

### UNIVERSITÉ DE STRASBOURG



Laboratoire ICUBE – UMR 7357

# Habilitation à Diriger les Recherches

présentée par :

#### Julien LAURENT

soutenue le : 10 novembre 2016

# Modélisation du couplage de la dynamique des écoulements et des cinétiques réactionnelles

Démarche appliquée aux bioprocédés de traitement des effluents

Garant d'Habilitation

M. Adrien WANKO NGNIEN Maître de Conférences, HDR, ENGEES

**RAPPORTEURS:** 

M. Nicolas ROCHEM. Yves COMEAUProfesseur, Aix-Marseille UniversitéProfesseur, Polytechnique Montréal

M. Mathieu SPERANDIO Professeur, INSA Toulouse

#### **AUTRES MEMBRES DU JURY:**

M. Jean-Marc CHOUBERT Ingénieur de recherche, HDR, IRSTEA

M. Olivier POTIER Maître de Conférences, HDR, Université de Lorraine

M. Marc HERAN Professeur, Université de Montpellier

 $^{\prime\prime}$  If we know what is happening within the vessel, then we are able to predict the behavior of the vessel as a reactor. Though fine in principle, the attendant complexities make it impractical to use this approach  $^{\prime\prime}$ 

Octave Levenspiel (1972)

# Table des matières

In	trodu	ıction		1
1	Moı	n parco	ours de chercheur	5
	1.1	Thèse	e de doctorat (2006-2009)	6
		1.1.1	Contexte et objectifs	6
		1.1.2	Méthodologie	8
		1.1.3		ç
			1.1.3.1 Études en réacteurs pilotes	9
			1.1.3.2 Études à l'échelle du laboratoire	11
			1.1.3.3 Travaux annexes	12
		1.1.4	Conclusion	12
	1.2	Post-I	Doctorat (2009-2010)	13
		1.2.1	Contexte et objectifs	14
		1.2.2	Étude bibliographique	14
		1.2.3	Validation et réconciliation de données	15
		1.2.4	Étude numérique de la décantation réactive dans les	
			SBR	16
			1.2.4.1 Description du modèle	16
			1.2.4.2 Résultats obtenus pour le cycle de référence	18
			1.2.4.3 Analyse de paramètres opérationnels	19
		1.2.5	Mise en perspective avec mes thématiques actuelles .	20
	1.3	Maîtr	e de Conférences (depuis 2010)	22
		1.3.1	Formation à la mécanique des fluides numérique	23
		1.3.2	Utilisation de la CFD pour simuler le mélange dans	
			un réacteur à boues activées	25
		1.3.3	Reconversion thématique	26
2	Util	isation	de la CFD pour modéliser les STEU	29
	2.1	Qu'es	st que la CFD?	29
	2.2	Vers o	des modèles simplifiés "nouvelle génération"	30
	2.3	Exem	ple d'application : développement des modèles com-	
		partin	mentaux	31
	2.4	Concl	lusion	34
3	Bon	nes pra	atiques en mécanique des fluides numérique	37
	3.1	Prése	ntation du protocole pour la modélisation CFD	39
	3.2	Нуро	othèses de base du modèle	39
		3.2.1	Dimensions du modèle	41
		3.2.2	Régime permanent ou transitoire	41
		3.2.3	Description des différentes phases ou espèces	42
			3.2.3.1 Propriétés des phases	42
			3.2.3.2 Modèle multiphasique	42
		3.2.4	Modèles additionnels	44

	3.3	Dével	oppement du modèle	44
		3.3.1		44
		3.3.2		46
		3.3.3		47
		3.3.4		47
		3.3.5		48
		3.3.6	Conditions aux limites	48
		3.3.7	Convergence	50
	3.4	Calag		50
	3.5			51
4	Mod	délisati	on des clarificateurs secondaires	53
_	4.1			54
		4.1.1		54
			0	55
				56
				57
		4.1.2	1	57 57
		1.1.2		57 57
				58
	4.2	Object		59
	4.3		1 0	60
	1.0	4.3.1		60 60
		4.3.2		60 60
		4.3.3		61
		4.3.4		61
	4.4		1	62
	1.1	4.4.1	Calage des fonctions constitutives pour la décanta-	<i></i>
		1.1.1	•	63
		4.4.2	Fluctuations de vitesse dans la zone de décantation	00
		1.1.2		64
	4.5	Propo		65
	4.6			66
	1.0	Corici	assort et perspectives	00
5	_		3 0	<b>69</b> 70
	5.1	5.1.1		70 71
		5.1.1	) 0	71 71
		5.1.2		71 72
				74
		5.1.4	J $J$ $I$	74 74
			1	
			J 1	75
			5.1.4.3 Paramètres influençant l'hydrodynamique des	7/
	F 2	01::		76 77
	5.2		1 0	77 70
	5.3			78 70
		5.3.1		78 70
				78 70
				79
		E 2 2		80
		5.3.2	Injection des traceurs	80

		5.3.3	Détection du traceur en sortie	81
		5.3.4	Mesure des débits	82
		5.3.5	Limites du protocole proposé	82
		5.3.6	Interprétation des DTS et modélisation systémique .	83
		5.3.7	Analyse d'images	83
	5.4		ats et discussion	84
	J. <b>T</b>	5.4.1	Évaluation du caractère conservatif des traceurs fluo-	UI
		J. <del>4</del> .1		0.4
		<b>5</b> 4 0	rescents	84
		5.4.2	Analyse qualitative de la DTS	84
		5.4.3	Analyse quantitative des paramètres de transport	86
			5.4.3.1 Temps de séjour moyen, volume accessible	
			au fluide, efficacité hydraulique	88
			5.4.3.2 Temps minimal de transit, vitesse maximale	
			et indice de court-circuit	88
			5.4.3.3 Régimes d'écoulement	88
		5.4.4	Modélisation systémique	89
		0.1.1	5.4.4.1 Description des modèles	89
		5.4.5	1	92
			Analyse d'images	
	5.5	Concli	usions et perspectives	93
6	Ráfl	ovion e	ur le bilan et perspectives, enseignement	95
U	6.1		pour le recyclage des eaux usées	96
	0.1	6.1.1	Contavta anárationnal	96
			Contexte opérationnel	
		6.1.2	Contexte scientifique et technique	97
			6.1.2.1 Bioréacteur à membranes	97
			6.1.2.2 Traitement des effluents fortement chargés	
			en azote	97
			6.1.2.3 Modélisation	98
		6.1.3	Objectifs	98
		6.1.4	Méthodologie	99
			6.1.4.1 Optimisation du procédé	99
			6.1.4.2 Modélisation	99
	6.2	Récun	ération de ressources à l'aide d'une LHRA	100
	0.2	-	Contexte technique et scientifique	100
			<u>.</u>	
		6.2.2	Objectifs	101
		6.2.3	Méthodologie	102
	6.3	Enseig	gner le traitement des eaux usées et la modélisation	104
C	nclus	sion		107
C	nicius	51011		107
A	Calc	ul des	paramètres hydrodynamiques à partir de la DTS	109
В	Cur	riculum	n Vitae	113
D	B.1	État ci		113
	B.2		s professionnel	113
	B.3	Diplôr	mes obtenus	114
$\boldsymbol{c}$	Puk	lication	ns et communications	115
•				115
			ations dans des revues internationales	
			ations dans des revues nationales	116
	C.3		nunications dans des conférences internationales	117
	C.4	Comm	nunications dans des conférences nationales	118

	C.5	Organisation d'ateliers	118	
D	D.1	Adrement de thèses et stages de Master II  Encadrement de stages de Master 2/Ingénieur		
E		eloppement à l'international et animation de la recherche	121	
Bi	Bibliographie			

# Table des figures

1	Modèlisation du changement de l'hydrodynamique d'un réacteur à boues activées avec le débit et le temps de séjour	_
2	hydraulique	3
1.1 1.2	Cycles de la production de boues et moyens de la réduire Stratégie expérimentale développée au cours du travail de	7
1.4	thèse	8
1.3	Mécanismes de répartition des éléments métalliques dans les boues activées	10
1.4	Différentes étapes d'un cycle de traitement en procédé SBR.	14
1.5	Archivage des données d'entrée et calcul des statistiques des-	17
1.6	criptives	17
1.7	Validation des données par calcul de la charge équivalente .	17
1.8	Exemple de cycle court de fonctionnement d'un SBR (source :	17
1.0	Suez Degrémont)	18
1.9	Profils de concentrations en nitrates et biomasse hétérotrophe	19
	Concentrations en nitrates et ammonium de l'effluent en fonc-	
	tion de la concentration résiduelle en oxygène	20
1.11	Influence d'une période non-aérée avant la décantation sur	
	le degré de dénitrification	21
1.12	Influence de la décantabilité des boues sur la dénitrification	21
1.13	Géométrie du déversoir modélisé	23
	Maillage du déversoir	24
1.15	Surface libre (hauteur et champ de vitesse) pour un débit amont de $1\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{s}^{-1}\ldots\ldots\ldots\ldots$	24
1.16	Surface libre (hauteur et champ de vitesse) pour un débit amont de $1\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{s}^{-1}$ après modification de la crête	25
1.17	Maillage du bassin d'aération	26
1.18	Vue de dessus du réacteur - Profils de vitesse	26
2.1	Protocole conceptuel pour l'utilisation de la CFD	31
2.2	Modèle compartimental d'un réacteur pilote à boues activées	32
2.3	Modèle compartimental d'une lagune	32
2.4	DTS expérimentales et simulées avec les différentes approches	
	dans une lagune	33
2.5	Profils de concentration en nitrates expérimentaux et simulés avec les différentes approches au sein d'un bioréacteur	33
3.1	Différentes opérations unitaires communément modélisées en CFD	38
3.2	Protocole pour un projet de modélisation CFD	40

3.3	1 0	45
3.4	Illustration de la qualité d'un maillage	47
3.5	Modèles de turbulence, avantages et inconvénients	49
4.1	Profils de rétrodiffusion durant une expérience de sédimen-	
	tation	60
4.2	Principe de l'ADV utilisée	61
4.3	Contours de vitesse lors de la sédimentation en batch d'une	
	boue	62
4.4	Contours de concentration lors de la sédimentation en batch	
	d'une boue	63
4.5	Profils de vitesse de sédimentation	64
4.6	Évolution de la vitesse de sédimentation en fonction de la	
	concentration pour différentes classes de particules	66
5.1	ZRV de Lutter (68) de type mare lors d'un essai de traçage .	71
5.2	ZRV de Liebsdorf (68) de type noue	72
5.3	Hydrodynamique d'une zone humide artificielle à écoule-	
	ment superficiel	74
5.4	DTS obtenues pour une injection sous forme d'impulsion d'un	
	traceur conservatif	75
5.5	ZRV de Liebsdorf	79
5.6		80
5.7		81
5.8	DTS obtenues avec l'UR et la SRB pour les 3 ZRV	85
5.9	J 1	90
	DTS expérimentale (SRB) et modélisée des 3 ZRV	91
5.11	Segmentation du traceur à Lutter 4, 25 et 105 minutes après	
	l'injection	92
5.12	Géométrie 3D de la ZRV de Lutter	94
6.1	Principe de la respiration photosynthétique pour l'abattement	
	, r 1	.01
6.2	Culture de micro-algues au laboratoire Laboratoire des Sciences	
		.03
6.3	LHRA pilote au laboratoire Icube	.04

# Liste des tableaux

1.1	Différentes fonctions de validation et représentation des données dans le fichier	16
4.1	Calcul du coefficient de traînée ( $C_F$ )	56
5.1	Caractéristiques géométriques des 3 Zone de rejet végétalisée (ZRV), quantités de traceurs ajoutées et conditions physicochimiques durant les expériences de l'été 2013	78
5.2	Paramètres de transport dérivant de l'analyse de la Distribu- tion des Temps de Séjour (DTS)	87

### Acronymes

**ADV** Vélocimétrie Doppler acoustique (Acoustic Doppler Velocimetry en anglais). 50, 62, 77

AERM Agence de l'Eau Rhin-Meuse. 70, 72, 77

**ASM** Activated Sludge Model. 1, 6, 14, 20, 54, 103

**BRM** Bioréacteur à membranes. 119

**CEMAGREF** Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts. 5, 13

**CFD** Mécanique des fluides numérique (Computational Fluid Dynamics en anglais). 1–3, 23, 25–27, 29–34, 37–39, 41, 44, 47, 48, 50–52, 54, 58, 59, 66, 67, 69, 77, 83, 86, 92, 94, 100, 103–105, 107

CNRS Centre National de la Recherche Scientifique. 22

CNU Conseil National des Universités. 13

**DAO** Dessin Assisté par Ordinateur. 44

**DTS** Distribution des Temps de Séjour. ix, 32, 34, 51, 69, 74–77, 82–84, 86–90, 93, 94

EH Équivalent-Habitant. 72, 78–80

**ENGEES** École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg. 5, 20, 22, 25, 96, 100, 104, 105, 107

ENSIL École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges. 5, 6, 105

GRESE Groupe de Recherche Eau Sol Environnement. 5, 6

**HBAN** Hydrosystèmes et bioprocédés. 13

**ICube** Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur, de l'Informatique et de l'Imagerie. viii, 5, 22, 100, 103–105, 107

**IRSTEA** Institut de Recherche en Sciences et Technologies de l'Environnement et de l'Agriculture. 5, 13

**IWA** International Water Association. 16, 27, 30, 38

**LDV** Vélocimétrie Doppler laser (Laser Doppler Velocimetry en anglais). 50, 51

LHRA Lagune à haut rendement algal. 100–103

MES matières en suspension. 50, 51

**PRPB** Procédés de Réduction de la Production de Boues. 6, 8, 10, 12, 13

**RPA** Réacteur parfaitement agité. 1, 2, 18, 22, 30, 32, 75–77, 86, 89, 90 **RWQM1** River Water Quality Model # 1. 94

**SBR** Sequencing Batch Reactor (réacteur biologique séquentiel en français). 6, 13–16, 18, 22

**SRB** Sulforhodamine B. 78, 81, 84, 86, 88, 89

**STEU** Station de traitement des eaux usées. 1, 2, 18, 30, 34, 53, 54, 70, 77–80, 95, 96, 107

TSH Temps de séjour hydraulique. 73, 75, 78, 88

UMR Unité Mixte de Recherche. 22

UR Uranine. 78, 81, 84, 86

**USTH** Université de Sciences et Technologies de Hanoï. 100

**VBA** Visual Basic for Applications. 15

VOF Volume Of Fluid. 23, 103

WWTmod Wastewater Treatment Modeling seminar. 27, 38, 65

**ZRV** Zone de rejet végétalisée. ix, 70–82, 84, 86, 88–90, 92–94

# **Constantes physiques**

Accélération de la pesanteur  $g=9.81\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$  Célérité du son  $c=343.6\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$  dans l'air à  $20\,^\circ\mathrm{C}$ 

# Liste des symboles

Lettre	s grecques	
$\alpha$	Taux de recirculation entre réacteurs	-
$\alpha_c$	Paramètre de contrainte solide	$\mathrm{kg}\cdot\mathrm{s}^{-2}\cdot\mathrm{m}^{-1}$
$\beta$	Paramètre de contrainte solide	${ m kg\cdot m^{-3}}$
$\epsilon$	Fraction de volume utile	-
$\gamma$	Accélération	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{s}^{-2}$
$\lambda$	Indice d'efficacité hydraulique	-
$\mu$	Viscosité dynamique du fluide	$\mathrm{kg}\cdot\mathrm{m}^{-1}\cdot\mathrm{s}^{-1}$
$\nu$	Viscosité cinématique du fluide	$\mathrm{m}^2\cdot\mathrm{s}^{-1}$
$ ho_l$	Masse volumique du liquide	${ m kg\cdot m^{-3}}$
$ ho_s$	Masse volumique de la particule	${ m kg\cdot m^{-3}}$
$\sigma^2$	Variance de la Distribution des Temps de Séjour	$s^2$
$\sigma_e$	Contrainte solide effective	$\mathrm{kg}\cdot\mathrm{s}^{-2}\cdot\mathrm{m}^{-1}$
au	Temps de séjour hydraulique	S
Varia	bles et paramètres	
$\bar{X}$	Paramètre de concentration de Diehl	${ m kg\cdot m^{-3}}$
$ar{t}$	Temps de séjour moyen	h
$\bar{v}$	Vitesse moyenne	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{h}^{-1}$
A	surface projetée de la particule	$\mathrm{m}^2$
C(t)	Concentration du traceur en sortie	$\mathrm{mg}\cdot\mathrm{m}^{-3}$
$C_F$	coefficient de traînée	-
D	Coefficient de dispersion	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{s}^{-2}$
D	Coefficient de dispersion	$\mathrm{m}^2\cdot\mathrm{s}^{-1}$
d	Diamètre	m
E(t)	Distribution des Temps de Séjour	$\mathrm{s}^{-1}$
$f_0$	Fréquence initiale du signal ultrasonore	Hz
$f_D$	Fréquence Doppler	Hz
J	Nombre de réacteurs en série	-
$J_{app}$	Nombre apparent de RPA en série	-
$J_{max}$	Nombre maximal de RPA en série	-
k	Paramètre de Cole	-
L	Longueur caractéristique	m
M	Masse de traceur injectée	mg
n	Paramètre puissance de Cole	-
Pe	Nombre de Péclet	-
Q	Débit	$\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{s}^{-1}$
q	Paramètre de puissance de Diehl	-
R	Taux de récupération du traceur	%

$r_H$	Paramètre de décantation de zone	$\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{kg}^{-1}$
$r_P$	Paramètre de décantation discrète	$\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{kg}^{-1}$
t	Temps	S
$t_1$	Temps minimal de transit	S
V	Volume de l'ouvrage	$\mathrm{m}^3$
$v_0$	Vitesse maximale de sédimentation	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{s}^{-1}$
$V_s$	Volume de la particule	$\mathrm{m}^3$
$v_s$	Vitesse de décantation discrète	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{s}^{-1}$
$v_{0,i}$	Vitesse de décantation discrète d'une classe de particules	$\mathbf{g} \cdot \mathbf{L}^{-1}$
$v_{hs}$	Vitesse de décantation de zone	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{s}^{-1}$
$v_{max}$	Vitesse maximale	$\mathrm{m}\cdot\mathrm{h}^{-1}$
X	Concentration en boues	$\mathrm{kg}\cdot\mathrm{m}^{-3}$
$X_C$	Concentration critique en boues	$\mathrm{kg}\cdot\mathrm{m}^{-3}$
$X_{trans}$	Concentration de transition décantation discrète / de zone	$e g \cdot L^{-1}$

### Introduction

Les Stations de traitement des eaux usées (STEUs) constituent des ensembles complexes d'opérations unitaires où interagissent de nombreux phénomènes physiques, biologiques et chimiques. Leur conception et leur optimisation peuvent se révéler des défis lorsqu'il s'agit de faire face à des variations importantes de débit et de concentrations en polluants.

La modélisation numérique se révèle un outil précieux pour comprendre l'impact de cette dynamique sur les performances globales de la STEU. Usuellement, l'usage de ces modèles consiste à simuler les processus chimiques et biologiques tout en utilisant des approches simplifiées de l'hydrodynamique, telles que le modèle des Réacteur parfaitement agité (RPA) en cascade (approche systémique).

Ces approches simplifiées de l'hydrodynamique ont été utilisées pour le développement des modèles biocinétiques de la famille Activated Sludge Model (ASM) [52] ainsi que du modèle de digestion anaérobie ADM [15]. Ces modèles utilisent le concept de dispersion (cascade de RPAs, réacteur piston avec dispersion) [86] pour décrire en 1D l'inhomogénéité relative de l'écoulement. Ces structures ont été choisies afin de limiter la complexité de la résolution numérique et les ressources de calcul informatique nécessaires. Cependant, ces modèles ne permettent pas de capturer à différentes échelles et dans les différentes phases les interactions complexes entre phénomènes de transport et réactions.

La Mécanique des fluides numérique (Computational Fluid Dynamics en anglais) (CFD) est devenue un outil courant dans de nombreux secteurs allant, par exemple, de l'aéronautique jusqu'à l'océanographie. Elle est utilisée pour l'analyse et la conception d'opérations unitaires liées à la production d'eau potable et au traitement des eaux usées depuis que LARSEN [70] a présenté le premier modèle CFD de sédimentation des boues activées. Le fait d'utiliser la CFD comme approche globale pour modéliser l'ensemble des phénomènes de transport dans une STEU a été conceptualisé il y a un peu plus de 20 ans [131]. Cependant, la CFD n'est devenue un outil relativement répandu pour l'analyse de problèmes hydrauliques au sein des STEU que récemment, s'appliquant notamment aux déversoirs et séparateurs hydrauliques, mais aussi à la description de l'agitation.

Ces dernières années, les progrès constants de l'informatique ont rendu possible le fait d'envisager la CFD comme un outil global d'analyse d'un procédé, en prenant en compte les différentes phases et phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Cet usage a en effet été longtemps peu répandu du fait de la disponibilité limitée et du coût élevé des logiciels de CFD, de leur difficulté de prise en main ainsi que des limites des ressources informatiques. Alors que des outils commerciaux et open-source comprenant des interfaces graphiques sont désormais disponibles, des recherches

2 Introduction

ont déjà été menées afin d'évaluer les apports de la CFD pour l'optimisation des performances des STEU. Ces premiers résultats ont permis d'accroître l'acceptation de la CFD comme outil permettant l'évaluation de l'impact des variations locales des écoulements sur le comportement du procédé. Par exemple, le couplage de modèles biocinétiques avec la CFD ainsi que leur validation [44, 83, 45, 141] a permis de mieux appréhender les performances d'abattement de la pollution observées.

A mesure que les connaissances sur la modélisation des procédés à l'aide de la CFD progressent, il devient non seulement plus aisé de faire le choix d'une approche simplifiée lorsqu'elle se révèle adéquate, mais aussi de suggérer des améliorations de ces modèles systémiques eux-mêmes. En effet, à l'aide des connaissances issues de la CFD, une représentation simplifiée des mécanismes peut être développée et utilisée à bon escient, tout en utilisant moins de ressources informatiques. Cela permet alors l'intégration de ces nouveaux modèles simplifiés dans les outils courants de simulation de STEU (par exemple BioWin, GPS-X, Simba, WEST, etc.). A titre d'exemple, ALEX et al. [5] ont proposé une méthode basée sur des simulations CFD pour dériver une structure simplifiée de modèle hydrodynamique. On peut également citer Potier et al. [120] qui ont montré le changement avec le temps des propriétés hydrodynamiques d'un réacteur à boues activées, en fonction du débit d'eaux usées d'entrée, et donc du temps de séjour hydraulique  $\tau$  (figure 1).

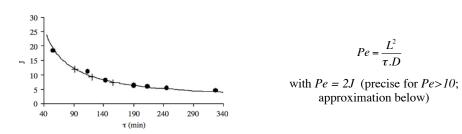


FIGURE 1 – Modèle de POTIER et al. [120]. Changement de l'hydrodynamique d'un réacteur à boues activées avec le débit (Q) et le temps de séjour hydraulique  $\tau=V/Q$ 

POTIER et al. [120] ont ainsi proposé un modèle de RPA en cascade avec recirculations capable de simuler ces variations du comportement hydrodynamique (en faisant varier  $J_{app}$ , le nombre apparent de RPA) avec le débit en incorporant un nombre maximal fixé de RPA ( $J_{max}$ ) et un taux de recirculation  $\alpha$  entre réacteurs variable (figure 2). Ce modèle dérive de corrélations établies à partir d'un nombre conséquent de données expérimentales obtenues aux laboratoire et sur site réel. Dans le futur, des approches similaires pourraient être développées en utilisant la CFD. On pourrait par exemple déterminer le nombre approprié de réacteurs dans un modèle de RPA en cascade en fonction de la dynamique des conditions aux limites du système.

Parmi ces approches, la modélisation compartimentale constitue une approche prometteuse pour simuler les bioréacteurs [83, 84, 7, 33]. On peut également citer les travaux de GUYONVARCH et al. [49] qui décrivent la

Introduction 3

conceptualisation et la paramétrisation d'un modèle 1D de sédimentation des boues activées à partir de simulations CFD en 2D.

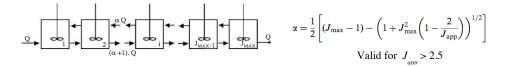


FIGURE 2 – Modèle de POTIER et al. [120]. Représentation schématique de la relation entre le nombre apparent de RPA  $(J_{app})$  et le taux de recirculation  $\alpha$ 

J'ai choisi de faire de cette utilisation alternative de la CFD un axe important et structurant de mes recherches. Le présent rapport est ainsi structuré de la façon suivante :

- 1. Le chapitre 1 présente mes activités de recherche depuis ma thèse de doctorat et comment j'en suis venu à cette thématique;
- Le chapitre 2 présente le protocole conceptuel d'utilisation de la CFD comme outil permettant d'accroître les connaissances des opérations unitaires du traitement des eaux usées. L'objectif est alors d'améliorer la conceptualisation, le calage et la validation de modèles simplifiés;
- Ce protocole est lui-même fondé sur l'application de bonnes pratiques de modélisation présentées dans le chapitre 3 pour obtenir des résultats de simulation CFD fiables;
- 4. Au cœur des ces bonnes pratiques, le calage et la validation des modèles à l'aide de données expérimentales est d'une importance capitale. Les chapitres 4 et 5 présentent les approches appliquées à ce niveau dans deux projets de recherche : modélisation des clarificateurs secondaires et des zones de rejet végétalisées;
- 5. Enfin, le chapitre 6 présente les perpectives de mes recherches pour les années à venir ainsi que la traduction de mes recherches dans mes activités d'enseignement.

### **Chapitre 1**

### Mon parcours de chercheur

Sommaire			
1.1	Thèse	de doctorat (2006-2009)	6
	1.1.1	Contexte et objectifs	6
	1.1.2	Méthodologie	8
	1.1.3	Résultats	9
	1.1.4	Conclusion	12
1.2	Post-I	Ooctorat (2009-2010)	13
	1.2.1	Contexte et objectifs	14
	1.2.2	Étude bibliographique	14
	1.2.3	Validation et réconciliation de données	15
	1.2.4	Étude numérique de la décantation réactive dans	
		les SBR	16
	1.2.5	Mise en perspective avec mes thématiques actuelles	20
1.3	Maîtro	e de Conférences (depuis 2010)	22
	1.3.1	Formation à la mécanique des fluides numérique	23
	1.3.2	Utilisation de la CFD pour simuler le mélange dans	
		un réacteur à boues activées	25
	1.3.3	Reconversion thématique	26

Ce chapitre est dédié à la description de mon parcours en tant que jeune chercheur puis enseignant-chercheur au sein, consécutivement :

- du Groupe de Recherche Eau Sol Environnement (GRESE), École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges (ENSIL), Université de Limoges pour ma thèse de doctorat;
- de l'Institut de Recherche en Sciences et Technologies de l'Environnement et de l'Agriculture (IRSTEA) (ex Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts (CEMAGREF)) pour mon post-doctorat;
- de l'École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES)/ICube en tant que Maître de Conférences.

Thématiquement, ce parcours a donc démarré en Master Recherche par l'étude du fonctionnement d'un réacteur biologique séquentiel à lit fluidisé. Ce premier contact avec le monde de la recherche m'a amené à poursuivre en thèse. Le sujet de ma thèse de doctorat consistait en une étude poussée de mécanismes de rétention d'éléments traces métalliques sur des boues activées modifiées par des traitements ultrasonore, thermique et oxydatif (ozone), mettant en jeu un important volet expérimental.

Mon post-doctorat a ensuite constitué l'opportunité d'appréhender la modélisation des cinétiques biologiques par les modèles de la famille ASMs avec application aux Sequencing Batch Reactor (réacteur biologique séquentiel en français)s (SBRs).

Enfin, mon poste de Maître de Conférences coïncide avec mon basculement thématique vers la modélisation couplant hydrodynamique et cinétiques. Les domaines d'application vont des filières de traitement dites intensives (boues activées, bioréacteurs à membranes notamment) et extensives (zones de rejet végétalisées notamment). Le volet expérimental de mes activités demeure cependant très important, en vue de la compréhension fines des mécanismes de mitigation des polluants ainsi que du calage et de la validation des modèles développés.

#### 1.1 Thèse de doctorat (2006-2009)

Ce travail intitulé "Modifications de la répartition d'espèces métalliques (Cd, Cu) induites par des prétraitements physique (ultrasons), chimique (ozone) et thermique au sein des procédés à boues activées" a été réalisé à l'ENSIL sous la direction de M. CASELLAS (MCF) et C. DAGOT (Pr) au sein du GRESE (EA 4330) de l'Université de Limoges.

Ce travail de thèse s'inscrit dans la problématique de la gestion des boues produites en excès au sein des stations d'épuration. Il s'agissait d'évaluer la pertinence de nouvelles filières visant à réduire cette production de boues durant le traitement biologique des eaux usées, au regard de la qualité des eaux et des boues produites en ce qui concerne :

- le maintien de la capacité épuratoire du procédé;
- les concentrations en micropolluants métalliques des eaux et des boues produites;
- l'impact sur les filières de traitement des boues (déshydratation mécanique notamment).

#### 1.1.1 Contexte et objectifs

Face aux problématiques posées par la gestion des boues résiduaires issues du traitement biologique des eaux usées, on a assisté de la fin des années 90 aux années 2000 à l'émergence de nouvelles technologies fondées sur l'application de traitements complémentaires, couplées aux traitements biologiques conventionnels (boues activées, digestion anaérobie) des stations d'épuration, regroupées sous le terme générique de Procédés de Réduction de la Production de Boues (PRPB). Ces PRPB visent une réduction de la production de boues à la source, lors du traitement biologique.

Les PRPB regroupent différentes stratégies dont l'objectif est de réduire le taux de croissance de la biomasse sans altérer sa capacité à dégrader le substrat (pollution à éliminer). Pour parvenir à cet objectif, il est nécessaire de faire en sorte que le substrat ne soit pas assimilé pour la biosynthèse

mais pour alimenter des réactions non liées à la croissance. Pour y parvenir, différentes stratégies peuvent être employées de manière indépendante ou couplée (figure 1.1) :

- remplacer et / ou décroître l'efficacité d'accepteurs d'électrons tels que l'oxygène ou les nitrates : le découplage des métabolismes et le traitement en anaérobie constituent des voies fondées sur ces principes;
- augmenter les besoins en maintenance de la biomasse et rendre l'énergie moins disponible pour la croissance;
- augmenter la décroissance et la lyse cellulaires dont les produits seront de nouveau oxydés par les autres microorganismes (croissance cryptique);
- augmenter la biodégradabilité de la matière organique inerte accumulée.

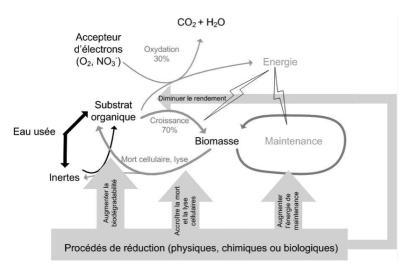


FIGURE 1.1 – Cycles de la production de boues et moyens de la réduire

Durant ce travail de thèse, les impacts de trois traitements dits de désintégration (ultrasons, thermique, ozone), ont été étudiés. Ces technologies avaient pour finalité d'être positionnées sur la boucle de recirculation des boues décantées, dans le cadre d'un procédé par boues activées. L'objectif était d'évaluer l'opportunité de l'utilisation de ces techniques sur les plans :

- environnemental et sanitaire : les boues constituant le principal réceptacle des micropolluants métalliques contenus dans les eaux usées, la réduction de leur production doit s'accompagner de modification des flux de métaux lourds;
- économique : le coût énergétique lié au PRPB ne doit pas dépasser le coût de gestion des boues via les filières conventionnelles de traitement et valorisation.

Les résultats présentés ici sont ceux concernant la sonication et le traitement thermique.

#### 1.1.2 Méthodologie

Une démarche expérimentale originale a été mise en œuvre. Celle-ci combine :

- Des études menées au laboratoire : elles permettent une compréhension avancée des évolutions respectives des propriétés physicochimiques des boues et des mécanismes fondamentaux à l'origine des interactions boues-métaux;
- 2. L'observation des effets des traitements sur les flux de métaux, au sein d'installations reproduisant à l'échelle pilote l'étape de traitement biologique des eaux et comprenant un PRPB.

Les différentes étapes de cette démarche sont rappelées sur la figure 1.2.

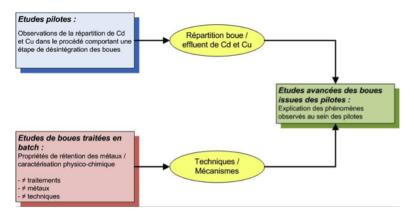


FIGURE 1.2 – Stratégie expérimentale développée au cours du travail de thèse

Lors des études menées au laboratoire, une palette complète d'analyses des caractéristiques physico-chimiques des boues a été mise en œuvre en complément de protocoles visant à mettre en évidence les mécanismes d'interactions boues-métaux :

- Dosage de différents constituants des boues dans les fractions particulaire et soluble : protéines, polysaccharides, substances de type humique, espèces ioniques (calcium, magnésium, phosphates, sulfates...);
- Etude des propriétés structurales des boues : évaluation de la répartition en taille des flocs (granulométrie laser, analyse d'images microscopiques);
- Etude des propriétés de surface des boues : spectroscopie infrarouge et titration potentiométrique couplée à la modélisation de la complexation de surface des protons, pour déterminer la nature et le nombre de groupements fonctionnels;
- Tests de biosorption : évaluation de la capacité des boues traitées à accumuler le cadmium et le cuivre, évaluation des mécanismes impliqués (échange d'ions, précipitations) : analyse des éléments traces métalliques par spectrométrie d'absorption atomique à la flamme et au four à atomisation électrothermique;

— Modélisation de la biosorption : un modèle semi-mécaniste décrivant les interactions des métaux avec les différentes fractions de la boue activée (flocs, matière soluble) a été calé avec les données issues des tests de biosorption. Les paramètres obtenus permettent une évaluation de la réactivité de ces différents compartiments visà-vis des ions métalliques.

#### 1.1.3 Résultats

De manière générale, les mécanismes prédominants à l'origine du devenir des éléments métalliques au sein de la matrice boue ont été mis en évidence au cours de ce travail de thèse (figure 1.3) :

- Échange d'ions à la surface des flocs : la surface des boues étant négativement chargée, les ions calcium et magnésium positivement chargés naturellement présents dans les eaux se lient à cette surface, et constituent même un facteur de stabilité de la structure des flocs. Les ions cadmium et cuivre sont également positivement chargés et entrent donc en compétition pour se lier aux sites de surface négativement chargés des flocs;
- Échange de protons à la surface des flocs : il s'agit du même phénomène que le calcium et le magnésium mais avec les ions H<sup>+</sup> (protons). Le relargage de protons dans la phase liquide entraîne une diminution du pH (milieu plus acide);
- Précipitation: certains composés présents dans la phase liquide des eaux (ions phosphates par exemple) peuvent réagir avec les ions métalliques et former des composés très peu solubles qui vont alors précipiter (passer sous forme particulaire) et s'accumuler au sein des boues;
- Complexation avec la matière soluble : certains composés (ions sulfates, matière organique) sont susceptibles de lier les ions métalliques en formant ainsi des complexes solubles, favorisant le maintien dans la phase liquide (eau) des éléments métalliques;
- Maintien de l'ion libre sous forme soluble.

Ces mécanismes interagissent entre eux et sont extrêmement dépendants des conditions physico-chimiques du milieu (pH, état de surface des flocs, nature de la matière organique et minérale soluble). C'est pourquoi les modification des propriétés physico-chimiques engendrées par les traitements poussés des PRPB sont susceptibles de modifier ces mécanismes de façon quantitative et/ou qualitative.

# 1.1.3.1 Études en réacteurs pilotes : comment évoluent les flux de métaux dans la station d'épuration? [77]

L'étude du fonctionnement des réacteurs dans le cadre du traitement thermique a fait l'objet du travail de M2 recherche de Romain GUIGNARD (2008/2009) encadré par Magali CASELLAS (MCF) et moi-même.

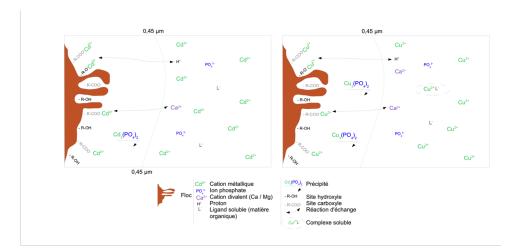


FIGURE 1.3 – Mécanismes de répartition des éléments métalliques dans les boues activées. En haut : cadmium; en bas : cuivre. Site hydroxyle : site neutre. Site carboxyle : site négatif (par souci de lisibilité, la stœchiométrie des réactions n'est pas toujours respectée)

Les études à l'échelle du pilote ont consisté à faire fonctionner en parallèle deux installations à boues activées reproduisant le fonctionnement du traitement secondaire (traitement biologique + clarification) appliqué en station d'épuration. La conception et l'exploitation de ces unités de traitement biologique a fait appel aux principes fondamentaux du génie biologique appliqué au traitement des eaux. L'une de ces installations comprend un PRPB au sein de la chaîne de traitement et son fonctionnement est comparé à celui de l'autre installation fonctionnant de manière classique. Les effets de la sonication et du traitement thermique ont été étudiés.

Implantés au sein d'un procédé continu, la sonication (120 000 kJ/kg MS) ou le traitement thermique (90°C) conduisent à une production de boues réduite de 25 à 30% et engendrent, par comparaison avec les réacteurs témoins, une sur-accumulation de cadmium dans les boues produites ainsi qu'un relargage important de cuivre via l'eau de sortie. D'autre part, une réduction des performances épuratoires et une altération des propriétés de décantation ont été observées.

La réponse primordiale apportée par ce travail est, qu'effectivement, l'utilisation de la sonication, du traitement thermique pour réduire la production de boues s'accompagne de modifications importantes des propriétés physico-chimiques du milieu extrêmement complexe que constituent les boues activées. En conséquence de quoi les flux des micropolluants métalliques, observés lors des études en réacteurs pilote, sont altérés : par comparaison avec un procédé à boues activées classique sans PRPB, le cadmium est accumulé de manière plus importante au sein des boues en excès, tandis que le cuivre devient majoritairement relargué avec l'effluent traité. Il est par conséquent nécessaire de s'interroger sur la pérennité de ces procédés, pour des raisons de risques sanitaires mais également d'un point de vue économique. D'une part, la sur-accumulation dans les boues de certains éléments à l'instar du cadmium pourrait altérer les possibilités de valorisation de boues, certes produites en moindres quantités; d'autre part, la

dissémination incontrôlée dans l'environnement de certains éléments, tel le cuivre, représente un enjeu environnemental fort pour la préservation du bon état écologique des masses d'eau.

#### 1.1.3.2 Études à l'échelle du laboratoire : quels sont les mécanismes fondamentaux à l'origine de ces évolutions?

Les études au laboratoire ont consisté en une caractérisation avancée de l'ensemble des propriétés physico-chimiques des boues prétraitées par ultrasons, chauffage et ozonation couplée à l'évaluation du comportement du cuivre et du cadmium vis-à-vis de ces boues lors de tests de biosorption.

Cas de la sonication [75, 74] Il a été montré au cours de ce travail que la sonication génère la rupture massive et brutale des flocs qui se scindent en très nombreuses particules de petite taille. Ce prétraitement conduit également à une solubilisation très importante des composés de la boue et d'ions phosphate. Les différents composés organiques de la boue (protéines, sucres, substances de type humique) ne sont pas touchés de manière équivalente : ainsi, la composition de la fraction particulaire évolue avec la sonication. Les propriétés de surface, et notamment la nature des groupements fonctionnels, évolue ainsi de manière importante vers une prédominance de groupements à caractère acide, assimilables à des fonctions carboxyles : la charge globale des flocs tend donc à devenir plus négative sous l'effet des ultrasons.

Ces profonds remaniements des propriétés physico-chimiques induits par la sonication modifient le comportement du cadmium et du cuivre au sein des boues traitées. Globalement, une rétention accrue du cadmium par les boues est observée, de manière similaire aux résultats des études pilote. Deux phénomènes distincts ont été mis en évidence pour expliquer cette variation :

- la précipitation du cadmium augmente de manière très importante : en effet, les ions phosphate, facteur de précipitation des ions métalliques, sont présents en plus grande quantité après la sonication;
- la surface des flocs permet une rétention accrue des ions cadmium, leur surface disponible et leur réactivité étant plus importantes à la suite de la sonication. Comme la caractérisation des boues l'a montré, d'une part, la taille réduite des particules accroît la surface spécifique de celles-ci et, d'autre part, leur charge négative devient plus importante suite à la sonication.

Le comportement du cuivre est affecté de manière différente : la matière organique relarguée en grandes quantités dans la phase soluble des boues présente en effet une affinité importante avec les ions cuivre et limite donc, par le phénomène de complexation, leur rétention par les flocs. A la suite de la sonication, le cuivre tend donc à rester sous forme soluble, ce qui explique son relargage important via l'eau traitée, observé durant les études pilote.

Cas du traitement thermique [78, 121] Ce travail a fait l'objet du M2 Recherche de Mélanie PIERRA (2007/2008) encadré par Magali CASELLAS (MCF) et moi même.

Cette étude souligne que le traitement thermique génère une déstructuration partielle de la macrostructure des flocs dès une température de 45°C. Ceci entraîne le relargage de fines particules, mais dans une moindre proportion que la sonication. Les composés organiques des boues sont également solubilisés de manière importante, avec une prédominance des protéines pour les plus fortes températures testées (>95°C). La solubilisation des ions phosphate n'est pas proportionnelle à la température : elle augmente jusqu'à 75°C puis diminue par la suite. La fonctionnalité de surface des flocs évolue cependant peu avec le traitement : les parts relatives des différents types de groupements demeurent constantes. Cependant, une diminution du nombre total de groupements est constatée pour les plus fortes températures étudiées (> 95°C).

En dessous de 95°C, la rétention du cadmium par les boues est accrue suite à l'augmentation de la surface spécifique des flocs et de la concentration en phosphates. Pour les températures plus élevées (>95°C), la diminution du nombre total de groupements à la surface des flocs (solubilisation, réarrangements moléculaires), ainsi que celle de la concentration en phosphates solubles, expliquent la diminution de la rétention du cadmium.

Comme dans le cas de la sonication, la rétention du cuivre diminue par complexation de ce dernier avec la matière organique solubilisée, dont la composition affecte cependant l'affinité avec les ions cuivre. Pour les deux métaux étudiés, le mécanisme d'échange d'ions, sur les flocs déstructurés par le traitement, devient prédominant au détriment de la précipitation, qui paraît limitée par les phénomènes de complexation en phase soluble.

Une étude a également été menée sur un traitement à haute température (170°C) dans le cadre d'une collaboration avec Hélène CARRERE, Directrice de Recherche au Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement de l'INRA de Narbonne [73].

#### 1.1.3.3 Travaux annexes

En parallèle du travail principal de la thèse portant sur les interactions boues/éléments traces métalliques, d'autres projets ont été menés, notamment avec d'autres doctorants du laboratoire travaillant sur des thématiques proches. Ces travaux ont également donné lieu à des publications :

- Étude de la déshydratation des boues suite aux différents prétraitements [79];
- Étude de l'influence des PRPB sur les communautés bactériennes [77, 121];

#### 1.1.4 Conclusion

Ce travail de thèse m'a permis de consolider mes compétences en génie des procédés et développer de solides compétences en chimie des interfaces.

Un savoir-faire expérimental très important a également été nécessaire pour mettre au point et utiliser des outils et techniques variés : pilotes de traitement, appareils d'analyses divers (absorption atomique, COTmètre, titration automatique, etc.), tests de biosorption... Ces éléments revêtent toujours une importance fondamentale pour mes activités de recherche actuelles, notamment dans le cadre de mes relations avec le personnel technique impliqué dans nombre de nos projets.

A l'issue de cette thèse, j'ai pu obtenir les qualifications à la fonction de Maître de Conférences dans les sections "Énergétique, génie des procédés" (62) et "Chimie théorique, physique, analytique" (31) du Conseil National des Universités (CNU).

Il est à noter que le contexte lié à la gestion des boues d'épuration a beaucoup changé depuis la fin de ma thèse : les PRPB ont quasiment disparu du paysage scientifique et industriel. Plusieurs paramètres peuvent expliquer cet état de fait :

- la réduction de la production de boues sur la file "eau", telle qu'envisagée durant ma thèse, n'est plus vraiment d'actualité: pourquoi dépenser de l'énergie pour diminuer la production d'une ressource valorisable, notamment sous forme de biogaz après digestion anaérobie? C'est d'ailleurs en amont de cette dernière que subsistent des procédés analogues aux PRPB sous forme, par exemple, d'une lyse thermique permettant d'optimiser la conversion de la matière organique en biogaz (par exemple le procédé Thelys commercialisé par Veolia);
- les résultats de mes travaux de thèse ont, entre autres, démontré la difficile maîtrise de la qualité des eaux épurées et des boues produites, suite à l'introduction de ces technologies sur la file "eau" (transferts d'éléments métalliques, de micropolluants organiques).

A l'issue de ces travaux, j'ai pris conscience qu'il me manquait un élément essentiel pour comprendre et prédire le fonctionnement des procédés étudiés: la modélisation. Comment le taux de croissance de la biomasse était-il impacté par les PRPB? Comment calculer l'âge de boues réel suite à la lyse d'une partie de la biomasse durant son passage dans la boucle de recirculation? Je n'étais cependant à l'époque pas du tout formé à l'utilisation de cet outil. C'est en grande partie pourquoi j'ai choisi, immédiatement après la fin de ma thèse, d'effectuer un post-doctorat sur une thématique liée à la modélisation. J'ai d'ailleurs par la suite présenté un travail de modélisation du réacteur pilote utilisé durant ma thèse, travail reposant cependant sur beaucoup (trop?) d'hypothèses simplificatrices [76].

#### 1.2 Post-Doctorat (2009-2010)

Ce travail a été effectué de novembre 2009 à août 2010 au CEMAGREF (désormais IRSTEA) (Antony, 92) au sein de l'unité de recherche Hydrosystèmes et bioprocédés (HBAN) (équipe EPURE), sous la direction de Mme Sylvie GILLOT. Il s'est déroulé dans le cadre d'une convention entre le CEMAGREF et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Son sujet était la modélisation dynamique du fonctionnement des SBR.

#### 1.2.1 Contexte et objectifs

Les SBR sont des procédés de traitement biologiques des eaux usées, par boues activées, fonctionnant suivant une séquence de cycles d'alimentation / vidange. Les opérations unitaires d'un SBR sont équivalentes à celles d'un procédé à boues activées conventionnel : traitement biologique, sédimentation / clarification. La principale différence entre les deux types de systèmes réside dans le fait que, au sein d'un système conventionnel, ces deux opérations sont réalisées dans des ouvrages distincts, alors qu'au sein d'un SBR, elles sont réalisées de manière séquentielle au sein d'un ouvrage unique [94] (figure 1.4).

Le travail post-doctoral avait pour principal objectif de développer un modèle numérique, d'optimisation de ces réacteurs pour lesquels il n'existait pas de description satisfaisante au sein des modèles existants (notamment du point de vue hydrodynamique). Le travail proposé, initié dans le cadre d'une étude cofinancée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie, comportait :

- une étude bibliographique concernant l'utilisation des SBR pour le traitement d'effluents urbains et leur modélisation;
- le développement et l'utilisation d'un fichier d'archivage et analyse des données d'auto-surveillance des stations d'épuration, dans le cadre de la procédure développée par le Task Group de l'IWA « Good Modelling Practice » à la modélisation des SBRs [58];
- le développement d'un modèle dynamique prenant en compte le fonctionnement et l'hydrodynamique spécifiques des SBRs;
- l'analyse systématique du modèle proposé : analyse de sensibilité, impact du choix de paramètres opérationnels sur le fonctionnement du SBR.

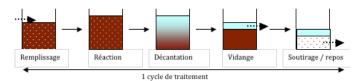


FIGURE 1.4 – Différentes étapes d'un cycle de traitement en procédé SBR

#### 1.2.2 Étude bibliographique : modélisation des réacteurs SBR

Une étude bibliographique approfondie sur les réacteurs SBR a été réalisée en 2009/2010. Celle-ci concerne, d'une part, l'utilisation des SBR à l'échelle industrielle pour le traitement d'effluents urbains, et d'autre part, les modèles biocinétiques et/ou physiques utilisés pour décrire leur fonctionnement.

L'analyse des différents modèles publiés dans la littérature a fait ressortir certains points clés, qui n'étaient que peu ou pas considérés dans les modèles existants, et qui pourraient être améliorés : si les modèles biocinétiques (ASM) utilisés classiquement en boues activées classiques sont relativement bien adaptés à la problématique des SBRs, l'hydraulique et le mode de fonctionnement séquentiel des SBRs sont souvent mal représentés dans les modèles existants, notamment en ce qui concerne la décantation. Des pistes ont été proposées, voire mises en œuvre, dans la littérature. Ces pistes d'amélioration sont présentées ci-dessous :

- décantation :
  - modéliser les réactions biologiques pendant la décantation (dénitrification en particulier) [64];
  - redéfinition du modèle physique de décantation : le modèle le plus souvent utilisé est un modèle simplifié de type point. A l'inverse, un modèle 1D, par exemple celui de TAKÁCS et al. [147], paraît mieux adapté aux décanteurs secondaires classiques ou les flux de surverse de l'eau traitée et de recirculation/extraction des boues perturbent la décantation;
- hydraulique :
  - la principale difficulté est la transition entre les phases réactives (réacteur parfaitement agité) et la phase de décantation (décantation statique);
  - intégrer la possibilité de phases d'alimentation multiples aérées ou non aérées;
- aération : intégration de la dynamique du facteur alpha au cours d'un cycle [4];
- modèle biocinétique :
  - division de la nitrification et de la dénitrification en deux étapes, notamment dans le cas d'effluents chargés en ammonium : deux hypothèses sont alors possibles pour décrire la dénitrification [139] :
    - 1. Dénitrification en parallèle des nitrites et des nitrates;
    - 2. Dénitrification séquentielle;

$$\mathrm{NO_3^-} \rightarrow \mathrm{NO_2^-} \rightarrow \mathrm{N_2}$$

- modélisation de l'adsorption de l'ammonium (pour modéliser les faibles concentrations) [4],
- modélisation d'une phase de latence des microorganismes lors du passage d'une phase non aérée à une phase aérée [4].

# 1.2.3 Développement et utilisation d'un fichier de validation et réconciliation des données d'auto-surveillance

Afin travailler sur le calage du modèle développé dans le cadre de ce projet, il était nécessaire de disposer de données fiables provenant d'une, voire plusieurs stations d'épuration utilisant les SBR. Les données fournies par la station de Cahors (46), comportant 4 cellules SBR, ont été analysées sur une période de deux ans (années 2008 et 2009).

Le développement d'un classeur Microsoft Excel adapté a été poursuivi dans la continuité du travail de BASSARD [14]. Différents onglets spécifiques et macros Visual Basic for Applications (VBA) permettent l'archivage, la représentation et la validation des données selon des critères statistiques et opérationnels (tableau 1.1, figure 1.5). Les travaux avaient pour

objectif d'évaluer la procédure préétablie par l'International Water Association (IWA) [58] et ont permis de :

- poursuivre le développement du fichier d'archivage et de traitement automatique des données;
- affiner la méthode de détection des valeurs aberrantes selon des critères statistiques (figure 1.6) et opérationnels (figure 1.7);
- adapter la procédure au cas spécifique des SBR.

TABLEAU 1.1 – Différentes fonctions de validation et représentation des données dans le fichier

### Onglets de collecte des données (ERU, Boues, Liqueur mixte, effluent, etc.)

Le calcul des statistiques descriptives et des boîtes à moustaches se fait automatiquement lors de l'activation de la feuille de calcul

Détection des valeurs aberrantes (coloration en rouge des cellules correspondantes)

Mise en forme des données pour affichage sur graphiques (charges, ratios)

Masquage des colonnes ne contenant pas de données

Ajustement du nombre de décimales par rapport aux valeurs (2 si valeur < 2; 1 si valeur < 10; 0 si valeur > 10)

#### Onglet de tri des charges Temps Sec / Temps de pluie

Calcul automatique de la distribution des débits d'entrée

#### Onglets de boîtes à moustaches «Moust ...»

Calcul et insertion automatique des Boxplots correspondants aux différentes données et ratios

#### Onglets «EH»

Calcul automatique de la charge équivalente en Équivalent Habitant pour les différents paramètres (DCO, DBO, MES, NTK, PT)

# 1.2.4 Étude numérique de la décantation réactive dans les réacteurs biologiques séquentiels

En France, un certain nombre de filières de traitement utilisant la technologie SBR fonctionnent avec des temps de cycle très courts, d'environ 4 h (figure 1.8). Il n'y alors pas de période définie de réaction en anoxie. Ce mode d'exploitation suppose que la dénitrification se déroulant durant les phases de décantation et de vidange suffit pour atteindre les niveaux de rejet exigés en azote global. Cette étude propose l'utilisation d'un modèle numérique pour évaluer plus spécifiquement l'impact de paramètres opératoires sur la dénitrification durant la phase de décantation.

#### 1.2.4.1 Description du modèle

Le développement de ce modèle, et notamment son portage sous la version 2009a du logiciel WEST [164] a été réalisé en étroite collaboration avec la société MostforWater (Belgique). Il permet d'apporter une réponse à certains points soulevés lors de l'étude bibliographique (voir paragraphe 1.2.2) :

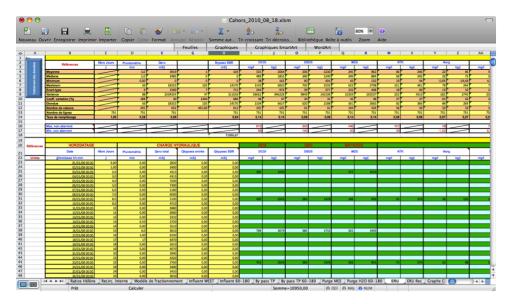


FIGURE 1.5 – Archivage des données d'entrée et calcul des statistiques descriptives

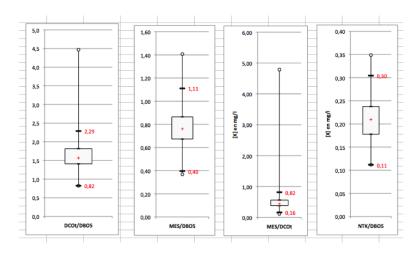


FIGURE 1.6 – Validation des données par la méthode des BoxPlots

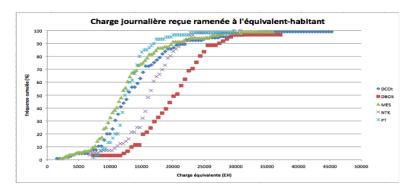


FIGURE 1.7 – Validation des données par calcul de la charge équivalente

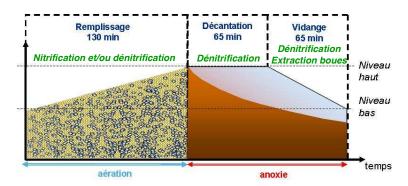


FIGURE 1.8 – Exemple de cycle court de fonctionnement d'un SBR (source : Suez Degrémont)

- description de réactions biologiques pendant la décantation : le SBR est décrit comme un empilement de couches horizontales considérées comme des RPA réacteurs parfaitement agités. Les réactions biologiques sont décrites par le modèle ASM1 et la décantation par une équation de TAKÁCS et al. [147] modifiée. Ce modèle permet ainsi la simulation des réactions biologiques et de la décantation durant toutes les phases du cycle.;
- modes de fonctionnement : la flexibilité du modèle permet de décrire les différents modes d'alimentation, de vidange de l'effluent et d'extraction des boues constatés sur le terrain (i.e. vidange et extraction simultanées, alimentation successivement aérée et non aérée, etc.);
- transition entre phases parfaitement agitées et décantation : un paramètre "débit" supplémentaire représente le mélange entre les différentes couches du modèle. Dans un futur proche, il peut être envisagé de modéliser l'arrêt progressif du mélange lors de l'arrêt des agitateurs en faisant varier progressivement la valeur de ce paramètre (et non plus de manière binaire comme c'est le cas pour l'instant).

L'étape de traitement biologique de la STEU de Cahors (France, 46) a été simulée. Cet ouvrage est conçu pour recevoir un volume journalier en temps sec et en temps de pluie de respectivement 5800 et  $15\,600\,\mathrm{m^3\cdot j^{-1}}$ . Le traitement comprend 4 cellules SBR d'un volume de  $1820\,\mathrm{m^3}$  chacune fonctionnant en alternance. Le cycle de référence utilisé pour les simulation est celui présenté sur la figure 1.8.

#### 1.2.4.2 Résultats obtenus pour le cycle de référence

La figure 1.9 présente les profils de concentrations en nitrates et en biomasse hétérotrophe obtenus pour le cycle de référence. Le modèle permet bien de décrire les réactions biologiques durant toutes les phases. Durant la phase d'alimentation aérée, le débit de mélange est suffisant pour contrecarrer l'effet de la décantation (les équations liées à la sédimentation sont résolues durant tout cycle) et les conditions d'un mélange parfait sont atteintes : les concentrations sont égales sur toute la hauteur de réacteur durant les 130 premières minutes du cycle. La nitrification a lieu dans la mesure où la concentration en nitrates augmente de 11 à  $16~{\rm mg}\cdot {\rm L}^{-1}$ .

Lorsque le débit de mélange est fixé à 0 à partir de la 130ème minute, la sédimentation des boues démarre et on observe simultanément la dénitrification. La vitesse de dénitrification est alors fonction de la concentration locale en biomasse, produisant un profil de concentration sur la hauteur du réacteur.

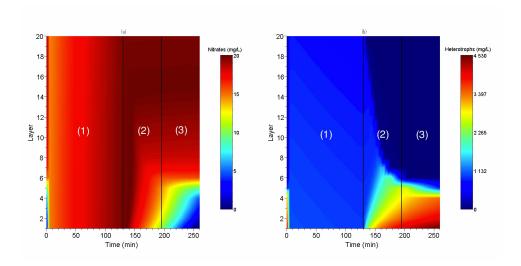


FIGURE 1.9 – Profils de concentrations en nitrates  $(N-NO_3)$  (a) et biomasse hétérotrophe dans les différentes couches durant un cycle (modèle à 20 couches – scenario 1.3) (1) Alimentation aérée (2) Décantation (3) Vidange

#### 1.2.4.3 Analyse de paramètres opérationnels

Afin de tester l'influence de plusieurs configurations du cycle de fonctionnement, de la décantabilité des boues et de l'aération sur la dénitrification se déroulant pendant la phase de décantation, des simulations ont été réalisées en faisant varier :

- le coefficient de transfert d'oxygène;
- la présence et la durée d'une phase d'anoxie en début de phase d'alimentation;
- la présence et la durée d'une phase d'anoxie en fin de phase d'alimentation;
- la durée de la période de décantation;
- les propriétés physiques de décantation de la boue.

Les simulations montrent que la diminution de la concentration résiduelle en oxygène, via l'ajustement de l'aération (figure 1.10) ou l'insertion d'une courte période d'anoxie en fin de période réactionnelle (figure 1.11), est très bénéfique pour la dénitrification.

Les résultats montrent également que la décantabilité de la boue a un impact sur la dénitrification : une diminution de l'indice de boues de 150 à 60  $\rm mL\cdot g^{-1}MES$  induit une augmentation de 26% de la concentration en  $\rm N-NO_3$  de l'effluent traité (figure 1.12). Ce résultat tend à montrer qu'une boue présentant une trop bonne décantabilité aurait un impact négatif sur le traitement de l'azote dans la mesure ou quasiment aucune dénitrification

n'aurait lieu dans les couches supérieures du réacteur. Ce résultat doit être cependant confirmé par des mesures expérimentales. Il faut aussi considérer le fait qu'une mauvaise décantabilité pourrait modifier la diffusion du substrat au sein du floc ainsi que l'affinité de la biomasse présente pour le substrat, phénomènes non pris en compte dans le modèle.

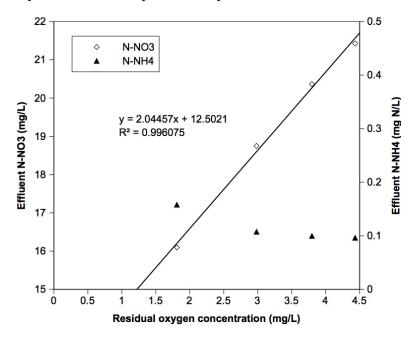


FIGURE 1.10 – Concentrations en nitrates et ammonium de l'effluent (valeurs à l'état pseudo-stationnaire) en fonction de la concentration résiduelle en oxygène au début de la phase de décantation

#### 1.2.5 Mise en perspective avec mes thématiques actuelles

Au cours de ce post-doctorat, j'ai pu découvrir et me former aux outils de modélisation, en particulier les modèles biocinétiques de la famille ASM et de décantation 1D. Ce travail a notamment mis en exergue l'importance du couplage entre le mélange au sein du réacteur, la description de la sédimentation et les cinétiques biologiques.

Ce travail a cependant du être interrompu en raison de mon recrutement à l'ENGEES en tant que Maître de Conférences en septembre 2010. Par conséquent, si le travail concernant le fichier d'archivage et de validation des données a pu être relativement abouti, il n'en est pas de même pour le travail de modélisation à proprement parler. Avec le recul, ce travail aurait pu être grandement amélioré, notamment sur les points suivants :

- calage et validation : le calage et la validation du modèle n'ont pu être réalisés. En effet, seules des données d'autosurveillance assez partielles étaient disponibles et, faute de temps, il n'a pas été possible de réaliser une réelle campagne de mesures sur site. Cela souligne l'importance du travail expérimental dans la démarche de développement de tout modèle numérique;
- le modèle 1D de décantation utilisé était le modèle classique de TAKÁCS et al. [147] dont on connaît aujourd'hui les insuffisances, notamment

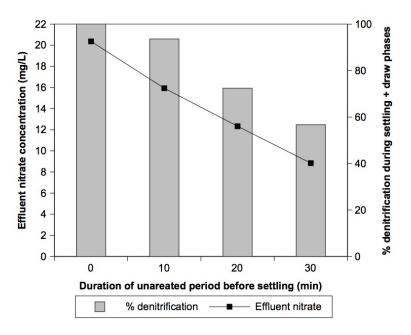


FIGURE 1.11 – Influence d'une période non-aérée avant la décantation sur le degré de dénitrification pendant la décantation et la vidange

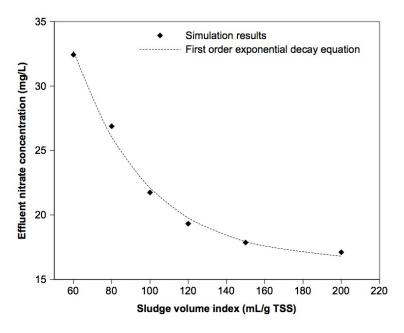


FIGURE 1.12 – Influence de la décantabilité des boues sur la dénitrification

au niveau de la résolution numérique. Il serait intéressant de réaliser le même travail en utilisant un modèle plus fiable et prenant en compte le phénomène de compression des boues, comme celui proposé par BÜRGER et al. [25]. Cela est probablement très impactant dans le cas des SBR où la décantation s'effectue par définition en batch;

— la description hydrodynamique du réacteur est probablement trop simple car on le considère comme un empilement de RPA. La mécanique des fluides numérique apparaît comme un outil pertinent pour analyser le mélange au sein de ces réacteurs [132, 6].

## 1.3 Maître de Conférences (depuis 2010)

En septembre 2010, j'ai donc été recruté en qualité de Maître de Conférences à l'ENGEES. J'y effectue tous mes enseignements. Mes recherches sont menées au sein de l'équipe "Mécanique des Fluides" du laboratoire ICube.

L'ENGEES est une grande école formant des ingénieurs et cadres directement opérationnels dans les domaines de l'eau, de la protection de l'environnement, de l'équipement et de l'aménagement des territoires. La formation dispensée a pour objectif fondamental de mener les élèves à acquérir la maîtrise des sciences et techniques de l'eau (hydraulique en charge et à surface libre, hydrologie, procédés...). Ce socle est acquis principalement via les enseignements du tronc commun. Des voies d'approfondissement permettent de couvrir l'essentiel du domaine lié à l'eau : gestion des hydrosystèmes, aménagement des écosystèmes aquatiques, protection des ressources en eau, conception et dimensionnement des réseaux d'eau et d'assainissement, conception et dimensionnement des équipements de traitements, gestion et exploitation des services et équipements, génie hydraulique littoral, gestion du service de collecte et traitement des déchets (domestiques et industriels).

Le Laboratoire ICube est une Unité Mixte de Recherche (UMR) sous cotutelle du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), de l'ENGEES, de l'Université de Strasbourg et de l'INSA. Cette unité de recherche comprend de nombreuses équipes parmi lesquelles l'équipe "Mécanique des fluides" à laquelle j'appartiens.

Principalement axé sur la modélisation, l'expérimentation et la simulation numérique de fluides en interaction avec leur environnement, cette équipe de recherche est organisée en trois groupes de projets. Le premier, intitulé "Dynamique des écoulements à surface libre, sensibilité, problèmes inverses", est orienté vers les écoulements de fluides chargés ou non, en lien étroit avec l'hydraulique en réseaux d'assainissement. Le second, intitulé "Instabilités, turbulence multiphasique", est orienté sur des activités plus fondamentales de modélisation numérique des écoulements et de leurs instabilités. Le troisième s'intitule "Transferts réactifs, rhéologie et procédés environnementaux". Il concerne une recherche sur, d'une part la compréhension des mécanismes bio-physico-chimiques intervenants dans le traitement des eaux résiduaires, d'autre part sur l'étude du comportement rhéologique de fluides complexes.

L'arrivée dans cette équipe de recherche m'a poussé à effectuer un basculement thématique vers le couplage des modèles hydrodynamiques et cinétiques dans le cadre des bioprocédés de traitement des effluents, essentiellement à culture libre. En effet, j'ai tenu à tirer profit des compétences historiques du laboratoire en mécanique des fluides et simulation numérique afin de les associer à mon profil davantage orienté vers le génie des procédés, la chimie et la microbiologie de l'eau. Mon post-doctorat, assez court, m'avait déjà donné un aperçu des défis restant à relever dans le cadre de la modélisation des bioprocédés.

#### 1.3.1 Formation à la mécanique des fluides numérique

Dans les mois qui ont suivi mon arrivée au laboratoire, je me suis formé à la CFD via mon implication dans une étude menée pour le compte de la Communauté Urbaine de Clermont-Ferrand. Cette étude, dirigée par mes collègues José Vazquez et Mathieu Dufresne, consistait à modéliser un déversoir d'orage afin d'y déterminer le meilleur positionnement de capteurs de hauteurs d'eau (ultrasons). Il s'agit au final de pouvoir mesurer le débit déversé en temps réel dans le cadre de l'auto-surveillance. Les travaux en question ont été réalisés sur la plate-forme ANSYS et incluaient :

1. Le pre-processing : définition de la géométrie, du maillage (figures 1.13 et 1.14) et des conditions aux limites après analyse des données disponibles et détermination des régimes d'écoulement à l'amont et à l'aval : profils en long et fiche technique fournis par Clermont communauté, rapports d'étude et fichiers de données fournis par un bureau d'étude, mesures et observations effectuées lors de la visite de l'ouvrage.

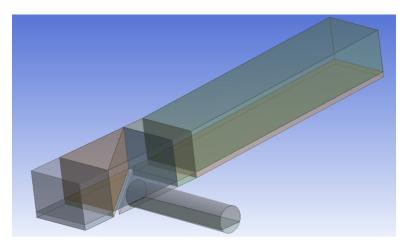


FIGURE 1.13 - Géométrie du déversoir modélisé

- 2. La simulation : le modèle utilisé est un modèle multiphasique de type Volume Of Fluid (VOF) bien adapté dans ce cas d'étude pour décrire l'interface air/eau. Les résultats de simulation pour un débit amont de  $1\,\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{s}^{-1}$  sont présentés sur la figure 1.15;
- 3. Le post-processing : l'analyse des résultats précédents montre que le régime d'écoulement reste torrentiel jusqu'à l'amont immédiat de la crête du déversoir, où un ressaut hydraulique est présent. Ce dernier

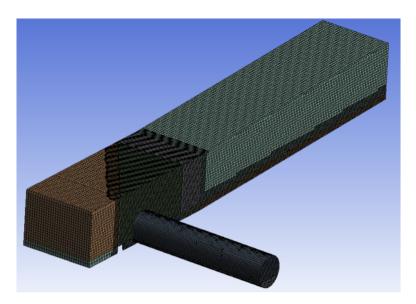


FIGURE 1.14 – Maillage du déversoir

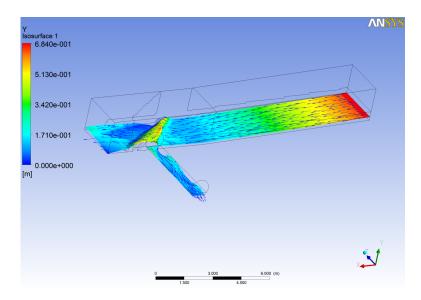


Figure 1.15 – Surface libre (hauteur et champ de vitesse) pour un débit amont de  $1\,\rm m^3\cdot s^{-1}$ 

- est très proche de la crête, rendant l'instrumentation dans cette zone impossible en raison de son instabilité et de la non uniformité de la côte de la surface libre;
- 4. L'optimisation : après plusieurs essais, il a donc été proposé de modifier la géométrie du déversoir étudié en réhaussant la crête de 40 cm sur la totalité de sa longueur à l'aide d'une plaque en inox. Cette modification vise à tranquilliser la surface libre dans le déversoir en éloignant le ressaut hydraulique vers l'amont de la crête, comme illustré sur la figure 1.16. Cela permet de fiabiliser les mesures de hauteur d'eau. Par la suite, des simulations ont été réalisées dans cette configuration pour différents débits représentatifs à l'amont, afin d'obtenir une loi hauteur/débits optimale [56].

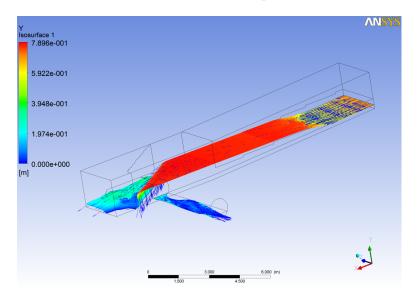


FIGURE 1.16 – Surface libre (hauteur et champ de vitesse) pour un débit amont de  $1\,\mathrm{m}^3\cdot\mathrm{s}^{-1}$  après modification de la crête

# 1.3.2 Utilisation de la CFD pour simuler le mélange dans un réacteur à boues activées

Suite à cette première expérience réussie en CFD, j'ai réalisé de premières simulations concernant l'agitation au sein d'un réacteur biologique. Ces travaux s'inspirent directement d'un travail effectué précédemment par un étudiant de DEA à l'ENGEES [151].

Le but était de simuler l'influence du positionnement d'agitateurs sur le mélange au sein du réacteur. Les figures 1.17 et 1.18 présentent respectivement le maillage utilisé et les résultats obtenus. Cependant, cette étude reposait sur un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, rendant son exploitation pratique très aléatoire :

pas de modèle multiphasique : le seul fluide considéré était l'eau.
 L'injection d'air n'était pas décrite malgré son influence évidente sur le brassage;

- pas de couplage avec la densité et la viscosité des boues : les propriétés du fluide considéré étaient celles de l'eau et les effets des boues sur le mélange n'étaient pas considérés (comportement rhéologique, gradients de densité);
- agitateurs représentés selon une approche de "valeurs fixées" [166].

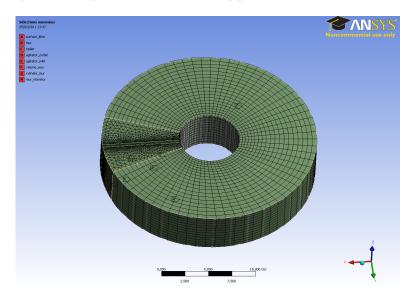


FIGURE 1.17 – Maillage du bassin d'aération

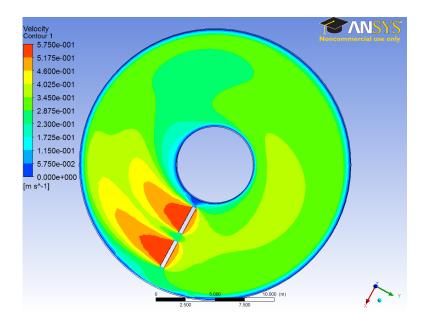


FIGURE 1.18 – Vue de dessus du réacteur - Profils de vitesse

#### 1.3.3 Reconversion thématique

Suite à ces premières expériences avec la CFD, j'ai donc décidé d'axer mon projet de recherche sur l'apport de modèles physiques (hydrodynamique et transport solide) avancés dans le cadre de la modélisation des bioprocédés de traitement des effluents.

Ainsi, dès 2011, je me suis investi dans la thématique de la modélisation des clarificateurs secondaires (voir chapitre 4). Les modèles utilisés vont du modèle 1D aux modèles 3D CFD. J'ai notamment encadré la thèse de Florent Locatelli intitulée "Sédimentation des boues activées en système fermé : de l'investigation expérimentale par le biais d'un transducteur ultrasonore à la modélisation 1D, l'analyse de sensibilité et l'identification de paramètres".

Ma première participation en 2012 au Wastewater Treatment Modeling seminar (WWTmod) a également joué le rôle de catalyseur dans cette reconversion thématique avec la participation à des ateliers sur les décanteurs secondaires et la CFD. J'ai pu y rencontrer les membres du groupe de travail de l'IWA "CFD & Wastewater" dont j'assure aujourd'hui la présidence.

Ainsi, la modélisation hydrodynamique, avec en particulier la CFD, constitue aujourd'hui un dénominateur commun de mes activités de recherche.

La suite de ce document présente en premier lieu les bonnes pratiques de modélisation appliquées à la CFD. Je présente ensuite une sélection de travaux de recherche illustrant l'acquisition de données expérimentales utiles au calage et à la validation des modèles physiques, étape nécessaire avant d'envisager le couplage entre hydrodynamique et cinétiques biologiques. Ces sujets d'étude sont les suivants :

- clarificateurs secondaires;
- zones humides artificielles à surface libre (zones de rejet végétalisées);

# **Chapitre 2**

# Protocole pour l'utilisation de la CFD comme support à la modélisation du traitement des eaux usées

#### Sommaire

2.1	Qu'est que la CFD?	29
2.2	Vers des modèles simplifiés "nouvelle génération"	30
2.3	Exemple d'application : développement des modèles compartimentaux	
	•	
2.4	Conclusion	34

## 2.1 Qu'est que la CFD?

La CFD permet de fournir une solution aux équations fondamentales de la mécanique des fluides : équations de continuité et de la conservation de la quantité de mouvement. Sans hypothèses simplificatrices particulières, ces équations aux dérivées partielles n'admettent pas de solution analytique. Des schémas numériques de discrétisation et de résolution sont donc rendus nécessaires, le domaine fluide étant donc discrétisé sous forme d'un maillage. La formulation de ces équations en une seule dimension nécessiterait une hypothèse d'homogénéité ou de symétrie dans les deux autres dimensions, incompatible la plupart du temps avec la géométrie des systèmes étudiés. Le travail est donc réalisé dans la quasi-totalité des cas en considérant deux ou trois dimensions. On obtient ainsi le champ de vitesse multidimensionnel et l'on peut suivre le transport et les interactions entre différents composés dans l'ensemble d'un ouvrage donné.

La présentation des fondamentaux de la CFD (équations, schémas et algorithmes de résolution, etc.) n'entre pas dans le cadre de ce rapport. Il existe de nombreux ouvrages de référence sur le sujet [9, 39, 113]. La revue bibliographique publiée par KARPINSKA et BRIDGEMAN [62] fournit également une bonne introduction à l'application de la CFD au procédé par boues activées.

## 2.2 Vers des modèles simplifiés "nouvelle génération"

A l'heure actuelle, chercheurs et ingénieurs n'ont pour l'essentiel pas suffisamment conscience de l'utilité de la CFD dans le monde du traitement des eaux usées. Elle n'est pas suffisamment considérée comme un outil intéressant pour analyser les interactions entre les différents phénomènes observés au sein des différentes opérations unitaires. Elle est trop souvent perçue comme un outil de simulation complexe, trop gourmand en ressources de calcul.

Au sein du groupe de travail de l'IWA "CFD & Wastewater", nous pensons que cet outil peut être utilisé et valorisé au delà de son usage courant pour la conception et le diagnostic d'anomalies. En cela, elle pourrait contribuer au développement des modèles de traitement des eaux usées dans leur ensemble.

La figure 2.1 présente un protocole conceptuel démontrant l'usage potentiel de la CFD pour améliorer les modèles existants. Ce protocole <sup>1</sup> suggère l'usage de la CFD, non pas, comme cela est souvent perçu, comme une solution alternative aux modèles simplifiés existants, mais comme un outil permettant leur amélioration. En effet, la simulation dynamique de l'ensemble d'une STEU avec la CFD n'est pas encore réalisable avec les moyens de calcul actuels.

Les modèles simplifiés actuels (modèles systémiques de type cascade de RPA par exemple, voir chapitre 5) sont localisés à une extrémité d'une échelle de complexité des modèles (figure 2.1 - Haut) alors que les modèles CFD sont situés à l'opposé (figure 2.1 - Bas). Pour satisfaire certains objectifs, les modèles traditionnels ne sont pas adéquats et des modèles un peu plus complexes seraient requis ("modèles simplifiés de nouvelle génération"). Afin de développer ces modèles de complexité intermédiaire, il est nécessaire d'obtenir une meilleure connaissance du procédé. Dans cette optique, un modèle complexe de type CFD est susceptible de fournir les données nécessaire au développement de relations mécanistes améliorées incluses dans ces "modèles simplifiés de nouvelle génération".

Le protocole proposé se divise ainsi en 5 étapes :

- Formulation du modèle CFD: développement de modèles CFD représentant le détail de la géométrie de l'ouvrage considéré ainsi que les processus physiques, chimiques et biologiques comme la turbulence, le couplage éventuel avec les cinétiques biologiques, un modèle d'aération à part entière, le comportement rhéologique, les variations de densité, les gradients de température, la décantation, etc;
- Collecte de données à l'échelle du laboratoire ou industrielle pour caler et valider le modèle CFD : profils de vitesses du liquide ou des particules (voir chapitre 4), profils de concentration en réactifs, rétention gazeuse, distribution des temps de séjour (voir chapitre 5);

<sup>1.</sup> J. LAURENT et al. « A protocol for the use of computational fluid dynamics as a supportive tool for wastewater treatment plant modelling ». In: *Water Science and Technology* 70.10 (2014), p. 1575–1584.

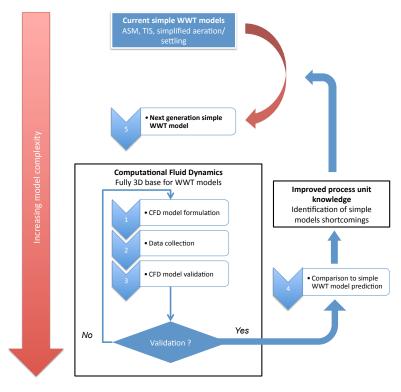


FIGURE 2.1 – Protocole conceptuel pour l'utilisation de la CFD comme support à la modélisation du traitement des eaux usées - Source : LAURENT et al. [80]

- 3. Calage et validation du modèle CFD : comparaison des prédictions du modèle avec les données expérimentales. Si le résultat n'est pas satisfaisant, les étapes 1 et 2 sont à ré-effectuer (vérifier la formulation et les hypothèses du modèle ainsi que la qualité et la quantité de données disponibles);
- 4. Comparaison avec les prédictions des modèles simplifiés usuels : comparer les deux approches pour la même géométrie et dans les même conditions permet de mettre en évidence les lacunes potentielles du modèle simplifié;
- 5. Développement du modèle simplifié amélioré : ces lacunes identifiées amènent alors le modélisateur à développer une nouvelle génération de modèles avec, dans le cas des réacteurs biologiques les modèles systémiques dynamiques [120], compartimentaux [83, 7] ou tout autre modèle de mélange non-linéaire, à grande échelle [33]. Dans le cas des décanteurs, on peut citer le travail de GUYONVARCH et al. [49] qui a calé un modèle de sédimentation 1D à partir de simulations CFD en 2D.

## 2.3 Exemple d'application : développement des modèles compartimentaux

La littérature contient déjà un certain nombre d'exemples où la CFD a permis de dériver un modèle simplifié de l'hydrodynamique d'un réacteur.

L'approche souvent retenue est la modélisation compartimentale. Le réacteur est simulé comme un réseau de compartiments (chacun considéré comme un RPA) distribués dans l'espace (figures 2.2 et 2.3). La définition de ces modèles est fondée sur les résultats de simulation CFD (étapes 1 à 3 du protocole). Le nombre et la distribution des compartiments sont définis d'après le caractère homogène de paramètres choisis avec une certaine to-lérance (par exemple la fraction gazeuse). Il en est de même pour les termes d'échange entre compartiments (advection, turbulence). Un modèle compartimental correspond en fait à une discrétisation des résultats de CFD. Le nombre de compartiments et les débits d'échange sont donc calculés depuis les champs de vitesse et de turbulence prédits par la simulation CFD.

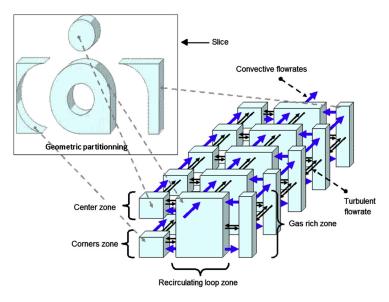


FIGURE 2.2 – Modèle compartimental d'un réacteur pilote à boues activées de type canal - Source : LE MOULLEC et al. [83]

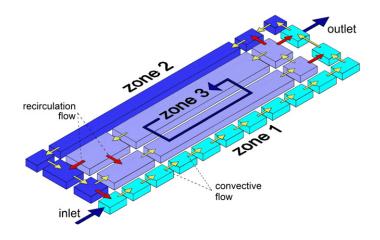


FIGURE 2.3 – Modèle compartimental d'une lagune - Source : ALVARADO et al. [7]

Il est ainsi possible de représenter l'hydrodynamique du système de manière très proche de la CFD comme en témoigne la comparaison des DTS simulées par ALVARADO et al. [7] (figure 2.4). La prédiction des performances en couplant avec un modèle cinétique s'en trouve modifiée comme le montre le travail de LE MOULLEC et al. [84] (figure 2.5). Il est donc possible de prédire les concentrations en polluants avec un modèle simplifié amélioré, dont la structure dérive du modèle CFD, et donnant des résultats plus pertinents qu'un modèle systémique, tout en utilisant des ressources de calcul limitées.

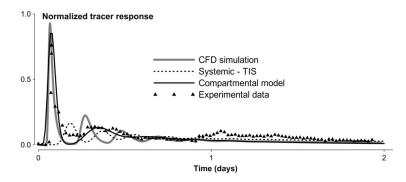


FIGURE 2.4 – DTS expérimentales et simulées avec les différentes approches dans une lagune - Source : ALVARADO et al. [7]

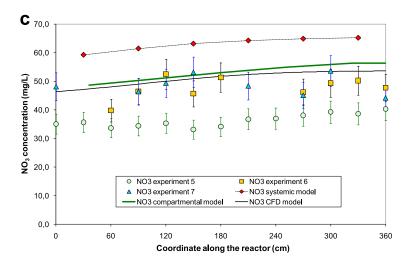


FIGURE 2.5 – Profils expérimentaux et simulés de concentration en nitrates avec les différentes approches au sein d'un bioréacteur pilote - Source : LE MOULLEC et al. [84]

Cependant, la méthodologie employée à l'heure actuelle est fondée sur les résultats d'une simulation CFD en régime permanent et l'effet de la dynamique des conditions d'entrée n'est toujours pas prise en compte comme cela est le cas, par exemple, dans les travaux de POTIER et al. [120] (voir l'introduction).

Il serait en effet utile de pouvoir par exemple faire varier le volume des compartiments et les débits d'échange entre eux en fonction du débit entrant ou d'autres paramètres pertinents afin d'obtenir un modèle compartimental adaptatif, s'adaptant à un large spectre de conditions opératoires. C'est ce qui est proposé dans la communication de REHMAN et al. [124].

Ce travail montre également la possibilité de dériver un modèle compartimental depuis le modèle couplant CFD et biocinétiques [124]. Cette approche doit cependant rester du domaine de la recherche vu son besoin important en ressources de calcul. Sa pertinence devrait également être évaluée en comparaison d'une approche où les compartiments dérivent des propriétés de l'écoulement : en effet, c'est l'écoulement qui est responsable du transport des différentes espèces particulaires et solubles au sein du réacteur. Si la structure du modèle compartimental dérive déjà d'un modèle couplant CFD et biocinétique, comment s'assurer que que cette structure demeure identique si l'on devait modifier le modèle cinétique utilisé? A mon sens, le modèle compartimental doit dériver uniquement des paramètres hydrodynamiques.

Il convient aussi de rappeler que l'approche compartimentale n'est pas la seule approche pouvant dériver de la CFD. Il serait tout à fait possible d'améliorer des modèles systémiques plus complexes que le modèle des réacteurs en cascade ou de réacteur piston avec dispersion. On pourrait ainsi utiliser les résultats de CFD pour réaliser des modèles systémiques comprenant différents types de réacteurs élémentaires avec possibilités de recirculations, flux en parallèle, etc. via un outil tel que le logiciel DTS-Pro® (Progepi, Nancy, France). Cette approche assez ancienne est basée sur l'analyse des DTS et l'expertise du modélisateur (par exemple ROCHE et al. [128]) ou encore les travaux présentés au chapitre 5, et pourrait grandement bénéficier des apports de la CFD.

#### 2.4 Conclusion

La CFD, au delà de son usage traditionnel en tant qu'outil de conception et de diagnostic, peut donc constituer une aide précieuse pour la développement de modèles simplifiés "nouvelle génération", implémentables dans des plate-formes de simulation de STEU. Ces modèles permettront dès lors de s'affranchir des limites de l'approche systémique traditionnellement utilisée dans la modélisation des STEU, en particulier le modèle des réacteurs en cascade. Ainsi, l'effort de calage des modèles cinétiques pourrait s'en trouver réduit, et le calage s'avérer plus robuste en cas de changement de conditions opératoires (variations de débit, d'agitation...).

Ces nouveaux modèles sont rendus indispensables, notamment à cause de la complexité croissante des modèles biocinétiques. Les efforts menés pour inclure de nouveaux processus pour décrire les émissions de gaz à effet de serre ( $\rm N_2O$ ), le devenir des micropolluants ou encore les processus physicochimiques (précipitation, pH, etc.) nécessitent une description hydrodynamique adaptée pour pouvoir caler correctement ces modèles. Il s'agit de ne pas utiliser les degrés de liberté de ces modèles cinétiques en ajustant certains paramètres pour pallier une mauvaise description de l'hydrodynamique.

Enfin, le point crucial de toutes ces approches est la bonne formulation et la validation du modèle CFD. A cette fin, le chapitre suivant présente un protocole de bonnes pratiques de modélisation traitant notamment des hypothèses fondamentales des différents modèles ainsi que des problématiques

2.4. Conclusion 35

de calage et de validation.

# **Chapitre 3**

# Bonnes pratiques en mécanique des fluides numérique

_	-	-	ım	•	1 14	-

Jonimune			
3.1	Prése	ntation du protocole pour la modélisation CFD	39
3.2	Нуро	thèses de base du modèle	39
	3.2.1	Dimensions du modèle	41
	3.2.2	Régime permanent ou transitoire	41
	3.2.3	Description des différentes phases ou espèces	42
	3.2.4	Modèles additionnels	44
3.3	Dével	oppement du modèle	44
	3.3.1	Définition de la géométrie	44
	3.3.2	Maillage	46
	3.3.3	Configuration du solveur	47
	3.3.4	Modélisation des différentes phases	47
	3.3.5	Modèles de turbulence	48
	3.3.6	Conditions aux limites	48
	3.3.7	Convergence	50
3.4	Calag	e et validation	50
3.5	Concl	usion	51

La CFD est depuis de nombreuses années appliquée avec succès dans des secteurs comme l'industrie automobile, le génie chimique, la mécanique, l'aéronautique, etc. Dans le domaine du traitement des eaux usées, elle a vu son intérêt croître de manière significative ces dernières années, tant du point de vue de la recherche académique que du monde professionnel (concepteurs, exploitants). La disponibilité accrue des logiciels, les progrès de l'informatique ainsi que la nécessité croissante d'optimiser les procédés de traitement y sont pour beaucoup. Au delà de la description des écoulements qui constitue le cœur d'un modèle CFD, le traitement des eaux requiert une description plus ou moins poussée des phénomènes physiques (décantation, comportement rhéologique, transfert de matière), chimiques et biologiques (cinétiques réactionnelles) avec un couplage souvent nécessaire entre ces différents "sous-modèles" (par exemple, les variations de densité résultantes des variations de concentration en boues). Par conséquent, l'utilisation de la CFD dans ce domaine requiert une expérience significative afin d'aboutir à des résultats de qualité.

La limite, constatée notamment par NOPENS et al. [107], est qu'il existe actuellement assez peu d'experts en CFD dans le domaine du traitement des

effluents, notamment dans le monde académique. De plus, alors qu'il existe de nombreux ouvrages de référence sur les fondamentaux de la CFD (par exemple ANDERSSON [9]), aucun document détaillant les applications pratiques en traitement des eaux n'existe à ce jour. Il en découle un risque relativement important de mauvaise utilisation par des personnes inexpérimentées, conduisant à des résultats peu fiables, voire erronés. Les erreurs de conception qui pourraient en résulter sont à même de jeter le discrédit sur la CFD dans la communauté du traitement des eaux.

La figure 3.1 présente les principales opérations unitaires dont le fonctionnement peut être décrit à l'aide d'un modèle CFD. De nombreuses références existent déjà dans la littérature : pompes [87], décantation primaire avec ou sans ajout de coagulant [90, 102], réacteur biologique à boues activées [82, 62], clarificateurs secondaires [31], membranes [19], désinfection par UV [53] et chloration [66], déversoirs [67], et digesteurs [21].

Malgré ce nombre d'études de plus en plus important, l'utilisation de la CFD n'atteint pas encore un niveau comparable à d'autres domaines de l'ingénierie, où elle est devenue un outil standard pour la conception et l'évaluation des équipements.

Le manque de validation expérimentale des modèles CFD à l'échelle industrielle réduit souvent son usage à la comparaison des performances relatives entre différentes options de conception, d'un point de vue essentiellement hydraulique.

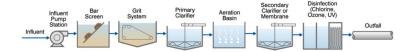


FIGURE 3.1 – Différentes opérations unitaires communément modélisées en CFD

Dans ce contexte, le groupe de travail "CFD & Wastewater" a été créé au sein de l'IWA en 2012. J'en assure la présidence depuis fin 2014. Il a pour objectifs la dissémination de connaissances et la promotion de l'usage de la CFD dans le monde du traitement des eaux. Cela passe notamment par l'organisation d'ateliers en marge de conférences internationales (WWTmod, Watermatex, WEFTEC), la rédaction d'articles scientifiques ainsi que la rédaction en cours d'un rapport scientifique et technique. Ce chapitre est donc consacré à la présentation du protocole de "Bonnes pratiques de modélisation" pour l'utilisation de la CFD publié par le groupe en 2015 1, dans la lignée de celui concernant les modèles biocinétiques [58].

Ce chapitre est donc consacrée à la présentation de ce protocole dans le cadre du traitement des eaux usées. Il n'est pas inutile de rappeler que ces recommandations dérivent de celles de l'utilisation de la CFD en général.

<sup>1.</sup> E. WICKLEIN et al. « Good modelling practice in applying computational fluid dynamics for WWTP modelling ». en. In: *Water Science and Technology* 73.5 (2015), p. 969–982. DOI: 10.2166/wst.2015.565.

# 3.1 Présentation du protocole pour la modélisation CFD en traitement des eaux usées

Le protocole proposé est présenté sur la figure 3.2. Il comprend différentes étapes depuis la définition des objectifs jusqu'au rendu des résultats. L'achèvement de certaines étapes est conditionné à un processus itératif.

Les objectifs d'un travail de modélisation CFD sont usuellement les suivants :

- conception d'un ouvrage : comparaison de différentes options pour la géométrie, le positionnement d'agitateurs, de déflecteurs, etc.;
- diagnostic d'ouvrages posant problème : analyse des flux hydrodynamiques et de matière solide dans une configuration donnée, détection de zones mortes et de chemins préférentiels, par exemple au sein d'un clarificateur secondaire;
- optimisation d'ouvrages existants : évaluation de modifications de la géométrie de l'ouvrage.

A ces objectifs, il faut rajouter le développement de modèles simplifiés "nouvelle génération" tel que présenté dans la démarche proposée au chapitre 2.

Le niveau de détail du modèle ainsi que les approximations choisies sont en général le résultat d'un compromis entre les besoins de représentation physique et les ressources de calcul ou de modélisation disponibles.

Une question importante à se poser est si un modèle CFD est réellement nécessaire! En effet, si l'atteinte de l'objectif est possible en utilisant un modèle plus simple, cette option doit être retenue, vu notamment les ressources importantes à mobiliser pour la CFD.

Chacune des étapes présentée sur la figure 3.2 requiert une attention particulière et fait l'objet des paragraphes suivants.

## 3.2 Hypothèses de base du modèle

En amont de tout projet de CFD, un certain nombre de choix importants sont à réaliser et vont impacter l'ensemble du processus de modélisation. Il s'agit de choisir :

- les dimensions du problème (2D ou 3D);
- le caractère permanent ou transitoire de la simulation;
- le nombre de phases et d'espèces à considérer;
- les propriétés des différentes phases et leurs interactions le cas échéant;
- la prise en compte ou non des phénomènes thermiques;
- l'ajout éventuel d'équations de transport ou de transfert de masse en plus des équations de base résolues par le logiciel choisi.

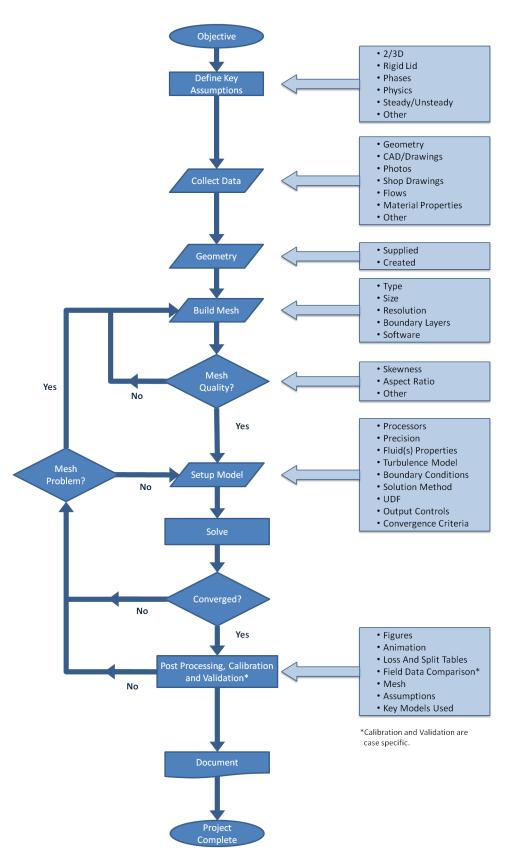


FIGURE 3.2 – Protocole pour un projet de modélisation CFD - Source : WICKLEIN et al. [172]

#### 3.2.1 Dimensions du modèle

Un modèle 3D ne nécessitera pas beaucoup plus de temps qu'un modèle 2D pour sa paramétrisation . En revanche, l'impact sur le temps de calcul peut être très important. Il convient donc de vérifier si les hypothèses et simplifications à réaliser pour passer d'un modèle 3D à 2D sont compatibles avec les objectifs généraux du travail.

Il est par exemple souvent possible de travailler en 2D si l'ouvrage considéré présente une symétrie axiale (réacteurs circulaires) ou encore si une section est représentative de l'ensemble de la géométrie dans le cas d'ouvrages rectangulaires.

#### 3.2.2 Régime permanent ou transitoire

Le choix du régime permanent ou transitoire est une des étapes clés d'un travail en CFD. Une simulation en régime permanent utilise un processus itératif pour aboutir à la convergence vers une solution statique.

Pour certaines applications, une solution en régime permanent est appropriée, notamment si les conditions aux limites demeurent constantes. Si les conditions aux limites varient dans le temps et / ou si l'écoulement résultant de ces conditions présente un caractère dynamique, un solveur en mode transitoire sera évidemment plus approprié. Dans le cadre d'une simulation en régime permanent, des oscillations persistantes des résidus (voir paragraphe 3.3.7) peuvent indiquer la présence d'un phénomène dynamique et il peut alors être nécessaire de revenir à une simulation en régime transitoire.

Bien que les modèles transitoires nécessitent des temps de calcul plus importants et une réflexion plus poussée sur les conditions initiales du modèle à définir, ils peuvent dans certains cas s'avérer l'unique possibilité pour aboutir à l'objectif.

Le choix initial le plus raisonnable est alors souvent de démarrer par une simulation en régime permanent, à moins que l'aspect dynamique ne fasse partie intégrante du problème, par exemple si les variables d'entrée évoluent avec le temps ou si les propriétés du fluide évoluent (température, composition). La simulation en régime permanent peut également servir à définir les conditions initiales du régime transitoire.

Dans certains cas, en fonctions des temps caractéristiques des cinétiques et des écoulements, le régime transitoire peut être considéré comme une succession d'états permanents aux conditions initiales variables.

Une simulation dynamique peut aussi être utilisée pour converger vers la solution équivalente en régime permanent. Les simulations en régime transitoire sont également très utiles dans le cas des problèmes multiphasiques et le couplage avec les modèles biocinétiques, lorsque les interactions entre phases / espèces deviennent complexes.

#### 3.2.3 Description des différentes phases ou espèces

Dans la majorité des cas, les écoulements étudiés dans les installations de traitement des effluents correspondent à celui de l'eau à l'état liquide. Cette dernière est susceptible de transporter des espèces dissoutes ou d'autres fluides, ainsi que des composés gazeux ou solides.

La modélisation des différentes espèces dissoutes peut s'avérer très simple lorsqu'il s'agit de composés passifs, non réactifs (par exemple, simulation d'un traçage) mais la complexité augmente dans le cas de réactions chimiques et/ou biologiques induisant un changement de phase.

La simulation d'un écoulement multiphasique est en général un processus complexe, notamment en raison des interactions entre phases qu'il convient de définir. Ces simulations peuvent être réalisées en utilisant soit une approche lagrangienne, soit une approche eulérienne. L'approche lagrangienne traite de manière individuelle les espèces / phases comme des éléments discrets présents dans le fluide. L'approche eulérienne, elle, les considère comme des phases continues [30]. Les propriétés connues de ces différentes phases et espèces dans le système étudié orientent le choix de l'approche à utiliser.

#### 3.2.3.1 Propriétés des phases

Les propriétés des phases sont choisies de manière indépendante en fonction de leur propriétés. Dans certains cas, ces propriétés seront définies comme fonction d'autres paramètres. Par exemple, la densité et la viscosité du fluide sont dépendantes de la température et de la concentration en solides.

Les effets thermiques peuvent être inclus via la résolution de l'équation de la chaleur.

L'impact de la présence de solides sur la densité est relativement simple à décrire pour un fluide newtonien via une équation supplémentaire pour coupler la densité des deux phases. En effet, le fait de supposer une densité fixe (par exemple celle de l'eau) est susceptible de surestimer les vitesses et le degré de mélange du système [132].

L'impact de la concentration en solides sur la viscosité et le comportement rhéologique a largement été étudié [123, 31, 98, 37, 175, 136, 137] et toute analyse de la sédimentation et du mélange devrait prendre en compte ces effets. Il n'existe cependant toujours pas de consensus sur les modèles rhéologiques à utiliser, notamment pour les plus fortes concentrations de la phase solide (boues par exemple).

#### 3.2.3.2 Modèle multiphasique

Modèle lagrangien Cette approche est le plus souvent utilisée pour la modélisation des dessableurs [57], des séparateurs hydrodynamiques en réseau d'assainissement [133] et de manière plus générale pour décrire les

phases qui n'ont que peu d'impact sur l'écoulement. Ces modèles sont également utilisés pour décrire l'exposition des microorganismes aux rayons ultraviolets pour la désinfection [53]. Cependant, cette approche peut devenir très lourde quand il s'agit de modéliser un nombre significatif de particules [30] où si leur effet sur l'écoulement commence à devenir important.

**Modèle eulérien** Ce type de modèle est choisi lorsque la concentration de la phase secondaire (dispersée) augmente et / ou lorsque les interactions entre les phases deviennent significatives. Plusieurs approches correspondantes à un modèle eulérien sont couramment utilisées : modèle de transport d'un scalaire, mélange des phases ("mixture model") et Euler-Euler.

*Utilisation d'un modèle de transport* Les équations régissant l'écoulement de la phase primaire (eau) sont résolues en mode monophasique. Les autres espèces / phases sont décrites comme des scalaires. Leurs concentrations locales sont alors prédites par la résolution d'une équation de transport tenant compte de l'advection et de la dispersion. [81]. Cette approche est efficace d'un point de vue numérique car le nombre d'équations supplémentaires à résoudre est relativement limité. Dans la mesure où les écoulements rencontrés en traitement des eaux sont souvent de nature turbulente, la dispersion est surtout liée à la turbulence, et non seulement à la simple diffusion moléculaire. Des réactions entre espèces peuvent également être intégrées au modèle via l'ajout de termes puit / source à l'équation de transport. Les espèces transportées peuvent aussi subir un changement de phase lorsque, par exemple, des flocs ou des bulles de gaz sont formés. L'interaction avec les équations de conservation de la masse et de bilan de la quantité de mouvement de la phase primaire peut alors être complexe à décrire. Il s'agit notamment de rendre la densité et la viscosité dépendantes de la concentration du scalaire (voir paragraphe 3.2.3.1).

Utilisation d'un modèle de mélange Les différentes phases sont ici considérées comme un seul continuum résultant du mélange des phases en question. La probabilité d'existence de chaque phase est représentée par la fraction volumique à chaque point de l'espace. Dans cette approche, un seul jeu d'équations de continuité et de bilan de la quantité de mouvement est résolu pour décrire l'écoulement du mélange dans son ensemble. Le mouvement relatif des phases est pris en compte par l'introduction d'une vitesse de glissement ("drift velocity"). Pour ce dernier point, l'inconvénient est alors de devoir introduire les tailles caractéristiques des phases en question ou une relation empirique décrivant l'évolution de cette vitesse en fonction d'autres variables (comme la concentration en solides dans le cas de la sédimentation). Cela ajoute un degré de complexité au modèle et nécessite un effort de calibration supplémentaire. C'est notamment le cas pour les clarificateurs secondaires ([20], voir chapitre 4).

*Approche Euler-Euler* Les équations de continuité et de bilan de la quantité de mouvement sont résolues pour chaque phase. Il s'agit de décrire des fluides interpénétrants. Cette approche est généralement recommandée

dans le cas des écoulements en présence de bulles de gaz [38, 8] dans la mesure ou elle permet d'incorporer les propriétés typiques des bulles comme la tension de surface, les phénomènes d'agglomération et de rupture. Cependant, le temps de calcul devient très important en raison du nombre important d'équations supplémentaires à résoudre.

#### 3.2.4 Modèles additionnels

Finalement, en fonction des objectifs du travail et des phénomènes observés au sein du procédé, il peut être nécessaire d'ajouter des relations supplémentaires au sein du modèle :

- termes de conversion pour des scalaires en cas de réactions impactant l'écoulement ou d'intérêt pour les performances du procédé, par exemple, les cinétiques biologiques en boues activées [52];
- vitesses de sédimentation dans les ouvrages concernés (voir chapitre
   4).

### 3.3 Développement du modèle

Le développement du modèle à proprement parler débute par la définition de la géométrie de l'ouvrage étudié. S'ensuit la discrétisation spatiale du domaine fluide (maillage), la définition des modèles utilisés pour décrire les différentes phases, la turbulence, etc., la configuration des conditions aux limites du système, et enfin le choix des paramètres numériques du solveur (discrétisation, algorithme de couplage pression-vitesse).

#### 3.3.1 Définition de la géométrie

Une représentation correcte de la géométrie du système est nécessaire dans la mesure où son effet sur l'écoulement est évidemment prépondérant. De plus, l'objectif du travail est souvent l'étude de l'impact de différentes configurations géométriques sur le comportement hydraulique. Il s'agit donc d'inclure les détails physiques ayant une influence sur l'écoulement et les processus simulés. Il est cependant nécessaire de rechercher le compromis entre le niveau de détail de la géométrie et les ressources de calcul disponibles. Ainsi, les éléments géométriques dont la taille caractéristique est du même ordre de grandeur ou inférieure à la taille de maille choisie sont souvent négligés.

Il est possible d'importer des fichiers de Dessin Assisté par Ordinateur (DAO) 2D ou 3D dans la plupart des outils de CFD. Si ces fichiers ne sont pas disponibles, il est nécessaire de collecter ces données depuis les plans papiers de conception et / ou de recollement, des photos ainsi que des mesures de terrain. Ces dernières sont souvent indispensables pour valider et corriger le cas échéant les plans à disposition.

Le domaine de calcul se doit d'être suffisamment grand pour faire en sorte que les conditions de l'écoulement aux limites du système (voir paragraphe

3.3.6) ne génèrent pas d'artefacts dans la région d'intérêt. Ainsi, il est nécessaire d'inclure la géométrie amont de manière à obtenir un écoulement pleinement développé dans la région d'intérêt. Usuellement, la longueur considérée doit être au moins égale à 5 à 10 fois celle de la dimension caractéristique de la zone située à l'amont de cette région. Mais cela peut être beaucoup plus en présence de singularités de formes (coudes, transitions, obstructions...). La figure 3.3 montre un exemple d'un système de désinfection par rayons ultraviolets. La région d'intérêt est située entre deux coudes, là où se trouve le réacteur proprement dit. Des simulations ont permis de comparer le placement de la limite amont à une distance de 2,5 ou 10 fois le diamètre de la conduite d'alimentation du réacteur. Les profils de vitesse sur un plan vertical au niveau des lampes sont légèrement différents. La perte de charge est la même mais les différences de champ de vitesse auront un impact direct sur la dose de rayonnement ultraviolet reçue depuis les lampes.

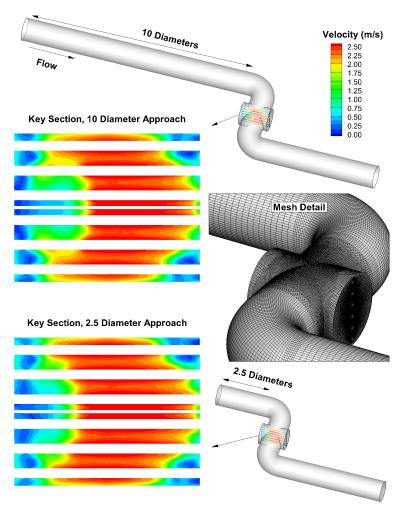


FIGURE 3.3 – Une géométrie amont suffisante doit être incluse pour obtenir un écoulement pleinement développé dans la région d'intérêt - Source : WICKLEIN et al. [172]

#### 3.3.2 Maillage

La maillage correspond à la discrétisation spatiale du domaine fluide précédemment défini. Il existe un nombre important d'algorithmes et de types de mailles. La maillage se doit d'être suffisamment fin dans la région d'intérêt mais suffisamment relâché si la géométrie le permet afin de limiter le temps de calcul. Sa qualité doit être suffisante pour assurer la convergence du modèle.

Un raffinement local du maillage est recommandé dans les zones d'intérêt spécifique ainsi que dans celles où de forts gradients sont susceptibles de se produire, par exemple au niveau des entrées et sorties, de la surface libre, à proximité d'agitateurs, etc. Ceci permet de réduire la propagation d'erreurs et favoriser la convergence. Il est nécessaire d'obtenir une transition régulière entre zones finement et grossièrement maillées. Pour la plupart des applications en traitement des eaux, l'écoulement dans l'ensemble de l'ouvrage est étudié et les phénomènes d'écoulement proche-paroi sont souvent d'intérêt limité. Le maillage doit par conséquent y être suffisamment raffiné pour l'utilisation de lois de paroi semi-empiriques simulant la transition en l'absence de glissement (vitesse nulle) à la paroi et l'écoulement principal.

Le maillage est généralement généré via des logiciels permettant la définition de la géométrie, de la taille et de la densité du maillage. Ils comprennent aussi des outils pour analyser la qualité du maillage. Les maillages non structurés sont le plus souvent utilisés car plus flexibles dans la définition du domaine de calcul et les propriétés du maillage. Le type de maille peut aller de triangles en 2D jusqu'à des polyèdres 3D à 20 faces. Une maille idéale voit le flux entrer et sortir perpendiculairement à ses faces. Elle comprend des arêtes de longueur similaire et / ou des angles équilatéraux.

Une géométrie de forme courbe ou comprenant des transitions entre différentes formes complexes génère une déformation des mailles, réduisant ainsi la qualité du maillage et pouvant provoquer des erreurs liées à la diffusion numérique. Il est donc nécessaire d'évaluer la qualité du maillage produit au regard de différents critères avant de poursuivre le travail.

Les deux indicateurs clés de la qualité d'un maillage sont la dissymétrie ("skewness") et le facteur de forme ("length ratio") (figure 3.4). La dissymétrie est une mesure de l'écart entre la forme des faces et un triangle équilatéral, elle doit en général être inférieure à 0,9 notamment dans la zone d'intérêt. Le facteur de forme correspond au ratio entre les longueurs des côtés et doit être en général minimisé de manière à avoir des côtés de longueur équivalente. Si le facteur de forme est trop élevé, la qualité de la solution diminuera, surtout si l'écoulement ne transite pas de manière parallèle au côté le plus long. Dans certains cas, un facteur de forme plus élevé est toléré, notamment dans le cas de la couche limite, l'écoulement proche-paroi étant en général parallèle aux côtés les plus longs (voir paragraphe 3.3.6).

Bien que les ordinateurs modernes aient une capacité de calcul toujours plus élevée, un compromis est toujours nécessaire entre la finesse du maillage et un temps de calcul raisonnable. Une analyse de sensibilité au maillage est recommandée pour vérifier si la solution finale n'est pas dépendante du nombre de mailles utilisées pour la simulation, c'est à dire si la solution

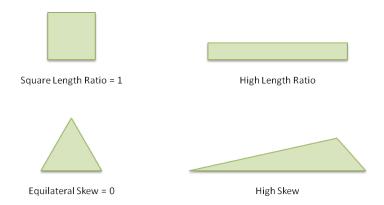


FIGURE 3.4 – Illustration de la qualité d'un maillage - Source : WICKLEIN et al. [172]

n'est pas modifiée en diminuant la taille de mailles (et donc en augmentant le nombre de mailles).

Un maillage grossier sera caractérisé par une stabilité amoindrie lors de la résolution (ainsi qu'un degré de diffusion numérique plus élevé). Un maillage fin sera plus stable numériquement mais nécessitera des ressources de calcul plus importantes, en raison du nombre plus élevé de mailles, de degrés de liberté ainsi que de la nécessité d'un pas de temps plus court pour maintenir la stabilité du calcul en régime transitoire.

Cependant, les utilisateurs n'ont pas toujours les ressources (temps, argent) suffisantes pour se permettre de réaliser systématiquement cette analyse de sensibilité au maillage. Dans le cas où ils auraient déjà travaillé sur des ouvrages similaires auparavant, leur expertise peut selon les cas leur permettre de directement développer un maillage adapté. Par conséquent, il est toujours nécessaire lors de la présentation des résultats d'une étude CFD de préciser le type de maillage, le nombre de mailles, les raffinements réalisés, etc. Une illustration détaillée du maillage devrait toujours être fournie. Il s'agit d'un élément nécessaire pour juger la qualité du travail effectué dans la mesure où la qualité du maillage est fondamentale pour l'obtention d'une solution correcte et la bonne interprétation des résultats.

#### 3.3.3 Configuration du solveur

En général, un solveur double-précision avec une discrétisation de secondordre est recommandé pour les applications en traitement des eaux usées. Beaucoup des espèces modélisées sont présentes à de faibles concentrations, nécessitant une grande précision de la solution. Plus de détails sur les algorithmes de couplage pression / vitesse et la discrétisation des équations peuvent être trouvés dans les publications de PATANKAR [113], VERSTEEG et MALALASEKERA [167] et LOMAX et al. [93].

#### 3.3.4 Modélisation des différentes phases

Cet aspect a déjà été évoqué au paragraphe 3.2.3.2. Il est aussi important de définir si des apports éventuels d'énergie (mélange notamment) sont à

inclure dans le modèle.

#### 3.3.5 Modèles de turbulence

Quasiment l'ensemble des études CFD liées au traitements des eaux requièrent une approche correcte pour représenter la turbulence. De nombreux modèles sont disponibles et fréquemment utilisés. Le choix d'un modèle approprié au problème posé est important. De nombreuses références discutent les détails des différents modèles [71, 10, 129, 39, 167, 173].

En pratique, les modèles à deux équations comme k- $\epsilon$  et k- $\omega$  sont les plus couramment choisis pour les applications en eau usée, bien que certains modèles plus simples et moins gourmands en ressources informatiques soient parfois utilisés. Le tableau 3.5 résume les différents modèles disponibles avec leurs avantages et inconvénients.

#### 3.3.6 Conditions aux limites

L'écoulement tel que calculé par les modèles CFD est fonction des conditions d'écoulement aux limites du domaine. Les différents limites couramment rencontrées incluent :

- entrées : définition d'une vitesse ou d'un débit dans les 3 directions entrant dans le domaine, ainsi que des paramètres caractéristiques de la turbulence;
- sorties : le fluide ne peut que sortir du domaine, la pression et la turbulence peuvent ne pas être fixées;
- pression : la pression est fixée et le fluide peut entrer ou sortir du domaine;
- symétrie : aucun flux dans la direction orthogonale à cette limite n'est autorisé (condition souvent utilisée pour décrire une position fixe de la surface libre);
- parois : elles sont considérées comme des solides et l'écoulement ne peut transiter au travers. La vitesse à la paroi peut soit être nulle ("noslip") en supposant une certaine rugosité, soit ne pas être contrainte en supposant ainsi l'absence de rugosité et le glissement du fluide sur celle-ci ("slip").

Pour les conditions de paroi, lorsque la condition "no-slip" est appliquée, il existe une sous-couche laminaire à une distance très faible de la paroi. Elle est suivie d'une couche intermédiaire et enfin de la zone inertielle dominée par la turbulence. Dans la couche laminaire, l'écoulement est influencé par les forces visqueuses et ne dépend pas des conditions générales de l'écoulement turbulent. La vitesse dans cette couche dépend uniquement de la distance à la paroi, de la densité et de la viscosité du fluide ainsi que du cisaillement. Elle est en général trop fine pour être discrétisée et incluse comme telle dans les maillages réalisés en traitement des eaux. Cependant, la zone intermédiaire, influencée à la fois par la couche limite laminaire et la turbulence, est de taille plus significative et requiert plus d'attention pour prédire de manière correcte le champ de vitesse et la turbulence.

Model	Advantages	Disadvantages
Two-Equation (standard k-e, Renormalized Group (RNG) k-e, Chen Kim k-e and Realizable k-e)	Simplest turbulence models that only require initial/boundary conditions  Most widely tested models that have performed reasonably well for many types of flow conditions	Have been found to poorly perform for the following cases:  • some unconfined flows • flows with curved boundary layers or swirling flows • rotating flows • fully developed flows in non-circular ducts
Second moment (Reynolds Stress Transport Model(RSTM)/Algebraic Stress Transport Model (ASTM)	Most general of traditional turbulence models that only require initial/boundary conditions  More accurate representation of Reynolds stresses that better characterize the turbulent flow properties in  • wall jets • flows with curved boundary layers or swirling flows • rotating flows • fully developed flows in non-circular ducts	Higher computing cost  Has not been widely tested compared to the two equation models  Still has flow conditions that it has been found to behave poorly:  • axis-symmetric jets • unconfined recirculating flows
Detached Eddy Simulation (DES)	A hybrid model that blends a two equation model near the walls with the LES model in the free stream  More accurate for unsteady flow phenomena that the simpler turbulence models	Has not been as widely tested as the two equation models Higher computing cost
Large Eddy Simulation (LES)	Appropriate for complex free shear flows  Used for turbulent boundary layers with high grid resolution at low Re	Has not been widely tested compared to the two equation models Significantly higher computing cost

FIGURE 3.5 – Modèles de turbulence, avantages et inconvénients - Source : WICKLEIN et al. [172]

La couche intermédiaire est alors décrite en utilisant des lois de paroi semiempiriques qui calculent des conditions aux limites proches de la paroi pour les équations de l'écoulement et le transport de la turbulence. Le but de ces fonctions est de relier le cisaillement aux autres variables au niveau du nœud le plus proche de la paroi. Ce nœud doit être situé à l'extérieur de cette sous-couche et donc dans la zone pleinement turbulente. La taille de maille à ce niveau est donc importante à contrôler.

La description de réactions (bio)chimiques, de transfert de chaleur et les

écoulements multiphasiques nécessitent leurs propres paramètres au niveau des conditions aux limites. Ces paramètres sont en général spécifiés au niveau des entrées et des parois. Ils peuvent inclure les températures de la paroi et du fluide, les concentrations des différentes espèces où les fractions des différentes phases.

#### 3.3.7 Convergence

La résolution des équations est généralement réalisée de manière itérative. La solution numérique ne peut converger que si le schéma numérique choisi est consistant et la solution numérique stable. La différence entre la solution exacte et la solution calculée constitue l'erreur de convergence [173]. Malheureusement, la résolution du modèle n'aboutira généralement pas à la solution exacte. Des indicateurs sont par conséquent nécessaires pour évaluer si le modèle est suffisamment convergé.

La somme des différences entre la solution à une itération donnée et celle à l'itération précédente pour une maille de calcul et ses cellules adjacentes, appelée "résidu", constitue le premier de ces indicateurs. Cette différence doit décroître avec le temps tout en respectant la continuité des écoulements. La solution se doit aussi d'être stable en des points précis [173].

### 3.4 Calage et validation

Le modèle CFD proprement dit, s'il est correctement configuré, ne devrait pas nécessiter d'effort de calage pour résoudre les équations fondamentales de la dynamique des fluides de manière correcte, ceci pour une seule phase avec les conditions aux limites et le maillage appropriés. En effet, ces équations sont mécanistes et font appel à des paramètres connus, elles ne sont donc pas contestables.

Cependant, la plupart des applications en traitement des eaux usées introduisent des incertitudes dans ces modèles, ce qui rend nécessaire le calage et la validation. En effet, la description des concentrations (transport solide notamment) fait appel à des relations empiriques et à des paramètres nécessitant des données expérimentales pour être calés. Par exemple, les vitesses de sédimentation peuvent être mesurées sur site. Des profils de concentration en matières en suspension (MES) peuvent être mesurés dans des conditions données et comparés aux résultats de simulation. Cependant, dans ce contexte, la comparaison entre modèle et données de terrain a en général pour objectif la validation du modèle. L'estimation de paramètres et le calage sont plutôt réalisés via des dispositifs expérimentaux dédiés (par exemple, colonne de sédimentation, voir chapitre 5).

La collecte de données pour la validation constitue un processus souvent long et coûteux car elle requiert souvent des techniques de mesures poussées. On peut citer la mesure de champs de vitesse utilisant la Vélocimétrie Doppler acoustique (Acoustic Doppler Velocimetry en anglais) (ADV) ou la Vélocimétrie Doppler laser (Laser Doppler Velocimetry en anglais) (LDV). Ces techniques nécessitent cependant des compétences spécifiques 3.5. Conclusion 51

pour être mises en œuvre [165] et présentent certaines limites : la LDV ne peut s'appliquer que pour des réacteurs relativement petits, transparents, tout comme le fluide s'y écoulant.

D'autre méthodes communément employées sont la mesure des profils de concentration de différentes espèces dans le réacteur (MES, oxygène dissous) [46, 89]. Il est important de ne pas sur-interpréter l'observation visuelle des graphes 2D ou 3D issus des simulations et des expérimentations, cette approche étant trop subjective. Une approche quantitative permettant une évaluation objective via le calcul d'un critère d'erreur est recommandée.

Enfin, la validation à travers des expériences de traçages constitue une méthode relativement peu coûteuse et bien documentée. Des traceurs non-réactifs comme le chlorure de lithium ou les traceurs fluorescents sont souvent utilisés. Il existe alors deux méthodes principalement utilisées pour simuler la DTS avec la CFD :

- le suivi de particules lagrangien [144, 153];
- la résolution de l'équation de transport d'un scalaire passif représentant la concentration du traceur [150, 176] (voir chapitre 5).

La seconde méthode est sujette à la diffusion numérique, non-physique, qu'il est nécessaire de prendre en compte lors de son utilisation. Cependant, si le but final du travail est d'inclure un modèle biocinétique, cette approche sera la meilleure car la description des réactifs et produits des différentes réactions utilisera également une équation de transport sujette à ce même phénomène. En effet, il est alors important d'obtenir les mêmes conditions entre la simulation du traceur et celle des scalaires sujets à réactions dans le modèle cinétique choisi [85].

Un autre point à vérifier lors de l'utilisation d'une expérience de traçage à des fins de validation est qu'une DTS similaire peut résulter de configurations géométriques différentes. En effet, la DTS correspond à une interprétation statistique des résultats du traçage. Si possible, il est conseillé de réaliser ces tests en parallèle de la mise en œuvre d'autres techniques de mesure. Enfin, il est important de garder à l'esprit que le comportement hydrodynamique (et donc la DTS) ne dépend pas que de la géométrie et de la taille du réacteur mais aussi de l'apport d'énergie cinétique au procédé, notamment via le débit entrant [120]. Le comportement hydrodynamique des ouvrages en traitement des eaux usées est donc extrêmement variable à différentes échelles temporelles (jour, semaine, mois, années) du fait des variations de débits aux mêmes échelles.

#### 3.5 Conclusion

Le protocole développé dans ce chapitre illustre les différentes étapes requises pour réaliser un travail de modélisation CFD de qualité et fiable. Il s'agit d'un prérequis indispensable pour pouvoir envisager l'usage de cet outil pour développer des connaissances, améliorer les modèles simplifiés existants, voire en conceptualiser de nouveaux (voir chapitre 2).

La plupart des étapes présentées (géométrie, maillage, configuration du solveur, etc.) ne sont pas forcément spécifiques du domaine des eaux usées. En revanche, pour ces application, le calage et la validation des relations empiriques souvent incluses dans le modèle constituent des éléments essentiels du processus. Le paragraphe précédent décrit certaines des techniques souvent utilisées à cette fin, techniques souvent coûteuses et parfois problématiques quant à leur mise en œuvre et à l'interprétation des données.

Les chapitres 4 et 5 illustrent deux projets de recherche que je mène, où la CFD joue ou jouera prochainement un rôle très important. Ces projets ont conduit à des développements expérimentaux spécifiques, en collaboration avec des collègues du laboratoire pour mieux comprendre les phénomènes étudiés et fournir des jeux de données extrêmement utiles au calage et à la validation.

# **Chapitre 4**

# Modélisation des clarificateurs secondaires

Sommaire			
4.1	Conte	exte et état de l'art	54
	4.1.1	Régimes de décantation	54
	4.1.2	Modèles existants	57
4.2	Objec	etifs du programme de recherche	59
4.3	-	riel et méthodes	60
	4.3.1	Colonne de sédimentation en batch	60
	4.3.2	Mesure de la hauteur du voile de boues	60
	4.3.3	Mesure des profils de vitesse de sédimentation	61
	4.3.4	Mesure des profils de concentration	61
4.4	Résul	tats et discussion	62
	4.4.1	Calage des fonctions constitutives pour la décan-	
		tation de zone et la compression	63
	4.4.2	Fluctuations de vitesse dans la zone de décanta-	
		tion freinée	64
4.5	Propo	sition d'un modèle unifié	65
4.6	Concl	usion et perspectives	66

La compréhension, la maîtrise et l'optimisation des clarificateurs secondaires utilisés en traitement des eaux usées revêtent un caractère de plus en plus crucial pour différentes raisons :

- réglementation de plus en plus stricte sur les niveaux de rejet des STEU;
- contexte de changement climatique occasionnant des surcharges hydrauliques de plus en plus fréquentes en lien avec l'augmentation du nombre d'événements pluvieux extrêmes;
- changement de paradigme du traitement des eaux usées vers la récupération de ressources nécessitant d'optimiser la récupération de la biomasse (procédé A/B, algues...) (voir chapitre 6).

Dès 2011, j'ai co-encadré la thèse de Florent Locatelli (soutenance le 24/09/2015) portant sur la modélisation des clarificateurs secondaires. Cette thèse, menée en collaboration avec de nombreuses personnalités du laboratoire (spécialistes en instrumentation, rhéologie, méthodes numériques, hydraulique, traitement des eaux) a permis le développement d'une méthodologie originale de modélisation allant de l'acquisition de données expérimentales (profils de vitesse et de concentration des particules) à l'aide d'un capteur

ultrasonore développé à cette fin jusqu'à l'analyse de sensibilité et l'identification de paramètres de modèles unidimensionnels. La thèse de Florent a notamment été le support d'une collaboration avec le groupe Biomath de l'Université de Gand (Belgique). Nous avons ainsi mené un nombre important de réunions où nous avons pu échanger des idées, des données, notamment avec Elena Torfs qui effectuait sa thèse sur le même sujet. Depuis janvier 2016, Elena Valle a débuté sa thèse sur le même domaine d'application mais en utilisant la CFD. La collaboration avec Biomath se poursuit et a été étendue au groupe Modeleau de l'Université Laval au Québec où Elena Torfs effectue son post-doctorat. Elena Valle va elle, mettre l'accent sur l'intégration des phénomènes de décantation discrète, de zone et de compression au sein d'un modèle CFD, ainsi que sur la description de la floculation.

#### 4.1 Contexte et état de l'art

Au cours des deux dernières décennies, un consensus a été établi au sein de la communauté scientifique quant à l'étude et à la modélisation du traitement biologique, aboutissant à la création des modèles de la classe ASM [52]. En revanche, les modèles employés pour décrire le comportement des suspensions de boues dans les clarificateurs secondaires n'ont pas encore fait l'objet d'un tel consensus [118]. La plupart du temps, les outils numériques employés en ingénierie des systèmes de traitement des eaux usées sont basés des modèles simples, unidimensionnels, voire à zéro dimension. Ces modèles représentent des outils de travail ergonomiques et rapides permettant une évaluation des besoins d'une STEU opérationnelle, mais les modèles utilisés ces dernières années manquent parfois de fiabilité et s'adaptent mal à des scénarios divers [23]. L'amélioration des modèles de décanteurs secondaires passe par une démarche d'expérimentation au service du calage et de la validation des modèles, qu'ils soient uni- ou multidimensionnels.

#### 4.1.1 Régimes de décantation

Entre autres phénomènes dont il ne sera pas question ici, même s'ils sont également très importants (rhéologie, turbulence), la représentation correctes des différents régimes de sédimentation revêt une importance fondamentale. Décantation discrète, décantation de zone et compression sont des phénomènes physiques distincts qu'il convient de mettre en équation de manière spécifique.

Chaque régime peut ainsi être caractérisé par une ou plusieurs fonctions constitutives décrivant la vitesse de sédimentation. Ces relations peuvent par la suite être intégrées dans différentes structures de modèles (1D, 2D, 3D).

#### 4.1.1.1 Décantation discrète

La décantation discrète correspond à de faibles concentrations en particules. Le comportement de la suspension est alors gouverné par les propriétés individuelles de chaque particule. Il n'y a pas d'interactions entre particules.

La vitesse de chute dans le fluide est alors considérée comme équivalente à celle d'une particule isolée tant que la distance moyenne entre particules est supérieure à 10 fois leur diamètre (concentration en MES inférieure à  $1\,\mathrm{g}\cdot\mathrm{L}^{-1}$  en général). Elle ne dépend alors que des propriétés du fluide et des caractéristiques des particules. Le déplacement d'une particule est décrite par la force appliquée F, proportionnelle à la masse m et à son accélération  $\gamma$ . Celle-ci est égale à la résultante de son poids F1 diminuée de la poussée d'Archimède F2 et de la force de frottement (fonction de la taille, de la forme, de la rugosité de la particule et de la viscosité du liquide) F3:

$$F = m\gamma = F1 - F2 - F3$$

$$Avec:$$

$$F1 = \rho_s V_s g$$

$$F2 = \rho_l V_s g$$

$$F3 = \frac{1}{2} C_F A. \rho_l v_s^2$$

$$(4.1)$$

Soit pour une particule sphérique, la force P due au champ d'accélération :

$$P = \frac{\pi \cdot d^3}{6} (\rho_s - \rho_l) g \tag{4.2}$$

L'expression de F devient alors :

$$F = m\gamma = m\frac{dv_s}{dt} = \frac{\pi . d^3}{6}(\rho_s - \rho_l)g - C_F . \frac{\pi . d^2}{8} . \rho_l . v_p^2$$
(4.3)

A vitesse constante, la résultante s'annule et l'expression devient :

$$v_p = \sqrt{\frac{4.g.(\rho_s - \rho_l).d}{3.C_F.\rho_l}}$$
 (4.4)

Le coefficient de traînée  $C_F$  est fonction du régime hydrodynamique, caractérisé par le nombre de Reynolds (Re) de la particule dans le milieu fluide considéré :

$$Re = \frac{d.v_p}{\nu} = \frac{\rho_l.v_p.d}{\mu} \tag{4.5}$$

Ainsi, il devient possible de calculer la vitesse théorique de décantation discrète en fonction du régime (tableau 4.1).

Re	Régime	$C_F$
$Re < 10^{-4}$	Influencé par le mouvement brownien	Non-applicable
$10^{-4} < Re < 1$	Laminaire	24/Re
$1 < Re < 10^3$	De transition	$\begin{array}{l} 24/Re \\ \approx \frac{18.5}{Re^{0.6}} \end{array}$
$10^3 < Re < 2.10^5$	Turbulent	0,4
$Re > 2.10^5$	Turbulent	Non-applicable

TABLEAU 4.1 – Calcul du coefficient de traînée ( $C_F$ )

L'ensemble de ces relations est valide dans le cas de particules sphériques, pleines. Elles sont difficilement transposables au cas des flocs biologiques dans la mesure où le coefficient de traînée dépendra fortement de la morphologie du flocs (facteurs de forme...). Ainsi, la modélisation de la décantation discrète dans les décanteurs est préférablement réalisée en considérant directement une distribution des vitesses plutôt qu'une distribution des autres propriétés. C'est par exemple le cas du modèle introduit récemment pour les décanteurs primaires par BACHIS et al. [11]. La connaissance de cette distribution de vitesses est alors conditionnée à une détermination expérimentale utilisant par exemple le dispositif VICAS [26] ou encore le dispositif d'élutriation utilisé par GUTIÉRREZ et al. [48] pour caractériser les vitesses de sédimentation de micro-algues.

#### 4.1.1.2 Décantation de zone

Lorsque la concentration X en boues augmente, les flocs entrent en contact quasi-permanent. Ces fortes interactions gênent le mouvement individuel des particules. Ainsi, dans le régime de décantation de zone, également appelé décantation freinée, les particules décantent en masse, d'un seul bloc, avec une vitesse unique. La vitesse de sédimentation de zone est fonction de la concentration en particules : plus la concentration augmente, plus la vitesse diminue.

La vitesse de sédimentation de zone peut être calculée à partir de tests de sédimentation en colonne (attention aux effet de bord!) par détermination de la pente de la partie linéaire de la courbe représentant la hauteur du voile de boues décantées en fonction du temps [143]. On peut alors réaliser le test pour différentes concentrations. L'évolution des vitesses en fonction de la concentration peut alors être décrite par une relation constitutive empirique. Les plus courantes sont de forme exponentielle : VESILIND [168] (équation 4.6) et TAKÁCS et al. [147] (équation 4.7). Des fonctions puissance sont également proposées et suscitent un intérêt croissant : COLE [29] (équation 4.8) et DIEHL [34] (équation 4.9).

$$v_{hs}(X) = v_0 e^{-r_H X} (4.6)$$

$$v_{hs}(X) = v_0(e^{-r_H X} - e^{-r_P X})$$
(4.7)

$$v_{hs}(X) = kX^{-n} (4.8)$$

$$v_{hs}(X) = \frac{v_0}{1 + (\frac{X}{X})^q} \tag{4.9}$$

Les paramètres  $v_0$ ,  $r_H$ ,  $r_V$ ,  $\bar{X}$ , q, k et n sont des paramètres de calage.

## 4.1.1.3 Compression

Aux plus fortes concentrations (au delà d'environ  $5\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$ ), les particules déjà décantées au fond de l'ouvrage vont s'épaissir sous l'effet de leur propre poids et de celui des particules situées au dessus. Elles vont donc subir le phénomène de compression. Elles forment alors un réseau compressible, ce qui résulte en une force additionnelle (contrainte solide) qui va ralentir la sédimentation.

Les modèles prenant en compte la compression comprennent ainsi un terme qui diminue la vitesse de sédimentation de zone au delà d'une concentration dite concentration critique notée  $X_c$ .

Un bilan des forces amène l'expression suivante pour ce terme de compression, qui est analogue mathématiquement parlant à un coefficient de dispersion [22].

$$d_{comp}(X) = v_{hs}(X) \frac{\rho_s}{(\rho_s - \rho_l)g} \frac{d\sigma_e(X)}{dX}$$
(4.10)

Dans cette équation,  $\sigma_e(X)$  correspond à la contrainte solide effective.

La fonction la plus couramment acceptée pour décrire cette contrainte est celle proposée par DE CLERCQ et al. [32] :

$$\sigma_e = \alpha_c \ln \left( \frac{X - X_C + \beta}{\beta} \right) \tag{4.11}$$

Les paramètres  $\alpha_c$  et  $\beta$  sont des paramètres de calage.

#### 4.1.2 Modèles existants

Je ne présenterai pas ici les approches de modélisation 0D.

## 4.1.2.1 Modèle 1D

La modélisation 1D des clarificateurs secondaires a longtemps été l'apanage du modèle de TAKÁCS et al. [147]. Cet article, l'un des plus cités de tous les temps de la revue Water Research, a introduit deux éléments bien distincts :

— la relation constitutive exprimant la vitesse de sédimentation selon un modèle de double-exponentielle (équation 4.7) : cette fonction est

- supposée représenter la décantation de zone avec le premier terme exponentiel analogue à la fonction de VESILIND [168] ainsi que d'estimer la décantation discrète avec le second terme exponentiel. Il a été montré depuis que l'identification des paramètres de ce deuxième terme posait problème [156];
- le modèle 1D lui-même, reposant sur la division de l'ouvrage en 10 couches sur la verticale. Cependant, l'approche choisie au niveau de l'implémentation ne repose pas sur une équation aux dérivées partielles, posant problème au niveau de la résolution numérique (pas de convergence vers une solution unique lorsque le nombre de couches augmente).

Malgré ces défauts, ce modèle a donc longtemps constitué le modèle de référence dans le domaine. Si ses performances sont relativement bonnes dans des conditions standards (temps sec), ses prédictions sont de beaucoup moins bonne qualité en conditions très dynamiques (surcharges hydrauliques) et il échoue à prédire les variations de hauteur du voile de boue et de concentration des boues recirculées en cas d'événements pluvieux. [155]. Cela est notamment dû à la non-prise en compte du phénomène de compression.

Plus récemment, une nouvelle structure de modèle 1D a été proposée par BÜRGER et al. [25, 23]. Cette structure comprend une équation aux dérivées partielles (équation 4.12) et le schéma de résolution numérique associé. Les détails de son implémentation sont présentés dans l'article de BÜRGER et al. [24]. La principale caractéristique de cette structure est son aspect modulaire permettant de prendre en compte ou non selon les besoins les différents phénomènes : décantation de zone, compression, dispersion à l'entrée.

$$\begin{split} \frac{\partial X}{\partial t} &= & (4.12) \\ &- \frac{\partial}{\partial z}(v_c(z,t)X), & \text{Advection avec la vitesse du fluide} \\ &- -\frac{\partial}{\partial z}(v_{hs}(X)X), & \text{D\'ecantation de zone} \\ &+ \frac{\partial}{\partial z}\left(v_{hs}(X)\frac{\rho_s}{(\rho_s-\rho_l)g}\frac{d\sigma_e(X)}{dX}\frac{\partial X}{\partial z}\right), & \text{Compression} \\ &+ \frac{\partial}{\partial z}\left(d_{disp}(z,Q_f(t))\frac{\partial X}{\partial z}\right), & \text{Dispersion \`a l'entr\'ee} \\ &+ \frac{Q_f(t)X_f(t)}{\Delta}\delta(z), & \text{Alimentation} \end{split}$$

## 4.1.2.2 Modèles CFD

Historiquement, les clarificateurs secondaires ont été l'une des premières opérations unitaires modélisées en CFD [70]. Ces modèles peuvent tenir compte, de manière modulaire dans les différentes suites logicielles disponibles en CFD, de la turbulence, du comportement rhéologique, du couplage avec la densité, etc.

L'approche retenue pour modéliser le transport solide est la plupart du temps l'équation de transport d'un scalaire "actif" incluant les termes d'advection (prenant en compte le champs de vitesse de l'écoulement du fluide ainsi que la vitesse de sédimentation) et de dispersion (voir chapitre 3, paragraphe 3.2.3.2) ainsi que le couplage avec la densité du mélange. Un modèle de type "mixture" avec introduction d'une vitesse de glissement ("drift velocity") entre les deux phases est également utilisable [20].

Ces deux approches requièrent l'introduction d'une fonction constitutive pour modéliser la vitesse de sédimentation : une relation de type exponentielle [168, 147] est le plus souvent utilisée [68, 31] et, par conséquent, seule la sédimentation de zone est alors prise en compte.

Le modèle le plus complet à ce jour au niveau des processus représentés est probablement celui proposé par GRIBORIO [47]: ce modèle prend en compte des relations constitutives, en fonction du domaine de concentration pour les particules non-décantables, la décantation discrète, la compression (via une approche simplifiée avec calage d'une relation exponentielle spécifique) ainsi que la floculation. Cependant, son implémentation a été réalisée dans un plan 2D axi-symmétrique au sein d'un logiciel spécifique, limitant la description de la géométrie à des éléments prédéfinis.

## 4.2 Objectifs du programme de recherche

Compte-tenu des éléments précédents, la thèse de Florent LOCATELLI (2011-2015) et celle d'Elena VALLE (2016-2019) ont pour objectifs principaux :

- 1. Le développement d'une méthodologie expérimentale non-invasive pour la mesure des vitesses de sédimentation en batch;
- Le développement d'une procédure pour l'analyse de sensibilité et l'optimisation de paramètres d'un modèle 1D utilisant la structure proposée par BÜRGER et al. [24];
- 3. Le développement d'un modèle CFD de type "drift-flux" prenant en compte la décantation discrète, la décantation de zone, la compression via la fonction présentée au paragraphe 4.1.1.3, le comportement rhéologique, la turbulence et la floculation:
- 4. La validation du modèle CFD sur un clarificateur pleine-échelle.

Les résultats expérimentaux présentés ici sont issus des travaux de LOCA-TELLI et al. [91] <sup>1</sup> et FRANÇOIS et al. [41] <sup>2</sup>.

<sup>1.</sup> F. LOCATELLI et al. « Detailed Velocity and Concentration Profiles Measurement During Activated Sludge Batch Settling Using an Ultrasonic Transducer ». en. In: Separation Science and Technology 50.7 (mai 2015), p. 1059–1065. DOI: 10.1080/01496395.2014.980002.

<sup>2.</sup> P. FRANÇOIS et al. « Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile ». In: Flow Measurement and Instrumentation 48 (2016), p. 112–117. DOI: 10.1016/j.flowmeasinst.2015.08.009.

## 4.3 Matériel et méthodes

### 4.3.1 Colonne de sédimentation en batch

Le dispositif utilisé est constitué d'un réservoir cylindrique en plexiglas de 40 cm de diamètre et 1 m de hauteur. A ce réservoir est adjoint un système d'injection comprenant une pompe volumétrique pouvant fonctionner en refoulement. Les buses de ce système sont placées en haut et en bas du réservoir, de telle sorte qu'il est possible de l'utiliser pour agiter la suspension en pompant le fluide au niveau des buses supérieures et en le réinjectant par les buses inférieures.

Les mesures sont réalisées à l'aide d'un transducteur ultrasonore couplé à un logiciel d'acquisition spécifiquement développé aux fins des expériences [40, 1]. Le principe est basé sur la rétrodiffusion du signal ultrasonore par les particules. La mesure de l'effet Doppler produit par le déplacement des particules permet l'évaluation de leur vitesse [149, 148]. Le transducteur mesure 1 cm de diamètre et fonctionne à une fréquence de 1.9 Mhz. Il est placé au dessus de la colonne afin d'effectuer des mesures sur la verticale.

## 4.3.2 Mesure de la hauteur du voile de boues

Le système proposé permet la détection précise de l'interface eau / boues via la mesure de la hauteur à laquelle se produit le saut de rétrodiffusion (figure 4.1).

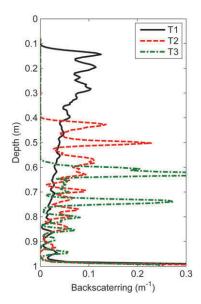


FIGURE 4.1 – Profils de rétrodiffusion durant une expérience de sédimentation (T1 = 180 s, T2 = 700 s, T3 = 1800 s, concentration initiale de 3.5 g  $\cdot$  L $^{-1}$ ) - Source : LOCATELLI et al. [91]

## 4.3.3 Mesure des profils de vitesse de sédimentation

L'évaluation de la vitesse de sédimentation  $v_s$  au niveau de l'interface et au sein de la suspension est réalisée via la mesure de la fréquence Doppler  $f_D$  (figure 4.2). Des trains d'ondes sont émis à intervalles réguliers vers le bas de la colonne. L'écho est enregistré à intervalles réguliers. A chaque instant  $t_i$  correspond une profondeur selon l'équation suivante :

$$t_i = \frac{2z_i}{c} \tag{4.13}$$

Le signal rétrodiffusé est enregistré pour l'ensemble des temps et donc des points choisis. Le déplacement de la suspension provoque un décalage de fréquence par rapport au signal émis : c'est l'effet Doppler. Ce décalage de fréquence  $f_D$  est fonction de la vitesse de déplacement des particules  $v_s$ :

$$f_D = \frac{2f_0 v_s}{c} \tag{4.14}$$

La mesure de  $f_D$  sur l'écho du signal permet donc de calculer le profil vertical de vitesses. Une description détaillée de la méthode est fournie par TAKEDA [149] et FRANÇOIS et al. [40].

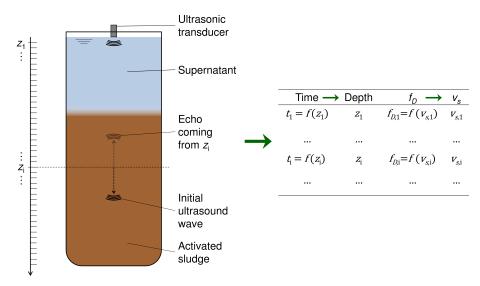


FIGURE 4.2 – Principe de l'ADV utilisée - Source : LOCA-TELLI [92]

## 4.3.4 Mesure des profils de concentration

En théorie, le profil de concentrations en boues peut être obtenu via une analyse appropriée du profil de rétrodiffusion (atténuation du signal). Cependant, dans notre cas, cette analyse directe n'a pas pu être réalisée vu les très faibles vitesses de déplacement des particules : il n'est en effet alors pas possible d'obtenir suffisamment de points d'échantillonnage indépendants

pour obtenir une moyenne précise. Un méthode indirecte a alors été proposée et appliquée avec succès : à partir des profils de vitesse, des traceurs virtuels ont été distribués de manière régulière dans la colonne au début du test, lorsque la concentration en boues est connue et homogène. Au cours de la sédimentation, la densité de traceurs pour une hauteur donnée à un temps donné est alors proportionnelles à la concentration [40].

## 4.4 Résultats et discussion

La méthode ADV spécifiquement développée dans le cadre de la thèse de Florent Locatelli [91] permet donc d'obtenir le type de résultats présentés sur les figures 4.3 et 4.4.

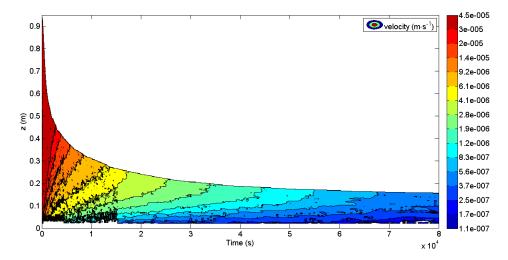


FIGURE 4.3 – Contours de vitesse lors de la sédimentation en batch d'une boue à  $3.9\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$  durant 22h - Source : Lo-CATELLI [92]

Ce type de jeu de données s'avère très précieux dans l'optique du calage des modèles de clarificateurs secondaires, qu'ils soient 1D, 2D ou 3D. Cela s'inscrit pleinement dans la démarche explicitée aux chapitres 2 et 3.

Les mesures ainsi réalisées ont permis d'aboutir à une meilleure connaissance des phénomènes impliqués lors de la sédimentation de boues activées : décantation discrète, décantation de zone, compression.

Au cours de la thèse, de nombreuses expériences de ce type ont été réalisées pour investiguer l'impact de nombreux paramètres : concentration en boues, durée de sédimentation, température, ajout d'argile, etc. L'ensemble de ces résultats n'aurait pas pu être présenté dans ce rapport. Quelques uns des résultats les plus significatifs sont donc présentés dans les paragraphes suivants. Ceux-ci ont conduit récemment, entre autres résultats obtenus par les équipes BIOMATH de l'Université de Gand (Belgique) et MODELEAU de l'Université Laval (Québec), à la proposition d'un nouveau cadre unifié pour modéliser les ouvrages de décantation [158].

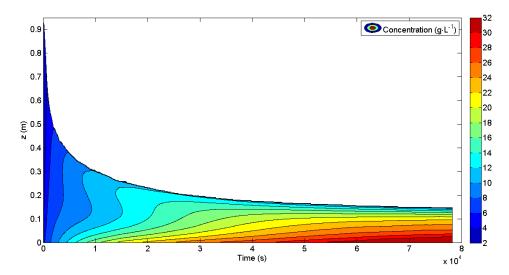


FIGURE 4.4 – Contours de concentration lors de la sédimentation en batch d'une boue à  $3.9\,\mathrm{g}\cdot\mathrm{L}^{-1}$  durant 22h - Source : LOCATELLI [92]

# 4.4.1 Calage des fonctions constitutives pour la décantation de zone et la compression

Durant la thèse de Florent Locatelli, l'outil de différenciation automatique Tapenade [50] a été utilisé pour effectuer l'analyse de sensibilité et l'identification de paramètres d'un modèle 1D codé en Fortran 90. Ce modèle correspond à une structure de type Bürger-Diehl [24] incluant la fonction de décantation de zone de VESILIND [168] et la fonction de compression de DE CLERCQ et al. [32]. Elena Torfs, doctorante à Biomath (Université de Gand, Belgique), a également effectué ce travail sur ses propres jeux de données et ceux obtenus par notre équipe [157].

Elle a pu montrer que, sans fonction de compression intégrée au modèle, les relations de type exponentiel [168, 147] permettaient une meilleure prédiction qu'une fonction de type puissance de DIEHL [34] pour un temps de décantation de 1h. La fonction de DIEHL [34] a alors tendance à largement sous-évaluer la hauteur du voile de boues après environ 30 min de décantation.

Si l'on s'intéresse à une dynamique de temps long (au delà de 2h), la tendance va s'inverser : les fonctions exponentielles tendent à légèrement surestimer la hauteur du voile de boues alors que la fonction puissance va continuer à la sous-estimer. Cela montre qu'une fonction de type exponentiel permet d'approximer, sur le long terme, un certain degré de compression. Le couplage avec un véritable terme de compression comme montré dans l'équation (4.12) risquerait alors de générer un ralentissement trop important de la vitesse et donc une surestimation de la hauteur du voile de boue pour des temps au delà de 2h. En revanche, la fonction de DIEHL [34] se comporte comme attendu et surestime la vitesse de sédimentation durant l'ensemble de la période correspondant à la compression (30 minutes et au delà).

Ainsi, le meilleur choix pour un modèle simplifié qui ne prendrait pas en compte explicitement la compression resterait une fonction de type exponentielle. Pour un réalisme physique accru, lorsque les objectifs de la simulation nécessitent un degré de précision supplémentaire, le couplage avec une fonction de compression devrait être envisagé en utilisant une fonction permettant de bien découpler les phénomènes de décantation de zone et de compression. Dans ce cas, le choix d'une relation de type puissance pour décrire la vitesse de sédimentation de zone paraît plus approprié.

## 4.4.2 Fluctuations de vitesse dans la zone de décantation freinée

La figure 4.5 présente des profils de vitesse mesurés à deux concentrations  $(1.5\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$  et  $4.6\,\mathrm{g\cdot L^{-1}})$ . Trois zones distinctes peuvent être identifiées où, selon la théorie exposée au paragraphe 4.1.1, on devrait observer les tendances suivantes :

- En haut, clarification : absence de particules ou particules ayant une vitesse très faible voire nulle;
- Au milieu, décantation de zone : toutes les particules devraient sédimenter à la même vitesse déterminée par la concentration initiale dans la colonne. Le profil de vitesse devrait donc y correspondre à une verticale (concentration et donc vitesse homogènes);
- En bas, compression : vitesse décroissante avec la profondeur.

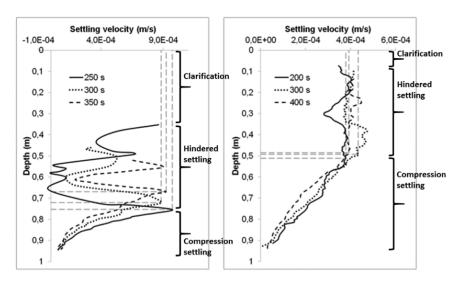


FIGURE 4.5 – Profils de vitesse de sédimentation pour une concentration initiale en boues de  $1.5\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$  (gauche) et  $4.6\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$  (droite) - Source : LOCATELLI [92]

Étonnamment, le profil mesuré pour la décantation de zone correspond plutôt à une tendance verticale avec des fluctuations horizontales, en particulier à une concentration de  $1.5\,\mathrm{g\cdot L^{-1}}$ . Une analyse de ces tendances au cours du temps montre que ces fluctuations n'ont pas un caractère aléatoire et peuvent être suivies tout au long du processus. De plus, la comparaison des deux graphes de la figure 4.5 met en évidence le fait que l'intensité de ces fluctuations décroît avec la concentration. Cette observation a été confirmée pour d'autres concentrations que celles montrées ici [155].

Ce comportement suggère que ces fluctuations correspondent à des variations de certaines propriétés au sein même du lit : potentiellement, une distribution hétérogène des tailles de particules provoquerait leur ségrégation. Cette hypothèse est renforcée par la diminution de l'intensité des fluctuations de vitesse avec la concentration. En effet, aux fortes concentrations, le lit de boues est plus compact, rendant ce processus de ségrégation plus difficile.

De plus, ces phénomènes seraient en mesure d'expliquer la variation temporelle - jusqu'alors inexpliquée - de la valeur de la concentration critique  $X_C$  (voir paragraphe 4.1.1.3) été observée par DE CLERCQ et al. [32] et confirmée par les travaux de LOCATELLI [92] : les phénomènes de ségrégation durant la sédimentation de zone ainsi que les variations locales de tailles de particules causeraient des variations des propriétés de compactage des boues, expliquant ainsi cette variabilité.

En revanche, au niveau de la zone de compression, quasiment aucune fluctuation ne peut être détectée. Cela suppose que la compression ne dépendrait, comme attendu, que de la concentration locale X et de sa dérivée.

## 4.5 Proposition d'un modèle unifié

Suite à l'analyse de ces données expérimentales acquises au sein du laboratoire ICube ainsi que d'autres jeux de données issus des groupe Biomath et Modeleau, un modèle unifié permettant de décrire les différents régimes de sédimentation dans un seul cadre a été proposé pour la première fois lors du séminaire WWTmod2016 à Annecy (France). L'article correspondant a récemment été accepté [158].

La principale innovation consiste en l'introduction de classes de particules caractérisées par leur propre vitesse de sédimentation pour décrire la décantation discrète, de manière similaire au modèle de BACHIS et al. [11]. Au delà d'une certaine concentration, ces vitesses sont ralenties du fait de l'interaction croissante entre particules. L'équation (4.15) permet de représenter cette distribution initiale des vitesses et sa décroissance progressive durant la décantation freinée :

$$v_{dhs,i}(X) = \begin{cases} v_{0,i}, & \text{si } X < X_{trans} \\ v_{0,i}v(X - X_{trans}), & \text{si } X \ge X_{trans} \end{cases}$$
(4.15)

Le comportement correspondant est illustré sur la figure 4.6. Aux concentrations inférieures à la concentration de transition  $X_{trans}$ , le comportement correspond à la décantation discrète : chaque classe de particule est caractérisée par sa vitesse de décantation initiale  $v_{0,i}$ . Lorsque la concentration augmente ( $X > X_{trans}$ ), les particules commencent à se gêner et la vitesse de sédimentation décroît. La distribution de vitesses devient plus étroite jusqu'à converger vers une même vitesse à partir d'une certaine concentration ( $5.9 \, \mathrm{g \cdot L^{-1}}$  sur la figure 4.6). la réduction progressive de l'hétérogénéité de la distribution de vitesses correspond aux observations réalisées par LOCATELLI et al. [91] (figure 4.5).

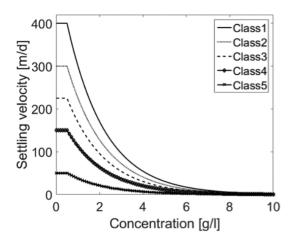


FIGURE 4.6 – Exemple de l'évolution de la vitesse de sédimentation en fonction de la concentration pour différentes classes de particules - Source : TORFS et al. [158]

Le reste de la structure du modèle (compression) demeure relativement similaire au modèle de BÜRGER et al. [24] (équation 4.12).

## 4.6 Conclusion et perspectives

La thèse de Florent Locatelli a permis de nombreux développements expérimentaux au sein du laboratoire. Elle a fédéré de nombreuses compétences en instrumentation, génie des procédés, méthodes numériques, différenciation automatique... au sein du laboratoire et au delà.

Elle a abouti a une meilleure compréhension des mécanismes de sédimentation, ce qui a contribué à une rédéfinition des modèles classiquement utilisés.

La paramétrisation du modèle 1D a été effectuée à partir de données issues de tests de décantation en batch. Les étapes suivantes sont bien évidemment le calage et la validation à l'échelle industrielle. Cependant, un certain nombre de verrous subsistent :

- modélisation de la dispersion : ce terme présent dans la structure du modèle 1D (équation 4.12) n'a pas encore fait l'objet d'une attention soutenue de la part de la communauté scientifique. Un modèle CFD validé pourrait ici permettre d'acquérir les connaissances nécessaires en décrivant en détail ce qui se passe au niveau de la jupe de répartition du clarificateur;
- le modèle unifié proposé (paragraphe 4.5) est fondé sur la définition d'une distribution initiale des vitesses de sédimentation discrète qu'il convient de déterminer, soit expérimentalement, soit via la modélisation des phénomènes se déroulant dans les ouvrages précédents (réacteur biologique, canalisation de transfert...).

Le deuxième point évoqué est étroitement lié aux mécanismes de floculation / défloculation, eux-mêmes directement impactés par les conditions hydrodynamiques. Un modèle CFD intégrant ces phénomènes devrait permettre d'aboutir à leur meilleure compréhension et à la visualisation de leur localisation préférentielle dans les ouvrages. Cette connaissance pourrait alors être mobilisée pour aboutir à la conceptualisation et à la paramétrisation d'un modèle de floculation intégré à l'approche 1D.

Ainsi, les objectifs de la thèse d'Elena VALLE ayant démarré début 2016 sont l'intégration au sein d'un modèle CFD :

- 1. Des régimes de décantation conceptualisés dans la structure unifiée du modèle 1D;
- 2. Des phénomènes classiquement intégrés au sein des modèles CFD (turbulence, rhéologie...);
- 3. Du mécanisme de floculation.

Suite à ce développement, le calage et la validation en utilisant à la fois les données issues de LOCATELLI [92] et des campagnes de terrain sera abordé.

89

92

## **Chapitre 5**

**Sommaire** 

5.1

5.3.7

5.4.2

5.4.3

5.4.4

5.4.5

5.4

# Expériences de traçages sur ZRV : DTS et analyse d'images

	5.1.1	Typologie des zones de rejet végétalisées	71
	5.1.2	Dimensionnement	71
	5.1.3	Maîtrise de l'hydrodynamique des ZRV	72
	5.1.4	Modélisation hydrodynamique des ZRV	74
5.2	Objec	tifs du programme de recherche	77
5.3	Matér	iel et méthodes	78
	5.3.1	Sites d'étude	78
	5.3.2	Injection des traceurs	80
	5.3.3	Détection du traceur en sortie	81
	5.3.4	Mesure des débits	82
	5.3.5	Limites du protocole proposé	82
	5.3.6	Interprétation des DTS et modélisation systémique	83

Analyse qualitative de la DTS . . . . . . . . . . .

Analyse quantitative des paramètres de transport

Contexte et état de l'art .......

Ce chapitre décrit l'obtention de données sur l'hydrodynamique de zones humides artificielles à écoulement surfacique à partir d'expériences de traçages. Ces résultats ont été pour la plupart publiés en 2015 <sup>1</sup>. Les DTS sont utilisées en complément de l'analyse de photographies prises à un point fixe durant les expériences. Très prochainement, ces données seront utilisées pour valider un modèle CFD de ces ouvrages. Ce modèle a pour objectifs d'évaluer l'impact de l'accumulation de sédiments dans le fond de l'ouvrage sur le comportement hydrodynamique ainsi que l'impact de différentes configurations géométriques sur les temps de séjour.

<sup>1.</sup> J. LAURENT et al. «Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers». In: *Chemical Engineering Journal* 264 (mar. 2015), p. 389–398. DOI:10.1016/j.cej.2014.11.073.

## 5.1 Contexte et état de l'art

En France, l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif définit une ZRV comme un espace aménagé entre la station de traitement des eaux usées et le milieu récepteur superficiel de rejets des eaux usées traitées. Cet aménagement ne fait réglementairement pas partie du dispositif de traitement des eaux usées mais est inclus dans le périmètre de la station. Les ZRV ont pour but de contribuer, dans une certaine mesure, à la réduction des impacts des rejets sur le milieu récepteur. La création de ces milieux humides artificiels est également propice à l'accueil de la biodiversité [2].

Les ZRV sont donc vecteurs de services écosystémiques qui peuvent être décrits par quatre fonctions principales [96] :

- la rétention des boues ou macro-déchets : rétention des Matières En Suspension (MES) provenant du by-pass des ouvrages de traitement ou d'un départ de boues accidentel du clarificateur secondaire;
- la dispersion du rejet : il s'agit de limiter les flux de polluants via une réduction des volumes d'eau rejetés au milieu superficiel. Trois voies sont possibles pour assurer cette réduction de volume : infiltration dans le sol et le sous-sol, évapotranspiration liée aux végétaux, évaporation [18];
- Le lissage hydraulique : il s'agit d'atténuer les fortes variations journalières de débit afin d'éviter de perturber l'écoulement du milieu récepteur superficiel (lessivage, érosion des berges);
- l'abattement complémentaire de la pollution: il s'agit d'affiner l'épuration des eaux traitées. Pour autant, la ZRV ne peut se substituer à un traitement tertiaire conventionnel dans la mesure où les abattements obtenus sont difficiles à quantifier et maîtriser vu les faibles concentrations rencontrées et les difficultés inhérentes à l'établissement de bilans exprimés en flux. Les mécanismes mis en jeu sont les mécanismes de dégradation microbiologique par culture libre et fixée, la rétention et l'exportation de nutriments par les végétaux, la photodégradation, la décantation des matières particulaires, les phénomènes de sorption... L'objectif serait ainsi d'obtenir une réduction des flux de MES, phosphore, azote, germes pathogènes et substances émergentes et prioritaires (métaux, résidus médicamenteux, etc.);

Pour l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM), ces zones ont avant tout vocation à créer un raccordement «doux» vers le milieu naturel – pas de canalisation – et d'améliorer la biodiversité – création de zones humides supplémentaires et/ou diversification de milieux. L'abattement de certains macropolluants est avéré pour certains paramètres, bien que dans des proportions variables. Leur intérêt dans l'abattement des micropolluants n'est encore que très peu étudié.

Depuis 2009, sur le Bassin Rhin-Meuse, les ZRV sont de plus en plus proposées lors de la conception des STEU. Ces ouvrages se rapprochent plus du génie écologique que du génie civil. Plus de 130 projets, déjà réalisés ou en cours, sont dénombrés sur le bassin Rhin-Meuse [109]. Si de tels systèmes apparaissent en aussi grand nombre sur le territoire, c'est d'une part

en raison d'une volonté politique de permettre chaque fois que possible le développement de zones humides, et d'autre part car ils ne représentent ni un coût d'investissement important ni un coût d'entretien élevé. Face à cet important développement, les différents acteurs de l'eau, comme les bureaux d'études, les services de Police de l'Eau, les entreprises ou encore les maîtres d'ouvrage, aimeraient avoir des retours d'expériences. Ces derniers leurs permettront de mieux appréhender ce nouveau type d'ouvrage notamment sur les aspects du dimensionnement, de la mise en œuvre, de la performance épuratoire, du coût financier, de l'entretien, etc.

## 5.1.1 Typologie des zones de rejet végétalisées

En fonction des objectifs assignés aux ZRV, des surfaces disponibles et des caractéristiques du site d'implantation, les milieux à créer peuvent être très divers. On peut retenir par exemple les types : mare (figure 5.1), noue (figure 5.2), et chenal méandreux.

Ces différents types de milieux peuvent être combinés sur un même site et accompagnés d'autres types d'habitats complémentaires tels que des prairies humides, roselières, boisements [2].



FIGURE 5.1 – ZRV de Lutter (68) de type mare lors d'un essai de traçage

Le document de MALAMAIRE [96] propose une méthodologie simple de choix et de conception de ZRV en fonction des mécanismes recherchés.

## 5.1.2 Dimensionnement

Les recommandations s'appuient essentiellement sur le bon sens et les premiers retours d'expérience. Le dimensionnement des ZRV est ainsi à l'heure



FIGURE 5.2 – ZRV de Liebsdorf (68) de type noue

actuelle limité à une approche empirique, consistant bien souvent à assigner au résiduel d'espace disponible autour de la station le rôle de traiter un flux, plutôt que de déterminer cette surface en fonction d'objectifs définis [18].

Par exemple, la brochure éditée par l'AERM [2] recommande de profiter au maximum des surfaces disponibles ou potentiellement mobilisables (acquisitions foncières possibles). Comme le souligne le point réalisé par [18], la bibliographie, qu'elle soit internationale ou nationale, fournit actuellement encore peu d'éléments quantifiés sur les performances des systèmes : il est par conséquent impossible de fournir des règles précises de conception et de dimensionnement précises en fonction des objectifs assignés. Ceci du fait de l'empirisme des savoirs techniques actuels et de l'insuffisance des connaissances scientifiques dans le domaine.

La surface ramenée à l'Équivalent-Habitant (EH) constitue le principal paramètre de dimensionnement : selon l'AERM [2], les surfaces observées sur différentes ZRV varient de 1 à  $3\,\mathrm{m}^2$  par EH. Il est néanmoins nécessaire d'intégrer dans le dimensionnement de la zone le contexte géologique et hydrogéologique local (caractérisation du sol et sous-sol en particulier : la perméabilité, proximité éventuelle de la nappe sous-jacente...).

## 5.1.3 Maîtrise de l'hydrodynamique des ZRV

Les objectifs majeurs d'une ZRV décrits précédemment soulignent l'importance d'une maîtrise des écoulements au sein de ces aménagements :

 il est évident que les objectifs de lissage des débits et de réduction des volumes sont directement dépendants des capacités hydrauliques et des flux sortants (capacité d'infiltration du sol, évaporation, évapotranspiration);

- les apports en eau sont parfois tellement rapides du fait des débits instantanés apportés qu'ils conduisent à des ravinements localisés au sein même de la zone de dissipation ou dans les berges adjacentes à l'exutoire que l'on envisageait de protéger. Il est nécessaire d'établir des règles de conception pour y remédier [18];
- l'optimisation de l'abattement des polluants passe, au delà d'une maîtrise des processus physico-chimiques de leur dégradation et rétention, par une optimisation du temps de séjour de ces composés dans le système;
- afin d'obtenir une évolution favorable de la qualité des eaux, il est conseillé d'accroître les temps de contact et de séjour en favorisant un écoulement lent et tout en évitant les zones stagnantes.

Dans la mesure où les mécanismes de dégradation, d'adsorption et d'absorption des polluants au sein des zones humides artificielles sont régis par des cinétiques réactionnelles, le devenir des polluants sera dépendant du Temps de séjour hydraulique (TSH) au sein des ouvrages [120]. Le TSH d'une particule correspond au temps durant lequel celle-ci va demeurer dans le système considéré. Ce paramètre constitue dès lors un paramètre critique pour le dimensionnement des ZRV. Ainsi, au sein de zones humides artificielles utilisées pour le traitement des eaux usées, le temps de séjour hydraulique est corrélé avec les abattements obtenus [60, 127, 35].

De plus, ces réactions obéissent pour la plupart à des cinétiques d'ordre supérieur ou égal à 1 : les vitesses réactionnelles et donc l'efficacité globale de l'ouvrage seront donc liés aux concentrations locales des différents composés, et par conséquent au comportement hydrodynamique [152].

Dans la pratique, le dimensionnement des zones humides artificielles est le plus souvent basé sur le temps de séjour théorique défini par le rapport volume/débit d'alimentation. Cette approche sous-entend que l'écoulement est uniforme sur l'ensemble du bassin, sans zone morte ni chemin préférentiel, ce qui est rarement le cas. En raisonnant d'après des concepts et équations de la mécanique des fluides, les conditions d'écoulements au sein des zones humides artificielles à écoulement superficiel peuvent être schématisées comme illustré sur la figure 5.3.

En raison de l'écoulement non uniforme, on voit ainsi apparaître des chemins préférentiels, des zones agitées, des zones stagnantes, des recirculations internes, etc. Dans la mesure où les transferts de matière sont limités entre les zones mortes et le reste de l'ouvrage et non maîtrisés dans les zones agitées, l'efficacité de traitement peut en être affectée [145].

De manière générale, les facteurs conduisant aux écoulements non-idéaux sont variés (figure 5.3). On peut principalement citer [152] :

- différences de température : quand l'eau pénétrant dans le réacteur est significativement plus froide ou plus chaude que l'eau déjà présente dans le système, naissent des gradients thermiques générant des transferts de matière qui perturbent les écoulements et donc les temps de séjour hydraulique;
- recirculations dues au vent : dans les réacteurs peu profonds, les frottements de surface liés au vent peuvent conduire conduire à des

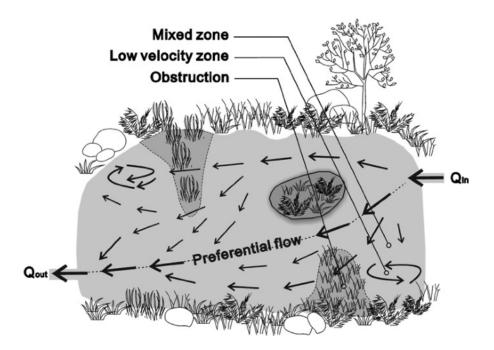


FIGURE 5.3 – Hydrodynamique d'une zone humide artificielle à écoulement superficiel - Source : SU et al. [145]

phénomènes de cisaillement ou de convection de l'interface air/eau, perturbant ainsi les écoulements selon la direction, le sens et la vitesse du vent;

- mélange et conception inadaptés : un apport d'énergie cinétique insuffisant, des caractéristiques géométriques de la ZRV inappropriées (la position des entrées et sorties, les rapports largeur/longueur/hauteur, la forme) sont autant de facteurs pouvant conduire à des zones mortes qui diminuent l'efficacité hydraulique;
- dispersion : au sein des réacteurs, le mouvement d'un composé est du à l'advection (transport du composé avec le liquide du fait de la vitesse d'écoulement) et à la dispersion. Ce dernier terme est utilisé pour décrire le transport de matière du à la fois à des hétérogénéités de vitesse ou dispersion hydrodynamique, à la turbulence et à la diffusion moléculaire.

## 5.1.4 Modélisation hydrodynamique des ZRV

## 5.1.4.1 La Distribution des Temps de Séjour

Une méthodologie d'étude fondée sur les concepts du génie de la réaction chimique permet d'obtenir des informations importantes sur le comportement hydrodynamique des ZRV. Ainsi, en traitant ces dernières comme des réacteurs, il est possible d'y décrire et modéliser les écoulements [86]. L'injection sous forme d'impulsion d'un traceur conservatif (rhodamine, chlorure de lithium...) à l'entrée de l'ouvrage permet, via la mesure de la réponse en sortie à cette impulsion, d'obtenir la DTS. Les conditions d'écoulement dans la zone humide artificielle sont alors décrites par cette DTS. La

figure 5.4 montre des DTS typiquement obtenues pour un système représenté par une cascade de RPA.

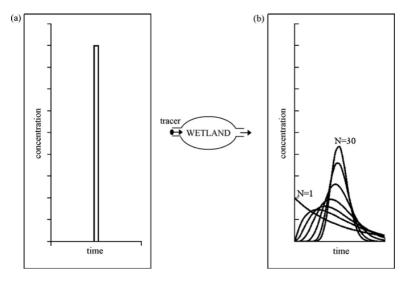


FIGURE 5.4 – DTS obtenues pour une injection sous forme d'impulsion d'un traceur conservatif. (a) impulsion du traceur en entrée (b) réponse en sortie selon le modèle des réacteurs en cascade pour différents nombres de réacteurs (J) – Source : SU et al. [145]

## 5.1.4.2 Analyse de la DTS et modélisation systémique

La DTS représente la distribution des temps qu'une particule fluide peut mettre pour traverser le réacteur, de l'entrée à la sortie. La DTS est un paramètre caractéristique d'un réacteur et, plus généralement, de tout aménagement au sein duquel se déroulent des réactions chimiques, physiques ou biologiques. L'analyse de la DTS permet de diagnostiquer/quantifier :

- le temps de séjour moyen;
- la variance de la distribution;
- la dispersion au sein du réacteur;
- les courts-circuits hydrauliques ou chemins préférentiels;
- les zones stagnantes;
- les recirculations internes.

La plupart des réacteurs peuvent alors être modélisés par un assemblage, en série et en parallèle, de réacteurs idéaux (réacteurs parfaitement agités (RPA) et réacteurs piston (RP)) [169] : c'est ce qu'on appelle la modélisation systémique. Une fois le modèle systémique construit, il est aisé d'y greffer le module décrivant les diverses cinétiques réactionnelles identifiées au sein du système étudié (ici la ZRV).

Le RPA représente un réacteur dans lequel toutes les grandeurs sont homogènes au sein du volume réactionnel alors que le réacteur piston représente un réacteur dans lequel il n'y a aucun mélange. Les DTS de ces deux types de réacteurs sont connues et s'expriment en fonction du TSH.

Les réacteurs réels ont le plus souvent un comportement se situant entre ces deux réacteurs idéaux. Deux modèles de réacteurs non-idéaux sont possibles :

- le modèle piston à dispersion axiale : ce modèle est fondé sur l'équation de transport par advection et dispersion (mélange longitudinal et/ou axial). Les deux paramètres des DTS issues de ce modèle sont le temps de séjour moyen et le coefficient de dispersion. Le rapport entre transport par advection et dispersion est usuellement décrit par un nombre adimensionnel caractéristique du réacteur : le nombre de Péclet;
- le modèle de cascade de réacteurs parfaitement agités : ce modèle considère une série de RPA, ce qui permet d'approcher le caractère non homogène du mélange. Deux paramètres caractérisent les DTS issues de ces réacteurs : le temps de séjour moyen et le nombre de RPA en cascade. Une équivalence entre le nombre de Péclet du modèle à dispersion axiale et le nombre de RPA en cascade est possible lorsque la dispersion est assez faible [169].

La modélisation systémique a déjà été utilisée pour décrire l'hydrodynamique des zones humides artificielles à écoulement superficiel ou souterrain (milieu poreux). Les DTS utilisées sont obtenues soit expérimentalement [35, 171, 170], soit numériquement [145, 81, 106, 43, 116]. Dans ce dernier cas, les modèles d'écoulement généralement utilisés sont des modèles 2D dont les paramètres sont le plus souvent fixés selon des corrélations avec les caractéristiques de l'ouvrage [106].

# 5.1.4.3 Paramètres influençant l'hydrodynamique des ZRV : intérêt d'un modèle CFD

L'hydrodynamique des zones humides artificielles est souvent discutée selon le volume utile et le coefficient de dispersion. Le premier paramètre permet d'estimer le volume utile de la zone alors que le second permet d'estimer le degré de mélange.

Ainsi, une configuration optimale permet d'améliorer l'efficacité hydraulique de l'ouvrage [43, 116]. Ce dernier paramètre, tenant compte du volume utile et de la dispersion, a été défini par [115] et indique le degré d'uniformité de l'écoulement dans l'ouvrage : plus il est élevé, plus la conception
sera optimale. Au sein de mares sans obstacles (îles, chicanes, etc.), le volume utile est principalement déterminé par le rapport largeur/longueur
alors que la dispersion va dépendre à la fois du rapport largeur/longueur
et, dans une certaine mesure, de la vitesse d'écoulement et la profondeur
[116]. En revanche, au sein de systèmes plus complexes tels que certaines
configurations de ZRV, des facteurs tels que la configuration des entrées et
sorties, la présence éventuelle d'obstacles (îles, chicanes...), la topographie,
la végétation peuvent exercer des effets majeurs sur les conditions hydrodynamiques [145, 116, 115].

L'influence de la végétation sur les écoulements peut se révéler significative [36, 103, 54]. La bibliographie montre également que, sur des bassins de dimension comparables à ceux étudiés dans le cas d'une ZRV, le vent et

les phénomènes thermiques ont une influence non négligeable sur les performances et les temps de séjour [13] dans la mesure où des phénomènes de stratification thermique et de retournement peuvent apparaître selon les conditions météorologiques [13, 12].

La prise en compte de ces phénomènes ne peut cependant être réalisée qu'au sein d'un modèle hydrodynamique 3D : les données d'entrée sont alors essentiellement liées au rayonnement solaire, au coefficient d'absorption thermique du sol (convection, conduction) et à la vitesse du vent [12].

La modélisation systémique selon l'approche classique «génie chimique» à partir de la DTS [86, 169] suppose d'une part la constance du débit d'alimentation et le caractère conservatif de l'écoulement [122]. En entrée de ZRV, la constance du débit peut être relativement respectée grâce au lissage de débit lié à la STEU en amont (de type filtres plantés de roseaux sur les sites étudiés ici). Dans le cas contraire, des approches plus récemment développées ont permis le développement de modèles de réacteurs en cascades où la dispersion hydrodynamique est rendue variable via l'introduction d'un débit de recirculation interne (permettant de faire varier le nombre apparent de compartiments) (voir Introduction) [120].

## 5.2 Objectifs du programme de recherche

Une prédiction correcte des phénomènes de conversion au sein des ZRV nécessite le couplage des cinétiques réactionnelles avec l'hydrodynamique du système [85]. Des modèles simples tels que la cascade de RPA ou le réacteur piston avec dispersion sont le plus souvent utilisés pour réaliser ce couplage [174, 61]. Plus récemment, des modèles 1D intégrant le mélange, des zones de stockage temporaire, les phénomènes de sorption, etc. ont été présentées [100, 135]. Cependant, ces modèles simples constituent une structure très rigide, inadaptée à la description de systèmes complexes [99]: une structure commune doit prendre en compte de nombreux phénomènes (latence, dispersion, recirculations, chemins préférentiels,...). La grande diversité de morphologies, de couvert végétal et de dimensionnement des ZRV (voir paragraphe 5.1.1) exclut l'utilisation d'un modèle 1D unique.

Ainsi, dans le cadre d'un programme de recherche financé par l'AERM et la Région Alsace pour l'évaluation du devenir de résidus médicamenteux au sein des ZRV, un des objectifs est une meilleure compréhension de l'impact de l'hydrodynamique sur les performances observées. A cette fin, une modélisation faisant appel à la CFD sera proposée. Pour valider ce modèle, vu les très faibles vitesses de l'écoulement et les contraintes du terrain, il est complexe d'utiliser des mesures directes comme l'ADV (voir chapitre 3 paragraphe 3.4). Par conséquent, le choix d'effectuer des expériences de traçage a été réalisé. En complément de l'analyse de la DTS, le développement d'une méthode d'analyse d'images est proposée afin d'obtenir une donnée spatio-temporelle de répartition du traceur dans les ouvrages.

Les traceurs utilisés sont des colorants fluorescents (Uranine (UR) et Sulforhodamine B (SRB)). Les ouvrages étudiés comprennent deux noues végétalisées avec un TSH nominal de respectivement 14 et 3h. Le troisième consiste en une mare avec TSH nominal de 113h. Pour chaque ouvrage, un modèle systémique est d'abord proposé pour rendre compte de la complexité de l'écoulement.

## 5.3 Matériel et méthodes

## 5.3.1 Sites d'étude

Les trois ZRV étudiées sont localisées dans le sud du département du Haut-Rhin (France). Elles sont toutes les trois situées à l'aval de STEU municipales de type filtre planté à écoulement vertical [104]. L'effluent arrivant dans la ZRV est donc l'effluent traité ainsi qu'en temps de pluie, la surverse au niveau de la station de pompage à l'entrée de la STEU. Le tableau 5.1 présente les différentes caractéristiques des sites étudiés.

-	Liebsdorf	Wahlbach	Lutter
Type	Noue	Noue	Mare
Pente des berges	1/1	2/1	1/4
Profondeur (m)	0,4	0,2	0,1 à 0,9
Largeur (m)	1,67	-	-
Longueur (m)	38	93 (excluant la	-
		noue # 2)	
Surface $(m^2)$	63 pour une noue	180	750
Surface par EH	0,36	0,27	0,77
$(m^2)$			
Volume nominal	25 for 2 ditches	36	425
$(\mathrm{m}^3)$			
UR ajoutée (g)	0,99	0,99	15
SRB ajoutée (g)	10	8	100
pH	$7,19 \pm 0,03$	$7,42 \pm 0,16$	$7,04 \pm 0,09$
Température ()	$13,3 \pm 0,4$	$19,\!2\pm2,\!1$	$21,7\pm2,4$

TABLEAU 5.1 – Caractéristiques géométriques des 3 ZRV, quantités de traceurs ajoutées et conditions physicochimiques durant les expériences de l'été 2013

## 5.3.1.1 Liebsdorf

La capacité de la STEU est de 350 EH. Elle est en fonctionnement depuis août 2009. La ZRV est constituée de deux noues parallèles aux dimensions identiques (figure 5.5). Elle a été réalisée en déblais. L'étanchéité du fond est assurée par le sol en place. Le débit arrivant aux noues est divisé grâce à un regard de répartition situé à l'aval. Il se répartit *a priori* (constatation visuelle) de la façon suivante : un tiers pour la noue la plus éloignée du rejet et deux tiers pour la noue la plus proche du rejet. La ZRV a été construite

en profitant du sol initialement en place. Les berges sont sinueuses. Des plantes locales et adaptées aux milieux humides ont été plantées (aulne, saule, peuplier). Le volume estimé des deux noues est de  $50\,\mathrm{m}^3$ .

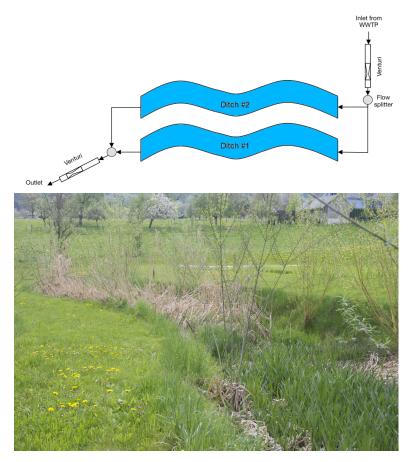


FIGURE 5.5 – ZRV de Liebsdorf

### 5.3.1.2 Wahlbach

La capacité de la STEU est de 800 EH. Elle est en fonctionnement depuis septembre 2010. La ZRV est constituée de deux noues (figure 5.6). Elle a été réalisée en déblais. L'étanchéité du fond est assurée par le sol en place. Le débit issu du second étage de filtration est divisé en deux parties *a priori* égales pour alimenter les deux noues. Les berges sont sinueuses.

L'expérience de traçage présentée ici a été réalisée en juillet 2013. A cette date, la morphologie de la ZRV était encore très impactée par une inondation importante qui avait eu lieu en 9 juin 2013 : suite à un violent orage, le cours d'eau dans lequel les effluents de la station sont rejetés (le Steinbach) a débordé et submergé l'ensemble de la ZRV. Cela a modifié de manière considérable le couvert végétal et provoqué un dépôt très important de limon. Ce dernier a provoqué un comblement partiel de l'entrée d'une des deux noues, y empêchant de manière quasi-totale tout écoulement. Les résultats présentés dans ce rapport concernent dès lors l'hydrodynamique d'une seule des deux noues recevant l'ensemble du débit.

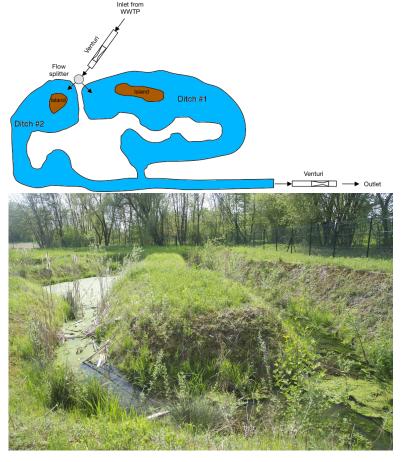


FIGURE 5.6 – ZRV de Wahlbach

## 5.3.1.3 Lutter

La capacité de la STEU est de 970 EH. Elle est en fonctionnement depuis septembre 2009. La ZRV est constituée d'une mare artificielle peu profonde (figure 5.7). Elle a été réalisée en déblais. L'étanchéité du fond (nécessaire pour obtenir un milieu en eau de façon permanente) a été assurée par la mise en place d'une couche d'argile compte tenu d'une perméabilité du sol en place relativement importante. Les berges sont sinueuses et la profondeur, relativement faible (< 1m) était variable avec des surprofondeurs significatives lors de la mise en route. Cependant, l'accumulation de sédiments (provenant notamment des effluents en temps de pluie) a considérablement modifié la bathymétrie initiale (relevés effectués en juillet 2016). La végétation n'est présente que sur les berges.

## 5.3.2 Injection des traceurs

Les expériences de traçage présentées ici se sont déroulées à l'été 2013. Plusieurs autres campagnes ont été menées par la suite à différentes saisons de 2014 à 2016, afin d'évaluer l'influence du vieillissement, de la saisonnalité et de différentes conditions d'alimentation sur l'hydrodynamique [108].

Pour chaque site, deux traceurs fluorescents ont été utilisés :

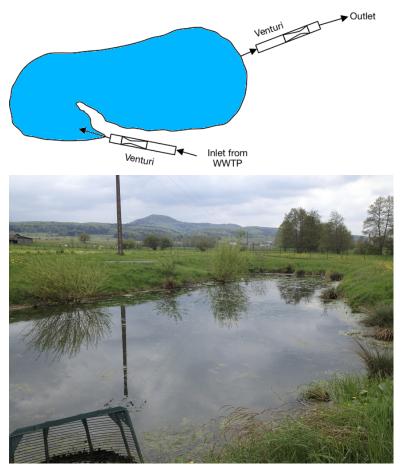


FIGURE 5.7 – ZRV de Lutter

- la fluorescéine ou uranine (UR,  $C_{20}H_{10}Na_2O_5$ )
- la sulforhodamine B (SRB,  $C_{27}H_{29}N_2NaO_7S_2$ )

Pour chaque expérience, l'injection de traceur est réalisée sous forme d'impulsion (injection de toute la quantité de traceur pendant un temps très court). Pour toutes les ZRV étudiées, cette injection a été réalisée au niveau du regard amont juste en aval du canal Venturi.

Les quantités de traceurs injectées sont reportées dans le tableau 5.1 . L'UR, la SRB ont été préalablement diluées dans respectivement 1L et 10L d'eau de sortie de la ZRV. Ces quantités ont été adaptées en fonction du comportement attendu de chaque ZRV [51] et de la gamme de mesure du fluorimètre de terrain utilisé pour les mesures (voir paragraphe 5.3.3).

## 5.3.3 Détection du traceur en sortie

Les analyses des traceurs fluorescents ont été réalisées à l'aide d'un fluorimètre de terrain GGUN-FL 30 (Albilia, Neufchâtel, Suisse, [134]) connecté à une pompe péristaltique fonctionnant en continu avec un débit de  $1\,\mathrm{L}\cdot\mathrm{s}^{-1}.$  L'effluent analysé est pompé en amont du canal Venturi de sortie. Cet appareil permet de mesurer simultanément les concentration en UR et SRB avec des limites de quantification respectivement de  $0.02\,\mathrm{\mu g}\cdot\mathrm{L}^{-1}$  et  $0.2\,\mathrm{\mu g}\cdot\mathrm{L}^{-1}.$ 

L'étalonnage du fluorimètre de terrain a systématiquement été réalisé sur site en diluant des quantités connues de traceurs dans l'eau de sortie de la ZRV, ceci afin de tenir compte de l'influence des caractéristiques physicochimiques des eaux étudiées (pH, température...). Les évolutions de pH et température sont en effet susceptibles de perturber les mesures de fluorescence. Ces paramètres sont donc toujours mesurés en continu durant les expériences à l'aide de sondes multiparamètres YSI 6920 (YSI, Yellow Springs, OH, USA). Les variations observées (5.1) n'ont pas été signficatives au regard des coefficients de correction donnés par SMART et LAIDLAW [140].

#### 5.3.4 Mesure des débits

Les débits sont mesurés en entrée et sortie des ouvrages à l'aide de débitmètres "bulle-à-bulle" ISCO 4230 (Teledyne Isco, Lincoln, NE, USA) positionnés sur les canaux Venturi à section exponentielle en place sur les ouvrages (ISMA, Forbach, France). Les expériences ont été conduites par temps sec pour éviter l'impact des précipitations sur les débits entrants (brusques variations) et sur le bilan hydrique.

## 5.3.5 Limites du protocole proposé

Pour des études de traçages sur sites réels comme celles présentées dans ce document, il convient d'avoir conscience des limites posées par les conditions expérimentales. La théorie de l'hydrodynamique des réacteurs [86, 169] suppose la constance du débit d'alimentation et le caractère conservatif de l'écoulement. Dans le cas des ZRV étudiées, il est important d'examiner et avoir conscience de ces limites pour l'interprétation des résultats de traçages :

- en entrée de ZRV, le débit est relativement lissé par le passage de l'effluent à travers les deux premiers étages de filtres plantés de roseaux : les coefficients de variations sont toujours inférieurs à 20 % (tableau 5.2). Ces variations ont cependant été intégrées dans la calcul des paramètres de transport (voir annexe A);
- l'hypothèse de conservation du débit n'est pas toujours validée dans la mesure où des apports d'eau significatifs (10 à 13% du volume sortant des ZRV) ont été constatés sur les ZRV de Liebsdorf et Wahlbach (sans doute à cause d'infiltration d'eaux externes via la sous-sol). Cependant, dans la mesure où il s'agit d'un apport d'eau, il n'y a pas de perte de traceur mais simplement une dilution, le bilan masse des traceurs fluorescents est d'ailleurs toujours proche de 100%.
- lors d'un traçage, la récupération d'un traceur conservatif doit être totale pour assurer la validité des résultats présentés. Les incertitudes et biais introduits par les expériences de terrain ont amené des récupérations parfois partielles mais avec des taux toujours supérieurs à 80%. Les valeurs calculées à partir des courbes de traçage et DTS correspondantes sont par conséquent valables pour la fraction totale de traceur récupérée en fin d'expérience.

## 5.3.6 Interprétation des DTS et modélisation systémique

Les paramètres de transport issus de l'analyse des courbes de traçage sont présentés dans le tableau 5.2. Le détail des calcul est fourni en annexe A. La modélisation systémique et l'optimisation de paramètre ont été effectués à l'aide du logiciel RTD (Cheminform, St. Petersburg).

## 5.3.7 Analyse d'images

La validation d'un modèle CFD à l'aide de la seule DTS peut être hasardeuse pour les raisons évoquées dans le chapitre 3 au paragraphe 3.4. C'est pourquoi j'ai eu l'idée de développer une méthode d'analyse d'images afin de fournir, lors d'une expérience de traçage, une donnée supplémentaire permettant de sécuriser cette validation. L'objectif est de produire une cartographie spatio-temporelle de la dispersion des traceurs. En effet, il s'avère que les traceurs fluorescents utilisés sont visibles à l'œil nu (figure 5.1) . Le protocole développé inclut ainsi :

- 1. La prise de photographies à l'aide d'une caméra étanche (GoPro®) à intervalles de temps réguliers durant les traçages;
- 2. Le traitement des images pour déterminer les zones de présence ou absence de traceurs en fonction du temps : la difficulté est de composer avec le couvert végétal parfois important des systèmes étudiés, les variations de luminosité, etc;
- 3. L'utilisation des données ainsi obtenues pour la validation de modèles CFD en complément des données de DTS.

Le principe retenu pour l'analyse d'images est le seuillage permettant de binariser l'image entre les zones de présence et d'absence du traceur. Pour ce faire, les pixels rouges doivent être détectés sur l'image. Pour chaque pixel, le niveau de "rougeur" est calculé selon l'équation 5.1 :

$$Rougeur = R - max(B, V) \tag{5.1}$$

avec R la composante rouge du pixel, B la composante verte du pixel et V la composante bleue du pixel.

Ensuite, le seuillage est effectué de manière automatique à l'aide de la méthode d'Otsu [110] : la forme de l'histogramme de l'image est utilisée. L'hypothèse est que l'image à binariser ne contient que deux classes de pixels (ici la zone où le traceur est visible et le fond). L'algorithme calcule alors le seuil optimal qui sépare ces deux classes afin que leur variance intra-classe soit minimale.

Un script a été développé sous le logiciel Matlab<sup>®</sup> pour réaliser ces opérations.

## 5.4 Résultats et discussion

## 5.4.1 Évaluation du caractère conservatif des traceurs fluorescents

La SRB et l'UR ne sont pas considérés comme des traceurs conservatifs dans la litérature. La SRB est adsorbée par les surfaces minérales comme l'alumine et la silice [63] mais pas par la matière organique [140]. Dans le cas où l'adsorption du traceur devient un phénomène prépondérant, la DTS devrait se trouver décalée et élargie dans le temps du fait d'un facteur de retard supplémentaire [61]. Ce phénomène n'a pas été observé durant nos expériences (figure 5.8). Dans la mesure où le fond des ouvrages étudiés est recouvert d'une couche organique provenant des eaux usées et de la décomposition des plantes, un contact significatif entre la SRB et des surfaces minérales peut être exclu. De plus, les taux de récupération de ce traceur sont toujours supérieurs à 80 % (tableau 5.2), très proches de ceux de l'UR. Par conséquent, dans le contexte de ces travaux, la SRB peut être considérée comme un traceur conservatif, permettant la dérivation de la DTS depuis les courbes de traçage correspondantes.

Les expériences avec l'UR ont été effectuées la nuit pour les ZRV de Liebsdorf et Wahlbach. La décomposition photochimique n'a donc pas eu lieu et ce traceur peut être considéré comme conservatif pour ces deux manipulations [140]. En revanche, le taux de récupération de l'UR est faible pour la ZRV de Lutter (32,9 %): en effet, cette expérience a duré 5 jours et la photodégradation a pu prendre place durant le jour. Dans ce cas, la courbe de traçage ne peut être utilisée pour dériver les seuls paramètres hydrodynamiques. Ce résultats montre en revanche le potentiel de dégradation des polluants par des processus photochimiques [69].

## 5.4.2 Analyse qualitative de la DTS

Le suivi des concentrations des deux traceurs permet la dérivation de la DTS E(t). La forme de ces courbes est tout d'abord évaluée de manière qualitative afin d'identifier les tendances globales de l'écoulement dans les 3 ZRV (chemins préférentiels, recirculations..., voir figure 5.8).

**Liebsdorf** Les deux courbes obtenues à Liebsdorf (figure 5.8a) présentent des tendances très proches :

- le temps minimum de transit est similaire (41 et 50 min pour la SRB et l'UR respectivement). Cela correspond une vitesse maximale longitudinale plutôt faible d'environ  $0.01\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$  (tableau 5.2);
- le distribution est monomodale et présente une trainée telativement importante. Le couvert végétal important (figure 5.5) ainsi que les faibles vitesses rencontrées peuvent expliquer la présence de zones stagnantes;
- environ deux heures après l'injection, un épaulement peut être observé sur la courbe correspondante à la SRB. Ce dernier résulte de la répartition inégale du débit entre les deux noues constituant la ZRV.

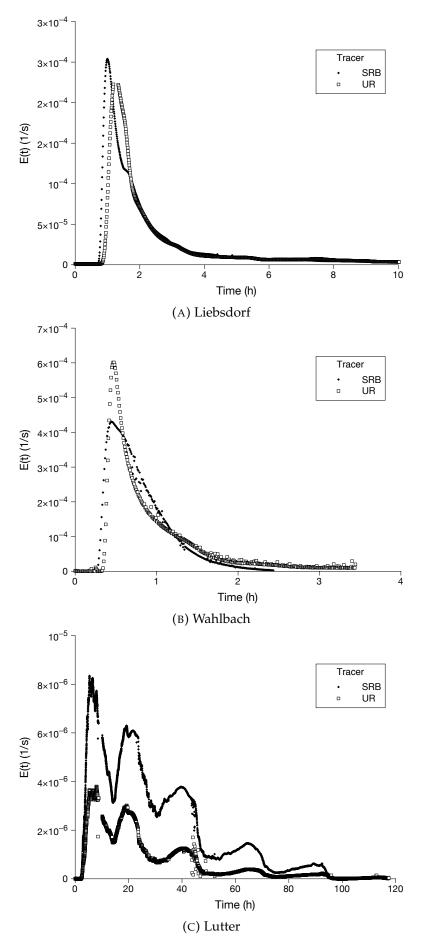


Figure 5.8 – DTS obtenues avec l'UR et la SRB pour les 3  $$\sf ZRV$$ 

Cette hypothèse est confortée par l'observation visuelle du traceur en sortie du système, au niveau du regard de jonction.

**Wahlbach** Les DTS obtenues à Wahlbach présentent également un caractère similaire, avec une dispersion monomodale (figure 5.8b). Le temps minimal de transit mesuré est respectivement de 990 et 1200 secondes pour la SRB et l'UR, correspondant à une vitesse maximale longitudinale beaucoup plus élevée qu'à Liebsdorf d'environ  $0.1\,\mathrm{m\cdot s^{-1}}$  (tableau 5.2).

**Lutter** Les deux courbes de traçage (figure 5.8c) sont typiques d'un système présentant d'importantes recirculations internes. Ces recirculations sont rapides comparativement au débit traversier, cette ZRV se comporte comme un grand réacteur agité. La DTS obtenue est par conséquent la superposition de la décroissance exponentielle typique d'un RPA et des oscillations typiques d'un phénomène de recirculation [86]. Ce phénomène est probablement du à la géométrie de la mare (figure 5.7) plutôt qu'à d'éventuels effets thermiques (stratification / destratification) liés aux variations d'ensoleillement. En effet, des observations similaires ont été réalisées sur des systèmes du même type sans déflecteurs [7, 138]. Cependant, la mesure de profils verticaux de température et / ou une modélisation CFD intégrant la thermique pourrait permettre de confirmer cette hypothèse.

## 5.4.3 Analyse quantitative des paramètres de transport

Le calcul de paramètres de transport à partir de la DTS a permis d'analyser et comparer quantitativement les différents comportements hydrodynamiques ainsi que de caractériser le comportement des deux traceurs fluorescents utilisés (tableau 5.2).

	Lieb	Liebsdorf	Wahl	Vahlbach	Luti	er
	SRB	UR	SRB	UR	SRB	UR
$Q(m^3 \cdot h^{-1})$	$3,60 \pm 0,51$	$3,27 \pm 0,64$	rŲ	$12,79 \pm 0,12$	3,7	$3,76 \pm 0,64$
R (%)	86,1	92,6	100,0	100,0		31,1
$t_1$ (s)	2490	3000	066	1200	8160	8160
$v_{max}  (\mathrm{m, h^{-1}})$	54,9	45,6	338,2	279,0	ı	ı
Indice de court-	5,0	5,5	10,4	11,8	2,0	2,0
circuit (%)						
$\tau$ (h)	13,9	15,3	2,7	2,8	113	113
$ar{t}$ (h)	2,3	2,9	8′0	8′0	19,2	ı
$ar{v}~(\mathrm{m}\cdot\mathrm{h}^{-1})$	16,5	13,1	116,2	116,2	ı	ı
$t_{50}$ (h)	1,7	1,8	2′0	2′0	29,8	\
$\epsilon$	0,164	0,190	0,297	0,277	0,170	ı
Pe	1,3	6'0	6'2	9,4	1,3	1
N	1,5	1,3	4,5	5,3	1,5	ı
~	0,05	0,05	0,24	0,23	90'0	ı
$\mathrm{SPA}~(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{mg}^{-1})$	0,175	0,162	0,232	0,165	0,294	0,619

TABLEAU 5.2 – Paramètres de transport dérivant de l'analyse de la DTS

# 5.4.3.1 Temps de séjour moyen, volume accessible au fluide, efficacité hydraulique

Les 3 ZRV étudiées sont de tailles et de TSH nominaux  $\tau$  différents (tableau 5.1). Les temps de séjour moyens  $\bar{t}$  mesurés doivent donc être dans l'ordre Lutter > Liebsdorf > Wahlbach. Cette hypothèse est confirmée par les valeurs de  $\bar{t}$  présentées dans le tableau 5.2. Cependant, ces temps sont toujours largement inférieurs aux valeurs de  $\tau$ . Le volume utile des ouvrages est donc très inférieur au volume nominal. Cela souligne un aspect important du vieillissement des ZRV depuis leur mise en eau : le développement de végétation ainsi que l'accumulation de boues ont probablement diminué le volume disponible. A Wahlbach, le colmatage d'une des deux noues après l'inondation évoquée au paragraphe 5.3.1 a évidemment un fort impact sur les résultats. En conséquence, l'efficacité hydraulique  $\lambda$ , qui prend en compte le ratio de volume utile  $\epsilon$  est faible pour les trois ZRV.

## 5.4.3.2 Temps minimal de transit, vitesse maximale et indice de courtcircuit

La vitesse maximale d'écoulement  $v_{max}$  a pu être calculée pour les ZRV de Liebsdorf et Wahlbach SFTWs dans la mesure où elles sont de formes allongée (tableau 5.2). A Lutter, il n'est pas possible de déterminer la longueur caractéristique nécessaire à ce calcul.  $v_{max}$  est beaucoup plus importante à Wahlbach qu'à Lutter, en cohérence avec les temps de séjour moyens mesurés. L'indice de court-circuit le plus faible est celui de Lutter, confirmant son comportement plus proche d'un réacteur agité [28].

## 5.4.3.3 Régimes d'écoulement

Les ouvrages de Liebsdorf et Wahlbach se comportent comme des réacteurs pistons avec dispersion : le DTS est monomodale et le temps de séjour moyen correspond quasiment à la médiane (tableau 5.2) : environ 60 % de la masse de traceur est sortie du système pour  $t=\bar{t}$ . Ce n'est pas le cas de la ZRV Lutter où, du fait des fortes recirculations internes, la DTS est multimodale : la masse de traceur récupérée pour  $t=\bar{t}$  n'y est que de 33 % pour la SRB.

Le calcul du nombre de Péclet Pe permet de distinguer différents régimes de dispersion : les valeurs très faibles à Liebsdorf indiquent un degré élevé de dispersion, à relier aux longues traînées observées sur les courbes. Des valeurs plus modérées sont observées à Wahlbach, le transport advectif y étant plus prononcé vu les plus fortes vitesses mesurées (tableau 5.2). Deux raisons peuvent être avancées pour expliquer ces observations : d'une part, le comblement d'une des deux noues a inévitablement conduit à l'augmentation du flux dans celle restante. D'autre part, la végétation est beaucoup moins dense à Wahlbach qu'à Liebsdorf (figure 5.6). A Lutter, le nombre de Péclet est également faible, indiquant une importante dispersion liée aux faibles vitesses et aux recirculations observées.

LANGE et al. [69] mentionnent que la densité du couvert végétal et la hauteur d'eau sont les facteurs les plus importants impactant la rétention des traceurs et des contaminants dans les zones humides artificielles. Ils relient ces impacts à la sorption sur les sédiments et la végétation qui conduit à des pertes importantes de SRB. En revanche, dans les conditions de notre étude, la SRB a plutôt un caractère conservatif et aucune influence de la végétation sur la sorption n'a pu être mis en évidence de manière claire. La forte dispersion observée à Liebsdorf serait plutôt liée à la friction et à l'hétérogénéité du champ de vitesse provoquées par les plantes, comme indiqué dans de nombreuses études sur les zones humides [17, 114, 65, 88]. A l'inverse, CHYAN et al. [28] ont constaté que le nombre de réacteurs en cascade, utilisé pour représenter l'hydrodynamique de zones humides artificielles à l'échelle pilote, diminuait en augmentant le couvert végétal (et donc en diminuant la porosité). Cependant, les vitesses appliquées dans leur étude (98 à  $425\,\mathrm{cm}\cdot\mathrm{j}^{-1}$ ) sont très supérieures à celles observées ici (moins de  $10 \,\mathrm{cm} \cdot \mathrm{j}^{-1}$ ): l'apport élevé d'énergie cinétique correspondant a donc pu accroître l'agitation, surtout pour des porosités élevées.

## 5.4.4 Modélisation systémique

Les modèles usuellement appliqués aux zones humides artificielles tels que les cascades de RPA ou encore le modèle 1D OTIS [100, 135] ne permettent pas de rendre compte de la complexité des écoulements dans les ZRV étudiées. Une modélisation systémique améliorée, décrivant les ouvrages considérés comme un réseau de réacteurs élémentaires (RPA et réacteurs pistons) en série ou en parallèle [83], est donc proposée. La structure de ces modèles ainsi que le calage des DTS correspondantes sont montrés respectivement sur les figures 5.9 et 5.10. Les données issues des traçages avec la SRB ont été utilisées dans la mesure où elle a montré un caractère conservatif pour les trois ouvrages.

### 5.4.4.1 Description des modèles

**Liebsdorf** Chaque noue constituant le système peut être représentée comme une zone centrale où se déroule l'écoulement préférentiel. Cette zone est entourée par des zones stagnantes proches des berges. Le modèle proposé inclut deux branches parallèles avec une répartition de débit 1/3-2/3. Chacune de ces branches est représentée comme un réacteur piston avec dispersion dont l'effluent est dirigé soit directement vers la sortie du système, soit vers un RPA représentatif des zones stagnantes (figure 5.10a). Le calage des paramètres de ce modèle (temps de séjour, nombre de Péclet, répartition du flux) aboutit à un coefficient de corrélation de 0,99.

**Wahlbach** Dans les conditions de l'expérience, cette DTS peut être aisément calée avec un modèle de réacteur piston avec dispersion (figure 5.10b) avec les paramètres suivants : Pe=0,6 et  $\bar{t}=0,8h$ . Le coefficient de corrélation est de 0,76.

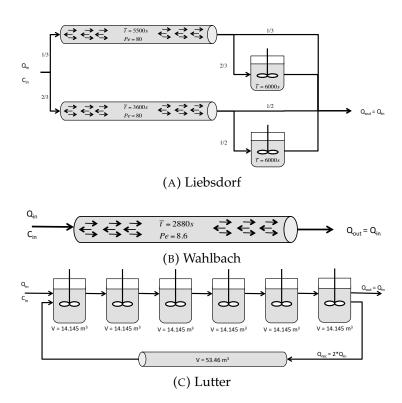


FIGURE 5.9 – Structure des modèles systémiques

**Lutter** Le calage d'un modèle de réacteurs en cascade ou de réacteur piston avec dispersion n'est pas possible vu le caractère multimodal de la DTS (décroissance exponentielle avec caractère périodique) (figure 5.8c). Le caractère périodique suggère une forte recirculation interne et pas forcément la présence de plusieurs trajets d'écoulement distincts comme décrit par le "*Multi-Flow Dispersion Model*" proposé par MAŁOSZEWSKI et al. [97]. Ce modèle pourrait d'ailleurs être utilisé pour caler les données expérimentales mais ne serait pas représentatif de la physique de la ZRV de Lutter. L'approche choisie est celle proposée par LEVENSPIEL [86] et THÝN et HANSSON [154]. La structure correspondante consiste en une cascade de 6 RPA de  $14.145\,\mathrm{m}^3$  chacun avec une boucle de recirculation modélisée comme un réacteur piston idéal de  $53.46\,\mathrm{m}^3$ . Le taux de recirculation est estimé à 200 % du débit entrant. Le protocole suivant a été développé et appliqué pour l'estimation de paramètres :

- extraction et extrapolation du 1er pic de la distribution;
- calage du pic extrait avec le modèle des réacteurs agités en cascade pour estimer leur temps de séjour moyen  $\bar{t}_1$  et le nombre de RPA J;
- détermination graphique de la période *p* entre deux pics successifs;
- le facteur de retard (temps de séjour dans la boucle de recirculation) est estimée par  $p-\bar{t}_1$ ;
- finalement, un algorithme d'optimisation de paramètres peut être utilisé pour raffiner les différentes valeurs obtenues.

Le résultat du calage est présenté sur la figure 5.10c (coefficient de corrélation de 0,88).

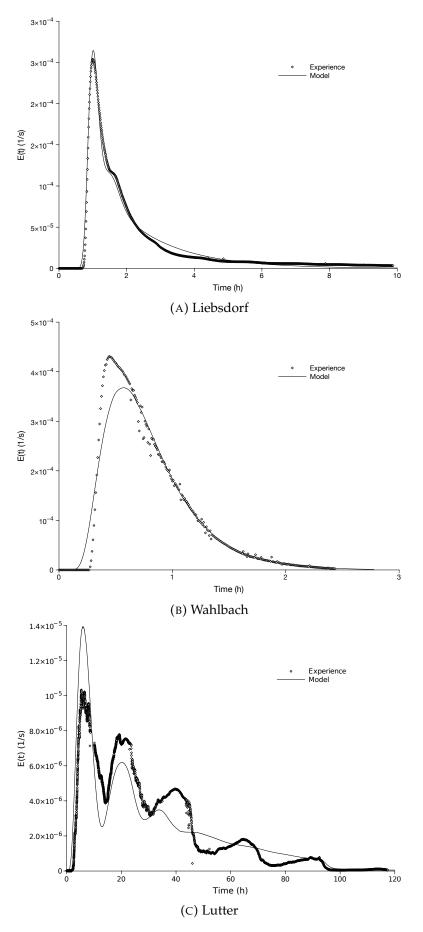


FIGURE 5.10 – DTS expérimentale (SRB) et modélisée des 3 ZRV

## 5.4.5 Analyse d'images

La figure 5.11 présente les résultats obtenus lors d'un traçage sur la ZRV de Lutter. La méthode développée permet bien de distinguer numériquement zones de présence et d'absence du traceur dans l'ouvrage au cours du temps. Ces résultats seront très utiles dans le cadre de la validation d'un modèle CFD actuellement en cours de développement. Des améliorations sont cependant toujours nécessaires : utilisation d'un polariseur pour les prises de vue afin de limiter les reflets, recalage des images dans le plan 2D notamment.

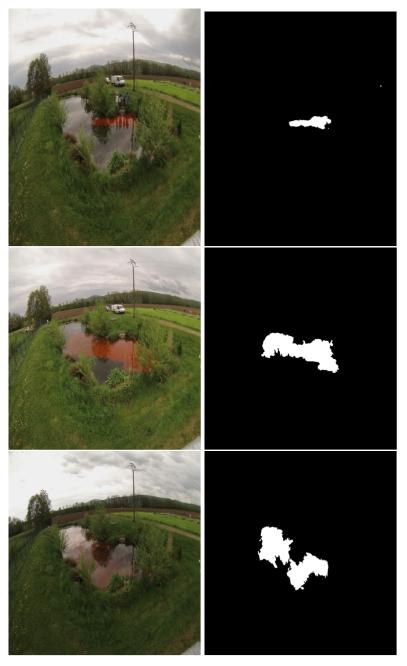


FIGURE 5.11 – Segmentation du traceur à Lutter 4, 25 et 105 minutes après l'injection

#### 5.5 Conclusions et perspectives

Les travaux présentés ont permis de mettre en évidence les points suivants :

- les 3 ZRV étudiées présentent des comportements hydrodynamiques très différents: piston avec dispersion pour les noues alors que la mare se comporte comme un réacteur agité avec de fortes recirculations;
- l'indice d'efficacité hydraulique est très faible pour les trois ouvrages, notamment à cause du très faible volume accessible au fluide au regard du volume nominal estimé. Le comblement avec des sédiments ainsi que le développement de la végétation sont certainement à l'origine de cette observation. Une campagne de bathymétrie menée à Lutter en juillet 2016 a permis de confirmer l'importance de l'accumulation des boues au fond de l'ouvrage. Les temps de séjour hydrauliques sont beaucoup plus faibles dans les noues (1 à 3h) que dans la mare (environ 20h);
- un niveau très élevé de dispersion a été mis en évidence à Liebsdorf en raison du fort couvert végétal et des faibles vitesses rencontrées (longue traînée sur la courbe de DTS). En revanche, à Wahlbach où la couvert végétal est beaucoup moins important et les vitesses plus élevées, la dispersion est plus modérée.

Ainsi, la variété de dimensions et de formes des ZRV influence fortement leur comportement hydrodynamique, et donc leur capacité à remplir leur différentes fonctions, notamment l'abattement de différentes formes de pollution, que ce soit en flux ou en concentration. La conception de ces ouvrages devrait inclure l'optimisation de la géométrie et du couvert végétal selon ces critères. Il pourrait s'agir de l'optimisation de la géométrie pour assurer un volume utile maximum, la mise en place d'îlots, de chicanes, d'une sur-profondeur proche de l'entrée pour faciliter la sédimentation dans cette zone et maintenir la capacité du système dans le reste de l'ouvage, etc. Pour les ouvrages existants, les résultats de tests de traçage peuvent permettre d'évaluer l'impact du vieillissement sur le comportement hydrodynamique. Suite aux expériences présentées dans ce chapitre, une série de campagnes à différentes saisons pendant les 3 années suivantes a d'ailleurs permis de mettre en évidence ces effets [108].

Pour l'atteinte de ces objectifs, les modèles classiquement utilisés de réacteurs en cascade ainsi que l'indicateur d'efficacité hydraulique proposé par PERSSON et al. [115] peuvent d'avérer insuffisants pour capturer toute la complexité de l'écoulement au sein de ZRV de différents types. Les modèles systémiques proposés ici le permettent mais ne sont pas en mesure de capturer l'évolution du comportement pour différents débits. Le calage de ces modèles avec une structure unique tel que présenté ici n'est pas robuste lorsque les conditions de fonctionnement évoluent (débit d'entrée, évolution du couvert végétal, accumulation de boues...). De plus, la conceptualisation de ces modèles repose en grande partie sur l'expertise du modélisateur et plusieurs structures sont à même de reproduire une DTS donnée.

Afin de pallier ces manquements, il devient nécessaire de recourir à une

approche spatialisée de l'écoulement, plus objective, telle que la modélisation compartimentale, déjà appliquée avec succès à une lagune par AL-VARADO et al. [7]. La construction de ce type de modèle requiert la réalisation de simulations en CFD tel que décrit dans le protocole présenté au chapitre 2. Le couplage avec une modèle cinétique adapté, par exemple le River Water Quality Model # 1 (RWQM1) [126] pour prédire le devenir des nutriments ou encore des cinétiques liées aux micropolluants pourrait alors être envisagé. Ce type de modèle couplé permettrait alors d'investiguer les possibilités d'optimisation de ces ouvrages au regard de l'abattement de la pollution.

Le développement du modèle CFD a d'ailleurs commencé pour la ZRV de Lutter avec la campagne de bathymétrie menée en juillet 2016, permettant la construction de la géométrie de l'ouvrage en tenant compte ou non des boues présentes (figure 5.12).

La validation de ce modèle pourra être envisagée en utilisant les résultats des différentes campagnes de traçages menées à différentes saisons, dans différentes conditions. En plus des courbes de DTS, l'outil d'analyse d'images se révélera d'importance pour fiabiliser cette démarche.

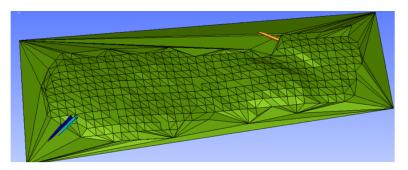


FIGURE 5.12 – Géométrie 3D de la ZRV de Lutter

### **Chapitre 6**

# Réflexion sur le bilan et perspectives, enseignement

#### Sommaire

6.1	BRM pour le recyclage des eaux usées 96				
	6.1.1	Contexte opérationnel	96		
	6.1.2	Contexte scientifique et technique	97		
	6.1.3	Objectifs	98		
	6.1.4	Méthodologie	99		
6.2	Récup	Récupération de ressources à l'aide d'une LHRA 100			
	6.2.1	Contexte technique et scientifique	100		
	6.2.2	Objectifs	101		
	6.2.3	Méthodologie	102		
6.3	Enseig	gner le traitement des eaux usées et la modélisation	104		

Depuis quelques années, on assiste à un changement progressif de paradigme concernant le traitement des eaux usées : elles ne sont plus vue uniquement comme des sources de pollution à traiter, mais aussi, et de plus en plus, comme un vecteur de ressources qu'il convient de valoriser. Ces ressources comprennent :

- l'eau : la réutilisation des eaux traitées devient de plus en plus une nécessité, notamment dans les pays en état de stress hydrique. Également, Le rejet des eaux usées traitées par des filières conventionnelles au milieu naturel peut déjà se concevoir comme une réutilisation dans la mesure où un traitement suffisant contribue à protéger la ressource pour divers usages : pêche, baignade, captages d'eau potable, etc;
- l'énergie : de vecteurs de consommation énergétique, les STEU deviennent de plus en plus une source de production d'énergie : récupération de chaleur depuis les réseaux et surtout, méthanisation des boues résiduaires, sont de plus en plus pratiquées en parallèle d'une optimisation énergétique de la file eau (maîtrise de l'aération...);
- récupération de nutriments : les nutriments (N,P mais aussi C) présents dans les eaux usées et accumulés au sein de la biomasse durant le traitement biologique présentent un intérêt non-négligeable en tant que matières fertilisantes : épandage des boues, récupération de N et P des digestats issus des méthaniseurs (précipitation de struvite notamment), séparation à la source...

 extraction de composés à haute valeur ajoutée : par exemple les biopolymères de type polyhydroxyalcanoates.

Ce changement de paradigme est déjà entré dans une phase de plus en plus opérationnelle. En sont pour témoin les nombreux projets dits de "STEP du futur", "STEP à énergie positive", de récupération et de valorisation de biogaz (cogénération, réinjection dans le réseau de gaz de ville) en cours ou à venir. Les anglo-saxons ont même changé la terminologie traditionnelle de Wastewater Treatment Plant (WWTP) en Water Resources Recovery Facilities (WRRF). Afin que ce mouvement continue à se concrétiser, ne se transforme pas en simple outil marketing et finalement, finisse comme un concept un peu galvaudé, il convient de continuer à optimiser les STEU existantes tout en développant de nouvelles technologies visant à remplir ces objectifs: optimisation de la digestion anaérobie, purification du biogaz, bioréacteurs à membrane, traitements tertiaires plus ou moins poussés, réacteurs à boues granulaires, précipitation de struvite, etc. Cette liste ne saurait être exhaustive et le panel des technologies potentiellement utilisées à cette fin dépasse le cadre du présent mémoire.

Dans ce contexte, depuis 2015, j'ai été à l'initiative de deux projets au sein du laboratoire :

- projet CarbioSep 20 avec la thèse de Juan ARCE VELASQUEZ (démarrée en septembre 2016) sur le développement d'un bioréacteur à membrane pour le reyclage des eaux usées issues de toilettes ferroviaires;
- thèse de Le Anh PHAM (démarrée en mars 2015) sur la thématique de l'utilisation d'un consortium micro-algues/bactéries pour la récupération de ressources des eaux usées;

La suite de ce rapport est donc consacrée à une brève présentation de ces deux projets de recherche.

La dernière section de ce chapitre est, elle, consacrée à mon deuxième métier, celui d'enseignant. J'y expose les différents enseignements que je coordonne et dispense à l'ENGEES.

# 6.1 Développement d'un bioréacteur à membrane pour le reyclage des eaux usées issues de toilettes ferroviaires

#### 6.1.1 Contexte opérationnel

Le projet CARBIOSEP-20 a été sélectionné dans le cadre de l'Appel à Projet FUI20. Ce projet est porté par la société BFG Environmental Technologies, dont le centre de recherche est basé à Illkirch-Grafenstaden (67). Le projet CARBIOSEP va permettre de développer une solution de traitement biologique in situ des eaux provenant des toilettes.

L'objectif est de remplacer les réservoirs de stockage des effluents et la désinfection, réalisée majoritairement à l'aide de produits chimiques, par un bioréacteur à membranes afin de pouvoir recycler l'eau de la chasse et valoriser les déchets produits sous forme de biogaz et d'engrais azotés. Cette solution devrait faire passer l'autonomie des trains de 3 jours, à 3-6 mois, et permettra d'économiser très rapidement plusieurs centaines de  $\rm m^3 \cdot j^{-1}$  d'eau claire.

#### 6.1.2 Contexte scientifique et technique

#### 6.1.2.1 Bioréacteur à membranes

Le bioréacteur à membrane (BRM) a été inventé à la fin des années 60, d'une part pour réduire l'espace occupé par les clarificateurs (décanteurs secondaires) des stations d'épuration, d'autre part pour fiabiliser l'étape de séparation de la biomasse épuratoire de l'effluent traité, réalisée usuellement par ces clarificateurs. Leur utilisation s'est beaucoup développée ces 10 dernières années, grâce aux avancées techniques réalisées par les fabricants de membranes. Les BRM permettent, avec un faible temps de séjour hydraulique, d'obtenir une eau épurée de très haute qualité, exempte de matières en suspension, de bactéries pathogènes, voire de virus.

#### 6.1.2.2 Traitement des effluents fortement chargés en azote

Le traitement biologique d'effluents très fortement chargés en azote tels que les eaux issues des toilettes de train a été étudié, le plus souvent à l'échelle du pilote de laboratoire. Les procédés employés sont souvent de type bioréacteur à membrane [160] ou réacteur biologique séquentiel [42]. La nitrification est identifiée comme une des méthodes permettant de stabiliser les urines séparées à la source [101]. Cependant, en l'absence de pouvoir tampon significatif des effluents, la nitrification observée sera souvent partielle et seulement la moitié de l'ammonium sera oxydée avant un arrêt lié à l'acidification excessive du milieu. Les concentrations élevées en nitrites et le faible pH ont un effet adverse sur les bactéries oxidant les nitrites (NOB), notamment à cause de leur sensibilité à l'oxide nitreux (e.g. [55]). La conversion complète de l'ammonium en nitrites est souvent inhibée, en fonction des conditions opératoires. Le résultat est souvent la production d'une solution avec un ratio nitrite/ammonium ou nitrate/ammonium de 1 pour 1. A cause des fortes concentrations en sels, ammonium et acide nitreux rencontrées dans l'urine [159], les phénomènes d'inhibition des étapes de la nitrification rendent l'exploitation en continu d'un procédé sujette à des instabilités. Dans la mesure où ces phénomènes d'inhibition sont complexes et encore mal compris, le contrôle de la nitrification revêt une importance capitale dans les applications de ce procédé. Ceci peut être par exemple réalisé en contrôlant le pH via le mode d'alimentation en effluent [101, 159].

#### 6.1.2.3 Modélisation

Les modèles les plus utilisés sont les modèles du type ASM (Activated Sludge Model): ASM1, ASM2, ASM2d et ASM3 [52]. Ces modèles, de degrés de complexité variable, diffèrent par la prise en compte ou non de phénomènes biologiques comme le stockage intracellulaire, la respiration endogène, le devenir du phosphore, etc... Cependant, développés dans le cadre du traitement d'effluents urbains, ils ne sont pas directement adaptés à la modélisation du traitement d'effluents très chargés en azote. La principale hypothèse limitante est la non distinction des stades nitrites et nitrates lors des processus de nitrification et dénitrification alors que pour ce type d'effluents, des accumulations de nitrites sont souvent observées. Ainsi, plusieurs modèles dérivés ont vu le jour dans la littérature pour les lisiers [95, 16], les lixiviats d'ordures ménagères [42], etc... Ainsi notre modèle se situera entre ces deux bornes avec une intégration des étapes de séparation membranaire (Ultrafiltration et Osmose inverse).

#### 6.1.3 Objectifs

L'objectif finalisé du projet est la conception d'un procédé compact permettant de traiter, stabiliser un effluent fortement chargé en azote avec une variabilité des conditions opératoires très importante (alternance de phases d'alimentation, d'aération, variations de température...). La compréhension et l'optimisation de ce procédé nécessitent une bonne connaissance des interactions complexes entre les phénomènes biologiques, physico-chimiques (pH, stripping) et hydrodynamiques (mélange, influence sur transfert d'oxygène). Le bioréacteur à membranes est envisagé pour une application totalement nouvelle : de faibles débits, des charges très concentrées et ne contenant que des eaux noires (pas d'eau de douche, de bain, de vaisselle, de pluie, de silice,...). Cette utilisation oblige à redéfinir tous les paramètres applicables par rapport au cas classique des stations d'épuration :

- Temps de séjour hydraulique (TSH)
- Age des boues,
- Facteurs de croissance et inhibition de la biomasse épuratoire,
- Cycles de bullage et relaxation liées à un transfert d'oxygène variable en fonction de la concentration de MES très élevée, au colmatage membranaire et à la gestion de phases aérobie et anoxiques dans un même volume,
- Gammes et variations de pH pouvant se situer en dehors des optimaux de croissance de la biomasse,
- Hydrodynamique du bioréacteur permettant d'éviter les zones mortes, de distribuer la charge de façon homogène et de favoriser le transfert d'oxygène, tout en évitant des cisaillements trop importants.

#### 6.1.4 Méthodologie

#### 6.1.4.1 Optimisation du procédé

Les objectifs de cette phase sont de déterminer les paramètres clés de l'optimisation du traitement de l'effluent et d'en créer des modèles numériques biocinétique, membranaire et hydraulique, ainsi que l'interface permettant de relier ces 3 «logiciels de simulation», automatiser le processus et l'instrumenter. L'optimisation du traitement devra répondre aux points suivants : Obtenir une eau traitée de qualité suffisante pour les applications envisagées, garantir une autonomie (durée entre les passages au centre technique) de l'ordre de 6 mois. Pour cela, des études pilotes seront réalisées afin de déterminer les paramètres optimaux et les performances réelles du procédé.

#### 6.1.4.2 Modélisation

La nitrification biologique requiert une gestion optimisée des interactions entre les bactéries oxydatives de l'ammonium (Nitritation :AOB) et des nitrites (Nitratation : NOB). Cet aspect est particulièrement critique pour des effluents très chargés en azote tels que l'urine [160, 159]. La modélisation permettra :

- de définir les besoins d'aération : dans le bioréacteur à membrane étudié, l'absence d'extraction de boues régulière conduit à une augmentation très importante de la concentration en boues dans le réacteur biologique et donc une diminution du coefficient de transfert d'oxygène,
- d'identifier les pertes d'azote par stripping (entraînement de l'azote par l'aération)
- d'identifier les facteurs limitants ou les phénomènes d'inhibition : Alcalinité, pH, NH<sub>3</sub>, HNO<sub>2</sub>.

Enfin, l'objectif de réutilisation des eaux traitées nécessite le couplage du procédé biologique avec une étape d'osmose inverse. Le modèle devra permettre de simuler ce couplage et de quantifier l'influence de la recirculation (i) des concentrats en tête de traitement (inhibition du traitement biologique), (ii) des perméats en dilution de l'effluent d'entrée (production d'eau douce) tout comme de garantir le rejet en milieu naturel.

Vu la complexité des processus en question et la multitude de paramètres du modèle, ce développement doit être réalisé de manière très rigoureuse en suivant les Bonnes Pratiques de Modélisation préconisées par le groupe de travail Good Modelling Practices de l'International Water Association (IWA) [58]. Ce protocole donne les différentes étapes qui seront suivies dans le cadre de ce projet (voir figure ci-dessous).

- 1. Définition des objectifs et accord sur le niveau de précision requis : cette phase nécessite un accord entre les partenaires;
- 2. Collecte de données et validation/réconciliation : cette étape sera réalisée via le suivi étroit de pilotes de traitement fonctionnant sur effluents réels et synthétiques. Un pilote de traitement BRM à taille

réelle sera mis en place au sein du laboratoire Icube et suivi pendant une période d'un an. Une première campagne de suivi sera dédiée à l'obtention de données nécessaires au calage des paramètres cinétiques et stœchiométriques du modèle. La deuxième campagne permettra une validation de ce calage ainsi que le test de la robustesse du modèle pour la prédiction de différents scénarios de fonctionnement;

- 3. Définition du modèle/conceptualisation : cette phase correspond à la définition des processus qui devront être modélisés et des équations associées ainsi qu'à la définition du synoptique du procédé et de la description des conditions opératoires. Une analyse de sensibilité permettra de définir les paramètres pertinents pour le calage;
- 4. Calage : le calage du modèle consiste en l'ajustement des valeurs de paramètres cinétiques et stœchiométriques aux données expérimentales issues des campagnes de calage. A cette fin, on aura recours à des expériences respirométriques et/ou à des algorithmes d'optimisation de paramètres selon les paramètres pertinents définis à l'étape précédente;
- Validation : le modèle calé est utilisé pour simuler le fonctionnement du/des pilotes lors de la campagne expérimentale de validation (jeu de données différent);
- 6. Utilisation du modèle/développement du logiciel : le modèle validé sera utilisé pour définir et optimiser la conception et les conditions opératoires du procédé dans différents scénarios de fonctionnement (type d'effluent, application en ferroviaire, urbain...).

# 6.2 Récupération de ressources des eaux usées à l'aide d'une lagune à haut rendement algal

Ce projet correspond à la thèse de Le Anh PHAM intitulée "Algal-bacterial processes for wastewater treatment : assessment of nutrient recovery and model based design" ayant démarré fin mars 2015. L'objectif de la thèse est l'évaluation du potentiel des Lagune à haut rendement algal (LHRA) pour le traitement et la récupération de nutriments des eaux usées ainsi que la modélisation de ce système via un couplage biocinétique / CFD. L'objectif finalisé est la recommandation de règles de conception adaptées aux climats chauds et tempérés. Le démarrage de cette thèse (bourse financée par le gouvernement vietnamien) constitue une retombée de l'investissement de l'ENGEES, et donc de ICube, au sein du consortium Université de Sciences et Technologies de Hanoï (USTH). La direction de thèse est assurée par Adrien WANKO. J'assure le co-encadrement, en particulier sur le volet modélisation. Paul BOIS est également impliqué.

#### 6.2.1 Contexte technique et scientifique

Du fait de leurs faibles coûts d'exploitation et énergétique, les technologies dites rustiques de traitement des eaux usées présentent un intérêt non

négligeable pour concevoir des filières de traitement adaptées à certains contextes, comme les zones rurales ou encore les pays en voie de développement.

Dans le contexte du changement de paradigme précédemment évoqué, les procédés combinant micro-algues et bactéries démontrent un certain potentiel. En effet, via la photosynthèse, les algues utilisent la lumière du soleil pour convertir le carbone minéral  $\mathrm{CO}_2$  et les nutriments contenus dans l'eau (azote, phosphore) en biomasse et en dioxygène  $\mathrm{O}_2$ . Dans le même temps, les bactéries utilisent l'oxygène produits par les algues pour leur métabolisme conduisant à la dégradation des composés organiques et à l'oxydation de l'azote ammoniacal, tout en produisant les nitrates et le  $\mathrm{CO}_2$  nécessaires aux algues (figure 6.1). Ce processus naturel ne nécessite pas d'apport d'énergie additionnel. De plus, le contenu des microalgues produites, riche en nutriment et en matière organique (lipides notamment), est valorisable comme biocarburant, fertilisant, etc. [27, 105]. Ainsi, L'utilisation de LHRA présente des atouts potentiels pour à la fois le traitement des eaux usées et la récupération de ressources (nutriments, énergies) [112].

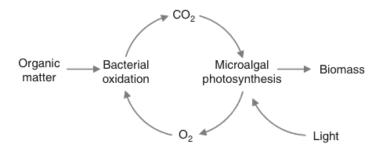


FIGURE 6.1 – Principe de la respiration photosynthétique pour l'abattement de la DBO5 (Source : [105]

La LHRA est un procédé mettant en œuvre ce consortium d'algues et de bactéries [111, 146]. Elle consiste en un chenal oblong ouvert d'une profondeur de 0,2 à 1 m [111]. Le mélange est réalisé via une roue à aubes. De précédentes études ont montré que les LHRA peuvent éliminer plus de 90% de la Demande Chimique en Oxygène (DCO), 79% de l'azote total, plus de 90% de l'azote ammoniacal et 57% du phosphore total [3, 117, 119].

La biomasse ainsi générée permet le recyclage des nutriments issus de l'eau usée. Une étape de séparation de la biomasse de l'eau traitée est donc nécessaire à cette fin, mais aussi bien évidemment pour rejeter au milieu naturel une eau exempte de matières en suspension. La récupération des algues fait partie des défis à relever pour ce type de procédé. Les pistes étudiées dans la littérature incluent l'utilisation de membranes [130, 177] ou l'amélioration de la décantabilité via l'initiation d'une biofloculation [163, 162, 161].

#### 6.2.2 Objectifs

Malgré les nombreux atout précédemment évoqués, un certain nombre de verrous techniques et scientifiques limitent aujourd'hui l'utilisation des LHRA,

notamment la maîtrise des variations des paramètres environnementaux, la carence potentielle en carbone minéral ainsi que les difficultés de récupération de la biomasse produite. Ainsi, la définition des paramètres optimaux de fonctionnement de ces ouvrages, basée sur des stratégies de résolution de ces problématiques, fait encore défaut. Ainsi, les objectifs du présent projet se déclinent ainsi :

Plus spécifiquement, les questions suivantes seront abordées durant ce projet :

- quelle est l'influence des paramètres environnementaux (température, lumière, agitation,...) sur la production de biomasse et la récupération de nutriments?
- quelle est la dynamique de l'interaction entre algues et bactéries au sein de la LHRA?
- quel est l'impact de la recirculation de la biomasse et de la décantation lamellaire sur le maintien d'une quantité optimale de biomasse dans le système et sa récupération?

Le présent projet se propose d'identifier, dans un premier temps expérimentalement à l'échelle du pilote de laboratoire, les paramètres optimaux de fonctionnement de ces ouvrages afin d'accroître la productivité de la biomasse algale produite ainsi que sa séparation des eaux traitées, dans une perspective de récupération de ressources (méthanisation, extraction de composés à haute valeur ajoutée). L'idée est d'aboutir à une intégration optimale entre les boues activées (biomasse bactérienne, floculante) et les micro-algues pour initier la biofloculation et permettre ainsi une séparation 100 % gravitaire. L'évolution du pouvoir méthanogène de la biomasse produite sera enfin évalué.

Dans un second temps, un modèle combinant l'hydrodynamique du pilote étudié (utilisation de la mécanique des fluides numériques) et les cinétiques biologiques sera développé. Le calage et la validation seront réalisés en utilisant les données expérimentales issues des tests pilotes. Ce modèle permettra de mieux comprendre la dynamique de croissance des algues et des bactéries présentes dans le pilote en fonction des variations des paramètres environnementaux ainsi que d'optimiser les paramètres de conception et d'opération du procédé.

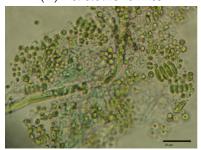
#### 6.2.3 Méthodologie

L'approche expérimentale envisagée comprend trois axes :

- La construction et l'exploitation au laboratoire d'un pilote de LHRA incluant : décanteur primaire, LHRA d'un volume de 100L, décanteur lamellaire, dispositif d'injection de CO<sub>2</sub>, pompes et capteurs;
- 2. L'application de nouvelles techniques (recyclage de la biomasse, décantation lamellaire, ajout de  $\mathrm{CO}_2$ ) pour atteindre une productivité maximale et une récupération de nutriments optimale;
- 3. La mise en œuvre d'un plan d'expériences pour évaluer l'influence : de la photopériode, de l'intensité du rayonnement lumineux, de la température, etc;



(A) Réacteurs fermés



(B) Observation microscopique

FIGURE 6.2 – Culture de micro-algues au laboratoire ICube

Les paramètres évalués incluront : paramètres environnementaux (pH, température,  $\rm O_2$ , rayonnement), composition des eaux usées et de la biomasse produite (DCO, DBO5, azote, phosphore), observations microscopique de la biomasse, caractérisation de la décantabilité via les développements effectués au sein du laboratoire [91].

En parallèle, le pilote expérimental sera modélisé en CFD. L'approche utilisée sera un solveur VOF avec une description de la roue à aube soit de type "Multiple Reference Frame" ou maillage tournant. Le couplage avec la densité de la suspension de biomasse permettra une représentation plus réaliste du mélange ([132], voir chapitre 3). Il s'agira d'optimiser l'agitation (vitesse de rotation, hauteur des aubes) afin de minimiser les zones mortes sujettes à sédimentation et maximiser l'accès des micro-algues à la lumière. Le couplage avec un modèle biocinétique [59, 142] sera abordé. Certains de ces modèles cinétiques se rapprochent d'un formalisme type ASM [52], d'autres d'une approche métabolique. Ces différentes approches pourront être comparées. Cependant, cette comparaison au sein d'un modèle CFD complet nécessiterait un temps énorme de calcul. C'est pourquoi l'élaboration d'un modèle compartimental de la LHRA est prévue.

A l'heure actuelle, des expérimentations en laboratoire ont déjà permis de mettre au point notre technique de culture de micro-algues à partir d'une eau usée reconstituée ainsi que d'identifier l'impact des conditions initiales de culture (ratio micro-algues / boues activées) sur la croissance, les performances de traitement ainsi que la récupération de biomasse par sédimentation (figure 6.2).

En parallèle, le pilote de LHRA a été construit et mis en place au sein du

laboratoire ICube (figure 6.3). Le travail en CFD a démarré avec la définition de la géométrie. Une synthèse des différents modèles cinétiques et leur implémentation sous AQUASIM [125] pour reproduire les expériences en batch est également en cours.



FIGURE 6.3 – LHRA pilote au laboratoire Icube

#### 6.3 Enseigner le traitement des eaux usées et la modélisation

J'assure depuis mon arrivée à l'ENGEES la coordination des modules d'enseignement « Traitement des Eaux Usées » et « Traitement des eaux de consommation » pour les étudiants en 2ème et 3ème année de formation

d'ingénieur (sous statut étudiant et apprenti) ainsi que pour le mastère spécialisé Eau Potable Assainissement. Dans le cadre de la réforme du cursus ingénieur de l'ENGEES, j'assure maintenant la coordination des Unités d'Enseignements (UE) suivantes : génie des procédés (Semestre 6), traitement des eaux usées niveau 1 (semestre 7), modélisation du traitement des eaux usées (semestre 9) et traitement des eaux usées niveau 2 (semestre 9).

Les années écoulées ont vu une montée en puissance des mes activités d'enseignements. En effet, je me suis vu rapidement confié le montage et la responsabilité pédagogique des enseignements de génie des procédés, que ce soit en formation d'ingénieur ou en mastère spécialisé. J'ai donc créé ce nouveau module d'enseignement en 2012 avec les cours magistraux et travaux dirigés associés. J'ai assuré en 2014 la mise en place d'une salle de travaux pratiques associés à cette thématique (création d'une salle de TP dédiée dans les locaux de ICube puis de l'ENGEES).

En ce qui concerne le traitement des eaux usées, avec mon collègue Paul Bois, nous proposons, depuis l'année universitaire 2015-2016 (dans le cadre de la réforme du cursus engagée à l'ENGEES à la rentrée 2014) une approche de pédagogie par projet à 100 % pour cette unité d'enseignement dispensée en 2ème année de cursus d'ingénieur. J'ai également repris en 2016 ce module pour les étudiants mastère spécialisé "Eau potable assainissement". Je met à profit dans ce cadre la ressource pédagogique en ligne créée en collaboration avec Christophe Dagot (ENSIL, Université de Limoges) via un financement de l'Université Virtuelle Environnement Développement Durable (UVED): http://uved-ensil.unilim.fr/. Les outils numériques tels que la plate-forme Moodle (https://moodle.org/et la chaîne éditoriale OPALE (http://scenari-platform.org/projects/opale/fr/pres/co/occupent une place de plus en plus importante dans mes enseignements.

Enfin, j'ai introduit dans les enseignements de l'ENGEES la modélisation biocinétique du traitement des eaux usées avec des cours dispensés aux étudiants de 3ème année ingénieur et de Mastère Spécialisé. J'ai également crée en 2014 un enseignement et une ressource pédagogique en ligne sur la thématique de la modélisation couplée hydrodynamique/cinétique de filières extensives de traitement des eaux usées : les étudiants y réalisent la simulation CFD en 2D d'un système de lagunage qu'ils utilisent pour réaliser une expérience de traçage numérique (injection d'un scalaire passif) pour en déduire le modèle systémique associé et coupler ce dernier avec une cinétique d'ordre 1.

Les années à venir verront la consolidation des modifications apportées dans le cadre de la réforme du cursus ingénieur de l'ENGEES : davantage de progressivité et d'autonomie des étudiants sont les moteurs de celle-ci en ce qui concerne le traitement des eaux avec davantage de place laissée aux TP, aux projets et pourquoi pas à des modalités de "classe inversée".

De manière générale, un défi à relever est l'intégration des dernières tendances déjà évoquées du traitement des eaux usées (énergétique, récupération de ressources, traitement des micropolluants, nouveaux outils d'optimisation, gestion intégrée) aux programmes dispensés aux étudiants.

#### Conclusion

Les 6 années écoulées depuis mon recrutement à l'ENGEES et au laboratoire ICube m'ont vu opérer un basculement thématique conséquent : de formation axée sur le génie des procédés, la chimie et la microbiologie appliqués au domaine du traitement des eaux, je suis arrivé dans une équipe de recherche ayant une culture et une reconnaissance fortes dans le domaine de la simulation numérique des écoulements, que ce soit en charge, à surface libre ou encore en milieu poreux (variablement saturé).

J'ai conservé de mes années de thèse un fort goût pour l'expérimental. Aujourd'hui encore, malgré le nombre et la variété de tâches qui me sont confiées au delà de ma mission de chercheur (enseignement, coordination de modules d'enseignement, tâches administratives, montage de dossiers d'appels à projet, etc.), je m'efforce de participer le plus souvent possible aux expérimentations de terrain menées dans le cadre des différents projets évoqués dans ce mémoire.

En effet, je n'envisage pas un travail de modélisation sans avoir au préalable une connaissance concrète du procédé de traitement étudié. Comment avoir un regard critique sur les résultats de simulation d'une expérience de traçage si l'on en a jamais réalisé soi-même (chapitre 5)? Comment conceptualiser un modèle de sédimentation de boues activées si l'on n'a jamais vu, ni un clarificateur secondaire réel, ni observé visuellement la sédimentation (chapitre 4)?

Les programmes de recherche présentés dans ce mémoire me permettent de mettre en application cette façon de travailler. Non seulement ces expérimentations permettent évidemment d'aboutir à une meilleure compréhension des mécanismes, mais elles permettent de fournir des jeux de données utiles au calage et à la validation des modèles.

L'eau est le vecteur des substances dont nous voulons connaître le sort au cours de leur transit dans les ouvrages de traitement. Les comportements hydraulique et hydrodynamique constituent donc les premiers éléments à comprendre et à conceptualiser avant toute tentative de modélisation prédictive des cinétiques chimiques et biologiques. A cette fin, la CFD constitue un outil précieux, de plus en plus accessible, permettant une reproduction détaillée des phénomènes. Si le couplage direct de cet outil avec les cinétiques réactionnelles de manière routinière pour simuler le fonctionnement global d'une STEU n'est pas à l'ordre du jour, il peut permettre de dériver des connaissances utiles au développement de modèles simplifiés plus pertinents que les approches classiquement utilisées à l'heure actuelle (chapitre 2). Cependant, son utilisation requiert des compétences spécifiques et trop peu de personnes du monde du traitement des eaux usées sont formées à ses fondamentaux et à ses règles de bonnes pratiques (chapitre 3).

108 Conclusion

Cet outil constitue également une opportunité intéressante pour l'optimisation des procédés à travers, par exemple, un meilleur positionnement d'agitateurs ou de capteurs utilisés pour le contrôle, la définition de la géométrie optimale d'un ouvrage donné, etc. Ces éléments se révèlent cruciaux pour contribuer au changement de paradigme en cours dans le monde des eaux usées (chapitre 6) et, pour reprendre les mots de Sir Winston Churchill, faire de ce qui était autrefois une difficulté, une opportunité.

#### Annexe A

## Calcul des paramètres hydrodynamiques à partir de la DTS

#### **Tracer recovery**

The recovery of tracer (%) is calculated as follows:

$$R = \frac{\int_0^\infty Q(t)C(t) \, dt}{M} * 100$$
 (A.1)

#### **Residence Time Distribution (RTD)**

The RTD function E(t) can be defined as  $E(t)\Delta t =$  fraction of incoming water that stays in the wetland for a length of time between t and  $\Delta t$ . It is calculated as follows:

$$E(t) = \frac{Q(t)C(t)}{\int_0^\infty Q(t)C(t) dt} = \frac{Q(t_i)C(t_i)}{\sum Q(t_i)C(t_i)\Delta t_i}$$
(A.2)

#### Calculation of transport parameters

From C(t) and E(t) functions, parameters characterizing the hydrodynamics of the studied systems were derived.

Minimum travel time and short-circuiting index The minimum travel time  $(t_1)$  identifies short-circuiting. It is defined as the shortest time of travel from the inlet to the outlet, determined by the fastest flow paths through the wetland. Theoretically, this is the elapsed time between the introduction of tracer at the inlet and the detection of tracer at the outlet [171]. The maximum flow velocity  $v_{max}$  is obtained by dividing  $t_1$  by the length of SFTW in the flow direction. The short-circuiting index is defined as the ratio of  $t_1$  over the nominal hydraulic residence time  $\tau$ .

Mean-residence time [86, 152] and mean velocity The mean residence time  $\bar{t}$  is defined by :

$$\bar{t} = \int_0^\infty t E(t) \, \mathrm{d}t \tag{A.3}$$

The mean flow velocity in the axial direction  $\bar{v}$  is then obtained by dividing  $\bar{t}$  by the length of SFTW in the flow direction.

**Variance and dimensionless variance [86, 152]** Variance is a measure of the RTD curve's spread.

$$\sigma^{2} = \int_{0}^{\infty} (t - \bar{t})^{2} E(t) dt = \sum_{i} t_{i}^{2} E(t_{i}) \Delta t_{i} - \bar{t}^{2}$$
(A.4)

The variance can be rendered dimensionless by dividing by the square of the mean residence time, which gives  $\sigma_{\theta}^2$ :

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} \tag{A.5}$$

**Evaluation of dispersion by the Peclet number** The Peclet number represents the ratio between the advective and dispersive contributions to solute transport within the system. It is one of the parameters of the 1D plug-flow reactor with dispersion model [86]. It is defined by:

$$Pe = \frac{\bar{v}L}{D} \tag{A.6}$$

Here, D considers the contributions of molecular, eddy and kinematic dispersion within the studied system. The Peclet number is linked to the RTD through the dimensionless variance (large deviation from ideal-flow, closed-closed boundary conditions) [86]:

$$\sigma_{\theta}^{2} = \frac{2}{Pe} - \frac{2}{Pe^{2}} (1 - e^{-Pe}) \tag{A.7}$$

**Derivation of a TIS model** The number J of Continuous Stirred Tank Reactors representing the wetland is calculated from the dimensionless variance [61, 86, 169]:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{I} \tag{A.8}$$

**Effective volume fraction and hydraulic efficiency** The effective volume fraction  $\epsilon$  is defined as :

$$\epsilon = \frac{Q\bar{t}}{V} = \frac{\bar{t}}{\tau} \tag{A.9}$$

PERSSON et al. [115] proposed the hydraulic efficiency index ( $\lambda$ ) to quantitatively describe the RTD curve position and distribution, in order to compare the design of wetland systems.

$$\lambda = \frac{\bar{t}}{\tau} (1 - \frac{1}{N}) \tag{A.10}$$

#### Annexe B

#### **Curriculum Vitae**

#### B.1 État civil

- LAURENT Julien
- Date de naissance: 04/04/1983
- Lieu de naissance : Condé sur l'Escaut, Nord
- Poste actuel : maître de conférences
- Section CNECA: 3
- Sections CNU : Énergétique, génie des procédés (62) et Chimie théorique, physique, analytique (31)
- Date d'accès au poste : 01 / 09 / 2010
- Établissement : Ecole nationale du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg
- Adresse: 1 quai Koch B.P. 61039 67070 Strasbourg Cedex
- Laboratoire d'accueil : Equipe « Mécanique des Fluides », Laboratoire iCube, 2 rue Boussingault, Strasbourg
- Téléphone ENGEES : 03 88 24 82 89
- Téléphone iCube : 03 68 85 29 72
- Adresse électronique professionnelle : julien.laurent@engees.unistra.fr

#### **B.2** Cursus professionnel

**Depuis le 1er Septembre 2010** Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement, Strasbourg (67), Maître de Conférences,

**Novembre 2009 à Août 2010** CEMAGREF, Antony (92), Post-Doctorat, Projet : « Modélisation dynamique du fonctionnement des réacteurs biologiques séquentiels (SBR) »

**2006-2009** Groupe de Recherche Eau Sol Environnement, Université de Limoges (87), Thèse de Doctorat, sujet : « Impact de prétraitements physique, thermique et chimique sur la répartition d'espèces métalliques (Cd, Cu) dans les procédés d'épuration par boues activées »

**2006 (6 mois)** Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement (87), Master II Recherche, sujet : « Etude du fonctionnement d'un réacteur à lit fluidisé et à alimentation séquentielle »

#### **B.3** Diplômes obtenus

2009 - Doctorat « Chimie et Microbiologie de l'Eau », Université de Limoges, mention « Très Honorable »

#### Composition du jury :

- Rapporteurs:
  - Mme Hélène Carrère (Directrice de Recherche HDR, INRA Narbonne).
  - M. Etienne Paul, Professeur (INSA Toulouse),
- Examinateurs:
  - Mme Marie-Noëlle Pons (Directrice de recherche, CNRS ENSIC-INPL, Nancy),
  - Mme Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin (Ingénieur, CEMAGREF, Antony),
  - M. Michel Baudu (Professeur, Directeur du GRESE, Université de Limoges),
  - M. Christophe Dagot, directeur de thèse, (Professeur, GRESE, Université de Limoges),
  - Mme Magali Casellas, co-directrice de thèse, (Maître de Conférences, GRESE, Université de Limoges),
- Invité : M. Alain Vachon, Expert Assainissement, Agence de l'Eau Loire-Bretagne

2006 – M2 Recherche « Chimie et Microbiologie de l'Eau », Mention Très Bien, Université de Limoges

2006 - Ingénieur « Eau et Environnement », ENSIL, Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges

#### Annexe C

# Publications et communications

#### C.1 Publications dans des revues internationales

François, P., Locatelli, F., Laurent, J., Bekkour, K., 2016. Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile. Flow Measurement and Instrumentation 48, 112–117.

Laurent, J., Bois, P., Nuel, M., Wanko, A., 2015. Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers. Chemical Engineering Journal 264, 389–398.

Laurent, J., Casellas, M., Carrère, H., Dagot, C., 2011a. Effects of thermal hydrolysis on activated sludge solubilization, surface properties and heavy metals biosorption. Chemical Engineering Journal 166, 841–849.

Laurent, J., Casellas, M., Dagot, C., 2010a. Heavy metals biosorption on disintegrated activated sludge: Description of a new equilibrium model. Chemical Engineering Journal 164, 63–69.

Laurent, J., Casellas, M., Dagot, C., 2009a. Heavy metals uptake by sonicated activated sludge: Relation with floc surface properties. Journal of Hazardous Materials 162, 652–660.

Laurent, J., Casellas, M., Pons, M.-N., Dagot, C., 2010b. Cadmium biosorption by ozonized activated sludge: The role of bacterial flocs surface properties and mixed liquor composition. Journal of Hazardous Materials 183, 256–263.

Laurent, J., Casellas, M., Pons, M.N., Dagot, C., 2009b. Flocs surface functionality assessment of sonicated activated sludge in relation with physicochemical properties. Ultrasonics Sonochemistry 16, 488–494.

Laurent, J., Jaziri, K., Guignard, R., Casellas, M., Dagot, C., 2011b. Comprehensive insight of the performances of excess sludge reduction by 90 C thermal treatment coupled with activated sludge at pilot scale: COD and N removal, bacterial populations, fate of heavy metals. Process Biochemistry 46, 1808–1816.

Laurent, J., Pierra, M., Casellas, M., Dagot, C., 2009c. Fate of cadmium in activated sludge after changing its physico-chemical properties by thermal treatment. Chemosphere 77, 771–777.

Laurent, J., Pierra, M., Casellas, M., Pons, M.N., Dagot, C., 2009d. Activated sludge properties after ultrasonic and thermal treatments and their potential influence on dewaterability. Journal of Residuals Science and Technology 6, 19–26.

Laurent, J., Samstag, R.W., Griborio, A., Nopens, I., Batstone, D.J., Wicks, J., Saunders, S., Potier, O., 2014. A protocol for the use of computational fluid dynamics as a supportive tool for wastewater treatment plant modelling. Water Science and Technology 70, 1575–1584.

Locatelli, F., François, P., Laurent, J., Lawniczak, F., Dufresne, M., Vazquez, J., Bekkour, K., 2015. Detailed Velocity and Concentration Profiles Measurement During Activated Sludge Batch Settling Using an Ultrasonic Transducer. Separation Science and Technology 50, 1059–1065.

Petitjean, A., Forquet, N., Wanko, A., Laurent, J., Molle, P., Mosé, R., Sadowski, A., 2012. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. Water Research 46, 2270–2280.

Prorot, A., Julien, L., Christophe, D., Patrick, L., 2011. Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. Biochemical Engineering Journal 54, 178–184.

Salsabil, M.R., Laurent, J., Casellas, M., Dagot, C., 2010. Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. Journal of Hazardous Materials 174, 323–333.

Samstag, R.W., Ducoste, J.J., Griborio, A., Nopens, I., Batstone, D.J., Wicks, J.D., Saunders, S., Wicklein, E.A., Kenny, G., Laurent, J., 2016. CFD for wastewater treatment: an overview. Water Science and Technology 74, 549–563.

Torfs, E., Marti, M.C., Locatelli, F., Balemans, S., Bürger, R., Diehl, S., LAURENT, J., Vanrolleghem, P.A., François, P., Nopens, I., 2016. Concentration-driven models revisited: Towards a unified framework to model settling tanks in WRRFs. Water Science and Technology 75, 539-551.

Wanko, A., Laurent, J., Bois, P., Mosé, R., Wagner-Kocher, C., Bahlouli, N., Tiffay, S., Braun, B., Provo kluit, P.-W., 2015. Assessment of rock wool as support material for on-site sanitation: hydrodynamic and mechanical characterization. Environmental Technology 1–12.

Wicklein, E., Batstone, D.J., Ducoste, J., Laurent, J., Griborio, A., Wicks, J., Saunders, S., Samstag, R., Potier, O., Nopens, I., 2015. Good modelling practice in applying computational fluid dynamics for WWTP modelling. Water Science and Technology 73, 969–982.

#### C.2 Publications dans des revues nationales

Bois, P., Laurent, J., Nuel, M., Wanko, A., 2015. Indicateurs de colmatage de filtres plantés de roseaux à écoulement vertical : étude comparative de

quatre stations de traitement après 10 ans de fonctionnement. Techniques Sciences Méthodes 13.

Locatelli, F., Laurent, J., François, P., Dufresne, M., Vazquez, J., Bekkour, K., 2013. Impact de la loi de comportement rhéologique sur la sédimentation en batch de boues activées : approche expérimentale et numérique. La Houille Blanche 31–36.

Nuel, M., Laurent, J., Bois, P., Chenon, P., Benbrahim, M., Reeb, G., Toulet, F., Milliot, B., Belot, E., Wanko, A., 2016. Potentialité des zones humides infiltrant des eaux routières dans la nappe rhénane–étude de huit bassins de rétention et d'infiltration à Wolfisheim, Alsace. Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science 29, 1–8.

# C.3 Communications dans des conférences internationales

Duclos, N., Laurent, J., Wanko, A., Mose, R., Molle, P., Gentner, R., Malfroy-Camine, M., Dabrowski, Y., Pasquet, N., Jost, G., Kamber, F., Flutsch, R., Laloé, J., n.d. Restauration d'un cours d'eau urbain associant la création d'un corridor écologique et le traitement des eaux pluviales de trois bassins versants résidentiels urbains, in : NOVATECH 2013. Lyon, France.

Duclos, N., Molle, P., Laurent, J., Wanko, A., Mosé, R., 2013. Constructed wetlands to treat micropollutants of urban runoff from three residential watersheds. NOVATECH 2013. Duclos, N., Wanko, A., Laurent, J., Fischer, M., Molle, P., Mose, R., 2013. Constructed wetlands for urban runoff treatment from a residential watershed, in: WETPOL 2013. Nantes, France, pp. 218–219.

François, P., Locatelli, F., Laurent, J., Bekkour, K., 2014. Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile, in: ISUD 9. Presented at the 9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Strasbourg, France, pp. 49–52.

Laurent, J., Guignard, R., Casellas, M., Dagot, C., 2011. Sludge minimization by thermal lysis during biological wastewater treatment: Experimental study, model set up and calibration, in: SIMULTECH 2011 - Proceedings of 1st International Conference on Simulation and Modeling Methodologies, Technologies and Applications. pp. 360–365.

Locatelli, F., Laurent, J., François, P., Bekkour, K., 2013b. In situ monitoring of activated sludge batch settling using an ultrasonic device, in : 11th IWA Conference on Instrumentation Control and Automation. Presented at the ICA 2013, Narbonne, France.

Nuel, M., Laurent, J., Bois, P., Mose, R., Heintz, D., Wanko Ngnien, A., 2015. Seasonal and aging effects on hydraulic behaviour of two Surface Flow Treatment Wetlands – Fluorescent tracers application in field conditions, in: WETPOL. pp. 196–197.

Torfs, E., Balemans, S., Locatelli, F., Bürger, R., Laurent, J., François, P., Diehl, S., Nopens, I., 2015a. Critical analysis of constitutive functions for hindered

settling velocity in 1-D settler models, in : Watermatex. Presented at the Watermatex, Goldcoast, Queensland, Australia.

Torfs, E., Locatelli, F., Balemans, S., Diehl, S., Bürger, R., François, P., Laurent, J., Nopens, I., 2015b. Impact of the flocculation state on hindered and compression settling: experimental evidence and overview of available modelling frameworks, in: Watermatex. Presented at the Watermatex, Goldcoast, Queensland, Australia.

Walaszek, M., Caner-Chabran, A., Laurent, J., Bois, P., Branchu, P., Mucig, C., Schwager, J., Wanko, A., 2016. Dynamique du piégeage des micropolluants métalliques au sein des zones humides artificielles traitant des eaux pluviales urbaines strictes: Etude de cas à Strasbourg, Moulins-lès-Metz et Leuville-sur-Orge, in: Stratégies et Solutions Pour Une Gestion Durable de L'eau Dans La Ville. Presented at the Novatech, GRAIE, Lyon, France.

#### C.4 Communications dans des conférences nationales

Laurent, J., Finaud Guyot, P., Wanko, A., Bois, P., Mosé, R., 2013. Hydrodynamic of artificial wetlands at the outlet of urban catchment: complementarity of the systemic approach and computational fluid dynamics tools. Récents Progrès en Génie des Procédés: Actes du XIVe congrès de la Société Française de Génie des Procédés.

Locatelli, F., François, P., Laurent, J., Lawniczak, F., Bekkour, K., 2013a. Etude expérimentale de la sédimentation des boues activées par mesures acoustiques ultrasonores. Récents Progrès en Génie des Procédés : Actes du XIVe congrès de la Société Française de Génie des Procédés.

#### C.5 Organisation d'ateliers

Watermatex 2015 Workshop: Computational Fluid Dynamics – Hands-on CFD Modeling for Water Resource Recovery Facilities, Gold Coast, Queensland, Australia.

WEFTEC 2016 Workshop: Computational Fluid Dynamics – Hands-on CFD Modeling for Water Resource Recovery Facilities, New Orleans, Louisiana, USA.

#### Annexe D

## Encadrement de thèses et stages de Master II

#### D.1 Encadrement de stages de Master 2/Ingénieur

- 2015 : Anne Caner-Chabran (ENGEES, M2 Qualité et Traitement de Eaux), Fractionnement des éléments métalliques
- 2015 : Ines Brahmia (ENIT), Analyse d'images automatisées pour interprétation d'études de traçage
- 2014 : Dao Minh Duc (USTH), Modélisation 1D de clarificateurs secondaires
- 2011: Mouna Tlili (INSA Tunis), Traitement de micropolluants organiques par cavitation hydrodynamique;

#### D.2 Co-encadrement de thèses de doctorat

- Noëlle Schmitt 2010 2014 (25%): Caractérisation des systèmes hybrides pour le traitement des eaux pluviales – Mitigation des substances prioritaires et émergentes;
- Florent Locatelli 2011 2015 (50%): Sédimentation des boues activées en système fermé: de l'investigation expérimentale par le biais d'un transducteur ultrasonore à la modélisation 1 D, l'analyse de sensibilité et l'identification de paramètres Soutenance le 24/09/2015;
- Maximilien Nuel 2014 2017 (25%): Évaluation du devenir de résidus médicamenteux et de leurs métabolites au sein de zones de rejet végétalisées;
- Milena Walaszek 2014 2017 (15%): Modélisation phénoménologique et probabiliste des mécanismes d'action des contaminants dans une dynamique de temps long - Emergence de méthodes de caractérisation du vieillissement des techniques extensives dédiées à la dissipation de la pollution des RUTP;
- Le Anh Pham 2015 2018 (60%): Algal-Bacterial processes for wastewater treatment: assessment of nutrient recovery and model based design;
- Elena Valle 2016 2019 (100%) : Modélisation 3D de clarificateurs secondaires;
- Juan Arce Velasquez 2016 2019 (100%): Modélisation d'un Bioréacteur à membranes (BRM) pour le traitement d'effluents chargés;

#### Annexe E

# Développement à l'international et animation de la recherche

Dans le cadre de l'investissement de l'ENGEES dans le consortium USTH (cf. 2.4. p 9), j'ai encadré en 2014 un étudiant de master 2 vietnamien sur la thématique de la modélisation des clarificateurs secondaires. J'ai également eu l'opportunité de monter un projet de thèse financé par le gouvernement vietnamien sur la thématique du développement d'un procédé algo-bactérien pour le traitement à coûts réduits des eaux usées. La thèse a débuté en mars 2015. Comme déjà indiqué au paragraphe 3.3.1. (p 12), je suis membre depuis 2012 et préside depuis 2014 un groupe de travail de l'IWA concernant la mécanique des fluides numérique appliquée au traitement des eaux usées. Rôle du TG IWA CFD: L'ensemble de cette activité m'a donné une reconnaissance par mes pairs jusqu'au niveau international où je préside depuis 2014 le groupe de travail de l'International Water Association (IWA) sur la Mécanique des Fluides Numérique (CFD) appliquée au traitement des eaux usées. Ce groupe de travail vise à la diffusion des connaissances et l'établissement de bonnes pratiques de modélisation. Il comprend des personnes issues tant du monde socio-professionnel que du milieu académique avec de nombreuses nationalités représentées (USA, Royaume-Uni, Belgique, France, Australie notamment).

4.5. Compétence nationale et internationale reconnue 4.5.1. Participations à des journées techniques en tant qu'orateur ● Workshop « CFD and Wastewater » en marge de la conférence Watermatex 2015 (Gold Coast, Australie) : intervention de 30 minutes et coorganisation de l'atelier 4.5.2. Reviewing d'articles scientifiques dans des revues à comité de lecture Les revues scientifiques internationales suivantes ont plusieurs fois fait appel depuis 2011 à mes services pour la relecture d'articles soumis : Water Science and Technology Chemical Engineering Journal Chemical Engineering & Processing

## Bibliographie

- [1] F. ABDA, A. AZBAID, D. ENSMINGER, S. FISCHER, P. FRANÇOIS, P. SCHMITT et A. PALLARÈS. « Ultrasonic device for real-time sewage velocity and suspended particles concentration measurements ». In: Water Science and Technology 60.1 (2009), p. 117–125.
- [2] AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE. Aménagements des milieux naturels en aval de station d'épuration : Zone de rejet végétalisée. Rapp. tech. Agence de l'Eau Rhin Meuse, 2011. URL : http://www.eau-rhin-meuse.fr/telechargement rivieres.htm.
- [3] P. AGUIRRE, E. ALVAREZ, I. FERRER et J. GARCIA. « Treatment of piggery wastewater in experimental high rate algal ponds ». In: *Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal* 2.2 (2011), p. 57–66.
- [4] J. ALEX, N. C. HOLM et S. G. E. RÖNNER-HOLM. « Lag phase, dynamic alpha factor and ammonium adsorption behaviour : introduction of special activated sludge characteristics in the ASM3 EAWAG-BioP-model ». In: *Water Science and Technology* 59.1 (2009), p. 133. ISSN: 0273-1223. DOI: 10.2166/wst.2009.588.
- [5] J. ALEX, G. KOLISCH et K. KRAUSE. « Model structure identification for wastewater treatment simulation based on computational fluid dynamics ». eng. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 45.4-5 (2002), p. 325–334. ISSN: 0273-1223.
- [6] J. ALEX, S. G. E. RÖNNER-HOLM, M. HUNZE et N. C. HOLM. « A combined hydraulic and biological SBR model ». In: *Water Science & Technology* 64.5 (sept. 2011), p. 1025–1031. DOI: 10.2166/wst.2011.472.
- [7] A. ALVARADO, S. VEDANTAM, P. GOETHALS et I. NOPENS. « A compartmental model to describe hydraulics in a full-scale waste stabilization pond ». In: *Water Research* 46.2 (2012), p. 521–530.
- [8] T. AMATO et J. WICKS. « The practical application of computational fluid dynamics to dissolved air flotation, water treatment plant operation, design and development ». en. In: *Journal of Water Supply: Research and Technology Aqua* 58.1 (fév. 2009), p. 65–73. DOI: 10.2166/aqua.2009.003.
- [9] B. ANDERSSON, éd. *Computational fluid dynamics for engineers*. OCLC: ocn751752493. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2012. ISBN: 978-1-107-01895-2.
- [10] ASCE TASK COMMITTEE ON TURBULENCE MODELS IN HYDRAU-LIC COMPUTATIONS. « Turbulence Modeling of Surface Water Flow and Transport: Part I, II, III, IV and V ». In: *Journal of Hydraulic Engineering* 114.9 (1988), p. 970–973. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429 (1988)114:9 (1034).
- [11] G. Bachis, T. Maruéjouls, S. Tik, Y. Amerlinck, H. Melcer, I. Nopens, P. Lessard et P. A. Vanrolleghem. « Modelling and

characterization of primary settlers in view of whole plant and resource recovery modelling ». eng. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 72.12 (2015), p. 2251–2261. ISSN: 0273-1223. DOI: 10.2166/wst.2015.455.

- [12] F. BADROT NICO, V. GUINOT et F. BRISSAUD. « Fluid flow pattern and water residence time in waste stabilisation ponds ». In: *Water Science and Technology* 59.6 (2009), p. 1061–1068.
- [13] F. BADROT NICO, V. GUINOT et F. BRISSAUD. « Taking wind into account in the design of waste stabilisation ponds ». In: *Water Science and Technology* 61.4 (2010), p. 937–944.
- [14] D. BASSARD. « Évaluation d'une procédure de réconciliation de données de campagnes de mesures et d'autosurveillance de stations d'épuration ». Master Recherche Matériaux & Procédés. Saint Etienne : Ecole Nationale Supérieure des Mines, 2009.
- [15] D. BATSTONE, J. KELLER, I. ANGELIDAKI, S. KALYUZHNYI, S. PAVLOVSTATHIS, A. ROZZI et W. SANDERS. *Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1)*. Scientific and Technical Report No. 13. London: IWA Publishing, 2002.
- [16] F. BÉLINE, H. BOUSIER, F. GUIZIOU et E. PAUL. « Modelling of biological nitrogen removal during treatment of piggery wastewater ». In: *Water Science and Technology* 55.10 (2007), p. 11–19.
- [17] H. BODIN, A. MIETTO, P. M. EHDE, J. PERSSON et S. E. WEISNER. «Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands ». In: *Ecological Engineering* 49 (déc. 2012), p. 201–211. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.07.009.
- [18] C. BOUTIN, A. IWEMA et C. LAGARRIGUE. Point sur les Zones de Dissipation Vegetalisees: Vers une protection supplémentaire du milieu récepteur de surface. Rapp. tech. CEMAGREF ONEMA, 2010, p. 12.
- [19] M. BRANNOCK, Y. WANG et G. LESLIE. « Mixing characterisation of full-scale membrane bioreactors: CFD modelling with experimental validation ». In: *Water Research* 44.10 (2010), p. 3181–3191. DOI: 10. 1016/j.watres.2010.02.029.
- [20] D. Brennan. « The Numerical Simulation of Two-Phase Flows in Settling Tanks ». PhD. London, UK: Imperial College, 2001.
- [21] J. BRIDGEMAN. « Computational fluid dynamics modelling of sewage sludge mixing in an anaerobic digester ». In: *Advances in Engineering Software*. CIVIL-COMP 44.1 (fév. 2012), p. 54–62. DOI: 10. 1016/j.advengsoft.2011.05.037.
- [22] R. BÜRGER. « Phenomenological foundation and mathematical theory of sedimentation–consolidation processes ». In: *Chemical Engineering Journal* 80.1–3 (déc. 2000), p. 177–188. DOI: 10.1016/S1383–5866 (00) 00089–7.
- [23] R. BÜRGER, S. DIEHL, S. FARÅS et I. NOPENS. «On reliable and unreliable numerical methods for the simulation of secondary settling tanks in wastewater treatment». In: *Computers & Chemical Engineering* 41 (juin 2012), p. 93–105. DOI: 10.1016/j.compchemeng. 2012.02.016.
- [24] R. BÜRGER, S. DIEHL, S. FARÅS, I. NOPENS et E. TORFS. « A consistent modelling methodology for secondary settling tanks: a reliable numerical method ». eng. In: *Water Science and Technology: A Journal*

of the International Association on Water Pollution Research 68.1 (2013), p. 192–208. DOI: 10.2166/wst.2013.239.

- [25] R. BÜRGER, S. DIEHL et I. NOPENS. « A consistent modelling methodology for secondary settling tanks in wastewater treatment ». In: Water Research 45.6 (mar. 2011), p. 2247–2260. DOI: 10.1016/j.watres.2011.01.020.
- [26] G. CHEBBO et M.-C. GROMAIRE. « VICAS—An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solid Settling Velocities within Urban Drainage Samples ». In: *Journal of Environmental Engineering* 135.9 (2009), p. 768–775. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372 (2009)135:9 (768).
- [27] L. CHRISTENSON et R. SIMS. « Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment biofuels and bioproducts ». In: *Biotechnology Advances* 29.6 (nov. 2011), p. 686–702. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2011.05.015.
- [28] J.-M. CHYAN, F. J. TAN, I.-M. CHEN, C.-J. LIN, D. B. SENORO et M. P. C. LUNA. « Effects of porosity on flow of free water surface constructed wetland in a physical model ». In: *Desalination and Water Treatment* 52.4-6 (2014), p. 1077–1085. DOI: 10.1080/19443994. 2013.827301.
- [29] R. F. Cole. « Experimental evaluation of the Kynch theory ». Thèse de doct. Chapel Hill, USA: University of North Carolina, 1968.
- [30] C. T. CROWE, J. D. SCHWARZKOPF, M. SOMMERFELD et Y. TSUJI. Multiphase Flows with Droplets and Particles. en. Google-Books-ID: CioXotlGMiYC. CRC Press, nov. 1997. ISBN: 978-0-8493-9469-0.
- [31] B. DE CLERCQ. « Computational fluid dynamics of settling tanks : development of experiments and rheological, settling, and scraper submodels ». Thèse de doct. Ghent : Ghent University, 2003.
- [32] J. DE CLERCQ, I. NOPENS, J. DEFRANCQ et P. A. VANROLLEGHEM. « Extending and calibrating a mechanistic hindered and compression settling model for activated sludge using in-depth batch experiments ». In: *Water Research* 42.3 (fév. 2008), p. 781–791. DOI: 10.1016/j.watres.2007.08.040.
- [33] A. DELAFOSSE, M.-L. COLLIGNON, S. CALVO, F. DELVIGNE, M. CRINE, P. THONART et D. TOYE. « CFD-based compartment model for description of mixing in bioreactors ». In: *Chemical Engineering Science* 106 (mar. 2014), p. 76–85. DOI: 10.1016/j.ces.2013.11.033.
- [34] S. DIEHL. « Numerical identification of constitutive functions in scalar nonlinear convection—diffusion equations with application to batch sedimentation ». In: *Applied Numerical Mathematics*. Fourth Chilean Workshop on Numerical Analysis of Partial Differential Equations (WONAPDE 2013) 95 (sept. 2015), p. 154–172. DOI: 10.1016/j.apnum.2014.04.002.
- [35] F. E. DIERBERG, J. J. JUSTON, T. A. DEBUSK, K. PIETRO et B. GU. « Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation dominated treatment wetland ». In: *Ecological Engineering* 25.1 (2005), p. 9–23. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.12.018.
- [36] J. DIJKSTRA et R. UITTENBOGAARD. « Modeling the interaction between flow and highly flexible aquatic vegetation ». In: *Water Resources Research* 46.12 (2010).

[37] N. ESHTIAGHI, F. MARKIS, S. YAP, J.-C. BAUDEZ et P. SLATTER. « Rheological characterisation of municipal sludge: A review ». English. In: *Water Research* 47.15 (2013), p. 5493–5510. ISSN: 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2013.07.001.

- [38] Y. FAYOLLE, A. COCKX, S. GILLOT, M. ROUSTAN et A. HÉDUIT. « Oxygen transfer prediction in aeration tanks using CFD ». In: *Chemical Engineering Science* 62.24 (2007), p. 7163–7171.
- [39] J. H. FERZIGER et M. PERIĆ. *Computational Methods for Fluid Dynamics*. en. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, 2002.
- [40] P. François, F. Locatelli, J. Laurent et K. Bekkour. « Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile ». In: ISUD 9. Strasbourg, France, août 2014, p. 49–52. URL: http://www.isud-conference.org/proc/split/ISUD-09/Francois\_ISUD-2014.pdf.
- [41] P. François, F. Locatelli, J. Laurent et K. Bekkour. « Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile ». In: Flow Measurement and Instrumentation 48 (2016), p. 112–117. DOI: 10.1016/j.flowmeasinst.2015.08.009.
- [42] R. GANIGUÉ, E. I. P. VOLCKE, S. PUIG, M. D. BALAGUER, J. COLPRIM et G. SIN. « Systematic model development for partial nitrification of landfill leachate in a SBR ». en. In: *Water Science & Technology* 61.9 (mai 2010), p. 2199. DOI: 10.2166/wst.2010.979.
- [43] J. GERMAN, K. JANSONS, G. SVENSSON, D. KARLSSON et L. GUSTAFSSON. « Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond ». In: *Water Science and Technology* 52.5 (2005), p. 105–112.
- [44] G. GLOVER, C. PRINTEMPS, K. ESSEMIANI et J. MEINHOLD. « Modelling of wastewater treatment plants how far shall we go with sophisticated modelling tools? » In: *Water Science & Technology* 53.3 (fév. 2006), p. 79–89. DOI: 10.2166/wst.2006.078.
- [45] M. GRESCH, M. ARMBRUSTER, D. BRAUN et W. GUJER. « Effects of aeration patterns on the flow field in wastewater aeration tanks ». In: Water Research 45.2 (jan. 2011), p. 810–818. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.009.
- [46] M. GRESCH, D. BRAUN et W. GUJER. « Using reactive tracers to detect flow field anomalies in water treatment reactors ». In: *Water Research* 45.5 (fév. 2011), p. 1984–1994. DOI: 10.1016/j.watres. 2010.11.017.
- [47] A. GRIBORIO. « Secondary Clarifier Modeling: A Multi-Process Approach ». In: *University of New Orleans Theses and Dissertations* (mai 2004). URL: http://scholarworks.uno.edu/td/173.
- [48] R. GUTIÉRREZ, I. FERRER, E. UGGETTI, C. ARNABAT, H. SALVADÓ et J. GARCÍA. « Settling velocity distribution of microalgal biomass from urban wastewater treatment high rate algal ponds ». en. In: Algal Research 16 (juin 2016), p. 409–417. ISSN: 22119264. DOI: 10. 1016/j.algal.2016.03.037. URL: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211926416301199.
- [49] E. GUYONVARCH, E. RAMIN, M. KULAHCI et B. G. PLÓSZ. « iCFD : Interpreted Computational Fluid Dynamics Degeneration of CFD

- to one-dimensional advection-dispersion models using statistical experimental design The secondary clarifier ». In: *Water Research* 83 (oct. 2015), p. 396–411. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.012.
- [50] L. HASCOET et V. PASCUAL. «The Tapenade automatic differentiation tool: Principles, model, and specification». en. In: *ACM Transactions on Mathematical Software* 39.3 (avr. 2013), p. 1–43. DOI: 10. 1145/2450153.2450158.
- [51] T. R. HEADLEY et R. H. KADLEC. «Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide». In: *Ecohydrology & Hydrobiology* 7.3–4 (2007), p. 269–282. DOI: 10.1016/S1642-3593(07)70110-6.
- [52] M. HENZE, C. GRADY JR, W. GUJER, G. MARAIS, T. MATSUO, T. MINO, M. WENTZEL et M. VAN LOOSDRECHT. Activated sludge models ASM1 ASM2 ASM2d and ASM3. Scientific and Technical Report 9. IWA Publishing, 2000. ISBN: 1-900222-24-8 978-1-900222-24-2.
- [53] C. K. HO, S. KHALSA, H. WRIGHT et E. A. WICKLEIN. Computational Fluid Dynamics Based Models for Assessing UV Reactor Design and Installation. Rapp. tech. 4107. Denver, CO, USA: Water Research Foundation, 2011.
- [54] W. Huai, Y. Zeng, Z. Xu et Z. Yang. «Three layer model for vertical velocity distribution in open channel flow with submerged rigid vegetation». In: *Advances in Water Resources* 32.4 (2009), p. 487–492. ISSN: 0309-1708. DOI: 16/j.advwatres.2008.11.014.
- [55] J. H. HUNIK, H. J. G. MEIJER et J. TRAMPER. « Kinetics of Nitrobacter agilis at extreme substrate, product and salt concentrations ». In : *Applied microbiology and biotechnology* 40.2-3 (1993), p. 442–448.
- [56] S. ISEL, M. DUFRESNE, J. B. BARDIAUX, M. FISCHER et J. VAZQUEZ. «Computational fluid dynamics based assessment of discharge-water depth relationships for combined sewer overflows». In: *Urban Water Journal* 11.8 (nov. 2014), p. 631–640. ISSN: 1573-062X. DOI: 10. 1080/1573062X.2013.806561. URL: http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2013.806561.
- [57] G. ISENMANN, J. VAZQUEZ, M. TRAUTMANN et R. MOSÉ. « CFD modelling of particles transport and deposition in a cylindrical settling tank ». In: 10th International Urban Drainage Modeling Conference (UDM). Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada, 2015.
- [58] IWA TASK GROUP ON GOOD MODELLING PRACTICE. Guidelines for Using Activated Sludge Models. Scientific and Technical Report Series. Guidelines for Using Activated Sludge Models is a Scientific and Technical Report that presents the results of the IWA Task Group on Good Modelling Practice. London: IWA Publishing, 2012.
- [59] H. JUPSIN, E. PRAET et J. VASEL. « Dynamic mathematical model of high rate algal ponds ». In: 48.2 (2003), p. 197–204.
- [61] R. H. KADLEC et S. D. WALLACE. *Treatment wetlands*. English. Boca Raton, FL: CRC Press, 2009. ISBN: 978-1-56670-526-4 1-56670-526-6.

[62] A. M. KARPINSKA et J. BRIDGEMAN. « CFD-aided modelling of activated sludge systems – A critical review ». In: *Water Research* 88 (jan. 2016), p. 861–879. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.008.

- [63] T. KASNAVIA, D. VU et D. A. SABATINI. « Fluorescent Dye and Media Properties Affecting Sorption and Tracer Selection ». en. In: Ground Water 37.3 (mai 1999), p. 376–381. DOI: 10.1111/j.1745-6584. 1999.tb01114.x.
- [64] A. KAZMI et H. FURUMAI. « Nitrate Disappearance During Batch Settling in Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process. » In: *Proceedings of Environmental Engineering Research* 35 (1998), p. 387–394. ISSN: 1341-5115.
- [65] S. H. KEEFE, J. S. (DANIELS, R. L. RUNKEL, R. D. WASS, E. A. STILES et L. B. BARBER. « Influence of hummocks and emergent vegetation on hydraulic performance in a surface flow wastewater treatment wetland ». en. In: Water Resources Research 46.11 (2010). ISSN: 1944-7973. DOI: 10.1029/2010WR009512. URL: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2010WR009512/abstract.
- [66] L. KHAN, E. WICKLEIN et E. TEIXEIRA. « Validation of a Three-Dimensional Computational Fluid Dynamics Model of a Contact Tank ». In: *Journal of Hydraulic Engineering* 132.7 (juil. 2006), p. 741–746. DOI: 10. 1061/(ASCE) 0733-9429 (2006) 132:7 (741).
- [67] L. A. KHAN, E. A. WICKLEIN et M. RASHID. « A 3D CFD model analysis of the hydraulics of an outfall structure at a power plant ». en. In: *Journal of Hydroinformatics* 7.4 (oct. 2005), p. 283–290.
- [68] D. LAKEHAL, P. KREBS, J. KRIJGSMAN et W. RODI. «Computing Shear Flow and Sludge Blanket in Secondary Clarifiers ». In: *Journal of Hydraulic Engineering* 125.3 (mar. 1999), p. 253–262. DOI: 10. 1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:3(253). URL: http://link.aip.org/link/?QHY/125/253/1.
- [69] J. LANGE, T. SCHUETZ, C. GREGOIRE, D. ELSÄSSER, R. SCHULZ, E. PASSEPORT et J. TOURNEBIZE. « Multitracer experiments to characterise contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands ». In: *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91.7-8 (2011), p. 768–785. DOI: 10.1080/03067319.2010. 525635.
- [70] P. LARSEN. On the Hydraulics of Rectangular Settling Basins: Experimental and Theoretical Studies. en. Google-Books-ID: tzNZGQAA-CAAJ. Department of Water Resources Engineering, Lund Institute of Technology, University of Lund, 1977.
- [71] B. E. LAUNDER et D. B. SPALDING. *Lectures in mathematical models of turbulence*. en. Google-Books-ID: 9e5QAAAAMAAJ. Academic Press, 1979. ISBN: 978-0-12-438050-9.
- [72] J. LAURENT, P. BOIS, M. NUEL et A. WANKO. « Systemic models of full-scale Surface Flow Treatment Wetlands: Determination by application of fluorescent tracers ». In: *Chemical Engineering Journal* 264 (mar. 2015), p. 389–398. DOI: 10.1016/j.cej.2014.11.073.
- [73] J. LAURENT, M. CASELLAS, H. CARRÈRE et C. DAGOT. « Effects of thermal hydrolysis on activated sludge solubilization, surface properties and heavy metals biosorption ». In: *Chemical Engineering Journal* 166.3 (2011), p. 841–849. ISSN: 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2010.11.054.

[74] J. LAURENT, M. CASELLAS et C. DAGOT. « Heavy metals uptake by sonicated activated sludge: Relation with floc surface properties ». In: *Journal of Hazardous Materials* 162.2-3 (2009), p. 652–660.

- [75] J. LAURENT, M. CASELLAS, M. PONS et C. DAGOT. « Flocs surface functionality assessment of sonicated activated sludge in relation with physico-chemical properties ». In: *Ultrasonics Sonochemistry* 16.4 (2009), p. 488–494.
- [76] J. LAURENT, R. GUIGNARD, M. CASELLAS et C. DAGOT. « Sludge minimization by thermal lysis during biological wastewater treatment: Experimental study, model set up and calibration ». English. In: SIMULTECH 2011 Proceedings of 1st International Conference on Simulation and Modeling Methodologies, Technologies and Applications. 2011, p. 360–365. ISBN: 978-989842578-2.
- [77] J. LAURENT, K. JAZIRI, R. GUIGNARD, M. CASELLAS et C. DAGOT. « Comprehensive insight of the performances of excess sludge reduction by 90 C thermal treatment coupled with activated sludge at pilot scale: COD and N removal, bacterial populations, fate of heavy metals ». In: *Process Biochemistry* 46.9 (sept. 2011), p. 1808–1816. ISSN: 1359-5113. DOI: 16/j.procbio.2011.06.007.
- [78] J. LAURENT, M. PIERRA, M. CASELLAS et C. DAGOT. «The fate of heavy metals during thermal and ultrasound treatment of activated sludge ». In: *Environment Protection Engineering* 35.3 (2009), p. 5–15.
- [79] J. LAURENT, M. PIERRA, M. CASELLAS, M. PONS et C. DAGOT. « Activated sludge properties after ultrasonic and thermal treatments and their potential influence on dewaterability ». In: *Journal of Residuals Science and Technology* 6.1 (2009), p. 19–26.
- [80] J. LAURENT, R. SAMSTAG, A. GRIBORIO, I. NOPENS, D. BATSTONE, J. WICKS, S. SAUNDERS et O. POTIER. « A protocol for the use of computational fluid dynamics as a supportive tool for wastewater treatment plant modelling ». In: *Water Science and Technology* 70.10 (2014), p. 1575–1584.
- [81] J. LAURENT, P. FINAUD GUYOT, A. WANKO, P. BOIS et R. MOSÉ. « Hydrodynamic of artificial wetlands at the outlet of urban catchment : complementarity of the systemic approach and computational fluid dynamics tools ». In : Récents Progrès en Génie des Procédés : Actes du XIVe congrès de la Société Française de Génie des Procédés 104 (2013).
- [82] Y. LE MOULLEC, C. GENTRIC, O. POTIER et J. LECLERC. « CFD simulation of the hydrodynamics and reactions in an activated sludge channel reactor of wastewater treatment ». In: *Chemical Engineering Science* 65.1 (2010), p. 492–498.
- [83] Y. LE MOULLEC, C. GENTRIC, O. POTIER et J. LECLERC. « Comparison of systemic, compartmental and CFD modelling approaches: Application to the simulation of a biological reactor of wastewater treatment ». In: *Chemical Engineering Science* 65.1 (2010), p. 343–350.
- [84] Y. LE MOULLEC, O. POTIER, C. GENTRIC et J. LECLERC. « Activated sludge pilot plant : Comparison between experimental and predicted concentration profiles using three different modelling approaches ». In: Water Research 45.10 (mai 2011), p. 3085–3097. DOI: 10.1016/j.watres.2011.03.019.

[85] Y. LE MOULLEC, O. POTIER, C. GENTRIC et J. LECLERC. « Flow field and residence time distribution simulation of a cross-flow gas—liquid wastewater treatment reactor using CFD ». In: *Chemical Engineering Science* 63.9 (mai 2008), p. 2436–2449. DOI: 10.1016/j.ces.2008.01.029.

- [86] O. LEVENSPIEL. *Chemical Reaction Engineering, 3rd Edition*. 3<sup>e</sup> éd. Wiley, août 1998. ISBN: 047125424X.
- [87] S. LI, Y. LAI, L. WEBER, J. M. SILVA et V. C. PATEL. « Validation of a three-dimensional numerical model for water-pump intakes ». In: *Journal of Hydraulic Research* 42.3 (jan. 2004), p. 282–292. DOI: 10. 1080/00221686.2004.9728393.
- [88] A. F. LIGHTBODY, M. E. AVENER et H. M. NEPF. « Observations of short-circuiting flow paths within a free-surface wetland in Augusta, Georgia, U.S.A. » In: *Limnology and Oceanography* 53.3 (2008), p. 1040–1053. DOI: 10.4319/10.2008.53.3.1040.
- [89] F. LIOTTA, P. CHATELLIER, G. ESPOSITO, M. FABBRICINO, E. D. van HULLEBUSCH et P. N. L. LENS. «Hydrodynamic mathematical modeling of aerobic plug flow and non-ideal flow reactors: a critical and hystorical review ». In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 44.23 (2014), p. 2642–2673. DOI: 10.1080/10643389. 2013.829768.
- [90] X. LIU et M. GARCÍA. « Computational Fluid Dynamics Modeling for the Design of Large Primary Settling Tanks ». In: *Journal of Hydraulic Engineering* 137.3 (août 2010), p. 343–355. DOI: 10.1061/ (ASCE) HY.1943-7900.0000313.
- [91] F. LOCATELLI, P. FRANÇOIS, J. LAURENT, F. LAWNICZAK, M. DUFRESNE, J. VAZQUEZ et K. BEKKOUR. « Detailed Velocity and Concentration Profiles Measurement During Activated Sludge Batch Settling Using an Ultrasonic Transducer ». en. In: Separation Science and Technology 50.7 (mai 2015), p. 1059–1065. DOI: 10.1080/01496395. 2014.980002.
- [92] F. LOCATELLI. « Activated sludge batch settling: from experimental investigation using an ultrasonic tranducer to 1D modelling, sensitivity analysis and parameter identification ». Thèse de Doctorat. Université de Strasbourg, 2015.
- [93] H. LOMAX, T. H. PULLIAM et D. W. ZINGG. *Fundamentals of Computational Fluid Dynamics*. Scientific Computation. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2001. ISBN: 978-3-642-07484-4978-3-662-04654-8.
- [94] S. MACE et J. MATA-ALVAREZ. « Utilization of SBR technology for wastewater treatment: An overview ». In: *Industrial and Engineering Chemistry Research* 41.23 (2002), p. 5539–5553.
- [95] A. MAGRÍ et X. FLOTATS. « Modelling of biological nitrogen removal from the liquid fraction of pig slurry in a sequencing batch reactor ». In: *Biosystems Engineering* 101.2 (oct. 2008), p. 239–259. DOI: 10.1016/j.biosystemseng.2008.08.003.
- [96] G. MALAMAIRE. GUIDE: Les Zones de Rejets Intermédiaires Des procédés naturels pour réduire l'impact du rejet des stations d'épuration sur les milieux aquatiques. Rapp. tech. Agence Régionale Pour l'Environnement - PACA, 2009, p. 20.

[97] P. MAŁOSZEWSKI, P. WACHNIEW et P. CZUPRYŃSKI. « Study of hydraulic parameters in heterogeneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Słupia (Poland) ». In: *Journal of Hydrology* 331.3–4 (déc. 2006), p. 630–642. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.06.014.

- [98] F. MARKIS, J.-C. BAUDEZ, R. PARTHASARATHY, P. SLATTER et N. ESHTIAGHI. « Rheological characterisation of primary and secondary sludge: Impact of solids concentration ». English. In: *Chemical Engineering Journal* 253 (2014), p. 526–537. ISSN: 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2014.05.085.
- [99] S. MARSILI-LIBELLI et N. CHECCHI. « Identification of dynamic models for horizontal subsurface constructed wetlands ». In: *Ecological Modelling* 187.2–3 (sept. 2005), p. 201–218. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.043.
- [100] C. J. MARTINEZ et W. R. WISE. « Analysis of constructed treatment wetland hydraulics with the transient storage model OTIS ». en. In: *Ecological Engineering* 20.3 (juil. 2003), p. 211–222. DOI: 10.1016/S0925-8574 (03) 00029-6.
- [101] M. MAURER, W. PRONK et T. A. LARSEN. «Treatment processes for source-separated urine ». In: Water Research 40.17 (oct. 2006), p. 3151–3166. DOI: 10.1016/j.watres.2006.07.012.
- [102] J. MCCORQUODALE, A. GRIBORIO, J. LI, H. HORNECK et N. BISWAS. « Modeling a Retention Treatment Basin for CSO ». In: *Journal of Environmental Engineering* 133.3 (mar. 2007), p. 263–270. DOI: 10. 1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:3(263).
- [103] J. H. MIN et W. R. WISE. « Depth averaged, spatially distributed flow dynamic and solute transport modelling of a large scaled, subtropical constructed wetland ». en. In: *Hydrological Processes* 24.19 (2010), p. 2724–2737. DOI: 10.1002/hyp.7686.
- [104] P. MOLLE, A. LIÉNARD, C. BOUTIN, G. MERLIN et A. IWEMA. « How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems ». English. In: *Water Science and Technology* 51.9 (2005), p. 11–21.
- [105] R. MUNOZ et B. GUIEYSSE. « Algal bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants A review ». en. In: *Water Research* 40.15 (août 2006), p. 2799–2815. DOI: 10.1016/j.watres.2006.06.011.
- [106] T. NAMECHE et J. L. VASEL. «Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds». In: Water Research 32.10 (1998), p. 3039–3045. ISSN: 0043-1354. DOI: 16/S0043-1354 (98) 00091-8. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498000918.
- [107] I. NOPENS, D. J. BATSTONE, A. GRIBORIO, R. SAMSTAG, E. WICK-LEIN et J. WICKS. « Computational Fluid Dynamics (CFD): What is Good CFD-Modeling Practice and What Can Be the Added Value of CFD Models to WWTP Modeling? » en. In: Proceedings of the Water Environment Federation 2012.7 (jan. 2012), p. 7400–7405. ISSN: 19386478. DOI: 10.2175/193864712811704161. URL: http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=1938-6478&volume=2012&issue=7&spage=7400.
- [108] M. NUEL, J. LAURENT, P. BOIS, R. MOSE, D. HEINTZ et A. WANKO NGNIEN. « Seasonal and aging effects on hydraulic behaviour of

two Surface Flow Treatment Wetlands – Fluorescent tracers application in field conditions ». In: WETPOL. Sept. 2015, p. 196–197. URL: http://icube-publis.unistra.fr/4-NLBM15.

- [109] M. NUEL. « Développement d'une méthodologie d'appréciation du vieillissement des massifs filtrants des filtres plantés de roseaux et enrichissement du guide de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse sur les procédés d'épuration des petites collectivités ». Mémoire d'ingénieur (Formation d'ingénieur par la voie de l'apprentissage). Strasbourg : ENGEES, 2013.
- [110] N. Otsu. « A Threshold Selection Method from Gray Level Histograms ». In: *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* 9.1 (jan. 1979), p. 62–66. ISSN: 0018-9472. DOI: 10.1109/TSMC.1979. 4310076.
- [111] J. B. K. PARK et R. J. CRAGGS. « Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition ». en. In: *Water Science and Technology* 61.3 (fév. 2010), p. 633. DOI: 10. 2166/wst.2010.951.
- [112] F. PASSOS, R. GUTIÉRREZ, D. BROCKMANN, J.-P. STEYER, J. GARCÍA et I. FERRER. « Microalgae production in wastewater treatment systems, anaerobic digestion and modelling using ADM1 ». In: Algal Research 10 (juil. 2015), p. 55–63. ISSN: 2211-9264. DOI: 10.1016/j.algal.2015.04.008. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926415000946.
- [113] S. PATANKAR. Numerical Heat Transfer and Fluid Flow. en. Google-Books-ID: 5JMYZMX3OVcC. CRC Press, jan. 1980. ISBN: 978-0-89116-522-4.
- [114] J. PERSSON. « The use of design elements in wetlands ». In : *Nordic Hydrol*. 1 (2005), p. 1–9.
- [115] J. Persson, N. Somes et T. Wong. « Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds ». In: *Water Science and Technology* 40.3 (1999), p. 291–300.
- [116] J. PERSSON et H. B. WITTGREN. « How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds ». In: *Ecological Engineering* 21.4–5 (déc. 2003), p. 259–269. ISSN: 0925-8574. DOI: 10.1016/j. ecoleng.2003.12.004. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857404000059.
- [117] B. PICOT, H. E. HALOUANI, C. CASELLAS, S. MOERSIDIK et J. BONTOUX. « Nutrient Removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate ». en. In: *Water Science and Technology* 23.7-9 (avr. 1991), p. 1535–1541.
- [118] B. PLÓSZ, I. NOPENS, L. RIEGER, A. GRIBORIO, J. D. CLERCQ, P. A. VANROLLEGHEM, G. T. DAIGGER, I. TAKÁCS, J. WICKS et G. A. EKAMA. « A critical review of clarifier modelling : State-of-the-art and engineering practices ». In : 3rd IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar. 2012.
- [119] E. POSADAS, M. d. M. MORALES, C. GOMEZ, F. G. ACIÉN et R. MUNOZ. « Influence of pH and CO2 source on the performance of microalgae based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways ». In: *Chemical Engineering Journal* 265 (avr. 2015), p. 239–248. ISSN: 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2014.

- 12.059. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894714016738.
- [120] O. POTIER, J.-P. LECLERC et M.-N. PONS. « Influence of geometrical and operational parameters on the axial dispersion in an aerated channel reactor ». In: Water Research 39.18 (nov. 2005), p. 4454–4462. ISSN: 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2005.08.024. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135405004914.
- [121] A. PROROT, L. JULIEN, D. CHRISTOPHE et L. PATRICK. «Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach ». In: *Biochemical Engineering Journal* 54.3 (2011), p. 178–184. ISSN: 1369-703X. DOI: 10.1016/j.bej.2011.02.016.
- [122] Y. RACAULT, P. BOUTIN et J. DOUAT. « Etude par le traçage du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration : Influence de la géométrie du bassin ». In : *Revue Française des Sciences de l'Eau* 3.2 (1984), p. 197–218.
- [123] N. RATKOVICH, W. HORN, F. HELMUS, S. ROSENBERGER, W. NAESSENS, I. NOPENS et T. BENTZEN. « Activated sludge rheology: A critical review on data collection and modelling ». In: *Water Research* 47.2 (2013), p. 463–482. DOI: 10.1016/j.watres.2012.11.021.
- [124] U. REHMAN, C. DE MULDER, Y. AMERLINCK, M. ARNALDOS, S. S. WEIJERS, O. POTIER et I. NOPENS. « Towards better models for describing mixing using compartmental modelling: a full-scale case demonstration ». In: *WWTmod 2016*. Annecy, France, avr. 2016.
- [125] P. REICHERT. « AQUASIM 2 User Manual ». In: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology. Dubendorf, Switzerland (1998). URL: http://www.eawag.ch/forschung/siam/software/aquasim/pdf/aquasim\_manual.pdf.
- [126] P. REICHERT, D. BORCHARDT, M. HENZE, W. RAUCH, W. SHANA-HAN, L. SOMLYODY et P. VANROLLEGHEM. *River Water Quality Model No.1*. eng. Scientific and Technical Report 12. This STR presents the findings of the IWA Task Group on River Water Quality Modelling (RWQM) and introduces River Water Quality Model No. 1 (RWQM1). London, UK: IWA Publishing, 2001. ISBN: 9781900222822. URL: http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn1900222825.
- [127] K. ROBERT H. « Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design ». In: Ecological Engineering 20.1 (mar. 2003), p. 1–16. ISSN: 0925-8574. DOI: 10.1016/S0925-8574(02)00118-0. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857402001180.
- [128] N. ROCHE, R. BENDOUNAN et C. PROST. « Modélisation de l'hydrodynamique d'un décanteur primaire de station d'épuration ». In : *Revue des Sciences de l'Eau* 7.2 (1994), p. 153–167.
- [129] W. Rodi. *Turbulence Models and Their Application in Hydraulics*. en. Google-Books-ID: 7fIADgU8gp4C. CRC Press, jan. 1993. ISBN: 978-90-5410-150-5.
- [130] N. ROSSIGNOL, L. VANDANJON, P. JAOUEN et F. QUÉMÉNEUR. « Membrane technology for the continuous separation microalgae culture medium compared performances of cross flow microfiltration and

ultrafiltration ». In: *Aquacultural Engineering* 20.3 (août 1999), p. 191–208. DOI: 10.1016/S0144-8609 (99) 00018-7.

- [131] R. W. SAMSTAG, D. F. DITTMAR, Z. VITASOVIC et J. A. McCorquo-DALE. « Underflow geometry in secondary sedimentation ». In: Water environment research 64.3 (1992), p. 204–212. URL: http://www. ingentaconnect.com/content/wef/wer/1992/00000064/ 00000003/art00005.
- [132] R. W. SAMSTAG, E. A. WICKLEIN, R. D. REARDON, R. J. LEETCH, R. M. PARKS et C. D. GROFF. « Field and CFD Analysis of Jet Aeration and Mixing ». In: *Proceedings of the Water Environment Federation* 2012.12 (jan. 2012), p. 4113–4139. DOI: 10.2175/193864712811708301.
- [133] V. SCHMITT, M. DUFRESNE, J. VAZQUEZ, M. FISCHER et A. MORIN. « Optimization of a hydrodynamic separator using a multiscale computational fluid dynamics approach ». en. In: *Water Science and Technology* 68.7 (oct. 2013), p. 1574–1581. ISSN: 0273-1223, 1996-9732. DOI: 10.2166/wst.2013.404. URL: http://wst.iwaponline.com/content/68/7/1574.
- [134] P. A. SCHNEGG. « An inexpensive field fluorometer for hydrogeological tracer tests with three tracers and turbidity measurement ». In: *Groundwater and Human Development* 3 (2002), p. 1484–1488.
- [135] T. SCHUETZ, M. WEILER et J. LANGE. « Multitracer assessment of wetland succession: Effects on conservative and nonconservative transport processes ». In: *Water Resources Research* 48.6 (2012).
- [136] I. SEYSSIECQ, M. KARRABI et N. ROCHE. «In situ rheological characterisation of wastewater sludge: Comparison of stirred bioreactor and pipe flow configurations ». English. In: *Chemical Engineering Journal* 259 (2015), p. 205–212. ISSN: 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2014.07.102.
- [137] I. SEYSSIECQ, B. MARROT, D. DJERROUD et N. ROCHE. « In situ triphasic rheological characterisation of activated sludge in an aerated bioreactor ». English. In: *Chemical Engineering Journal* 142.1 (2008), p. 40–47. ISSN: 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2007.11.007.
- [138] A. SHILTON, S. KREEGHER et N. GRIGG. «Comparison of computation fluid dynamics simulation against tracer data from a scale model and full-sized waste stabilization pond ». In: *Journal of Environmental Engineering* 134.10 (2008), p. 845–850.
- [139] G. SIN et P. VANROLLEGHEM. « Evolution of an ASM2s-like model structure due to operational changes of an SBR process ». In: *Water Science & Technology* 53.12 (2006), p. 237–245.
- [140] P. L. SMART et I. M. S. LAIDLAW. « An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing ». en. In: Water Resources Research 13.1 (1977), p. 15–33. ISSN: 1944-7973. DOI: 10.1029/WR013i001p00015/abstract.
- [141] A. P. SOBREMISANA, J. J. DUCOSTE et F. L. de los REYES. « Combining CFD, FLOC Dynamics, and Biological Reaction Kinetics to Model Carbon and Nitrogen Removal in an Activated Sludge System ». In: *Proceedings of the Water Environment Federation* 2011.13 (jan. 2011), p. 3272–3282. DOI: 10.2175/193864711802721569.

[142] A. SOLIMENO, R. SAMSO, E. UGGETTI, B. SIALVE, J. P. STEYER, A. GABARRO et J. GARCIA. « New mechanistic model to simulate microalgae growth ». In: *Algal Research* 12 (nov. 2015), p. 350–358. DOI: 10.1016/j.algal.2015.09.008.

- [143] A.-E. STRICKER, I. TAKÁCS et A. MARQUOT. « Hindered and compression settling: Parameter measurement and modelling ». In: Water Science and Technology 56.12 (2007), p. 101–110. URL: http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-39449134337&partnerID=40.
- [144] D. STROPKY, K. POUGATCH, P. NOWAK, M. SALCUDEAN, P. PAGORIA, I. GARTSHORE et J. YUAN. « Residence time distribution predictions in large mechanically aerated lagoons ». In: *Water Science and Technology* 55.11 (2007), p. 29–36.
- [145] T.-M. SU, S.-C. YANG, S.-S. SHIH et H.-Y. LEE. « Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands ». In: *Ecological Engineering* 35.8 (2009), p. 1200–1207. ISSN: 0925-8574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.03.024.
- [146] D. L. SUTHERLAND, C. HOWARD WILLIAMS, M. H. TURNBULL, P. A. BROADY et R. J. CRAGGS. « Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production ». In: *Bioresource Technology*. Advances in biofuels and chemicals from algae 184 (mai 2015), p. 222–229. ISSN: 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.074. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414014965.
- [147] I. TAKÁCS, G. PATRY et D. NOLASCO. « A dynamic model of the clarification-thickening process ». In: *Water Research* 25.10 (1991), p. 1263–1271. ISSN: 0043-1354.
- [148] Y. TAKEDA. « Velocity profile measurement by ultrasound Doppler shift method ». In: International Journal of Heat and Fluid Flow 7.4 (déc. 1986), p. 313–318. ISSN: 0142-727X. DOI: 10.1016/0142-727X(86)90011-1. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0142727X86900111.
- [149] Y. TAKEDA. « Velocity profile measurement by ultrasonic doppler method ». In: Experimental Thermal and Fluid Science. Experimental methods in Thermal and Fluid Science 10.4 (mai 1995), p. 444–453. ISSN: 0894-1777. DOI: 10.1016/0894-1777 (94) 00124-Q. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/089417779400124Q.
- [150] S. TALVY, A. COCKX et A. LINÉ. « Modeling hydrodynamics of gas liquid airlift reactor ». en. In: *AIChE Journal* 53.2 (fév. 2007), p. 335–353. ISSN: 1547-5905. DOI: 10.1002/aic.11078.
- [151] P. TANGUY. « Simulation de l'hydrodynamique des réacteurs biologiques à culture libre ». Rapport de DEA. Strasbourg : ENGEES, 2003.
- [152] G. TCHOBANOGLOUS, F. L. BURTON et H. D. STENSEL. *Wastewater engineering : treatment and reuse*. Boston : McGraw-Hill, 2004. ISBN : 978-0-07-124140-3.
- [153] J. THYN, R. ZITNY, J. J. HA et P. STRASAK. « RTD prediction, modelling and measurement of gas flow in reactor ». English. In: *Nukleonika* 43.1 (1998), p. 95–114. ISSN: ISSN 0029-5922.

[154] J. THÝN et L. HANSSON. «The residence time distribution in systems with recirculation on the outlet flow ». In: *The International Journal of Applied Radiation and Isotopes* 26.12 (1975), p. 748–752. ISSN: 0020-708X. DOI: 10.1016/0020-708X(75)90133-7. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0020708X75901337.

- [155] E. TORFS et T. MAERE. « Impact on sludge inventory and control strategies using the Benchmark Simulation Model No. 1 with the Bürger-Diehl settler model ». In: Water Science & Technology 71.10 (2015), p. 1524–1535. URL: ftp://ftp.ci2ma.udec.cl/pub/ci2ma/pre-publicaciones/2014/pp14-31.pdf.
- [156] E. TORFS. « Different settling regimes in secondary settling tanks : experimental process analysis, model development and calibration ». Thèse de Doctorat. Université de Gand (Belgque), sept. 2015.
- [157] E. TORFS, S. BALEMANS, F. LOCATELLI, R. BÜRGER, J. LAURENT, P. FRANÇOIS, S. DIEHL et I. NOPENS. « Critical analysis of constitutive functions for hindered settling velocity in 1-D settler models ». In: *Watermatex*. Goldcoast, Queensland, Australia, juin 2015.
- [158] E. TORFS, M. C. MARTI, F. LOCATELLI, S. BALEMANS, R. BÜRGER, S. DIEHL, J. LAURENT, P. A. VANROLLEGHEM, P. FRANÇOIS et I. NOPENS. « Concentration-driven models revisited: Towards a unified framework to model settling tanks in WRRFs ». In: Water Science and Technology Accepted (sept. 2016).
- [159] K. M. UDERT, C. FUX, M. MÜNSTER, T. A. LARSEN, H. SIEGRIST et W. GUJER. « Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine ». eng. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 48.1 (2003), p. 119–130. ISSN: 0273-1223.
- [160] K. M. UDERT et M. WÄCHTER. « Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation ». In: Water Research 46.2 (fév. 2012), p. 453–464. ISSN: 0043-1354. DOI: 10. 1016/j.watres.2011.11.020.URL:http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411007044.
- [161] S. VAN DEN HENDE, V. BEELEN, G. BORE, N. BOON et H. VERVAE-REN. « Upscaling aquaculture wastewater treatment by microalgal bacterial flocs From lab reactors to an outdoor raceway pond ». In: Bioresource Technology 159 (mai 2014), p. 342–354. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.02.113.
- [162] S. VAN DEN HENDE, E. CARRÉ, E. COCAUD, V. BEELEN, N. BOON et H. VERVAEREN. « Treatment of industrial wastewaters by microalgal bacterial flocs in sequencing batch reactors ». In: *Bioresource Technology* 161 (juin 2014), p. 245–254. DOI: 10.1016/j.biortech. 2014.03.057.
- [163] S. VAN DEN HENDE, H. VERVAEREN, S. DESMET et N. BOON. « Bioflocculation of microalgae and bacteria combined with flue gas to improve sewage treatment ». In: *New Biotechnology*. Recent advances in Environmental Biotechnology 29.1 (déc. 2011), p. 23–31. DOI: 10.1016/j.nbt.2011.04.009.
- [164] H. VANHOOREN, J. MEIRLAEN, Y. AMERLINCK, F. CLAEYS, H. VAN-GHELUWE et P. VANROLLEGHEM. « WEST: modelling biological wastewater treatment ». In: *Journal of Hydroinformatics* 5 (2003), p. 57–50.

- URL: http://www.iwaponline.com/jh/005/jh0050027.
- [165] P. VANROLLEGHEM, B. CLERCQ, J. CLERCQ, M. DEVISSCHER, D. KINNEAR et I. NOPENS. « New measurement techniques for secondary settlers: a review ». In: Water Science & Technology 53.4-5 (mar. 2006), p. 419. ISSN: 02731223. DOI: 10.2166/wst.2006.148. URL: http://www.iwaponline.com/wst/05304/wst053040419.htm.
- [166] S. VERMANDE. « Etude et modélisation hydrodynamique et biologique des boues activées dans les bassins d'aération ». Thèse de doct. Toulouse : INSA Toulouse, 2005.
- [167] H. K. VERSTEEG et W. MALALASEKERA. *An Introduction to Computational Fluid Dynamics : The Finite Volume Method.* en. Pearson Education Limited, 2007. ISBN : 978-0-13-127498-3.
- [168] P. A. VESILIND. « Design of prototype thickeners from batch settling tests ». In: *Water Sewage Works* 115.7 (1968), p. 302–307.
- [169] J. VILLERMAUX. Génie de la réaction chimique, conception et fonctionnement des réacteurs. Tec et Doc, 1995.
- [170] A. WANKO, R. MOSE et A. LIENARD. « Residence time distribution in infiltration percolation. Performances of two types of material ». In: Techniques Sciences Methodes 4 (2004), p. 63–71. ISSN: 02997258 (ISSN). URL: https://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-4444288875&partnerID=40&md5=2edbb8779b17aba6a732131
- [171] A. WANKO, J. B. ZHANG, R. MOSÉ, C. GREGOIRE et A. SADOWSKI.

  « Hydraulic parameters and statistical residence time distribution
  moments correlations—a lysimeter study for pesticides mitigation ».

  In: International Journal of Environmental Analytical Chemistry 90.3-6
  (2010), p. 299—310. ISSN: 0306-7319. DOI: 10.1080/03067310902999140.

  URL: http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03067310902999140.
- [172] E. WICKLEIN, D. J. BATSTONE, J. DUCOSTE, J. LAURENT, A. GRIBORIO, J. WICKS, S. SAUNDERS, R. SAMSTAG, O. POTIER et I. NOPENS. «Good modelling practice in applying computational fluid dynamics for WWTP modelling». en. In: Water Science and Technology 73.5 (2015), p. 969–982. DOI: 10.2166/wst.2015.565.
- [173] D. C. WILCOX. *Turbulence Modeling for CFD*. English. 3rd edition. La Canada, California: D C W Industries, nov. 2006. ISBN: 978-1-928729-08-2.
- [174] T. H. WONG, T. D. FLETCHER, H. P. DUNCAN et G. A. JENKINS. « Modelling urban stormwater treatment: A unified approach ». In: *Ecological Engineering* 27.1 (août 2006), p. 58–70. ISSN: 0925-8574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2005.10.014. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405002351.
- [175] B. Wu. « CFD simulation of gas and non-Newtonian fluid two-phase flow in anaerobic digesters ». In: Water Research 44.13 (juil. 2010), p. 3861–3874. ISSN: 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2010. 04.043. URL: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410002976.
- [176] L. ZHANG, Q. PAN et G. L. REMPEL. « Residence Time Distribution in a Multistage Agitated Contactor with Newtonian Fluids : CFD

Prediction and Experimental Validation ». In: *Industrial and Engineering Chemistry Research* 46.11 (2007), p. 3538–3546.

[177] X. ZHANG, Q. HU, M. SOMMERFELD, E. PURUHITO et Y. CHEN. « Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes ». In: *Bioresource Technology* 101.14 (juil. 2010), p. 5297–5304. DOI: 10. 1016/j.biortech.2010.02.007.