

ÉTUDE DU FONCTIONNEMENT D'UNE STATION D'ÉPURATION PAR LE BIAIS DE LA MODELISATION MATHEMATIQUE

Cyril PRINTEMPS

Ingénieur chercheur (doctorant)
Anjou Recherche - Vivendi Water
1, place de Turenne
94 417 SAINT MAURICE Cedex
FRANCE
Tel/fax : +33 1 49 76 52 63 / +33 1 49 76 52 79
E-mail : cyril.printemps@generale-des-eaux.net

Thierry DORMOY

Ingénieur Procédés de traitement des eaux usées
Générale des Eaux - Vivendi Water - Direction Technique
18, boulevard Malesherbes
75 008 PARIS
FRANCE
Tel/fax : +33 1 49 24 63 69 / +33 1 49 24 65 40
E-mail : thierry.dormoy@generale-des-eaux.net

Peter VANROLLEGHEM

Professeur
Ghent University - BIOMATH department
Coupure Links 653
B-900 GENT
BELGIUM
Tel/fax : +32 (0) 9 264 59 32 / +32 (0) 9 264 62 20
E-mail : peter.vanrolleghem@rug.ac.be

Mathieu ZUG

Directeur de programme
Anjou Recherche - Vivendi Water
1, place de Turenne
94 417 SAINT MAURICE Cedex
FRANCE
Tel/fax : +33 1 49 76 52 70 / +33 1 49 76 52 79
E-mail : mathieu.zug@generale-des-eaux.net

RESUME

Des progrès considérables ont été accomplis ces vingt dernières années dans le domaine de la modélisation mathématique des procédés d'épuration à boues activées. Un consensus dans les milieux scientifiques (IWA) sur la façon de raisonner et de quantifier les phénomènes biologiques a été atteint. Ceci a donné naissance aux modèles ASM (Activated Sludge Model).

Initiés par la réglementation, qui s'oriente vers une approche plus globale de la maîtrise du système d'assainissement (i.e. réseau, station d'épuration et milieu naturel), à savoir que toutes les entités interagissent entre elles, les logiciels de dernière génération s'apparentent de plus en plus à des plates-formes de modélisation intégrée, en sachant que leur configuration « ouverte » fait d'eux des systèmes évolutifs.

Dans ce cadre, les outils de simulation, SIMBA/SIMBAD et WEST[®], ont été mis au point, puis utilisés afin d'établir un diagnostic du fonctionnement de la station d'épuration de la ville de Grand-Couronne (76). Cette étude a aussi été l'occasion de confronter sur un cas réel deux générations de logiciel. Enfin, l'étude a permis de montrer, à l'aide d'exemples simples, les aspects pour lesquels la modélisation pourrait être employée comme outil d'aide à la décision.

MOTS CLES

Modélisation, Station d'épuration, Boues activées, SIMBA/SIMBAD, WEST[®]

I INTRODUCTION

L'avènement de normes de rejets de plus en plus sévères pour les rejets de stations d'épuration implique une fiabilisation et un meilleur contrôle de celles-ci. L'utilisation de modèles mathématiques prend alors tout son intérêt pour aider à l'élaboration de stratégies de gestion performantes.

Cet article est consacré à l'étude du fonctionnement de l'usine de dépollution de la ville de Grand-Couronne (76) par le biais de la modélisation mathématique. Cette étude a été réalisée avec les deux logiciels de simulation, SIMBA/SIMBAD et WEST[®].

Dans la première partie, sera abordé l'état de l'art de la modélisation du traitement par boues activées. Nous verrons quel est le modèle de référence tant pour la partie en réacteur, que celle concernant le processus de décantation au niveau du clarificateur associé. Nous présenterons ensuite rapidement les principales fonctionnalités des deux logiciels employés dans l'étude.

Les parties suivantes seront consacrées respectivement à la mise au point des modèles sur le site étudié et à l'utilisation d'un outil de simulation en prédictif dans le but de montrer l'apport potentiel de la modélisation en exploitation.

II L'ETAT DE L'ART

Le procédé de traitement par boues activées est constitué de deux entités principales. D'une part, le réacteur au sein duquel la pollution incidente est dégradée et qui est régi par des mécanismes essentiellement biologiques ; d'autre part, le clarificateur dont la fonction est de séparer l'eau traitée de la biomasse et des autres composés particulaires, et pour lequel les mécanismes qui entrent en jeu sont essentiellement physiques (Chachuat *et al.*, 2000).

II.1. Modélisation du réacteur biologique

De nombreuses études ont été entreprises depuis une vingtaine d'années pour modéliser le procédé de traitement par boues activées. C'est en 1987, avec la publication du modèle ASM1, qu'un consensus dans le milieu scientifique sur la façon de raisonner et de quantifier les phénomènes dans le réacteur biologique a été atteint. Le modèle ASM1 (i.e. Activated Sludge Model n°1) a été compilé par un groupe de travail de l'IAWQ (Henze *et al.*, 1987). Il permet de simuler le traitement des pollutions carbonée et azotée (nitrification/dénitrification) en fonction du temps. Ce modèle bien qu'ayant été étendu à plusieurs reprises pour rendre compte d'observations expérimentales ou inclure de nouveaux processus, reste sans conteste le plus utilisé à travers le monde et fait l'objet aujourd'hui encore d'une attention toute particulière de la part de la communauté scientifique (Jeppsson, 1996).

Le modèle ASM1 se présente sous la forme d'une matrice (Tableau 1), dans laquelle sont répertoriés les phénomènes d'épuration mis en jeu, ainsi que les cinétiques et les stœchiométries associées. Les variables sont notées par les lettres S (pour soluble) et X (pour particulaire), complétées par un indice, avec les conventions suivantes :

B	biomasse	N	azote	I	inerte
H	hétérotrophe	S	substrat	D	dégradable
A	autotrophe	O	oxygène	P	produit de lyse bactérienne

Les variables sont des concentrations, soit en polluants organiques, soit en biomasse, exprimées en mg DCO/L pour les composés carbonés et en mg N/L pour les composés azotés.

Tableau 1 : Matrice des équations du modèle boues activées IAWQ n°1 [HENZE et al., 1987]

Composés $Z_i \Rightarrow$	Composés solubles							Composés particuliers						Vitesse du processus ρ_j (ML ⁻³ T ⁻¹)
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	
\Downarrow Processus j	Si	Ss	Snd	Snh	Sno	So	Salk	Xi	Xs	Xbh	Xba	Xp	Xnd	
1. Croissance aérobie hétérotrophe		$-\frac{1}{Yh}$		$-iXB$		$-\frac{1-Yh}{Yh}$	$\frac{iXB}{14}$			+1				$\mu h \cdot \frac{Ss}{Ks+Ss} \cdot \frac{So}{Koh+So} \cdot Xbh$
2. Croissance anoxie hétérotrophe		$-\frac{1}{Yh}$		$-iXB$	$\frac{1-Yh}{2,86Yh}$		$\frac{1-Yh}{14 \times 2,86Yh}$				+1			$\mu h \cdot \frac{Ss}{Ks+Ss} \cdot \frac{Koh}{Koh+So} \cdot \frac{Sno}{Kno+Sno} \cdot \eta g \cdot Xbh$
3. Croissance aérobie autotrophe				$-iXB$ $-\frac{1}{Ya}$	$+\frac{1}{Ya}$	$-\frac{4,57-Ya}{Ya}$	$-\frac{iXB}{14} - \frac{1}{7Ya}$					+1		$\mu a \cdot \frac{Snh}{Knh+Snh} \cdot \frac{So}{Koa+So} \cdot Xba$
4. Mortalité hétérotrophe									$1-fp$	-1		fp	$\frac{iXB}{-fp \times iXP}$	$bH \cdot Xbh$
5. Mortalité autotrophe									$1-fp$		-1	fp	$\frac{iXB}{-fp \times iXP}$	$bA \cdot Xba$
6. Ammonification de l'azote organique soluble			-1	+1			$+\frac{1}{14}$							$ka \cdot Snd \cdot Xbh$
7. Hydrolyse de la matière organique adsorbée		+1								-1				$kh \cdot \frac{Xs}{Kx+(Xs/Xbh)} \cdot Xbh$ $\left[\frac{So}{Koh+So} + \eta h \cdot \frac{Koh}{Koh+So} \cdot \frac{Sno}{Kno+Sno} \right]$
8. Hydrolyse de l'azote organique adsorbé			+1										-1	$\rho 8 \cdot (Xnd / Xs)$
Vitesse apparente de conversion [ML ⁻³ T ⁻¹]	$r_i = \sum_j v_{ij} \times \rho_j$												Coefficients c_{ij}	
Paramètres stoechiométriques :													Paramètres cinétiques :	
Rendement de conversion : - hétérotrophe, Yh - autotrophe, Ya													Croissance et mortalité hétérotrophes : $\mu h, Ks, Koh, Kno, b_{H1}$	
Fraction de biomasse donnant des résidus cellulaires : fp													Croissance et mortalité autotrophes : $\mu a, Knh, Koa, b_A$	
Teneur en azote de la biomasse : iXB													Facteur de correction pour la croissance anoxie hétérotrophe : ηg	
Teneur en azote des résidus cellulaires : iXP													Ammonification : ka	
													Hydrolyse : (particulaire) kh, Kx	
													Facteur de correction pour l'hydrolyse anoxie : ηh	

Le modèle ASM1 comporte au total 13 variables d'état permettant de caractériser 8 processus de dégradation de la pollution.

Soit un composé Z_i affecté par le processus j, lorsque le coefficient c_{ij} est non nul, sa vitesse de réaction r_i est alors $r_j(Z_i) = c_{ij} \times \rho_j$. Si c_{ij} est positif, le processus j produit Z_i , s'il est négatif, il en consomme.

La vitesse de réaction totale de la variable Z_i résulte donc de la combinaison des différents processus qui l'affectent :

$$r(Z_i) = \sum_j (r_j(Z_i)) = \sum_j c_{ij} \cdot \rho_j \quad (\text{Equation 1})$$

II.2. Modélisation du clarificateur

Parmi les boues soutirées au niveau de la purge du clarificateur, un certain pourcentage est recirculé en entrée du réacteur biologique avec pour objectif de maintenir un taux de boues suffisamment élevé pour traiter correctement l'affluent. Il s'avère donc indispensable pour modéliser les boues activées d'associer à un modèle biologique de type ASM, un modèle physique de décantation.

Le plus classiquement employé à l'heure actuelle est le modèle unidimensionnel mis au point par Takács *et al.* (1991) : l'ouvrage est divisé en 10 couches horizontales et les équations décrivent les transferts verticaux de MES entre deux couches adjacentes (flux descendant de décantation et flux ascendant dû à la circulation de l'eau vers la surverse). La principale « force » de ce modèle réside dans sa loi vitesse-concentration, qui a été adaptée pour être validée à la fois dans la zone clarifiée et la zone d'épaississement.

III LES LOGICIELS DE SIMULATION

Il y a maintenant une quinzaine d'année, Anjou Recherche en collaboration avec OTV a développé le modèle SIMBA/SIMBAD, qui est l'outil de référence au sein du groupe Vivendi Water.

Depuis peu, une nouvelle façon de concevoir la modélisation est entrain d'émerger. Initiés par la réglementation, qui s'oriente vers une approche plus globale de la maîtrise du système d'assainissement (i.e. réseau, station d'épuration et milieu naturel), à savoir que toutes les entités interagissent entre elles, les logiciels de dernière génération s'apparentent maintenant de plus en plus à des plates-formes de modélisation intégrée, en sachant que leur configuration « ouverte » fait d'eux des systèmes évolutifs. Soucieuse de préserver son expérience en modélisation station, Anjou Recherche s'est lancé dans cette nouvelle voie, et depuis Juin 2001, dispose d'un des outils les plus reconnus sur le marché, à savoir le logiciel WEST[®].

Cette étude en modélisation a donc été l'occasion de confronter sur un cas d'application réel les deux outils de simulation dont dispose Anjou Recherche.

III.1. SIMBA/SIMBAD

SIMBA signifie SIMulation de Boues Activées et SIMBAD, SIMulation de Boues Activées Dynamique. Ce logiciel repose sur les concepts du modèle IAWQ n°1 et comporte quelques ajouts et modifications spécifiques. Ainsi, sa particularité principale est de décomposer l'affluent en différents compartiments, associés à des cinétiques de réaction et exprimés en masse (MES), afin de calculer la concentration en MES dans la boue activée et les boues de retour (Lesouëf, 1990).

SIMBA est le module permanent du logiciel, qui calcule à partir de caractéristiques moyennes sur la station des résultats moyens journaliers. Le régime dynamique est ensuite simulé par le module SIMBAD, qui calcule à partir de l'état final généré par le module permanent SIMBA des résultats horaires (Lesouëf *et al.*, 1990).

Concernant la modélisation du clarificateur secondaire, les équations intégrées dans SIMBA/SIMBAD reposent d'une part sur la théorie de sédimentation de Kynch, qui calcule la hauteur du voile de boue et la concentration des boues recirculées, et d'autre part sur une loi dite de surverse, qui lie la concentration en MES dans l'eau épurée à la charge superficielle appliquée sur l'ouvrage.

III.2. WEST[®]

Le logiciel WEST[®] est le fruit d'une collaboration active entre deux entités, d'un côté la société belge HEMMIS, pour la partie programmation des modèles et commercialisation du produit, et de l'autre, l'Université de Gand (Belgique), en charge du développement scientifique de l'outil.

Ce logiciel de dernière génération est une plate-forme « ouverte » de modélisation; à savoir que chacun a accès au code de calcul et qu'un utilisateur averti peut y intégrer ses propres modèles de façon relativement aisée. Contrairement à SIMBA/SIMBAD qui repose sur les équations du modèle IAWQ n°1, WEST[®] dispose dans sa bibliothèque de l'ensemble des modèles ASM. Avec les modèles ASM1 et ASM3 (Gujer et *al.*, 1999), on sera en mesure de simuler le traitement des pollutions carbonée et azotée, et avec les versions ASM2/2d (Henze et *al.*, 1995, 1999), WEST[®] permet de modéliser l'élimination du phosphore par voie chimique ou biologique. Concernant le clarificateur, WEST[®] dispose d'une large gamme de modèles de décantation, dont le modèle multicouche Takács.

Les potentialités de l'outil ne se limitent pas qu'à la « simple » modélisation des boues activées. Il existe des modèles pour les bassins de stockage, les biofiltres, les digesteurs anaérobies, etc. Il dispose aussi de plusieurs modèles en rivière, dont le modèle RWQM1 développé par un groupe de travail de l'IWA (Reichert et *al.*, 2001 - Shanahan et *al.*, 2001 - Vanrolleghem et *al.*, 2001), en sachant qu'il permet aussi de raccorder des modèles en réseau d'assainissement. Ce logiciel constitue donc une plate-forme dite de « modélisation intégrée » (i.e. réseau, station et rivière).

Il comprend également un modèle d'évaluation des coûts de fonctionnement, ainsi qu'un module de calage automatique, grâce auquel l'utilisateur va pouvoir caler le modèle en ayant au préalable spécifié les paramètres à faire varier. Viennent s'ajouter à cela un module d'analyse de sensibilité des paramètres du modèle, ainsi qu'un module dédié à l'analyse de scénarii.

III.3. Les modèles employés dans l'étude

Le modèle ASM1 tel qu'il a été décrit précédemment repose sur un certain nombre de simplifications. En effet, il ne prend pas en compte :

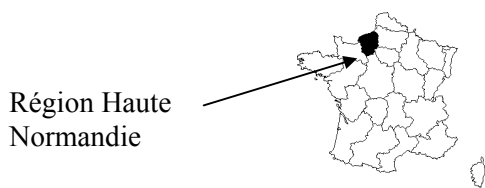
- l'effet de la température de l'eau au niveau de l'activité bactérienne,
- l'impact de l'alcalinité sur la cinétique de nitrification,
- la présence d'azote organique soluble inerte (S_{NI}) en concentration non négligeable dans certains affluents (ex. effluents de brasserie),
- une compartimentation spécifique basée sur les MES (i.e. le modèle ASM1 calcule les MES comme une fraction de la DCO particulaire).

Le modèle SIMBA/SIMBAD quant à lui considère ces différents aspects, nous avons donc été amenés à programmer dans le logiciel WEST[®] un nouveau modèle biologique pour la partie en réacteur, ainsi qu'un modèle de décantation pour le clarificateur sur les bases de la théorie développée dans SIMBA/SIMBAD.

Cette étude en modélisation aura donc aussi pour objectif de débiter la phase de validation des nouveaux modèles programmés dans WEST[®].

Nous allons à présent nous intéresser plus particulièrement au site d'application de cette étude, à savoir l'usine de dépollution de la ville de Grand-Couronne (76).

IV PRESENTATION DU SITE D'APPLICATION



Grand-Couronne (76, Seine Maritime) est une commune d'environ 10 000 habitants, située à une dizaine de kilomètres au sud ouest de Rouen.

IV.1. Le réseau d'assainissement

Le réseau d'assainissement comprend :

- une partie unitaire en centre ville, dont l'exutoire principal est un bassin tampon situé à l'entrée de la station (Figure 1),
- une partie séparative en périphérie, dont les exutoires sont : pour les eaux usées, soit le réseau unitaire du centre ville, soit la station d'épuration directement, et pour les eaux pluviales, des bassins de rétention, des fossés rejetant directement dans la Seine et pour une petite partie, le réseau unitaire du centre ville.

IV.2. L'usine de dépollution (20 000 E.H.)

La station d'épuration de Grand-Couronne a été construite en 1994. Les affluents du réseau unitaire sont d'abord stockés dans un bassin tampon avant d'être orientés vers la station, contrairement aux affluents du réseau séparatif qui arrivent directement au niveau des prétraitements (Figure 1).

IV.2.1. La filière eau

Les eaux usées relevées du bassin d'orage et du réseau séparatif passent dans un premier temps dans un dégrilleur automatique, où sont retenus les déchets volumineux et les flottants. Dans un second temps, elles sont mises dans un ouvrage cylindro-conique de dégraissage et de dessablage : le sable décanté est récupéré par pompage en partie basse tandis que les graisses, mises en émulsions par une aération, sont raclées à la surface.

Vient ensuite le traitement biologique, mettant en œuvre la technique des boues activées en aération prolongée, qui permet la nitrification, la dénitrification et la déphosphatation biologique des eaux prétraitées. Le réacteur circulaire d'un volume total de 5230 m^3 ($h_{\text{eau}} = 6 \text{ m}$) comprend 4 zones :

- la zone anoxie 1 (350 m^3) employée comme zone de contact pour éviter le foisonnement des boues et qui assure la dénitrification des nitrates recirculés à partir du clarificateur,
- la zone anaérobie (230 m^3) où l'absence totale d'oxygène permet de mettre en état de stress les bactéries, ce qui favorise la surassimilation du phosphore par voie biologique,
- la zone anoxie 2 (1245 m^3) où les bactéries dénitrifiantes transforment les nitrates en diazote,
- la zone aérobie (3425 m^3) où la biomasse élimine le carbone, et les bactéries autotrophes nitrifient l'azote ammoniacal sous forme d'ions nitrate.

Ensuite, l'étape de décantation consiste en la séparation de la boue activée produite dans le réacteur biologique et de l'eau épurée. Il s'agit d'un clarificateur circulaire sucé de 23 mètres de diamètre.

Les normes de rejet imposées concernent uniquement le traitement de pollution carbonée et de la pollution azotée. Pour toutes les simulations effectuées dans cette étude, les critères de jugement retenus ont été les suivants : DCO = 90 mg/L, NTK = 10 mg/L et NGL = 20 mg/L (en sachant que ces normes sont à respecter sur les moyennes journalières).

IV.2.2. La filière boue

Les boues en excès sont pompées depuis la bêche à boues de la recirculation vers l'atelier de déshydratation. Elles sont préalablement conditionnées avec un polymère, afin de favoriser leur floculation, et déshydratées mécaniquement sur deux unités composées chacune d'une table d'égouttage et d'une presse à bande. Les boues déshydratées sont post-conditionnées par ajout de chaux, qui d'une part stabilise les réactions biologiques susceptibles de se produire et d'autre part augmente la siccité de la boue. Les boues chaulées produites sont ensuite destinées à la valorisation agricole ou à l'incinération.

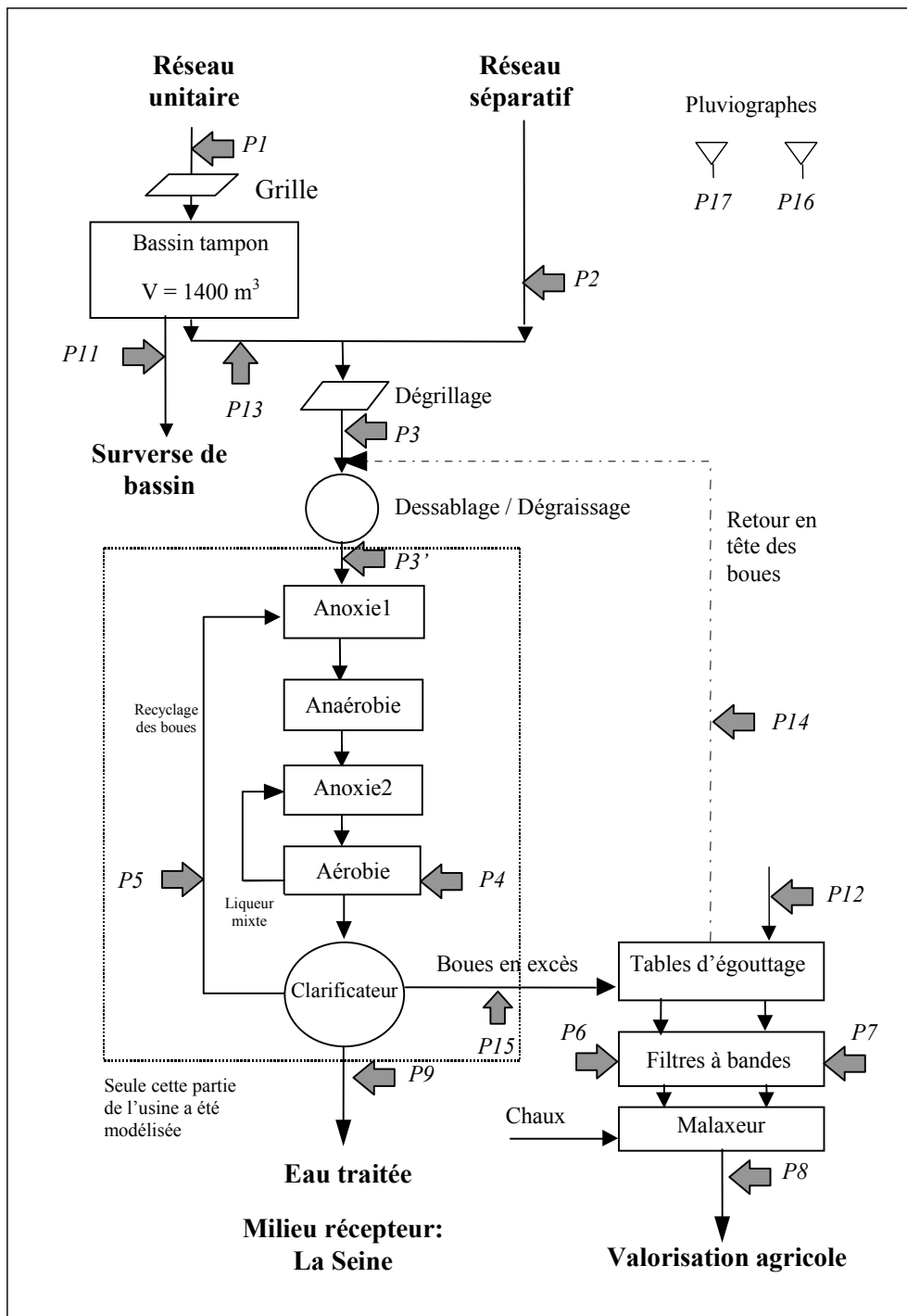


Figure 1 : Schéma de l'usine de dépollution de la ville de Grand-Couronne et localisation des points de mesure

V ETAPES DE CALAGE ET DE VALIDATION DU MODELE

Toute modélisation nécessite des phases de paramétrage et de vérification du modèle. La phase de calage vise à optimiser manuellement ou automatiquement l'ajustement de certaines variables simulées à leurs valeurs mesurées. L'étape de validation, quant à elle, a pour objectif de vérifier la qualité du modèle calé sur d'autres séries de mesures non utilisées lors du calage. La réalisation successive du calage/validation constitue l'étape de mise au point du modèle sur un site donné. Pour ce faire, quatre campagnes de temps de sec (une par saison), ainsi que quatre campagnes en temps de pluie ont été réalisées sur le site de Grand-Couronne ; chacune d'entre-elles comprenant six jours de mesures journalières et une journée de mesures horaires. Les résultats présentés par la suite sont ceux de la campagne de temps sec d'été, qui s'est déroulée du 4 au 11 août 1998.

V.1. Présentation de la campagne de temps sec d'été

Le tableau ci-dessous regroupe les caractéristiques moyennes de l'eau en entrée du réacteur biologique (point de mesure P'3, Figure 1) durant la campagne de temps sec d'été.

Tableau 2 : Composition moyenne de l'affluent durant la campagne de temps sec d'été

	Unités	Entrée biologique
Débit	m ³ /j	1450
MES	mg/L	300
MES minérales	mg/L	93
DCO totale	mg O ₂ /L	674
DCO soluble	mg O ₂ /L	253
NTK	mg N/L	73
N-NH ₄	mg N/L	53
N-NO ₃	mg N/L	0
Alcalinité	mg CaCO ₃ /L	600

V.2. Résultats du régime permanent

Avant de parler de calage ou de validation, il a fallu bien évidemment au préalable construire physiquement la structure de l'usine de dépollution dans le module SIMBA et le logiciel WEST[®]. La zone aérée du réacteur biologique a été découpée en trois cuves afin de tenir compte de l'hétérogénéité du flux. Durant la campagne de mesures, trois sondes à oxygène ont été positionnées dans cette partie du réacteur biologique.

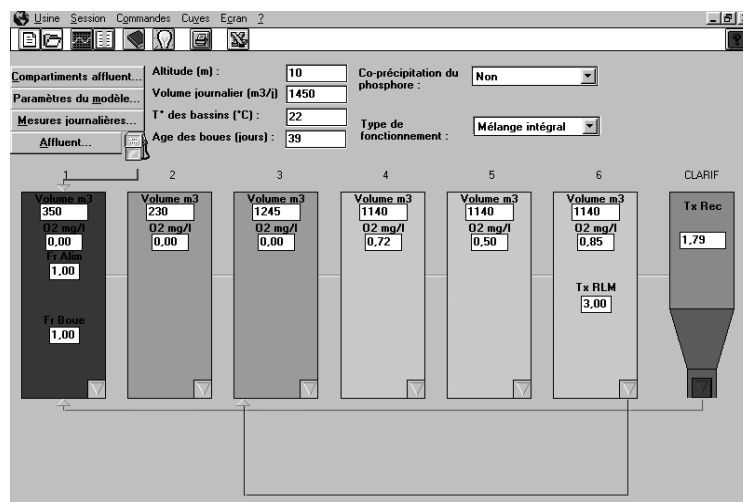


Figure 2 : Schéma de la filière de traitement dans le module SIMBA

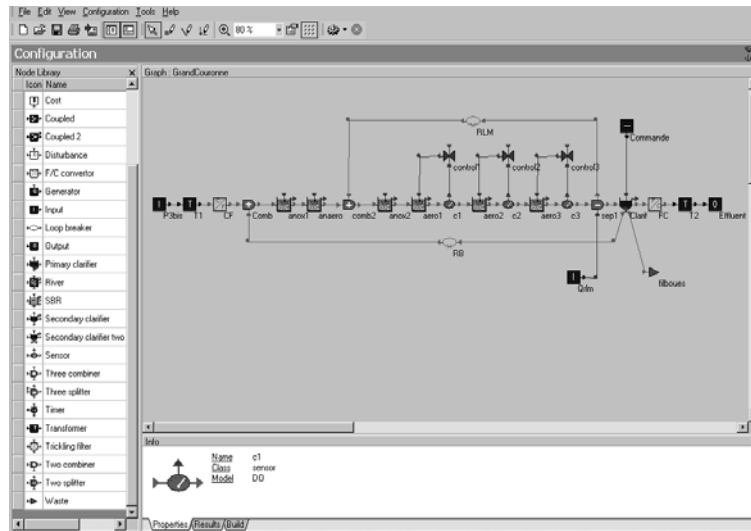


Figure 3 : Schéma de la filière de traitement dans le logiciel WEST®

Un certain nombre d'informations sont à spécifier pour pouvoir simuler en régime permanent (Tableau 3).

Vient ensuite la phase proprement dite de calage, dont l'objectif est de déterminer suivant une certaine méthodologie les valeurs des paramètres permettant de minimiser l'écart entre les résultats simulés et les mesures *in situ*. Le modèle a été calé sur chacune des quatre campagnes de temps sec. Pour trois d'entre-elles, les résultats de calage ont été considérés comme suffisamment proches pour en tirer un jeu de paramètres moyens (Juillard et al., 2000).

Les campagnes en temps de pluie nous ont ensuite permis de vérifier la qualité du modèle calé, et par la même, de valider les valeurs des paramètres du calage moyen pour cette station.

Tableau 3 : Caractéristiques pour la simulation en régime permanent

Caractéristiques	Unités	Valeurs
Altitude de l'usine	m	10
Température	°C	22
[O ₂] dissous dans la cuve 4	mg O ₂ /L	0,72
[O ₂] dissous dans la cuve 5	mg O ₂ /L	0,50
[O ₂] dissous dans la cuve 6	mg O ₂ /L	0,85
Taux de recirculation de la liqueur mixte	-	3,00
Taux de recyclage des boues	-	1,79

Tableau 4 : Mesures *in situ* et résultats simulés en permanent pour la campagne de temps sec d'été

	Unités	Mesures	SIMBA	WEST®
<u>Liqueur mixte</u>				
MES	mg/L	2443	2538	2517
MES minérales	mg/L	-	803	797
DCO	mg O ₂ /L	2471	2512	2490
NTK	mg N/L	150	159	158
<u>Eau traitée</u>				
MES	mg/L	10	10	10
DCO	mg O ₂ /L	30	37	37
DCO soluble	mg O ₂ /L	25	27	27
NGL	mg N/L	8,0	8,9	8,9
NTK	mg N/L	1,7	1,8	1,8
N-NH ₄	mg N/L	0,1	0,3	0,3
N-NO ₃	mg N/L	6,3	7,2	7,1
Boues extraites	kg/j	322	328	330

Les simulations ont été réalisées avec les paramètres du calage moyen, ce qui permet d'expliquer les écarts relevés entre les résultats simulés et les mesures.

Les résultats calculés par les deux logiciels sont quasiment identiques. Les différences constatées notamment concernant la liqueur mixte ne sont pas significatives et peuvent s'expliquer par une gestion différente de l'extraction des boues entre les deux logiciels.

V.3. Résultats du régime dynamique

Un échantillonnage horaire a eu lieu le troisième jour de la semaine, alors que des prélèvements moyens 24 heures asservis au débit ont été réalisés les autres jours.

L'état initial du régime dynamique correspond à l'état final du régime permanent. Les valeurs des paramètres du modèle employées sont celles du calage moyen.

Les figures ci-dessous présentent les résultats en dynamique pour la campagne de temps sec d'été.

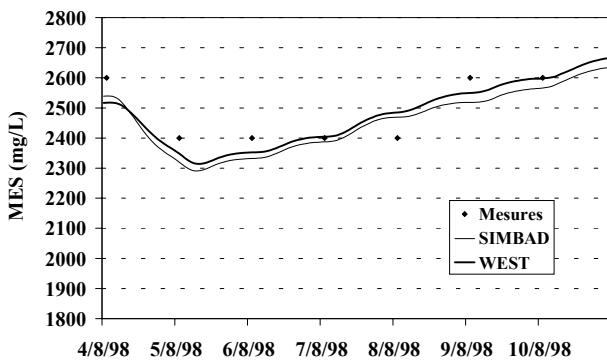


Figure 4 : Concentration en MES de la liqueur mixte

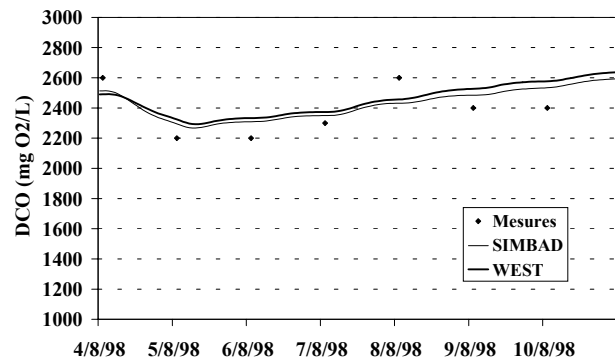


Figure 5 : DCO de la liqueur mixte

Le premier jour de la semaine, une extraction de boues en excès a eu lieu, ce qui a eu pour conséquence de faire chuter les indicateurs de la liqueur mixte. Les mesures de DCO et MES de la liqueur mixte sont réalisées sur un prélèvement ponctuel et sont donc sujettes à caution (i.e. homogénéité dans le bassin).

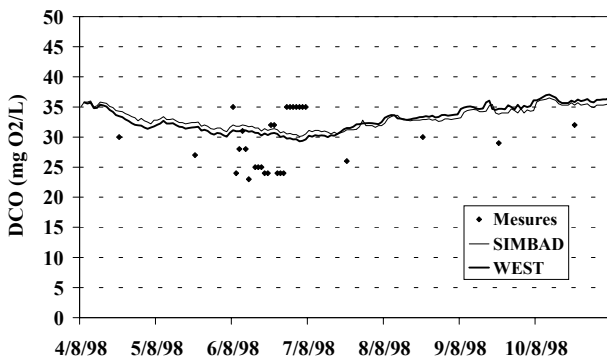


Figure 6 : DCO de l'eau traitée

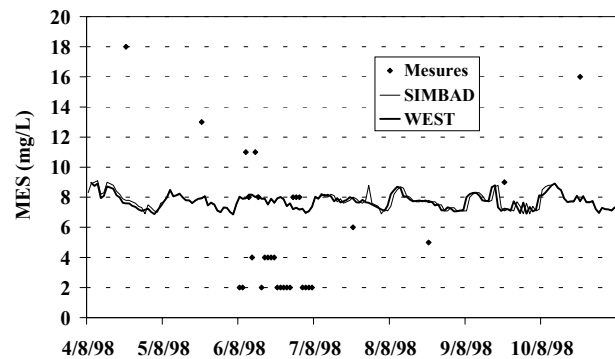


Figure 7 : Concentration en MES de l'eau traitée

Les modèles calés et validés reproduisent correctement le profil en DCO de l'eau traitée sur la semaine. Là encore, les écarts existant entre les résultats des modèles et les mesures sont dus en partie au fait que les valeurs des paramètres sont celles du calage moyen et non celles du calage spécifique à la campagne de temps sec d'été.

Le modèle de décantation considéré simule correctement la pollution soluble. Le particulaire est quant à lui moins bien reproduit du fait de la non prise en compte d'effets hydrodynamiques pouvant intervenir sur le clarificateur. Les mesures en MES de l'eau épurée sont assez fluctuantes. Le modèle de clarificateur n'est en mesure de reproduire qu'une grande tendance du profil mesuré en MES.

Les résultats calculés par SIMBAD et WEST[®] sont quasi similaires. Ceci valide en partie les ajouts et modifications réalisés dans les modèles du logiciel WEST[®].

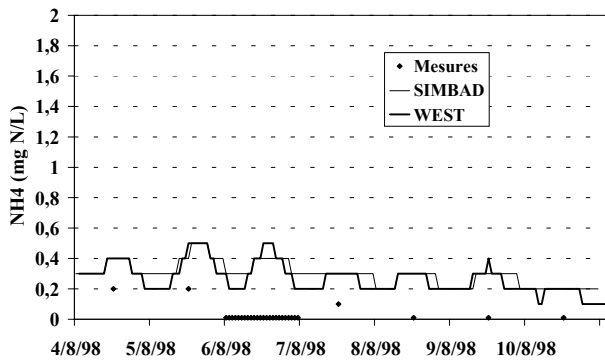


Figure 8 : Concentration en N-NH₄ de l'eau traitée

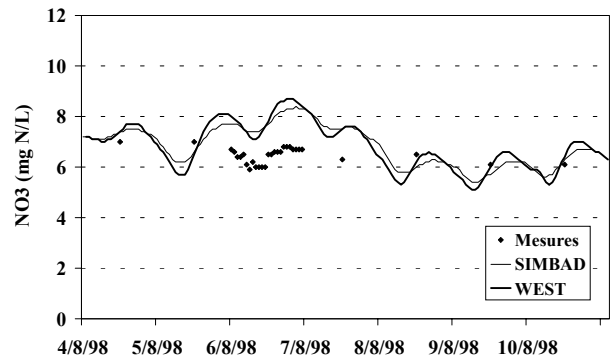


Figure 9 : Concentration en N-NO₃ de l'eau traitée

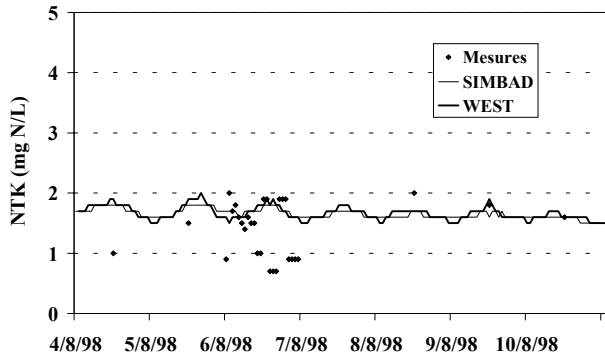


Figure 10 : Concentration en NTK de l'eau traitée

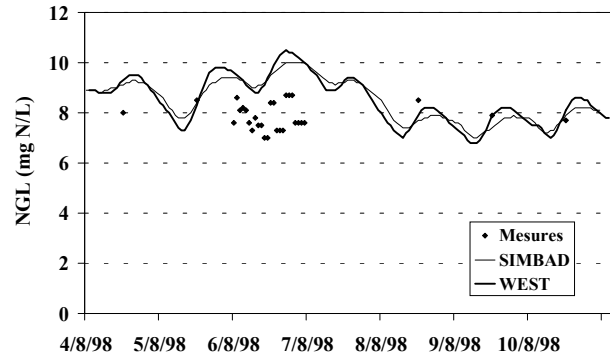


Figure 11 : Concentration en NGL de l'eau traitée

En ce qui concerne les indicateurs azotés de l'eau épurée, les écarts entre les mesures et les simulations sont faibles. La variation de concentration en N-NO₃ de l'eau traitée est parfaitement reproduite par les deux modèles (Figure 9).

SIMBAD et WEST[®] fournissent des résultats quasi similaires. Les courbes laissent néanmoins apparaître un léger décalage temporel entre les deux simulations (retard de phase de SIMBAD par rapport à WEST[®]) et une différence d'amplitude au niveau des sinusoïdes.

On peut donc considérer que les nouveaux modèles programmés dans WEST[®] correspondent assez bien à ceux qui constituent l'outil de simulation SIMBA/SIMBAD. Il restera par la suite à expliquer ou à valider les points cités précédemment.

Après avoir mis au point les modèles et constaté qu'ils reproduisent correctement les profils mesurés de la liqueur mixte et de l'eau épurée, et par la même, le fonctionnement de l'usine quelles que soient la saison et les conditions climatiques, la modélisation va pouvoir être employée comme outil d'aide en exploitation. Ainsi, à partir de situations potentiellement réalisables sur le site étudié, la simulation va permettre d'envisager et de tester diverses solutions en réponse à de nouveaux intrants ou à une configuration de station différente.

L'étude initiale réalisée par Juillard et *al.* (2000) a mis en évidence le sous-dimensionnement du bassin d'orage et le sur-dimensionnement des bassins biologiques de la station. A partir de ce constat, un système dit modifié a été défini, dans lequel le volume du réacteur biologique n'est plus que de 2010 m³ (au lieu de 5250 m³). Ce dimensionnement repose sur les bases d'un respect des normes réglementaires de rejet 95% du temps et d'un fonctionnement en dégradé 5% du temps.

La suite de l'article va être consacrée aux apports potentiels de la modélisation pour l'exploitation de station d'épuration. Les simulations ont été réalisées sur ce système dit modifié et seul le logiciel SIMBA/SIMBAD a été employé.

VI LA MODELISATION COMME OUTIL D'AIDE EN EXPLOITATION

Cette partie vise à montrer au travers de plusieurs exemples simples comment les modèles de station pourraient apporter une aide concrète à l'exploitation et la gestion des usines de dépollution (Printemps, 2001).

L'expérience a montré que l'utilisation d'un logiciel sur site nécessiterait que son interface utilisateur soit simplifiée à l'extrême. Si cette condition est satisfaite, l'exploitant pourrait alors avoir recours à la simulation pour tester différentes configurations de station.

Deux exemples significatifs seront abordés par la suite. Le premier concerne la révision des consignes de fonctionnement établies dans le cadre de l'assurance qualité. La simulation pourra, par exemple, servir à visualiser les effets d'une augmentation de la charge à traiter, puis à tester différentes consignes permettant à l'usine de rester en conformité avec les objectifs fixés. Le second cas, quant à lui, concerne les adaptations de gestion à réaliser suite à des incidents ou durant des réparations pouvant intervenir sur l'usine. Dans ce cas, l'objectif sera, par exemple, l'optimisation des consignes de fonctionnement en prévision de l'arrêt d'un des aérateurs.

VI.1. Mise en œuvre

Les exemples ont été appliqués sur le système dit modifié de l'usine de Grand-Couronne. Les valeurs des paramètres employées ont été celles du calage moyen. Dans un premier temps, une semaine type, dite de référence, a été simulée (Figure 12). Elle débute par un jour moyen, viennent ensuite deux jours de pointe, et enfin quatre jours moyens. Les compositions des affluents du jour moyen et du jour de pointe sont présentées dans le tableau 5.

Le jour de pointe a été déterminé en considérant le coefficient de pointe C_p (valeur calculée = 1,5).

Les consignes de fonctionnement établies lors de cette semaine sont celles de la campagne de temps sec d'été (Tableau 3), à l'exception de la concentration en MES dans le bassin d'aération qui a été régulée autour de 4,5 g/L.

Seuls les indicateurs azotés de l'eau épurée ont été suivis.

La figure 12 montre que les teneurs en NTK et NGL de l'eau épurée durant la semaine dite de référence sont largement inférieures aux valeurs maximales tolérées dans les rejets.

Tableau 5 : Caractérisation des affluents du jour moyen et du jour de pointe

	Unités	Jour moyen	Jour de pointe
Débit	m ³ /j	1969	2963
MES	mg/L	316	316
MES minérales	mg/L	90	90
DCO totale	mg O ₂ /L	632	632
DCO soluble	mg O ₂ /L	232	232
NTK	mg N/L	65	65
N-NH ₄	mg N/L	54	54
N-NO ₃	mg N/L	0	0
Alcalinité	mg CaCO ₃ /L	600	600

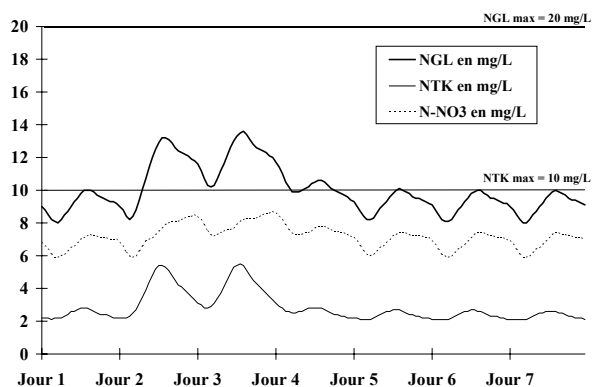


Figure 12 : Semaine type dite de référence

VI.2. Exemple 1 : Faire face à une augmentation de la charge à traiter

L'exploitant peut être confronté à ce type de problème suite aux raccordements de nouveaux usagers par exemple. Il lui faudrait alors adapter sa gestion de l'usine. La modélisation pourrait dans ce cas précis lui permettre de tester différentes consignes d'exploitation (sans conséquences directes sur le traitement), afin de déterminer les modalités de fonctionnement les plus appropriées à la nouvelle situation.

L'adaptation se fera généralement en jouant de façon unique ou conjointe sur la consigne en oxygène dans les cuves aérées et les débits de recirculation de la liqueur mixte, de recyclage des boues et d'extraction des boues en excès.

Dans cet exemple, les débits journaliers ont été augmentés de 50% par rapport à ceux de la semaine type de référence. Les concentrations restent quant à elles inchangées. La semaine ainsi testée correspond à la figure 13. La forte augmentation de la charge va avoir pour conséquence de dégrader de manière significative les processus de nitrification et de dénitrification. Parmi les solutions envisagées, c'est l'augmentation de l'aération (Figure 14) qui a fourni les meilleurs résultats. Cette adaptation permet au système d'absorber la charge supplémentaire d'azote ammoniacal et de rétablir le profil en NTK à celui qui était le sien durant la semaine de référence.

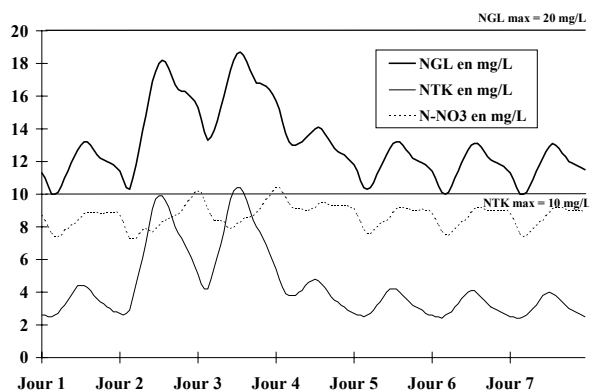


Figure 13 : Semaine simulée pour une augmentation de 50% de la charge à traiter

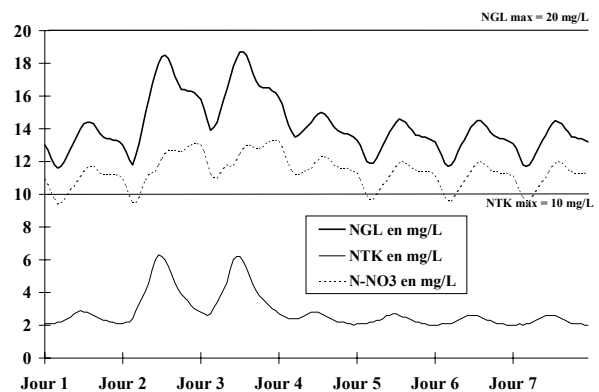


Figure 14 : Semaine simulée pour une augmentation de 50% de la charge à traiter et une augmentation de la consigne en oxygène à 1,4 mg/L dans les 3 cuves aérées

Dans une étude plus complète, il faudrait bien évidemment vérifier que l'adaptation proposée soit compatible avec les dispositifs en place (ex. capacité des aérateurs). Les coûts inhérents à chaque modification rentreront aussi en ligne de compte dans le choix final. Sur cet aspect, le logiciel WEST[®] dispose d'un modèle d'évaluation des coûts de fonctionnement (i.e. coûts énergétiques liés à l'aération des bassins et aux différents pompages).

VI.3. Exemple 2 : Faire face à l'arrêt d'un aérateur

Le second exemple d'application concerne l'arrêt d'un aérateur. Cela peut être du à des travaux de maintenance ou un dysfonctionnement de l'aérateur en question. La simulation a été réalisée avec l'arrêt de l'aérateur de la cuve n°4 durant toute la semaine (Figure 15). Dans ce cas, la dégradation du traitement de l'azote est si importante qu'il a fallu combiner des augmentations au niveau de l'aération et de la recirculation de la liqueur mixte. Le rétablissement à des niveaux corrects des concentrations en NTK et NGL a ainsi nécessité une élévation de la consigne en oxygène à 2 mg/L dans les cuves n°5 et 6, et une augmentation de 50% du débit de recirculation de la liqueur mixte (Figure 16).

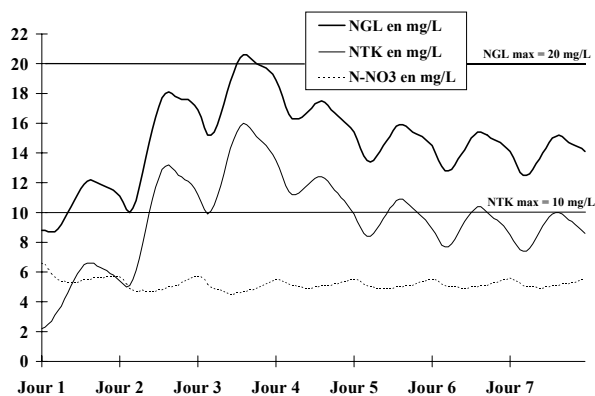


Figure 15 : Semaine simulée avec l'arrêt de l'aération dans la cuve n°4

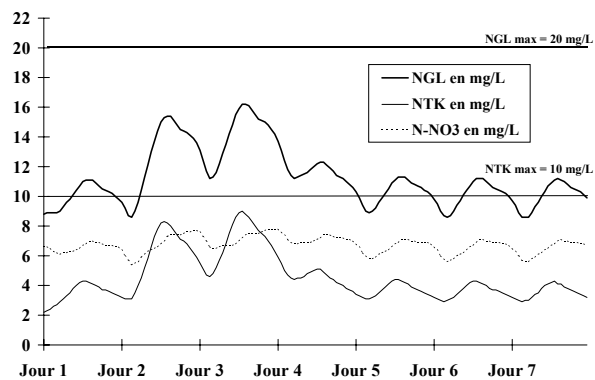


Figure 16 : Semaine simulée avec l'arrêt de l'aération dans la cuve n°4, l'adaptation des consignes en oxygène dans les cuves n°5 et 6 à 2 mg/L et l'augmentation de 50% du débit de recirculation de la liqueur mixte

Ce type d'essais pourrait ainsi permettre à l'exploitant de disposer d'une marge de sécurité par rapport à la décision qu'il va devoir prendre. La modélisation utilisée en exploitation permettrait certainement, en ciblant mieux les attentes des professionnels, d'améliorer les rendements épuratoires des stations, tout particulièrement lors de conditions dites « exceptionnelles » (fonctionnement en dégradé), pouvant nécessiter parfois de « by-passer » certains ouvrages de traitement.

VII CONCLUSIONS

Un modèle mathématique peut donc permettre de mieux appréhender le fonctionnement d'une usine de dépollution, en choisissant des conditions opératoires et en les testant. Dans tous les cas, l'utilisateur spécifie ses entrées, fait exécuter la simulation, exploite les résultats calculés et juge de leur adéquation au problème posé. Si nécessaire, il modifie telle ou telle donnée et recommence le processus.

L'étude « Grand-Couronne » correspond à un cas d'application réel, pour lequel deux ans de mesures ont eu lieu. L'étude initiale a été réalisée avec le logiciel de simulation des boues activées SIMBA/SIMBAD. Le modèle a été calé et validé en temps sec comme en temps de pluie, et un jeu de paramètres moyens représentatif de ce site a pu ainsi être identifié.

Enfin, une fois la phase de mise au point du modèle achevée, l'utilisateur dispose d'un outil correctement éprouvé et représentatif du site, qui va pouvoir être employé en prédictif. Ainsi, à partir de situations potentiellement réalisables, la simulation va permettre d'envisager et de tester différents modes de gestion en réponse à un changement de l'affluent ou à un dysfonctionnement de matériels. Dans ce cadre, un tel logiciel de simulation pourrait apporter une aide à l'exploitation des usines de dépollution.

Ce cas d'application a aussi été l'occasion d'éprouver notre nouvel outil de simulation WEST[®], de le comparer avec le logiciel SIMBA/SIMBAD et de valider en partie les nouveaux modèles programmés dans WEST[®].

BIBLIOGRAPHIE

- Chachuat B, Roche N, Latifi MA (2000)** Identification et optimisation dynamique d'une station d'épuration de petite taille. Rapport relatif à la collaboration sur les échanges techniques en modélisation des stations d'épuration LSGC – Anjou Recherche. 144p.
- Gujer W, Henze M, Mino T, Van Loosdrecht MCM (1999)** Activated sludge model No. 3. Water Sci. Technol., 39(1), p. 183-193.
- Henze M, Grady CPL Jr, Gujer W, Marais GvR, Matsuo T (1987)** Activated sludge model No.1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC, Londres.
- Henze M, Gujer W, Mino T, Matsuo T, Wentzel MCM, Marais GvR (1995)** Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.
- Henze M, Gujer W, Mino T, Matsuo T, Wentzel MC, Marais GvR, Van Loosdrecht MCM (1999)** Activated sludge model No. 2d, ASM2d. Water Sci. Technol. 39(1), p. 165-182.
- Jeppsson U (1996)** Modelling aspects of wastewater treatment processes. Ph.D. thesis : Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Sweden. 428p.
- Juillard C, Masse B, Mohr E, Zug M (2000)** Etude de définition du débit de référence d'une station d'épuration. Application au système d'assainissement de Grand-Couronne (76). Rapport interne Anjou Recherche, 142p.
- Lesouëf A (1990)** SIMBAD : un modèle mathématique pour systèmes de boues activées. Techniques Sciences Méthodes - L'Eau, vol 85, n°7-8, juillet-août 1990, p. 371-378.
- Lesouëf A, Le Boucher B (1990)** Modélisation des réacteurs biologiques ou 'un outil de raisonnement même imparfait vaut mieux que pas d'outil du tout...' ». Point Sciences et Techniques, vol 1, n°2, octobre 1990, p. 10-15.
- Printemps C (2001)** Application de la modélisation à l'étude du fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées. Rapport interne Anjou Recherche, 51p.
- Reichert P, Borchardt D, Henze M, Rauch W, Shanahan P, Somlyódy L, Vanrolleghem PA (2001)** River water quality model No.1 (RWQM1) : II. Biochemical process equations. Water Sci. Technol. 43,5,11-30.
- Shanahan P, Borchardt D, Henze M, Rauch W, Reichert P, Somlyódy L, Vanrolleghem PA (2001)** River water quality model No.1 (RWQM1) : I. Modelling approach. Water Sci. Technol. 43,5,1-9.
- Takács I, Patry GG, Nolasco D (1991)** A dynamic model of clarification-thickening process. Water Research 25,10,1263-1271.
- Vanrolleghem PA, Borchardt D, Henze M, Rauch W, Reichert P, Shanahan P, Somlyódy L (2001)** River water quality model No.1 (RWQM1) : III. Biochemical submodel selection. Water Sci. Technol. 43,5,31-40.