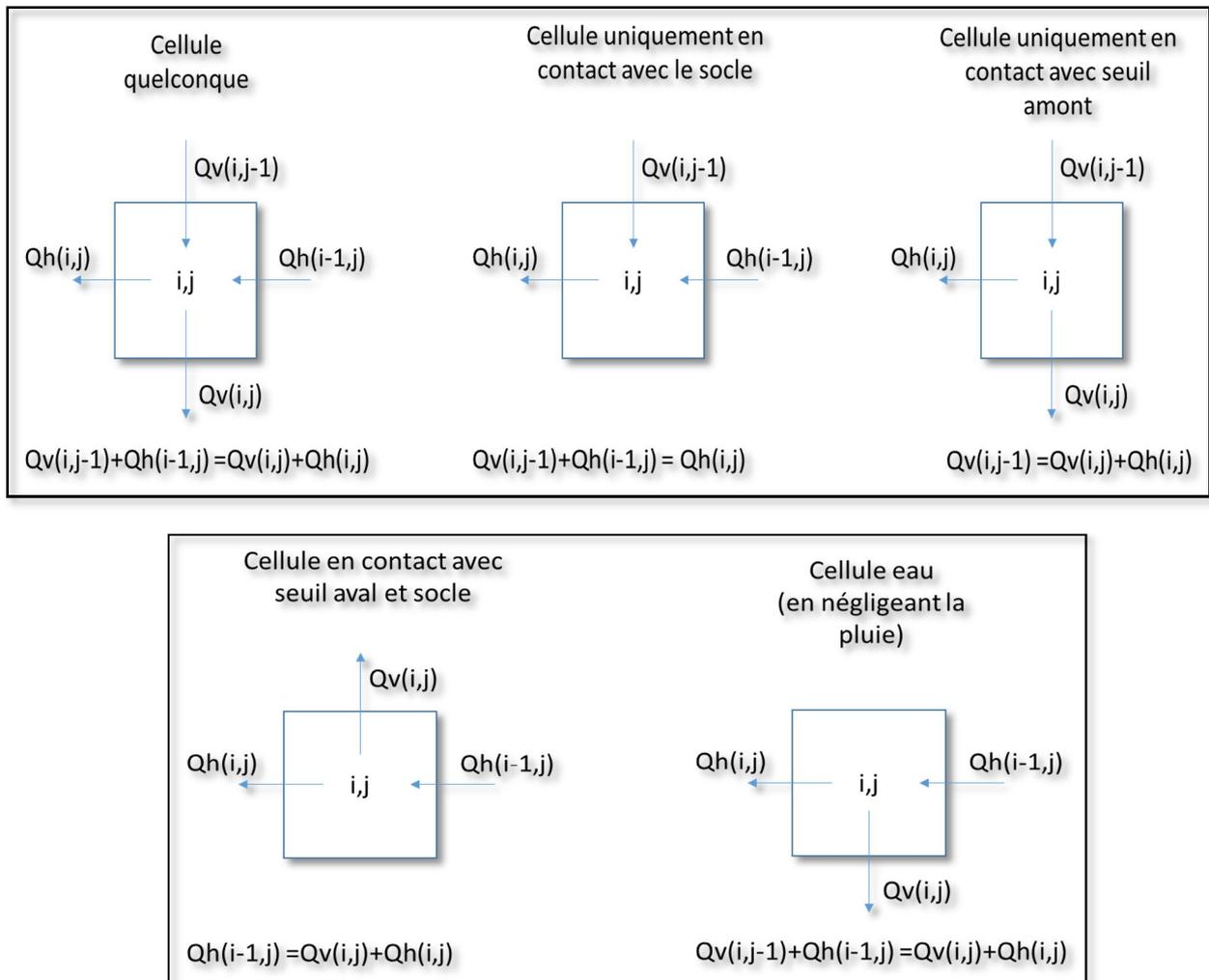


Figure 23. Les 5 systèmes d'écoulements rencontrés dans le système de maillage de notre sédiment poreux

La modélisation du système de maillage présenté dans la figure 6 est probablement, beaucoup plus précise. Mais comme nous ne disposons pas assez d'informations spatiales fines (conductivités hydrauliques...) de notre structure d'étude, nous allons considérer une maille quelconque, en l'occurrence entre P3 et P5 sans contact avec le socle rocheux car, les sondes qui sont installées dans les différents puits ne mesurent plus jusqu'au substratum. En effet, à cause du colmatage physique progressif, ces sondes ne mesurent plus que sur une profondeur d'environ 35 à 50 cm. Le système d'écoulement entre P3 et P5 se présente comme suit :

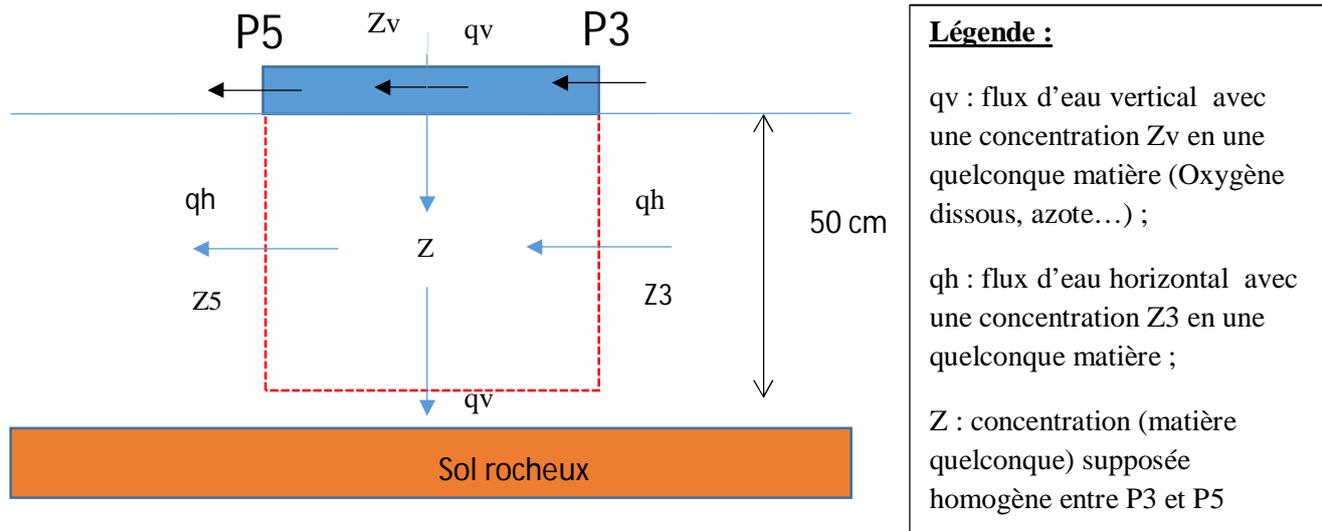


Figure 24. Système d'écoulement entre P3 et P5

En appliquant le principe de conservation des masses à ce système, nous obtenons l'équation suivante :

$$[(q_h * Z_3) + (q_v * Z_v)] + (r * V) = [(q_h * Z_5) + (q_v * Z_5)] + \left( V * \frac{dZ}{dt} \right)$$

$$[\text{Flux entrant}] + (\text{Flux de production par la réaction}) = [\text{Flux sortant}] + (\text{Accumulation pendant } dt)$$

Avec V, le volume du compartiment où se produit la réaction.

En considérant l'hypothèse d'un réacteur parfaitement agité qui stipule que : « la concentration Z est uniforme dans tout le bassin, et est égale à la concentration de sortie », l'équation ci-dessus devient :

$$[(q_h * Z_3) + (q_v * Z_v)] + (r * V) = [Z * (q_h + q_v)] + \left( V * \frac{dZ}{dt} \right); \quad (Z=Z_5)$$

Ce qui donne finalement :

$$\frac{dz}{dt} = \frac{1}{V} * [(q_h * Z_3) + (q_v * Z_v) - Z * (q_h + q_v) + V * r]$$

En appliquant ce principe à l'ensemble de nos variables d'état, nous obtenons les équations suivantes :

Substrat soluble facilement biodégradable (Z est remplacé par Ss dans l'équation)

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{1}{V} * [q_h * S_{s3} + q_v * S_{sv} - S_s(q_h + q_v) + V * \left( -\frac{1}{\gamma_H} \rho_1 - \frac{1}{\gamma_H} \rho_2 + \rho_7 \right)]$$

Substrat particulaire difficilement biodégradable (Z est remplacé par Xs dans l'équation)

$$\frac{dX_s}{dt} = \frac{1}{V} * [q_h * X_{s3} + q_v * X_{sv} - X_s(q_h + q_v) + V * \left( (1 - f_p) \rho_4 + (1 - f_p) \rho_5 - \rho_7 \right)]$$

Biomasse particulaire hétérotrophe active<sup>5</sup> (Pas de variation dans le système)

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \frac{1}{V} * (r_5 * V) = r_5 = \rho_1 + \rho_2 - \rho_4$$

Biomasse particulaire autotrophe active (Pas de variation dans le système)

$$\frac{dX_{BA}}{dt} = \frac{1}{V} * (r_6 * V) = r_6 = \rho_3 - \rho_5$$

Produits particuliers résultant de la mort des biomasses,  $X_p$

$$\frac{dX_p}{dt} = f_p * (\rho_4 + \rho_5) = f_p * (b_H * X_{BH} + b_A * X_{BA})$$

Oxygène dissous

$$\frac{dS_o}{dt} = \frac{1}{V} * \left[ qh * S_{o3} + qv * S_{ov} - S_o(qh + qv) + V * \left( -\frac{1-\gamma_H}{\gamma_H} \rho_1 + \frac{4,57-\gamma_A}{\gamma_A} \rho_3 \right) \right]$$

Azote ammoniacal ( $NH_4^+$  et  $NH$ ) soluble

$$\frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{1}{V} * \left[ (qh * SNH3 + qv * SNHv - SNH(qh + qv) + V * \left[ -i_{XB} * \rho_1 - i_{XB} * \rho_2 - \left( i_{XB} + \frac{1}{\gamma_A} \right) \rho_3 + \rho_6 \right] \right]$$

Azote organique soluble biodégradable

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{1}{V} * [qh * SND3 + qv * SNDv - SND * (qh + qv) + V * (-\rho_6 + \rho_8)]$$

Azote organique particulaire biodégradable

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{1}{V} * \left[ qh * XND3 + qv * XNDv - XND * (qh + qv) + V * \left[ (i_{XB} - f_p * i_{XP}) \rho_4 + (i_{XB} - f_p * i_{XP}) \rho_5 - \rho_8 \right] \right]$$

Nitrate et Nitrite soluble

$$\frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{1}{V} * \left[ qh * SNO3 + qv * SNOv - SNO * (qh + qv) + V * \left( -\frac{1-\gamma_H}{2,86\gamma_H} \rho_2 + \frac{1}{\gamma_H} \rho_3 \right) \right]$$

<sup>5</sup> Pour les biomasses autotrophes comme hétérotrophes, nous faisons l'hypothèse qu'il n'y pas de variation dans le système, c'est-à-dire que nous considérons que les concentrations des biomasses qui entrent dans le milieu équivalent à celles qui en sortent.

J'ai utilisé la méthode de résolution numérique d'Euler pour résoudre ces équations différentielles non linéaires (voir annexe Algorithme). Ensuite, comme toute étude de modélisation, j'ai procédé à l'initialisation, puis au calage en régime permanent, puis à la validation de mon modèle. Ces étapes de modélisation seront présentées dans ce qui suit.

#### a. L'initialisation

Pour initialiser les variables d'état de mon modèle, j'ai calculé les moyennes des concentrations des différents paramètres globaux (DBO5, DCO, Nkjeldahl, NTK...) de qualité de l'eau qui ont été mesurés hebdomadairement durant le projet EPEC. Ensuite, j'ai fractionné ces concentrations moyennes obtenues selon la méthode de fractionnement proposée par IAWQ (tableau.4). Après confrontation de ces résultats (concentrations fractionnées) avec les concentrations moyennes d'effluents brutes de temps d'orage et de temps de pluie fournies dans les annexes du rapport BSM1 (Benchmark Simulation Model n°1) (Gernaey et al. 2008), j'ai retenu les valeurs initiales suivantes pour les variables d'état du modèle (tableau ci-dessous).

Ss (mg COD/l)	So (mg COD/l)	Xbh (mg COD/l)	Xba (mg COD/l)	Xp (mg COD/l)	Sno (mg N/l)	Snh (mg N/l)	Snd (mg N/l)	Xs (mg COD/l)	Xnd (mg COD/l)
1.1349	0.84	11	0.5	0	10.5	0.1	0.81596	0.34502	0.0236

Tableau 5. Valeurs initiales des variables d'état du modèle

#### b. Le calage du modèle

Le calage du modèle ou encore la mise à l'équilibre de l'activité bactérienne du système, a été réalisé en régime permanent. Il s'est agi d'envoyer une même valeur moyenne des concentrations de chacune des variables d'état, aux biomasses épuratrices, à chaque pas de la simulation jusqu'à ce que les croissances des bactéries autotrophes et hétérotrophes s'équilibrent avec leurs mortalités. Les concentrations moyennes des paramètres de qualité suivis sur la zone d'étude (Chaudanne seuil1) pendant 13 jours, du 01/04/2014 au 13/04/2014, (chacun de ces jours contient 144 observations des paramètres de qualité de l'eau), ont servi à réaliser cette étape de calage.

Pour vérifier la cohérence de mes valeurs obtenues après calage, j'ai fait des confrontations avec les caractéristiques d'effluents brutes de temps de pluie et de temps d'orage fournies dans le rapport BSM1 (Gernaey et al. 2008). J'ai aussi effectué des tests de sensibilité sur la conductivité hydraulique pour avoir une idée de ce que seraient mes valeurs calées si je me trompais de 10% sur la mesure de la conductivité in situ.

#### c. La validation du modèle

Pour l'étape de la validation du modèle, j'ai utilisé une autre période de mesure totalement différente de celle ayant servi au calage. En effet, j'ai utilisé une période de mesure de 5 jours, du 14/08/2012 à 11H00 au 19/08/2012 à 11H50. La validation a consisté à la confrontation visuelle de la dynamique de consommation d'oxygène simulée à celle réellement observée à la même période dans le puits P5, tout en tenant compte du décalage horaire dû au temps de séjour

des flux d'eau pour arriver au puits P5. L'objectif n'étant pas de reproduire exactement les réactions qui se produisent entre P3 et P5, il n'est pas utile de faire appel à des critères hydrologiques de performance comme celui de Nash-Stucliffe. Le choix de la période de validation n'est pas non plus fortuit. Elle se situe dans la période où les surverses du déversoir sont plus importantes et plus fréquentes (Mai-Juin, Rapport Débits surverses/Débits naturels = 3.4). De plus, c'est une période durant laquelle les paramètres de qualité de l'eau suivis en 2012 sont de très bonne qualité pour l'ensemble des puits et l'eau de surface.

J'ai aussi procédé à des tests de sensibilité du gradient et de la conductivité hydrauliques pour savoir dans quelle mesure ces deux caractéristiques hydrauliques du milieu sont importantes pour le système.

Enfin, pour cette étude de modélisation, il a été nécessaire d'émettre deux importantes hypothèses simplificatrices à savoir :

Les paramètres chimiques de qualité de l'eau qui ont été utilisés pour cette étude, n'étaient suivis durant le projet EPEC qu'hebdomadairement. Or, nous savons que la zone d'étude reçoit fréquemment d'importantes surverses ponctuelles du déversoir d'orage. Donc, pour la mesure hebdomadaire de ces paramètres chimiques, les auteurs du projet EPEC avaient autant de chance de se situer juste après un apport important de matières organiques que de situer loin de cet apport. Pour ces paramètres, nous ne pouvons que faire des moyennes sur toute l'année, puis considérer ces moyennes comme constantes à l'échelle journalière.

La configuration du système d'écoulement entre P3 et P5 est aussi beaucoup simplificatrice, car d'une part, la topographie du fond du sédiment du seuil 1 n'est aussi plate que nous l'avons représentée ; et d'autre part, nous supposons que les mesures des paramètres physiques de la qualité de l'eau (Température, pH, conductivité électrique, oxygène dissous) effectuées par les sondes placées dans les différents puits du seuil 1 sont représentatives de toute la hauteur du sédiment.

## Chapitre 3. Résultats, interprétations et Discussions

Dans le chapitre précédent, nous avons présenté d'abord les matériels que nous avons utilisés pour réaliser nos campagnes de mesures, et puis exposé les méthodes que nous avons employées. Maintenant, nous allons présenter les différents résultats que nous avons obtenus, et ensuite voir dans quelle mesure nous sommes-nous rapproché de l'objectif de notre étude.

### I. Résultats

#### I.1 Gradients hydrauliques

Le tableau et la figure suivants résumant les gradients hydrauliques horizontaux que nous avons observés lors de nos campagnes de mesure.

Puits	Distance décamétrique depuis le vieux pont	Différence de pression (m)	Distance entre les puits de l'axe de l'écoulement (m)	Gradient Horizontal	Observation
P1-P3	12	0.018	2.8	0.006428571	G. plongeant
P3-P5	14	0.022	2	0.011	G. plongeant
P5-P6	16	-0.023	2	-0.0115	G. ascendant

Tableau 6. Gradients horizontaux entre les puits situés dans l'axe de l'écoulement

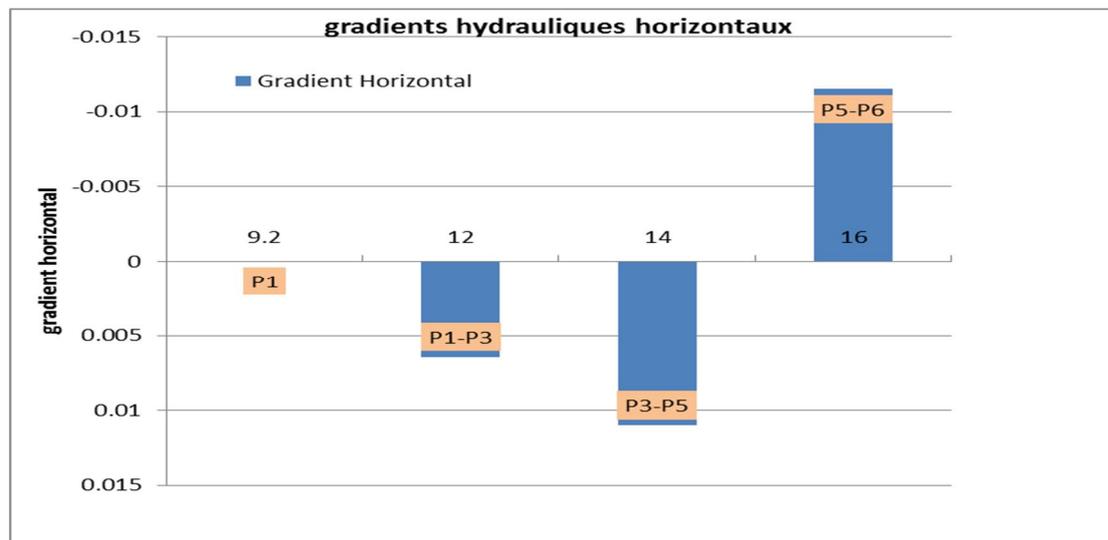


Figure 25. Représentation graphique des gradients horizontaux des puits de l'axe de l'écoulement du Seuil 1.

Ces observations suggèrent que dans la zone hyporhéique de notre sédiment, l'écoulement subsurface se fait suivant le sens de l'écoulement de surface jusqu'au puits P5. A partir de ce puits, notre écoulement hyporhéique a tendance à remonter en surface. Cela s'explique par

le fait que la conductivité hydraulique devient beaucoup plus faible à l'approche du seuil qui est fait de pieux de bois. Les espaces entre ces pieux de bois étant remplis de matériaux beaucoup plus fins.

Pour les gradients hydrauliques verticaux, plusieurs mesures ont été effectuées au niveau de chaque puits et aussi entre les puits (figure 7). Pour tous ces points choisis, la pression de l'eau de surface a été relativement supérieure : l'eau s'infiltré relativement sur tout le long du sédiment du seuil 1.

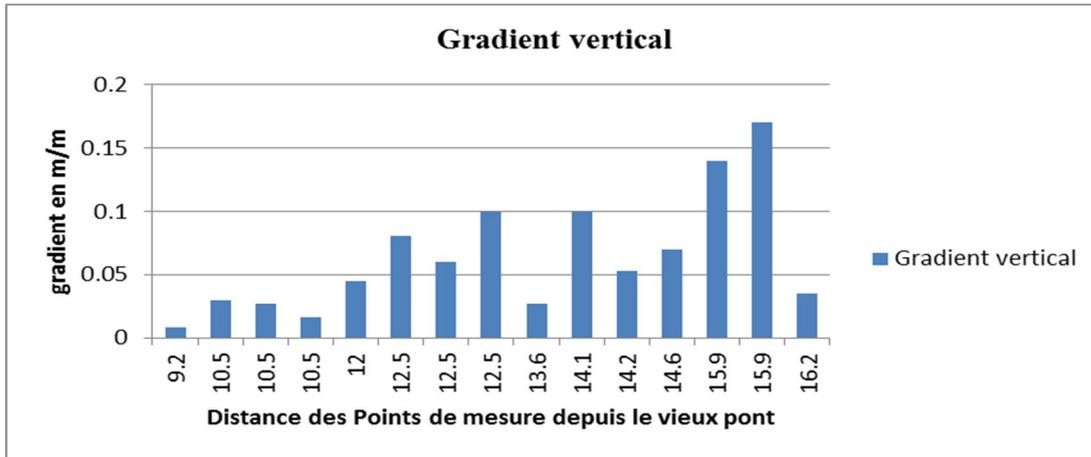


Figure 26. Représentative des gradients verticaux le long du sédiment du seuil 1.

Sur tout le long du sédiment (excepté l'aval, entre P5 et P6) le gradient hydraulique vertical est en moyenne égal à 4 fois le gradient horizontal. La direction des particules au cours de l'infiltration dans la zone hyporhéique de notre seuil est légèrement inclinée comme indiqué sur la figure suivante :

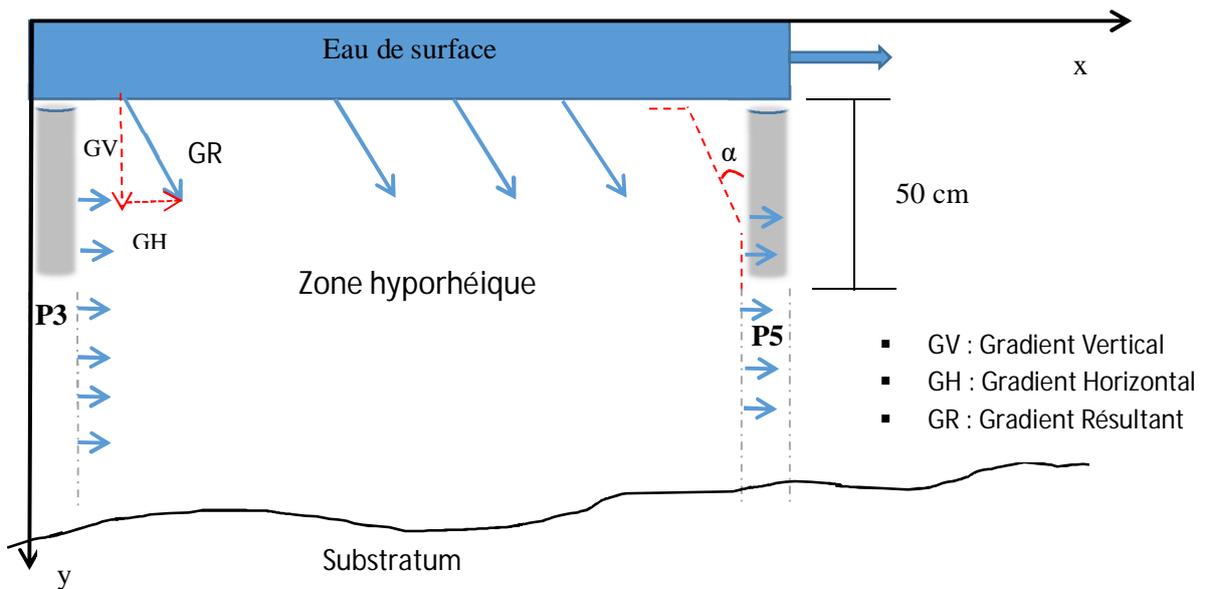


Figure 27. Direction et sens de l'infiltration des particules dans la zone hyporhéique entre P3 et P5

### I.2 Conductivité hydraulique (Slug test)

Nous avons obtenu une conductivité hydraulique moyenne de  $9^E-5$  m/s entre P3 et P5 (Maille sur laquelle les équations du modèle ASM1 sont appliquées). Cependant, il est important de se rappeler que cette mesure de la conductivité est très sensible. Il est nécessaire de répéter le test plusieurs fois (au moins trois fois) à cause de la dépression du puits qui produit généralement un compactage des sédiments et colmatage partiel de la crépine. La figure suivante présente de façon chronologique 4 essais que nous avons effectués au même point à une profondeur de 75 cm. Nous pouvons observer que le 1<sup>er</sup> essai (la série 1) est à part, un peu à l'écart des trois dernières courbes qui ont plutôt tendance à se superposer (la conductivité hydraulique converge). Cet écart de la 1<sup>ème</sup> courbe par rapport aux autres est dû à la compression des substrats résultant du fait que la descente du tube est forcée par des coups de marteau. Cependant beaucoup trop de répétitions créent des zones préférentielles d'écoulements et cela conduit à la surestimation de la conductivité hydraulique.

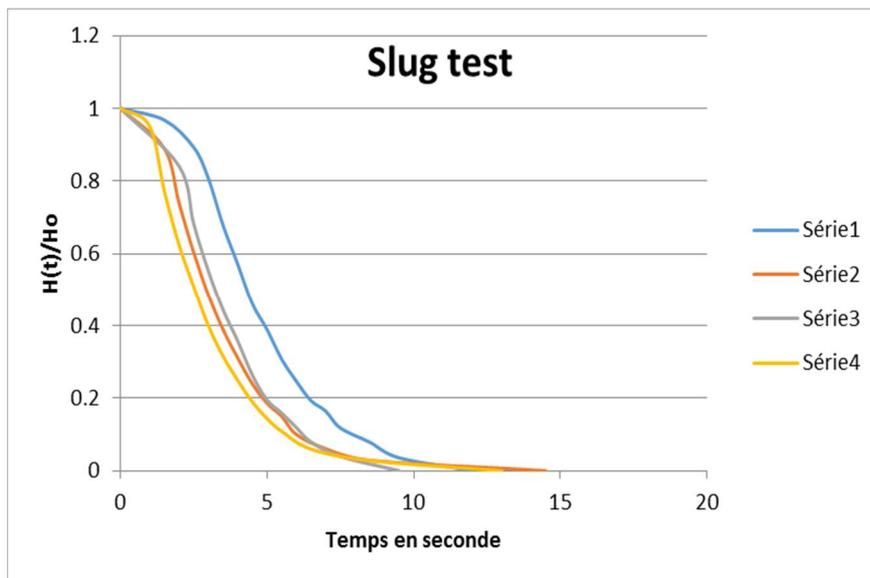


Figure 28. Les enregistrements du niveau de l'eau avec le slug test.

De plus, l'essai de perméabilité « Slug test » peut aussi montrer sa limite dans certains cas. Par exemple, parmi les tests que nous avons réalisés, il y avait des zones pour lesquelles nous ne sommes pas arrivés à mesurer les variations du niveau de l'eau. En effet, à ces endroits, la vitesse de vidange était au moins aussi importante que la vitesse de remplissage de la sonde enfoncée avec de l'eau. Ce sont des zones où la conductivité est supérieure à  $1 * 10^{-4}$  m/s (limite de détection de l'appareil utilisé in situ). Le tableau suivant résume les conductivités hydrauliques mesurées entre le puits P1 et puits P3 dans l'axe de l'écoulement pour différentes profondeurs.

P1-P3	Distance. Décamètre	Distance de la rive Droite (cm)	Sonde	Longueur crépine	Profondeur (cm)	Kh moy
	10.25	130	S	0.15	50	2.42E-04
	10.25	130	S	0.15	30	3.64E-04
	10.25	70	S	0.15	50	9.30E-05
	10.25	70	S	0.15	30	7.70E-04
	10.25	1.75	S	0.15	50	6.59E-04
	10.25	1.65	S	0.15	30	>=1E-4

Tableau 7. Conductivités hydrauliques entre les puits P1 et P3 du sédiment du seuil 1

### I.3 Paramètres de qualité de l'eau suivis durant le projet EPEC

les principaux paramètres de qualité de l'eau tels que l'oxygène dissous, le carbone organique dissous, la demande biochimique en oxygène pendant 5 jours, la demande chimique en oxygène, les concentrations en nitrate et nitrite ont tout aussi été suivis durant le projet Epec. La figure suivante présente les variations de l'oxygène dissous, les variations de la température, et le débit, suivies pendant 13 jours (du 01/04/2014 au 13/04/2014) entre les puits P3 et P5 en surface et dans la zone hyporhéique du seuil 1 de la Chaudanne. Les mesures hebdomadaires des nitrates, nitrites, du carbone organique total, du pH, etc. effectuées à la même période sont fournies dans les boîtes à moustaches dans les annexes.

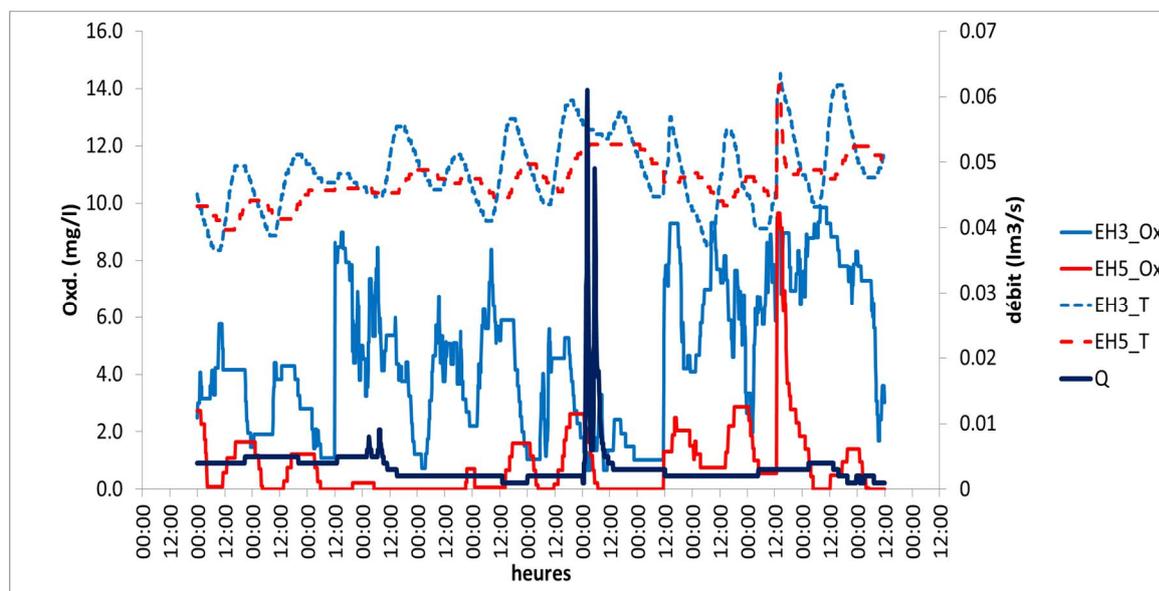


Figure 29. Variations de l'oxygène, de la température dans la zone hyporhéique entre les puits P3 et P5 du seuil 1 de la rivière Chaudanne à la date du 01/04/2014 au 13/04/2014. (Livrable L3.2 du Projet Epec)

EH3 : Eau hyporhéique au puits P3 ; EH5 : Eau hyporhéique au puits P5 ; ES : Eau de surface et Q, le débit observé en surface pendant la période de suivi.

#### I.4 Résultats du calage en régime permanent de notre modèle

Les résultats de la mise à l'équilibre des variables d'état du système de notre cas d'étude sont illustrés dans les figures suivantes.

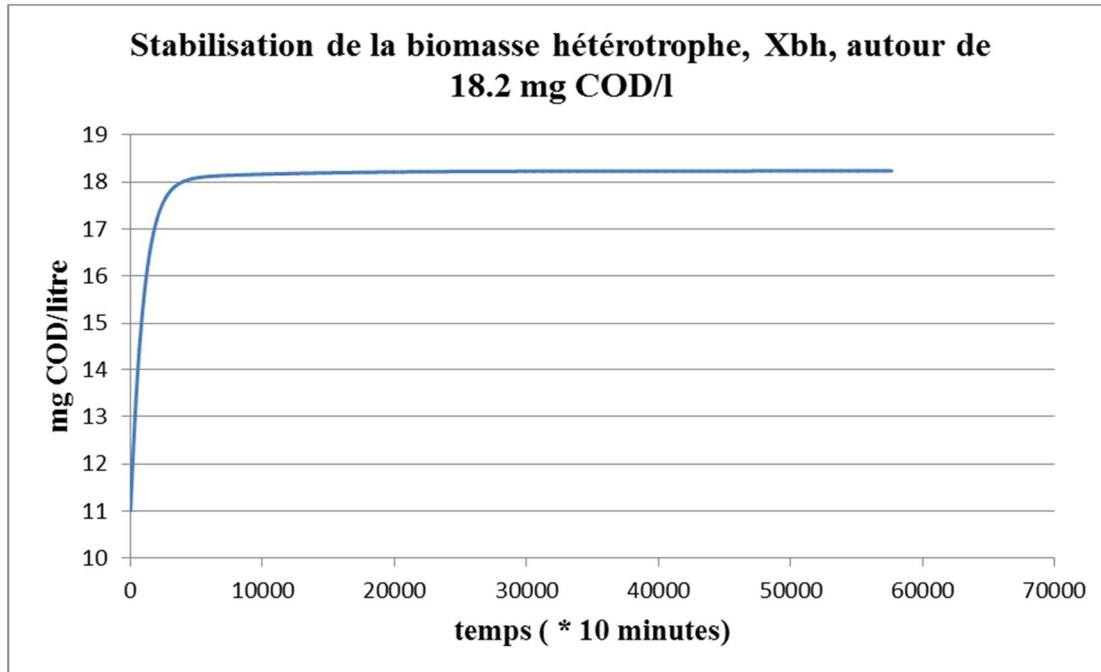


Figure 30. Mise à l'équilibre de la biomasse hétérotrophe

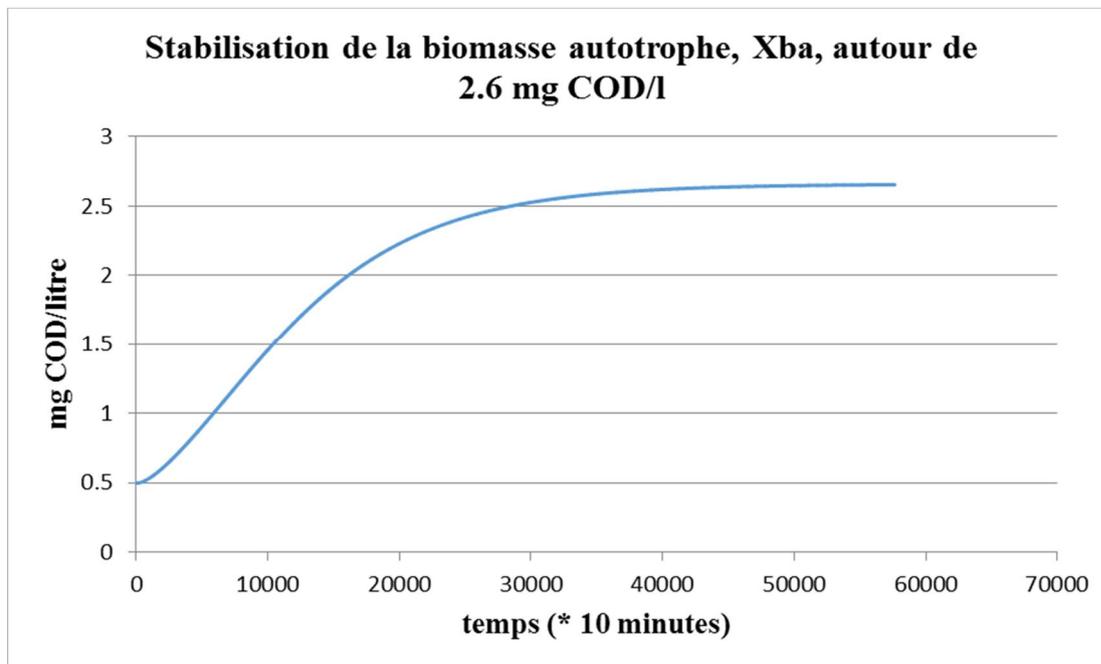


Figure 31. Mise à l'équilibre biomasse autotrophe

Sur ces deux figures ci-dessus, nous pouvons observer que la biomasse hétérotrophe a seulement mis **1 mois et 20 jours** (soit, à partir de temps =  $8000 \times 10$  minutes) pour se stabiliser tandis qu'il a fallu encore, maintenir le régime permanent pendant **7 mois et 7 jours** (soit, à partir de temps =  $31583 \times 10$  minutes) pour voir la croissance des autotrophes s'équilibrer avec leur taux de mortalité.

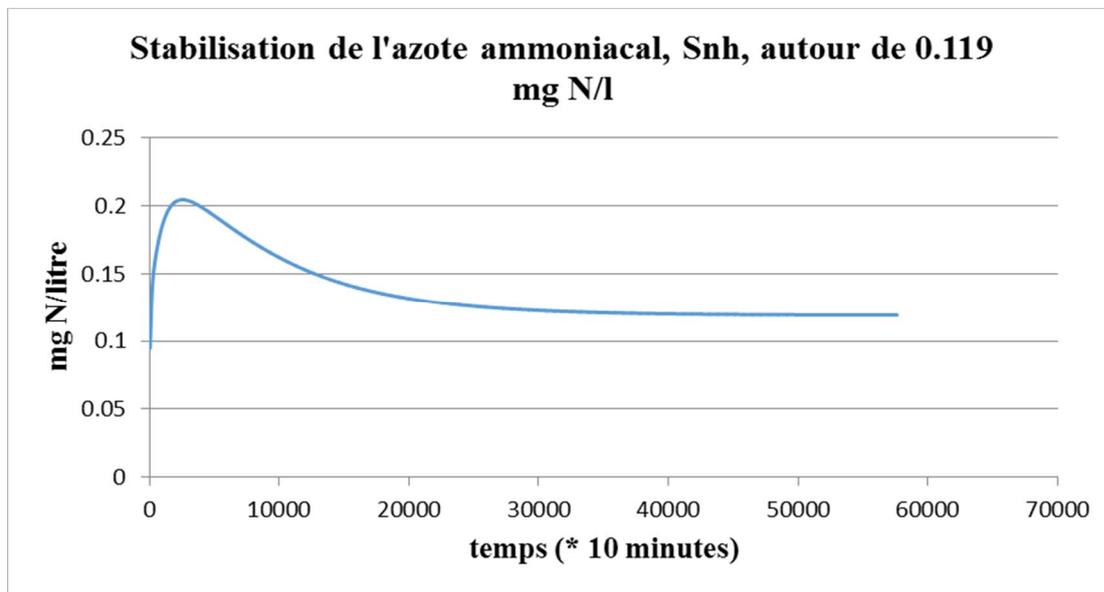


Figure 32. Mise à l'équilibre de l'azote ammoniacal,  $S_{nh}$

Ce profil de l'azote ammoniacal témoigne d'une forte activité biologique de transformation de l'azote organique biodégradable en azote ammoniacal au tout de la mise en marche du système. Peu après, cette production de l'azote ammoniacal diminue progressivement jusqu'à la stabilisation de la biomasse épuratrice.

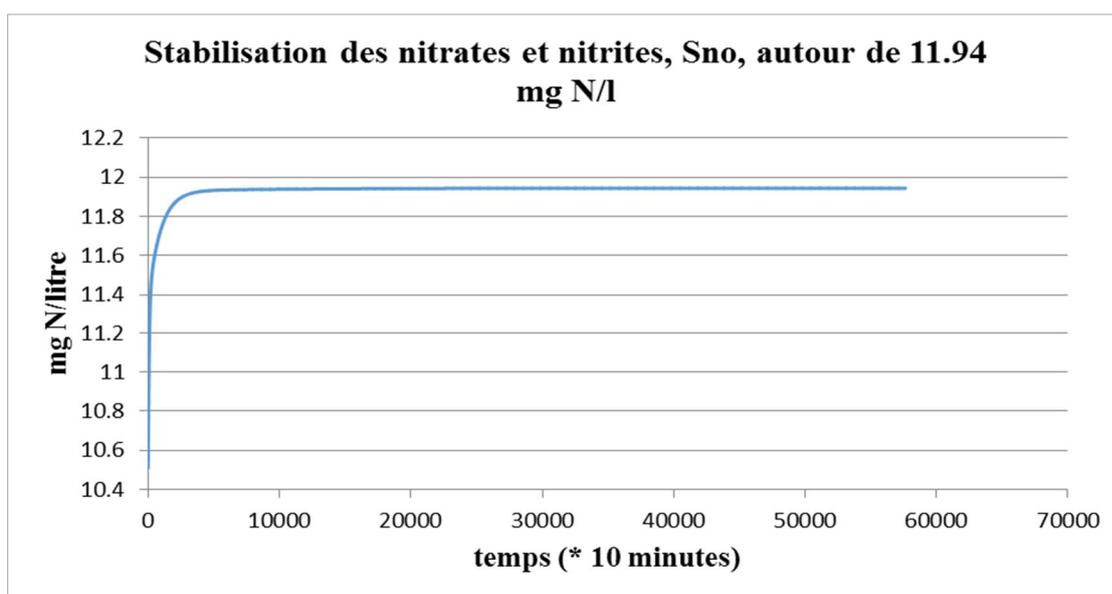


Figure 33. Stabilisation des nitrates et nitrites,  $S_{no}$

De la même façon, au début de la mise en marche de l'activité biologique, une augmentation rapide de la production des nitrites-nitrates,  $S_{no}$ , est observable (figure ci-dessus) avant la stabilisation. Le profil des nitrites-nitrates ne redescend pas comme pour l'azote ammoniacal. Ce sont les bactéries autotrophes, peu consommatrices d'oxygène, qui utilisent l'azote ammoniacal pour produire des nitrites.

Les figures illustrant les autres variables d'état ( $S_s$ ,  $X_s$ ,  $S_{nd}$ ,  $X_{nd}$ ,  $S_o$ ) sont fournies dans les annexes. Le tableau suivant résume l'ensemble des valeurs des différentes variables d'état obtenues après le calage. Aussi, pour vérifier la cohérence de ces valeurs calées en régime permanent, nous avons fait le parallèle entre ces valeurs calées avec les caractéristiques des effluents brutes de temps de pluie et de temps d'orage dans les stations d'épurations classiques fournies dans les annexes du rapport du modèle BSM1 (Gernaey et al. 2008).

Variables d'état	$S_s$ (mg COD/l)	$X_s$ (mg COD/l)	XBA (mg COD/l)	XBH (mg COD/l)	SNH (mg N/l)	SND (mg N/l)	XND (mg N/l)	SNO (mg N/l)
<b>Valeurs calées</b>	<b>0.75</b>	<b>3.55</b>	<b>2.6</b>	<b>18.2</b>	<b>0.12</b>	<b>1.15</b>	<b>0.17</b>	<b>11.94</b>
Effluent de temps de pluie	1.03	0.311	0.69	12.88	3.23	0.79	0.02	9.16
Effluent de temps d'orage	0.99	0.28	0.63	11.9	3.06	0.77	0.02	10.55

Tableau 8. Cohérence des valeurs calées ( $K_{moy}=9^E-5$  m/s)

### 1.5 Résultats de la validation

Pour la validation du modèle, conformément à l'objectif de l'étude, je me suis intéressé principalement à la dynamique de consommation de l'oxygène dissous, au cours du transit  $P3 \rightarrow P5$ . Nous disposons des observations de l'oxygène dissous pour la période de validation au Puits P5, qui représente le point de contrôle. La figure suivante présente les valeurs simulées et les valeurs observées de l'oxygène dissous au P5. Pour pouvoir observer le synchronisme entre les deux courbes, la taille de la série du point de contrôle, P5, a été rallongée de l'équivalent du temps de séjour moyen des flux d'eau entre P3 et P5.

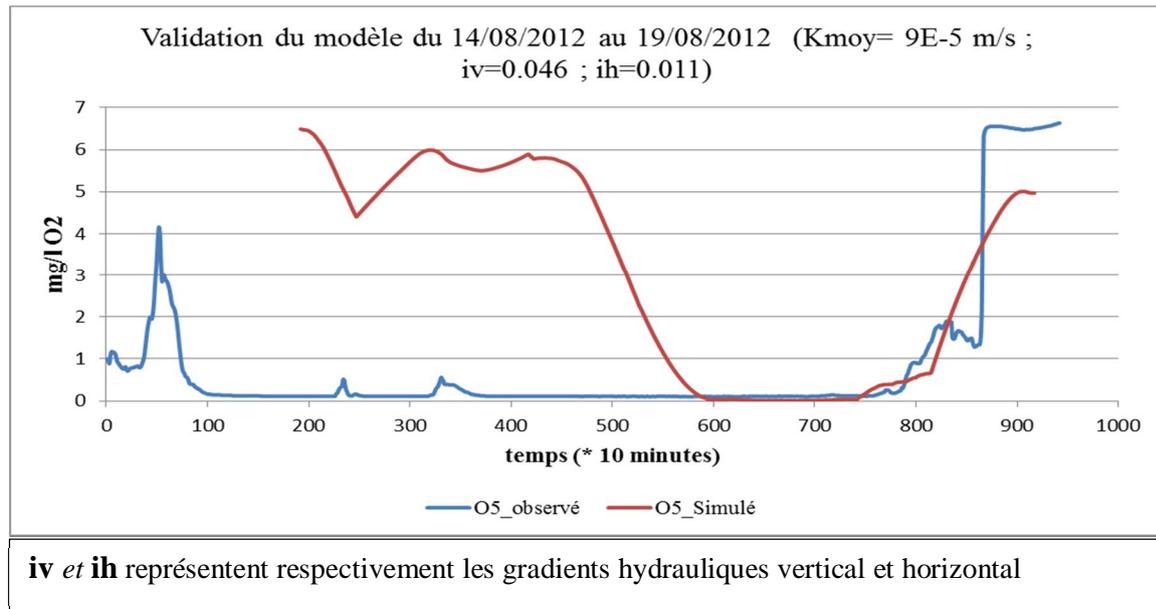


Figure 34. Évaluation du modèle

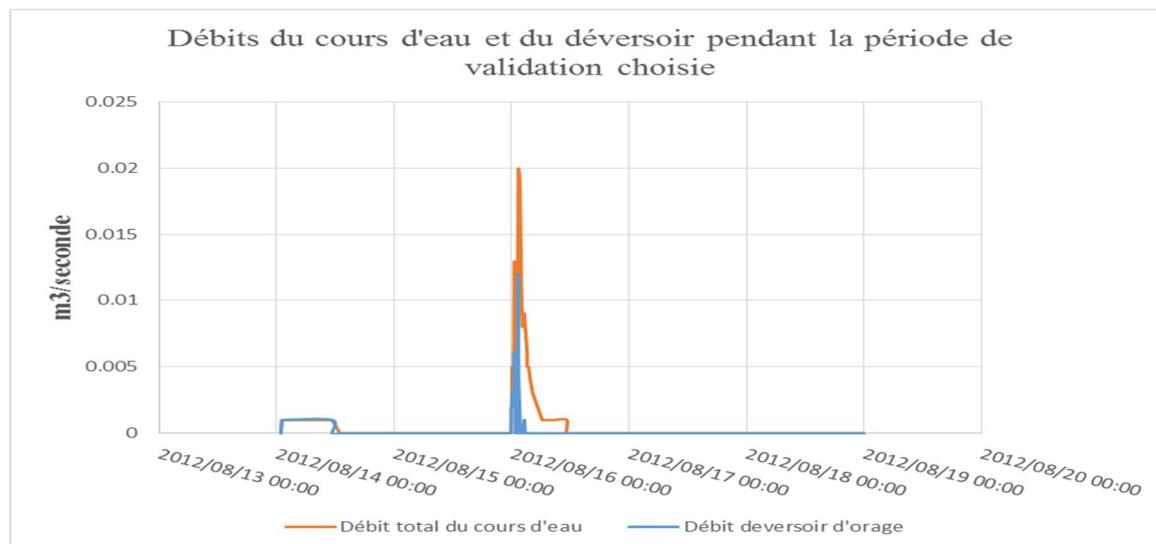


Figure 35. Débits du cours d'eau et de la surverse du déversoir d'orage durant la période de validation

Sur la figure (évaluation du modèle), nous observons que la courbe de l'oxygène dissous simulé (en rouge) met un certain temps pour apparaître. C'est le temps qui correspond au temps de séjour des flux d'eau dans le sédiment. Il est estimé à **1jour 7 heures** ( $191 * 10$  minutes). Nous constatons aussi, au début de l'apparition des résultats, que la courbe de l'oxygène simulée se situe largement au-dessus de l'observation. Le modèle ne simule pas bien au début, durant les deux premiers jours. Cela est dû au fait qu'au début de la période de validation, il y a eu une petite surverse du déversoir qui n'a pas duré (courbe débits du cours d'eau et de la surverse du déversoir d'orage). Ce débit, n'ayant pas été suffisamment fort, a laissé une certaine quantité de matières organiques rejetées par le déversoir sur le sédiment, sans pouvoir les acheminer longtemps (cours d'eau à faible capacité de dilution). C'est cela qui a occasionné une

surconsommation de l'oxygène. Le modèle n'arrive pas à en rendre compte. A chaque fois qu'il des petits pics d'apport organique dans le sédiment, on observe une période de surconsommation d'oxygène dans le sédiment. Cependant, juste après ce court moment de mise à l'équilibre du système, le modèle reprend bien, arrive à représenter la dynamique observée pour les deux derniers jours.

## I.6 Résultats des tests de sensibilité de conductivité et du gradient hydraulique

### a. Tests sur la conductivité :

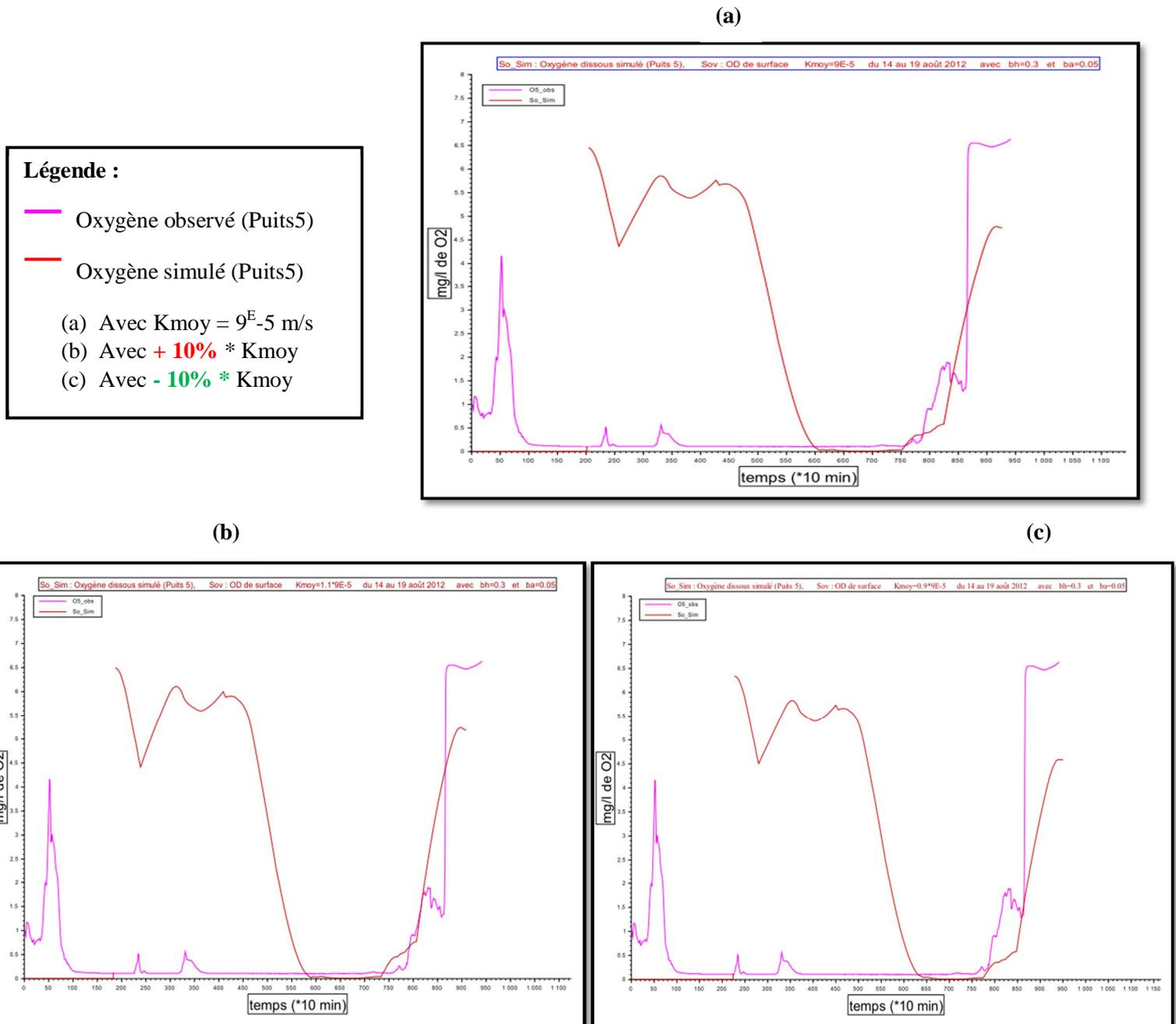


Figure 36. Tests de sensibilité sur la conductivité hydraulique  $K_{moy}$

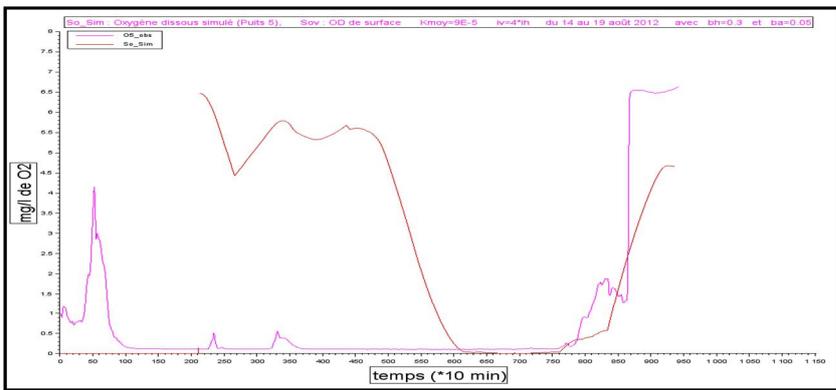
Sur cette figure, nous pouvons voir que plus la conductivité hydraulique devient importante, plus le modèle a tendance à anticiper (temps de séjour devient court).

**b. Tests de sensibilité sur le gradient hydraulique**

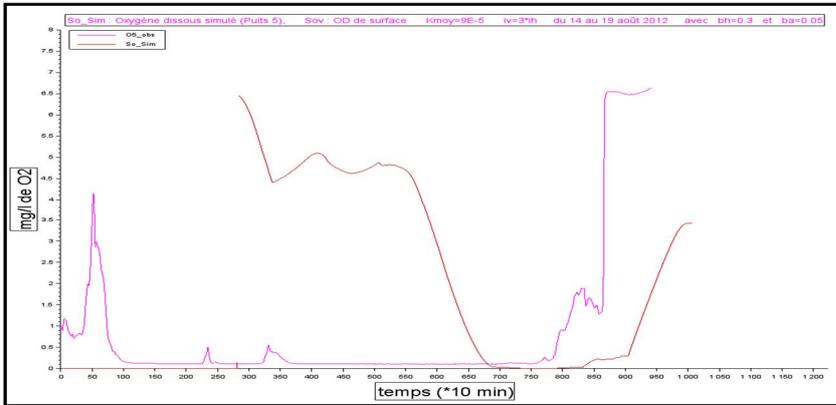
Légende :

- Oxygène observé (Puits5)
- Oxygène simulé (Puits5)

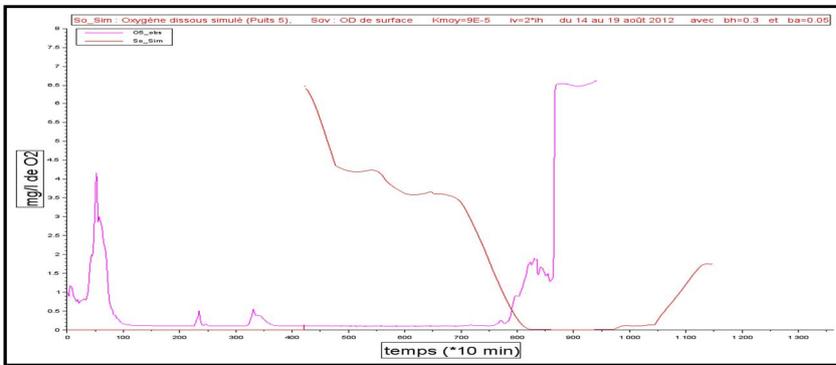
$iv$  = gradient vertical ;  $ih$  = gradient horizontal



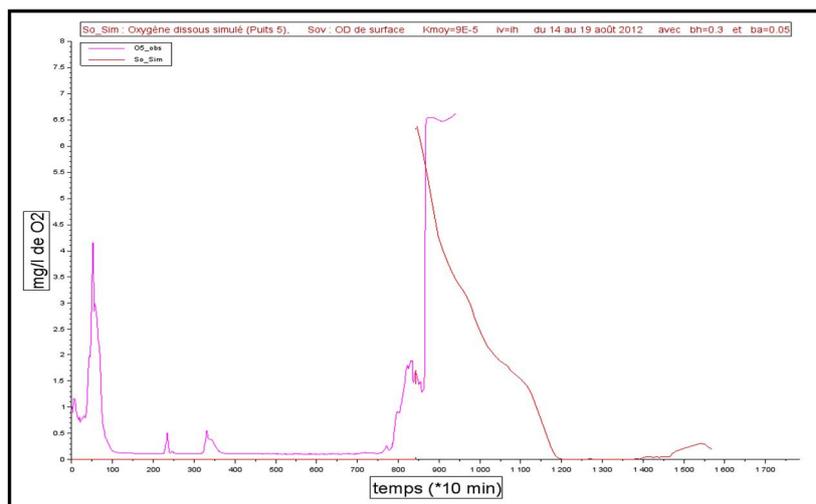
a)  
 $iv = 4 * ih$



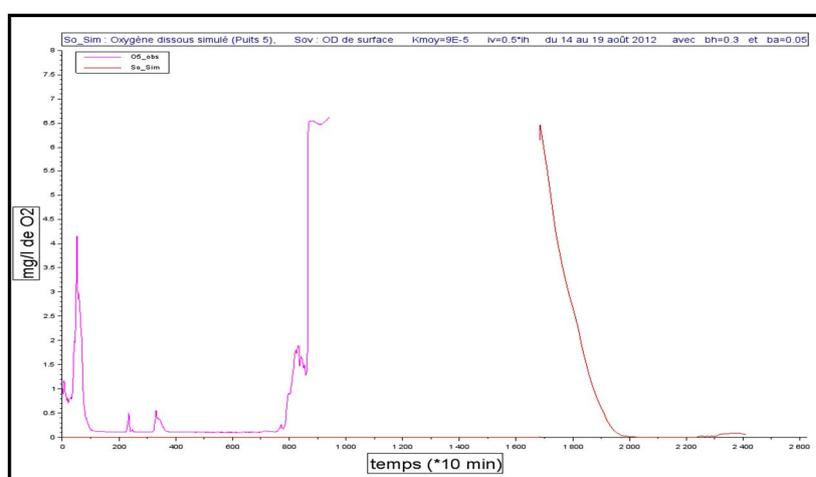
b)  
 $iv = 3 * ih$



c)  
 $iv = 2 * ih$



d)  
 **$iv = 2 * ih$**



e)  
 **$iv = 0.5 * ih$**

Figure 37. Tests de sensibilité sur le gradient hydraulique

Ces différents tests nous montrent que, plus le rapport entre les gradients vertical et horizontal de notre sédiment devient moins important, plus le temps de séjour devient beaucoup plus long. Le temps de contact avec la biomasse épuratrice devient alors très important. Cela occasionne une surconsommation d’oxygène par la biomasse épuratrice.

## II. Discussions

Les résultats de cette étude montrent qu’avec le modèle ASM1, il est possible de reproduire la dynamique de consommation de l’oxygène dissous dans un sédiment poreux recevant des rejets urbains de temps de pluie. D’autres études devront, sans doute, être menées pour confirmer cela. Certaines hypothèses émises ici, pourront ainsi être étayées ou tout simplement écartées.

Pour la mise à l’équilibre des bactéries en régime permanent, l’écart de temps de stabilisation considérable que les bactéries autotrophes ont nécessité était prévisible, et était d’ailleurs attendu. En effet, dans le tableau qui fournit les paramètres stœchiométriques et cinétiques du modèle ASM1, nous pouvons lire que la mortalité des bactéries hétérotrophes est beaucoup plus rapide que celle des autotrophes ( $bH=0.3$  et  $bA=0.05$ ), soit 6 fois plus rapide. De même ces

hétérotrophes meurent aussi rapidement comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (Seidl, Servais, et Mouchel 1998).

Pour cette étude, ce ne sont pas les bactéries autotrophes qui nous intéressent particulièrement. Les bactéries autotrophes sont naturellement présentes dans le milieu et sont capables de produire leurs propres matières organiques. Elles sont peu consommatrices d'oxygène dissous. En revanche, ce sont plutôt la croissance et la mortalité des bactéries hétérotrophes qui ont attiré toute attention durant cette étude. En effet, ce sont elles que l'on retrouve très souvent dans les rejets domestiques en grande quantité (Seidl, Servais, et Mouchel 1998), et ce sont elles qui ne peuvent pas élaborer les matières organiques dont elles ont besoin pour se développer. Par conséquent, ce sont principalement les hétérotrophes qui dépolluent les eaux qui arrivent dans le sédiment en utilisant les matières organiques contenues dans ces eaux, pour leur développement. Elles occasionnent de ce fait une plus grande consommation d'oxygène dissous.

Le parallèle que nous avons effectué entre les valeurs calées des variables d'état du modèle avec les caractéristiques des effluents brutes de temps de pluie et de temps d'orage fournies dans les annexes du rapport BSM1 (Gernaey et al. 2008) a été assez rassurant, eu égard aux hypothèses simplificatrices dont nous avons fait usage. En effet, les valeurs que nous avons trouvées après calage étaient quasiment toutes dans les ordres de grandeur.

Pour la validation du modèle, la faible dilution des petites rivières restent très problématiques. Le modèle n'arrive pas à rendre compte de ce qui se passe réellement après le passage éclair des petites surverses du déversoir d'orage. Le piégeage des matières organiques qui s'en suit ne se produit pas dans les stations d'épurations. Cependant, il faut se rappeler que dans le cadre de cette étude, nous avons appliqué le modèle à un système naturel avec toute sa complexité. Si nous devions construire des tels seuils artificiels à l'aval des rejets urbains, capables d'épurer et de piéger les matières organiques, nous choisirions une configuration certainement beaucoup plus adaptée, moins complexe et dont nous imposerions la conductivité hydraulique, la géométrie et la topographie du fond du sédiment, et peut-être même le gradient hydraulique. Cela permettrait ainsi, d'atténuer les effets du passage des petites surverses du déversoir d'orage.

## Conclusion

L'existence du phénomène d'épuration naturelle en eau courante est maintenant bien connue. De nombreuses études sur les processus biogéochimiques de la zone hyporhéique en témoignent. Cependant, il n'existe pas encore de modèle hydrobiogéochimique capable de simuler la dynamique intra journalière de la consommation de l'oxygène dissous dans la zone hyporhéique, ce qui est pourtant nécessaire pour les petites rivières à dynamique hydraulique rapide.

L'objectif de ce stage a été d'adapter le modèle ASM1 de conception des bioréacteurs des stations d'épuration à la zone hyporhéique du seuil 1 de la rivière Chaudanne afin de pouvoir à reproduire la dynamique des réactions de dégradation naturelle de la matière organique qui s'y produisent. En marge de cela, des tests de sensibilité sur les principaux facteurs régulateurs du taux d'oxygène dissous ont été réalisés afin d'en savoir davantage sur leur importance relative.

Les résultats de la validation nous ont montré que le modèle ASM1 peut aussi être appliqué aux réactions de biodégradation de la matière organique dans la zone hyporhéique, quoiqu'il ne permette pas encore de rendre compte des effets après le passage rapide des petits pics de surverses du déversoir d'orage situé juste en amont.

Nonobstant les hypothèses simplificatrices dont nous avons fait recours, le modèle est arrivé à reproduire la dynamique de consommation de l'oxygène dissous pour les derniers jours de la période de validation. En effet, durant ces derniers jours, les effets du passage de la petite surverse du déversoir d'orage n'étaient plus très rémanents sur le fonctionnement normal du sédiment.

Cela constitue un pas important vers la construction artificielle des seuils poreux à l'aval des points de rejets domestiques. En effet, pour la construction de tels seuils, nous connaissons désormais les principales caractéristiques hydrologiques du sédiment qu'il faudrait imposer pour arriver à atténuer le plus rapidement possible, les effets derrière le passage des petits apports de matière organique. Les grandes crues ont un pouvoir de dilution très important pour ne pas laisser derrière elles, des quantités de matière organique importantes.

D'autres études seront évidemment utiles pour approfondir le sujet, en encartant par exemple certaines des hypothèses que nous avons émises dans ce travail.

## Références bibliographiques

- « Axe Rhône Saône ». 2016. Consulté le 24 août. <http://www.graie.org/zabr/sites/site4.htm>.
- Barillier, A., J. Garnier, et M. Coste. 1993. « experimental reservoir water release: impact on the water quality on a river 60 km downstream (upper seine river, france ». [http://ac.els-cdn.com/004313549390173F/1-s2.0-004313549390173F-main.pdf?\\_tid=bd5c6ee6-d3f8-11e5-b9ac-00000aacb35e&acdnat=1455550278\\_bd55cd579fc411d9640d34fd12cbe8aa](http://ac.els-cdn.com/004313549390173F/1-s2.0-004313549390173F-main.pdf?_tid=bd5c6ee6-d3f8-11e5-b9ac-00000aacb35e&acdnat=1455550278_bd55cd579fc411d9640d34fd12cbe8aa).
- Baudement, Cécile. 2011. « Estimation de la conductivité hydraulique des aquifères à plusieurs échelles : exemples d'aquifères granulaires de la région du Saguenay-Lac-St-Jean, Québec ». Mémoire. Québec: Université du Québec à Chicoutimi. <http://bibvir1.uqac.ca/archivage/030182713.pdf>.
- Baylar, Ahmet, M. Emin Emiroglu, et Tamer Bagatur. 2006. « An Experimental Investigation of Aeration Performance in Stepped Spillways ». *Water and Environment Journal* 20 (1): 35-42. doi:10.1111/j.1747-6593.2005.00009.x.
- Cardenas, M. Bayani. 2015. « Hyporheic Zone Hydrologic Science: A Historical Account of Its Emergence and a Prospectus: Hyporheic Zone Hydrologic Science: A Historical Account ». *Water Resources Research* 51 (5): 3601-16. doi:10.1002/2015WR017028.
- Chaudhury, Rajat R., Jose AH Sobrinho, Raymond M. Wright, et Makam Sreenivas. 1998. « Dissolved oxygen modeling of the Blackstone River (northeastern United States) ». *Water Research* 32 (8): 2400-2412. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498000049>.
- Cokgor, Sevket, et Serhat Kucukali. 2004. « Oxygen Transfer in Flow around and over Stones Placed in a Laboratory Flume ». *Ecological Engineering* 23 (3): 205-12. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.09.004.
- Correa-González, Juan Carlos, Ma. del Carmen Chávez-Parga, José Apolinar Cortés, et Ricardo Miguel Pérez-Munguía. 2014. « Photosynthesis, Respiration and Reaeration in a Stream with Complex Dissolved Oxygen Pattern and Temperature Dependence ». *Ecological Modelling* 273 (février): 220-27. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.11.018.
- Datry, Thibault, Marie-José Dole-Olivier, Pierre Marmonier, Cécile Claret, Jean-François Perrin, Michel Lafont, et Pascal Breil. 2008. « La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau ». *Ingénieries-EAT*, n° 54: p-3. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00602672/>.
- engineeringtoolbox.com. 2016. « Oxygen Solubility in Fresh Water and Sea Water ». Consulté le juin 11. [http://www.engineeringtoolbox.com/oxygen-solubility-water-d\\_841.html](http://www.engineeringtoolbox.com/oxygen-solubility-water-d_841.html).
- Findlay, Stuart. 1995. « Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone - 0159.pdf ». [http://tubc.aslo.net/lo/toc/vol\\_40/issue\\_1/0159.pdf](http://tubc.aslo.net/lo/toc/vol_40/issue_1/0159.pdf).
- Gayraud, Sébastien. 2001. « Thèse : Les sédiments du lit des cours d'eau : quantification de leur influence sur les peuplements de macro-invertébrés par une approche multi-sites ». [http://www.irstea.fr/sites/default/files/ckfinder/userfiles/files/2Gayraud\\_2001\\_Th%C3%A8se.pdf](http://www.irstea.fr/sites/default/files/ckfinder/userfiles/files/2Gayraud_2001_Th%C3%A8se.pdf).
- Gernaey, K. V., Lyngby DTU, Denmark U. Jeppsson, et S. Winkler. 2008. « Benchmark simulation model no. 1 (BSM1) ». [http://apps.ensic.inpl-nancy.fr/benchmarkWWTP/Pdf/Description\\_BSM1\\_20080405.pdf](http://apps.ensic.inpl-nancy.fr/benchmarkWWTP/Pdf/Description_BSM1_20080405.pdf).

## Références bibliographiques

- « Ground and Surface Water Interactions and Quality of Discharging Ground Water, Lower Nooksack River Basin, WA ». 2016. Consulté le juin 27.  
<http://pubs.usgs.gov/sir/2005/5255/section4.html>.
- Guasch, Helena, Joan Armengol, Eugènia Martí, et Sergi Sabater. 1998. « Diurnal variation in dissolved oxygen and carbon dioxide in two low-order streams ». *Water Research* 32 (4): 1067–1074.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135497003308>.
- Hafsaoui, M., B. Quéguiner, et P. Tréguer. 1985. « Production primaire et facteurs limitant la croissance du phytoplancton en Rade de Brest (1981-1983) ». [http://www.com.univ-mrs.fr/~Queguiner/files/Hafsaoui%20et%20al\\_1985.pdf](http://www.com.univ-mrs.fr/~Queguiner/files/Hafsaoui%20et%20al_1985.pdf).
- Hanbay, D., A. Baylar, et M. Batan. 2009. « Prediction of aeration efficiency on stepped cascades by using least square support vector machines - 1-s2.0-S0957417408001863-main.pdf ». [http://ac.els-cdn.com/S0957417408001863/1-s2.0-S0957417408001863-main.pdf?\\_tid=f12ba58a-d4b5-11e5-ab01-00000aacb362&acdnat=1455631540\\_4aab8ce54f60a70c5b49026ce758f5ba](http://ac.els-cdn.com/S0957417408001863/1-s2.0-S0957417408001863-main.pdf?_tid=f12ba58a-d4b5-11e5-ab01-00000aacb362&acdnat=1455631540_4aab8ce54f60a70c5b49026ce758f5ba).
- Harvey, Judson W., et Christopher C. Fuller. 1998. « Effect of Enhanced Manganese Oxidation in the Hyporheic Zone on Basin-Scale Geochemical Mass Balance ». *WATER RESOURCES RESEARCH*, VOL. 34, N°4, avril.  
[https://s3.amazonaws.com/objects.readcube.com/articles/downloaded/wiley/2866dd3a0080cd7e5dcf4c2236b0df1b477803afe21ac7664d3a5ab685227f53.pdf?response-content-disposition=attachment%3B%20filename%3D%22Harvey\\_et\\_al-1998-Water\\_Resources\\_Research.pdf%22&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIS5LBPCM5JPOCDGQ%2F20160822%2Fus-east-1%2Fs3%2Faws4\\_request&X-Amz-Date=20160822T101719Z&X-Amz-Expires=135760&X-Amz-SignedHeaders=host&X-Amz-Signature=fdfb4e59f8254c7fc90742c933f8186874f3be79f7e5febfc0c365a04a7638f5](https://s3.amazonaws.com/objects.readcube.com/articles/downloaded/wiley/2866dd3a0080cd7e5dcf4c2236b0df1b477803afe21ac7664d3a5ab685227f53.pdf?response-content-disposition=attachment%3B%20filename%3D%22Harvey_et_al-1998-Water_Resources_Research.pdf%22&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIS5LBPCM5JPOCDGQ%2F20160822%2Fus-east-1%2Fs3%2Faws4_request&X-Amz-Date=20160822T101719Z&X-Amz-Expires=135760&X-Amz-SignedHeaders=host&X-Amz-Signature=fdfb4e59f8254c7fc90742c933f8186874f3be79f7e5febfc0c365a04a7638f5).
- Hussein, Maged, et Franklin W. Schwartz. 2003. « Modeling of Flow and Contaminant Transport in Coupled Stream–aquifer Systems ». *Journal of Contaminant Hydrology* 65 (1-2): 41-64. doi:10.1016/S0169-7722(02)00229-2.
- Jeppsson, Ulf. 1996. *Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes*. Reprocentralen, Lund University. Lund, Sweden.
- Kappeler, J., et W. Gujer. 1992. « Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling ». *Water Science and Technology* 25 (6): 125–139.  
<http://wst.iwaponline.com/content/25/6/125.abstract>.
- Khdhiri, Hatem, Olivier Potier, et Jean-Pierre Leclerc. 2014. « Aeration Efficiency over Stepped Cascades: Better Predictions from Flow Regimes ». *Water Research* 55 (mai): 194-202. doi:10.1016/j.watres.2014.02.022.
- Knapp, Julia L.A., Karsten Osenbrück, et Olaf A. Cirpka. 2015. « Impact of Non-Idealities in Gas-Tracer Tests on the Estimation of Reaeration, Respiration, and Photosynthesis Rates in Streams ». *Water Research* 83 (octobre): 205-16.  
doi:10.1016/j.watres.2015.06.032.
- Konrad, Pierre-Alain. 2014. « Étude comparative sur la conductivité hydraulique du till de fondation du barrage Sartigan ». Mémoire. Québec, Canada: Université de LAVAL.  
<http://theses.ulaval.ca/archimede/fichiers/30398/30398.pdf>.
- Lefebvre, S., P. Marmonier, et G. Pinay. 2004. « Stream Regulation and Nitrogen Dynamics in Sediment Interstices: Comparison of Natural and Straightened Sectors of a Third-Order Stream ». *River Research and Applications* 20 (5): 499-512.  
doi:10.1002/rra.765.

## Références bibliographiques

- Légaré, Stéphane. 1998. « dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière saint-charles, Mémoire pour l'obtention du Grade de Maître ès Sciences (M.Sc.), Université de LAVAL ». <http://www.collectionscanada.gc.ca/obj/s4/f2/dsk2/ftp03/MQ31750.pdf>.
- Malard, Robinson, et Ward. 2000. « Conceptual cross-sectional models of surface channels and beds showing relationships of channel water to hyporheic, ground water, and impermeable zones ». [http://api.onlinelibrary.wiley.com/asset/v1/doi/10.1046%2Fj.1365-2427.2002.00906.x/powerpoint/image\\_n%2FFWB\\_906\\_f1.gif?l=q8hDySOaNtvIQToMM6q%2Bh91rmvsSduA9MYae8DsjsfrlreniDfshREAL0i28qDlisp6MOzIOt7rWb%0AZS4CGX5nlw%3D%3D&s=%22db0ff6352c9949b6a2586711d9168420%22&a=wo](http://api.onlinelibrary.wiley.com/asset/v1/doi/10.1046%2Fj.1365-2427.2002.00906.x/powerpoint/image_n%2FFWB_906_f1.gif?l=q8hDySOaNtvIQToMM6q%2Bh91rmvsSduA9MYae8DsjsfrlreniDfshREAL0i28qDlisp6MOzIOt7rWb%0AZS4CGX5nlw%3D%3D&s=%22db0ff6352c9949b6a2586711d9168420%22&a=wo) l.
- Marmonier, P., G. Archambaud, N. Belaidi, N. Bougon, P. Breil, E. Chauvet, C. Claret, et al. 2012. « The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications ». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48 (3): 253-66. doi:10.1051/limn/2012009.
- Mc Donald, et Harbaugh. 1997. « Simulation Capabilities of MODFLOW ». U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey, n° USGS Fact Sheet FS-121-9 (août): 4. <https://pubs.usgs.gov/fs/FS-121-97/fs-121-97.pdf>.
- Ministère de l'agriculture et de la forêt (France), et Sous-direction du développement rural. 2002. *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*. [Paris]; Antony: Ministère de l'agriculture et de la pêche ; CEMAGREF.
- « Modélisation de la filière boue activée ». 2016. Consulté le juin 25. <http://hmf.enseiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2287>.
- Namour, Philippe. 1999. « auto-épuraton des rejets organiques domestiques nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière ». Lyon: l'université clude bernard – lyon 1. [http://cemadoc.irstea.fr/exl-php/docs/PUB\\_DOC/7128/1999/LY1999-PUB00007509\\_\\_PDF.txt](http://cemadoc.irstea.fr/exl-php/docs/PUB_DOC/7128/1999/LY1999-PUB00007509__PDF.txt).
- Odum, Howard T. 1956. « Primary production in flowing waters ». *Limnol. Oceanogr* 1 (2): 102–117. <http://bioserv.fiu.edu/~ecology/Articles/Odum%201956.pdf>.
- Ostroumov, S. A. 1998. « Biological filtering and ecological machinery for self-purification and bioremediation in aquatic ecosystems: towards a holistic view ». In *Rivista di Biologia/Biology Forum*, 91:221–232. <https://www.istina.msu.ru/media/publications/articles/b01/2e0/816590/Biological-filtering-and-ecological-machinery-for-self-purification-and-bioremediation-in-aquatic-ecosystems-towards-a-holistic-view.pdf>.
- Peyrard, Dimitri. 2008. « Un modèle hydrobiogéochimique pour décrire les échanges entre l'eau de surface et la zone hyporhéique de grandes plaines alluviales ». Toulouse: Université Toulouse III - Paul Sabatier. [http://thesesups.un-tlse.fr/549/1/Peyrard\\_Dimitri.pdf](http://thesesups.un-tlse.fr/549/1/Peyrard_Dimitri.pdf).
- « PYO-EAU N°137 ». 2011. Projet financé dans le cadre du PNR EST Programme national de recherche Environnement-Santé Travail 2011/1/137. Habitats préférentiels et dangerosité des *Pseudomonas aeruginosa* introduits dans les cours d'eau par les rejets d'eaux usées par temps de pluie.
- Runkel, Robert L. 1998. *One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): A solute transport model for streams and rivers*. US Department of the Interior, US Geological Survey. <ftp://ftpdcolka.cr.usgs.gov/pub/otis/doc/primary/wrir98-4018.pdf>.
- Seidl, Martin, Pierre Servais, et Jean-Marie Mouchel. 1998. « Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow ». *Water*

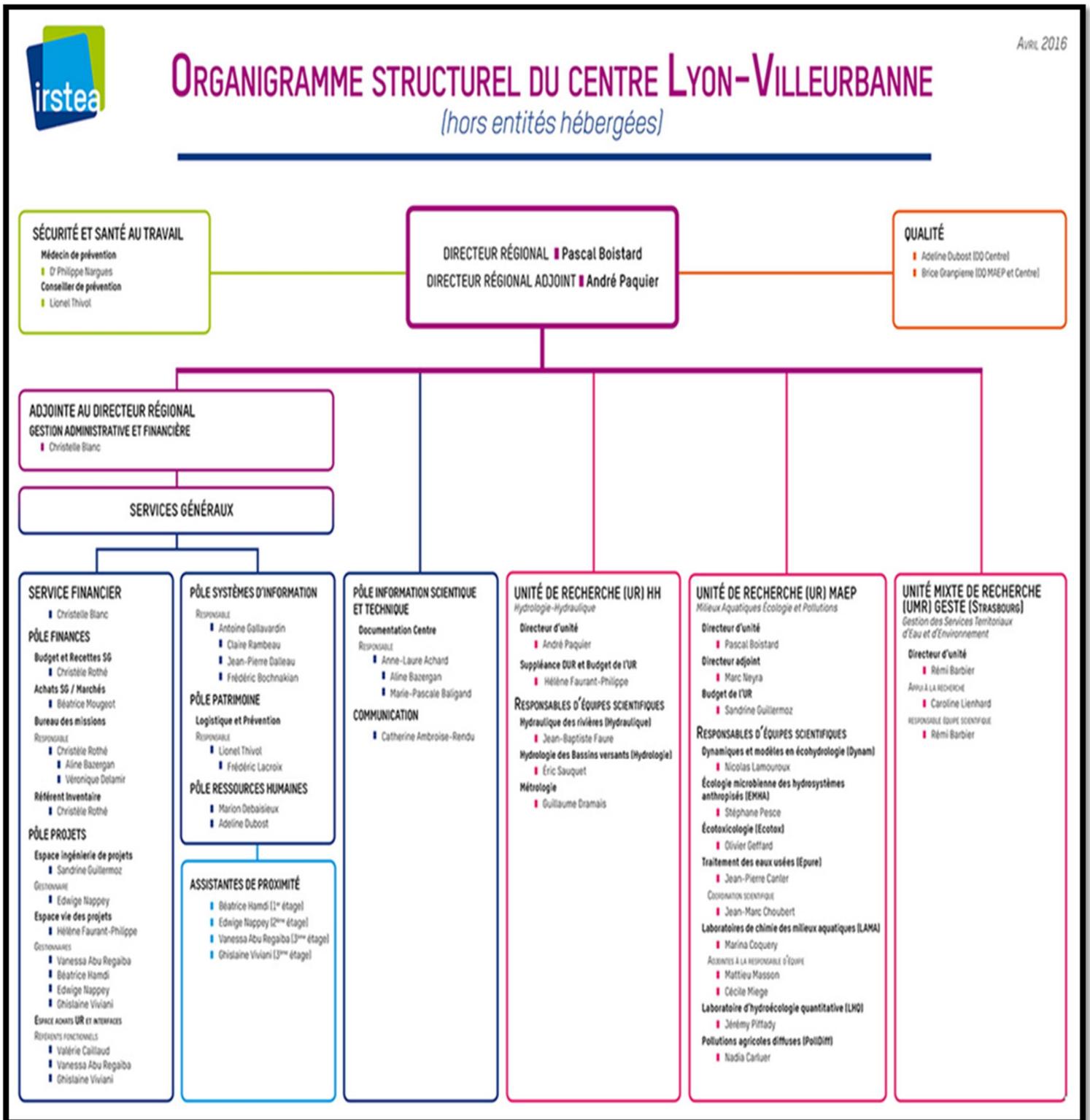
## Références bibliographiques

- Research* 32 (12): 3569–3580.  
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498001699>.
- Seytre, Sophie. 2010. « Catalogue de modèles de qualité des cours d'eau ». Centre d'Etudes Technique Maritimes Et Fluviales (CETMEF) et Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer. [http://www.eau-mer-fleuves.cerema.fr/IMG/pdf/F\\_10-01\\_cle29989c-1.pdf](http://www.eau-mer-fleuves.cerema.fr/IMG/pdf/F_10-01_cle29989c-1.pdf).
- Swain, Eric D., et Eliezer J. Wexler. 1996. « A coupled surface-water and ground-water flow model (MODBRANCH) for simulation of stream-aquifer interaction ». [https://pubs.usgs.gov/twri/twri6a6/pdf/TWRI\\_6-A6.pdf](https://pubs.usgs.gov/twri/twri6a6/pdf/TWRI_6-A6.pdf).
- Villeneuve, Valérie, Stéphane Légaré, Jean Painchaud, et Warwick Vincent. 2006. « Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière ». *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 19 (4): 259–274.  
<http://www.erudit.org/revue/rseau/2006/v19/n4/014414ar.html>.
- Wang, H., M. Hondzo, C. Xu, V. Poole, et A. Spacie. 2003. « Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and an agricultural catchment ». *Sciencedirect.com*.  
[http://ac.els-cdn.com/S0304380002003241/1-s2.0-S0304380002003241-main.pdf?\\_tid=c5a24972-d0ba-11e5-ae28-00000aab0f6b&acdnat=1455193810\\_289773d60bbba5488d9497b36bccfb0f](http://ac.els-cdn.com/S0304380002003241/1-s2.0-S0304380002003241-main.pdf?_tid=c5a24972-d0ba-11e5-ae28-00000aab0f6b&acdnat=1455193810_289773d60bbba5488d9497b36bccfb0f).
- Wilcock, Robert J., Graham B. McBride, John W. Nagels, et Grant L. Northcott. 1995. « Water Quality in a Polluted Lowland Stream with Chronically Depressed Dissolved Oxygen: Causes and Effects ». *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 29 (2): 277-88. doi:10.1080/00288330.1995.9516661.
- Zhang, Yuhai. 2014. « Épuration naturelle: de la rivière à la zone humide de rejet ». Université de Lorraine. [http://docnum.univ-lorraine.fr/public/DDOC\\_T\\_2014\\_0302\\_ZHANG.pdf](http://docnum.univ-lorraine.fr/public/DDOC_T_2014_0302_ZHANG.pdf).

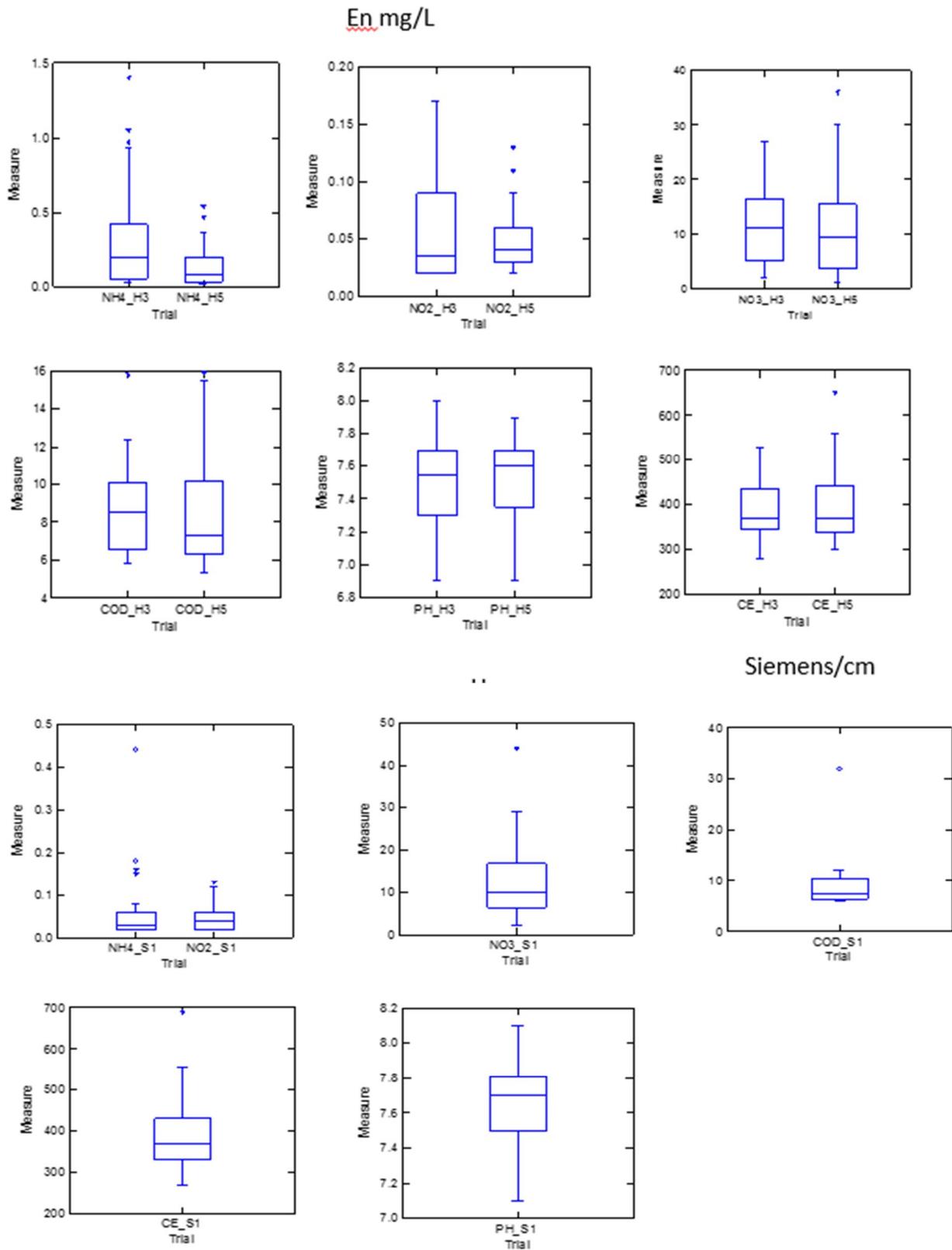
## *Références bibliographiques*

Annexes

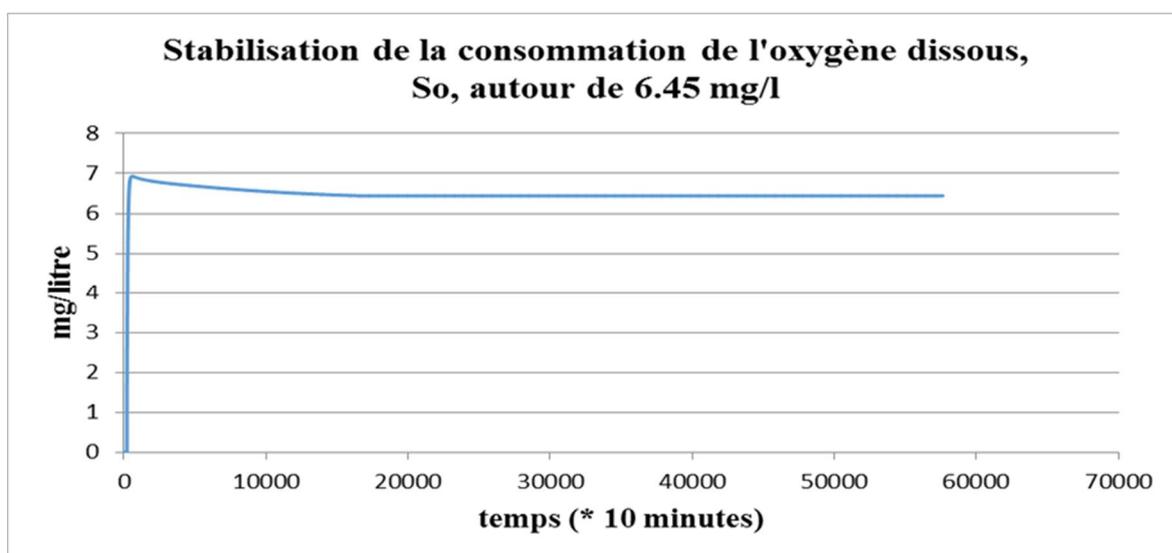
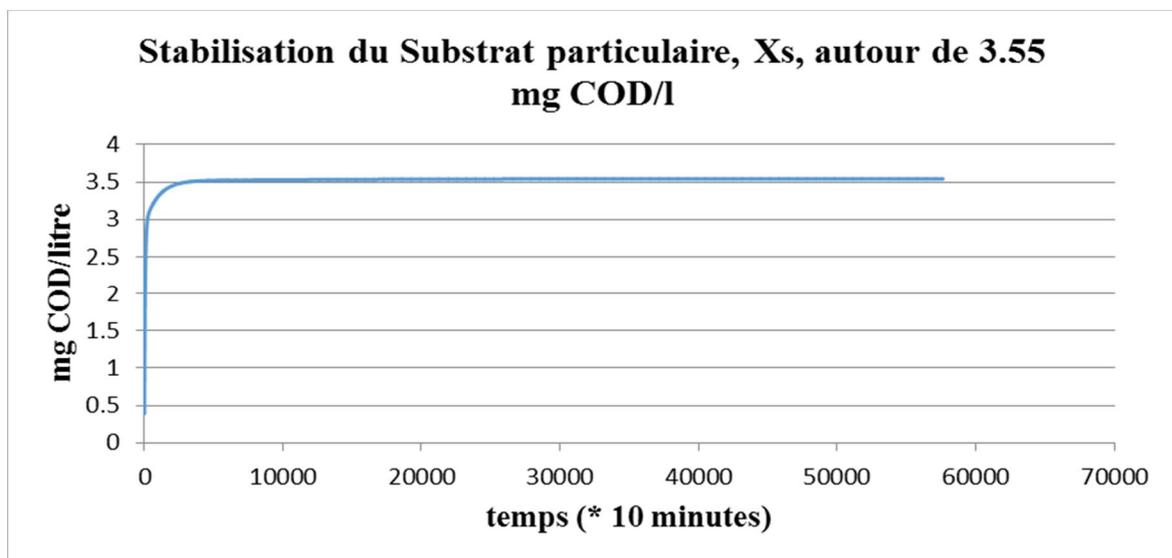
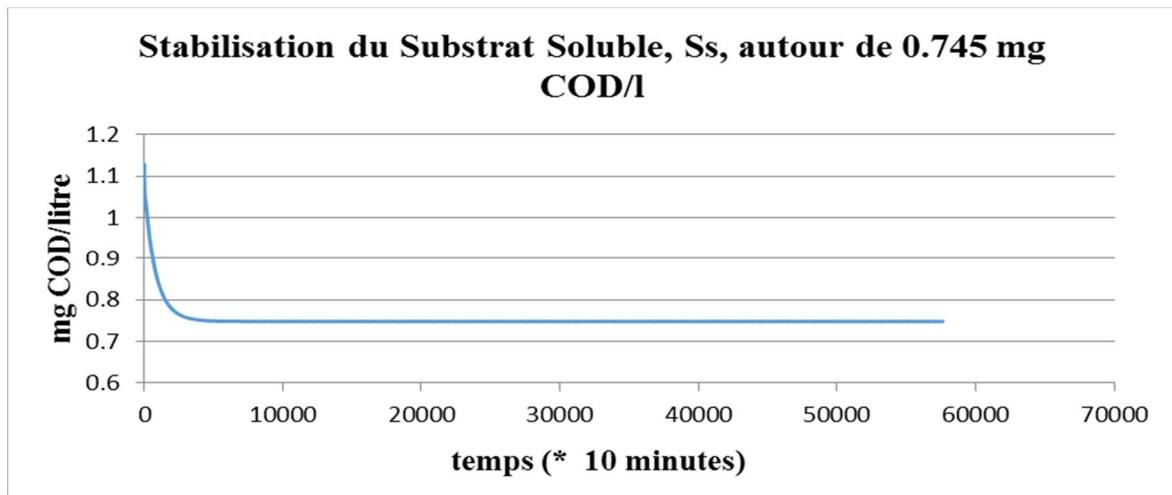
1. Organigramme de l'organisation de l'Irstea centre de Lyon-Villeurbanne

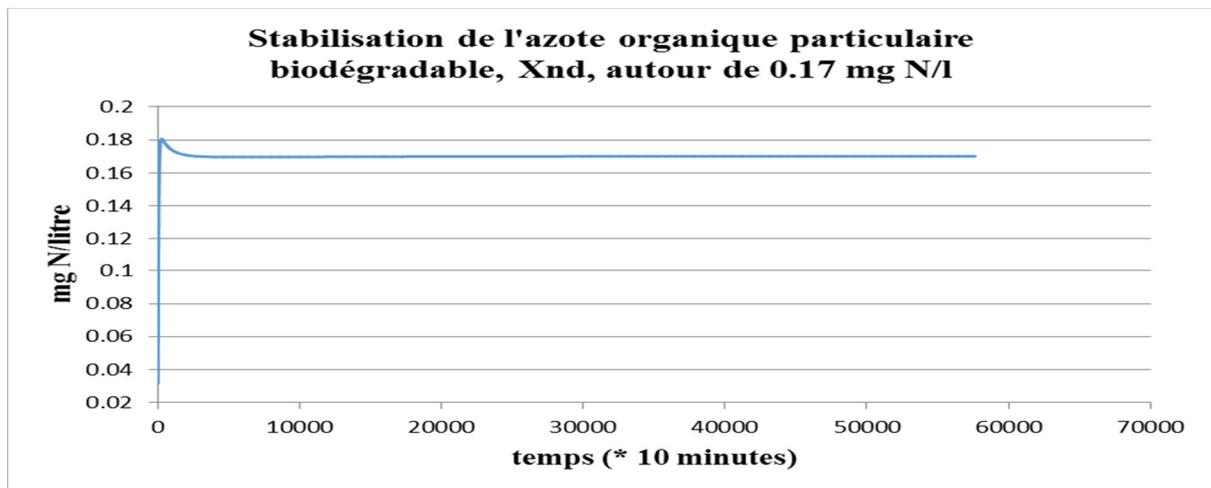
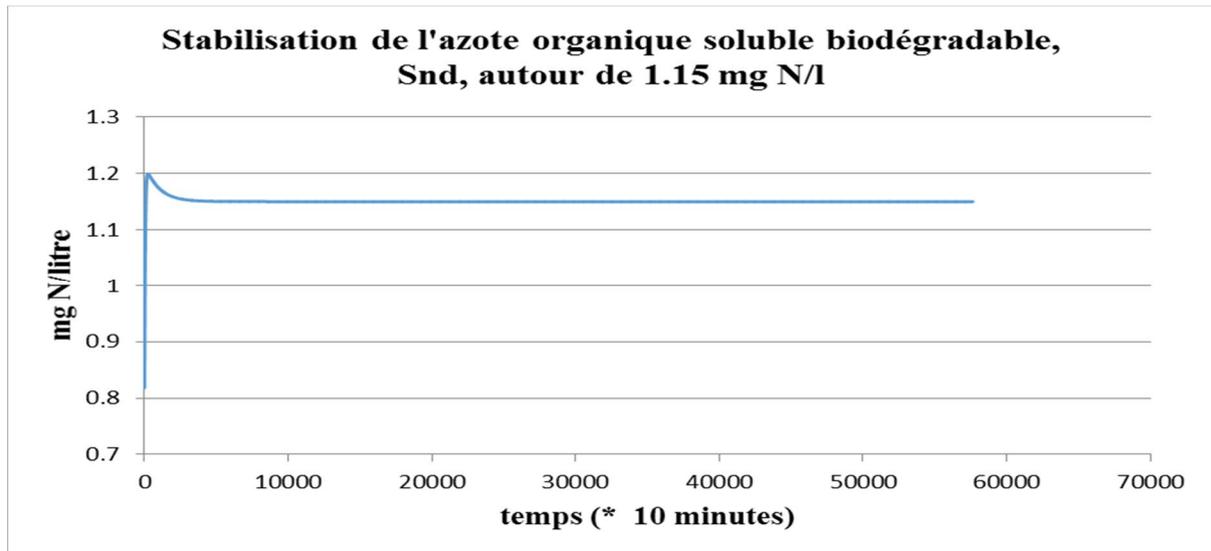


2. Boîtes à moustaches représentant les mesures hebdomadaires des paramètres chimiques de la qualité de l'eau (Projet EPEC)



### 3. Stabilisation des autres variables d'état du modèle ASM1





#### 4. Le programme sous Scilab version 5.2.2

```

0001 clear
0002 clc
0003 clf(0:9)
0004 //Simulation de l'oxygène dissous aux Puits EH5 et EH3
0005 //Valeurs des paramètres et variables du modèle ASM1 pour la simulation entre EH3 et EH5
0006
0007 //1)Sov paramètres stochiométriques du Modèle
0008 gammaA=0.24
0009 gammaH=0.67
0010 fp=0.08
0011 iXB=0.08
0012 iXP=0.06
0013 //2)les paramètres cinétiques du modèle
0014 muH=4
0015 Ks=10
0016 KoH=0.2
0017 KnO=0.5
0018 bH=0.3
0019 netag=0.8
0020 netah=0.8
0021 kh=3
0022 Kx=0.1
0023 muA=0.5
0024 KNH=1

```

## Annexes

```
0025 bA=0.05
0026 KoA=0.4
0027 ka=0.05
0028 //2)les variables
0029 // 2-1) variables de la réaction à renseigner
0030 //2-2) variables hydrauliques
0031 //a) Données à renseigner (en mètre), porosité (30%)
0032 porosite=0.3
0033 longueur=2
0034 largeur=0.3
0035 profondeur=0.5
0036 //Conductivité hydraulique moyenne (m/s)
0037 Kmoy=0.00009
0038 //gradient hydraulique vertical,iv et horizontal,ih
0039
0040 ih=0.011
0041 iv=0.046
0042 //-----Estimation du décalage temporel-----//
0043 //ir: gradient résultant
0044 ir=sqrt(iv^2+ih^2)
0045 vitessemoy=Kmoy*ir
0046 //rapport entre les gradients
0047 r=ih/iv
0048 // x1,la distance horizontale parcourue en fonction de la profondeur
0049 x1=r*profondeur
0050 //distance moyenne parcourue,L
0051 L=sqrt(x1^2+profondeur^2)
0052 //Temps de transfert moyen en seconde , Tmoy
0053 Tmoy=L/vitessemoy
0054 //compteur ()600:1Omin=600sec)
0055 d=round(Tmoy/600)
0056 So_Sim=[]
0057 So_Sim=zeros(1,d)
0058 //-----//
0059
0060 //b)Données à déterminer: Volume V,les sections d'entrées de flux Av et Ah,
0061 //Gradient résultant ir, les débits, vitesse
0062 V=largeur*profondeur*longueur*porosite
0063 Av=longueur*largeur
0064 Ah=profondeur*largeur
0065 qv=Kmoy*iv*Av*86400
0066 qh=Kmoy*ih*Ah*86400
0067
0068 // -----Algorithme-----
0069
0070 //Data call
0071
0072 O5_obs=csvRead('EH5_ox.csv',';');
0073 T5_=csvRead('EH5_Temp.csv',';');
0074 T3_=csvRead('EH3_Temp.csv',';');
0075 TES_=csvRead('ES_Temp.csv',';');
0076 Tmoy=(T5_+T3_+TES_)/3;
0077 //So3 contient les observations d'O2 au puits P3
0078 So3=csvRead('EH3_ox.csv',';');
0079 //Sov contient les observations d'O2 Eau de Surface
0080 //(L'indice v : pour entrée verticale, reste valable pour le reste des variables)
0081 Sov=csvRead('ES_ox.csv',';');
0082 SNDv=csvRead('ES_SND.csv',';');
0083 SND3=csvRead('EH3_SND.csv',';');
0084 XNDv=csvRead('ES_XND.csv',';');
0085 XND3=csvRead('EH3_XND.csv',';');
0086 SNOv=csvRead('ES_SNO.csv',';');
0087 SNO3=csvRead('EH3_SNO.csv',';');
0088 SNHv=csvRead('ES_SNH.csv',';');
0089 SNH3=csvRead('EH3_SNH.csv',';');
0090 Xsv=csvRead('ES_XS.csv',';');
0091 Xs3=csvRead('EH3_XS.csv',';');
0092 Ssv=csvRead('ES_SS.csv',';');
0093 Ss3=csvRead('EH3_SS.csv',';');
```

## Annexes

```
0094 //Qobs=csvRead('Qobs.csv',';');
0095 //Si3=csvRead('Si3.csv',';');
0096 //Siv=csvRead('Siv.csv',';');
0097 //XP=csvRead('XP.csv',';');
0098
0099 //les valeurs initiales des variables estimées
0100 Ss(1)=0.75; So(1)=0; XBH(1)=18.20; XBA(1)=2.6 ; XP(1)=37 ; SNO(1)=11.96; SNH(1)=0.115;
0101 SND(1)=1.14 ; Xs(1)=2.55 ; XND(1)=0.17; //Si(1)=3.2
0102
0103 for i=1:length(Tmoy)
0104     T=Tmoy(i)
0105     muHT=muH*exp((log(muH/3)/5)*(T-15));
0106     muAT=muA*exp((log(muA/0.3)/5)*(T-15));
0107     bHT=bH*exp((log(bH/0.2)/5)*(T-15));
0108     bAT=bA*exp((log(bA/0.03)/5)*(T-15));
0109     kaT=ka*exp((log(ka/0.04)/5)*(T-15));
0110     khT=kh*exp((log(kh/2.5)/5)*(T-15));
0111     //le pas d'intégration,h=(b-a)/N, b-a=10min, choix : N=20 fois,
0112     //h= 1/2 minute, rapporté au jour(1440min)
0113     h=(10/20)/1440
0114
0115     for j=1:19
0116         //list of process
0117         ro1=muHT*(Ss(j)/(Ks+Ss(j))*(So(j)/(KoH+So(j)))*XBH(j))
0118         ro2=muHT*(Ss(j)/(Ks+Ss(j))*(KoH/(KoH+So(j)))*(SNO(j)/(KnO+SNO(j)))*netag*XBH(j)
0119         ro3=muAT*(SNH(j)/(KNH+SNH(j))*(So(j)/(KoA+So(j)))*XBA(j)
0120         ro4=bHT*XBH(j)
0121         ro5=bAT*XBA(j)
0122         ro6=kaT*SND(j)*XBH(j)
0123
0124         ro7=khT*((Xs(j)/XBH(j))/(Kx+(Xs(j)/XBH(j)))*((So(j)/(KoH+So(j)))+netah*(KoH/(KoH+So(j)))*(SNO(j)/(KnO+SNO(j))))
0125         *XBH(j))
0126         ro8=khT*((Xs(j)/XBH(j))/(Kx+(Xs(j)/XBH(j)))*((So(j)/(KoH+So(j)))+netah*(KoH/(KoH+So(j)))*(SNO(j)/(KnO+SNO(j))))
0127         *XBH(j))*XND(j)/Xs(j)
0128
0129         //Methode d'Euler
0130         //1)Substrat Soluble facilement biodégradable
0131         deltaSs=(1/V)*(qh*Ss3(i)+qv*Ssv(i)+V*(-(1/gammaH)*ro1-(1/gammaH)*ro2+ro7)-(qh+qv)*Ss(j))
0132         Ss(j+1)=Ss(j)+h*deltaSs;
0133         //2)Substrat Particulaire lentement biodégradable
0134         deltaXs=(1/V)*(qh*Xs3(i)+qv*Xsv(i)+V*((1-fp)*ro4+(1-fp)*ro5-ro7)-(qh+qv)*Xs(j))
0135         Xs(j+1)=Xs(j)+h*deltaXs;
0136         //3)Biomasse Particulaire Hétérotrophe Active
0137         deltaXBH=(ro1+ro2-ro4)
0138         XBH(j+1)=XBH(j)+h*deltaXBH;
0139         //4)Biomasse Particulaire Autotrophe Active
0140         deltaXBA=ro3-ro5
0141         XBA(j+1)=XBA(j)+h*deltaXBA;
0142         //5)Produit non biodégradable résultant de la mort cellulaire
0143         deltaXp=fp*(ro4+ro5)
0144         XP(j+1)=XP(j)+h*deltaXp;
0145         //6)Oxygène dissous
0146         deltaSo=(1/V)*(qh*So3(i)+qv*Sov(i)+V*(((1+gammaH)/gammaH)*ro1+((-4.57+gammaA)*ro3)/(gammaA))-
0147         (qh+qv)*So(j))
0148         So(j+1)=So(j)+h*deltaSo;
0149         //7) Azote Ammoniacal Soluble
0150         deltaSNH=(1/V)*(qh*SNH3(i)+qv*SNHv(i)+V*(-iXB*ro1-iXB*ro2-(iXB+(1/gammaA))*ro3+ro6)-(qh+qv)*SNH(j))
0151         SNH(j+1)=SNH(j)+h*deltaSNH;
0152         //8)Azote organique Soluble biodégradable
0153         deltaSND=(1/V)*(qh*SND3(i)+qv*SNDv(i)+V*(-ro6+ro8)-(qh+qv)*SND(j))
0154         SND(j+1)=SND(j)+h*deltaSND;
0155         //9)Azote organique Particulaire biodégradable
0156         deltaXND=(1/V)*(qh*XND3(i)+qv*XNDv(i)+V*((iXB-fp*iXP)*ro4+(iXB-fp*iXP)*ro5-ro8)-(qh+qv)*XND(j))
0157         XND(j+1)=XND(j)+h*deltaXND;
0158         //10)Nitrate et Nitrite soluble
0159         deltaSNO=(1/V)*(qh*SNO3(i)+qv*SNOv(i)+V*(-(1+gammaH)*ro2/(2.86*gammaH)+(1/gammaA)*ro6)-
0160         (qh+qv)*SNO(j))
0161         SNO(j+1)=SNO(j)+h*deltaSNO;
```

## Annexes

```
0157 //I1)Substrat inerte traceur
0158 //deltaSi=(1/V)*(qv*SiV(j)+qh*Si3(j)-(qv+qh)*Si(j))
0159 //Si(j+1)=Si(j)+h*deltaSi
0160 if Ss(j+1)<0 then Ss_Sim(i)=0;Ss(1)=0
0161 else Ss_Sim(i)=Ss(j+1);Ss(1)=Ss(j+1); end
0162 if Xs(j+1)<0 then Xs_Sim(i)=0; Xs(1)=0
0163 else Xs_Sim(i)=Xs(j+1); Xs(1)=Xs(j+1); end
0164 if XBH(j+1)<0 then XBH_Sim(i)=0;XBH(1)=0;
0165 else XBH_Sim(i)=XBH(j+1);XBH(1)=XBH(j+1); end
0166 if XBA(j+1)<0 then XBA_Sim(i)=0;XBA(1)=0
0167 else XBA_Sim(i)=XBA(j+1);XBA(1)=XBA(j+1); end
0168 if XP(j+1)<0 then XP_Sim(i)=0 ;XP(1)=0
0169 else XP_Sim(i)=XP(j+1);XP(1)=XP(j+1); end
0170 if So(j+1)<0 then So_Sim(d+i)=0;So(1)=0
0171 else So_Sim(d+i)=So(j+1);So(1)=So(j+1); end
0172 if SNH(j+1)<0 then SNH_Sim(i)=0;SNH(1)=0
0173 else SNH_Sim(i)=SNH(j+1);SNH(1)=SNH(j+1); end
0174 if SND(j+1)<0 then SND_Sim(i)=0;SND(1)=0
0175 else SND_Sim(i)=SND(j+1);SND(1)=SND(j+1); end
0176 if XND(j+1)<0 then XND_Sim(i)=0;XND(1)=0
0177 else XND_Sim(i)=XND(j+1);XND(1)=XND(j+1); end
0178 if SNO(j+1)<0 then SNO_Sim(i)=0;SNO(1)=0
0179 else SNO_Sim(i)=SNO(j+1);SNO(1)=SNO(j+1); end
0180 // if Si(j+1)<0 then Si_Sim(i)=0; Ss(1)=0
0181 //else Si_Sim(i)=Si(j+1);Si(1)=Si(j+1);end
0182 end
0183 end
0184 xset('window',0)
0185 l0=(1:1:length(O5_obs));
0186 plot2d(l0,O5_obs,6,rect=[0,0,942+d,8])
0187
0188 //xset('window',1)
0189 l1=(1:1:length(So_Sim));
0190 plot2d(l1,So_Sim,21,strf='000')
0191
0192 //xset('window',2)
0193 //l2=(1:1:length(Sov));
0194 //plot2d(l2,Sov,3,strf='000')
0195
0196 legends(['O5_obs';'So_Sim'],[6,21],opt='')
0197 xtitle('So_Sim : Oxygène dissous simulé (Puits 5), Kmoy=9E-5 m/s O5_obs : OD observé (Puits 5) du 14 au
0198 19 août 2012 avec bh=0.3 et ba=0.05', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0199 //-----//-----
0200 xset('window',1)
0201 l3=(1:1:length(XBH_Sim));
0202 plot2d(l3,XBH_Sim,21)
0203 xtitle('Evolution des Hétérotrophes XBH du 14 au 19 août 2012 avec bh=0.3 et ba=0.05', ['temps (*10
0204 min)'],['mg/l'])
0205 xset('window',2)
0206 l4=(1:1:length(XBA_Sim));
0207 plot2d(l4,XBA_Sim,3)
0208 xtitle('Evolution des autotrophes XBA du 14 au 19 août 2012 avec bh=0.3 et ba=0.05', ['temps (*10
0209 min)'],['mg/l'])
0210 xset('window',3)
0211 l5=(1:1:length(XP_Sim));
0212 plot2d(l5,XP_Sim,6)
0213 xtitle('Evolution des sous produits résultant de la mort des biomasses, XP du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10
0214 min)'],['mg/l'])
0215 //-----//-----
0216
0217 xset('window',4)
0218 l6=(1:1:length(SNH_Sim));
0219 plot2d(l6,SNH_Sim,21)
0220 xtitle('Evolution de l"Azote ammoniacal SNH du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0221
0222 xset('window',5)
```

## Annexes

```
0223 l7=(1:1:length(SND_Sim));
0224 plot2d(l7,SND_Sim,3)
0225 xtitle( 'Evolution de l"Azote organique Soluble SND    du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0226
0227 xset('window',6)
0228 l8=(1:1:length(XND_Sim));
0229 plot2d(l8,XND_Sim,6)
0230 xtitle( 'Evolution de l"Azote organique Particulaire XND    du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0231
0232 //-----//-----
0233
0234 xset('window',7)
0235 l9=(1:1:length(SNO_Sim));
0236 plot2d(l9,SNO_Sim,2)
0237 xtitle( 'Evolution des Nitrates et Nitrites SNO    du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0238
0239 //-----//-----
0240 xset('window',8)
0241 l10=(1:1:length(Xs_Sim));
0242 plot2d(l10,Xs_Sim,3)
0243 xtitle( 'Evolution du Substrat Particulaire Xs    du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
0244
0245 xset('window',9)
0246 l11=(1:1:length(Ss_Sim));
0247 plot2d(l11,Ss_Sim,6)
0248 xtitle( 'Evolution du Substrat Soluble Ss    du 14 au 19 août 2012', ['temps (*10 min)'],['mg/l'])
```